



1949

**A szennyvízcsatorna-hálózat kiépítését követő
talajvízminőség-változások vizsgálata egy kelet-
magyarországi település példáján**

Egyetemi doktori (PhD) értekezés

Szerző neve: Mester Tamás

Témavezető neve: Dr. habil. Szabó György

DEBRECENI EGYETEM

Természettudományi és Informatikai Doktori Tanács

Földtudományok Doktori Iskola

Debrecen, 2020.

Ezen értekezést a Debreceni Egyetem Természettudományi és Informatikai Doktori Tanács Földtudományok Doktori Iskola Tájvédelem és éghajlat programja keretében készítettem a Debreceni Egyetem természettudományi doktori (PhD) fokozatának elnyerése céljából.

Nyilatkozom arról, hogy a tézisekben leírt eredmények nem képezik más PhD disszertáció részét.

Debrecen, 2020.12.04.

*Mester Tamás
a jelölt aláírása*

Tanúsítom, hogy Mester Tamás doktorjelölt 2016-2019. között a fent megnevezett Doktori Iskola Tájvédelem és éghajlat programjának keretében irányításommal végezte munkáját. Az értekezésben foglalt eredményekhez a jelölt önálló alkotó tevékenységével meghatározóan hozzájárult.

Nyilatkozom továbbá arról, hogy a tézisekben leírt eredmények nem képezik más PhD disszertáció részét.

Az értekezés elfogadását javasolom.

Debrecen, 2020.12.04.

*Dr. Szabó György
a témavezető aláírása*

**A SZENNYVÍZCSATORNA-HÁLÓZAT KIÉPÍTÉSÉT KÖVETŐ
TALAJVÍZMINŐSÉG-VÁLTOZÁSOK VIZSGÁLATA EGY KELET-
MAGYARORSZÁGI TELELÜLÉS PÉLDÁJÁN**

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

Írta: **Mester Tamás** okleveles földrajztanár-némettanár

Készült a Debreceni Egyetem Földtudományok Doktori Iskola
Tájvédelem és éghajlat programja keretében.

Témavezető: **Dr. habil. Szabó György**

A doktori szigorlati bizottság:

elnök:	Prof. Dr. Csorba Péter	
tagok:	Dr. Molnár József	
	Dr. Fazekas István	

A doktori szigorlat időpontja: 2019.12.06.

Az értekezés bírálói:

Dr.	
Dr.	

A bírálóbizottság:

elnök:	Dr.	
tagok:	Dr.	
	Dr.	
	Dr.	
	Dr.	

Az értekezés védésének időpontja: 2021.

TARTALOMJEGYZÉK

1. Bevezetés	7
1.1 Problémafelvetés	7
1.2 A kutatás aktualitása, újszerűsége	8
1.3 A kutatás hipotézisei, legfontosabb célkitűzései.....	9
2. Szakirodalmi áttekintés	10
2.1 A felszín alatti vizek állapotának jellemzése.....	10
2.1.1 Felszín alatti vizek csoportosítása	10
2.1.2 Talajvíz és a természetes hidrológiai ciklus	10
2.1.3 A felszín alatti vizek minősége, a minősítés jogszabályi háttere	11
2.1.4 Víztisztasági és szennyezettségi indexek	13
2.1.5 Multivariációs statisztikai módszerek alkalmazása a felszín alatti vizek szennyezettségének értékelésében.....	14
2.1.6 A felszín alatti vízkészletek védelmének jogszabályi háttere	15
2.2 Talajvízszennyezés	16
2.2.1 Szennyezőanyagok csoportosítása	16
2.2.2 Kommunális szennyvíz, mint pontszerű szennyezőforrás.....	17
2.2.3 Egyéb pontszerű szennyezőforrások	19
2.2.4 Pontszerű és diffúz szennyezőforrások Magyarországon.....	20
2.2.5 A vizekben előforduló nitrogénformák típusai, környezeti hatásai.....	21
2.2.5.1 Ammónium fixáció a talajban.....	23
2.2.6 A foszfor antropogén forrásai és környezeti hatásai	25
2.2.7 A vizek természetes anionjai és azok antropogén hatásra bekövetkező módosulásai.....	26
2.2.8 A nehézfémek környezeti hatásai.....	28
2.2.9 Izotópok alkalmazása a környezettudományokban	29
2.3 Talajvízszennyezés Magyarországon	30
2.3.1 Talajvízmonitoring Magyarországon	30
2.3.2 Talajvízminőség vizsgálatok települési környezetben Magyarországon.....	31
2.4 A kommunális szennyvizek gyűjtése, kezelése.....	33
2.4.1 A lakossági szennyvíz kémiai jellemzői, a szennyvíztisztítás folyamata.....	33

2.4.2 A kommunális szennyvíz gyűjtése Magyarországon	35
3. Anyag és Módszer.....	37
3.1 A mintaterület bemutatása	37
3.1.1 Földrajzi elhelyezkedés, domborzat, felszínborítás, talajtani viszonyok	37
3.1.2 Klimatikus viszonyok, Báránd beépítettsége, csapadékvíz elvezetés..	38
3.1.3 Geológiai, hidrogeológiai viszonyok, a talajvíz kémiai összetétele.....	39
3.1.4 A településen keletkező szennyvíz mennyisége, szennyvízkezelés	42
3.2 A mintaterület és a mintavételi pontok kijelölése	44
3.2.1 A településen található monitoring kutak elhelyezése, vízmintavétel..	44
3.2.2 Egy szigetetlen szennyvízakra környezetében végzett vizsgálatok ..	45
3.3 Laboratóriumi vizsgálatok.....	46
3.3.1 Vízvizsgálatok.....	46
3.3.2 Talajvizsgálatok	46
3.4 Terepi geodéziai mérések	47
3.5 Adatfeldolgozás, az eredmények kiértékelésének módszerei.....	47
3.5.1 Statisztikai feldolgozás.....	47
3.5.2 Térinformatikai feldolgozás	48
3.5.3 Szennyezettségi indexek alkalmazása	49
3.5.3.1 Szennyezettségi Index Rapant et al., (1995) alapján	49
3.5.3.2 Súlyozott Vízminőség Index (WQI) és Vízminőség Állapot (WQS) (Brown et al. 1970) alapján.....	50
3.5.3.3 A Kanadai Környezetvédelmi Tanács Vízminőség Indexe (CCME-WQI).....	50
4. Eredmények	52
4.1 A település talajvízkészletének állapotfelmérése.....	52
4.1.1 A település domborzati képe és a talajvízszint alakulása	52
4.1.2 Talajtani vizsgálatok	54
4.1.2.1. A szemcseösszetétel vizsgálata	54
4.1.2.2 A település belterületén létesített talajszelvények jellemzése és osztályozása a WRB alapján.....	55
4.1.3 Vízvizsgálatok.....	58
4.1.3.1 A pH, KOI _{ps} , valamint a PO ₄ ³⁻ koncentráció alakulása.....	58

4.1.3.2 Az elektromos vezetőképesség alakulása	61
4.1.3.3. A szervesetlen nitrogénformák, valamint a Na^+ alakulása	62
4.1.3.4 A vizsgált vízkémiai paraméterek közötti korrelációs kapcsolat feltárása	67
4.1.3.5 Az arzén koncentrációjának alakulása a mintaterületen	68
4.1.4 A településen kívül létesített monitoring kutak vízvizsgálati eredményei	69
4.2 A csatornázást követő talajvízminőség változások értékelése.....	70
4.2.1 A nagymintás mintavételezések tér- és időbeli változásainak értékelése.....	70
4.2.1.1 A pH, EC, PO_4^{3-} , Na^+ , és a KOI_{ps} tér- és időbeli változásai	70
4.2.1.2 A szervesetlen nitrogénformák és az ortofoszfát tér- és időbeli változásai	74
4.2.1.3 Korrelációs vizsgálatok	77
4.2.2 A szennyezettség tér- és időbeli változásainak statisztikai vizsgálata .	78
4.2.2.1 A főkomponens analízis eredményei	78
4.2.2.2 A kétlépcsős klaszteranalízis eredményei	79
4.2.2.3 A hierarchikus klaszterelemzés eredményei	81
4.2.2.4 A diszkriminancia analízis eredményei	82
4.2.3 A talajvíz makro- és mikroelemtartalmának értékelése, változásai.....	83
4.2.3.1 Öntözés szempontjából történő értékelés.....	83
4.2.3.2 A talajvíz anion és kation összetétele.....	86
4.2.4 A talajvízminőség változások értékelése vízminőség indexek alapján	89
4.3 A talajvízszintben bekövetkező változások a csatornázást követő időszakban	95
4.4 Egy szigeteletlen szennyvízakra talajvíz minőségre gyakorolt hatásának vizsgálata	99
4.4.1 Talajtani vizsgálatok – a kiáramló szennyvíz hatása a talajra	100
4.4.1.1 Talajtextúra és a szivárgási tényező a mintaterületen.....	100
4.4.1.2 A talaj szervesanyag-, és nitráttartalma a mintaterületen.....	100
4.4.1.3 A talaj szervesetlen nitrogéntartalma az akna környezetében	101
4.4.1.4 További talajtani vizsgálatok a csatornázást követően	104
4.4.2 A kiáramló szennyvíz hatása a talajvízszintre.....	106

4.4.3 Vízvizsgálatok.....	107
4.4.3.1 A vizsgált vízkémiai paraméterek térbeli és időbeli alakulása	107
4.4.3.2 A vizsgált vízkémiai paraméterek közötti korrelációs kapcsolat feltárása.....	112
4.4.3.3 Statisztikai vizsgálatok a geokémiai háttérfolyamatok feltárása érdekében.....	113
4.4.3.4 Szerves nitrogén, szerves szén mennyiségének térbeli alakulása .	118
4.4.3.5 Az oldott oxigén tartalom térbeli alakulása.....	119
4.4.4 Szervetlen nitrogénformák mennyiségének meghatározása a mintaterületen.....	121
4.4.4.1 Az NH_4^+ térbeli eloszlása, mennyisége a modellezett zónában	121
4.4.4.2 A NO_2^- térbeli eloszlása, mennyisége a modellezett zónában.....	122
4.4.4.3 A NO_3^- térbeli eloszlása, mennyisége a modellezett zónában.....	123
4.4.4.4 A szervetlen nitrogénformák egymáshoz viszonyított aránya a modellezett zónában	124
4.4.5 A mikroelemek alakulása az akna környezetében.....	125
4.5 Az izotópanalitikai eredmények értékelése	126
5. Összefoglalás	128
6. Summary.....	133
Köszönetnyilvánítás.....	139
Irodalomjegyzék.....	140
Ábrajegyzék	160
Táblázatjegyzék.....	164
Mellékletek.....	166

1. BEVEZETÉS

1.1 Problémafelvetés

Magyarországon az ivóvízhálózat kiépítésével párhuzamosan nem történt meg a szennyvízcsatorna-hálózat és a szennyvíztisztító telepek kiépítése, így a keletkező kommunális szennyvíz különböző, a háztartások udvarán kialakított szigeteléssel nem rendelkező szikkasztókban történő tárolása széles körben elterjedt gyakorlattá vált (Burucs, 1987; Mester *et al.*, 2019). E pontszerű szennyezőforrásokból kiáramló szennyvíz gyakran közvetlenül keveredik a felszínhez igen közel húzódó talajvízzel. A pozitív változások ellenére a 2008-as évben még a csatornán elszállított szennyvíz mennyiségének 20%-a is tisztítás nélkül, vagy csupán mechanikai tisztítás után került a befogadókbá (KSH, 2009). A szennyvízkezelés és elvezetés hiánya a talajvíz minőségének erőteljes leromlásához vezetett a települési környezetben (Szabó *et al.*, 2016; Mester *et al.*, 2020).

A felszín alatti vizek állapotának romlása azonban nemcsak Magyarországon következett be, hanem globális problémaként jelentkezik, amely így a környezettel kapcsolatos kutatások fókuszpontjába került (Azzellino *et al.*, 2019). Számos tanulmány bizonyítja, hogy az ipari és mezőgazdasági tevékenység mellett az egyik legjelentősebb szennyezőforrás a kommunális szennyvíz, amelynek kezelése és tisztítása a fejlett és a fejlődő országok esetében is gyakran megoldatlan (Jumma *et al.*, 2012; Ravikumar – Somashekar, 2012; Machiwal – Jha, 2015; Richards, 2016; Smorón, 2016; Adimalla *et al.*, 2020). A Kárpát-medence több országában is végeztek átfogó talajvízminőség vizsgálatokat, melyek a felszín alatti vizek elszennyeződését igazolták. Több kutatás megállapítja, hogy a rurális térségekben a hiányzó szennyvízkezelő rendszerek következtében a szennyvíz a talajvízbe kerül, ennek következtében e területeken a talajvíz minősége erősen leromlott (Backman *et al.*, 1998; Rotaru – Răileanu, 2008; Dević *et al.*, 2014; Nemčić-Jurec *et al.*, 2017).

A világ lakosságának ivóvízellátásában a felszín alatti vízbázisok jelentik a legfontosabb forrást, megelőzve a felszíni vízkészletek arányát (Szűcs *et al.*, 2009). A felszín alatti vízkészletek felhasználásának aránya Európában eléri a 74%-ot, Magyarország ivóvízellátásának pedig 95%-a felszín alatti vizekből származik. Felszín alatti vízbázisaink közül a karsztvizek mellett a talajvíz tekinthető a legsérülékenyebbnek, hiszen a felszínről bejutó szennyezőanyagok e felszín alatti vízkészleteket könnyen eléri.

A talajvíz jelentőségét az is fokozza, hogy a rétegvízkészlet a vízkörforgásba rajta keresztül kapcsolódik be (Juhász, 1987). Mivel a talajvíz elszennyeződése nem vezet közvetlenül az ivóvízbázis alapját képező rétegvizek elszennyezéséhez, védelme emiatt sokáig nem kapott megfelelő hangsúlyt, mára azonban több kutatás is bebizonyította, hogy a szennyeződések a vízzárónak tekintett rétegeken keresztül a rétegvizeket is elszennyezhetik (Rakonczi *in* Szabó, 2013). A rétegvizek sebezhetőségét az a tény is növeli, hogy nincs mindenhol egyértelmű vízzáró réteg, vagy az nem feltétlenül folytonos. Az utóbbi évek kutatásai arra is rávilágítottak, hogy a természetben teljesen vízzáró rétegek csak ritkán alakulnak ki, jellemzőbbek az átszivárgó rendszerek, így különböző nyomásviszonyok által generált vertikális vízmozgással kell számolni (Rakonczi *in* Szabó, 2013). Továbbá a rétegvizeink kitermelése következtében megváltozó áramlási viszonyok is lehetővé teszik a

szennyezett talajvíz mélyebb rétegekbe szivárgását (Rónai, 1975; Marton – Szanyi, 2000; Szanyi – Kovács, 2009; Marton, 2009). Papp és munkatársai (2011) a Pesti-síkságon végzett átfogó hidrogeokémiai és izotópgeokémiai vizsgálatait során hidrodinamikai modellek segítségével kimutatták, hogy azok a területek a legsérülékenyebbek, ahol a földtani felépítés és a nagymértékű vízkitermelés miatt a beszivárgási zóna eléri a 100 m-es mélységet. Mivel a talajvíz és az ivóvízként szolgáló rétegvízbázisaink között kapcsolat lehet, ezért a talajvíz védelme kiemelt stratégiai feladat kell, hogy legyen.

Magyarország az Európai Unióhoz történő csatlakozásával ratifikálta a 2000/60/EK Vízi Keretirányelvet és a Települési Szennyvíz Tisztításáról szóló 91/271/EGK irányelvet. A természetes vízbázisok védelme érdekében a Vízi Keretirányelv korlátozza a szántóföldekre kijuttatott nitrogén mennyiségét, és a Helyes Mezőgazdasági Gyakorlatok bevezetésével elősegíti a felszíni és felszín alatti vizek szennyezésének csökkenését. A 91/271/EGK irányelv a 2000 lakosegyenérték (LE) szennyezőanyag terhelés felett a tagállamok szennyvízelvezetési agglomerációi számára előírja a megfelelő települési szennyvízgyűjtő és tisztító rendszerek kiépítését és II. fokozatú biológiai tisztítását. Az Irányelvnek megfelelően településeink szennyvízcsatorna-hálózatának kiépítése jelenleg is zajlik.

1.2 A kutatás aktualitása, újszerűsége

Az utóbbi évtizedben, hazánkban igen komoly előrelépés történt a települési szennyvizek gyűjtésével és tisztításával kapcsolatban. A vízhálózatba és a csatornahálózatba bekapcsolt lakások arányának különbsége a 2004-es 31,5%-ról 2018-ra 13,3%-ra csökkent (KSH, 2019), így néhány éven belül a másodlagos közműolló várhatóan 10% alá csökken.

A megvalósuló beruházások eredményeképp jelentősen lecsökken a talajvízrendszerbe jutó kommunális szennyvíz mennyisége, melynek hatása az egész települési környezetre kiterjed. Ahhoz, hogy e változásoknak a mértékét, intenzitását és a várható tisztulási folyamatok időtartamát pontosan meg tudjuk határozni, folyamatos talajvízmonitoring mellett elengedhetetlen a beruházások előtti alapállapot felmérése. A hazai és a nemzetközi szakirodalmi forrásokat áttekintve azt állapítottuk meg, hogy születtek ugyan publikációk a településeken keletkező szennyvizek által okozott környezetvédelmi problémákról, azonban olyan átfogó, az egész településre kiterjedő vizsgálat, amely a szennyvízcsatorna-hálózat kiépítése előtti, és a kiépítés utáni helyzetet is bemutatná, tudomásunk szerint még nem készült.

A szennyvízcsatorna-hálózat kiépítése a települések számára igen komoly beruházás, így jogosan merülhet fel a kérdés, hogy milyen haszna van ezeknek a beruházásoknak? Valóban megoldja-e a problémákat, s ha igen, milyen gyorsan következnek be a kívánt pozitív irányú változások?

Doktori értekezésemben egy alföldi közepetelepülés, Báránd példáján vizsgálom a szennyvízcsatorna-hálózat kiépítésének környezetre és kiemelten a talajvíz minőségére gyakorolt hatását. A településen 2011 óta zajlanak rendszeres vízminőség vizsgálatok, melyek a település csatornahálózatának 2014-es kiépítését követően is folytatódtak. Az egy évtizede zajló talajvízmonitoring pedig lehetőséget biztosít egy komplex, összehasonlító kutatás elvégzésére.

1.3 A kutatás hipotézisei, legfontosabb célkitűzései

A kutatás legfontosabb célkitűzése, hogy megállapítsa a szennyvízcsatorna-hálózat kiépítését követő talajvízminőség változások dinamikáját, ezáltal pontos képet alkosson a lejátszódó tisztulási folyamatokról. A kutatás megkezdésekor a következő hipotéziseket állítottuk fel:

1. A több évtizede zajló szennyvízkiáramlás és más pontszerű szennyezőforrások hatására a település talajvízkészlete erősen elszennyeződött.
2. A szennyvízcsatorna-hálózat kiépítést követően, a talajvíz minősége a településen szignifikánsan javulni fog.
3. A talajvíz áramlási iránya alapvetően meghatározza a talajvíz szennyezettségének térbeli alakulását. Azok a településrészek a legszennyezettebbek, amelyek felé a többi településrész felől a talajvíz áramlik.
4. A talajvízbe jutó szennyezések a településen kívüli területekre is eljutottak, jelenleg is kimutathatók.
5. A szennyeződések vertikális terjedésének következtében a mélyebb rétegek is elszennyeződtek.
6. A szigeteletlen szennyvízárakból kiáramló szennyvíz a talajvízáramlás irányát és a talajvíz minőségét lokálisan jelentősen befolyásolja.
7. Az akna környezetében 5 évvel a szennyvízkiáramlás megszűnését követően, kimutatható pozitív irányú változások következnek be a talajvíz minőségében.

A hipotéziseink igazolása, vagy megcáfolása érdekében az alábbi célkitűzéseket fogalmaztuk meg:

1. Rendszeres (havi/évszakos/nyári), a csatornázás előtti (2011-2014) és azt követő (2015-2019) időszakban is zajló vízmintavételezés a településen található, vizsgálatba vont talajvízkutakból, a vízminőségváltozások dinamikájának minél pontosabb meghatározása érdekében.
2. Monitoring kutak kialakítása a településen kívül és e kutak vízminőségének vizsgálata a szennyezés horizontális terjedésének megállapítása érdekében.
3. A településre jellemző talajtípusok meghatározása, fúrásszelvények magmintáinak talajfizikai és talajkémiai jellemzése.
4. A település talajvízkészletének komplex geokémiai jellemzése.
5. A különböző szennyezők közötti geokémiai kapcsolatok, valamint a szennyezettség tér- és időbeli viszonyaiban bekövetkező változások feltárása különböző térinformatikai és multivariációs statisztikai módszerekkel.
6. A talajvízszintben bekövetkező változások vizsgálata.
7. A pontszerű szennyezőforrásként megjelenő szigeteletlen szennyvízáraknak környezetre gyakorolt hatásának feltárása érdekében 2012-ben egy szennyvízárakna környezetében monitoring kutak kialakítása és az akna környezetre gyakorolt hatásának részletes vizsgálata.
8. A szerves nitrogénformák dinamikájának vizsgálata az akna közelében.

2. SZAKIRODALMI ÁTTEKINTÉS

2.1 A felszín alatti vizek állapotának jellemzése

2.1.1 Felszín alatti vizek csoportosítása

A 10/2000. (VI. 2.) KöM-EüM-FVM-KHVM együttes rendelet meghatározása alapján felszín alatti víz minden, a föld felszíne alatt a telített zónában elhelyezkedő víz, amely közvetlen érintkezésben van a földtani közeggel. A hazai szakirodalom a kétfázisú rendszer vizeit ellentétben az angol, vagy német szakirodalommal elkülöníti. Az első vízzáró réteg felett összegyűlő, a pórusokat kitöltő vizet talajvíznek, a mélyebben húzódó vizet rétegvíznek, a kőzetek hasadékaiban, repedéseiben elhelyezkedő vizet résvíznek nevezi (*Rakonczai, 2013*). Ennek megfelelően az angol 'groundwater', vagy a német 'groundwasser' nem csak a talajvizet jelenti, hanem magában foglalja a rétegvizeket is. A talajvíz pontosabb, gyakorlati szempontokat is figyelembe vevő meghatározása érdekében két definíciót kell kiemelni, melyek a magyarországi talajvizek előfordulását egy körülbelül 20 méter mélységig terjedő tartományra korlátozzák.

2.1.2 Talajvíz és a természetes hidrológiai ciklus

1. Talajvíznek nevezzük azt a földfelszín közelében összegyűlő, felszín alatti vizet, amely a laza üledékes kőzetszemcsék közötti hézagokat kitölti, gravitációs és hidrosztatikus nyomás alatt áll, és készletében a felszíni befolyásoló tényezők hatására gyakori, közvetlenül érzékelhető változások állnak be (*Ubell, 1959*).

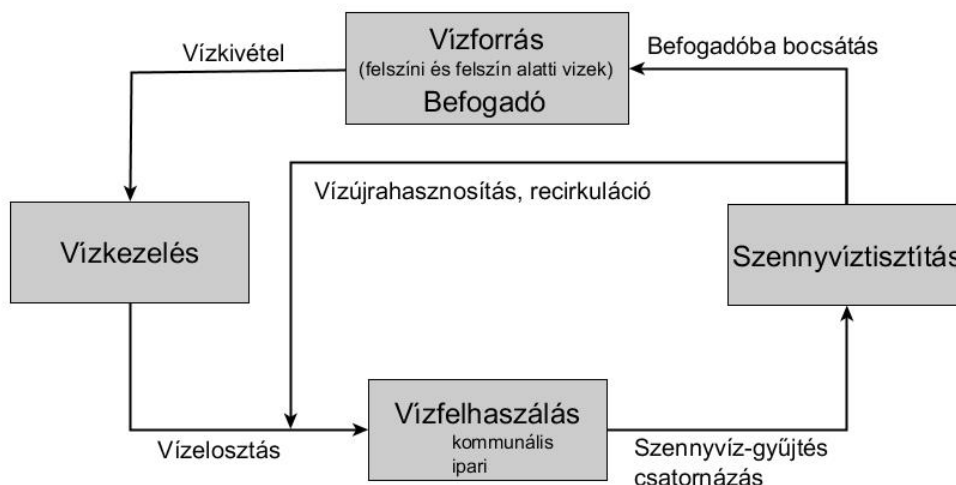
2. Talajvíznek nevezzük a Föld felszíne közelében lévő, teljes tömegében a neutrális zóna felett elhelyezkedő felső vízréteget, amelyre nagymértékben hatnak a meteorológiai viszonyok úgy, hogy a csapadéknak csak az areációs zónán kell lejutnia a talajvízbe, és helyben, közvetlenül a talajvíz tömegéből is történik párolgás, felszíni párolgás vagy evapotranspiráció révén. Porózus és nem karsztosodott hasadékos kőzetben egyaránt előfordul (*Juhász, 1987*).

A természetes vízkörforgalomban a Föld vízkészletének legnagyobb része változó dinamikával részt vesz. A felszínről beáramló víz hosszabb-rövidebb ideig történő áramlás után a felszín alatti kőzettömegből kilépve, újra felszíni víz lesz. A természetes vízkörforgás esetében megkülönböztetünk egy leáramlási zónát (recharge area) mely esetében a hidraulikus gradiens pozitív, egy szállító szakaszt, ahol a horizontális vízáramlási irány a jellemző, valamint egy feláramlási zónát (discharge area), mely esetében a hidraulikus gradiens negatív értéket vesz fel (*Juhász, 1987*). *Tóth (1978)* emellett három részrendszert különít el: rövid idejű (helyi) vízforgalmat, melyet a helyi térszíni magasságkülönbségek alakítanak ki, középhosszú (középmély) vízforgalmat, hosszú idejű (mély vagy regionális) vízforgalmat.

A felszín alatti vizek gravitációs mozgásának kutatása és regionális áramlási rendszerelmélet megalkotása a 20. század második felének egyik legjelentősebb tudományos eredménye (*Tóth, 1963; Freeze – Witherspoon, 1967*). A különböző szintű áramlási rendszerek mindegyikénél háromféle áramlási állapotot különböztetnek meg (leáramlási, laterális, feláramlási). Az áramlási viszonyok ugyan jól követik a felszín morfológiáját, de az áramlás tényleges irányát többek között a porózus közeg rétegzettsége, szerkezete módosíthatja.

2.1.3 A felszín alatti vizek minősége, a minősítés jogszabályi háttere

A vízminőség a vizek fizikai, kémiai és biológiai tulajdonságainak összessége (Dévai *et al.*, 1992). A felszín alatti vizek természetes állapotát hidrogeológiai tényezők határozzák meg, melyet – a víz társadalmi körforgásának eredményeként (**1. ábra**) – antropogén eredetű hatások jellemzően negatív irányba módosítanak (Borda *et al.*, 2000).



1. ábra. A víz társadalmi körforgása (saját szerk. Takács, 2013 alapján).

A felszín alatti vizek állapotának megváltozása a szennyezőanyagok kijuttatásán kívül a vízkitermelés és a földfelszínen zajló emberi tevékenységek (pl. túlzott öntözés, helytelen erdőgazdálkodás, rossz talajművelés stb.) következménye (Lakatos – Czudar, 2008). Egy terület vizeinek minősége ennek megfelelően visszatükrözi az ott folytatott ipari, mezőgazdasági tevékenységet, a település szerkezetét, a terület sajátos hasznosítását (Barótfi, 2002). A vízminőségben bekövetkező változásokat ugyanakkor nem csupán a szennyezőanyagok mennyisége és minősége határozza meg, hanem azt a befogadók öntisztuló képessége is befolyásolja (Szűcs *et al.*, 2015).

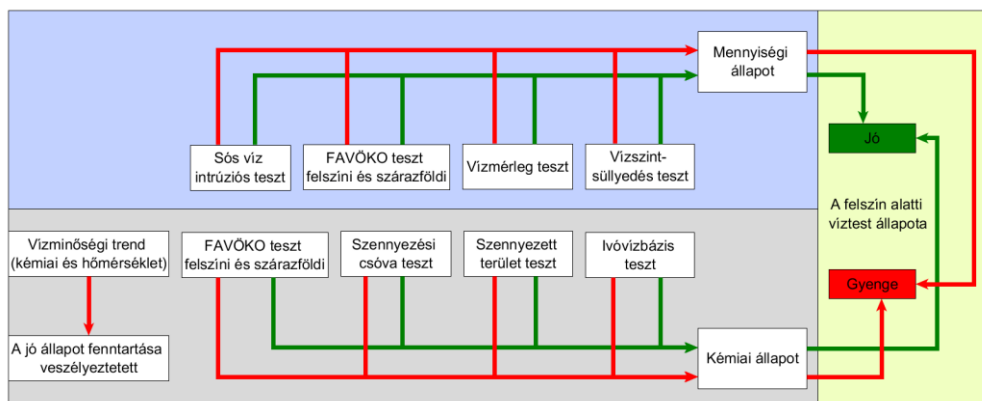
A felszín alatti vizek jó és gyenge minőség közötti kategorizálására számos módszertani megközelítés született (Walker, 2001; Lowe *et al.*, 2002).

Az Egyesült Államok tiszta vízre vonatkozó 1977. évi törvénye előírja, hogy a felszín alatti vizek minőségét osztályozni kell. A legtöbb államban ez kizárólag a fajlagos elektromos vezetőképességre vonatkozóan valósult meg. Texas állam talajvízvédelmi bizottsága a felszín alatti vizeket az összes oldott anyag (TDS) vonatkozásában minősítette. 4 csoportot különítettek el, melyben az 1000 mg/l alatti TDS koncentrációval rendelkező vizeket emberi fogyasztásra vagy bármilyen más használatra alkalmasnak ítélték, a 4000 mg/l érték feletti vizek használatát az ipari és bányászati tevékenységekre korlátozták (Drummond, 2002).

A több kémiai paramétert is figyelembe vevő vizsgálatai során Back (1961) kidolgozta a hidrokémiai tulajdonságok térképezési módszerét, amely a kationok és anionok megkülönböztetésén és egymáshoz viszonyított arányán alapult.

A felszín alatti vizek állapotának minősítését – összhangban a Víz Keretirányelvvel és a Felszín alatti vizek védelme Irányelvvel – a 30/2004 KvVM

rendelet alapján kell elvégezni. A felszín alatti vizek minősítése mennyiségi és kémiai (vízminőségi) szempontok alapján történik, a víztest állapotának minősítését a kettő közül a rosszabbik határozza meg. A minősítés folyamatát a **2. ábra** szemlélteti. A kémiai állapot minősítése a monitoring kutakban észlelt határértéket meghaladó koncentrációk feltárásán alapul.



2. ábra. A felszín alatti vizek minősítésének módszere (saját szerk. a VGT alapján).

A 219/2004 (VII.21.) Kormányrendelet értelmében a felszín alatti víztest jó kémiai állapotban van, 1) ha a szennyező anyag koncentrációja nem haladja meg a háttér koncentrációt, 2) ha meghaladja, de bizonyítható a szennyező koncentrációjának csökkenése, 3) ha a víztest térfogata csak részlegesen szennyezett, 4) az átlagkoncentráció nem növekszik, 5) a szennyező csóvák nem terjednek.

A vizek minőségének megítélése ugyanakkor a vízfelhasználás módja alapján eltérő lehet, hiszen például a magas sótartalmú artézi víz kiváló gyógyvíz, de öntözésre alkalmatlan. Emiatt a vizek minősítése a gyakorlatban az adott célra való alkalmasság megállapítását jelenti (Rácz, 2014).

A vizeket a gyakorlati felhasználás minőségi követelményei alapján, az alábbi módon osztályozhatjuk:

- ivóvízellátásra;
- ipari vízhasználatra;
- öntözésre;
- egyéb vízhasználatra való alkalmasság alapján.

A felszín alatti vizek minősítése Magyarországon a 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendelet „A földtani közeg és a felszín alatti víz szennyezéssel szembeni védelméhez szükséges határértékekről és a szennyezések méréséről” együttes alkalmazása alapján történik. Doktori dolgozatunkban a vonatkozó határértékek alapján végeztük el a mérési eredmények kiértékelését. A vizsgált paramétereket és a vonatkozó határértékeket az alábbi táblázat foglalja össze (**1. táblázat**).

1. táblázat. A vizsgált paraméterek szennyezettségi határértékei a felszín alatti vizekre vonatkozóan (6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendelet).

Paraméter	Szennyezettségi határérték	Veszélyesség (K _i)	Paraméter	Szennyezettségi határérték	Veszélyesség (K _i)
pH	<6,5 9,5<	-	Króm	50 µg/l	K2
EC	2500	-	Kobalt	20 µg/l	K2
Ammónium	0,5 mg/l	K2	Nikkel	20 µg/l	K2
Nitrit	0,5 mg/l	-	Réz	200 µg/l	K2
Nitrát	50 mg/l	K2	Cink	200 µg/l	K2
Foszfát	0,5 mg/l	K2	Szelén	10 µg/l	K2
Szulfát	250 mg/l	K2	Kadmium	5 µg/l	K1
Klorid	250 mg/l	K2	Ón	10 µg/l	K2
Nátrium	200 mg/l	K2	Bárium	700 µg/l	K2
Arzén	10 µg/l	K1	Ólom	10 µg/l	K2

2.1.4 Vízminőségi és szennyezettségi indexek

Mivel a vízminőségi állapot számos fizikai, kémiai és biológiai paraméterrel írható le, a nagy mennyiségű adat jelentősen megnehezíti az értékelést és az összehasonlítást (Reisenhofer *et al.*, 1998). A probléma megoldása érdekében Horton (1965) javasolta az első vízminőség index bevezetését 10 fontos vízkémiai paraméter alapján. A különféle szennyezettségi indexek legfontosabb előnye a kémiai, fizikai és biológiai paraméterek egyetlen számmá történő összevonása, amely a vízminőségre vonatkozó információkat közérthetővé teszi a nyilvánosság és a politikai döntéshozók számára is (Ball – Church, 1980; Bouslah *et al.*, 2017). A vízminőség indexek alapján létrehozott tematikus térképek átfogó képet adnak az adott környezeti problémáról és könnyen értelmezhetővé teszik azt a tudományos területen kívüli személyek számára is (Stigter *et al.*, 2006). Így a vízminőség indexek alkalmazása a felszíni és felszín alatti vizek állapotának leírása során bevett gyakorlattá vált (Liou *et al.*, 2004; Bora – Goswami, 2017; Bouslah *et al.*, 2017). A következő évtizedekben számos módszert fejlesztettek ki a monitoring adatok egyetlen vízminőségi mutatóba való aggregálásához (Brown *et al.*, 1970; Backman *et al.*, 1998; Reisenhofer *et al.*, 1998; Pesce – Wunderlin, 2000). Singh és munkatársai (2014) a vízminőség indexek Földrajzi Információs Rendszerekben (GIS) való használhatóságát tekintették át. A Brown és munkatársai (1970) által kidolgozott súlyozott átlagolással készült Vízminőség indexét (Water Quality Index, WQI) az elmúlt évtizedekben számos alkalommal módosították. A WQI-t alapul véve dolgozták ki többek között az US National Sanitation Foundation Water Quality Indexet (NSFWQI), a Canadian Water Quality Indexet (Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME)). A hagyományos vízminőség értékelési módszerek korlátait látva Tajvanon a Keya folyó vízminőség vizsgálatai alapján Liou és munkatársai (2004) egy általuk kidolgozott vízminőség indexet használtak.

A vízminőség elemzése során számos tanulmány használja a különböző indexeket. Backman és munkatársai (1998) Délnyugat Finnország és Szlovákia belső területein végeztek vízminőségosztályozást, mely során a Rapant és munkatársai (1995) által kifejlesztett szennyezettségi index gyakorlati használhatóságát két különböző

geológiai adottságú területen tesztelték. Az index azon vízkémiai paramétereket veszi figyelembe, melyek meghaladják a szennyezettségi határértéket. Tanulmányukban arra a következtetésre jutottak, hogy a szennyezettségi index kiválóan alkalmas a vízminőség osztályozására és kartográfiai módszerekkel történő ábrázolásra. *Soltan* (1999) a Dakhla oázis artézi kútjainak vízminőség vizsgálata során a vízminőségi indexet használja, melynek kiszámolásához kilenc paramétert vett figyelembe. *Štambuk-Giljanović* (1999) Dalmácia felszíni és felszín alatti vizeinek értékelésekor szintén a vízminőségi indexet használt. *Stigter* és munkatársai (2006) Portugáliában végeztek vizsgálatokat a felszín alatti vízkészletek minőségére vonatkozóan. A vízminőségi index alapján megállapították, hogy a talajvíz nagyfokú szennyezettséget mutat, amely mezőgazdasági tevékenységre vezethető vissza. Azt is megállapították, hogy a vízminőség indexek kiváló értékelési és kommunikációs eszközök agrár-környezetvédelmi politikában.

2.1.5 Multivariációs statisztikai módszerek alkalmazása a felszín alatti vizek szennyezettségének értékelésében

A különböző vízminőség indexek ugyan fontos szerepet játszanak a vízminőség értékelése során, ugyanakkor a fizikai-kémiai paraméterek közötti kapcsolat részletes elemzésére és értékelésére alkalmatlanok. Emellett figyelembe kell vennünk, hogy pusztán a vízkémiai paraméterek alapján nem minden esetben dönthető el azok természetes, vagy antropogén eredete (*Machiwal – Jha* 2015). Ebből kifolyólag egy részletes, a vízminőséget alakító paraméterek közötti összefüggéseket is feltáró kutatásnak többváltozós statisztikai elemzéseket is alkalmaznia kell (*Palma et al.*, 2010; *Oketola et al.*, 2013; *Mohamed et al.*, 2019). E statisztikai elemzések többek között a faktoranalízist (FA), a főkomponens analízist (PCA), valamint a diszkriminancia analízist (DA), illetve egyéb GIS technikákat foglalják magukba (*Majolagbe et al.*, 2016). A többváltozós statisztikai módszerek értékes eszközként szolgálnak a tér- és időbeli különbségek értékeléséhez, a komplex vízminőségi adathalmazok értelmezéséhez, a szennyezőanyagok forrásának meghatározásához (természetes vagy antropogén), valamint segítséget nyújtanak a monitoring hálózat megtervezéséhez, a hatékony vízgazdálkodáshoz, valamint a szennyezés felszámolásának lehetséges gyakorlati megoldásaihoz (*Güler et al.*, 2002).

Számos tanulmányban végeztek átfogó talajvízminőség vizsgálatokat többváltozós statisztikai elemzéseket használva. *Demirel és Güler* (2006) a Mersin-Erdemli medence part menti zónájában a talajvíztest kémiai tulajdonságait befolyásoló antropogén tényezőket azonosított HCA, PCA és geokémiai modellezési technikák alkalmazásával. Az eredmények azt mutatták, hogy a szezonális ingadozásokat a korányári időszakban kijuttatott műtrágyázás okozza. *Cloutier és munkatársai* (2008) a rendelkezésükre álló nagy mennyiségű adathalmaz átláthatóvá tételéhez és a talajvíz geokémia tulajdonságait meghatározó folyamatok azonosításához PCA-t és HCA-t alkalmaztak. *Yidana és munkatársai* (2010) a hagyományos grafikus ábrázolás mellett hierarchikus klaszterelemzést végeztek délnyugat Ghána térségében különböző sótartalommal rendelkező talajvíztestek elkülönítése érdekében. A klaszteranalízis hatékony statisztikai eszköznek bizonyult, lehetővé téve a hasonló tulajdonságú elemek korrelációs párokba történő csoportosítását. *Lin és munkatársai* (2012) Malajziában a Manukan szigeten a

felszínközeli talajvíz időbeli változékonyságát, valamint kémiai összetételét befolyásoló tényezőit vizsgálták. Variancia analízissel, PCA, HCA, ANOVA, és más geostatistikai technikák alkalmazásával megállapították, hogy a felszínközeli talajvíz alkalmatlan ivóvízként történő felhasználásra. Zghibi és munkatársai (2014) Tunéziában a Bon-fok vízadó rétegében vizsgálták a növekvő sótartalom okait. Számos technikát (geokémiai elemzések, Piper diagram, többváltozós statisztikai módszerek) alkalmazva megállapították, hogy a sótartalom növekedése nem csak a tengervíz benyomulásának eredménye, hanem az öntözésből történő leszivárgás is hozzájárul. Főkomponens analízissel két fő hidrokémiai folyamatot állapítottak meg: Az 1. faktor (teljes variancia 64,5%-a) a tengervíz benyomulása volt, a 2. faktor (teljes variancia 14,4%-a) a nitrát jelenléte, mely antropogén hatást jelez. Farsang és munkatársai (2017) Szeged város talajvizének 12 szervesetlen szennyezőjét vizsgálták. A talajvízminőség térbeli változásainak értékeléséhez diszkriminancia analízist (DA) használtak, a talajvízrendszer és a Tisza folyó vízszintingadozásait R/S analízissel vizsgálták. A két vizsgálat eredményét összevetve megállapították, hogy a geológiai adottságok és a vízszintingadozások nincsenek összefüggésben a vízminőség változásokkal. Pan és munkatársai (2019) egy saskatchewan hulladéklerakó talajvízre gyakorolt hatását vizsgálták. Integrált statisztikai megközelítésben főkomponens analízist, korrelációs vizsgálatokat, ion-plot diagramokat, többszörös lineáris regressziós elemzést használva megállapították, hogy a talajvíz elszennyeződése a hulladéklerakóból származik. Wilcox-diagram használatával pedig kimutatták, hogy a hulladéklerakó közelében lévő talajvíz öntözésre alkalmatlan.

2.1.6 A felszín alatti vízkészletek védelmének jogszabályi háttere

Vízbázisaink védelmét több jogszabály határozza meg. Az 1995. évi LIII. törvény a környezet védelmének általános szabályairól az állam és az önkormányzatok vízvédellemmel kapcsolatos tevékenységrendszerének alapjait fekteti le, valamint felhatalmazza a kormányt – a környezetvédelem intézményrendszerével együttműködve – részletes jogszabályok kidolgozására. A vízgazdálkodásról szóló 1995. évi LVII. törvény a vizek hasznosításával, hasznosítási lehetőségeinek megőrzésével és kártételeinek elhárításával összefüggő alapvető jogokat és kötelezettségeket határozza meg. A vízbázisok, a távlati vízbázisok, valamint az ivóvízellátást szolgáló vízi létesítmények védelméről a – többször módosított – 123/1997. (VII. 18.) Kormányrendelet rendelkezik.

A felszín alatti vizek védelméről szóló 219/2004. (VII. 21.) Kormányrendelet célja 1) a felszín alatti vizek jó állapotának biztosításával és annak fenntartásával, 2) szennyezésének fokozatos csökkentésével és megelőzésével, 3) hasznosítható készleteinek hosszú távú védelmére alapozott fenntartható vízhasználattal, 4 a földtani közeg kármentesítésével összefüggő feladatok, jogok és kötelezettségek megállapítása.

A víz, mint környezeti elem védelmének érdekében fontos szerepet tölt be a Környezeti hatásvizsgálati és az egységes környezethasználati engedélyezési eljárásról szóló 314/2005. (XII. 25.) Kormányrendelet, mely a különböző környezetvédelmi engedélyek kiadását a jelentős környezeti hatással rendelkező beruházások esetében környezeti hatásvizsgálati eljárás lefolytatásához köti, mely

által már a tervezési fázisban pozitív irányba módosítható a beruházás környezetre gyakorolt hatása.

A 91/676/ EEC Nitrát Irányelv célja a felszín alatti vizek védelme, a vizek mezőgazdasági eredetű nitrátszennyezéssel szembeni védelme, valamint a már bekövetkezett nitrátszennyezettség mértékének a csökkentése. Az Irányelvet Magyarországon a 49/2001. (IV. 3.) Kormányrendelet emeli törvényerőre. Jelenleg a 27/2006. (II. 7.) Kormányrendelet a vizek mezőgazdasági eredetű nitrátszennyezéssel szembeni védelméről van érvényben. „A közösségi cselekvés kereteinek meghatározásáról a vízpolitika területén” 2000/60/EC Víz Keretirányelv keretet biztosít a vizek védelméhez, mely egy „jó vízminőség” célállapotot határoz meg. Ennek elérése érdekében meghatározza a résztvevő országok számára a szennyezések csökkentéséhez szükséges lépéseket. Az Irányelv jelentőségét az adja, hogy egységesen szabályozza a felszíni és felszín alatti vizek mennyiségi és minőségi védelmét, a pontszerű és diffúz szennyezőforrásokkal szembeni védekezést, valamint az intézkedések vízgyűjtő szintű összehangolását (Parr et al., 2002). Az ivóvíz minőségi követelményeit, az ellenőrzés rendjét a 201/2001. (X. 25.) Korm. rendelet szabályozza.

2.2 Talajvízszennyezés

A vízszennyezés fogalmának meghatározása több megközelítésből történhet. Klein (1962) megfogalmazása szerint vízszennyezésnek nevezünk minden olyan külső hatást, mely a víztestek minőségét úgy változtatja meg, hogy a víz alkalmassága a benne zajló természetes folyamatok biztosítására és az emberi használatra csökken vagy megszűnik.

Egy másik megközelítés a vízminőség fogalmát alapul véve így szól: vízszennyezés minden olyan, a víz fizikai, kémiai, biológiai, bakteriológiai, illetve radiológiai tulajdonságában bekövetkező változás – elsősorban emberi tevékenység hatására –, melynek következtében emberi használatra, illetve a természetes vízi élet számára való alkalmassága csökken, vagy megszűnik, illetve alkalmassá tétele költséges, vagy szélsőséges esetben nem gazdaságos (Láng 1993).

Mivel a vízszennyezés jellemzően emberi tevékenységek komplex hatásának az eredménye, a szennyezés megelőzése és megszüntetése is az ember kezében van (Lakatos – Czudar 2008).

2.2.1 Szennyezőanyagok csoportosítása

A szennyező anyagok olyan szervesetlen elemek, ionok, illetve szervesetlen és szerves vegyületek, amelyek a vízbe jutva az élőlények élettevékenységét kedvezőtlenül befolyásolják, életüket veszélyeztetik, az ember tevékenységét akadályozzák (Pregun – Juhász, 2010). A szennyezők lehetnek élőlények, anyagok és energiák. A szennyezőanyagok sajátos csoportját képezik az úgynevezett kontaminánsok, melyek abban a formában, ahogy a környezetbe jutnak még nem szennyezők, de átalakulásuk, környezeti elemekkel való reakcióik révén maguk is szennyezővé válnak (Kerényi, 2006).

Az emisszió forrása alapján megkülönböztetünk pontszerű és diffúz szennyezőforrásokat. Pontszerű szennyezés esetében a szennyezőanyag egy meghatározható helyen, míg a diffúz szennyezés esetében, nagy térbeli kiterjedésben

jut az adott közegbe (Pregun – Juhász, 2010). A pontszerű és diffúz szennyezők csoportosítását a **2. táblázat** tartalmazza.

2. táblázat. A pontszerű és diffúz szennyezők csoportosítása.

Tevékenység	Pontszerű terhelés	Diffúz terhelés	Vonalas terhelés
Mezőgazdaság	állattartó telepek	növénytermesztés	közlekedés
Ipar	ipari telepek; havária	-	vezetékekből történő elszivárgás
Település- fejlesztés	szennyvízhálózat hiánya; szennyvízhálózathoz nem kapcsolt kibocsátások hulladéklerakók	-	csatornahálózat- ból történő elszivárgás
Egyéb	engedély nélküli, műszakilag nem megfelelő kutak	-	közlekedés

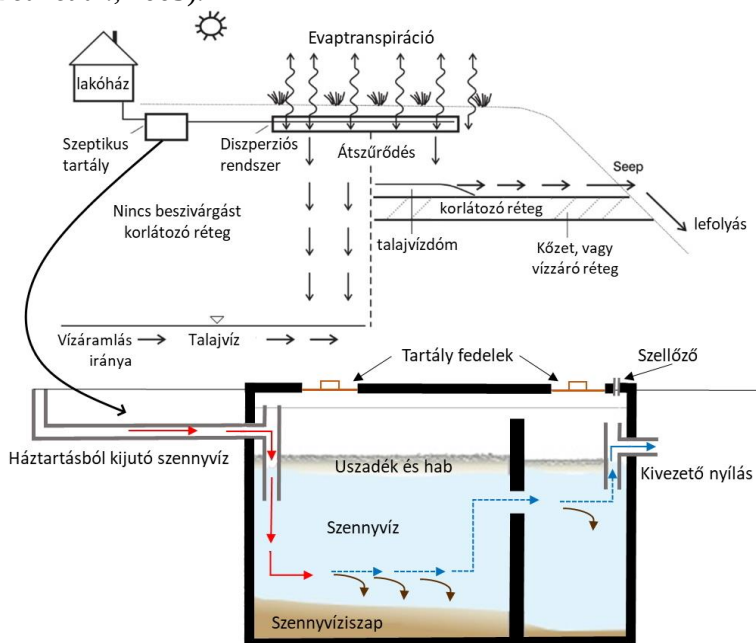
2.2.2 Kommunális szennyvíz, mint pontszerű szennyezőforrás

A kommunális szennyvíz különféle vízhasználatok során keletkező összetett anyagrendszer, melyben mind a mikroorganizmusok, mind a növekedésükhöz szükséges tápanyagok is rendelkezésre állnak, ugyanakkor nem mindig az optimális arányban (Horváth, 2017). Számos tanulmány kimutatta, hogy települési környezetben a pontszerű szennyezőforrások közül a kommunális szennyvíz gyakorolja a legjelentősebb hatást a környezeti rendszerekre.

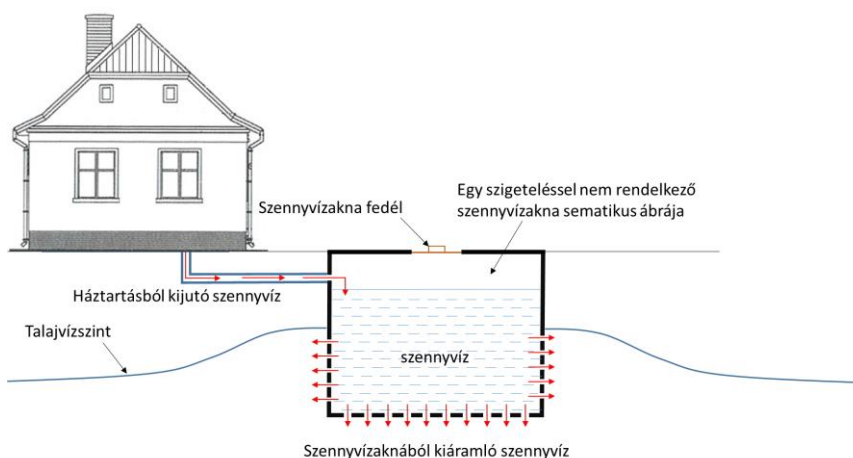
Az afrikai kontinens vízkészleteit veszélyeztető szennyező források a nyers szennyvízzel és a háztartási vagy ipari szennyvízkibocsátással, valamint a mezőgazdasági területekről érkező lefolyással kapcsolatosak. Emellett a lakosság számának növekedése a vízkészletek túlzott kiaknázáshoz, a felszín alatti vizek sebezhetőségének növeléséhez vezet (Nlend et al., 2018). Abdalla – Khalil (2018) az egyiptomi Qus City felszíni és talajvízszennyezését vizsgálta. A szennyvízelvezető és tisztító hálózat építés alatt áll, a keletkező szennyvizet szigetetlen szennyvízvezetőkben tárolják, amelyek közvetlen kapcsolatban állnak a talajvízzel, ezért a szennyvíz könnyen beszivárog a sekély víztartó rétegbe. A talajvízmintavételi pontok 94%-ban a talajvíz és a szennyvíz keveredését mutatták ki. Kringel és munkatársai (2016) Yaounde város belterületén a szeptikus tartályokból és a latrinákból kiáramló szervesanyagok talajvízminőségre gyakorolt hatását értékelték. A külterület irányából a beépített területek felé hirtelen emelkedő elektromos vezetőképesség, valamint az ammónium- és nitrátkoncentráció a WHO-határérték feletti értéke antropogén hatásokat mutatott. Edo és munkatársai (2014) Nigériában szennyvízleürítők (open sewage dump sites) talajvízre gyakorolt hatását vizsgálták. Megállapították, hogy a felszíni szennyezőforrásból szerves, szerves és biológiai szennyezők szivárogtak a talajvízbe, jelentős mértékben elszennyezve azt.

A szeptikus tartályrendszerek (3. ábra) használata a háztartási szennyvíz helyszíni gyűjtésének és kezelésének a legelterjedtebb módja a világon (Richards et al., 2016).

Használatuk különösen olyan rurális térségekben elterjedt, ahol a csatornahálózathoz történő csatlakozás nem történt meg, vagy kiépítése nem gazdaságos (Dudley – May, 2007). Míg az Egyesült Királyság lakosságának csupán 4%-a, addig Írország háztartásainak 1/3 része használ szeptikus rendszereket (Gill et al., 2005). Ausztrália lakosságának 13%-a, az Egyesült Államok lakosságának 25%-a szeptikus tartályokban gyűjti és kezeli a háztartásokban keletkező szennyvizet (Dawes – Goonetilleke, 2003). A szennyvíz a szeptikus tartályban történő ülepedés során átesik az elsődleges (mechanikai tisztítás) folyamatán, a másodlagos tisztítás a tartályt körülvevő kavicságy további szűrő hatása és a talaj adszorpciós kapacitása révén történik (Beal et al., 2005).



3. ábra. A szeptikus tartályok sematikus ábrája (saját szerk., US-EPA 2002 alapján).



4. ábra. A Magyarországon használt szigetetlen szennyvízakra sematikus ábrája.

A különböző rendszerek hatékonyságát a kiáramló szennyvíz minősége mutatja, mely nagyban függ a tartályban lejátszódó fizikai, biológiai és kémiai folyamatoktól, valamint a szennyvízviisszatartási időtől (Wolf *et al.*, 2004; Withers *et al.*, 2014). A tisztítás hatásfoka függ továbbá a háztartásban használt vegyi anyagoktól, valamint a szennyvíz szervesanyag tartalmától (Brandes, 1978).

Számos tanulmány megállapítja, hogy a szeptikus tartályok potenciális veszélyt jelentenek a felszíni és felszín alatti vizekre, valamint az emberi egészségre. Tennessee-ben végzett vizsgálatai alapján Hanchar (1991) arra a következtetésre jutott, hogy a szeptikus tartályokból kiáramló szennyvíz okozza a talajvíz megemelkedett ammónium-, nitrit- és nitráttartalmát. Reay (2004) hasonló következtetésre jutott a szeptikus tartályok talajvízre gyakorolt hatásainak vizsgálata után. A szeptikus tartályok nitrogénterhelése jelentős (5,7-10,7 kg/háztartás/év), melynek következtében a talajvízben mért oldott szervesetlen nitrogén (OSZN) mennyisége akár százszorosa is lehet az antropogén hatással nem érintett szomszédos terület felszíni vizeiben mért OSZN-értékeknek.

McQuillan (2004) Új-Mexikóban végzett kutatása azt mutatta, hogy a szeptikus tartályokból származó szennyeződés más szennyezőforrásokkal összehasonlítva a legnagyobb mértékben befolyásolja a talajvizek minőségét. Richards és munkatársai (2016) az Egyesült Királyságban végeztek fluoreszcencia vizsgálatokat a szeptikus tartályokból kiáramló szennyvizekben. Megállapították, hogy a tartályok állapota és a használók száma szignifikánsan befolyásolja a kiáramló víz minőségét, mely a környező tartályok hatásaival összeadódva közvetlen veszélyt jelent a környezetre.

Magyarországon a kommunális szennyvíz gyűjtésének a szeptikus rendszerektől eltérő gyakorlata alakult ki. A lakosság a drága és időigényes szállítási költségek csökkentése érdekében a keletkező kommunális szennyvizet szigeteléssel nem rendelkező szennyvízvezetékben tárolta és tárolja (4. ábra), melyből a szennyvíz jelentős része kezelés nélkül közvetlenül a talajba és a talajvízbe szivárgott (Mester *et al.*, 2017). Sajnálatos módon a korábbi időszakban az a gyakorlat is elterjedt, hogy az újonnan épített vidéki ingatlanok szennyvizét közvetlenül a háztartás udvarán található ásott kútba vezették bele. A vizsgált településen is több ilyen konkrét esetről tudunk, erre vonatkozó szakirodalmi adatok tudomásunk szerint azonban nem állnak rendelkezésre.

2.2.3 Egyéb pontszerű szennyezőforrások

A kevésbé fejlett és fejletlen országokban, ahol a háztartásokban gyakran vezetékes víz sincs, jellemzőek a latrinák, melyek ugyancsak potenciális szennyezőforrásként jelennek meg. Banks és munkatársai (2002) Koszovóban és Szibériában vizsgálták a latrinák talajvízminőségre gyakorolt hatását. Eredményeik rámutatnak arra, hogy a településeken a nagy sűrűségben megtalálható latrinák nagyban hozzájárulnak az ivóvízforrásként használt talajvizek nitráttal és mikrobákkal történő elszennyezéséhez. A vizek nitrát tartalma a vizsgált területek mindegyikén meghaladta a 100 mg/l koncentrációt, amely a csecsemőknél több methaemoglobinaemiás megbetegedéshez vezetett. McArthur és munkatársai (2012) vizsgálatai kimutatták, hogy a Bengáli-medence talajvize erősen szennyezett a latrinákból származó kommunális szennyvízzel. Megállapította, hogy a Cl/Br, valamint a fekáliás coliform baktériumok fordítottan arányosak az As

koncentrációjával. A szennyezőforrások 30 méteres sugarában mért alacsonyabb arzénkoncentráció azt mutatja, hogy a szeptikus tartályokból és a latrinákból szennyvíz áramlik ki, mely csökkenti az arzén koncentrációját.

Számos tanulmány igazolta, hogy a hulladéklerakók csurgalékveizeiből származó legfontosabb szennyezőanyagok a klorid, nátrium, ammónium, TDS, KOI, nehézfémek és a foszfát (Milosevic et al., 2012; Han et al., 2016). Han és munkatársai (2016) Kínában vizsgálták a hulladéklerakók környezeti hatásait, megállapították, hogy a szennyezés a hulladéklerakók telepítését követő öt év után jelentkezik, az ezt követő években pedig exponenciálisan nő a szennyezés mértéke. Kimutatták, hogy a szennyezettség fokának csökkenésével párhuzamosan nő annak térbeli kiterjedése, amely jellemzően a hulladéklerakók 1000 méteres körzetében mutatható ki. A szennyezés a bezárást követően exponenciális csökkenésnek indul 25 év elteltével a felszín alatti vizekben már nagyon alacsony szennyezettséget mértek. Sisirici és Tansel (2015) Florida déli részén egy 1987-ben bezárt szigeteléssel rendelkező hulladéklerakót vizsgáltak. Megállapították, hogy a szigetelés több esetben megromlott, így a szigeteléssel rendelkező hulladéklerakók is potenciális szennyezőnek tekinthetők.

2.2.4 Pontszerű és diffúz szennyezőforrások Magyarországon

Magyarország felszín alatti vízkészleteinek romlásával számos kutatás foglalkozik. E kutatások egyöntetűen arra világítanak rá, hogy az ország felszín alatti vízkészleteinek romlása az 1960-as, 1970-es években következett be. Több kutatás a szennyezőforrásokat vizsgálva arra a következtetésre jutott, hogy az ebben az időben a mezőgazdaság intenzifikálásával széles körben elterjedő műtrágyahasználat volt a szennyezés fő oka (Csathó – Radimsky, 2005). Ugyanakkor több kutatás is rávilágított arra, hogy ebben az időszakban számos más szennyezőforrás hatása is szignifikánsan növekedett, ezért nem jelenthető ki az, hogy a mezőgazdaság diffúz szennyezése a vízkészletek elszennyeződésének a fő oka (Várallyay, 1980; Várallyay, 1994). Megjelentek a nagy állattartó telepek, ahol a keletkező nagy mennyiségű hígtrágya elhelyezése megoldatlan maradt. Ebben az időszakban jelent meg az ipari és a lakossági szennyvizek környezetterhelő hatása is. A turizmus által generált és koncentráltan jelentkező többletterhelés szintén jelentősen hozzájárult a vízkészletek szennyeződéséhez (Várallyay, 2001).

Az 1960-as években a vidéki lakosság csupán 5,2%-a használt vezetékes vizet, 4,8%-a közutakból jutott ivóvízhez, 52,6%-a saját kutat használt, míg 37,4%-a egyéb forrásokból szerezte be az ivóvizet. A különböző típusú kutak vízminősége pedig jórészt nem felelt meg az előírt szabványoknak (Berky – Pálkás, 1976). Ez a szennyezettségi szint már komoly egészségügyi kockázatokkal járt, mely legszembetűnőbben a methemoglobinemiás esetek számának emelkedésében mutatkozott meg. Az 1976-1988 időszakban több mint 1600 hivatalos esetről és több mint 30 halálesetről tudunk (Holes, 2018). A veszélyek felismerése után elkezdődött a vezetékes vízhalózat kiépítése. A kiépülő vízvezetékrendszer azonban automatikusan a lakosság vízfogyasztásának megemelkedésével járt, ami a kommunális szennyvíz mennyiségének növekedéséhez vezetett. Viszont a vízvezetékrendszerrel párhuzamosan nem történt meg a csatornahálózat kiépítése, így a szennyvíz elhelyezése, tisztítása ekkor még a nagyvárosokban is megoldatlan

maradt, ami tovább rontotta a felszín alatti vizeink minőségét. A kommunális eredetű szennyezés mértékét az 1954-től megjelenő, ipari méreteket öltő szintetikus mosószergyártás tovább növelte, melynek következtében a felszín alatti vizeinkbe addig nem látott mértékű szennyezőanyag került (Burucs, 1987).

Komoly problémát jelent a hulladéklerakók szigetelésének hiánya is, melyek csurgalékvizeti jelentős környezetterhelő hatást fejtenek ki a környezetre (Fazekas, 2003). Több kutatás is megállapította, hogy a csurgalékvizet a háztartási szennyvizetnél nagyobb mértékű szennyezőanyag koncentráció jellemző (Horváth, 1983; Takács, 2011).

2.2.5 A vizekben előforduló nitrogénformák típusai, környezeti hatásai

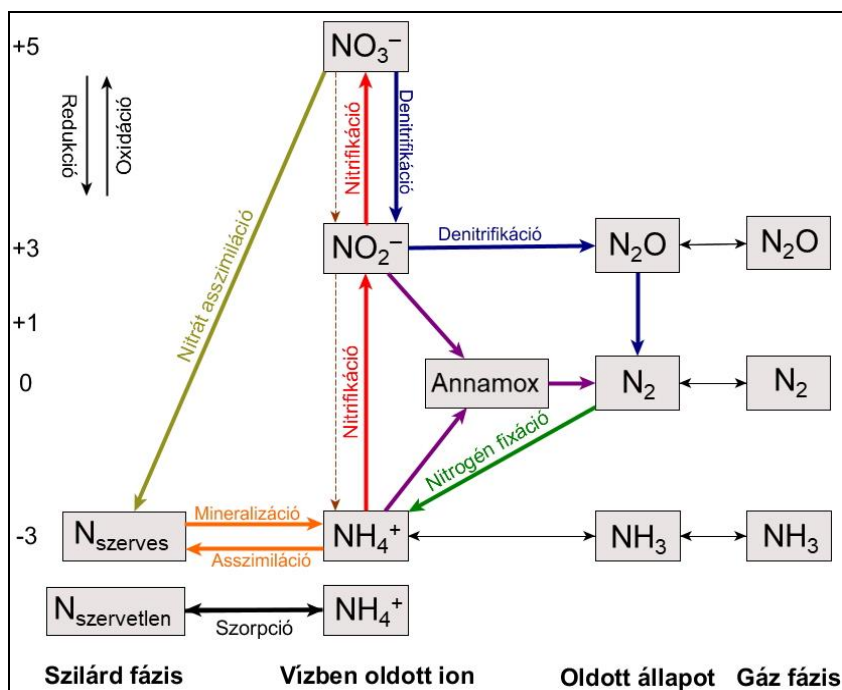
A rurális és urbánus területek felszín alatti vizeinek nitrogén terhelése, amely főként a háztartásokban keletkező kommunális szennyvíz elszívargásából származik, az utóbbi években egyre fontosabb környezetvédelmi problémaként jelentkezik (Pokrajac, 1999; Drake – Brauder, 2005; Yin et al., 2006; Candela et al., 2007; Heatwole – McCray, 2007; Kringel et al., 2016).

A kommunális szennyvíz összes nitrogén koncentrációja jellemzően 20-100 mg/l között alakul, ennek jelentős része pedig ammónium (NH_4^+) formájában van jelen (Robertson et al., 2012). A nitrogén különböző szerves és szervetlen formában kerülhet a talajvízrendszerbe, a könnyű vízben való oldhatósága miatt pedig a beszívargás helyétől könnyen a mélyebben fekvő vízáradó rétegekbe szivárog, ezek elszennyeződését okozva (Simmons et al., 1992, Heatwole – McCray 2007, Moodley et al., 2017). A szennyvízkezelés hiánya a talajvízrendszerek széleskörű nitrogénszennyezettségéhez vezetett nem csupán a világ fejletlenebb térségeiben, hanem a fejlett régiókban is (Fantong et al., 2013; Gooddy et al., 2014; Abu-Bakr et al., 2015; Babu et al., 2015; Benrabah et al., 2016; Robertson et al., 2016).

A nitrogén természetes vizekben elemi, szerves, és szervetlen formákban (ammónium-, nitrit-, ill. nitrát-ionként) van jelen (Barótfi, 2002). A telített zónában található nitrogénformákat meghatározó biogeokémiai folyamatokat az **5. ábra** foglalja össze. A légkörben jelenlévő elemi nitrogén a vizekben jól oldódik, ám a molekuláris forma oldott változata inert, így a vízben oldott egyéb anyagokkal nem lép reakcióba. Csupán kevés mikroorganizmus képes az elemi nitrogént szervezetének szerves vegyületeibe beépíteni. Ilyenek az egyes nitrogénfixáló baktériumok és a kékalgák. A nitrogénfixálás meghatározó az élővilág számára, hiszen az elemi nitrogén csak így tud a nitrogén ciklusba lépni. A nitrogén megkötésével megtörténik a nitrogén ciklus első fázisa.

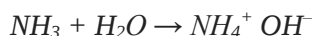
Az ammónium természetes úton az elpusztult élőlények szerves anyagainak bomlásából származik (*ammónifikáció*), melynek koncentrációja a szerves trágyázás, a szennyvíziszapok elhelyezése során megemelkedik, folyékony és szilárd hulladéklerakókból származó szerves anyagok pedig tovább növelik a koncentrációját (Heaton et al., 2005). Az ammónium-ion jelenléte a vizek szervesanyag-tartalmának bomlását jelzi. Számos tanulmány igazolta, hogy a 0,5 mg/l feletti ammónium-ion tartalom szennyvízterhelésre, friss szennyeződésre utal, egyben más patogének, peszticidek indikátora is (Umezawa et al., 2008). Böhlke és munkatársai (2006) az ammóniumot a szennyezett talajvizek egyik legjellemzőbb szennyezőanyagának tartják.

A folyékony és szilárd hulladéklerakókból származó szennyezés csökkentése, megszüntetése érdekében hozott intézkedések hatásaival több tanulmány is foglalkozik (Huang *et al.*, 2015, Li *et al.*, 2017). Koda és munkatársai (2016) egy Varsó környékén található hulladéklerakó vertikális betonelemekkel történő szigetelésének ammóniumkoncentrációra gyakorolt hatásait vizsgálták, mely során jelentős koncentrációcsökkenést és a vízminőség javulását mutatták ki.



5. ábra. A telített zónában lévő nitrogén formáját meghatározó biogeokémiai és fizikai-kémiai folyamatok. (saját szerk. Böhlke *et al.*, 2006 alapján).

Környezeti hatásai mellett több tanulmány is vizsgálta az ammónium telített zónában való mozgását és reakciófolyamatait. Szennyezett talajvizet vizsgálva mások mellett Ceazan és munkatársai (1989) megállapították, hogy olyan kémiai folyamatok, mint a szorpció, vagy biológiai átalakulások, csökkentik a terjedésének mértékét. Az ammónia vízben protont vehet fel, illetve adhat le, a következő reakcióegyenlet szerint:



A szabad ammónia és ammónium-ion közötti arány a pH és a víz hőmérséklet függvénye. Az ammónium-ion már reakcióképes, és aerob környezetben a nitrogénciklus harmadik fázisaként tovább oxidálódik nitritté (*nitrifikáció*). Az oxidációt a vízben található *Nitrosomonas* baktérium végzi, a következő reakcióegyenlet szerint:



A nitrogénciklus következő szakaszában a nitrit *Nitrobakterek* segítségével nitráttá oxidálódik, a következőképpen:



Az ammónia nitráttá történő alakulása pH és hőmérsékletfüggő, az optimális tartomány 8-9,5 pH és 30°C értéknél van. Ekkor a leggyorsabb az átalakulás. Mivel a nitrifikáló baktériumok működése 10°C alatt gyakorlatilag leáll, azonban az ammonifikáció 10°C alatt is végbemegy, ezért a nitrit és nitrát koncentrációja a téli időszakban lecsökken, míg az ammónium koncentrációja megemelkedik. Az ammónium nitritté történő átalakulása mindig lassabb folyamat a nitrit nitráttá történő átalakulásánál, mivel a Nitrosomonas a Nitrobakternél lassabban tud elszaporodni, emiatt megfelelő mennyiségű oldott oxigén jelenlétében nem fordul elő a nitrit koncentrációk nagymértékű megemelkedése, mert a keletkező nitrit azonnal nitráttá oxidálódik tovább. A nitrogénciklus utolsó fázisában a növények vagy beépítik szervezetükbe a nitrátot, vagy anaerob körülmények között denitrifikálódik, elemi nitrogénné alakul. A nitrogén vízből történő kivonására ez az egyetlen természetes folyamat, amelyet a szennyvíztisztításnál is alkalmaznak.

A talajvíz antropogén eredetű nitrogén szennyezését számos Közép-Európában végzett tanulmány is igazolja. *Adumitroaei* és munkatársai (2016) a nitrogén oxidált (NO_2^- és NO_3^-) valamint redukált (NH_4^+) szerves formáit vizsgálták talajvízben Vaslui megye északi és középső részén Romániában. Mindkét nitrogénforma meghaladta a vonatkozó szennyezettségi határértékeket, mely az antropogén eredetet bizonyítja. Szerbiában végzett vizsgálatok alapján *Devic* és munkatársai (2014) arra a következtetésre jutottak, hogy az antropogén eredetű NO_3^- a felszín alatti vizek minőségének alakulásában kulcsfontosságú szerepet játszik. *Nemčić-Jurec* és munkatársai (2013) Horvátországban Podravina és Prigorje megyékben vizsgálták az urbanizált területek talajvizének nitrát szennyezését. Megállapították, hogy a monitoring ideje alatt alkalmanként, vagy rendszeresen szennyezett kutak 10 méteres környezetében valamilyen pontszerű szennyezőforrás helyezkedett el.

2.2.5.1 Ammónium fixáció a talajban

McBeth (1917) munkája nyomán ismert, hogy az agyagásványok interlamináris rétegeik között nagy mennyiségű ammóniumot köthetnek meg nem kicserélhető formában. Az ammónium nem kicserélhető formában történő fixációját *Osborne* (1976) a következőképpen definiálta: Az ammónium-ionok adszorpciója, vagy abszorpciója a talaj ásványi vagy szerves frakciója által, mely a kationcsere szokásos módszereivel nem cserélhető ki.

A fixált ammónium mennyiségét, valamint a talaj ammóniummegkötő képességét számos tényező befolyásolja (*Nommik*, 1965). Meghatározó a talajképző kőzet, a talajtextúra, az agyagtartalom, az agyagásványok típusa és telítettsége, a talajban található K^+ koncentrációja és telítettsége a kationcsere helyein (*Hinman*, 1966; *Feigin – Yaalon*, 1974; *Scherer et al.*, 2014).

Szakirodalmi adatok azt mutatják, hogy a durva textúrájú talajokban (pl. diluviális homok) 10-90 mg/kg, közepes textúrájú talajokban (pl. lösz, alluviális üledékek) 60-270 mg/kg, finom textúrájú talajokban (pl. agyag) 90-460 mg/kg között alakul a fixált ammónium koncentrációja (*Nieder et al.*, 2011).

Habár az agyafrakció tekinthető a legjelentősebb ammónium fixációs közegnek, több tanulmány igazolta, hogy az iszapfrakció is jelentős mennyiségű ammónium megkötésére képes (*Mola – Towfighi*, 2018). *Jensen* és munkatársai (1989) 5 éves inkubációs időszakban vizsgálták 6, 12, 23, 47% agyag tartalmú talaj ammónium

megkötő képességét. Kimutatták, hogy az inkubálást követően az agyagfrakcióhoz kötött ammóniumtartalom 255-430 mg/kg volt, ami a talajban megkötött teljes ammónium tartalom 71-82%-a volt. Az iszapfrakcióban megkötött ammónium tartalom 72-166 mg/kg volt, ami talajban megkötött teljes ammónium tartalom 14%-33%-át jelentette. *Hinman* (1964) saskatchewan talajokat vizsgálva megállapította, hogy mind az öt talaj agyagfrakciója hasonló mennyiségű, kb. 2,4 meq/100g_{agyag} ammóniumot fixált, míg az iszapfrakció kb. 1,8 meq/100g_{iszap} ammóniumot fixált. Eredményei azt mutatták, hogy a durvább textúrájú talajokat kivéve ez a két frakció kötötte meg szinte a teljes fixált ammónium mennyiségét. Ugyanakkor a durvább fizikai féleségű talajok (homokos vályog), magasabb fixált ammóniumot tartalmaztak, mint ami az agyag- és iszapfrakció alapján várható volt, így arra a következtetésre jutottak, hogy a finom homok frakció is mérhető mennyiséget képes megkötni. *Kowalenko és Ross* (1980) vizsgálatai kimutatták, hogy a finom iszapfrakció (2-5 µm) nagyobb mennyiségű ammóniumot képes fixálni, mint a finom agyag frakció (<0,2 µm), a legnagyobb mennyiségű ammóniumot pedig a durva agyag frakció (0,2-2 µm) képes fixálni. Emellett azt a fontos megállapítást is tették, hogy az agyagfrakcióból a frissen fixált ammónium gyorsabban szabadult fel, mint az iszapfrakcióból.

Allison és munkatársai (1953) szerint a talajnedvesség képes – az agyagásványok megnövekvő mérete miatt – csökkenteni a talaj NH₄⁺ megkötő képességét. Száraz talajban azonban a rétegek közötti tér csökkenésével megnő a talaj ammónium fixációs kapacitása. *Schneiders és Scherer* (1996) ugyanakkor rizsföldeken végzett vizsgálatai során az árasztást követően növekvő ammónium fixációt tapasztaltak, mely szoros összefüggést mutatott a csökkenő redoxpotenciállal. Alacsony redoxpotenciál esetén az agyagásványokban található Fe₃⁺ csökkenése figyelhető meg, mely a cellák között magasabb negatív töltést és ezáltal nagyobb coulombikus vonzást jelent a közbelső rétegek kationjai és a szilikát rétegek között (*Stucki et al.*, 1984).

A talajban fixált ammónium, kicserélhető ammónium és az oldatban lévő ammónium között dinamikus egyensúlyi reakció áll fenn.



A megkötődés és a felszabadulás függ a talajoldatban lévő ammónium mennyiségétől, az agyagásványok tulajdonságaitól, valamint a száraz-nedves viszonyok váltakozásától is (*Nommik – Vahtras*, 1982). Ahogy az oldat ammónium tartalma növekszik az ammónium adszorpciója az agyagásványok kicserélő helyein és a szervesanyagban szintén növekvő mértéket mutat. Hasonlóképp a magas fixált ammónium tartalom esetében felszabadulás jelentkezik, megnövelve a kicserélhető és az oldatban lévő ammónium mennyiségét (*Steffens – Sparks*, 1997). *Green és munkatársainak* (1994) eredményei szintén alátámasztják a szakirodalmi adatokat, mely szerint a megemelkedő kicserélhető ammónium tartalom a fixált ammónium koncentrációjának megemelkedését eredményezi, a fixált ammónium jelenős része pedig a kicserélhető ammónium nitrifikációját követően ismét felszabadul elérhetővé válva a növények és mikroorganizmusok számára.

A fixáció jellemzően gyorsabb folyamat, mint a felszabadulás (*Beauchamp és Drury*, 1991). *Kowalenko* (1978) kimutatta, hogy az 1,7 nap alatt fixált ammónium

csupán 66%-a szabadult fel 86 nap alatt. *Beauchamp és Drury* (1991) vizsgálatai során a 30 nap alatt fixált ammónium 10%-a szabadult fel a következő 30 nap során. *Steffens és Sparks* (1997) vizsgálatai kimutatták, hogy a teljes fixált ammónium mennyiség 4-25%-a szabadult fel, melynek értéke az altalajban alacsonyabb volt, mint a feltalajban. A különbséget azzal magyarázták, hogy az altalajban nagyobb mennyiségű, a talaj képződésekor az agyagásványok rétegeiben fixált ammónium található, amely sokkal szorosabban kötődik az ásványokhoz, mint a közelmúltban az agyagásványok rétegeinek szélén fixált ammónium. Számos más tanulmány is kimutatta, hogy a frissen, jellemzően a műtrágyázás következtében fixált ammónium sokkal könnyebben felszabadul, mint a talajképződéskor fixált „native” ammónium (*Kudeyarov, 1981; Keerthisinghe et al., 1984*).

A mezőgazdaság szempontjából kiemelt jelentőséggel bír az ammónium megkötés folyamata (*Tang et al., 2008*), mivel a műtrágyázást követő gyors fixációt követően a megkötött ammónium egy része fokozatosan, jóval hosszabb idő alatt felszabadulva növeli a talaj elérhető N készletét (*Scherer – Mengel, 1986; Smith et al., 1994; Cavalli et al., 2015*).

Jelen kutatás szempontjából az ammónium fixáció folyamata és dinamikája a kommunális szennyvízből a talajba jutó és az agyagásványokon megkötődő ammóniumnak a talajvíz tisztulási folyamatát befolyásoló szerepe miatt bír kiemelkedő jelentőséggel.

2.2.6 A foszfor antropogén forrásai és környezeti hatásai

A foszfor, annak ellenére, hogy esszenciális elem, a felszíni és felszín alatti vizek egyik legfontosabb szennyezőanyaga, mely antropogén forrásból döntően a mezőgazdasági termelés során alkalmazott foszfáttartalmú műtrágyák, valamint a lakosság mosószerfelhasználása során a szennyvízbe kerülő foszfor elszívárgása révén jut a természetes rendszerekbe (*Bennett et al., 2001; Van Drecht et al., 2009*).

Az Élelmezésügyi és Mezőgazdasági Világszervezet (FAO, 2017) adatai alapján, a világ foszfát-műtrágya igénye a 2015-ös 41.151 ezer tonnáról 2020-ra 45.858 ezer tonnára emelkedik (+11,4%). A világ különböző régióinak foszfátigény növekedését a **3. táblázat** mutatja. A foszfát tartalmú műtrágyák használata jól korrelál a lakosságszámmal és a gazdaság helyzetével (*Farmer, 2018*).

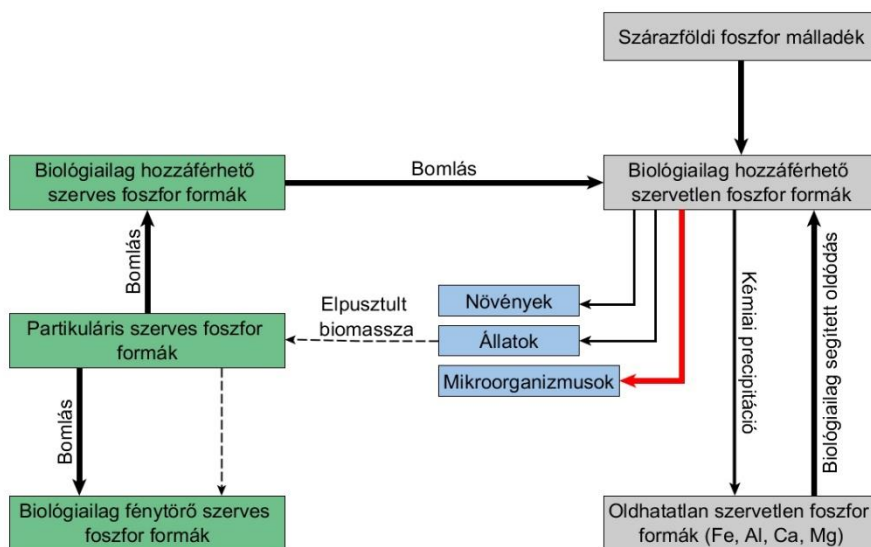
A foszfor biogeokémiai ciklusa a többi elem körforgalmától eltérően nem oxidációs állapotának változásain keresztül történik, hiszen folyamatosan foszfát formájában van jelen (*Borsodi, 2013*). Az PO_4^{3-} kationokkal (Al^{3+} Fe^{3+} Ca^{3+}) könnyen képez oldhatatlan vegyületeket. A kicsapódás mértéke a vizek pH tartományától függ. Míg semleges pH értéken a vas- és alumínium-foszfát, addig $\text{pH} > 8$ esetén a kalcium-foszfát oldhatósága kisebb, így megfelelő körülmények között az ortofoszfát kicsapódik, koncentrációja lecsökken (*Geleji, 2011*). A foszfor természetes körforgalmát a **6. ábra** mutatja.

A foszfor a bioszférában szinte kizárólag oxidált formában, ortofoszfátként (PO_4^{3-}) van jelen. Az PO_4^{3-} természetes vizekben 0,025 mgP/l érték körül mozog, általánosan elmondható, hogy a 0,05 mgP/l érték fölötti koncentrációk már antropogén hatást indikálnak (*Withers – Bowes, 2018*). A 0,5 mg/l határértéket túllépve a víz szennyezetté, emberi fogyasztásra alkalmatlanná válik, a felszíni vizekben felhalmozódva pedig eutrofizációt idéz elő (*Handa, 1990*). Az ember anyagsere

folyamatai naponta ~2 g/fő, a felhasznált mosószerek pedig további napi ~2 g/fő foszforterhelést jelentenek (Horváth, 2011). A települési környezetben a szigetetlen szennyvízknákba kerülő szerves foszfor nagy mennyiségben szivárog a talajba, talajvízbe, igen komoly szennyezést okozva. A mezőgazdasági tevékenységből származó foszfát környezeti hatásaival több tanulmány is foglalkozik (Helgesen et al., 1994; Olarewaju et al., 2009). Rao és Prasad (1997) foszfát tartalmú műtrágyák megemelt dózisainak hatását vizsgálták a talajvízben, a Vamsadhara medence területén, a megemelkedett koncentrációkat a geológiai tényezők mellett a műtrágyázásra vezették vissza.

3. táblázat. A világ különböző régióinak foszfát tartalmú műtrágyaigény változása 2015-2020 között (FAO, 2017).

Régió	Növekedés (%)	Régió	Növekedési (%)
Afrika	14,57	Nyugat-Ázsia	24,22
Észak-Afrika	8,37	Dél-Ázsia	23,78
Szub-Sahara	19,38	Kelet-Ázsia	3,38
Amerika	13,58	Európa	8,49
Észak-Amerika	3,02	Közép Európa	17,59
Dél-Amerika	21,84	Nyugat Európa	-2,0
Óceánia	6,51	Kelet-E-Közép Á.	17,38
Ázsia	10,97	Világ összesen	11,44



6. ábra. A foszfor természetes körforgalma (saját szerk. Geleji, 2011 alapján).

2.2.7 A vizek természetes anionjai és azok antropogén hatásra bekövetkező módosulásai

A felszíni és felszín alatti vizek főbb természetes anionjai a hidrokarbonát (HCO_3^-), karbonát (CO_3^{2-}), klorid (Cl^-) és szulfát (SO_4^{2-}), melyek a légkörből, vagy a földtani közegből oldódnak be, koncentrációjukat pedig döntően környezeti viszonyok

határozzák meg (Rácz, 2011). A CO_3^{2-} és HCO_3^- ionok nagyobb koncentrációban sem tekinthetők szennyezőnek, arányuk egyensúlyra vezető folyamatok függvénye, jelenlétük pedig a rendszer pufferkapacitását biztosítja (Barótfi, 2002).

A klorid geológiai eredetű anion, a nátrium kísérője, mely a természetes vizekben rendkívül változó koncentrációban fordul elő, <1 mg/l értéktől (hegyvidéki tavak), a 100.000 mg/l értékig (párolgó zárt medencék) (Graf, 1966; Psenner, 1989). A klorid könnyen oldódik a vizekben, kémiai átalakulásokon nem esik át, ezért a szennyezések kimutatására kiválóan alkalmas (Marie – Vengosh, 2001; Thunqvist, 2004; Sayyed – Bhosle, 2011).

A felszíni és felszín alatti vizekbe a következő antropogén forrásokból kerülhet: a kommunális és ipari szennyvíz, állati hulladékok, szintetikus műtrágyák (KCl), olajfúrásokhoz kapcsolódó sóoldatok alkalmazása, vegyipari tevékenység, hideg éghajlatú területek útjainak sózásából származó lefolyás (Kelly, 2008). Schlesinger (2004) számításai szerint az ipari tevékenység 2000-ben 140 Tg kloridot mobilizált. Észak-Amerika és Észak-Európa országaiban a felszíni és felszín alatti vizek klorid-ion tartalma az 1960-as évektől folyamatosan emelkedik, melynek egyik fő oka az utak sózása (Godwin et al., 2003; Thunqvist, 2004). Svédországban a Thunqvist (2004) adatai alapján 2000-ben 200-300 ezer tonna nátrium-kloridot szórtak ki az utakra a közlekedés biztosítása érdekében. Kelly és munkatársai (2010) Chicago-ban végzett vizsgálatai alapján a klorid fő forrása az utak sózása mellett a tisztított szennyvíz. Megemelkedett szintje a vízi és szárazföldi növényekre, valamint a vízi gerinctelen állatokra igen káros, emberi fogyasztásra pedig alkalmatlanná teszi a vizeket (Hart et al., 1991). A megnövekedett klorid tartalom jellemzően erősebb pozitív korrelációt mutat az ammónium és a nitrit koncentrációval, valamint a kémiai oxigénigénnyel. Amennyiben azonban egyedül képez kiugró értéket, úgy nem az antropogén szennyezés indikátora, hanem a földtani közeg magas kálium és nátrium tartalmát jelzi. A természetes talajvizekben koncentrációja 100 mg/l érték alatt alakul, a szennyezett vizekben ennél jóval magasabb értékek is mérhetők (Rácz, 2011).

A szulfát-ion természetes módon üledékes kőzetek oldódásával, valamint a légkörből kerül a talajvízbe. A megemelkedett koncentrációk gyakran olyan antropogén forrásokra vezethetők vissza, mint a lakossági szennyvizek, az ipari és mezőgazdasági tevékenység (Li et al., 2006; Bottrell et al., 2008; Szykiewicz et al., 2008). A szulfát a szintetikus műtrágyák gyakori összetevője, mely főként a gyártási folyamat során alkalmazott H_2SO_4 hozzáadás eredménye (Vitòria et al., 2004). A műtrágyák más fontos elemeivel, a nitráttal a foszfáttal és a káliummal szemben, melyek a növények fontos tápanyagai, a szulfát és más ionok, mint a klorid, bromid, magnézium, kalcium az öntözővizekben sokkal konzervatívabban viselkedik (Oren et al., 2004). Szykiewicz és munkatársai (2011) szintén a műtrágyagyártás során széles körben alkalmazott H_2SO_4 káros hatásaira hívják fel a figyelmet a Rio Grande folyón végzett vizsgálati eredményeik alapján. Li és munkatársai (2006) egy korábbi tanulmányukban a Sichuan medence északi részén végzett vizsgálataik során a szulfát forrásának a kommunális szennyvizet határozták meg. Természetes eredetű szulfátot még Alberta glaciális területeinek vízáradó rétegeiben is mértek, talajvizekben pedig igen magas 1200 mg/l érték fölötti koncentrációban mutatták ki (Tokarsky, 1974), így a magas koncentráció önmagában nem elegendő a természetes, vagy antropogén eredet megítélésére (Donkelaar et al., 1995). Számos esetben a kén stabil izotópjai

alapján lehet az eredetre következtetni. A multi-izotópos módszerek ($\delta^{15}\text{N-NO}_3 - \delta^{18}\text{O-NO}_3$; $\delta^{34}\text{S-SO}_4^{2-} - \delta^{18}\text{O-SO}_4^{2-}$) pedig emellett lehetőséget adnak a nitrát eredetének meghatározására is (Rock – Mayer, 2002). Kaown és munkatársai (2009) Dél-Koreában mezőgazdasági területek talajvizének nitrát és szulfát koncentrációjának eredetének meghatározásához szintén stabil izotópos módszert használtak. A magasabb szulfát koncentrációk alacsonyabb $\delta^{34}\text{S-SO}_4^{2-}$ értékkel párosultak, mellyel a műtrágyázásból származó eredetet igazolták, s emellett azt is megállapították, hogy a műtrágyázás további szulfát forrásként szolgál a következő időszakban. Bottrell és munkatársai (2008) Birmingham városi talajvizében fémfeldolgozó üzemekből származó ipari savak hatásait vizsgálták, melynek során a szulfáttartalmat alkalmasnak ítélték a szennyezőanyag terjedési modellek kalibrálására.

2.2.8 A nehézfémek környezeti hatásai

Nehézfémeknek a szakirodalom azokat a fémeket nevezi, amelyek sűrűsége 5 g/cm^3 -nél, rendszáma 20-nál nagyobb (Perei et al., 2013). A bór (Br), cink (Zn), króm (Cr), kobalt (Co), mangán (Mn), molibdén (Mo), ón (Sn), réz (Cu) és vas (Fe) az esszenciális elemek közé tartozik, mivel az élő szervezetek számára nélkülözhetetlenek. A kadmium (Cd), ezüst (Ag), higany (Hg), ólom (Pb), berillium (Be) az élő szervezetek számára toxikusnak minősülnek (Barótfi, 2011). Az arzén (As) is toxikusnak minősül, és bár nem tartozik a nehézfémek közé az alumíniummal (Al) együtt célszerű a nehézfémekkel együtt vizsgálni (Láng 2002). A táplálékláncban megjelenő fémszennyezés az utóbbi években nagyon fontos kérdéssé vált, mivel a fémek a talajon, a vizeken és a levegőn keresztül a biológiai rendszerekben felhalmozódhatnak (Lokeshwari – Chandrappa, 2006). A felszín alatti vizekre vonatkozó szennyezettségi határértékeket a **2. táblázat** tartalmazza.

A legtöbb nehézfém koncentrációja az antropogén hatásokkal nem érintett területeken igen alacsony, főként a földtani közegből származik (Karbassi et al., 2007). Az ipari és mezőgazdasági tevékenységből, közlekedésből, urbanizációs folyamatokból származó nehézfém-szennyezés széles körben kutatott téma (Brantley – Townsend, 1999; Romic – Romic, 2003; Augustsson et al., 2016; Farsang et al., 2017, Chaturvedi et al., 2018). Mivel a szintetikus műtrágyákat gazdasági megfontolásokból nem megfelelő módon tisztítják, így azok számos szennyezőanyagot, többek között nehézfémeket is tartalmaznak, a különböző nehézfémek mellett rovarölőszerek hatóanyagának szerves részei is (Santos et al., 2002). A műtrágyák közül a szuperfoszfát rendelkezik a legnagyobb Cd, Cu, Zn tartalommal, a réz-szulfát, és a vas-szulfát pedig a legmagasabb Ni és Pb tartalommal (Gimeno-García et al., 1996). Iránban végzett kutatásaik alapján Nouri és munkatársai (2008) megállapították, hogy a határértékeket meghaladó Cu és Zn koncentrációk a műtrágyázásból származnak.

Bharti (2012) kutatása során megállapította, hogy Indiában a textilipar jelenti a legjelentősebb nehézfém-szennyezést. A textilipar működése során hatalmas mennyiségű vizet használ fel, így a keletkező szennyvíz is igen nagy mennyiségű, emellett nagy koncentrációban tartalmaz fémeket, így a tisztításra vonatkozó gazdaságos módszerek kidolgozása elengedhetetlen (Malik, 2004). Tiwari és munkatársai (2016) Indiában a Nyugat-Bokaro községmedence talajvizének Al, As,

Ba, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Se és Zn koncentrációját vizsgálták a monszun előtti és utáni időszakban. Az eredmények alapján az Al, Fe, Mn, és Ni koncentrációk számos kútban átlépték a megengedett határértékeket.

A kommunális és az ipari szennyvíz, valamint a termőföldekre kijuttatott szennyvíziszapok hozzájárulnak a nehézfémek talajban történő felhalmozódásához is (Alloway – Jackson, 1991). A kommunális szennyvizek nehézfém-tartalma főleg kozmetikai termékekből, az anyagcsere folyamatokból, háztartási hulladékokból származnak, míg az ipari szennyvizek változatos nehézfém-tartalma nagyban függ az adott tevékenységtől (Alloway – Jackson, 1991). A nehézfémek a szennyvíziszapokban főként különböző abiotikus formákban fordulnak elő, mint például oldható, adszorbeált, kicserélhető, kicsapódott, szerves összetételű fázisokban (Lake, 1987). A fémek a talaj szerves anyagaival, negatív ionokkal, vagy semleges molekulákkal komplex vegyületeket, kelátokat képezhetnek, melyek a biológiai hozzáférhetőség szempontjából kiemelt jelentőségűek (Tölgyessy, 1993). A témában végzett kutatások megállapították, hogy a szervesanyagok és a kolloidok nagymértékben képesek a nehézfémeket megkötni (Christensen *et al.*, 1996). Jensen és munkatársai (1999) Dániában, Vejlen kommunális és ipari szennyvíztárolójának csurgalékvizeit vizsgálva szintén arra a következtetésre jutottak, hogy a nehézfémek erősen kötődnek a talajvízben található kolloidokhoz és a szervesanyagokhoz.

2.2.9 Izotópok alkalmazása a környezettudományokban

Az izotópok környezetanalitikai alkalmazása az utóbbi években bevett gyakorlattá vált (Plummer *et al.*, 2001; Vengosh *et al.*, 2002; Cary *et al.*, 2013; Négrel *et al.*, 2018). A vízmolekulák stabil izotópjai a ^{18}O és a ^2H , melyekkel a víz körforgásának és folyamatainak széleskörű vizsgálatára nyílik lehetőség. A csapadékból a felszín alá bekerülő víz megőrzi eredeti izotóparányait, így a vizek δD és δO értékei alapján következtetni tudunk a víz eredetére. Mára a vízmolekulák oxigén és hidrogén izotópjainak vizsgálata bevett gyakorlattá vált, melyek segítségével a víz származására lehet következtetni (Négrel – Petelet-Giraud, 2011). Négrel és munkatársai (2017) a $\delta^2\text{H}$ és a $\delta^{18}\text{O}$ stabilizotópokat vizsgálták egy ipari területen, ahol a termelés során alkalmazott elektrolízis következtében feldúsuló ^2H izotóp segítségével pontosan meg tudták határozni a szennyezés terjedésének irányát és térbeli kiterjedését. Kumar és munkatársai (2018) stabilizotópok segítségével Indiában végzett vizsgálataik során megállapították, hogy a sekélyebb és a mélyebben fekvő vízáradó rétegek között szoros vertikális kapcsolat áll fenn.

A nitrogén stabil izotópjait ($\delta^{15}\text{N}$ - NO_3^-) széles körben használják a felszíni és felszín alatti vizek NO_3^- forrásainak azonosítására és mozgásának térképezésére, mivel az egyes forrásoknak jellemző izotóp-tartományai vannak (Karr *et al.*, 2003; Moore *et al.*, 2006). A szervesen nitrogént tartalmazó műtrágyákban -7 és +5‰, a talaj szerves nitrogéntartalmában -3 és +8‰, a szennyvízben pedig +7 és +25‰ a $\delta^{15}\text{N}$ - NO_3^- izotóp aránya (Kendall, 1998). Mások mellett Mengis és munkatársai (2001) sikeresen alkalmazták a $\delta^{18}\text{O}$ - NO_3^- izotópot a vizekben lezajló denitrifikációs folyamatok feltárására. Silva és munkatársai (2002) mellett Fukada és munkatársai (2004) Nottingham területén a kettős izotóp vizsgálatokkal ($\delta^{15}\text{N}$ és $\delta^{18}\text{O}$) a városi talajvizekben található NO_3^- forrásait és áramlási irányát határozták meg sikeresen.

Mivel a nukleáris fegyverek légköri tesztelése (1953) után a csapadék ^3H tartalma meghaladta az 1952-ig tartó természetes értékeket a trícium, így a felszín alatti vizek korának egyik nyomjelzőjévé vált (Egboka et al., 1983). A trícium hasonlóan a ^2H és az ^{18}O izotópokhoz a vízmolekula része. Emiatt, valamint 12,32 éves felezési ideje miatt, kiváló nyomjelzőként szolgál (Michel, 2005). Felezési ideje következtében az 50 évnél fiatalabb csapadékvizekben kimutatható, az ennél idősebb vizekben az értéke nulla, így egyértelműen eldönthető, hogy a vizsgált felszín alatti vízben található-e ötven évnél fiatalabb víz (Deák, 1979).

A VITUKI-ban az 1960-as években kezdődött környezeti izotóp vizsgálatok során többek között a Duna-Tisza közén végeztek trícium méréseket. Ménteleknél 250 mm/év volt a talajvíz átlagos leáramlási sebessége 1963 és 1999 között. Északkelet-Magyarországon 1995 és 1996 között 100 db 20-300 méter mélységű kútban végeztek trícium méréseket, melynek során a kutak több mint felében mértek magas értékeket, de Vaja és Kállósemjén 200 méternél mélyebb kútjaiban is 30-60% volt a friss talajvíz aránya. A trícium adatok egyértelműen alátámasztják Halász (1988) modellezésének eredményeit, mely szerint a nagy depresszióval rendelkező kutak környezetében rendkívüli módon felgyorsul a talajvíz leáramlása, öt év alatt akár 200-300 méter mélységbe is lejuthat.

Bajjali és Al-Hadidi (2017) Jordániában vizsgálták a Khirbet Al-Samra szennyvíztisztító telep körüli talajvíz minőséget. Több monitoring kútban is tríciumot találtak, mely helyi leszívargást feltételez. Mivel a térségben lévő mezőgazdasági tevékenység a szennyezést tovább növelheti, a szerzők további $\delta^{15}\text{N}$ - NO_3 vizsgálatokat javasolnak a források pontos meghatározása érdekében.

2.3 Talajvízszennyezés Magyarországon

2.3.1 Talajvízmonitoring Magyarország

A talajvízzel kapcsolatos információgyűjtés három kategóriába sorolható. Első kategória az adatok és információk szervezett, általában hosszú idejű gyűjtése területi léptékben (monitoring). Második kategória a kísérleti területek működtetése, a jelenségek megfigyelése, megértése céljából. Végül pedig a már meglévő, valamint folyamatosan keletkező információtömeg rendszerezése (Vargay, 2003).

A talajvíz minőségének és a talajvízszint elhelyezkedésének igen nagy a jelentősége, hiszen a növényzet számára biztosítja a folyamatos vízellátást, és egészen a 20. század második feléig kiemelt szerepe volt a lakosság ivóvízellátásában. A talajvízkutatás hazánkban, a régmúlta visszatekintő talajvíz felhasználás ellenére, csak a 19. század második felében kezdődött el azzal, hogy Pressig Ede megfogalmazta a hidrogeológiai vizsgálatok szükségességét (Juhász, 1996). Az észlelő kutak országos hálózatának kiépítése Rohringer Sándor nevéhez köthető, mely 1929-ben vette kezdetét. Ezt a munkát később a VITUKI (Vízgazdálkodási Tudományos Kutatóintézet) vette át, melyet 1950-től kezdődően országos hálózattá fejlesztett, az 1980-as évek elejére a törzskutak száma pedig megközelítette a kétezret. A harmincas évek elején megkezdett talajvízszint-észlelő kutak telepítését követően az 1980-as években megkezdődött a talajvíz minőségének rendszeres megfigyelése is (Vargay, 2003). Az Alföld talajvizeinek feltérképezése Rónai András nevéhez

köthető. Az ország talajvizeinek vegyi jellegéről szintén *Rónai* szerkesztett térképet (*Rónai*, 1961). A megfigyelő kutak adatai mellett ásott kutak adatait is felhasználták.

A Felszín Alatti Vízminőségi Törzshálózat lehetővé teszi a felszín alatti vizeink mennyiségi és minőségi változásainak nyomon követését (*Nemes*, 2007). Évente több alkalommal, közel 600 kútból vett minta szolgáltat adatokat.

A talajvízszint változások nyomon követése a talajvízmonitoring másik kiemelt feladata. Számos hazai tanulmány foglalkozik a talajvízszint változásaival (*Juhász et al.*, 1997; *Bakacsi*, 2001; *Ladányi et al.*, 2016; *Eötvös – Horváth*, 2018). Az 1970-es évektől kezdődően Kiskunság több pontján is a talajvízszint több méteres trendszerű csökkenését tapasztalták (*Iványosi Szabó in Pálfi szerk.*, 1994; *Szalai*, 2011). Az 1980-as évek második felétől Alföld talajvízkészletét az intenzív rétegvízkitermelés mellett tartós csapadékhiány is módosította és ezek együttes eredményeként jelentős talajvízszint-csökkenés következett be (*Rakonczai – Bódis*, 2002). *Rakonczai* (2006) különböző hazai tájakon végzett talajvízszintváltozások trendszerűségét vizsgálva megállapította, hogy e változások a hazai klímaváltozás fontos indikátorai. A vízkészlet-változások tendenciái pedig megfelelő mutatók az egyes területek éghajlati érzékenységének értékeléséhez (*Fehér – Rakonczai*, 2019).

2.3.2 Talajvízminőség vizsgálatok települési környezetben Magyarországon

A veszélyek felismerése után az 1980-as évektől a VITUKI által megkezdődött a talajvizek minőségi monitoringja is (*Vargay*, 2003). Ugyan a VITUKI-ban több mint 23.000 mintavételi helyről származó, nitrátra vonatkozó adat áll rendelkezésre (*Deák et al.*, 1998), és így az ország talajvizeinek nitrát szennyezettségéről viszonylag pontos képet kapunk, azonban ezek csak országos-megyei átlagok, és a vizek nitrát-terhelésének időbeni alakulásáról, ill. a települési környezetben mérhető tényleges értékeiről alig vannak ismereteink (*Liebe*, 1994). Éppen ezért fontos az egyes lokalitások mélybeható tanulmányozása, hiszen a konkrét esettanulmányok eredményei nagyban hozzájárulnak a szennyezettségi állapot pontosabb feltárásához.

A probléma fontosságát felismerve az országban többen behatóan tanulmányozták egy-egy település, terület nitrát szennyezettségét. *Kerényi és Pásztor* (1994) Bükkaljai falvak talajvizének nitráttartalmát vizsgálták három éven keresztül. Az első évet követően ugrásszerű koncentrációnövekedést (átlag 40mg/l-ről 250-400 mg/l-re) tapasztaltak. Megállapították, hogy a csapadék mennyisége és a nitrát talajvízben kimutatható mennyisége között kapcsolat áll fenn. A nagyobb csapadékmennyiség magasabb nitráttartalmat eredményez. Arra a következtetésre jutottak, hogy a nitrát talajvízbe szivárgásának alapvető feltétele, hogy a csapadék évente legalább egyszer elérje a talajvíz szintjét. Amennyiben ez nem következik be, a nitrát-ion koncentrációja csökkenést mutathat. A jelenséggel *Jong és munkatársai* (1983) is foglalkoznak, és eredményeik alapján megállapították, hogy kevés csapadék esetén, a nitrát a talajban felhalmozódhat, amely egy nagyobb csapadékkal a talajvízbe jutva jelentős koncentrációnövekedést okoz.

Az országos adatok alapján megállapítható, hogy a különböző sík- és dombvidéki területeken felvett nitrát-profilok 10 m-nél kisebb mélységben mutatnak jelentősebb nitrátosodást (*Deák et al.*, 1998). Ennek oka, hogy nagyobb mélységben (10-15 m) a korábban beszivárgott, így kevésbé szennyezett víz található, aminek nitrát tartalmát a denitrifikáció folyamata tovább csökkenti. Ezt igazolják *Németh* és munkatársainak

(1988) mérései is. Tartamkísérletek alapján megállapították, hogy a $\text{NO}_3\text{-N}$ évi 20-30 cm lefelé irányuló mozgást végez. Buzás és munkatársai (2009) a nitrátszennyezés homoktalajokon történő terjedését vizsgálták. Arra a következtetésre jutottak, hogy a nem megfelelő trágyázás igen gyors bemosódást okoz, ezért a talajvízbázisokra igen komoly veszélyt jelent.

Az országban, települési környezetben végzett kutatások megállapítják, hogy a szennyvízelvezető csatornahálózattal nem rendelkező települések esetében a talajvíz minőségét leginkább befolyásoló szennyezőforrás a kommunális szennyvíz (Bolgár – Pál, 2005; Szabó – Bessenyei, 2013; Vincze, 2014; Mester et al., 2017). Hajdu – Füleky (2007), Hajdu (2010) a Nyárad vízgyűjtő területén végeztek kiterjedt talajvízminőség monitoringot, eredményeik szintén azt igazolják, hogy a talajvíz szennyezettsége a helyi szennyezőforrások, domborzati viszonyok és a talajvíz szintje között szoros kapcsolat áll fent. Szabó és munkatársai (2010) alföldi településeken – Mikepércs, Gergelyugornya, Bodrogkeresztúr, Mezőladány, Görbeháza, Tiszabercel – vizsgálták a talajvíz minőségét, mérték a talajvíz ammónium-, ortofoszfát-, nitrit- és nitráttartalmát. Arra a következtetésre jutottak, hogy a talajvíz minőségét leginkább a talajok vízáteresztő képessége határozza meg. Fontos tényezőnek tartják a talajvíz szintjét is, hiszen a mélyebb vízszintű kutak esetében kisebb szennyezést tapasztaltak. Pál – Bálint (2007) Erdővidéken számos település nitrát szennyezettségét vizsgálva megállapította, hogy a települési környezetben kimutatható szennyeződések lokálisak, így a szennyezések csökkentését települési szinten kell kivitelezni. Szabó és munkatársai (2010, 2012) Mikepércsen folytatott vízminőség vizsgálatok során megállapították, hogy a település felszín alatti vízkészlete a kiépült csatornahálózat ellenére jelentős szennyezettséget mutat. Főként az NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{3-} esetében mutattak ki határérték feletti értékeket.

A szigetetlen szennyvízknákból kiáramló szennyvíz talajvízre gyakorolt negatív hatása (Mester et al., 2017) mellett a szennyvizek nem megfelelő tárolása is komoly terhelést jelent. Szabó és munkatársai (2016) Mikepércs térségében található rekultivált szennyvízleürítő környezeti hatásait modellezték VISUAL MODFLOW szoftverrel. A Na^+ iont megfelelőnek találták a modell kalibrálásához a kis háttérkoncentráció és a szennyvíz nagy nátriumtartalma miatt. Megállapították, hogy a szennyezés a leürítő működési ideje alatt körülbelül 70 méter mélységig jutott le, a teljes tisztuláshoz pedig több évtizedre is szükség lesz.

Az urbanizáció és a koncentrált iparfejlesztés következtében a kutatások egyre nagyobb figyelmet szentelnek a városi talajvízminőség vizsgálatának. Kaszab (2006) Szeged geokörnyezeti állapotának felmérése során nagyfokú szennyezettséget tárt fel a nehézfémek és a szerves nitrogénformák vonatkozásában. Fejes (2014) Szeged talajvizének kémiai háttérfolyamatait tárta fel korrelációs vizsgálatokkal, faktoranalízis és főkomponens analízis segítségével. Megállapította, hogy a város talajvizét nagymértékű kémiai szennyezettség jellemzi, a legszennyezettebb területek zöme pedig a belvárosban, a Tisza közelében található. A legtisztább talajvízű kutak – kevés kivétellel – a város peremterületein, főként az ÉNy-i, Ny-i részeken vannak. Farsang és munkatársai (2017) Szeged talajvízrendszerének hosszú távú változásait vizsgálták R/S analízissel és a Hurst exponens alkalmazásával. A szennyeződések forrásainak a következőket jelölték meg: a közlekedés, a szennyvízcsatorna-hálózat

részleges hiánya, a belváros feltöltése során alkalmazott heterogén anyagokból történő kimosódás, a kertekben zajló műtrágyázás és a növényvédelem.

2.4 A kommunális szennyvizek gyűjtése, kezelése

2.4.1 A lakossági szennyvíz kémiai jellemzői, a szennyvíztisztítás folyamata

A lakosság vízfelhasználása során keletkező kommunális szennyvíz tisztítására már a Római Birodalomban is voltak példák, ugyanakkor a világ számos részén még a 21. században is megoldatlan probléma (Lofrano – Brown 2010). A keletkező szennyvíz mennyisége és minősége térben és időben nagyfokú ingadozást mutat, mely erősen függ az ember életvitelétől. Jelen korban ugyanakkor a lakosság általi szennyezőanyag termelődés viszonylag kis szórással állandónak tekinthető (**4. táblázat**), míg a fajlagos szennyvízhozam pedig 60-250 dm³/fő/nap érték között változik (Takács et al., 2006). Az országos átlag 150 dm³/fő/nap, mely a tényleges vízfogyasztás alapján számított érték, amely városokban 80-120 dm³/fő/nap, kistelepüléseken 30-40 dm³/fő/nap. A keletkező szennyvíz mennyiségét ugyanakkor a csapadék, a locsoló és öntözővizek csatornarendszerbe történő beszívargása, az ipari tevékenységből származó hozzáfolyás tovább növelheti (Farkas, 2004).

4. táblázat. Fajlagos szennyvízhozam és lakosság által termelt fajlagos szennyezőanyag értékek (Takács et al., 2006).

Paraméter	Dimenzió	Fajlagos érték
Fajlagos szennyvízhozam, q	dm ³ /fő/nap	150
Kémiai oxigénigény, KOI	g/fő/nap	120
Biológiai oxigénigény, BOI	g/fő/nap	60
Lebegőanyag, LA	g/fő/nap	70
összes Nitrogén, öN	g/fő/nap	12
összes foszfor, öP	g/fő/nap	2

A keletkező szennyvíz minőségét fizikai, kémiai, biológiai paraméterekkel jellemezhetjük, melyek a szennyvíztisztítás folyamatának megtervezéséhez szolgálnak alapul (Takács, 2013). A szennyvizek fajlagos szennyezőanyag értékeit az **4. táblázat** foglalja össze. A szennyvizek kémiai szennyezőanyagai között szerves és szervetlen vegyületek is találhatóak. Mivel a szervesanyagok igen sokfélék lehetnek (fehérjék, gyógyszermaradványok, peszticidek, olajszármazékok stb.), így azokat a biológiai és kémiai oxigénigénnyel jellemzik, melyek ismerete elengedhetetlen a megfelelő szennyvíztisztításhoz (Kárpáti, 2011). A szennyvizek szennyezőanyag koncentrációja a szennyvízhozam függvényében jelentősen eltérhet. A KOI értékek 480-2000 mg/l, míg a BOI értékek 240-1000 mg/l között ingadoznak a szennyvízhozam függvényében.

A kommunális szennyvizeket megfelelő hatásfokú tisztításnak kell alávetni (Vermes, 2003). E folyamat jellemzően két fő szakaszból a mechanikai és a biológiai tisztításból áll, ugyanakkor egyre szélesebb körben alkalmazzák a harmadlagos tisztítást is (Lakatos és Czudar, 2008). A mechanikai tisztítás során eltávolítják a durva szennyezőket, a lebegőanyagokat, valamint megtörténik a biológiai tisztításra

való előkészítés. A mechanikai tisztítás során a kémiai és biológiai oxigénigényben mérhető szennyezőanyagnak mintegy 1/3-a ülepedik ki (Kárpáti, 2005). Bár az eleveniszapos rendszerek fontosságára már az 1910-es években felhívták a figyelmet (Arderm – Lockett, 1914), az 1950-es évekig ez a tisztítás volt meghatározó még a fejlett országokban is (Gunner et al., 1998; Pulai – Kárpáti, 2004).

A második szakaszban a szennyvíz szerves anyagait mikroorganizmusokkal oxidáltatják. A fennmaradó magas foszfor-, és nitrogéntartalom következtében az 1980-as években Európa számos térségében jelentősen nőtt az eutrofizáció mértéke, melynek kiküszöbölésére vezették be a harmadlagos tisztítást (Kárpáti, 2005). A harmadlagos tisztítás során az ammónium, nitrit, nitrát, valamint a foszfor sóinak eltávolítása történik 90% feletti hatásfokkal (Sedlak, 1992). Az eltávolítási hatásfok növelésének érdekében folyamatosan zajlanak kutatások (Szabó, 2007). A kommunális szennyvizek utókezelésében egyre nagyobb szerepet kapnak az olyan természetközeli módszerek, mint a nyílt felszínű és gyökérszónás tisztítás, valamint a faültetvényes tisztítás (Kárpáti, 2003).

A megtisztított szennyvíz befogadóba történő visszavezetését a 91/271 EKG Irányelv szabályozza, melynek alkalmazása Magyarországon a 28/2004. (XII.25.) KvVM rendelet alapján történik, amely tartalmazza a szennyvíztisztításra vonatkozó határértékeket is (5. táblázat).

5. táblázat. A települési szennyvizek tisztítására vonatkozó határértékek a 28/2004. (XII.25.) KvVM rendelet alapján.

Kiépített terhelési kapacitás (LE)	KOI _k		BOI ₅		öLA		öP		öN	
	mg/l	%	mg/l	%	mg/l	%	mg/l	%	mg/l V.1-XI.15	mg/l XI.16-IV.30
< 600	300	70	80	75	100	–	– (1)	– (1)	– (1)	– (1)
601-2.000	200	75	50	80	75	–	– (1)	– (1)	– (1)	– (1)
2001-10.000	125	75	25	70-90	35	90	– (1)	– (1)	– (1)	– (1)
10.001-100.000	125	75	25	70-90	35	90	2 ⁽²⁾	80 ⁽²⁾	15 ⁽²⁾	25 ⁽²⁾
>100.000		75	25	70-90	35	90	1 ⁽²⁾	80 ⁽²⁾	15 ⁽²⁾	20 ⁽²⁾

(1) A hatóság vízvédelmi érdekek alapján egyedi határértéket állapíthat meg.

(2) A határértékeket a 240/2000. (XII.25.) Korm. rendelet szerinti érzékeny területen, valamint 49/2001. (IV.3.) Korm. rendelet szerinti nitrát érzékeny területeken 10 ezer LE felett kell betartani.

A határérték túllépése esetén a szennyvíztisztítónak a szennyezési időszak alatt bírságot kell fizetnie a határértéket meghaladó valamennyi szennyezőanyagra vonatkozóan (220/2004. (VII.21) Kormányrendelet). A szennyvíziszapok mezőgazdasági felhasználásának és kezelésének szabályairól az 50/2001. (IV.3.) Korm. rendelet rendelkezik. A mezőgazdasági felhasználás alternatívájaként számolni kell a jövőben az iszapok erdészeti, városgazdálkodási (kertészeti), illetve energiaültetvényeken való hasznosításával is (Takács, 2006).

2.4.2 A kommunális szennyvíz gyűjtése Magyarországon

Magyarország településszerkezete kedvezőtlennek tekinthető a kommunális szennyvíz gyűjtése és tisztítása szempontjából, mivel közművekkel történő ellátás hatékonysága és költségvonzata a lakosság térbeli koncentrációjának a függvénye. A nagy lakosságszámmal rendelkező települések esetében a szennyvícsatorna hálózat kiépítése és a szennyvíztisztítás sokkal hatékonyabb, valamint kisebb költség vonzatú. Magyarországon a 2000 fő alatti települések aránya meghaladja a 76%-ot, míg a 150.000 fő feletti települések aránya csupán 0,1%, mely Budapesten kívül 3 települést jelent (6. táblázat).

6. táblázat. Magyarország településcsoportjai és a lakosság megoszlása.

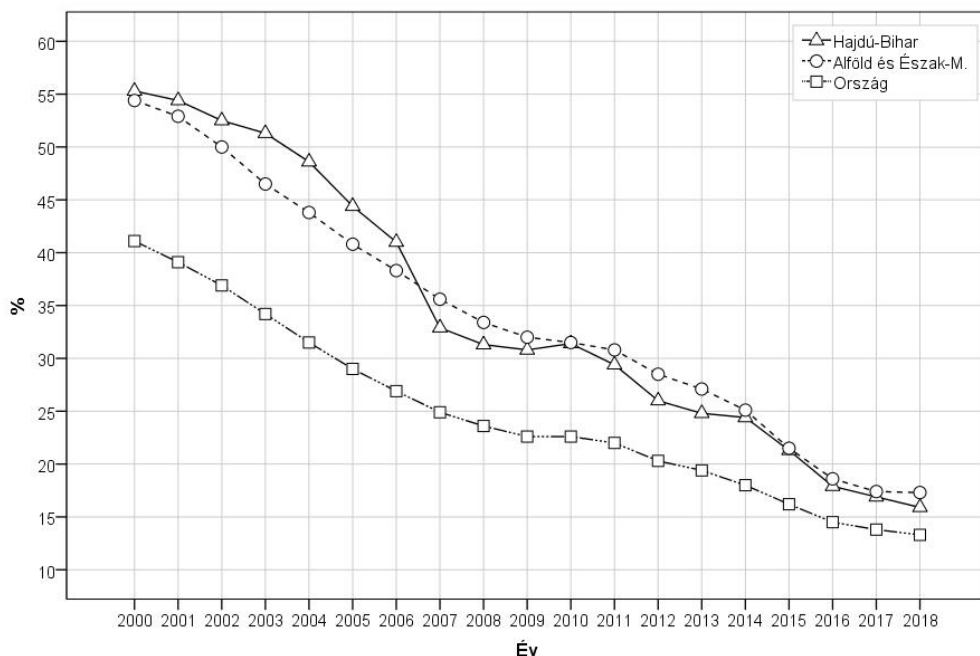
Településcsoport (fő)	Településszám (db)	Települések aránya (%)	Lakosságszám (fő)	Lakosok aránya (%)
< 2.000	2417	76,6	1.677.984	17,1
2.000-10.000	593	18,8	2.258.177	23,0
10.000-15.000	57	1,8	681.893	7,0
15.000-150.000	84	2,7	2.906.508	29,7
150.000 <	4	0,1	2.272.999	23,2
Összesen	3155	100	9.797.561	100

Amint az értekezés bevezetőjében már utaltunk rá, Magyarországon az ivóvízhálózat kiépítésével párhuzamosan nem történt meg a szennyvízelvezető csatornahálózat kiépítése. A csatornázatlan településeken az egyedi szennyvízelhelyezés hagyományos, elszikkasztásos módja pedig a talaj és talajvízrendszerek jelentős elszennyeződéséhez vezetett. 1948-ban a 23 városban és 4 községben kiépített szennyvízcsatorna hálózat 10%-os csatornázottságot eredményezett. Az 1990-es években a csatornahálózatba bekötött lakások aránya alig haladta meg a 40%-ot, az elvezetett szennyvizek több mint fele pedig tisztítás nélkül került a befogadókbba. 1993-tól intenzív fejlesztések kezdődtek nem csak a szennyvízelvezetésben, hanem a szennyvíztisztításban is, melynek eredményeképp 2001-ben a csatornahálózatra rákötött háztartások aránya meghaladta a 60%-ot. 2016. december 31-én a csatornabekötéssel rendelkező háztartások aránya 81,5% volt (7. ábra), az összegyűjtött szennyvíz 99,6%-át tisztítás után engedték vissza a befogadókbba (KSH, 2020).

Magyarország Európai Unió tagságával együtt járó kötelezettségei közül egyik legjelentősebb a szennyvízelvezetés- és tisztítás megvalósítása. A 91/271/EGK Irányelvben előírt kötelezettségek végrehajtását a Nemzeti Települési Szennyvízelvezetési és -tisztítási Megvalósítási Programról szóló 25/2002. (II. 27.) Korm. rendelet szabályozza. A Megvalósítási Program a 2.000 LE szennyezőanyag-terhelést meghaladó szennyvízelvezetési agglomerációkat foglalja magába (7. táblázat).

Annak ellenére, hogy a víziközmű-szolgáltatásról szóló 2011. évi CCIX. törvény 55. § (1) és (2) bekezdése alapján rákötési kötelezettség áll fenn annál az ingatlantulajdonosnál, akinél az ingatlan használata rendszeres emberi

tartózkodáshoz kötődik és a közműves szennyvízelvezetés és -tisztítás biztosításához szükséges víziközmű-rendszer a közterületen az ingatlanról műszakilag elérhető módon kiépült és műszakilag rendelkezésre áll, komoly problémaként jelenik meg a háztartások rákötésének elmaradása a kiépült csatornahálózat mentén. Legjellemzőbb okok a szociálisan hátrányos helyzetűek finanszírozási gondjai, az üres telkek és a lakatlan ingatlanok. A probléma felszámolása érdekében több intézkedés történt az elmúlt években.



7. ábra. A másodlagos közműtolló alakulása (saját szerk., KSH, 2020).

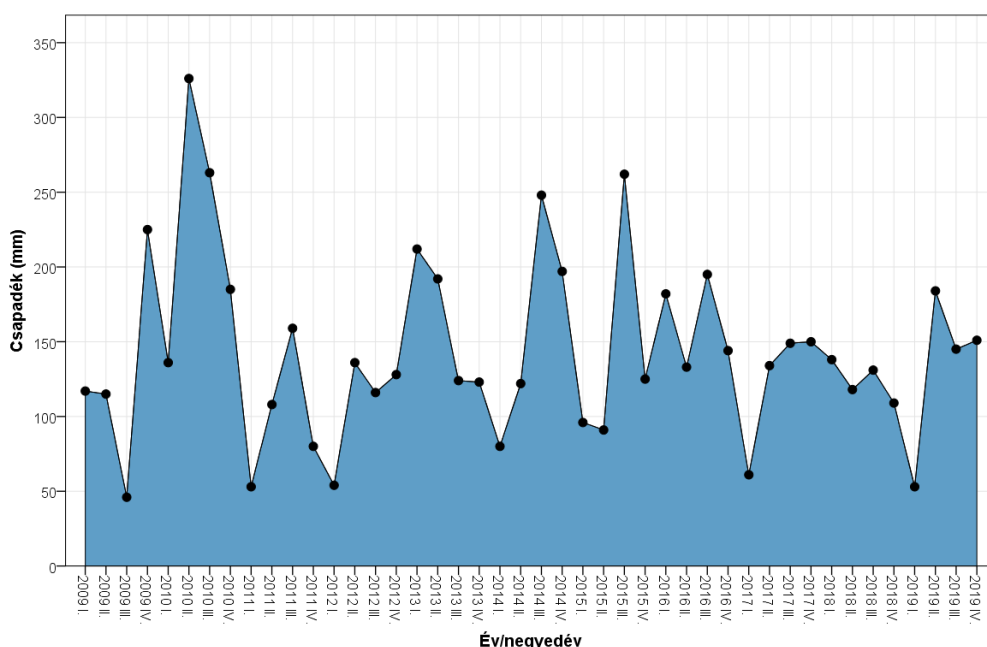
7. táblázat. A szennyvízelvezetési agglomerációk száma és LE-ben kifejezett szennyvízterhelése a 2016.12.31 állapot alapján.

Agglomeráció csoport	Agglomeráció száma	Agglomerációk aránya	Összes szennyvízterhelés	Összes szennyvízterhelés
(LE)	(db)	(%)	(ezer LE)	(%)
< 2.000	1.173	67,7	696,9	5,6
2.000-10.000	368	21,3	1654,2	13,2
10.000-15.000	61	3,5	727,1	5,8
15.000-150.000	115	6,6	4234,6	33,9
150.000 <	15	0,9	5183,5	41,5
Összesen	1.732	100	12.496,3	100

borítják. Nem közvetlen talajvízhatás alatt álló réti csernozjom talajok a terület 16%-án találhatók (Dövényi szerk., 2010). A mintaterületen a World Reference Base for Soil Resources nemzetközi talajosztályozási rendszer alapján a leggyakoribb talajtípusok a Solonetz, Vertisol, Kastanozem, Chernozem, a belterületen antropogén hatás következtében megváltozott Anthrosol és Technosol talajok is megjelennek (Balla et al., 2016; Mester et al., 2017, Novák et al., 2018). Bárádon és környezetében kerti talajprofilok szekvenciáját vettük fel a mezőgazdasági területek felől a település belső területei felé haladva. A növekvő antropogén átalakítottság kifejezésére a *kulti-szekvencia* kifejezést alkottuk meg (Novák et al., 2018). A Nagy-Sárréten létesített kerti talajszelvények diagnosztikai vizsgálatát (WRB, 2015) elvégezve megállapítottuk, hogy tájtól és talajképző közettől függetlenül, az osztályozás szintjén, valamint a diagnosztikai talajanyag tekintetében minden általunk vizsgált szelvényben kifejezésre jut az antropogén hatás, melynek mértéke ugyanakkor jelentős eltéréseket mutat (Mester et al., 2017).

3.1.2 Klimatikus viszonyok, Báránd beépítettsége, csapadékvíz elvezetés

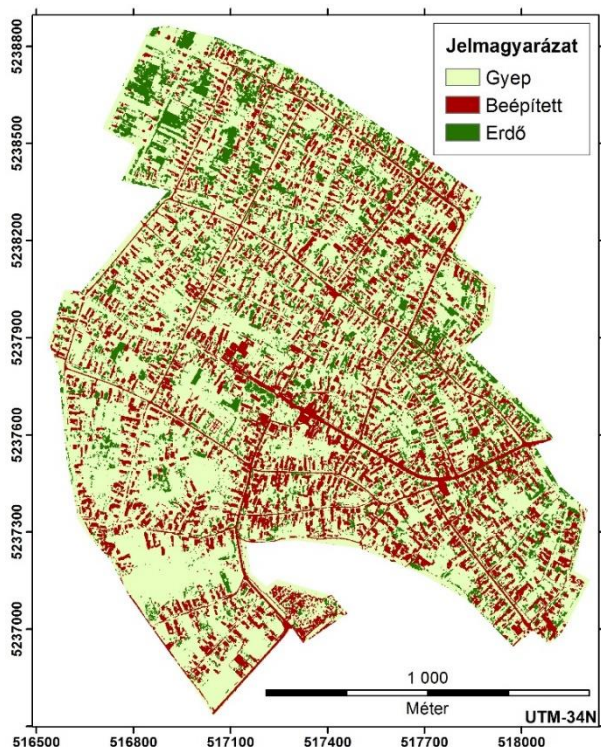
A kistáj éghajlata mérsékelt meleg és száraz, a sokévi átlagos csapadék 520-540 mm (Dövényi szerk., 2010), az évi átlagos párolgás 606 mm (BKTKP, 2010) emiatt igen nagy a klimatikus vízhiány a területen. A kistáj ariditási indexe 1,30-1,35. A Bárándtól 11 km távolságra található NAIK Erdészeti Kutatóintézet mérései alapján a vizsgálati időszak (2011-2019) alatt a 2013, 2014, 2016 években a csapadék éves mennyisége meghaladta a 600 mm-t, míg a 2011, 2012, 2017, 2018 években 400-500 mm között alakult (9. ábra). A legalacsonyabb csapadékmennyiséget jellemzően az első negyedévben, míg a legmagasabb csapadékmennyiséget jellemzően a második és harmadik negyedévben mérték.



9. ábra. A csapadék mennyiségének alakulása 2009-2019 között évszakos bontásban (az adatok forrása: NAIK Erdészeti Kutatóintézet, Püspökladány).

Az evapotranspiráció szempontjából meghatározó a terület felszínborítása, ezért, műholdfelvételek, valamint az úthálózatra vonatkozó adatok segítségével elkészítettük a település beépítettségét mutató tematikus térképet (**10. ábra**). Megállapítottuk, hogy a beépített területek aránya 23,4%, melyből az úthálózat aránya 2,8%. A fás területek aránya alacsony, mindössze 12,8%. A legnagyobb arányt (64,1%) a beépítetlen, területek jelentik, melyek a háztartások konyhakertjeit, a belvízelvezető csatornahálózat füves partjait és az egyéb, nem leaszfaltozott köztereket reprezentálják.

A belterületi csapadékvizek elvezetése kiépített és földes csapadékvíz elvezető árkok segítségével történik. A csapadékvíz kulcsfontosságú befogadója az Eszteró-csatorna. További befogadók a település szélein található agyaggödrök (*BKTKP*, 2010).

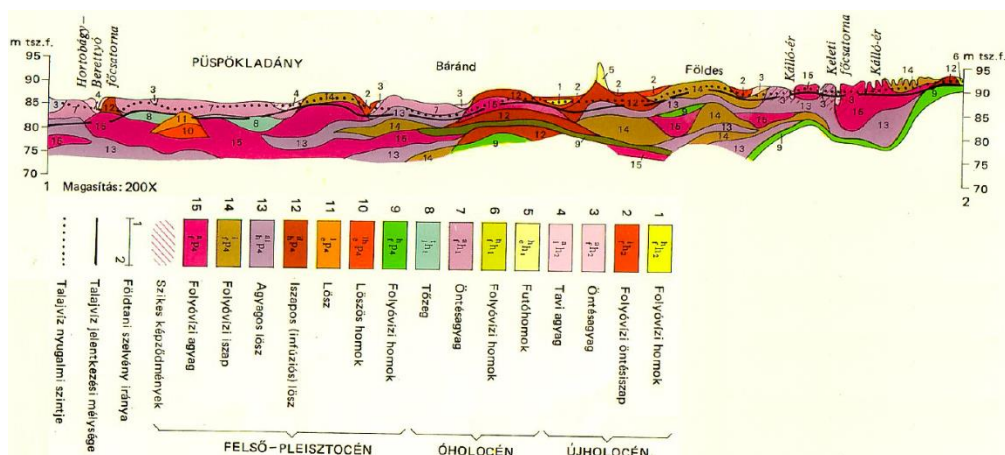


10. ábra. Baramand felszínborítottsági térképe (szerk. Szabó Loránd).

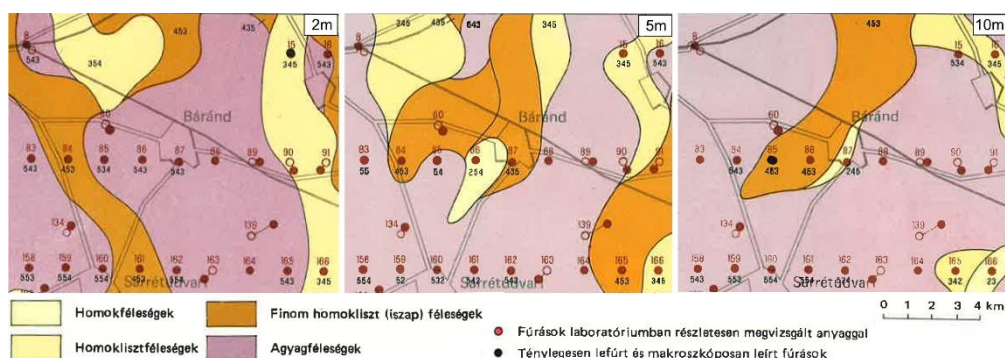
3.1.3 Geológiai, hidrogeológiai viszonyok, a talajvíz kémiai összetétele

A Nagy-Sárrét 1,5-2,5 km mélységben található medencealjzatát átalakult kristályos kőzetek alkotják, s erre késő-miocén kőzetek és késő-pannon üledékek települtek (*Dövényi szerk.*, 2010). A Nagy-Sárrét felszínét felső-pleisztocén, ó- és újholocén üledékek fedik (**11. ábra**). Baramand térségében a negyedidőszaki üledékek vastagsága 300-400 méter (*Urbancsek in Rónai et al.*, 1980). Baramand északi területeinek felszínén óholocén öntésagyag, délkeleti területein felső-pleisztocén infúziós lösz, míg az Eszteró-csatornától délre eső településen kívüli területeket óholocén folyóvízi öntésiszap fedi (**12. ábra**). A Baramand környezetében létesített 10 méteres sekélyfúrások szelvényei alapján a felszín alatt 2 méter mélységben a teljes

településen agyagféleségek találhatók. A felszín alatt 5 méter mélységben a település túlnyomó részén finom homokliszt (iszap) féleség az uralkodó textúra, csupán a település délnyugati részén jelennek meg homokféleségek. A felszín alatt 10 méter mélységben a település területén ÉNy–DK irányban finom homokliszt féleségek, homokliszt féleségek és agyagféleségek találhatók (12. ábra).



11. ábra. Ny–K-i irányú földtani keresztmetszvény Báránd térségében (Rónai, 1980).



12. ábra. A felszín alatt 2m, 5m, 10m mélységben található képződmények Báránd térségében (Rónai, 1980).

A terület talajvízviszonyaira jellemző, hogy nagy területeken nincs a felszín alatt szabad tükrű víz, ugyanis a felszíni felszínközeli agyagos rétegek nyomás alatt tartják a talajvizet. A Báránd környezetében létesített sekélyfúrások esetében is tapasztalták, hogy a fúrólukokban megjelenő talajvíz szintje (3–4 méter) néhány óra elteltével jelentős emelkedést mutatott (1–2 méter). A talajvíztükörre ható nyomás mértéke 50–200 cm (János in Rónai et al., 1980). Tehát a talajvíz nyugalmi szintje nem azonos annak megjelenési szintjével. Mivel ugyanazon felszínközeli vízréteg lehet szabad felszínű, ugyanakkor az Alföld jelentős területein állhat kisebb-nagyobb nyomás alatt, ezért Rónai (1980) szerint nem szerencsés hol talajvíznek, hol rétegvíznek nevezni ugyanazon vízréteget, hanem az Alföld egyes területein helyesebb enyhe nyomás alatt álló talajvíztükörrel beszélni.

Alföldi viszonylatban el kell fogadnunk a talajvíznek azt a meghatározását, hogy az a felszín alatt található első vízréteg, amely főleg a felszínről beszivárgó csapadékvízből táplálódik, de nem szükségszerűen helyi csapadékból, vagy nem kizárólag onnan. Általában szabad tükrű, de nem mindenütt; oldott anyagai tájanként igen nagy különbséget mutathatnak (Rónai, 1985).

A talajvíz abszolút tengerszint feletti magassága Báránd térségében 83-87 m (János in Rónai et al., 1980). A talajvíztükör abszolút magassága megfelel a domborzati viszonyoknak. Mind a talajvíz abszolút megjelenési szintje, mind a talajvíz abszolút nyugalmi szintje alapján szerkesztett térképek azt mutatják, hogy a talajvíz lehetséges szivárgási iránya ÉK–DNy. E szerint a talajvíz utánpótlása a Nyírség felől érkezik. Ezt a mozgásirányt azonban a talajvízkémiai adatok cáfolják.

A Sárret vízkémiai adatai azt mutatják, hogy a talajvíz nem oldalirányú szivárgás révén gyűlik össze, hanem a mélyebb rétegekből szivárog fel (Rónai, 1980). A talajvíz nátrium-ion koncentrációja ugyanis az északkeleti területeken magas értékeket mutat, míg a középső része felé kisebb értékek jelentkeznek, amerre pedig a talajvízáramlási irányok mutatnak. Míg a talajvíz kalcium-ion tartalma csak részben mutat összefüggést a löszös területek foltjaival, addig a magnézium-ion magas koncentrációja egyértelmű jele annak, hogy a talajvíz löszeredetű rétegben húzódik. A klorid-ion feldúsulása a mélységi vizek felfelé szivárgására utal, a szulfát-ion pedig magas szervesanyag tartalmú képződmények elhelyezkedésével mutat szoros összefüggést.

Az Alföld föltani atlaszában található interpolált térképek alapján a talajvíz kation és anion tartalmát a **8. táblázat** foglalja össze. Az interpolált adatok mellett egy Bárádon található, a talajvízkutak országos kataszterében szereplő kút vízkémiai paraméterei is támpontul szolgálnak (**8. táblázat**) (Rónai, 1961).

8. táblázat. A talajvíz kation és anion tartalma a Báránd területére interpolált eloszlástérképek (Rónai, 1980), valamint egy Báránd belterületéről begyűjtött 666/954 sorszámú talajvízminta mérési eredményei alapján (Rónai, 1961).

Báránd területére interpolált eloszlástérképek (Rónai, 1980)		Báránd 666/954 azonosító számú talajvízminta (Rónai, 1961)	
Paraméter	Koncentráció/érték	Paraméter	Koncentráció/érték
Kalcium	50-100 mg/l	Kalcium	258 mg/l
Kálium	1-5 mg/l	Kálium	–
Magnézium	100-300 mg/l	Magnézium	177 mg/l
Nátrium	200-300 mg/l	Nátrium	1129 mg/l
Klorid	100-300 mg/l	Klorid	191 mg/l
Szulfát	300-600 mg/l	Szulfát	2946 mg/l
Nitrát	–	Nitrát	108 mg/l
Keménység	40-100 nk°	Keménység	77 nk°
Lúgosság	0-10	Lúgosság	8,1

Az interpolált adatok és a konkrét mérési adatok a magnézium, klorid, keménység lúgosság esetében egybevágnak, ugyanakkor a szulfát és a nátrium esetében a jelentős eltérést mutatnak. Ez a különbség a talajvíz heterogenitása mellett a belterületen vett

minta, és az interpolációhoz használt döntően külterületi sekélyfúrásokból vett minták eltérő antropogén befolyásoltságával magyarázható. Megjegyezzük ugyanakkor, hogy a Kuchen (1982) által készített „A szulfát-ion mennyisége a Közép-Tiszántúl talajvizében” c. interpolált térképén, Báránd területén a szulfát-ion koncentráció mennyisége 600-3000 mg/l között alakul (Rónai, 1985). A nátrium-ionra vonatkozó interpoláció értéke ebben az esetben is jóval a bárándi mérés eredményénél alacsonyabban alakul.

Fontos megemlítenünk, hogy az 1950-es években mért települési nitrát koncentráció több mint kétszeresen haladta meg a vonatkozó 50 mg/l határértéket (**8. táblázat**).

3.1.4 A településen keletkező szennyvíz mennyisége, szennyvízkezelés

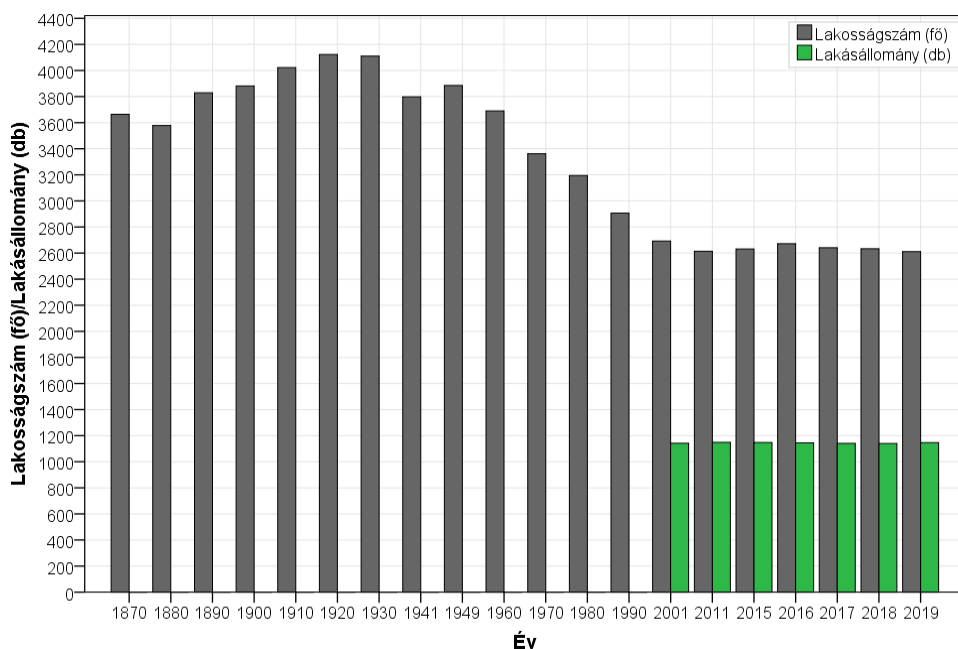
Báránd település jellegzetes alföldi középfa, lakosságszáma 2611 fő (KSH, 2019). Társadalmi, gazdasági és infrastrukturális szempontból kedvezményezett település [105/2015. (IV. 23.) Korm. rendelet].

A település lélekszáma az 1900-as évek első évtizedeiben érte el maximumát, ekkor meghaladta a 4000 főt (**13. ábra**). Ezt követően a lakosságszám változó intenzitású csökkenése figyelhető meg, az elmúlt évtizedben pedig stagnálás jellemző. A lakásállomány száma jelenleg 1153, amely a település népességét figyelembe véve, 2.3 fő/lakást jelent. Báránd közigazgatási területe 4254 hektár. A település éves vízkitermelése 90.000-120.000 m³ között alakult az elmúlt évtizedben, a háztartásoknak szolgáltatott víz mennyisége 70.000-90.000 m³ volt. (**14. ábra**). Számításaink szerint a szigetetlen szennyvízárakban tárolt kommunális szennyvíz 40-60%-a is elszívárgott a talajba (Mester et al., 2019), ami a csatornázás előtti időszakban éves szinten 30.000-55.000 m³ elszívárgó szennyvizet jelentett települési szinten. Az elszállított szennyvíz mennyiségéről nem vezettek hivatalos statisztikát, így nehéz megbecsülni, hogy mekkora mennyiségű szennyvíz került a település határtól délre található, 1994-ben átadott folyékony hulladéklerakóba (Mester et al., 2020). A leürítő részleges felülvizsgálati programjában 4000 m³/év becsült mennyiség szerepel.

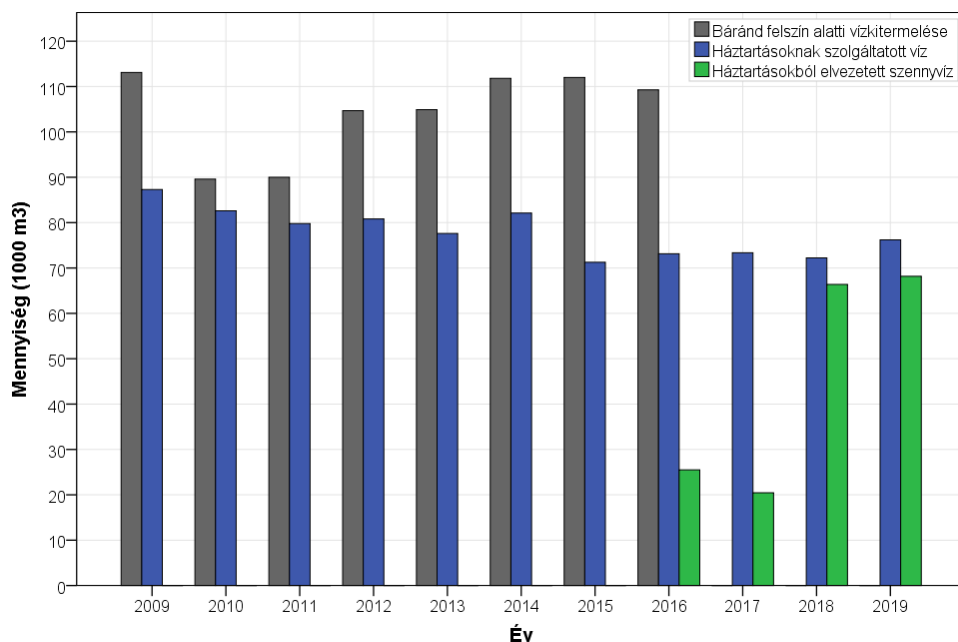
A rendszerváltás előtti időszakban a település szinte valamennyi háztartásában kisebb-nagyobb mértékű állattartás folyt, így a szennyvíz mellett potenciális szennyező forrásként az állati trágya is megjelent. Az állattartás azonban a rendszerváltást követő időszakban jelentősen visszaszorult és jelenleg is folyamatosan csökkenő tendenciát mutat. Az ásott talajvíz kutakat ivásra már egyáltalán nem használják, azonban gyakori az állatállomány talajvízzel történő itatása, valamint az öntözés. A kommunális szennyező források mellett, a települést körülvéő mezőgazdasági területek is szennyező forrásként lépnek fel. A nitrogén- és foszfortartalmú műtrágyák maradékai jelentős mértékben hozzájárulhatnak a talajvíz nitrát-ion és foszfát-ion koncentrációjának emelkedéséhez.

Az Új Magyarország Fejlesztési Terv Környezet és Energia Operatív Program támogatásával Kaba, Báránd és Tetétlen települések közös szennyvíztisztító üzemét és csatornahálózatot létesítettek. A vizsgált településen, Bárándon 2013-ban kezdődtek a kivitelezési munkák, a csatornahálózat pedig 2014-ben készült el. 2019-re a háztartások több mint 90%-a rácsatlakozott a hálózatra, ugyanakkor még mindig több olyan háztartás van, amely nem tett eleget a törvényi rendelkezésnek. A

háztartásokból elszállított szennyvíz mennyisége 2018-ban és 2019-ben már meghaladta az évi 60.000 m³-t (**14. ábra**).



13. ábra. A település lakosságszámának (1870-2019), valamint lakásállományának (2001-2019) alakulása (saját szerk. KSH, 2020 alapján).



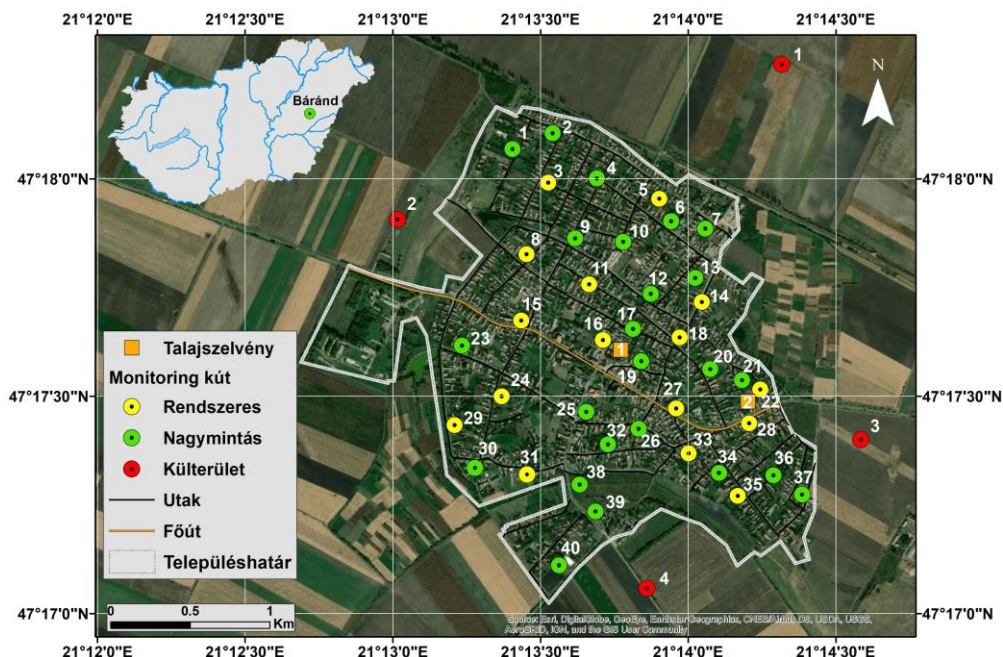
14. ábra. A település felszín alatti vízkitermelése (2009-2016), a háztartásoknak szolgáltatott víz mennyisége (2009-2019), a háztartásokból elvezetett szennyvíz mennyisége (2016-2019) (saját szerk. KSH, 2020 alapján).

3.2 A mintaterület és a mintavételi pontok kijelölése

A település kiválasztásánál a helyi kötődés mellett kiemelt szerepet játszott, hogy 2011 novemberében a vizsgálatok megkezdésekor a településen még nem építették ki a szennyvízcsatorna-hálózatot. Ugyanakkor több forrásból is arról értesültünk, hogy a beruházás a következő években várhatóan elindul, így egy pontos állapotfelvételt követően összehasonlító vizsgálatokra is lehetőség nyílhat. Mivel a település szennyvízkibocsátása meghaladja a 2000 lakosegyenértéket (LE) így azon települések csoportjába tartozik, amelyek esetében az Európai Unió Irányelve alapján kötelező a csatornahálózat létesítése.

3.2.1 A településen található monitoring kutak elhelyezése, vízmintavétel

A kutak kijelölésekor a település egyenletes lefedése volt az egyik fontos szempont (15. ábra). A vizsgálat első fázisában 18 db 5-6 méter mélységű ásott kutat vontunk be a vizsgálatba, valamint azért, hogy a szennyezés vertikális terjedéséről is képet kapjunk 1 db 32 méter és 1 db 102 méter mély fűrt kútból is mintákat gyűjtöttünk. A vizsgálat első fázisa 2011. november és 2012. október között zajlott, havi rendszerességgű vízmintavételezéssel. 2013 óta évszakos mintavételezés történik, a nyári mintavételezések alkalmával a szennyezés minél pontosabb térbeli meghatározása érdekében az ásott kutak számát 50 db-ra bővítettük. Mivel több esetben nem volt lehetőség mintavételre, így disszertációmban arra a 40 kútra vonatkozó elemzést végeztük el, melyek esetében nem állt fent adathiány.



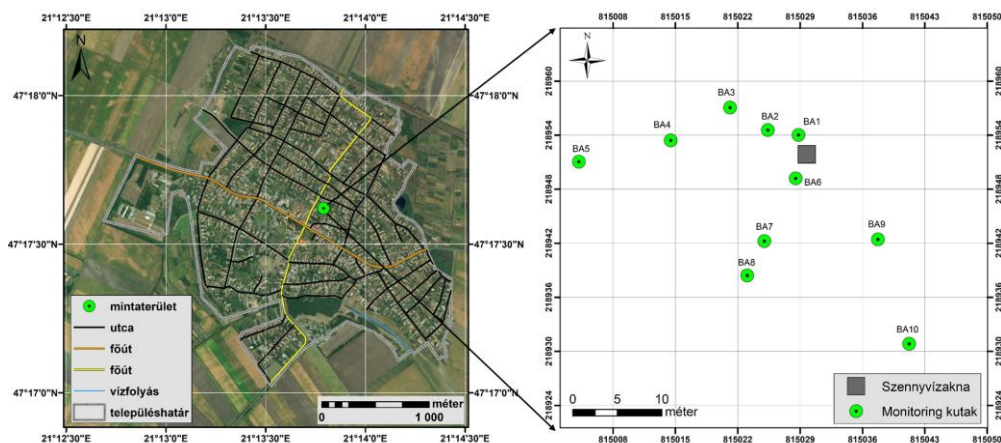
15. ábra. A mintaterület, a vízmintavételi pontok, valamint a létesített talajszelvények elhelyezkedése.

A vízmintavétel golyós vízmintavevővel történt, így a kutak felső 1 méteres vízoszlopát mintáztuk meg. A helyszínen, a mintavétel időpontjában meghatároztuk

a vízminta vezetőképességét, hőmérsékletét, valamint dokumentáltuk a talajvíz mélységét. A csatornázást követő nagymintás mintavételezések során, terepen mértük még az oldott oxigén tartalmát, valamint a redoxpotenciál (ORP) értékét is. A begyűjtött mintákat légmentesen lezárt műanyag palackokban hűtve tároltuk és 24 órán belül a Debreceni Egyetem Földtudományi Intézetének Komplex Laboratóriumában bevizsgálásra kerültek.

3.2.2 Egy szigeteletlen szennyvízakra környezetében végzett vizsgálatok

Mivel a település környezetében a kommunális szennyvíz jelenti a legfontosabb szennyezőforrást, így kutatásunkat 2012-ben kiterjesztettük egy szigeteletlen szennyvízakra vizsgálatára is. A kiválasztott szennyvízakra a település belterületén helyezkedik el, a háztartás udvarán lévő, szintén vizsgált ázott kúttól 17 méter távolságban. Ahhoz hogy a szennyvízakra talajvízre gyakorolt hatását minél pontosabban megismerjük, az aknától Ny–ÉNy-i irányban 1, 5, 10, 15 és 25 méter távolságban, DNy-ra 1, 10, 15 méter távolságban, DK-i irányban pedig 10 és 25 méter távolságban 3 méter talpmélységű monitoring kutakat létesítettünk (**16. ábra**).



16. ábra. A vizsgált szennyvízakra és az akna környezetében létesített monitoring kutak elhelyezkedése.

Ezeket 50 mm átmérőjű, az alsó 50 cm-en perforált PVC csövekkel béleltük ki. A monitoring kutak talpmélysége minden esetben legalább egy méterrel mélyebben volt a megütött talajvízszintnél. Ugyan a mintavételi pontok kijelölésekor törekedtünk a kutak minden irányban egyenletes és koncentrikus elhelyezésére, azonban több tényezőt is figyelembe kellett venni. Mivel a mintaterületen található szennyvízakra egy beépített területen helyezkedik el, ezért olyan helyeken kellett létesíteni a furatokat, ahol nem zavarják az ott élők mindennapjait. Továbbá a telek beépítettsége miatt ÉK-i irányban nem tudtunk furatokat létesíteni.

A monitoring kutakból évszakos vízmintavételezés történt. A mintákat az MSZ ISO 21464:1998 szabvány szerint háromszoros kúttérfogatnyi víz kitermelése után gyűjtöttük be, perisztaltikus szivattyú segítségével. A települési mintákhoz hasonlóan légmentesen lezárt palackokban hűtve tároltuk, majd a Földtudományi Intézet laboratóriumában vizsgáltuk be. A talajvízszint értékeit 2012 szeptemberétől rendszeresen rögzítettük. Miután a háztartás 2014-ben rácsatlakozott a

csatornahálózatra a talajvízszint 2015-ben a 3 méteres szint alá csökkent, így további mérésekre nem volt lehetőség. A 2016 februárját követően azonban a vízszintemelkedés következett be, ami újra lehetővé tette a méréseket.

3.3 Laboratóriumi vizsgálatok

3.3.1 Vízvizsgálatok

A vízvizsgálatok során minden mintavétel alkalmával a begyűjtött vízminták ammónium (NH_4^+), nitrit (NO_2^-), nitrát (NO_3^-), ortofoszfát (PO_4^{3-}), valamint szervesanyag (KOI_{ps}) tartalmát az Egységes Vízvizsgálati Módszerek alapján határoztuk meg (*Literáthy, 1973*). A vízminták nátrium (Na) tartalmát PERKIN ELMER 300 típusú atomabszorpciós készülékkel mértük. A klorid-ion (Cl^-) a szulfát-ion (SO_4^{2-}), a p- és m-lúgosság ($\text{HCO}_3^-/\text{CO}_3^{2-}$) meghatározására 2017-től került sor (*Literáthy, 1973*).

A tömény salétomsavval kezelt minták mikro- (Al, Ba, Cu, Fe, Mn, Pb, Sr, Zn) és makroelem (Na, K, Ca, Mg) tartalmának meghatározását a NovoLab-ban, Agilent Technologies MP-AES 4200 típusú készülékével végeztük el.

Az arzénvizsgálatokat a Debreceni Egyetem Bio- és Környezetenergetikai Intézet NanoFood laboratóriumában végezték el, Atom Fluoreszcens Spektrométerrel (AFS).

Mivel a talajba szivárgó víz megőrzi eredeti izotóparányait, ezért ezek ismeretében következtetni tudunk a szennyezések terjedésére és a vizek párologtatására is. Mivel a szennyvíz rétegvízből keletkezik, így annak talajvízben történő megjelenése egyértelműen indikálja annak környezetbe jutását és mértékét (*Négrei et al., 2004*). A vízminták $\delta^{18}\text{O}$, valamint $\delta^2\text{H}$ (δD) értékeinek meghatározását az MTA ATOMKI Hertelendi Ede Környezetanalitikai Laboratóriumában végeztük DELTA^{plus} XP tömegspektrométerrel, ezt követően az izotóparányok eltolódásának elemzését végeztük el.

3.3.2 Talajvizsgálatok

A vízáramlást is meghatározó talajtulajdonságok vertikális változásainak meghatározása érdekében a település bel- és külterületén létesített furatokból 20 cm-ként talajmintát vettünk 3 méteres mélységig, melyeket a Földtudományi Intézet laboratóriumában 90°C-on kiszárítottunk. A talajtextúra meghatározása Köhn-féle ülepítéssel módszerrel történt (*Müller et al., 2009*). A minták pH értékét (H_2O , KCl) az MSZ-08-0206/2-1978 alapján 1:2,5 arányú talajszuszpenzióban elektromos pH mérő készülékkel mértük. A minták CaCO_3 tartalmának meghatározását Scheibler-féle kalciméterrel végeztük az MSZ-08-0206/2-1978 alapján. A minták humusztartalmát a Tyurin-féle módszerrel határoztuk meg az MSZ-08-210-1977 szabvány szerint. Talaj nitrát és foszfáttartalmát MSZ 20135:1999 szabvány szerint határoztuk meg. A szennyvízaktól 1 m távolságban lévő BA6 monitoring kutat 2019-ben újra ki kellett alakítani, melynek 4 méter mély fúrászelvényéből elvégeztük a talaj kicserélhető és fixált ammónium tartalmának mérését is.

A talaj kicserélhető ammónium tartalmát 1M KCl oldat hozzáadását követő két órás ráztatás után áramlásinjekciós elemzéssel és spektrometriás méréssel (FIAstar 5000 Analyzer, Foss Tecator), a gáz félig áteresztő membrán segítségével az ISO 11732 eljárás (2005) szerint határoztuk meg.

A talajban fixált ammónium mennyiségének meghatározását *Silva – Bremner* (1966) módszerével, *Beuters – Scherer* (2012) módosítása szerint végeztük el. A maximum 40°C-on kiszárított, 1 mm szitán átengedett talajmintát (2,00 g) a kicserélhető ammónium és a szerves N eltávolítása céljából lúgos kálium-hipobromit-oldattal (KOB_r-KOH) kezeltük. Egy éjszakás állást követően az előkezelt mintákat háromszor 0,5 M KCl-oldattal, 3400 rpm fordulatszámon 10 perces időtartamokban átmostuk. Az átmosott talajmintákat a talajszilikátok elbontása érdekében 20 órán át savas oldattal (5M HF:1M HCl) rázattuk. Ezt követően a savkivonatban található ammónium koncentrációját gözdesztillációval (Büchi K-350, Büci Labortechnik AG, Svájc), és 0,005 M sósavval történő titrálással határoztuk meg (G20 Compaq titrátor, Mettler-Toledo AG, Svájc).

3.4 Terepi geodéziai mérések

A település és a vizsgált szennyvízakra környezetének felszíni digitális relatív domborzatmodelljeinek elkészítéséhez két Trimble S9 kettős frekvenciájú, nagy teljesítményű geodéziai GPS-eszközzel végzett helyszíni mérések eredményeit használtuk fel. A GPS mérések pontossága 2 cm volt. A felület interpolációját szabad háromszög hálóval végeztük. Az 50 talajvízkút és az akna körül elhelyezett monitoring kutak pontos tengerszintfeletti magasságának megállapításához szintén a Trimble S9 GPS-eszközt használtuk. Így lehetőségünk nyílt a talajvízszintek tengerszint feletti magasságának pontos meghatározására.

3.5 Adatfeldolgozás, az eredmények kiértékelésének módszerei

3.5.1 Statisztikai feldolgozás

Az adatok statisztikai feldolgozását, valamint az eredmények ábrázolását IBM SPSS 22 szoftverrel végeztük el. Az adatbázis kialakításakor a mérési eredményeket évszakok, évek, csatornázás előtti – csatornázás utáni időszak, valamint területi elhelyezkedés alapján rendeztük csoportokba.

Az alapstatisztikai értékek, az átlag, alsó-, felső kvartilis, a módusz, a medián és a szórás kiszámítása mellett az eredményeket a jobb szemléltetés érdekében különböző csoportokba rendezve scatterplot, boxplot diagramokon ábrázoltuk. A boxplot diagramok ugyanis alkalmasak az interkvartilis terjedelem, a medián, a legmagasabb és legalacsonyabb értékek ábrázolására. A statisztikai vizsgálatokat a **9. táblázat** foglalja össze.

A változók közötti kapcsolat erősségének meghatározása érdekében keresztkorrelációs vizsgálatokat végeztünk. A nem-permanens Spearman-féle rangkorrelációs vizsgálat során a változók rangszámainak különbsége alapján lett a korreláció meghatározva.

Az adatok normalitásának megállapításához Shapiro-Wilk próbát alkalmaztunk (Davis, 2002). Mivel az adatsorok a pH és a KOI kivételével nem mutattak normál eloszlást, ezért a változókon logaritmus-transzformációt végeztünk.

Főkomponens analízist végeztünk a változók komponensekre történő rendezése, valamint a geokémiai háttérfolyamatok pontosabb feltárása érdekében (Jolliffe, 1986). A főkomponensek számának meghatározása a Kaiser kritérium alapján történt (Jolliffe, 2002). Az adatok analízisre való megfeleléségét a Kaiser-Meyer-Olkin

(KMO) és a Bartlett próbákkal ellenőriztük. Amennyiben a KMO érték magasabb, mint 0,5 és a Bartlett próba esetén $p < 0,05$, akkor az adatbázis alkalmas a vizsgálat elvégzésére.

A település talajvíz kútjainak térbeli, valamint a csatornázás előtti és utáni állapot elkülöníthetőségének megállapítása érdekében diszkriminancia analízist végeztünk. A vizsgálatot Wilks' Lambda módszerrel végeztük el. A Fisher-féle (1936), kétszoportos diszkriminancia analízis alkalmas a különböző csoportok elkülönítésére. A diszkriminancia függvény alapján megadható az a változó is, mely leginkább meghatározta az elkülönítést.

Hiearchikus és kétlépcsős klaszteranalízist végeztünk annak érdekében, hogy a hasonló jellemzőkkel bíró talajvízkutakat elkülönítsük egymástól. A vizsgálat során a Ward-módszert alkalmaztuk. A klasztereken belül minimális, a csoportok között maximális volt variancia.

A különböző időpontokra vonatkozó adatsorok különbségeit Wilcoxon-tesztel vizsgáltuk. A tesztel megállapítható, hogy az adatsorokban mutatkozó különbségek véletlenszerűek-e, vagy azokat valamilyen háttér folyamat alakítja.

9. táblázat. Az alkalmazott statisztikai módszerek és azok céljai.

Statisztikai analízis	Alkalmazás célja
Spearman-féle rangkorreláció	A vízkémiai paraméterek közötti kapcsolat erősségének megállapítása.
Shapiro-Wilk próba	Az adatok normalitásának megállapítása.
Páros Wilcoxon-teszt	Az adatsorok eltérései véletlenszerűek-e, vagy valamilyen háttér folyamat befolyásolja azokat.
Főkomponens analízis	A változók számának csökkentése, a geokémiai háttér folyamatok feltárása.
Diszkriminancia analízis	Tér- és időbeli elkülöníthetőség vizsgálata a paraméterek alapján.
Kétlépcsős klaszteranalízis	A kutak meghatározott számú klaszterbe történő csoportosítása és a paraméterek súlyának meghatározása
Hierarchikus klaszteranalízis	A kutak közös jellemzői alapján történő csoportosítás, nincs meghatározott klaszterszám

3.5.2 Térinformatikai feldolgozás

Az áttekintő térképeket, valamint az egyes vízkémiai paramétereket és térbeli alakulásukat bemutató ponttérképeket ArcMap szoftverrel készítettük.

A talajvízállás és a szennyezőanyagok koncentrációjának térbeli ábrázolása érdekében Surfer 12 segítségével izovonalas térképeket készítettünk. Az adatokból krigeléses geostatistikai módszerrel grid hálót hoztunk létre mely alapján izovonalas térképeket állítottunk elő.

A térbeli földtani modellek készítését RockWorks 14 modellező szoftverekkel végeztük el. A Rockworks szoftver minden x, y koordinátpárhoz már nem csak egy z értéket rendel hozzá, hanem g értéket is, ami egyszerre több is lehet. Így a szoftver képes a valódi 3D-os modellalkotásra, mely a folyadékokban tárolt szennyezőanyag koncentráció becslésének készítésénél, magára a vízrétegre fogja számolni a szennyezőanyag koncentráció eloszlását. A vizsgálati területre készített modell beállításai, azaz a voxel oldalai a következők: 5,0 m x 5,0 m x 0,2 m, így térfogata 5 m³ volt. A *szabad hézagtérfogat* (n_0) vagy más néven *effektív porozitás* értékét a gyakorlatban is alkalmazott empirikus összefüggés segítségével határoztuk meg, ami a szivárgási tényezőből számítja az effektív porozitás értékét (Kovács – Szanyi, 2005):

$$\ln(n_0) = 0,1363671237 * \ln(k \left[\frac{m}{d} \right]) - 1,971624126$$

ahol, a k az adott litológiai egységre kiszámolt szivárgási tényező, méter/nap mértékegységgel számolva.

A talajmintákon végzett szemeloszlási vizsgálat adataiból a szivárgási (k) tényezőt a Granulo_DE program segítségével számoltuk ki. Az alkalmazás a szivárgási tényezőt a Zamarin-féle módszerrel számítja, ahol az egyes frakciók súlyszázalékát és a frakciók közepes szemcseméretét veszi alapul.

A RockWorks a számításokhoz a következő képletet alkalmazza:

$$M_{sz.a.összes} = V_{voxel} \sum_{i=1}^n n_{0i} c_i$$

ahol: a V_{voxel} a voxel térfogata, az n_{0i} az effektív porozitás értéke, míg c_i az adott pontban mért koncentráció értéke.

3.5.3 Szennyezettségi indexek alkalmazása

A talajvíz minőségének értékelését három különböző szennyezettségi index alkalmazásával is elvégeztük, mely során 8 fontos paramétert vettünk figyelembe (pH , EC , NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , PO_4^{3-} , KOI_{ps} , Na^+). A paraméterek kiválasztása során a háztartási szennyvizek legjellemzőbb szennyezőit vettük figyelembe. Mindegyik index esetében 5 kategóriát állítottunk fel. Az eredményeket a jobb szemléltetés érdekében tematikus térképeken ábrázoltuk.

3.5.3.1 Szennyezettségi Index Rapant et al., (1995) alapján

Az index a talajvízre káros paraméterek együttes hatását tükrözi, oly módon, hogy minden határérték feletti paramétert figyelembe vesz. Az index ebből következően a szennyező faktorok összegének tekinthető. A szennyezettség fokának megállapítása során (Rapant et al., 1995) minden vízminta esetében el kell végezni a számításokat. A számításokat a következő egyenlet alapján végeztük el:

$$C_d = \sum_{i=1}^n C_{fi} \quad \text{ahol: } C_{fi} = \frac{C_{Ai}}{C_{Ni}} - 1$$

C_{fi} = szennyezettségi faktor i-edik komponensre; C_{Ai} = i-edik komponens analitikai értéke; C_{Ni} = i-edik komponens szennyezettségi határértéke.

A szennyezettségi index értékeket 4 kategóriába sorolták (10. táblázat):

10. táblázat. A szennyezettség foka Rapant et al., (1995) alapján.

Cd érték	Szennyezettség foka
<1	alacsony
1-2	közepes
2-3	szennyezett
>3	erősen szennyezett

3.5.3.2 Súlyozott Vízminőség Index (WQI) és Vízminőség Állapot (WQS) (Brown et al., 1970) alapján

Mivel a különböző paraméterek fontossága függ az adott víz felhasználásától, ezért Brown és munkatársai (1970) súlyozott számtani index használatát javasolták, melynek kiszámolása a következő lépésekből áll:

$$WQI = \sum Q_n W_n / \sum W_n$$

ahol Q_n az n . vízminőségi paraméter minőségi besorolása, W_n az n . vízminőségi paraméter egységnyi súlya. A Q_n értékét az alábbi egyenlet alapján számítjuk ki:

$$Q_n = 100[(V_n - V_i)/(V_s - V_i)]$$

ahol V_n az n -edik paraméter tényleges értéke, V_i az adott paraméter ideális értéke [$V_i=0$, kivéve: pH ($V_i=7$)], a V_s az n . vízminőségi paraméter szabványos megengedett határértéke. Az egységnyi súly (W_n) a következő képlettel számolhatjuk ki:

$$W_n = k/V_s$$

ahol k az arányosság állandója, amelyet a következő egyenlet alapján számolhatunk ki:

$$k = \left[1 / \sum 1/V_s = 1, 2, \dots, n \right]$$

A WQI értékek alapján meghatározott vízminőség állapotát (Water Quality Status, WQS) a **11. táblázat** mutatja.

11. táblázat. WQI és WQS kategóriák és a lehetséges vízfelhasználás

WQI	Vízminőség állapot (WQS)	Lehetséges használat
0-25	Kiváló vízminőség	Lakossági, öntözés, ipari
26-50	Jó vízminőség	Mezőgazdasági, ipari
51-75	Rossz vízminőség	Mezőgazdasági, ipari
76-100	Nagyon rossz vízminőség	Mezőgazdasági
100 <	Bármilyen használatra alkalmatlan	Felhasználás előtt tisztító kezelés szükséges

3.5.3.3 A Kanadai Környezetvédelmi Tanács Vízminőség Indexe (CCME-WQI)

A Kanadai Környezetvédelmi Tanács (Canadian Council of Ministers of the Environment) által 2001-ben kialakított vízminősítési rendszer három faktor kombinációján alapszik:

F1: A paraméterek száma, melyek átlépik a szennyezettségi határértéket (Scope):

$$F1 = \left(\frac{\text{határérték feletti paraméterek száma}}{\text{összes paraméter száma}} \right) \times 100$$

F2: A gyakoriság, mellyel a határértékek nem teljesülnek (Frequency).

$$F2 = \left(\frac{\text{határérték feletti mérések száma}}{\text{összes mérés száma}} \right) \times 100$$

F3 (amplitúdó) A határérték átlépés mértéke: Azt az összeget jelöli, amennyivel az egyes paraméterek értékei átlélik a vonatkozó határértéket. Ezt három lépésben számítjuk ki.

a) A határértéktől való eltérés azon esetek számát jelöli, amikor az egyes koncentrációk átlélik (vagy nem érik el) az adott határértéket:

$$\text{határértéktől való eltérés}_i = \left(\frac{\text{Határérték feletti koncentráció}_i}{\text{Határérték}_j} \right) - 1$$

b) Azon esetek együttes összege, amikor az egyes koncentrációk nem felelnek meg a határértékeknek. Kiszámítása: Az egyes minták paramétereinek határértéktől való eltéréseinek az összege, osztva a vizsgálatok teljes számával (amelyek ha teljesítik a határértéket és amelyek nem). E paraméter, a határértéktől való eltérések normalizált összege (nse):

$$nse = \frac{\sum_{i=1}^n \text{határértéktől való eltérés}_i}{0,01nse + 0,01}$$

c) Az F3-at ezután egy aszimptotikus függvény alapján számítjuk ki, amely a határértéktől való eltérések normalizált összegét (nse) skálázza egy 0 és 100 közötti tartományban.

$$F3 = \frac{nse}{0,01nse + 0,01}$$

Miután mindhárom faktor értékét kiszámoltuk a CCME-WQI-t a következő képlet alapján számolhatjuk ki:

$$CCME\ WQI = 100 - \left(\frac{\sqrt{F1^2 + F2^2 + F3^2}}{1,732} \right)$$

Az 1.732-es osztó a kapott értékeket 0 és 100 közötti tartományba normalizálja, ahol 0 a „legrosszabb” vízminőséget és 100 a „legjobb” vízminőséget jelenti. A skála alapján történő kategorizált csoportokat a **12. táblázat** mutatja.

12. táblázat. A CCME WQI értékei és minősítésük.

WQI	WQI Érték	Minősítés
Kiváló	95-100	Természetes szint, vagy annak közelében
Jó	80-94	Kismértékű eltérés a természetes szinttől
Megfelelő	65-79	Eltérés a természetes szinttől
Szennyezett	45-64	Gyakori károsító hatás, a paraméterek jellemzően eltérnek a természetestől
Erősen szennyezett	0-44	A vizet folyamatos szennyezés éri, a paraméterek jelentősen eltérnek a természetestől

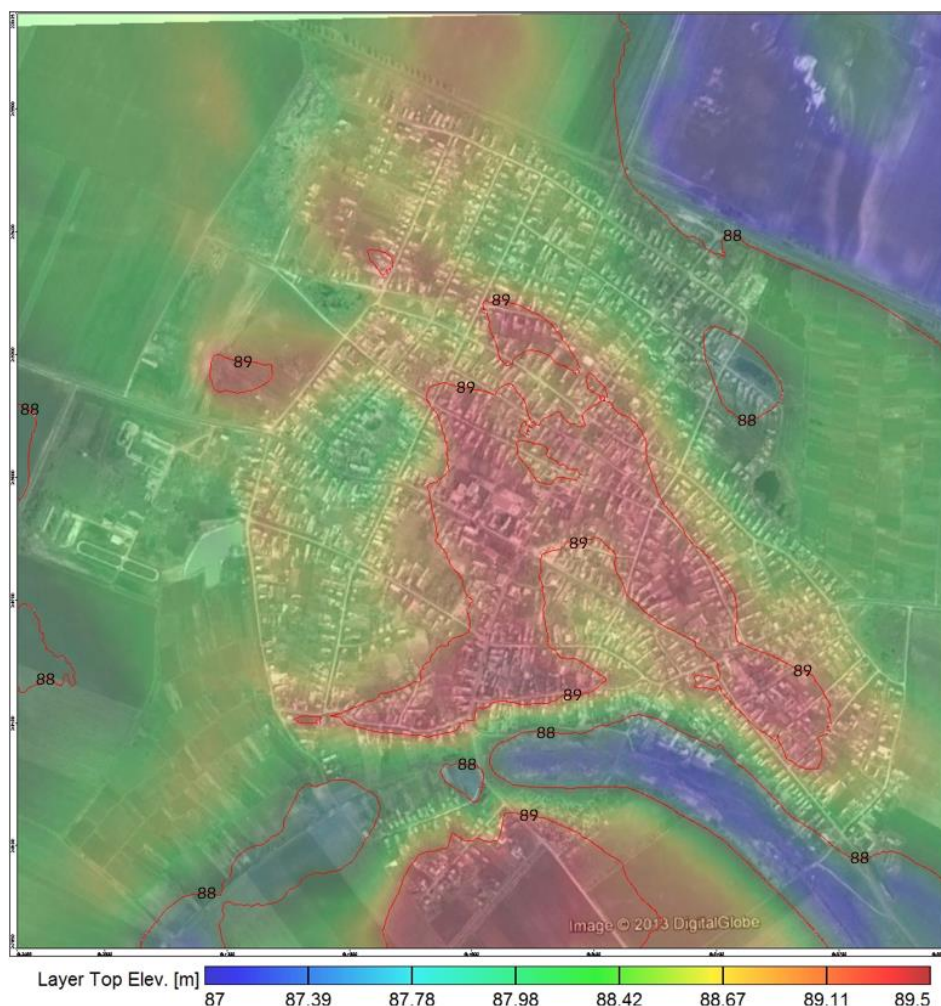
4. EREDMÉNYEK

4.1 A település talajvízkészletének állapotfelmérése

A kutatás elején felállított első hipotézisünkre, mely szerint a település talajvízkészlete elszennyeződött, a 2011. november – 2012. október között havi rendszerességgel elvégzett vízminőség vizsgálatokkal, valamint az adatok statisztikai elemzésével kívántunk választ adni. Az állapotfelmérés célja az volt, hogy minél részletesebb képet kapjunk a talajvíz minőségének állapotáról, tér-, és időbeli változásairól.

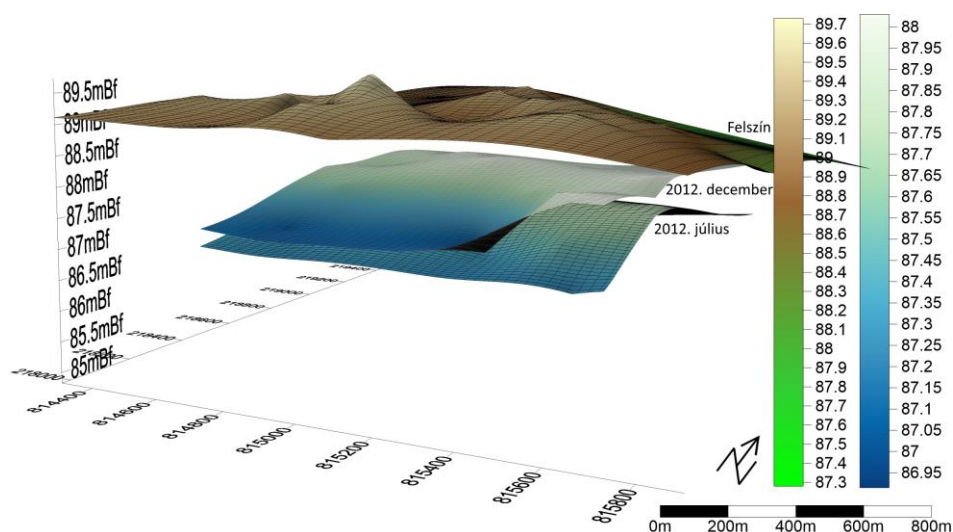
4.1.1 A település domborzati képe és a talajvízszint alakulása

Trimble S9 nagypontosságú GPS készülékkel 2 cm-es pontossággal meghatároztuk a település belterületének és a vizsgálatba vont kutaknak az abszolút tengerszint feletti magasságát. A település bejárása során rögzített adathalmazból elkészítettük a település domborzatmodelljét (17. ábra).

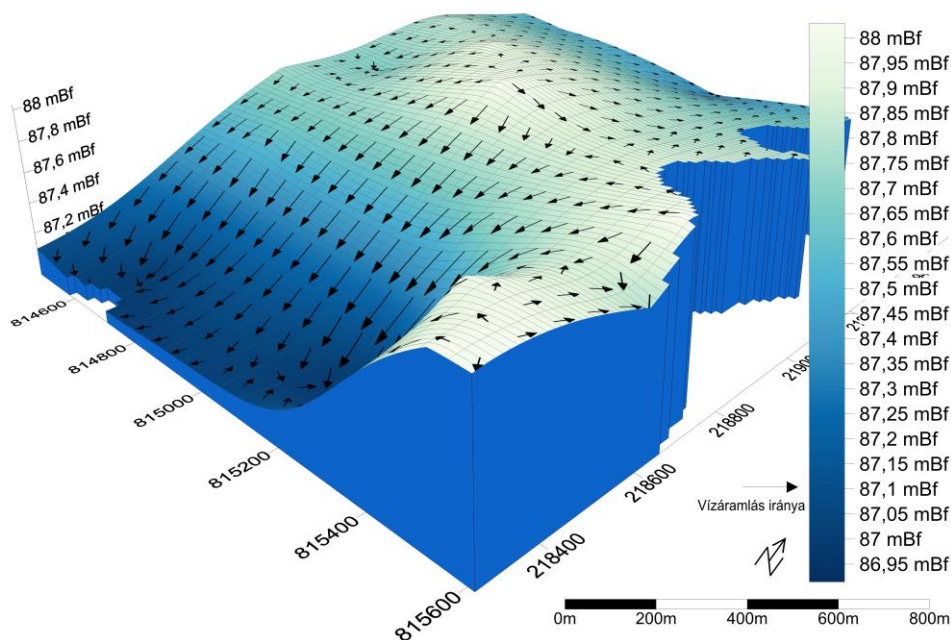


17. ábra. Baramend település domborzatmodellje.

A 2011 decemberében, valamint a 2012 júliusában rögzített talajvízszint adatok alapján elkészítettük a talajvízszint állását (**18. ábra**), valamint a talajvízáramlás irányát mutató interpolált modelleket (**19. ábra**).



18. ábra. A felszín és a talajvízszint (mBf) alakulásának 3D modellje 2011. decemberében és 2012. júliusában.



19. ábra. A talajvízszint (mBf) alakulásának 3D-s, és a talajvíz áramlás irányának blankolt modellje 2011-ben.

A domborzatmodell alapján látható, hogy a település belső, valamint déli részei a legmagasabban fekvő területek. A 89 mBf pontokat összekötő szintvonalat piros színnel jelöltük. Jól kirajzolódik a település déli határában megtalálható elhagyott folyómeder, mely a terület lokális talajvízáramlási irányát alapvetően meghatározza, valamint az ÉK-i részen található, gyakran belvízzel sújtott terület. E mélyebben fekvő területek tengerszint feletti magassága 87-87,4 méter között alakul (**19. ábra**).

Az elkészített 3D térképek alapján megállapítottuk, hogy a talajvíz szintje a felszín magasságviszonyait követve a település belső részein húzódott legmagasabban, míg a legmélyebb vízállással rendelkező részek a település déli területei voltak. A 2011 decemberében mért minimum érték 86,91 mBf és a 88,04 mBf maximum érték között 1,13 m volt a különbség. 2012 nyarán a minimum érték 86,22 méterre, míg a maximum érték 87,93 méterre csökkent. A minimum és maximum értékek közti különbség 1,71 méterre nőtt. A belső és a déli területek közti igen jelentős vízszintkülönbségek a vizsgálatok teljes időtartama alatt kimutathatók voltak, mely a talajvíz áramlási irányát is meghatározta.

A talajvízszint a felszínhez igen közel húzódott. Az egy éves vizsgálati időtartam alatt egyetlen kútban sem mértünk a felszíntől számított 3 méternél mélyebb vízszintet, a téli időszakban pedig több kútban is igen magas 0,9-1 méter közötti mélységet mértünk. A 2011 decemberében mért vízszintek átlagmagassága 87,68 méter volt, mely 2012 augusztusára 87,26 méterre csökkent (**18. ábra**). A talajvízszint magas állása a szennyezés szempontjából kedvezőtlennek tekinthető, hiszen a szennyezőanyagok, mint például a szennyvízakeverékből kiáramló szennyvíz a talajvízzel közvetlenül keveredik, a talaj szűrőhatása kevésbé tud érvényesülni. A jelentős vízszintkülönbségek következtében kialakuló lokális vízáramlási irány a szennyeződések térbeli alakulásában pedig jelentős szerepet játszik.

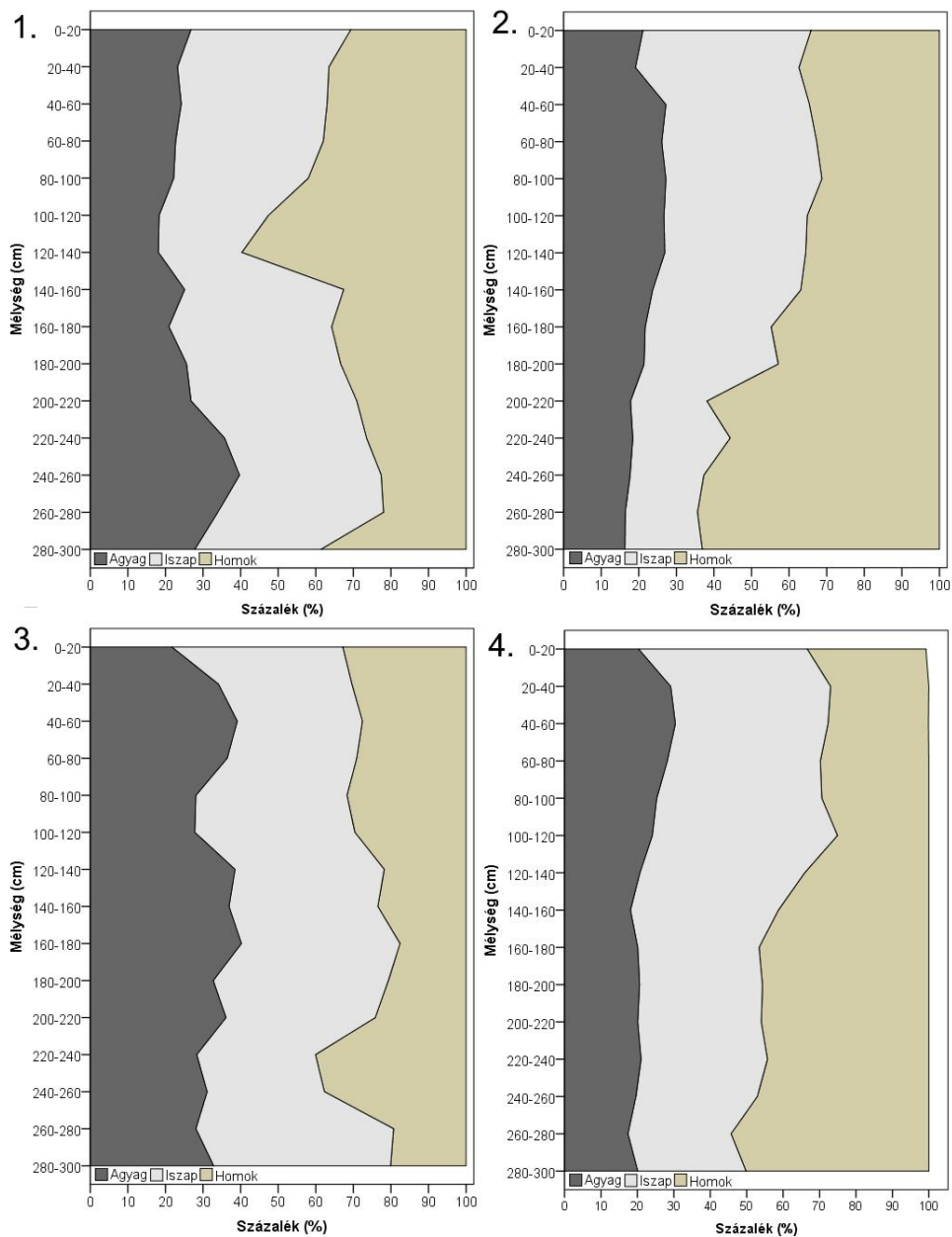
4.1.2 Talajtani vizsgálatok

4.1.2.1. A szemcseösszetétel vizsgálata

A település külterületén létesített monitoring kutak (1, 2, 4), valamint a település központjában lévő 16. talajvízkút környezetében (**15. ábra**) létesített monitoring kút 3 méter mély fúrásszelvényeiből 20 cm-ként begyűjtött talajminták szemcseösszetételét a **20. ábra** mutatja.

A fúrásszelvényekben a finom szemcsefrakciók (<0,02 mm) az uralkodók, az agyagtartalom a minták többségében 20% feletti, a 2. fúrásszelvény esetében azonban több szintben is eléri a 40%-ot. Bár a homokfrakció aránya talajszintek túlnyomó részében 20% fölötti értéket mutat, a durva homok frakció (2-0,2 mm) teljesen hiányzik a mintákból, tehát a homokfrakciót 100%-ban a 0,2 mm-nél kisebb szemcsékből álló finomhomok frakció teszi ki. Megállapítható, hogy az 1. és 3. szelvény magasabb agyagtartalommal rendelkezik. A 2. és 4. fúrásszelvény esetében a mélységgel folyamatosan nő a homokfrakció aránya, a 200-300 cm mélységű szintekben meghaladja az 50%-ot. A minták döntő többségének a fizikai félesége vályog, agyagos vályog, valamint homokos vályog.

Az eredmények alapján kiszámoltuk a minták Zamarin-féle szivárgási együttható értékeit, melyek igen alacsony, $1,23 \times 10^{-7}$ m/s és $5,20 \times 10^{-7}$ m/s közötti értéket mutatnak a szelvények esetében.



20. ábra. A település külterületén (1, 2, 4), valamint a település központjában (3) létesített fúrászelvények szemcseösszetétele.

4.1.2.2 A település belterületén létesített talajszelvények jellemzése és osztályozása a WRB alapján

Azért, hogy a település területére jellemző talajtípusokról is pontosabb képet kapjunk, a település belterületén két talajszelvényt is létesítettünk (21, 22. ábra). A szelvényleírás és a laboratóriumi eredmények (13. táblázat) alapján elvégeztük a talajszelvények osztályozását (14. táblázat).



Szelvénymorfológia	
Ap1 (0-20 cm)	szántott mollic szint , hortic szint , iszapos vályog, nagyon sötét szürkés barna (10YR 3/2), szemcsés szerkezet (SB), állatjáratok >25%, műtermékek (apró tégladarabok <2%), fokozatos és sima színhatár (G, S);
Ap2 (20-55 cm)	szántott mollic szint , hortic szint , iszapos vályog, fekete (10YR 2/1), szemcsés szerkezet (SB), állatjáratok >25%, műtermékek <2%, csontdarabok, fokozatos és szabálytalan színhatár (G, I);
Ah1 (55-85 cm)	iszapos vályog, fekete (10YR 2/1), morzsás szerkezet, gyakori másodlagos karbonátok puha konkréciói és pszeudomicéliumok, állatjáratok <25%;
Ah2 (85-120 cm)	agyagos vályog, fekete (10YR 2/1), morzsás szerkezet, gyakori másodlagos karbonátok puha konkréciói és pszeudomicéliumok

21. ábra. Az 1. talajszelvény (*Anthrosol*) és morfológiája.



Szelvénymorfológia	
Ah1 (0-40 cm)	hortic szint , szerves anyag akkumulációja, iszapos vályog, nagyon sötét barna (10YR 2/2), enyhén nedves, közepes (ME) mérsékelt (MO) morzsás szerkezet (GR), igen vékony, gyakori gyökérzet, éles és sima színhatár (C, S), műtermékek 5% <;
Ah2 (40-80 cm)	chernic szint , szervesanyag akkumulációja, iszapos agyagos vályog barnás fekete (10YR 3/2), kissé nedves, szemcsés szerkezet (SB), apró és kevés gyökérzet, éles és sima színhatár, műtermékek 2-5%;
ABh (80-100 cm)	agyagos vályog, fekete (10YR 2/1), kissé nedves, szemcsés szerkezet apró és kevés gyökérzet, éles és sima színhatár, műtermékek 2-5%;
B (100-120 cm)	iszapos vályog, nagyon sötét szürke (10 YR 3/1), szemcsés szerkezet (SB), apró és kevés gyökérzet, műtermékek < 2%
BCk (120-140 cm)	protocalcic tulajdonság , szürkés barna (10 YR 5/2), iszapos vályog, szerkezet nélküli – porszerű (SG).

22. ábra. A 2. talajszelvény (*Chernozem*) morfológiája.

13. táblázat. *A genetikai talajszintek fizikai, kémiai tulajdonságai.*

Genetikai talajszint	Mélység [cm]	OC [g·kg ⁻¹]	P ₂ O ₅ [g·kg ⁻¹]	NO ₃ ⁻ [g·kg ⁻¹]	EC _{SE} μS/cm	pH		CaCO ₃ [g·kg ⁻¹]
						H ₂ O	KCl	
Ap1	0-20	24	0,2163	0,0233	216	8,1	7,6	10,5
Ap2	20-55	23	0,1971	0,0194	249	8,0	7,5	8,9
Ah1	55-85	21	0,1671	0,0292	215	8,0	7,4	5,3
Ah2	85-120	18	0,713	0,1857	599	8,1	7,5	5,1
ABl	150-160	12	0,328	0,1345	1105	8,2	7,8	12,8
Genetikai talajszint	Mélység [cm]	OC [g·kg ⁻¹]	P ₂ O ₅ [g·kg ⁻¹]	NO ₃ ⁻ [g·kg ⁻¹]	EC _{SE} μS/cm	pH		CaCO ₃ [g·kg ⁻¹]
						H ₂ O	KCl	
Ah1	0-40	2,5	0,1825	0,0088	192	7,8	7,5	7,0
Ah2	40-80	1,8	0,0707	0,0087	138	8,0	7,5	5,6
Abh	80-100	1,3	0,0377	0,0062	2250	7,9	7,7	5,0
B	100-120	0,9	0,015	0,0085	1563	8,1	7,9	12,4
Bck	120-140	0,9	0,0149	0,0062	2820	8,3	8,0	18,2

14. táblázat. *A genetikai talajszintek fizikai, kémiai tulajdonságai.*

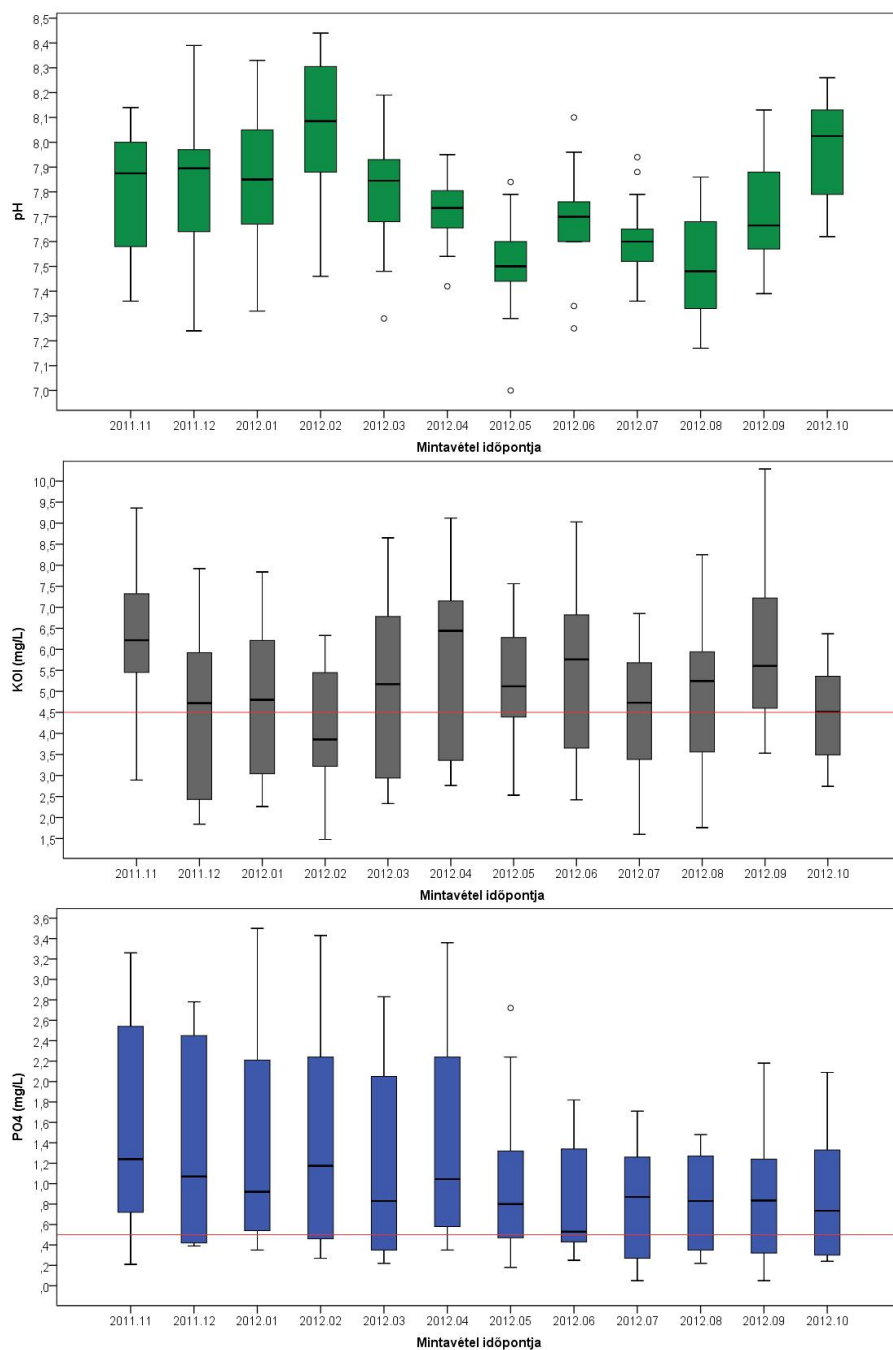
Szelvény Azonosító	RSG	Minősítők		Diagnosztikai		
		Előminősítő	Utóminősítő	szint	tulajdonság	talajanyag
Báránd 1	ANTHROSOL	<i>Hortic</i>	Loamic Calcaric	<i>hortic</i> , <i>mollic</i>		<i>műtermékek</i>
Báránd 2	CHERNOZEM	<i>Hortic</i>	Protocalcic, Loamic, Pachic, <i>Prototechnic</i>	<i>hortic</i> , <i>chernic</i>	protocalcic	<i>műtermékek</i>

Az 1. szelvényt az **ANTHROSOL** referenciacsoportba soroltuk, mert 50 cm-nél vastagabb *hortic szinttel* rendelkezik. A *hortic szint* olyan emberi tevékenység következtében kialakuló ásványi feltalajszint, amely mély talajművelés, intenzív trágyázás, emberi és állati hulladékok és más szerves maradványok (pl. trágya, konyhai hulladék, emésztőgödrök tartalma) hosszú időn keresztül tartó, folyamatos alkalmazásának eredményeként jön létre, amelynek 1. Munsell színértéke nedvesen legfeljebb 3; és 2. szervesszén-tartalma súlyozott átlagban $\geq 1\%$; és 3. a felső 25 cm-ben a földes részből 0.5 M NaHCO₃-ban oldható P₂O₅-tartalma (Olsen módszerrel) $\geq 100 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$; és 4. bázisítettsége (1 M NH₄OHAc) $\geq 50\%$; és 5. ≥ 25 térfogat %-át teszik ki állatjáratok, koprolitok, vagy más, talajlakó állatok aktivitására utaló nyomok; és 6. vastagsága legalább 20 cm (IUSS WG, 2015). Ugyan a Báránd 2. szelvény is rendelkezik *hortic szinttel*, azonban ennek vastagsága < 50 cm, így ez a szelvény nem felel meg az ANTHROSOL referenciacsoport kritériumainak. Ez a szelvényt a **CHERNOZEM** referencia csoport feltételeit elégíti ki (**14. táblázat**).

4.1.3 Vízvizsgálatok

4.1.3.1 A pH, KOI_{ps} , valamint a PO_4^{3-} koncentráció alakulása

A vizsgált paraméterek értékeinek időbeli alakulását a **23. ábra** mutatja.



23. ábra. A pH, a kémiai oxigénigény, az ortofoszfát időbeli változásai 2011. novembere és 2012. októbere között.

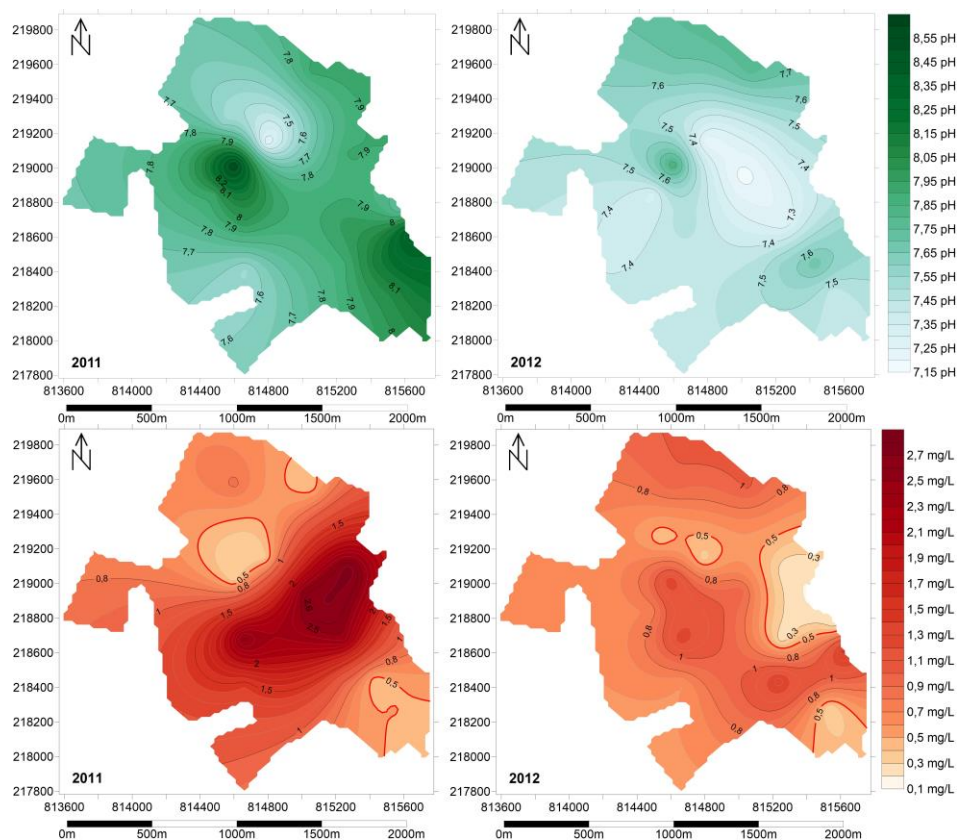
A vizek pH értéke jelentős mértékben befolyásolja a rendszerben lejátszódó kémiai, biokémiai folyamatokat, ugyanakkor a kémiai, biokémiai folyamatok is hatással vannak a pH értékre, mivel a szerves anyagok bomlásakor savak szabadulnak fel, a pH csökkenését eredményezve. A pH érték a vizsgált ástott kutakban az enyhén lúgos tartományban mozgott, emellett jól megfigyelhető éves ingadozása (23. *ábra*). A téli hónapokban a szerves anyag bomlásának lassulásával, a pH érték folyamatosan növekvő tendenciát mutatott, februárban elérve a maximum értéket. A legalacsonyabb értékeket a nyári hónapokban mértük. Ugyanakkor a korrelációs vizsgálatok alapján megállapítottuk, hogy a pH érték nem a szerves anyag abszolút mennyiségének függvényében változik, hanem a bomlás intenzitásának van nagyobb szerepe, hiszen a két paraméter között nem mutatható ki szignifikáns kapcsolat ($r=-0,102$).

A KOI_{ps} szennyezettséget jelző határértéke 4,5 mg/l (201/2001. (X. 25.) Korm. rendelet). A vizsgált egy éves időszakban a kutak 71%-ban mértünk ennél magasabb koncentrációt. A szervesanyag-tartalom időbeli változásait elemezve megállapítottunk egy szignifikáns novembertől februárig tartó csökkenő periódust (23. *ábra*). Ez a vegetáció lecsökkent téli működésével hozható összefüggésbe. Ehhez járul még hozzá a fagyott talaj, melynek következtében a szerves anyagok talajba mosódása akadályozott. A márciusi méréseknél azonban már intenzív növekedés tapasztalható, amely a felszíni hólével és csapadékkal a talajvízbe mosódó felszíni anyagoknak tulajdonítható. A nyári periódusban szintén jól megfigyelhető koncentrációnövekedés tapasztalható, ami a szervesanyag bomlás intenzitásának növekedésével, valamint a kevés csapadékkal magyarázható.

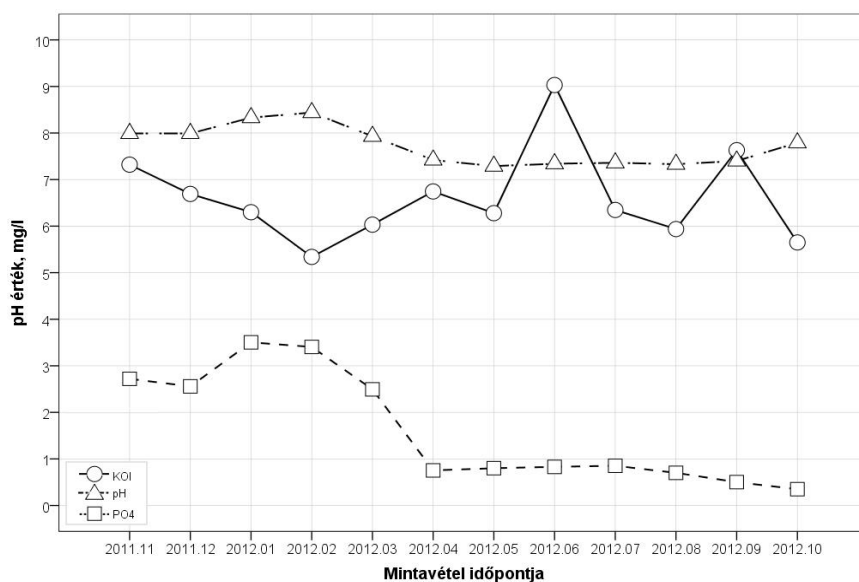
Az ortofoszfát koncentrációk mennyisége a kutak döntő többségében minden hónapban a 0,5 mg/l szennyezettségi határérték felett alakult (23. *ábra*). A koncentrációk alakulása jelentős időbeli változást mutat, amely nem hozható összefüggésbe a rendszerbe jutó szennyvíz foszfortartalmával, hiszen az, az év folyamán többé-kevésbé egyenletesen kerül a talajvízbe. Sőt meg kell említeni, hogy a legalacsonyabb koncentrációkat a nyári időszakban mértük, amikor nemcsak a biológiai aktivitás, de a vízfogyasztás is megnövekszik, melynek eredményeként több szennyvíz jut a talajba. A koncentrációk ezt ugyanakkor nem tükrözik, mely a nyáron felgyorsuló szervesanyag-bomlással magyarázható, amely savasabb közeget eredményezve gyorsítja a kicsapódást.

A pH szerepe ugyanis jelentős a foszfát ionok oldott, illetve adszorbeált állapotának alakulásában, ezáltal jelentős hatást gyakorol a vizek foszfát-tartalmára, ugyanis a foszfát-ion kationokkal (Al_3^+ Fe_3^+ Ca_3^+) könnyen képez oldhatatlan vegyületeket, melynek intenzitása pH függő. A magas Al_3^+ tartalmú vizek $5,5 < pH < 7,5$ tartományban biztosítanak megfelelő hatékonyságú kicsapást, mely során fehér színű csapadék, alumínium foszfát keletkezik (Geleji, 2011). A nyári hónapokban a pH fokozatosan 7,5 körüli értékre csökkent, ami már az alumínium-ionnal történő kicsapódás optimális értéke.

A pH és a PO_4^{3-} közötti kapcsolat azonban nem csak az időbeli változások során mutat szoros összefüggést, hanem a térségi alakulására is jellemző a korreláció (24. *ábra*).



24. ábra. A pH értékek és az ortofoszfát koncentrációk alakulása 2011. decemberében és 2012. júliusában.



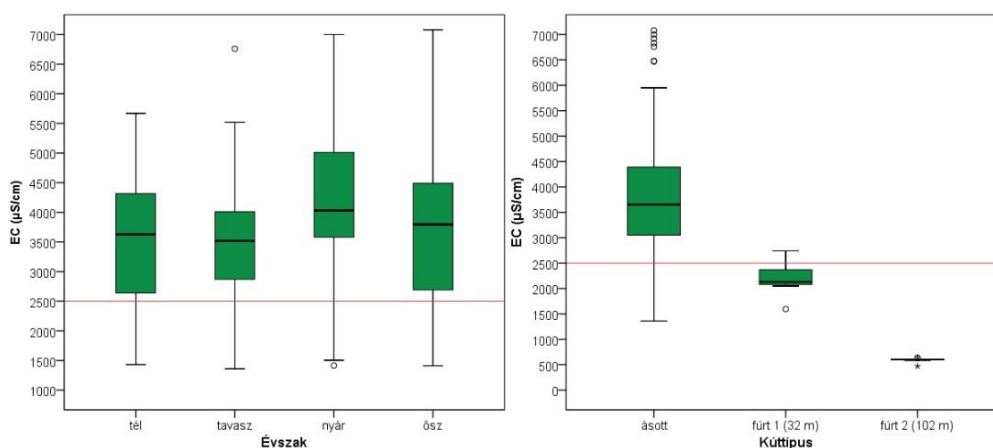
25. ábra. A pH, ortofoszfát és a kémiai oxigénigény alakulása a BA24 kútban.

A 2011 decemberében és 2012 júliusában mért értékek alapján elkészített interpolált térképeken látható, hogy a pH érték csökkenése során az ortofoszfát koncentrációk is csökkennek (**24. ábra**). Az ortofoszfát koncentrációk térbeli alakulását vizsgálva megállapítható, hogy a település belső részein mutatják a legmagasabb értékeket ($>2\text{mg/l}$). E területeken a pH értékek is magasabbak, mint a település más részein. A korrelációs vizsgálatok szintén alátámasztják a pH és ortofoszfát-ion közötti kapcsolatot, a két tényező között ugyan gyenge, de szignifikáns pozitív korreláció ($r=0,248$) mutatható ki (**15. táblázat**).

A pH, KOI, valamint PO_4^{3-} értékek alakulását, valamint a közöttük fennálló kapcsolatot a BA24 kút alapján is szemléltetni kívánjuk (**25. ábra**). A folyamatos nyári pH csökkenés csökkenő foszfát-ion mennyiséget eredményezett.

4.1.3.2 Az elektromos vezetőképesség alakulása

A vizsgált ásott kutakban az ösztion-tartalom egy kút (BA6) kivételével meghaladja, több kútban pedig jelentősen túllépi a megengedett határértéket (6/2009 Korm.Rend., $2500\text{ }\mu\text{S/cm}$). E kutak átlagértékei 2520 és $5520\text{ }\mu\text{S/cm}$ között változtak, mely jelentős szennyezettségre utal (**26. ábra**). A fűrt kutak esetében az ásott kutakhoz képest jóval alacsonyabb értékeket mértünk (**26. ábra**). A 102 m mély fűrt kútban a vezetőképesség igen alacsony volt (átlagértéke $595\text{ }\mu\text{S/cm}$), valamint kis szórást mutatott az év során.

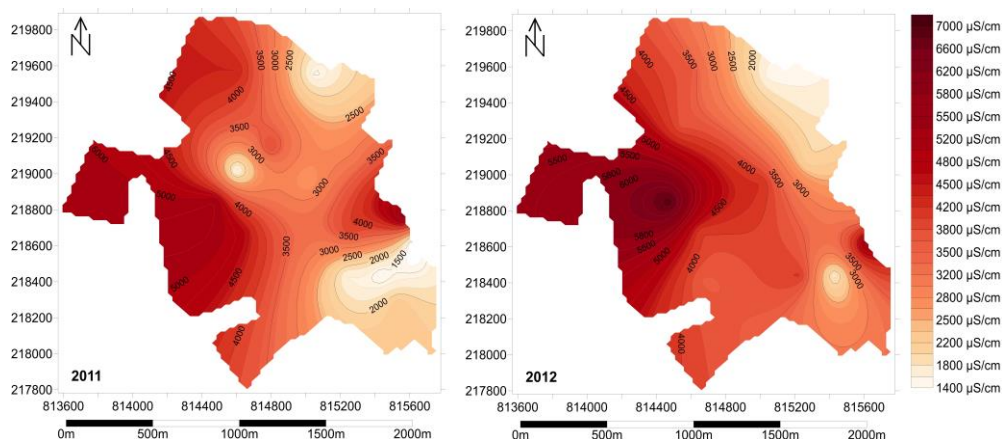


26. ábra. Az elektromos vezetőképesség időbeli változása, valamint kúttípusonkénti alakulása a 2011-2012-es havi mintavételezés alapján.

A legalacsonyabb értékeket a téli és tavaszi időszakban mértünk, jelentős emelkedést pedig a nyári időszakban tapasztaltunk. A nyári és őszi minták esetében több kútban is $7000\text{ }\mu\text{S/cm}$ feletti értéket mutattunk ki. Az évszakos változások a csapadék és a hőmérséklet alakulásával, valamint a nitrát ion időbeli alakulásával magyarázható. A NO_3^- és EC között ugyanis erős ($r=0,823$) pozitív korreláció áll fenn. A nyári időszakban a nagyfokú párolgás következtében felhalmozódó nitrát, az ösztion-tartalom megemelkedéséhez vezetett (**26. ábra**).

Az egyes kutak vezetőképesség értékeiben jelentős eltéréseket mutattunk ki (**27. ábra**). A település É-i részein alacsonyabb, míg a DNY-i és DK-i részein magasabb

(>3500 $\mu\text{S/cm}$) értékeket mértünk. Így az EC a BA6 kútban még a nyári koncentrációnövekedés ellenére is alig lépte túl a 2000 $\mu\text{S/cm}$ értéket, addig a BA15-kútnál szeptemberben már 7080 $\mu\text{S/cm}$ értéket mértünk. Az adott területen tapasztalható igen jelentős koncentrációkülönbség nem magyarázható a talajtani adottságokkal, az eltérések egyértelműen antropogén hatást indikálnak.



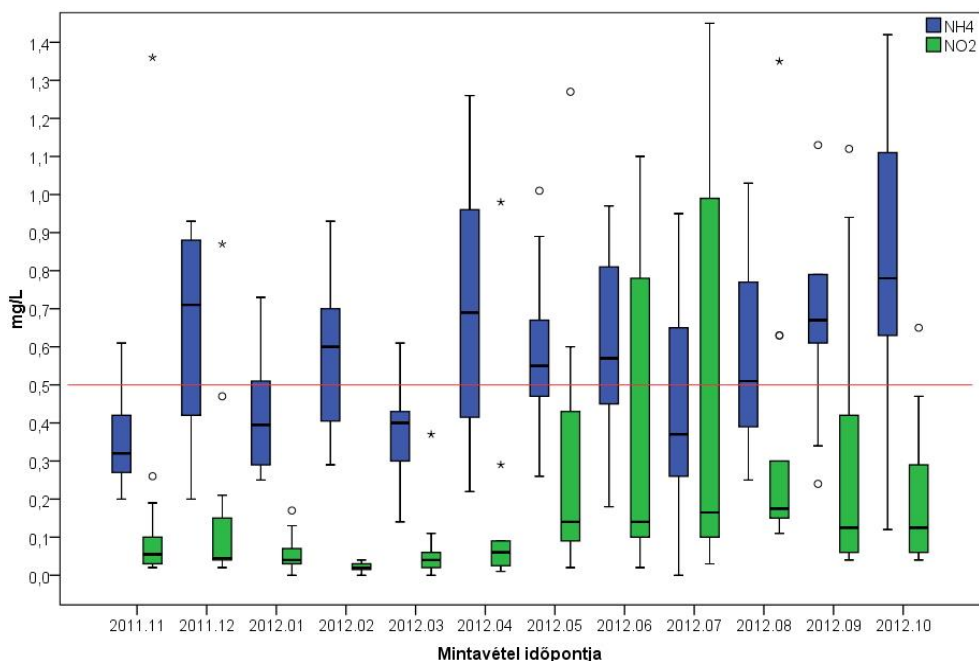
27. ábra. Az elektromos vezetőképesség térbeli alakulása 2011. decemberében, valamint 2012. júliusában.

4.1.3.3. A szervesetlen nitrogénformák, valamint a Na^+ alakulása

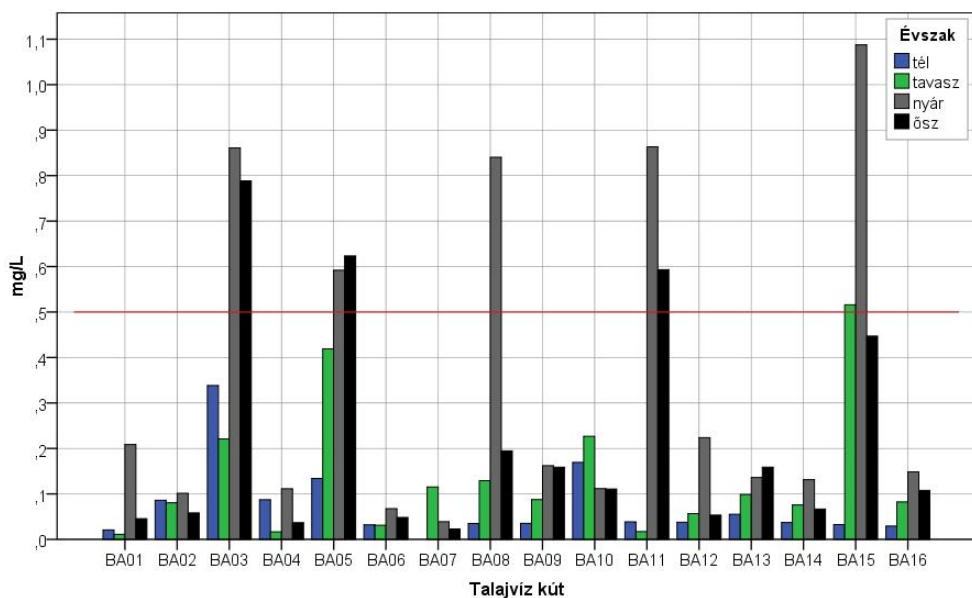
Az ammónium-ion jelenléte a vizek szervesanyag-tartalmának bomlását jelzi. A magas ammónium-ion tartalom, így tehát közvetve a szennyvízterhelésre, friss szennyeződésre utal (Barótfi, 2002). Vizsgálataink során emellett megállapítottuk, hogy magas ammónium tartalmat nem csak friss szennyezés okozhat, hanem a bekövetkezett szennyezés még évekkel később is magas koncentrációkat eredményez (Mester et al., 2019). A vizsgált talajvíz kutak ammónium-ion tartalma nagyfokú időbeli ingadozást mutat. Minden vizsgálatba vont talajvízkút esetében mutattunk ki 0,5 mg/l-nél magasabb koncentrációt, a kutakban mért koncentráció éves átlaga 0,589 mg/l volt. (28. ábra).

Az adatokat elemezve, megállapítottuk, hogy az ammonifikáció intenzitásának függvényében minden kútban jelentkeznek a téli maximumértékek. A nyári időszakban a csökkenő ammónium értékekkel párhuzamosan megemelkedik a nitrit koncentrációja, mely jelzi, hogy a nitrifikáció folyamata a lecsökkenő oldott oxigén miatt gátolva van. Az augusztus-októberi időszakban jelentős koncentrációemelkedést mutattunk ki (28. ábra). Az ammónium-ion koncentrációjának időbeli alakulásában, tehát a hőmérsékletváltozás, valamint a nitrifikáció feletételei kiemelt szerepet játszanak, ugyanakkor a csapadékviszonyok is befolyásolják.

A gyors nitrit-nitrát átalakulásnak köszönhetően a vizsgált kutakban az év legnagyobb részén 0,2 mg/l érték alatt marad a nitrit koncentrációja. 8 kút nitritre vonatkozó éves átlagértéke még a 0,1 mg/l értéket sem éri el, és csupán a BA03 és BA15 kútban haladja meg az átlagérték a 0,5 mg/l-es határértéket (29. ábra). Ugyanakkor az átlagértékek mögött igen nagy időbeli változások figyelhetők meg.



28. ábra. Az ammónium és a nitrit időbeli változásai 2011-2012 között.

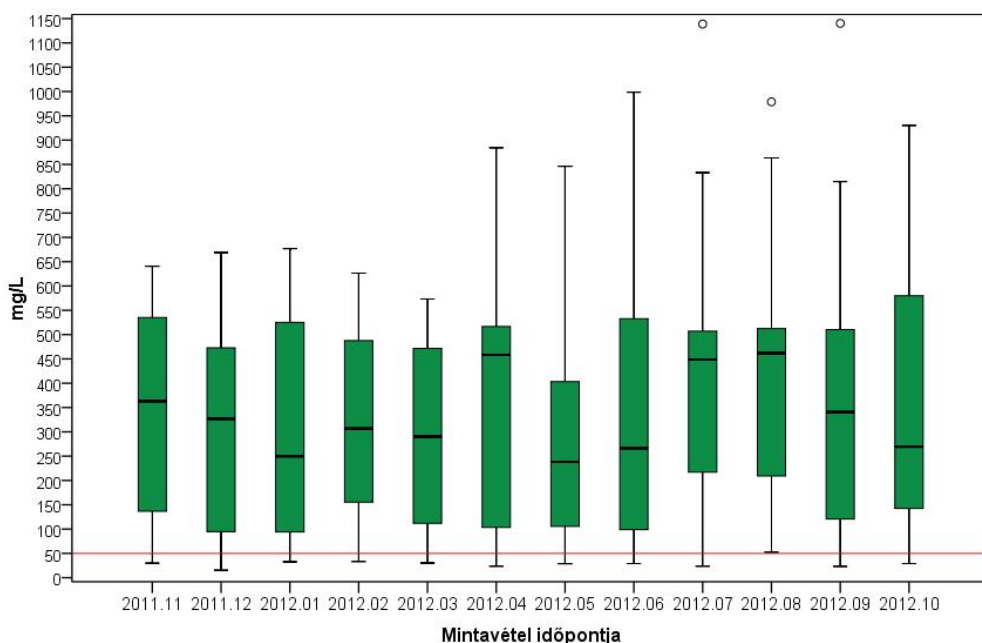


29. ábra. A nitrit koncentrációjának alakulása a kutakban évszakos bontásban.

A nitrit időbeli változását a talajvíz oldott oxigéntartalma mellett a hőmérsékleti és csapadékviszonyok is alakítják. Novembertől a hőmérséklet csökkenésével lelassul a nitrifikáló baktériumok tevékenysége, így egy viszonylag kismértékű, de folyamatos csökkenés kezdődik a nyári értékekhez képest. Majd a hőmérséklet növekedésével megindul a koncentrációnövekedés is. Ez azonban a különböző kutakban eltérő mértékű.

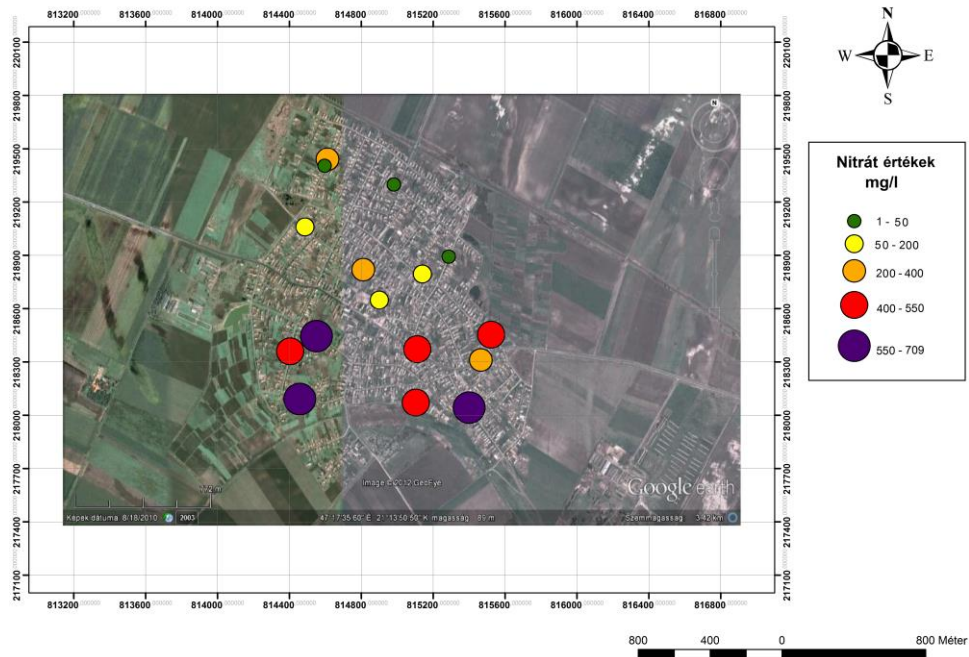
A kutak 30%-ban a május-július időszakban igen erős növekedés volt tapasztalható, a felhalmozódó nitrit nyári átlagértékei meghaladták a 0,5 mg/l-es szennyezettségi határértéket (29. ábra). Ez az igen markáns felhalmozódás arra utal, hogy a nitrit nitráttá történő oxidációja gátolva van, hiszen a nitrifikáció folyamata oxigént von el a vízből: 1g NH_4^+ oxidálásához 4,57 g O_2 szükséges (Barótfi, 2002). Ezért főleg azokban a kutakban ahol igen magas nitrát koncentrációk mérhetők, az oldott oxigén koncentrációjának erőteljes csökkenése akadályozta a nitrit oxidációját. A korrelációs vizsgálatok során szignifikáns pozitív kapcsolatot ($p < 0,01$) mutattunk ki a nitrit-nitrát ($r = 0,294$), valamint a nitrit-EC között ($r = 0,394$). A növekvő nitrát koncentrációval párhuzamosan növekvő nitrittartalom pedig alátámasztja azt az elképzelésünket, miszerint a nitrifikáció során egyre több nitrát keletkezik, ezáltal a víz oldott oxigénszintje lecsökken, ami gátolja a nitrit átalakulását, így az felhalmozódik.

A települések belterületén a talajvízbe szivárgó jelentős mennyiségű szennyvíz a talajvízkészlet nitrát tartalmának igen erőteljes megnövekedését eredményezte. A kutat döntő részében minden hónapban jóval az 50 mg/l határérték feletti koncentrációt mértünk, ugyanakkor időbeli változásokat is megfigyeltünk (30. ábra). Mivel, az ammónium-nitrit-nitrát átalakulást végző baktériumok működése hőmérsékletfüggő, tevékenységük intenzitása a hőmérséklet csökkenésével arányosan mérséklődik és 10°C alatt működésük gyakorlatilag leáll, ezért már novembertől kimutatható a nitrát csökkenő koncentrációja, ami a legtöbb kútban májusban éri el minimumát. A hőmérséklet emelkedését követve a koncentráció ismét nőni kezd, a legmagasabb koncentrációkat a nyári hónapokban mutattuk ki (30. ábra).

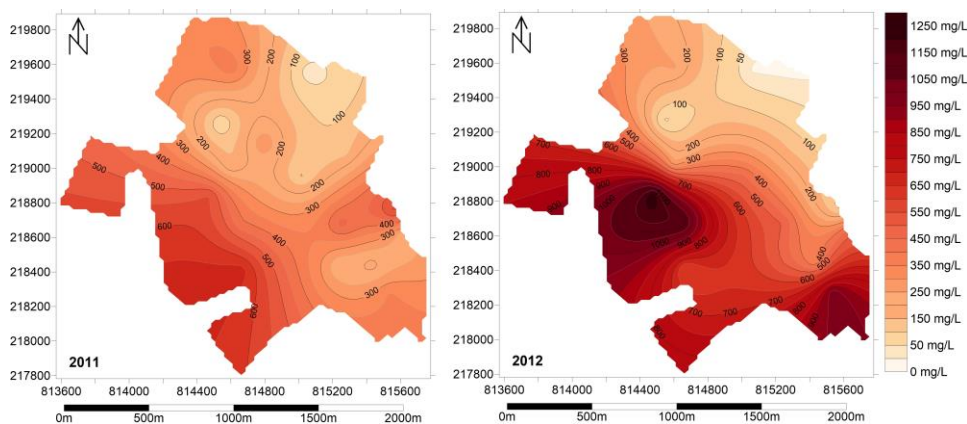


30. ábra. A nitrát koncentrációk havi változásai 2011-2012 között.

A nitrát koncentrációk alakulásában egyértelmű térbeli különbségeket mutattunk ki (31, 32. ábra).



31. ábra. A nitrát koncentrációk éves átlagértékének térbeli alakulása 2011-2012-es havi mintavételek alapján.



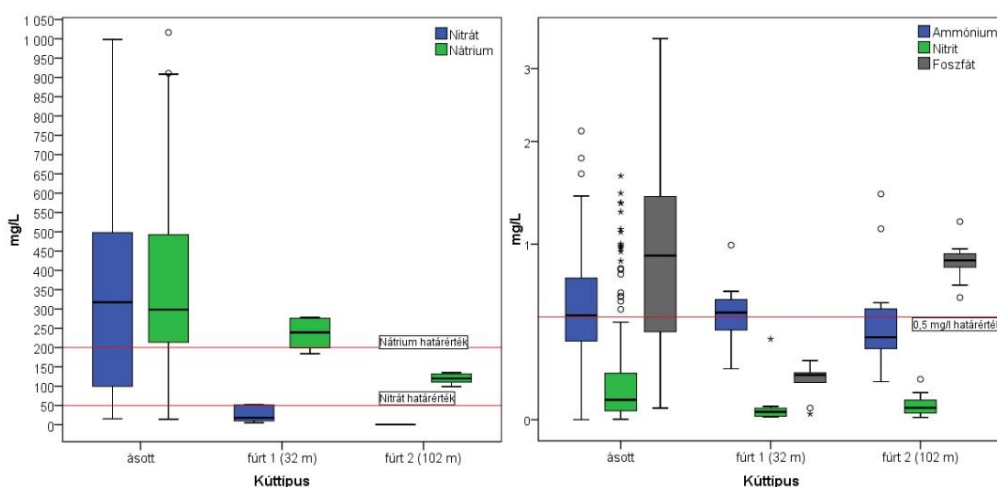
32. ábra. A nitrát koncentrációk térbeli alakulása 2011. decemberében, valamint 2012. júliusában.

A vizsgált időszak nitrát koncentrációinak kutakra bontott átlagértékeinek térbeli alakulását a **31. ábra** mutatja. A vizsgált időszakban a kutak 44%-ában 400 mg/l felett alakult a 12 mintavétel átlagértéke, további 50%-ában pedig 50-400 mg/l közötti átlagértékek jelentkeztek. Csúpn egyetlén ástott kútban alakult 50 mg/l alatt az egy éves adatsorra vonatkozó átlagérték. A település északi részén az ástott kutakban (BA01-08) a nitrát koncentrációja jóval alacsonyabb, mint a déli területen (BA09-16) (**31, 32. ábra**). Az egyetlén ástott kút pedig (BA06), ahol a koncentráció végig a szennyezettségi határérték alatt maradt, a település legészakibb részén található. A **32. ábrán** látható, hogy a téli értékek nyárra legkevésbé az északi területeken emelkedtek

meg, a 100, 200, mg/l-es izovonalak hasonló lefutást mutatnak mindkét időpontban. A déli, magasabb nitrát koncentrációval rendelkező területeken az emelkedés jóval nagyobb mértékű.

A szennyezettség térbeli alakulását a talajvíz É–D irányú áramlása döntően befolyásolja. A dél felé áramló talajvízhez ugyanis egyre több háztartás szivárgó szennyvize keveredik, ami a déli területeken jelentősen magasabb szennyezettséget eredményez. Ezt a megállapításunkat további vizsgálatokkal támasztjuk alá, melyet a következő fejezetekben részletesen kifejtünk. Fontos ugyanakkor megemlíteni, hogy az egyes kutak értékeit – a többi szennyező anyaghoz hasonlóan – lokális hatások jelentősen módosíthatják. Ilyen tényező például a kutak szennyvízaktától, trágyadombtól való távolsága, valamint a talajvízáramlás ezek közötti iránya.

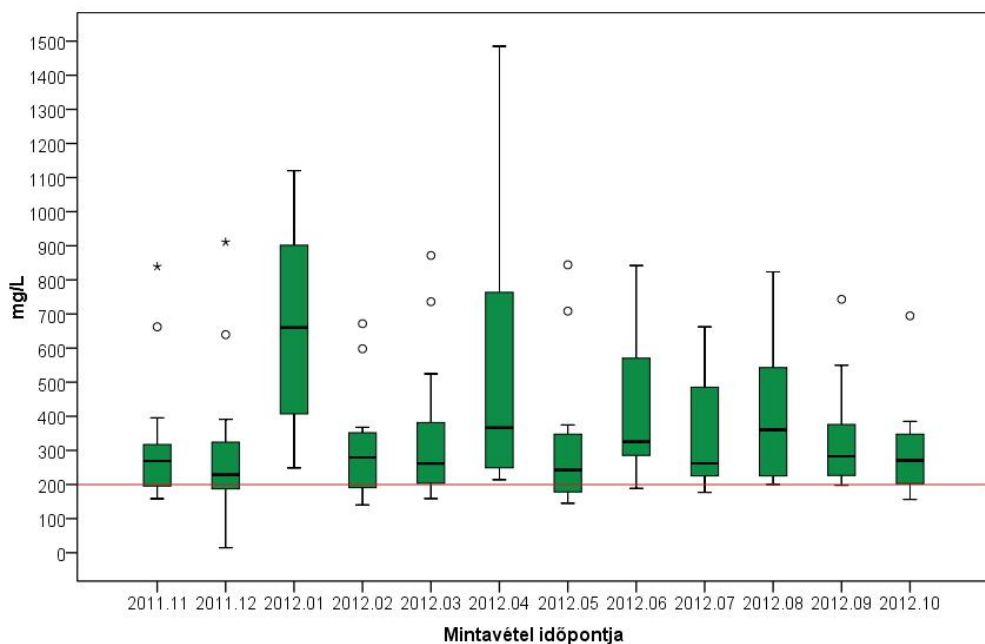
A fúrt kutak esetében jóval alacsonyabb nitrát-koncentrációkat mértünk, ami a lényegesen nagyobb vízmélységnek köszönhető (**33. ábra**). A 32 méteres fúrt BA07 kútban a nitrát-koncentráció ugyan év legnagyobb részében határérték alatt mozgott, azonban több hónapban is meghaladta a szennyezettségi határértéket. Így arra következtethetünk, hogy a szennyezőanyagok ezt a zónát már elérték. A legmélyebb, 102 méteres kútban a koncentráció igen alacsony, a legtöbb hónapban még az 1 mg/l értéket sem érte el (**33. ábra**).



33. ábra. A nitrát és a nátrium, valamint az ammónium, nitrít és ortofoszfát koncentrációk alakulása a kúttípusok függvényében.

A nátrium-ion szennyezettségi határértéke 200 mg/l. A vizsgált kutak 56%-ában a koncentráció az év folyamán minden méréskor meghaladta a megengedett határértéket (**34. ábra**). Azonban az év folyamán minden kútban történt határérték átlépés, még a legtisztább vízzel jellemezhető BA6-os kútban is, 12 mérésből 9 esetben határérték feletti koncentrációkat mértünk. A magas koncentrációkhoz a talajtani tényezők mellett (Rónai, 1958) a kiáramló szennyvíz jellemzően magas nátrium tartalma is hozzájárult (Mester *et al.*, 2017b).

A nátrium-ion koncentrációja csupán a 102 méteres, fúrt BA4 kútban maradt a vizsgálatok során határérték alatt (**33. ábra**). Megállapítható továbbá, hogy ebben a kútban az ingadozás is igen alacsony, mivel a víztömeg már nincs oly mértékben kitéve az időjárásnak, mint a felszíntől néhány méterre lévő ásott kutak vize.



34. ábra. A nátrium koncentrációk időbeli alakulása 2011-2012 között.

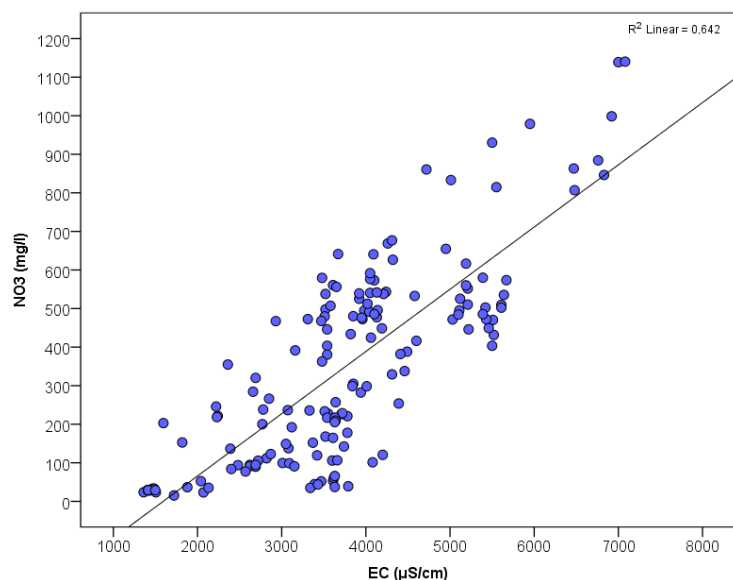
4.1.3.4 A vizsgált vízkémiai paraméterek közötti korrelációs kapcsolat feltárása

Az egy éven keresztül zajló vízmintavételezés során 8 paramétert (pH, EC, NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , PO_4^{3-} , KOI, Na^+) vizsgáltunk havi rendszerességgel. A vizsgált paraméterek közötti monoton kapcsolat mértékének feltárása érdekében SPSS 22 szoftver segítségével korrelációs számításokat végeztünk. Mivel a vizsgált paraméterek adatsorai nem mutattak normál eloszlást, így Spearman-féle rangkorrelációt alkalmaztunk. A vizsgált paraméterek közötti pozitív, illetve negatív kapcsolatot és a kapcsolat erősségét a **14. táblázat** tartalmazza.

A vizsgált paraméterek között szignifikáns ($p < 0,001$), legerősebb pozitív kapcsolatot az NO_3^- -EC ($r = 0,779$) között mutattunk ki, melyet ordinációs diagramon is ábrázoltuk (**35. ábra**). Szignifikáns ($p < 0,001$) negatív kapcsolat áll fent a pH- NO_2^- ($r = -0,433$), pH-EC ($r = -0,296$), pH- NO_3^- ($r = -0,255$) között, amely a szerves-anyagok bomlásakor keletkező savak pH érték csökkentő hatásával magyarázható.

15. táblázat. A vizsgált vízkémiai paraméterek Spearman-féle korrelációs koefficiens mátrixa a 2011-2012 időszakra vonatkozóan.

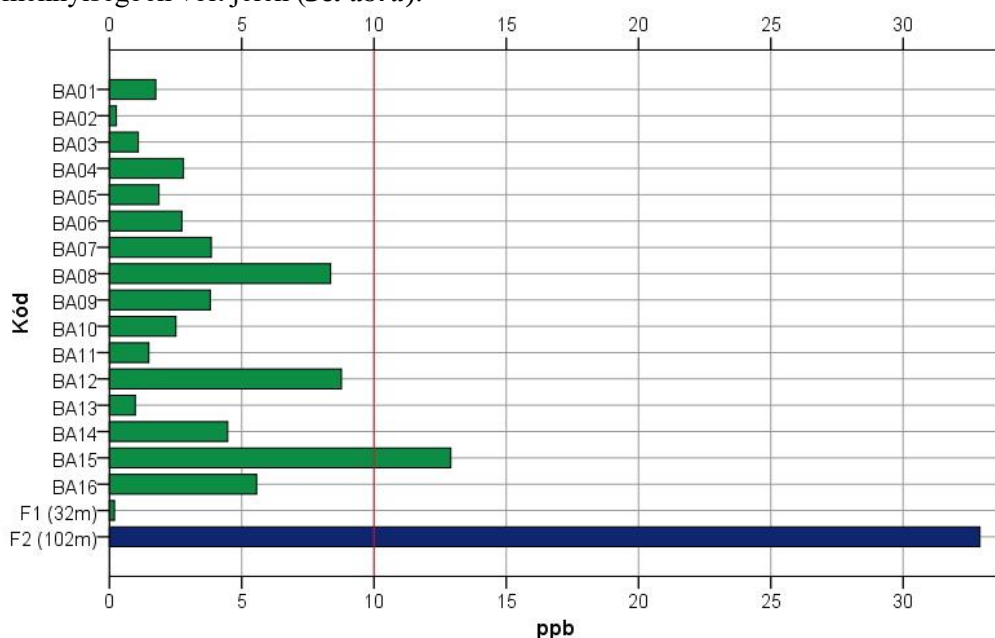
Korreláció	pH	EC	NH_4^+	NO_2^-	NO_3^-	PO_4^{3-}	KOI	Na
pH	1,000							
EC	-0,296	1,000						
NH_4^+	-0,126	0,252	1,000					
NO_2^-	-0,433	0,347	0,294	1,000				
NO_3^-	-0,255	0,779	0,150	0,186	1,000			
PO_4^{3-}	0,248	0,074	-0,019	-0,247	0,086	1,000		
KOI	-0,102	0,224	0,098	0,187	-0,135	0,429	1,000	
Na	0,122	0,315	-0,020	0,075	0,197	0,175	0,284	1,000



35. ábra. A nitrát értékek ábrázolása az EC értékek alapján, ordinációs diagramon.

4.1.3.5 Az arzén koncentrációjának alakulása a mintaterületen

Az arzén koncentrációjának mérése az év folyamán csupán egy alkalommal történt, így ezt külön alfejezetben tárgyaljuk. A talajvízkutak arzénkoncentrációja 1 kút kivételével 10 ppb/l alatt alakult, ugyanakkor az arzén minden kútban kimutatható mennyiségben volt jelen (**36. ábra**).



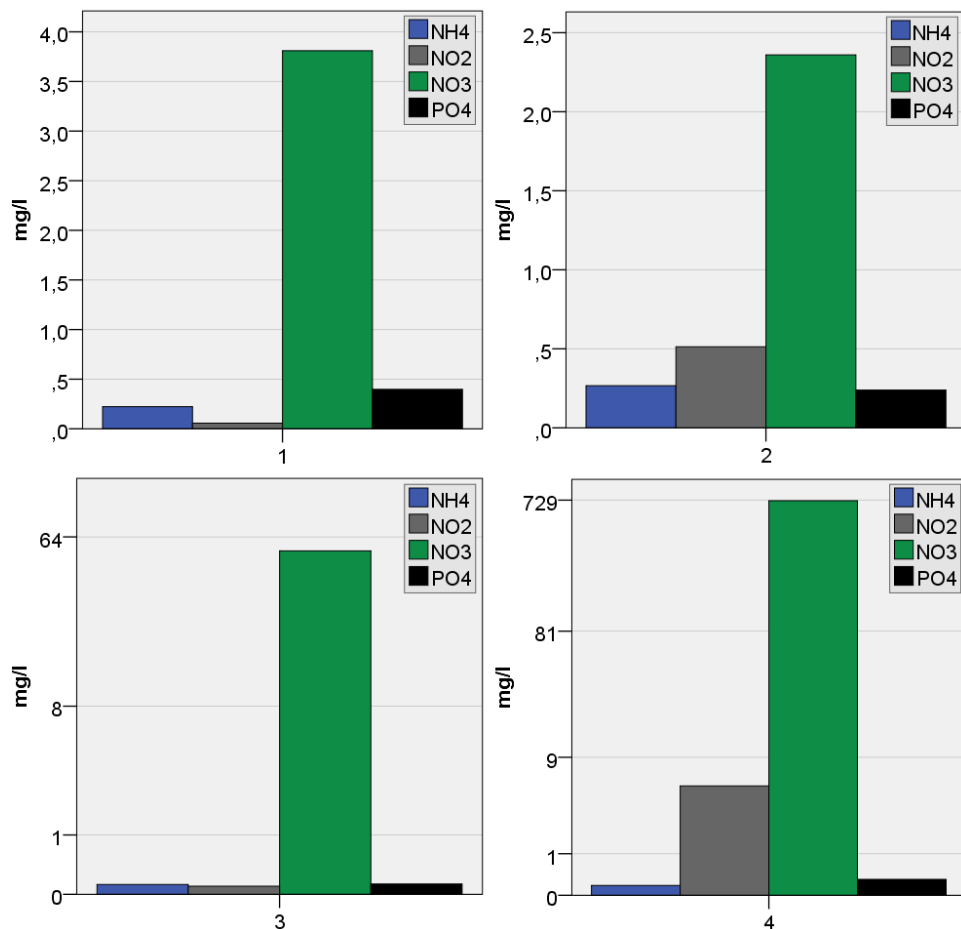
36. ábra. Az arzénkoncentrációk alakulása a vizsgált kutakban.

A kutak 27 %-ban mértünk 5 ppb/l feletti értéket, további 27 %-ában pedig 2,5-5 ppb/l közötti koncentrációt. Jelentős határérték feletti koncentrációt (33 ppb/l) a legmélyebb 102 méteres fűrt kútban mutattunk ki, amely több mint háromszorosan haladja meg a vonatkozó határértéket. Ez már egészségügyi kockázatokat jelent, annál is inkább, mert a kút vizét, annak viszonylagos tisztasága miatt gyakorta fogyasztják, valamint az állatokat is rendszeresen ezzel itatják. Továbbá öntöznek is a vízzel, így a táplálékláncban felhalmozódva komoly terhelést jelenthet az ott élők számára.

A település rétegvíz készletének magas arzénkoncentrációja valamint az ásott kutak vizében kimutatható arzén alapján arra következtethetünk, hogy az arzén a település rétegvíz készletéből a szennyvízzel jutott a felszínhez közel húzódó talajvízbe. A délebbi elhelyezkedésű, nitráttal jobban szennyezett kutak esetében az arzén koncentrációja is magasabb volt.

4.1.4 A településen kívül létesített monitoring kutak vízvizsgálati eredményei

A településen kívül létesített 4 monitoring kútból 2013 nyarán begyűjtött vízminták vizsgálatának eredményeit a **37. ábra** mutatja.



37. ábra. A településen kívül létesített kutakban mért szervetlen nitrogénformák és foszfát értékek. Az egyes diagramok skálája a jobb láthatóság miatt eltérő.

A kutak vízminőségében jelentős különbségeket mutattunk ki. Míg a település ÉK és ÉNy pontjában létesített kutakban az NO_3^- koncentrációja nem haladja meg a 4 mg/l értéket, addig a DNy-i elhelyezkedésű kútban 54,2 mg/l, míg a település határától D-re fekvő kútban 721,6 mg/l koncentrációt mutattunk ki (**37. ábra**). Mivel a település kútjaiban a 2011-2012 közötti vizsgálatok során nem mértünk 15 mg/l alatti értéket, valamint csupán 8 alkalommal mértünk 20-30 mg/l értéket, így a település határán kívül elhelyezkedő 1. és 2. monitoring kutak rendkívül alacsony nitrát értékei arra engednek következtetni, hogy a szennyezés fő forrása a település közigazgatási határán belül található. A D-i irányban megemelkedő koncentrációk pedig alátámasztják a feltételezésünket a szennyezés D-i irányba történő terjedéséről.

Az NH_4^+ koncentrációk az 1. és 2. kutakban sem érik el a szennyezettségi határértéket, ugyanakkor meghaladják a 0,2 mg/l-t, így a műtrágyázásból származó nitrogén kimosódása valószínűsíthető. Ezt támasztja alá a PO_4^{3-} koncentrációk alakulása is, melyek ugyan nem lépik át a szennyezettségi határértéket, azonban minden kútban kimutatható koncentrációban vannak jelen.

4.2 A csatornázást követő talajvízminőség változások értékelése

4.2.1 A nagymintás mintavételezések tér- és időbeli változásainak értékelése

A háztartások szennyvízelvezető-csatornahálózatra történő rákötése a településen a 2014-es évben folyamatosan történt. Mivel a 2011-2012 időszakban megtörtént a szennyezők évszakos változásdinamikájának pontos felmérése, így 2014 után a csatornahálózat kiépítésének talajvízre gyakorolt hatása került a vizsgálataink fókuszába. Ehhez a csatornázás előtti évben, 2013 nyarán 50 talajvízkút megmintázásával határoztuk meg a referencia állapotot. Ezt követően a csatornázást követő 3. 4. és 5. évben történt a mintavételezés az év ugyanazon szakaszában, nyári mintavételezéssel.

A csatornázást megelőző (2013) és a csatornázást követő (2017, 2018, 2019) évek nagymintás mintavételezés adatai alapján elkészítettük a vizsgált paraméterekre vonatkozó alapstatisztikai vizsgálatokat, meghatároztuk a minimum, maximum, átlag, szórás, valamint alsó és felső kvartilis értékeit, melyeket boxplot diagramokon is ábrázoltunk. Az egyes vízkémiai paraméterek térbeli eloszlásának meghatározása érdekében a mintavételi pontokhoz tartozó koncentrációkat tematikus térképeken ábrázoltuk, a koncentrációk alapján interpolált térképeket készítettünk. Különböző statisztikai vizsgálatokkal hasonlítottuk össze a 2011/12-es mintavételezés, valamint a nagymintás mintavételezés eredményeit. Vizsgáltuk a kation és anion arányokban, valamint a mikro- és makroelem tartalomban bekövetkező változásokat. Emellett szennyezettségi indexek alkalmazásával is vizsgáltuk a bekövetkező változásokat.

4.2.1.1 A pH, EC, PO_4^{3-} , Na^+ , és a KOI_{ps} tér- és időbeli változásai

A nagymintás mintavételezések során minden alkalommal vizsgált vízkémiai paraméterek leíró statisztikáját (átlag, szórás, minimum, maximum, alsó és felső kvartilis) a **18. táblázat** tartalmazza.

A pH értékek a csatornázást megelőző időszakban lúgosabb tartományban mozogtak, mint a csatornázást követő időszakban. Az alsó kvartilis értéke 7,91 míg a felső kvartilis értéke 8,56 volt. A csatornázást követő években a pH érték jelentős

mértékű csökkenését mutattuk ki, mely az anionokszignifikáns csökkenésével magyarázható. A 2013-as 8,25 átlagérték 2017-ben 7,51-re, 2019-ben 7,26-ra csökkent (**16. táblázat**). 2019-ben a minták pH értékének alsó kvartilise 7 alá csökkent (6,96), míg a felső kvartilisek (2013: 8,56 → 2019: 7,41) közötti különbség 1,15 volt.

A pH érték 2013-as és 2019-es térbeli alakulását a **38. ábra** mutatja. A 2011-12-es évhez hasonlóan a település belső területein mérhető a legalacsonyabb (<8 pH), míg a DNY-i és DK-i részeken a legmagasabb (8,4< pH) értékek.

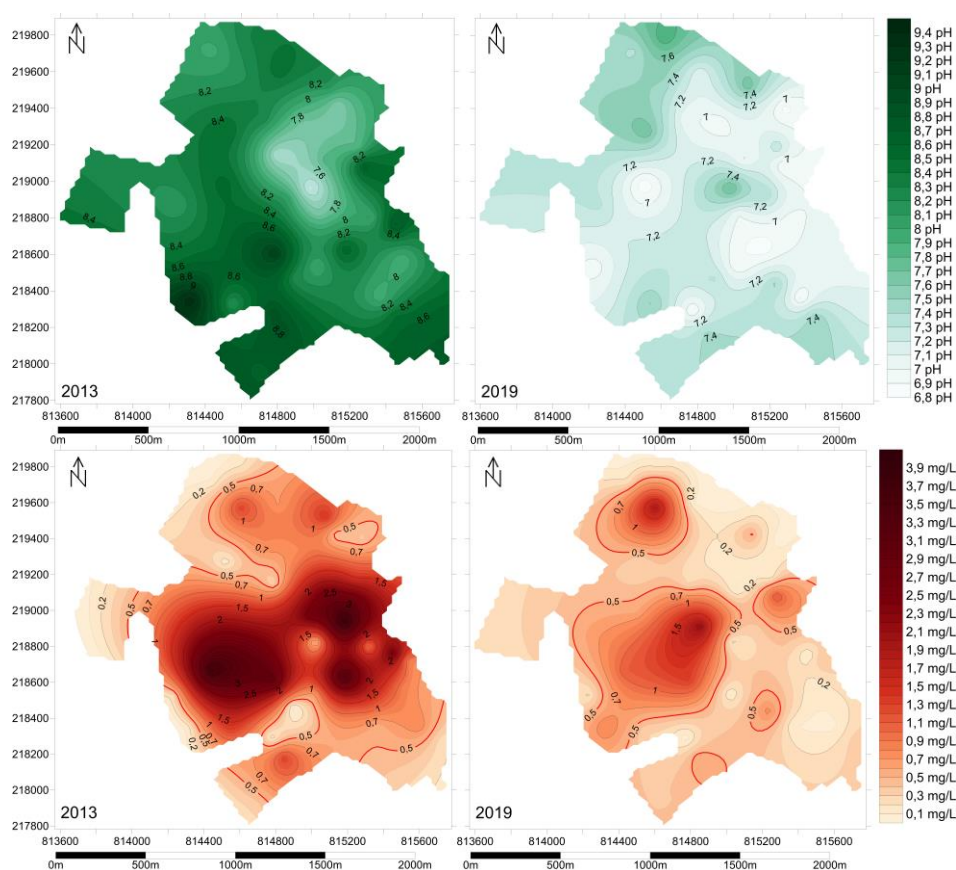
A PO_4^{3-} koncentrációjának átlagértékei arányaiban a legjelentősebb csökkenést mutatják. A koncentrációk átlagértéke a 2013-as 1,22 mg/l-ről 2019-re 0,49 mg/l értékre csökkent, mely így a 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendeletben előírt 0,5 mg/l határérték alá került. 2019-ben a kutak 32,5%-ában mértünk határérték feletti koncentrációt szemben a 2013-as 65%-al. A 2013-ban mért 4,07 mg/l maximumérték 2019-re 2,14 mg/l értékre csökkent (**16. táblázat**).

16. táblázat. A vizsgált vízkémiai paraméterek leíró statisztikája. Zöld szín jelöli a 2013-as referenciaállapothoz képest pozitív változásokat, piros szín jelöli a negatív változásokat az adott paraméterre vonatkozó szennyezettségi határérték alapján.

Paraméter	Átlag				Szórás			
	2013	2017	2018	2019	2013	2017	2018	2019
pH	8,25	7,51	7,99	7,26	0,457	0,301	0,417	0,351
EC (µS/cm)	3032	2845	2637	2726	1701	1785	1136	1567
NH_4^+ (mg/l)	0,691	0,529	0,653	0,512	0,373	0,545	0,773	0,505
NO_2^- (mg/l)	0,306	0,204	0,211	0,267	0,33	0,40	0,29	0,42
NO_3^- (mg/l)	187,8	142,7	109,8	163,5	164,4	159,3	129,5	170,7
PO_4^{3-} (mg/l)	1,22	0,39	0,65	0,49	1,09	0,39	0,65	0,49
KOI (mg/l)	6,85	7,65	7,16	7,62	3,94	3,23	5,78	3,76
Na (mg/l)	237,9	377,9	352,4	379,3	141,7	389,6	298,6	330,1
Paraméter	Minimum				Maximum			
	2013	2017	2018	2019	2013	2017	2018	2019
pH	7,23	7,02	7,21	6,81	9,42	8,3	8,87	8,25
EC (µS/cm)	340	876	1140	695	7670	9290	6380	8910
NH_4^+ (mg/l)	0,225	0,078	0,140	0,122	1,89	3,42	3,97	3,36
NO_2^- (mg/l)	0,017	0,006	0,000	0,001	1,28	1,86	1,37	1,94
NO_3^- (mg/l)	8,36	4,46	6,95	7,61	564,8	616,6	538,3	645,5
PO_4^{3-} (mg/l)	0,07	0,03	0,03	0,04	4,07	1,54	2,76	2,14
KOI (mg/l)	2,40	2,90	1,1	1,66	18,20	17,68	36,8	16,65
Na (mg/l)	8,90	75,8	97,4	52,1	653,2	2254	1828	2019
Paraméter	Alsó kvartilis				Felső kvartilis			
	2013	2017	2018	2019	2013	2017	2018	2019
pH	7,92	7,29	7,68	6,96	8,56	7,74	8,29	7,41
EC (µS/cm)	1950	1871	1874	1511	4310	3507	3190	3792
NH_4^+ (mg/l)	0,43	0,243	0,325	0,289	0,865	0,643	0,680	0,617
NO_2^- (mg/l)	0,052	0,021	0,009	0,024	0,416	0,167	0,300	0,308
NO_3^- (mg/l)	50,16	37,65	23,72	43,09	341,7	221,1	153,1	244,8
PO_4^{3-} (mg/l)	0,374	0,095	0,215	0,137	1,75	0,577	0,863	0,604
KOI (mg/l)	4,02	5,24	3,59	4,57	8,05	9,89	8,48	10,1
Na (mg/l)	132,2	154,1	182,4	185,4	312,8	422,5	447,8	477,9

A PO_4^{3-} koncentrációja a csatornázást megelőző évben a település központi területein mutatta a legmagasabb értékeket (2 mg/l izovonal), a település É-i, valamint D-i részei felé pedig csökkenő tendenciát mutatott (**38. ábra**). Ez a mintázat nagyfokú hasonlóságot mutat a 2011-2012 évben kimutatott térbeli eloszlással. A település területének legnagyobb részén ugyanakkor 0,5 mg/l fölött alakult a koncentráció.

A 2019-es évben jelentős változások figyelhetők meg. Továbbra is a település középső területe tekinthető a legszennyezettebbnek, itt azonban már nem található 2 vagy 3 mg/l fölötti koncentrációval jellemezhető terület, csupán egy kis területen alakul 1,5 mg/l fölött a koncentráció. A másik jelentős változás, hogy jelentősen megnőtt a határérték alatti koncentrációval jellemezhető területek kiterjedése (**38. ábra**). Míg 2013-ban csupán a település É-i és D-i peremterületein mértük határtérték alatti koncentrációt, addig 2019-ben a település középső területeit és néhány kisebb részt leszámítva határérték alatti koncentrációkat mutattunk ki.



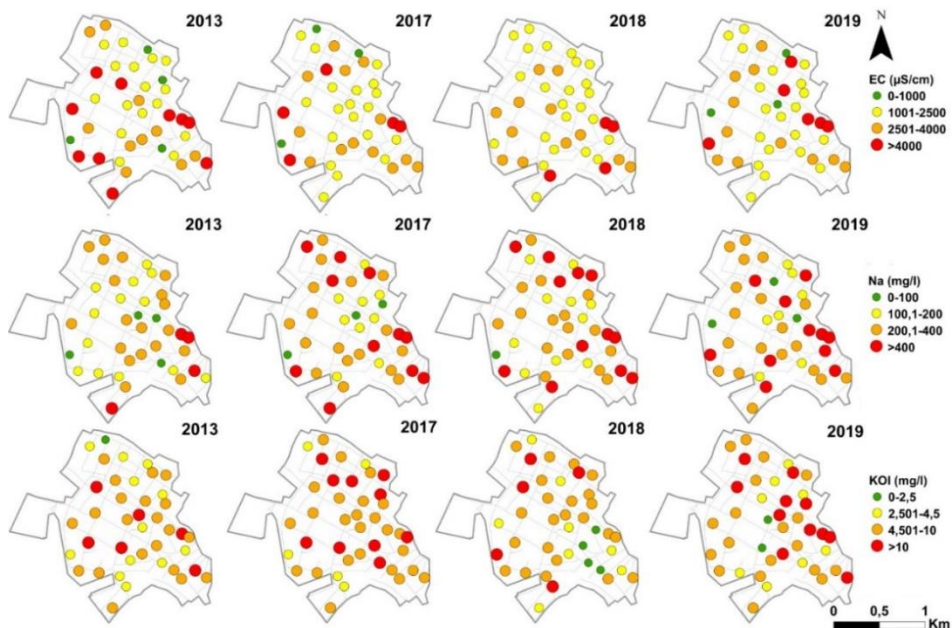
38. ábra. A pH és PO_4^{3-} értékének térbeli alakulása 2013-ban és 2019-ben.

Az elektromos vezetőképesség értéke a csatornázást követően 2018-ig jelentős csökkenést mutatott (**16. táblázat**), 2019-ben ugyan ismét megemelkedett értékeket mértünk, azonban a 2019-es átlagérték (2726 $\mu\text{S}/\text{cm}$) is alacsonyabb volt, mint a referenciaév átlagértéke (3032 $\mu\text{S}/\text{cm}$). A felső kvartilis a csatornázás előtti 4310 $\mu\text{S}/\text{cm}$ értékről 2019-re 3792 $\mu\text{S}/\text{cm}$ -re csökkent. 2019-ben vezetőképesség értéke a kutak 42,5%-ában meghaladta a 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EÜM-FVM együttes

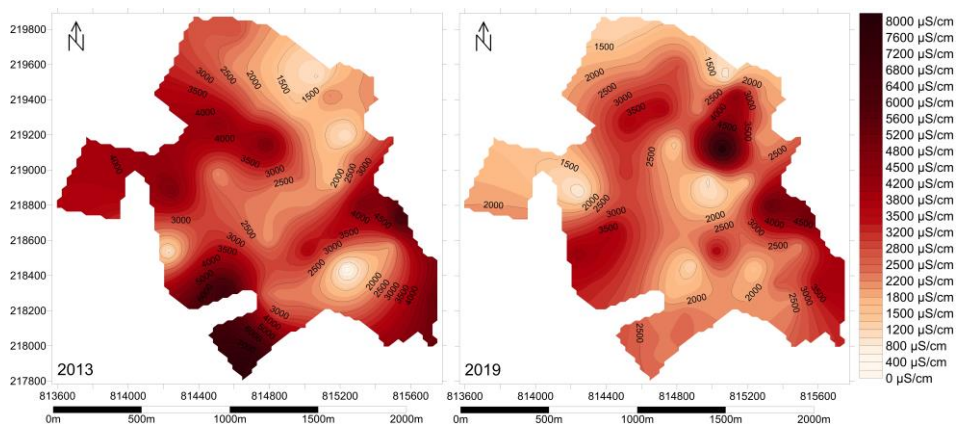
rendeletben előírt 2500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ szennyezettségi határértéket, míg a csatornázást megelőzően a kutak 55%-ában haladta meg a határértéket.

Az EC térbeli megoszlását megvizsgálva látható, hogy a magasabb, szennyezettségi határérték feletti koncentrációk nagyobb arányban a település K-i és D-i részein fordulnak elő (39, 40. ábra). A csatornázást követő 5. évben a referencia évhez képest megnőtt a település azon területeinek aránya, ahol az EC értéke 2500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ alatt mozog, a legmagasabb értékek pedig a K-i, ÉK-i részeken jelentkeztek (40. ábra).

A csökkenő értékek magyarázhatók a szennyvízkiáramlás megszűnésével, a magas értékekhez ugyanakkor az össziontartalom alakulásához a talajtani viszonyok is hozzájárulnak. Ezt támasztja alá a Na^+ koncentrációk csatornázást követő években kimutatott emelkedése is.

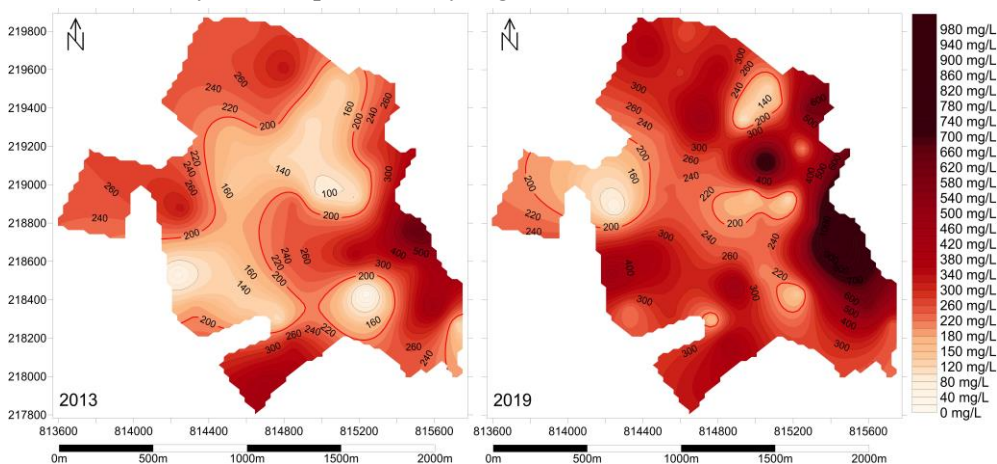


39. ábra. Az EC, Na, KOI értékei kutanként.



40. ábra. Az EC térbeli alakulása 2013-ban és 2019-ben.

A Na^+ átlagértékei a csatornázást követően több mint 100 mg/l értékkel magasabban alakultak, mint a referencia évben (**16. táblázat**). A 2013-as és a 2019-es évek vonatkozásában mind az alsó kvartilis (132,2 mg/l $\rightarrow$ 185,4 mg/l), mind a felső kvartilis (312,8 mg/l $\rightarrow$ 477,9 mg/l) értéke emelkedett. A 2013-as évben magasabb koncentrációkat a település K-i területein mértünk, a legalacsonyabb értékek pedig a Ny-i területeken voltak kimutathatók (**41. ábra**). 2019-re a 400 mg/l érték fölötti koncentrációval rendelkező kutak száma több mint 2,5-szeresére emelkedett. A Ny-i területek esetében is 200 mg/l fölé emelkedtek az értékek. Feltételezésünk szerint a 2019-es alacsony havi csapadékmennyiségek állhatnak az emelkedés hátterében.



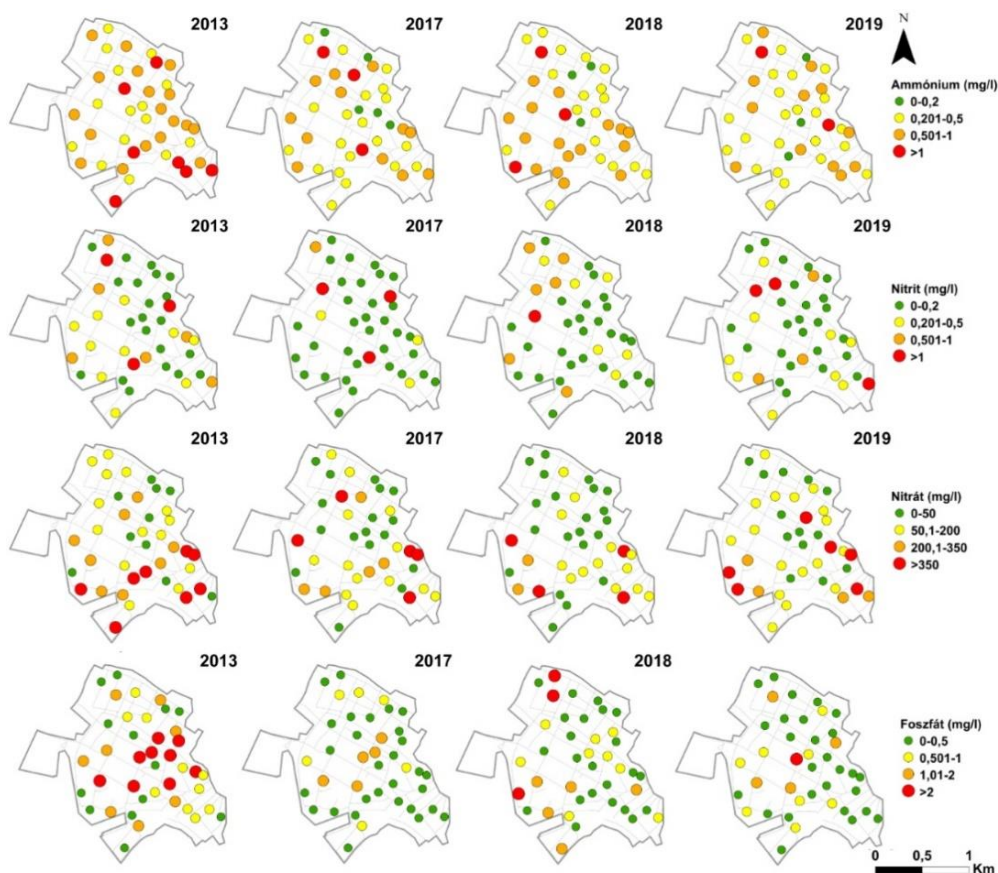
41. ábra. A Na^+ koncentrációk térbeli alakulása 2013-ban és 2019-ben.

A szervesanyag tartalom mennyisége sem mutatott csökkenő tendenciát, a csatornázást követő évek átlagértékei rendszerint magasabban alakultak, mint a referencia év 6,85 mg/l értéke (**16. táblázat**). A legmagasabb átlagértéket (7,62 mg/l) a 2019-es évben mértük. A csatornázást követő 5. évben mért magas szervesanyag tartalom további bizonyítéka annak, hogy a területen jelentős mennyiségű szerves anyag akkumulálódott a talajban, mely továbbra is utánpótlást biztosít – a talajvíz szervesanyag tartalma mellett – a szervesetlen szennyezőanyagoknak.

4.2.1.2 A szervesetlen nitrogénformák és az ortofoszfát tér- és időbeli változásai

Vizsgálataink során a szervesetlen nitrogénformák koncentrációinak egyértelmű csökkenését mutattuk ki a csatornázást követő időszakban (**44. ábra**). Az eredményeket 4 kategóriába soroltuk és színekkel láttuk el. A szennyezettségi határérték minden paraméter esetében kategóriaváltást jelentett (**42. ábra**).

Az NH_4^+ koncentrációk 2013-as medián értéke még a 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendeletben előírt 0,5 mg/l fölött alakult, addig a csatornázást követő években nem haladta meg azt (**16. táblázat**). Az átlagértékek minden vizsgált évben a határérték felett alakultak, ugyanakkor folyamatosan csökkenő tendencia figyelhető meg. Amíg 2013-ban 0,613 mg/l, addig 2019-ben 0,512 mg/l volt az átlagérték. 2013-ban a kutak 17,5%-ában igen magas, 1 mg/l fölötti értéket mértünk, ez 2019-re 5%-ra csökkent, ugyanakkor a kutak 35%-ában még mindig 0,5 mg/l felett alakultak a koncentrációk. A település talajvízkészletének erőteljes elszennyeződését mutatja az is, hogy csupán 3 kútban mértünk 0,2 mg/l alatti koncentrációt (**42. ábra**).



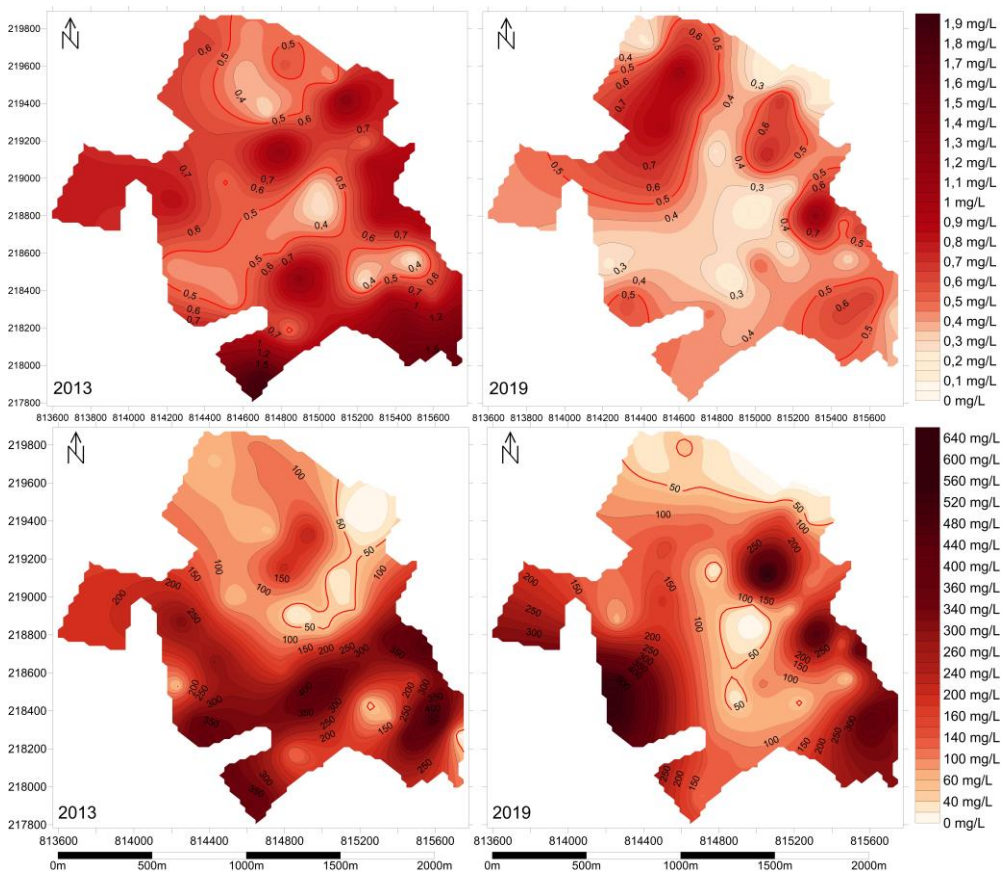
42. ábra. A NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , PO_4^{3-} koncentrációk térbeli alakulása a csatornázást megelőző és a csatornázást követő években.

2013-ban a legmagasabb NH_4^+ koncentrációk a település D-i és K-i területein voltak mérhetők, 0,5 mg/l érték alatti koncentráció pedig az É-i és középső területeken volt kimutatható (**43. ábra**). 2019-re jelentősen megnőtt a település azon területeinek az aránya, ahol 0,5 mg/l érték alatti koncentrációt jelez a térkép.

Az NO_2^- jellemzően nem halmozódik fel a vizekben, megfelelő mennyiségű oldott oxigén mellett tovább oxidálódik nitráttá. Míg 2013-ban vizsgált kutak 22%-ában mutattunk ki 0,5 mg/l feletti koncentrációt, addig 2019-ben a kutak 15%-ában (**16. táblázat**). A felső kvartilis értéke 0,416 mg/l-ről 0,308 mg/l-re, míg az alsó kvartilis értéke 0,052 mg/l-ről 0,026 mg/l-re csökkent. A csökkenés alapján kijelenthető, hogy az oxidatív feltételek javultak, mely többek között a szennyvízkiáramlás megszűnésére vezethető vissza. Itt is meg kell ugyanakkor jegyeznünk, hogy a kutak 40%-ában továbbra is 0,2 mg/l fölött alakul a nitrit koncentrációja, amely már szennyezettséget indikál. A nitrit esetében is megállapítható, hogy a déli elhelyezkedésű kutak jellemzően magasabb koncentrációval rendelkeznek (**42. ábra**).

Az NO_3^- koncentrációjának csökkenése szintén a szennyezőanyag utánpótlás jelentős részének megszűnését jelzi, hiszen az átlagérték 187,8 mg/l-ről 2018-ra 109,8 mg/l értékre csökkent. 2019-ben ugyan a koncentrációk átlagértékének emelkedése

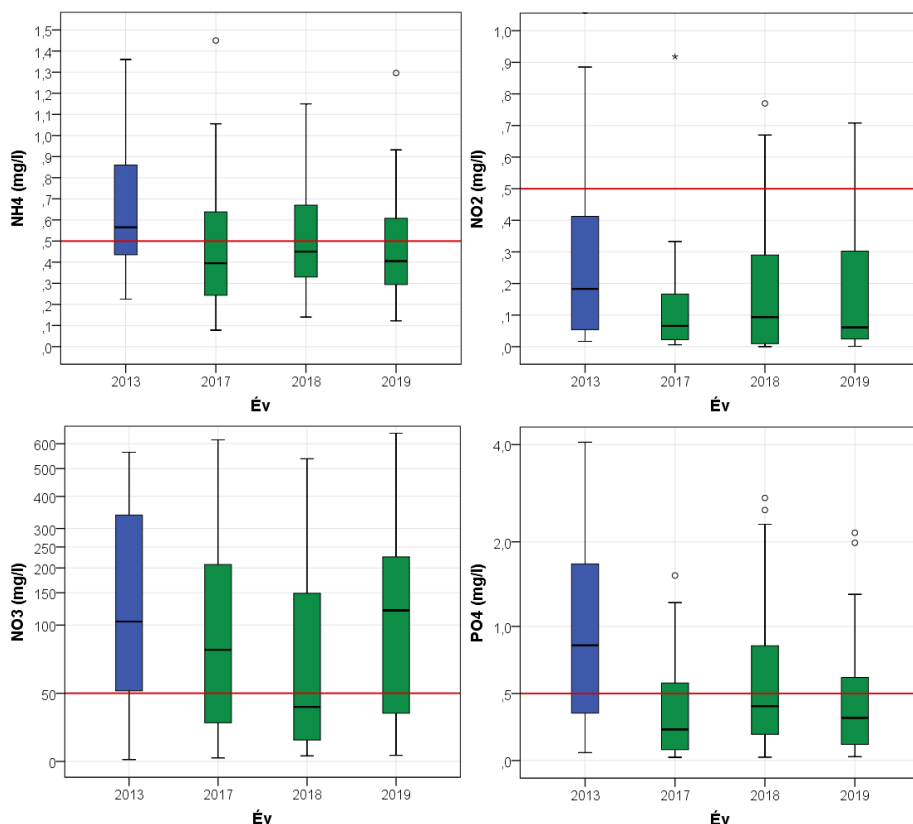
következett be, azonban még ez is a referenciaév alatt alakul (163,5 mg/l). Az alsó kvartilis értéke a 2013-as 50,16 mg/l-ről 2019-re 43,09 mg/l-re, míg a felső kvartilis 341,7 mg/l-ről 244,8 mg/l értékre csökkent.



43. ábra. Az NH_4^+ és NO_3^- koncentrációk térbeli alakulása 2013, 2019-ben.

Az NO_3^- esetében a csatornázást megelőző referenciaévben igen jellegzetes térbeli eloszlást mutattunk ki (43. ábra). Hasonlóan a 2011, 2012-es évek adataihoz, a település D-i területei mutattak igen jelentős mértékű szennyezést. A település közepétől délre szinte a teljes terület 200 mg/l-nél magasabb koncentrációkat mutatott, egy összefüggő sávban pedig 300 mg/l feletti koncentrációk voltak mérhetők. Ezzel szemben a település É-i része kevésbé volt szennyezett, ugyanakkor a terület túlnyomó részén itt is a szennyezettségi határértéket meghaladó, 50 mg/l érték feletti koncentrációkat mértünk.

2019-re megszűnt az É–D irányú különbség, a terület középső részein jelentős pozitív irányú változás következett be. A legszennyezettebb területnek továbbra is a település DNy-i és DK-i részei tekinthetők, melyek területi kiterjedése ugyanakkor számottevően csökkent (43. ábra). Ezzel párhuzamosan jelentősen megemelkedett a 100 mg/l alatti koncentrációval rendelkező területek aránya.



44. ábra. A szervetlen nitrogénformák és a foszfát koncentrációjának alakulása.

4.2.1.3 Korrelációs vizsgálatok

A 4 nagymintás mintavételezési adatsor közti kapcsolat feltárása érdekében SPSS 22 szoftverrel korrelációs számításokat (Spearman) végeztünk (17. táblázat). A vizsgált paraméterek között szignifikáns ($p < 0,001$), erős pozitív kapcsolatot az NO_3^- -EC ($r=0,651$), az NH_4^+ -EC ($r=0,543$), valamint a Na-EC ($r=0,501$) között mutattunk ki. Szignifikánsan negatív korrelációs kapcsolatot nem mutattunk ki a vizsgált időszakban.

17. táblázat. A vizsgált vízkémiai paraméterek Spearman-féle korrelációs koefficiens mátrixa a 2013-2019 időszakra vonatkozóan.

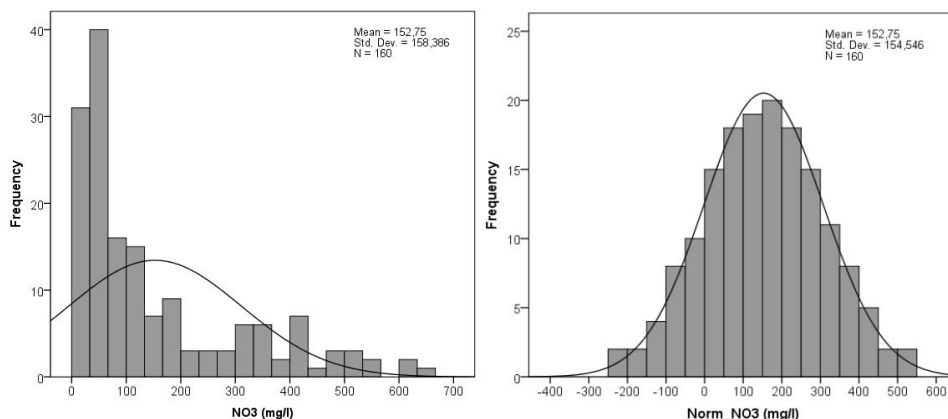
Korreláció	pH	EC	NH_4^+	NO_2^-	NO_3^-	PO_4^{3-}	KOI	Na
pH	1,000							
EC	-0,062	1,000						
NH_4^+	0,156	0,543	1,000					
NO_2^-	0,182	0,449	0,367	1,000				
NO_3^-	-0,079	0,651	0,404	0,273	1,000			
PO_4^{3-}	0,383	0,163	-0,004	0,004	-0,032	1,000		
KOI	-0,106	0,350	0,330	0,299	0,144	0,050	1,000	
Na	-0,114	0,501	0,108	0,242	0,324	0,229	0,124	1,000

4.2.2 A szennyezettség tér- és időbeli változásainak statisztikai vizsgálata

Különböző statisztikai vizsgálatokkal (kétlépcsős és hierarchikus klaszterelemzés, diszkriminancia analízis) azt kívántuk vizsgálni, hogy a csatornázás milyen változásokat eredményezett a talajvíz minőségében, valamint azt a feltételezésünket kívántuk alátámasztani, mely szerint a település északi és déli területein elhelyezkedő kutak a vízminőség alapján egymástól elkülöníthetők. Mivel mind a 2011-2012-es állapotfelmérés, mind pedig nagymintás mintavételezések vizsgálati eredményei alapján megállapítottuk, hogy a kutak szennyezettsége között egyértelmű térbeli mintázat figyelhető meg, amely a legmarkánsabban az NO_3^- és az EC esetében jelentkezett.

4.2.2.1 A főkomponens analízis eredményei

A geokémiai háttértfolyamatok feltárása érdekében a 2011-2012-es, valamint a csatornázás utáni 2017/2018/2019 nyári nagymintás mintavételezések eredményeit főkomponens analízisnek vetettük alá. Mivel az adatsorok nem mutattak normál eloszlást, így elvégeztük azok normalizálását (45. ábra).



45. ábra. A nitrát eloszlását mutató hisztogram normalizálás előtt és után.

A Kaiser-Meyer-Olkin teszt eredménye mindkét időpontra vonatkozó adathalmaz esetében magasabb értéket mutatott, mint 0,5, valamint a Bartlett teszt eredménye is mindkét esetben $p=0,000$, így a főkomponens analízis feltételei teljesültek. A nagymintás mérések alapján kialakított adatbázis esetében magasabb értéket kaptunk ($\text{KMO}=0,642$), mint a 2011-2012-es adatbázis esetében ($\text{KMO}=0,507$). 2011-12-es adatbázis esetében a Kaiser kritérium alapján 3 főkomponenst kaptunk, mely a teljes variancia 65,81%-át magyarázza (18. táblázat). A nagymintás mérések esetében szintén 3 főkomponenst határoztunk meg, melyek a teljes variancia 64,04%-át magyarázzák.

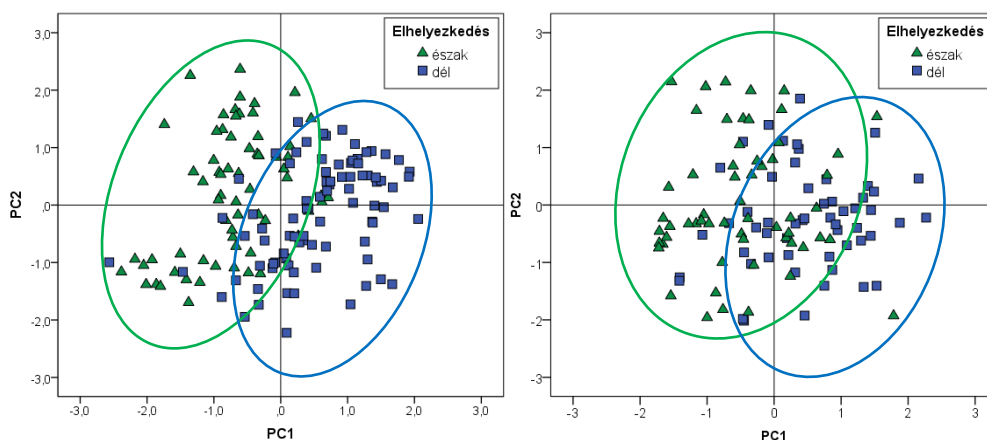
Az első főkomponenst mindkét adathalmaz esetében a $\text{Na-NO}_3\text{-EC}$ alkotja. A vizsgálatok során a nitrát és a vezetőképesség mutatta a legszorosabb korrelációt. A második főkomponensbe 2011-2012-ben a $\text{KOI-NH}_4^+\text{-NO}_2^-$ került, mely a szervesanyag lebomlása, az ammonifikáció és a nitrifikáció szoros kapcsolatát jelzi. A harmadik főkomponenst a pH-PO_4^{3-} adta. A vizsgálatok során már kimutattuk a két paraméter közti szignifikáns kapcsolatot, melyet a foszfát különböző pH értékek

melletti eltérő oldhatóságával magyaráztunk. A nagymintás mérések esetében a második komponensbe a $\text{pH-NH}_4^+-\text{NO}_2^-$ került, míg a harmadik főkomponenst a KOI-PO_4^{3-} adja (18. táblázat).

A főkomponensek terében elvégzett vizsgálatok alapján megállapítható, hogy az északi és déli elhelyezkedésű kutak mindkét adatbázis esetében jól elkülönülnek egymástól (46. ábra). Az ordinációs diagramon pedig jól látható, hogy kialakul egy átmeneti zóna is.

18. táblázat. Varimax rotációval forgatott komponens mátrix.

2011/2012				2017/2018/2019			
Főkomponens				Főkomponens			
	1	2	3		1	2	3
pH	0,021	0,019	0,855	pH	-0.106	-0.747	0.159
EC	0,762	0,469	-0,049	EC	0.853	0.376	0.135
NH_4^+	0,271	0,723	0,166	NH_4^+	0.098	0.481	0.109
NO_2^-	0,351	0,547	0,195	NO_2^-	0.095	0.816	-0.003
NO_3^-	0,727	0,170	0,045	NO_3^-	0.893	0.210	-0.131
PO_4^{3-}	-0,130	0,062	0,771	PO_4^{3-}	0.125	-0.228	0.783
KOI_{ps}	-0,063	0,828	-0,138	KOI_{ps}	0.016	0.309	0.862
Na^+	0,767	-0,038	-0,175	Na^+	0.576	-0.135	0.352



46. ábra. Az északi és déli kutak megoszlása az 1. és 2. főkomponens függvényében a csatornázás előtt 2011-2012-ben és a csatornázást követően (2017-2019).

4.2.2.2 A kétlépcsős klaszteranalízis eredményei

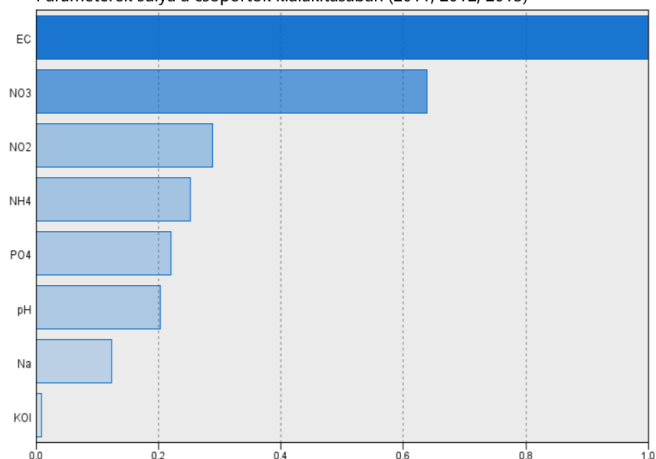
Kétlépcsős klaszteranalízist végeztünk annak érdekében, hogy meghatározzuk az általunk „északi” és „déli” elhelyezkedésű kategóriába sorolt kutak hány százaléka tartozik az alacsonyabb és a magasabb szennyezettségű a klaszterbe a csatornázás előtti és utáni időszakban. Emellett vizsgáltuk azt is, hogy az egyes vízkémiai paraméterek milyen súllyal szerepelnek az alacsonyabb szennyezettségű és a magasabb szennyezettségű klaszter kialakításában (47. ábra).

A csatornázás előtti 2011-2013-as időszakban a klaszterek kialakításakor legnagyobb súllyal az EC rendelkezett. A második és harmadik meghatározó

paraméter a NO_3^- és a NO_2^- volt. A magasabb szennyezettségű (1) csoportba az összes minta közel 60%-a került, e minták 65,3%-a származott déli elhelyezkedésű kútból. Az alacsonyabb szennyezettségű csoportba (2) tartozó minták 61,3%-a származott északi elhelyezkedésű kútból. Látható tehát, hogy természetesen nincs egyértelmű vonal a két terület határa között, hanem egy átmeneti zóna is kialakul. Ugyanakkor a vizsgálat rámutat arra, hogy megjelenik egy markáns észak-déli különbség. Ezt igazolják a két klaszter paramétereinek markánsan eltérő átlagértékei is (**47. ábra**). A magasabb szennyezettségű klaszter EC átlagértéke 4396 $\mu\text{S}/\text{cm}$, a NO_3^- átlagértéke 430 mg/l volt, szemben alacsonyabb szennyezettségű klaszter 2476 $\mu\text{S}/\text{cm}$ és 147 mg/l átlagértékével.

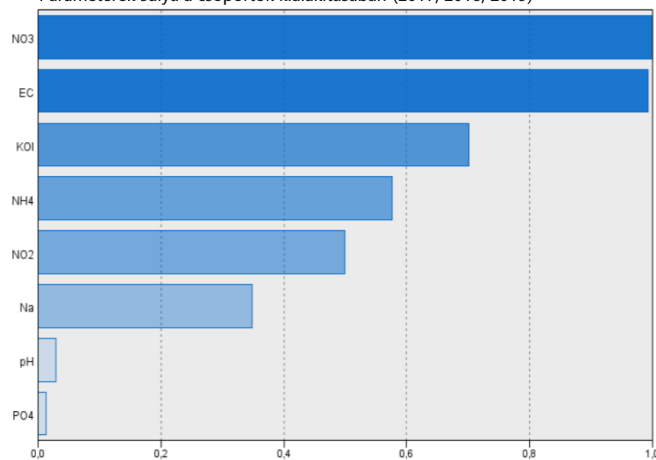
Klaszter	1	2
Leírás	Magasabb szennyezettség	Alacsonyabb szennyezettség
Csoportmért	59,6% (118)	40,4% (80)
Input paraméterek súlya, átlagértéke a csoportban	EC 4 396,46 NO3 429,50 NO2 0,35 NH4 0,70 PO4 0,87 pH 7,76 Na 397,22 KOI 5,52	EC 2 476,48 NO3 147,25 NO2 0,08 NH4 0,45 PO4 1,48 pH 8,00 Na 282,53 KOI 5,31
Értékelés elhelyezkedés alapján	Elhelyezkedés dél (65,3%)	Elhelyezkedés észak (61,3%)

Paraméterek súlya a csoportok kialakításában (2011, 2012, 2013)



Klaszter	1	2
Leírás	Alacsonyabb szennyezettség	Magasabb szennyezettség
Csoportmért	71,7% (86)	28,3% (34)
Input paraméterek súlya, átlagértéke a csoportban	NO3 83,66 EC 2 192,83 KOI 6,12 NH4 0,39 NO2 0,13 Na 295,79 pH 7,59 PO4 0,50	NO3 286,22 EC 4 167,56 KOI 10,98 NH4 1,02 NO2 0,48 Na 562,41 pH 7,52 PO4 0,54
Értékelés elhelyezkedés alapján	Elhelyezkedés észak (52,3%)	Elhelyezkedés dél (55,9%)

Paraméterek súlya a csoportok kialakításában (2017, 2018, 2019)

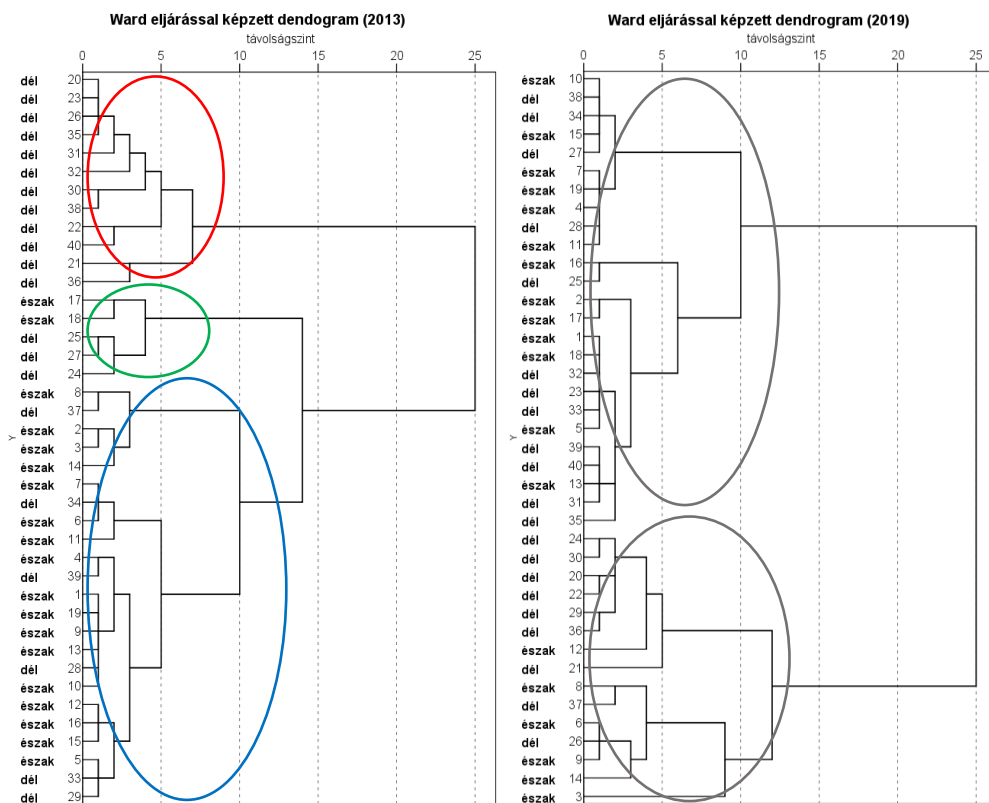


47. ábra. A kétlépcsős klaszteranalízis összefoglaló táblázata a csatornázás előtti (2011, 2012, 2013) és azt követő (2017, 2018, 2019) időszakra vonatkozóan.

A csatornázás utáni 2017/2018/2019-es adatbázisra vonatkozóan, a klaszterek kialakításában legnagyobb súllyal a NO_3^- és az EC az szerepelt. A harmadik legfontosabb paraméter a KOI_{ps} volt. A tisztulási folyamatokat jól mutatja az, hogy szemben a csatornázás előtti időszakokkal, az alacsonyabb szennyezettségű klaszterbe a vízminterek több mint 70%-a került. A klaszterbe tartozó vízminterek 52,3%-a származott északi elhelyezkedésű kútból. Ez azt mutatja, hogy az északi és déli elhelyezkedésű kutak közötti különbségek csökkenő tendenciát mutatnak. Az EC átlagértéke mind a magasabb, mind az alacsonyabb szennyezettségű kutak esetében csökkent a csatornázást követő időszakban. (4396 $\mu\text{S}/\text{cm}$ -ről 4168 $\mu\text{S}/\text{cm}$ -re; 2476 $\mu\text{S}/\text{cm}$ -ről 2193 $\mu\text{S}/\text{cm}$ -re). A NO_3^- esetében még jelentősebb csökkenést mutattunk ki. A magasabb szennyezettségű klaszter esetében 430 mg/l-ről 286 mg/l-re, míg az alacsonyabb szennyezettségű klaszter esetében 147 mg/l-ről 84 mg/l-re.

4.2.2.3 A hierarchikus klaszterelemzés eredményei

Hierarchikus klaszterelemzéssel meghatároztuk, hogy a vizsgált vízkémiai paraméterek alapján mely kutak kerülnek egy csoportba (48. ábra).



48. ábra. A mintavételi pontok elhelyezkedése alapján Ward eljárással képzett dendrogram a csatornázás előtt (2013) és a csatornázás után (2019).

Mivel a hierarchikus klaszterelemzés nem alkalmas nagy mintaszám kezelésére ezért a csatornázás előtti (2013) és a csatornázást követő 5. év (2019) nyári mintavételeinek eredményeit vontuk be a vizsgálatba. Ugyanakkor az analízis fontos

előnye, hogy nem előre meghatározott klaszterszámmal dolgozik, így a kutak közös jellemzők alapján történő csoportosítása részletesebb képet mutat. A Ward-módszerrel készült dendrogramokat az **48. ábra** mutatja.

A 2013-as eredmények alapján egyértelműen le tudunk határolni egy déli elhelyezkedésű kutakból álló, 12 kutat magába foglaló klasztert (**48. ábra**). A másik domináns klaszter 74%-ban északi elhelyezkedésű kutakat tartalmazott, emellett kialakult egy harmadik klaszter, melynek 5 kútja a település középső részén fekszik (17, 18, 24, 25, 27). Ezeket a kutakat egy átmeneti zónának is tekinthetjük.

A csatornázást követő 5. évben megszűnt ez az egyértelmű különbség a kutak között (**48. ábra**). A két kialakult fő klaszter közül a nagyobb, 25 kutat tartalmazó csoport esetében az északi és déli elhelyezkedésű kutak aránya közel azonos 52% és 48% volt, míg a kisebb, 15 kutat tartalmazó csoport esetében 40% és 60% volt az északi és déli elhelyezkedésű kutak aránya. Az északi és déli kutak közti különbségek csökkenése összefüggésben áll a szennyezettség csökkenésével.

4.2.2.4 A diszkriminancia analízis eredményei

A főkomponens analízissel és a klaszteranalízis segítségével sikeresen kimutattuk a település déli és északi elhelyezkedésű kútjainak különbségét, valamint az időbeli változásokra vonatkozóan is kaptunk új információkat, ugyanakkor a kutak szennyezettségében megmutatkozó jelentős eltérések miatt e módszerekkel nem tudtuk egyértelműen elkülöníteni a csatornázás előtti és utáni állapotot.

Ennek meghatározása érdekében a 4 évre vonatkozó adatsorokat csatornázás előtti (1) és csatornázás utáni (2) kategóriába soroltuk és diszkriminancia analízist végeztünk (**19. táblázat, 49. ábra**). A Wilks-Lambda teszt szignifikáns ($p=0,000$) eredményt mutatott. A keresztellenőrzött értékek 85,6%-a sikeresen lett az eredeti kategóriájába sorolva. Ennek alapján kijelenthetjük, hogy a csatornahálózat kiépítése a talajvízkutak minőségében markáns változásokat eredményezett.

19. táblázat. Diszkriminancia analízis eredménye a csatornázás előtti/utáni állapot alapján.

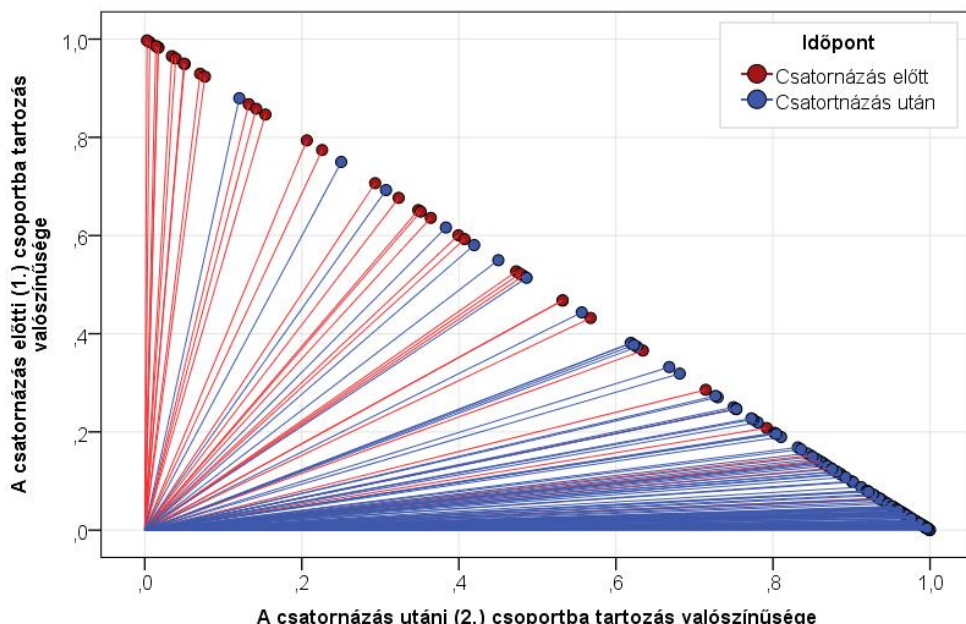
Osztályozási eredmények ^{a,c}

		Csatornázás időpont	Becsült csoporttagság		Összesen
			1	2	
Eredeti	Darab	csatornázás előtt	26	14	40
		csatornázás után	7	113	120
	%	csatornázás előtt	65,0	35,0	100,0
		csatornázás után	5,8	94,2	100,0
Kereszt-validált ^b	Darab	csatornázás előtt	24	16	40
		csatornázás után	7	113	120
	%	csatornázás előtt	60,0	40,0	100,0
		csatornázás után	5,8	94,2	100,0

a. Az eredeti csoportba tartozó esetek 86,9%-a helyesen lett osztályozva.

b. Keresztvalidáció csupán az elemzésben lévő esetekre lett végezve. A keresztvalidáció során minden esetet azon funkciók alapján osztályozunk, amelyeket az adott esetben kívüli összes esetből származtatunk.

c. A keresztellenőrzött csoportosított esetek 85,6%-a helyesen osztályozott.



49. ábra. Diszkriminancia analízis. Csatornázás előtti és utáni kategóriához tartozás valószínűsége.

4.2.3 A talajvíz makro- és mikroelemtartalmának értékelése, változásai

4.2.3.1 Öntözés szempontjából történő értékelés

A 2012, 2018, 2019 évi nyári mintavételezés esetében elvégeztük a minták mikro- és makroelem tartalmának vizsgálatát. Mivel a településen a háztartások túlnyomó részében a talajvizet öntözésre használják, ezért a vízmintákat az öntözés szempontjából is értékeltük, illetve megvizsgáltuk, hogy a 2012-es csatornázás előtti referenciaállapothoz képest a csatornázást követő 4. és 5. évben milyen változások következtek be.

Elmondható, hogy az öntözővizek összetétele annál kedvezőbb, minél kevesebb Na-iont tartalmaznak. A szikesítő hatás szempontjából azonban elsősorban nem a Na-ionok abszolút mennyisége, hanem a többi kationhoz viszonyított részaránya (a víz Na%-a) a meghatározó. Ennek kiszámítása az alábbi összefüggés szerint történik:

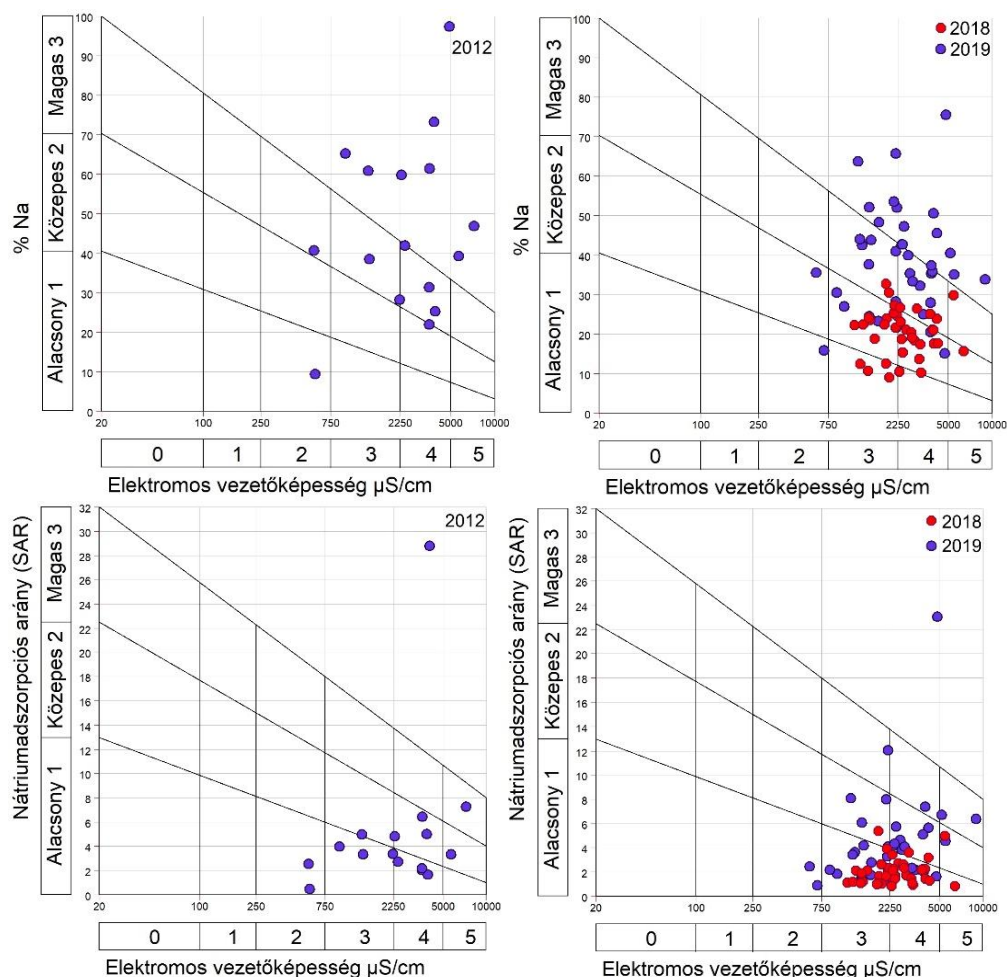
$$Na\% = \frac{Na}{Ca + Mg + Na + K} * 100$$

A víz szikesítő hatásának kifejezésére – a Na% helyett – külföldön a Gapon-egyenletből származó nátriumadszorpciós arányt (*Sodium Adsorption Ratio, SAR*) használják. Ugyanolyan relatív Na-tartalmú, de kétszer olyan össz-sókoncentrációjú víz SAR-értéke – a fele akkora sótartalmú víz SAR-értékének – 1,41-szeresére emelkedik (*Stefanovits et al., 2011*). A vízminták SAR-értékeinek kiszámítását a következő egyenlet alapján végeztük el (*Richards, 1954*):

$$SAR = \frac{Na^+}{\sqrt{(Ca^{2+} + Mg^{2+})/2}}$$

A talajvíz szikesítő hatását a Na%-EC valamint a SAR-EC vonatkozásában értékeltük. Magyarországon az alacsony sótartalmú vizeknél a Na% átlagosan 40-50% körül alakul (Stefanovits *et al.*, 2011).

A csatornázás előtti időszakban Na% egy kút kivételével az összes vizsgált minta esetében a magas, vagy igen magas (70%<) kategóriába került (50. ábra).



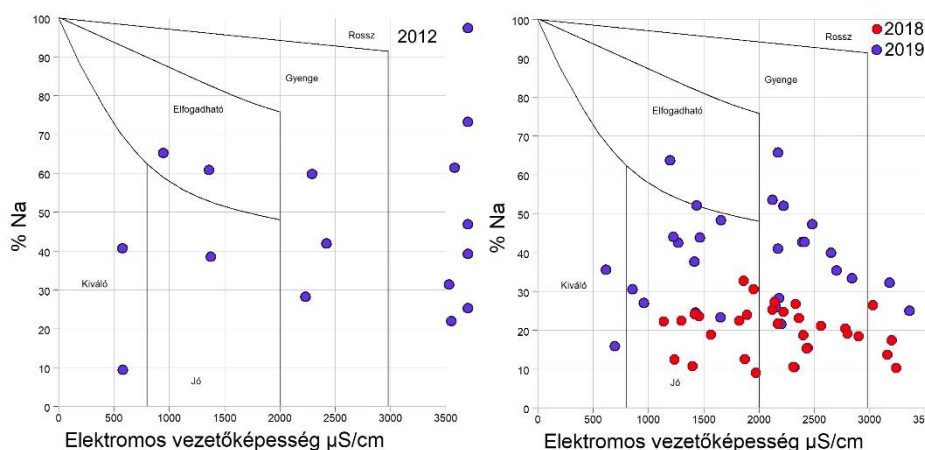
50. ábra. A talajvíz osztályozása a SAR-érték és a Na% alapján (2012, 2018, 2019).

A csatornázást követő időszakban pozitív irányú változásokat mutattunk ki, különösen a 2018-as évre vonatkozóan, amikor a minták csupán 20%-a került a magas kategóriába. A minták 67,5%-a pedig a 40-70 Na% közötti tartományba esett, míg 12,5%-nak esetében 40% alatt alakult a Na%. A 2019-es évben az előző évhez képest negatív irányú változásokat tapasztaltunk, mely az alacsonyabb nyári csapadékmennyiségnek köszönhető. A minták 82,5%-a a „magas”, 70% feletti tartományba tolódtott. A minták 17,5%-a pedig a közepes kategóriába került. Ez az állapot ugyanakkor még mindig kedvezőbbnek tekinthető a csatornázás előtti 2012-es állapothoz képest, ahol mint láttuk a minták 94%-a a magas kategóriában mozgott.

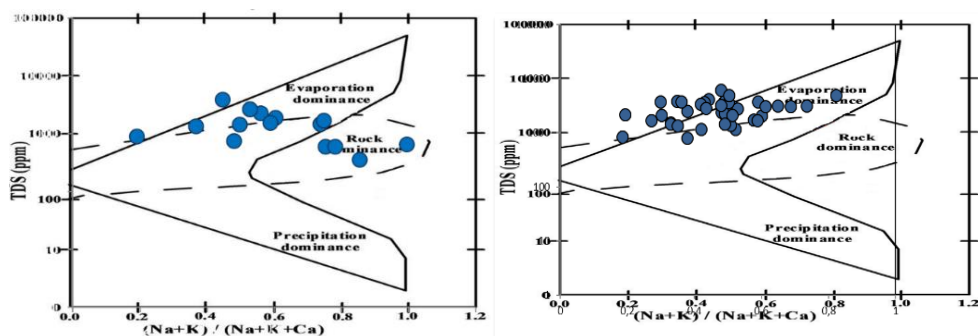
A SAR értékeket az elektromos vezetőképesség függvényében riverside diagramon ábrázoltuk (50. ábra). 2012-ben a talajvízkutak 50%-a alacsony, míg 31%-a közepes nátriumadszorpciós aránnyal rendelkezett. 2018-ban nátriumadszorpciós arány a minták döntő részében (90%) az alacsony 0-12% közötti tartományban mozgott, azonban 2019-ben itt is enyhe negatív változást mutattunk ki (50. ábra).

A nátrium arányának növekedése főként meteorológiai tényezőkre vezethető vissza, hiszen a 2019-es évben a csapadék mennyisége elmaradt az átlagtól. Ezt alátámasztják a TDS és a $(Na+K)/(Na+K+Ca)$ összefüggését ábrázoló Gibbs-diagramok, melyek segítségével meghatározható, hogy a talajvíz kationarányaira milyen tényező gyakorolja a legnagyobb hatás. Míg 2012-ben a minták 63%-ban az „alapkőzet dominanciáját” mutattuk ki, a minták 37%-ában pedig az evaporáció játszotta a legnagyobb szerepet, addig 2019-ben a minták 80%-ában a párolgás volt a domináns folyamat (52. ábra).

A Na% és az elektromos vezetőképesség alapján elvégeztük a Wilcox (1955) szerint történő öntözővíz osztályozást is (51. ábra). Az eredmények alapján a 2012-es évben a kutak 50%-a alkalmatlan volt öntözési célokra és csupán 18%-a került a „jó”, vagy „kiváló” kategóriába. 2018-ban a minták nagyobb arányban (32,5%) kerültek a „kiváló-jó” kategóriákba, míg 67,5%-a „gyenge-rossz” kategóriákba. 2019-ben az arányok nem változtak jelentősen az előbbi bontás tekintetében, ugyanakkor 2 kút vize a „kiváló” egy kút vize pedig az elfogadható kategóriába került.



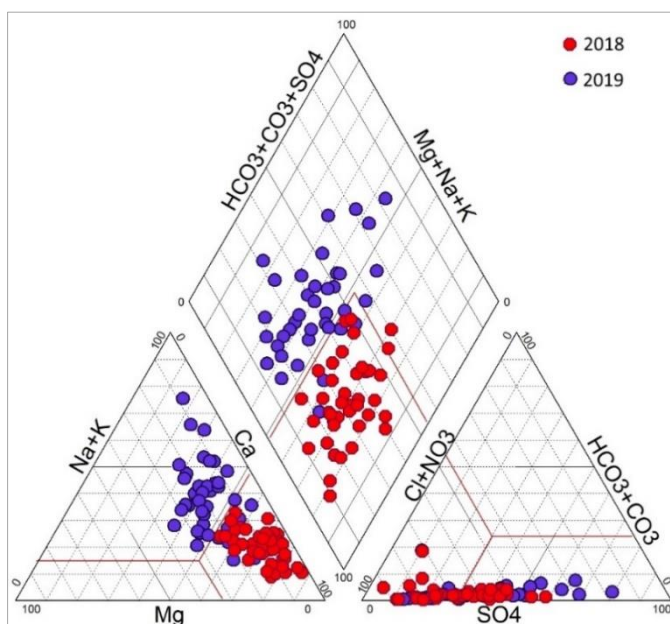
51. ábra. Wilcox diagram ($Na\%$ vs EC) a vizsgált mintavételi kutakban.



52. ábra. Gibbs diagram (kationarány vs. TDS) 2012-ben és 2019-ben.

4.2.3.2 A talajvíz anion és kation összetétele

A 2018 és 2019-es nagymintás mintavételek során a vízminták SO_4^{2-} , Cl^- , HCO_3^- , valamint CO_3^{2-} tartalmát is meghatároztuk. Habár e paraméterek vonatkozásában nem rendelkezünk a csatornázás előtti referenciaértékekkel, ezek bemutatása fontos új információkat tartalmaz. A kation és anion értékeket Piper-diagramon (53. ábra), valamint szemilogaritmikus Schöeller-Berkaloff diagramon ábrázoltuk (54. ábra).



53. ábra. A vízminták kation- és aniontartalma Piper-diagramon ábrázolva.



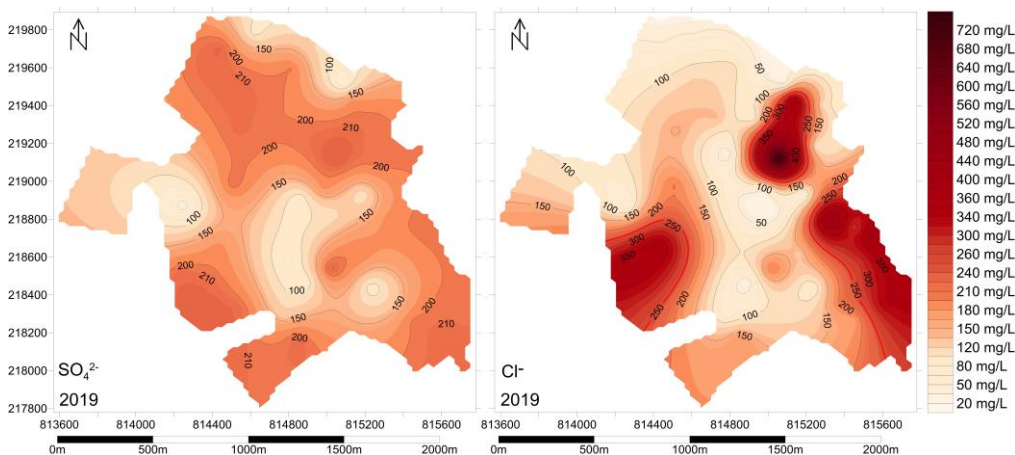
54. ábra. 10 monitoring kút kation és aniontartalma szemilogaritmikus Schöeller-Berkaloff diagramon ábrázolva (2018, 2019).

Piper (1994) hatékony grafikus eljárást javasolt a releváns analitikai adatok elkülönítésére annak érdekében, hogy a vízben oldott összetevők forrásait elkülönítse. Ez az eljárás azon alapszik, hogy a legtöbb természetes víz kationokat és anionokat tartalmaz megfelelő kémiai egyensúlyban. A legelterjedtebb kationok két „alkáli földfém” a kalcium (Ca) és magnézium (Mg), valamint az „alkáli” nátrium (Na). A leggyakoribb anionok közül az egyik „gyenge sav” a hidrogénkarbonát (HCO_3^-) és két „erős sav” szulfát (SO_4^-) és klorid (Cl^-).

A két év eredményei a kationarányok egyértelmű eltolódását mutatják. Míg 2018-ban a talajvíz egyértelműen Ca típusú volt, addig 2019-ben a Ca-Na+K típusba tolódott (53. ábra). A vizek domináns anionjai a 2018-ban és 2019-ben is a $\text{Cl}^- + \text{NO}_3^-$ voltak, ugyanakkor 2019-ben a SO_4^- aránya megnőtt. A piper-diagram kation és anion arányokat együttesen mutató rombusz alakú részén az arányok egyértelmű eltolódását jelzi. Míg 2018-ban a minták 95%-a Ca- $\text{Cl}^- + \text{NO}_3^-$ típusba került, addig 2019-ben csupán 12,5%-a. 2019-ben a minták 87,5%-a a Mg+Na+K és $\text{HCO}_3^- + \text{CO}_3^- + \text{SO}_4^-$ típusba került. A Ca dominanciája fordított ioncserére utal, mely során a Ca a talajvízből származó Na-al cserélődik ki a telített zónában.

A Schöeller-Berkaloff diagramon az áttekinthetőség kedvéért 10 mintavételi pontot ábrázoltuk, melyek elhelyezkedése a település teljes területét lefedi. A vízmintákban a különböző kationok és anionok egymáshoz képest hasonló arányokat mutatnak. Itt is látható, hogy 2018-ban a domináns kation a Ca volt, míg 2019-ben több mintában a Na+K voltak a meghatározó kationok (54. ábra). Az anionok esetében a klorid és a nitrát a meghatározó. Közöttük szignifikáns ($r=0,762$) kapcsolatot mutattunk ki. A klorid a minták 27,5%-ában meghaladta a szennyezettségi határértéket, mely többek között a kommunális szennyvíz hatása.

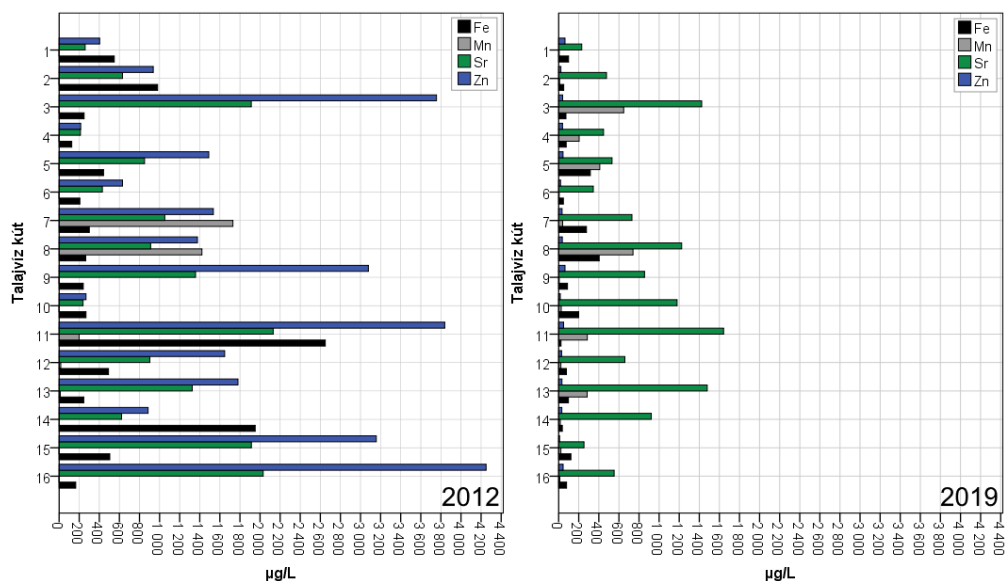
Ezt alátámasztják a Cl^- koncentrációjának igen jelentős területi különbségei is (55. ábra), hiszen amennyiben a klorid geológiai adottságok következtében lenne magas, úgy sokkal homogénebb eloszlást kellene mutatnia. Szignifikáns kapcsolatot ($r=0,588$) mutattunk ki a klorid-ion és szulfát-ion vonatkozásában is. A szulfát esetében nem történt határérték átlépés, viszonylag magas mennyisége és jóval homogénebb területei eloszlása az antropogén hatás mellett geológiai tényezőkkel magyarázható.



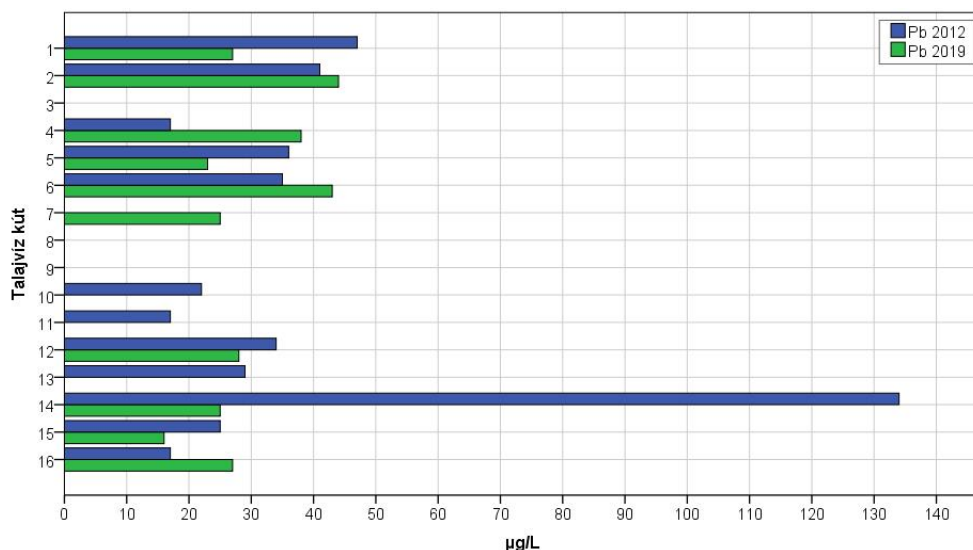
55. ábra. A klorid és a szulfát térbeli eloszlása 2019-ben.

5.3.3.3 A mikroelemek koncentrációjának alakulása a talajvízben

A mikroelemek mennyiségének csatornázás előtti és utáni értékelését a 2012-ben vizsgált 16 kút alapján végeztük el, összehasonlítva ugyanezen kutak 2019-es értékeivel (56. ábra).



56. ábra. Monitoring kutak mikroelem tartalma, 2012 és 2019 nyarán.



57. ábra. Monitoring kutak Pb koncentrációja 2012 és 2019 nyarán.

2012-ben a mintaterületen igen magas Fe koncentrációkat mértünk, a kutak 87%-ban a 200 µg/l határérték feletti koncentráció volt kimutatható. A legalacsonyabb érték 165 µg/l míg a legmagasabb 2649 µg/l, az átlagérték pedig 578 µg/l volt (56. ábra). 2019-ben jelentős, pozitív irányú változásokat tapasztaltunk. Minden kútban igen jelentős koncentrációcsökkenést mutattunk ki, az átlagérték a referenciaérték

kevesebb, mint negyedére, 129 $\mu\text{g/l}$ -re csökkent. A legmagasabb érték 403 $\mu\text{g/l}$, míg a legalacsonyabb érték 24 $\mu\text{g/l}$ volt. A kutak 81%-ában pedig határérték alatt alakult a koncentráció. Az eredmények alátámasztják azt a feltételezésünket, mely szerint a 2012-es magas koncentráció többek között a település rétegvízkeszletének magas vastartalmával magyarázható, mely a szennyvízzel jutott a talajba és talajvízbe. A szennyvízkiáramlás megszűnése, pedig nagyban hozzájárult a vastartalom csökkenéséhez.

A Zn esetében még radikálisabb különbséget mutattunk ki. Míg a Zn koncentrációk átlagértéke szintén magas, 1730 $\mu\text{g/l}$ volt, a legmagasabb értéket a BA16 kútban mértük (4250 $\mu\text{g/l}$), addig 2019-ben 10 és 64 $\mu\text{g/l}$ között alakultak a koncentrációk. A 2012-es 1827 $\mu\text{g/l}$ átlagérték 36 $\mu\text{g/l}$ értékre csökkent.

A Sr értékei 2012-ben igen szoros ($p=0,961$) korrelációt mutattak a Zn értékekkel, melyet a 2019-es évben a Zn radikális csökkenése miatt azonban már nem tapasztaltunk szignifikáns összefüggést. A Sr átlagértéke 2012-ben 989 $\mu\text{g/l}$ volt, amely 2019-re 809 $\mu\text{g/l}$ -re csökkent. A stroncium az általunk vizsgált szennyvíznek a környezetében nem mutatott kiugró értéket, így arra következtetünk, hogy a magas értékek a műtrágyázásra vezethetők vissza, ugyanis a szuperfoszfát és kalcium-cianamid műtrágyákban jelentős mennyiségű stroncium található (Senesi *et al.*, 1983).

2012-ben a Mn koncentrációja a 7. és 8. kútban rendkívül magas, 1500 $\mu\text{g/l}$ felett alakult, ugyanakkor a kutak 62%-ában nem mutattuk ki még minimális mennyiségben sem. 2019-ben már minden kútban kimutatható mennyiségben volt jelen, emellett a kutak 37,5%-ában meghaladta az 50 $\mu\text{g/l}$ ivóvízre vonatkozó egészségügyi határértéket.

A toxikus nehézfémek közül a króm a kobalt és a nikkell koncentrációja is határérték alatt maradt. A Pb koncentrációja 2012-ben a kutak 80%-ában a 10 $\mu\text{g/l}$ határérték felett alakult a BA14 kútban meghaladta a 100 $\mu\text{g/l}$ értéket (57. *ábra*). 2019-ben a kutakban jellemzően alacsonyabb Pb tartalmat mértünk, a kutak 62,5%-ában alakult határérték felett, a legmagasabb érték pedig 44 $\mu\text{g/l}$ volt. A szennyvíznek a körüli vizsgálataink során az akna környezetében nem mutattunk ki magas Pb tartalmat, így annak megemelkedett koncentrációja nem a szennyvízkiáramlás következménye. A magas Pb tartalom a műtrágyázásra vezethető vissza, ugyanis szignifikáns kapcsolatot ($r=0,723$) találtunk a Pb-Sr vonatkozásában, mely azzal magyarázható, hogy a műtrágyagyártás során felhasznált anyagok következtében a műtrágya ólommal szennyeződik (Kádár, 2007).

4.2.4 A talajvízminőség változások értékelése vízminőség indexek alapján

Mivel a fentiekben leírt vízminősítés elsősorban a szakemberek számára jelent fontos információt, a laikusok, a döntéshozók már nem biztos, hogy igényt tartanak ilyen szintű analízisre, így szükséges az egyes paraméterek közötti bonyolult kapcsolat leegyszerűsítése, oly módon, hogy a szennyezettség állapotáról mégis viszonylag pontos képet kapjanak. Erre nyújtanak lehetőséget a vízminőség indexek. Mindhárom mintavételi időpont esetében a vízmintákat minőségük alapján egy 1-től 5-ig terjedő skálába soroltuk, ahol 1 a legjobb, 5 a legrosszabb minősítést jelenti. Mivel a C_d index esetében csupán 4 kategória létezik, ezért ott létrehoztunk a legkevésbé szennyezett kutak kimutatása érdekében egy újabb „kiváló” kategóriát. A minősítés eredményeit a **20. táblázat** tartalmazza.

20. táblázat. A vízminták kategorizálása a vízminőség indexek alapján.

	2013			2017			2018			2019		
Kategória	WQS	Cd	CCME	WQS	Cd	CCME	WQS	Cd	CCME	WQS	Cd	CCME
1	0	0	0	0	1	1	0	1	1	1	1	1
2	0	3	3	12	6	5	5	6	4	11	4	6
3	4	9	5	14	13	12	11	12	11	9	14	13
4	8	10	17	5	9	13	12	11	15	6	8	8
5	28	18	15	9	11	9	12	10	9	13	13	12
Össz.	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40

A csatornázás előtti 2013-as mintavétel esetében 1-es „kiváló” kategóriába egyetlen vízminta sem került, a 2. „jó” kategóriába a C_d és a $CCME_{wqi}$ esetében egyaránt 3 minta került, míg a WQS alapján egyetlen vízminta sem került a 2. kategóriába. A település talajvízkészletének erőteljes elszennyeződését jól mutatja, hogy a 4-5 „szennyezett – erősen szennyezett” kategóriákba a WQS alapján a talajvízkutak 90%-a, a C_d alapján a kutak 70%, míg a $CCME_{wqi}$ alapján a kutak 80%-a került.

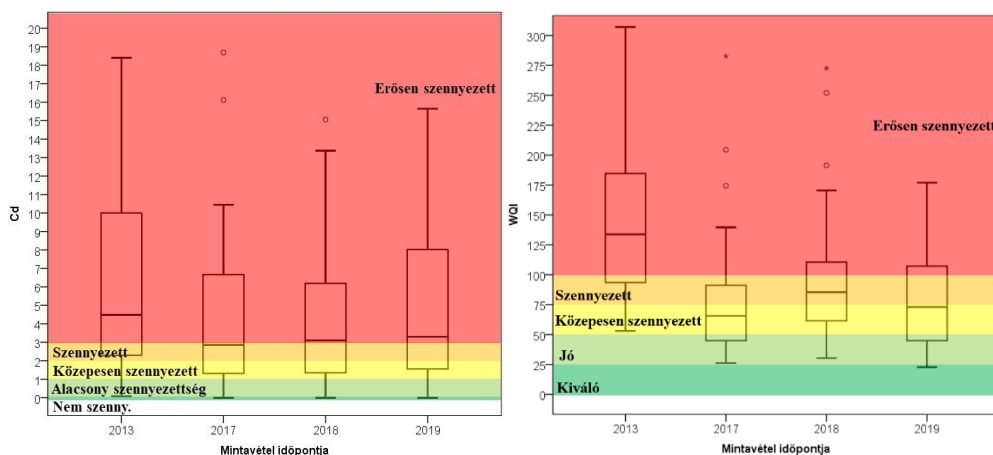
2017-ben, 3 évvel a csatornázást követően jelentős változások figyelhetők meg. Mindhárom index esetében jelentősen lecsökkent a legszennyezettebb mintákat jelző 5. kategóriába tartozó kutak száma, míg a 2. (jó) és 3. (elfogadható) kategóriába tartozó minták száma megemelkedett. A WQS esetében a két kategóriában 4-ről 26-ra, a C_d esetében 12-ről 19-re, míg a $CCME_{wqi}$ esetében 8-ről 17-re nőtt a két kategóriába (2, 3) tartozó kutak száma a referencia évhez képest. A C_d és $CCME_{wqi}$ esetében pedig 1-1 kút a legjobb 1-es kategóriába került.

A 2018-as évben jelentős mértékű változást a C_d és a $CCME_{wqi}$ alapján nem mutattunk ki. A WQS esetében azonban jelentősen lecsökkent a 2. kategóriába tartozó kutak száma, míg a 4. kategóriában növekedést tapasztaltunk.

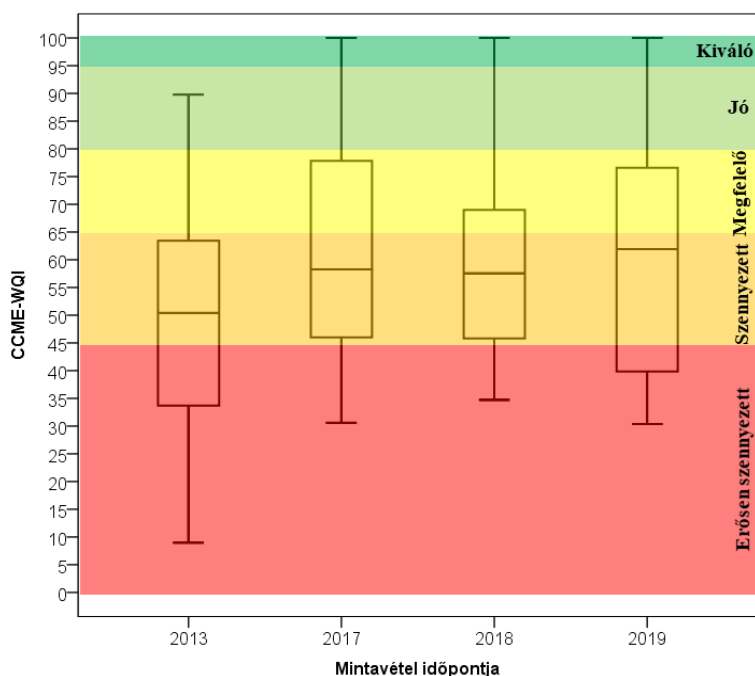
A 2019-es évben 2018-hoz képest a legjelentősebb változás, hogy a 4. kategóriába tartozó kutak száma mindhárom index esetében lecsökkent, ezzel párhuzamosan megnőtt az 5. kategóriába tartozó kutak száma. Ezek száma ugyanakkor továbbra is elmarad a csatornázás előtti állapothoz képest. A 2-3 kategóriába tartozó kutak száma pedig mindhárom index esetében 50% körül alakul, szemben a 2013-as 10-30% közti értékekkel.

Azért, hogy a szennyezettség fokáról részletesebb képet kapjunk, boxplot diagramon ábrázoltuk az egyes kutak vízminősítés során kiszámolt értékeit (**58, 59. ábra**). A WQS és a C_d indexek esetében az alacsonyabb érték jobb vízminősítést jelez, míg a $CCME_{wqi}$ esetében a százaskálán minél magasabb az érték, annál jobb a vízminőség.

Mindhárom index átlagértékeinek, minimum és maximumértékeinek változásai a vizek minőségében bekövetkező pozitív változásokat jelzi (**21. táblázat**). A WQI esetében a csatornázás előtti 156,76 átlag 2019-re 87,16-ra csökkent. A $CCME_{wqi}$ esetében közel 10%-os emelkedéssel az átlagérték 50,17-ről 59,55-re emelkedett. A maximumérték minden csatornázást követő évben 100, mely azt mutatja, hogy egy vizsgált paraméter esetében sem történt határérték túllépés.



58. ábra. A WQI és C_d értékek alakulása a csatornázást megelőző (2013) és azt követő években (2017, 2018, 2019).



59. ábra. A $CCME_{wqi}$ értékek alakulása a csatornázást megelőző (2013) és azt követő években (2017, 2018, 2019).

Annak megállapítása érdekében, hogy a csatornázás előtti és azt követő időszak eredményei elkülöníthetőek-e egymástól, az eredményeket diszkriminancia analízisnek vetettük alá. A Wilks-Lambda teszt szignifikáns ($p=0,000$) értéket mutatott. A keresztellenőrzött értékek 75,6%-át sikeresen kategorizáltuk be a megfelelő kategóriába (22. táblázat). Ez elmarad a paraméterek esetében elvégzett vizsgálat 86,9 %-os értékétől, amely a kevesebb változóval magyarázható. A minták több mint kétharmad részének helyes meghatározása azonban itt is jelzi a két időszak közötti jelentős különbséget.

21. táblázat. Az indexértékek leíró statisztikája.

Index/Év	Átlag	Minimum	Maximum	Szórás
WQI/2013	156,76	53,10	541,87	94,05
WQI/2017	78,89	26,20	282,74	51,76
WQI/2018	103,33	30,31	403,79	72,12
WQI/2019	87,16	22,74	368,11	61,23
Cd/2013	6,41	0,07	18,4	4,89
Cd/2017	4,75	0,00	26,40	5,48
Cd/2018	4,34	0,00	15,06	3,97
Cd/2019	5,38	0,00	21,31	5,06
CCME/2013	50,17	8,97	89,78	19,96
CCME/2017	61,35	30,58	100,00	19,67
CCME/2018	59,97	34,73	100,00	16,88
CCME/2019	59,55	30,36	100,00	19,87

22. táblázat. A diszkriminancia analízis eredménye a csatornázás előtti/utáni állapot alapján.

Osztályozási eredmények^{a,c}

		Csatornázás időpont	Becsült Csoporttagság		Összesen
			1	2	
Eredeti	Darab	Csatornázás előtt	8	32	40
		Csatornázás után	6	114	120
	%	Csatornázás előtt	20,0	80,0	100,0
		Csatornázás után	5,0	95,0	100,0
Kereszt-validált ^b	Darab	Csatornázás előtt	8	32	40
		Csatornázás után	7	113	120
	%	Csatornázás előtt	20,0	80,0	100,0
		Csatornázás után	5,8	94,2	100,0

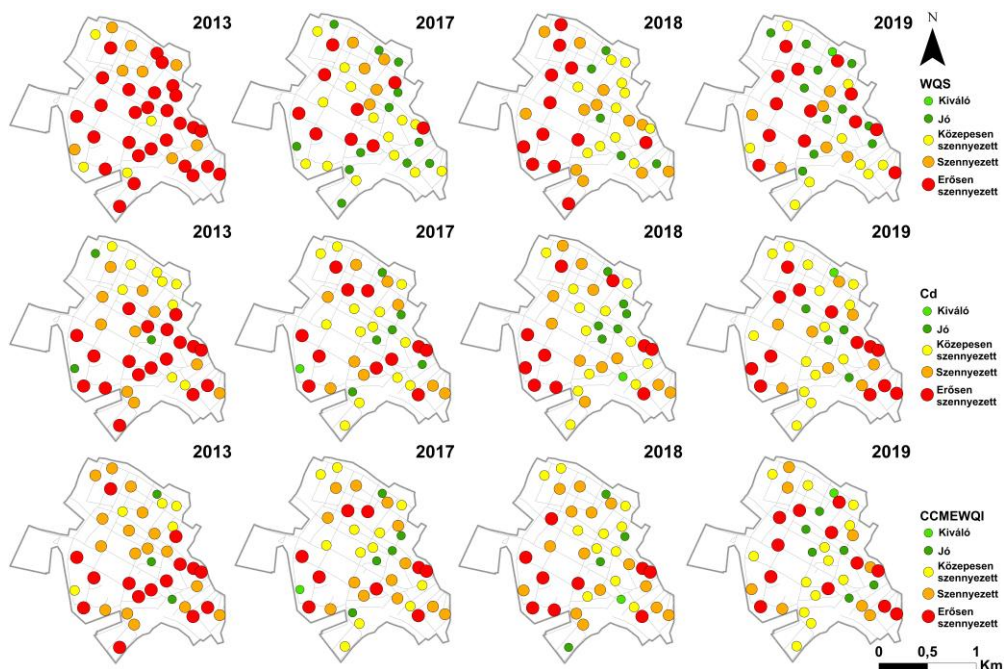
a. Az eredeti csoportosított esetek 76,3%-a helyesen osztályozott.

b. Keresztvalidáció csupán az elemzésben lévő esetekre lett végezve. A keresztvalidáció során minden esetet azon funkciók alapján osztályozunk, amelyeket az adott eseten kívüli összes esetből származtatunk.

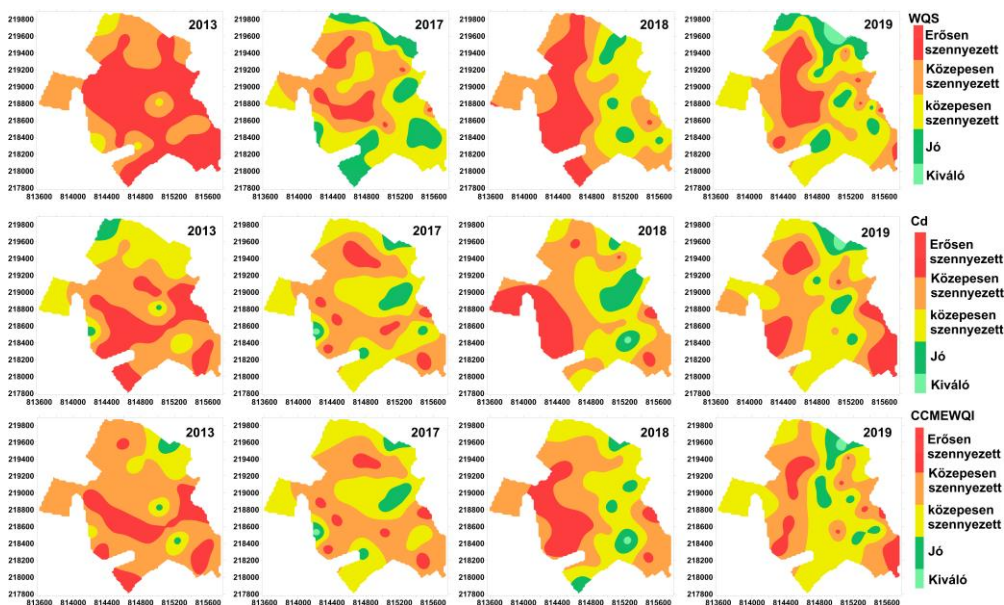
c. A keresztellenőrzött csoportosított esetek 75,6%-a helyesen osztályozott.

Annak érdekében, hogy a szennyezettség fokának térbeli alakulását feltárjuk és szemléltessük (amely az indexek egyik előnye) az egyes kutakra vonatkozó értékeket tematikus térképeken is ábrázoltuk (**60. ábra**). Az 5 felállított kategóriához szinkódot rendeltünk. Mivel nagyszámú minta állt rendelkezésre, ezért elkészítettük a szennyezés mértékének interpolált térképeit is (**61. ábra**).

A tematikus térképek alapján megállapíthatjuk, hogy 2013-ban mindhárom index a település belső illetve déli részein mutatta a legnagyobb szennyezettséget, míg a település északi területei kevésbé voltak szennyezettek. A fő különbségek az erősen szennyezett területek kiterjedésében mutatkoztak (WQS vs. C_d és $CCME_{wqi}$).



60. ábra. A vízminőség indexek alakulása a csatornázást megelőző (2013) és azt követő években (2017, 2018, 2019).



61. ábra. A szennyezettségi indexek alakulása a csatornázást megelőző (2013) és azt követő években (2017, 2018, 2019).

2017-ben látványosan csökkent a vörös színkóddal jelölt területek aránya. A település belső területein a szennyezettség foka a 4-5 kategóriából 3-4 kategóriára csökkent. Mindhárom index esetében megjelent a település É-i középső és D-i területein is változó nagyságban a „jó” vízminőségi állapot. E területek kiterjedése a

WQS esetében a legnagyobb, míg a C_d és a $CCME_{wqi}$ esetében kisebb kiterjedést határoztunk meg. A leglátványosabb különbség a WQS-hez képest a település DK-i részén mutatkozik. A két index esetében nagyon hasonló kép rajzolódik ki mind a 4 vizsgált évben.

2018-ban a település nyugati része mindhárom index alapján ismét erőteljesen szennyezettnek tekinthető, ugyanakkor a középső és keleti részek jelentős kiterjedésben alacsonyabb szennyezettséget (közepes és jó) mutattak mindhárom index esetében. 2019-ben a 2018-as állapothoz képest vízminőség javulás figyelhető meg, jellemzően a Ny-i területek tisztulását mutattuk ki. A település teljes területén átfutó É–D-i irányú alacsony szennyezettséget mutató sáv kiterjedése pedig mindhárom index esetében növekedett.

Azért, hogy megállapítsuk az indexek közötti kapcsolat erősségét, SPSS 22-ben korrelációs vizsgálatokat végeztünk (**23. táblázat**). Az eredmények alapján megállapítottuk, hogy mindhárom index között szignifikáns ($p > 0,01$) kapcsolat áll fenn. A legkevésbé szoros kapcsolat a C_d -WQS között ($r = 0,552$), míg a legszorosabb kapcsolat ($r = 0,853$) a $CCME_{wqi}$ - C_d között volt kimutatható.

23. táblázat. A vízminőség indexek korrelációs mátrixa 4 év adatai alapján.

Korreláció	WQS	C_d	$CCME_{wqi}$
WQS	1		
C_d	0,552	1	
$CCME_{wqi}$	0,565	0,853	1

A korreláció szignifikanciaszintje: 0,01

A vízminták kategorizálását követően kiszámoltuk, hogy a különböző indexek mekkora különbséggel kategorizálják be ugyanazt a mintát (**24. táblázat**).

24. táblázat. Kategóriák közti különbségek 4 év vonatkozásában.

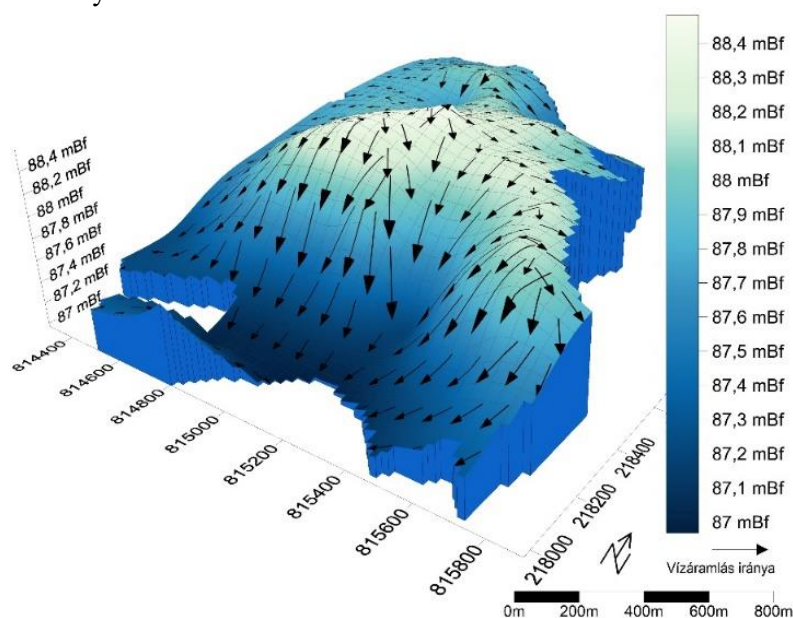
Különbség	WQS- C_d	WQS- $CCME_{wqi}$	C_d - $CCME_{wqi}$
	kutak száma	kutak száma	kutak száma
0	70	71	115
1	40	37	19
-1	21	30	23
2	12	7	2
-2	16	12	1
3	0	3	0
-3	1	0	0
4	0	0	0
-4	0	0	0
Összesen:	160	160	160

A vizsgálat során nem különítettük el a 4 évre vonatkozó adatokat egymástól, azokat egy adathalmazként kezeltük. Az eredmények azt mutatják, hogy az indexek közötti különbség az esetek túlnyomó többségében maximum ± 2 az ötfokú skálán. A 160 esetből csupán 4 alkalommal fordult elő, hogy a különbség ± 3 volt. A WQS- C_d

esetében az esetek 81,6%-ában -1,0,+1 eltérést mutattunk ki. Ugyanez a WQS-CCME_{wqi} esetében 85,8%, míg a CCME-Cd esetében 99,2%. A CCME_{wqi}-Cd esetében a kutak 72,5%-a került ugyanabba a kategóriába.

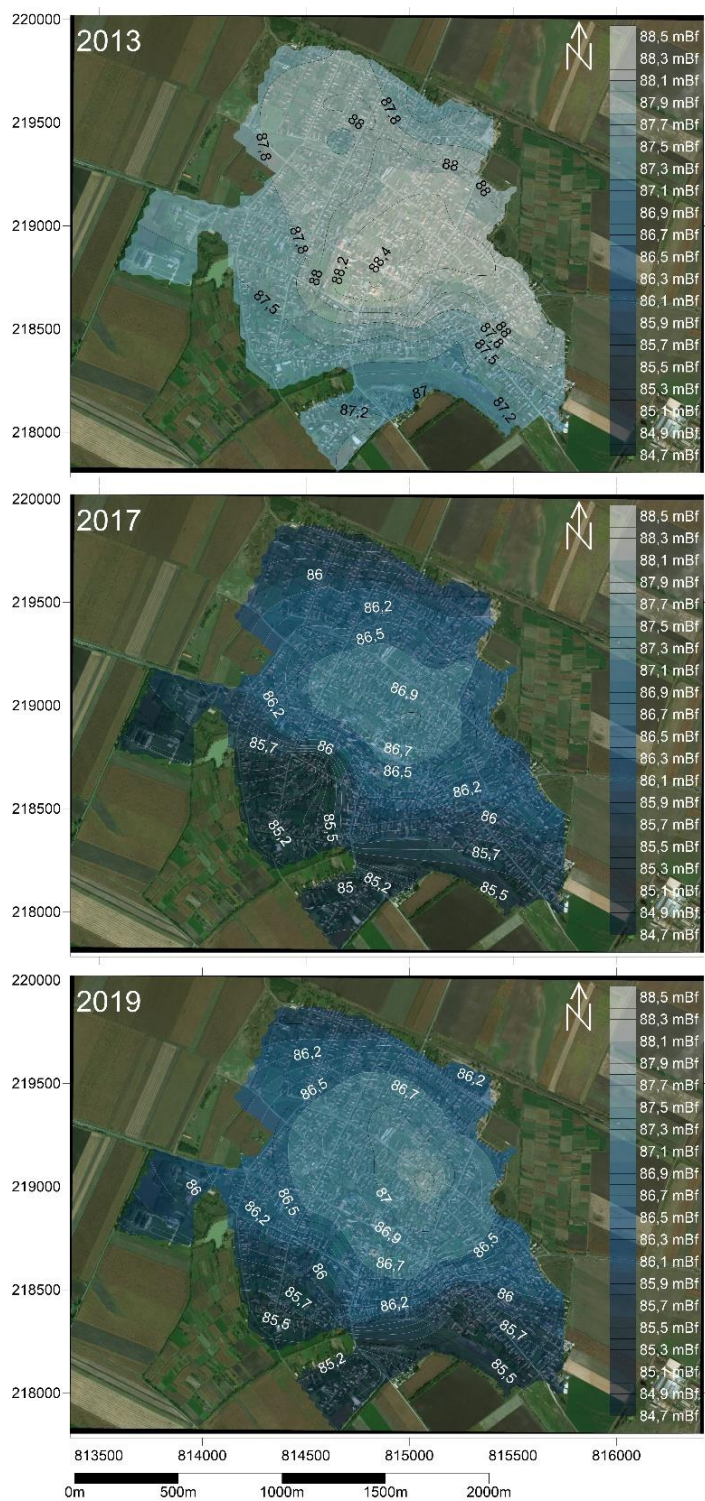
4.3 A talajvízszintben bekövetkező változások a csatornázást követő időszakban

A 2013-as nagymintás mintavételezés időpontjában a talajvízszint tengerszint feletti magassága 88,51 mBf és 86,48 mBf között alakult (62. *ábra*). A felszín magasságviszonyait követve a talajvíz szintje település belső részein húzódott legmagasabban, míg a legmélyebb részek a település déli területei voltak. A szintkülönbség igen jelentős, 2 métert meghaladó volt (62. *ábra*). A talajvízszintben kimutatható szintkülönbségek nagyfokú hasonlóságot mutatnak a 2011-2012-ben mért vízszintekkel, valamint a csatornázás előtti más időpontokban végzett mérési eredményekkel. A talajvízáramlás iránya szintén a déli elhelyezkedésű elhagyott folyómeder irányába mutat.

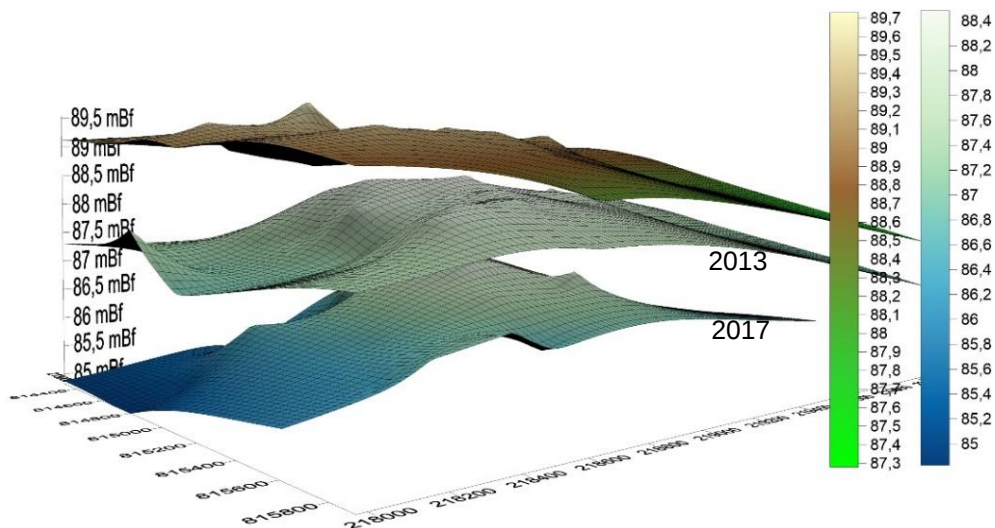


62. *ábra.* A talajvízszint (mBf) alakulásának és a talajvízáramlás irányának 3D-s blankolt modellje 2013-ban.

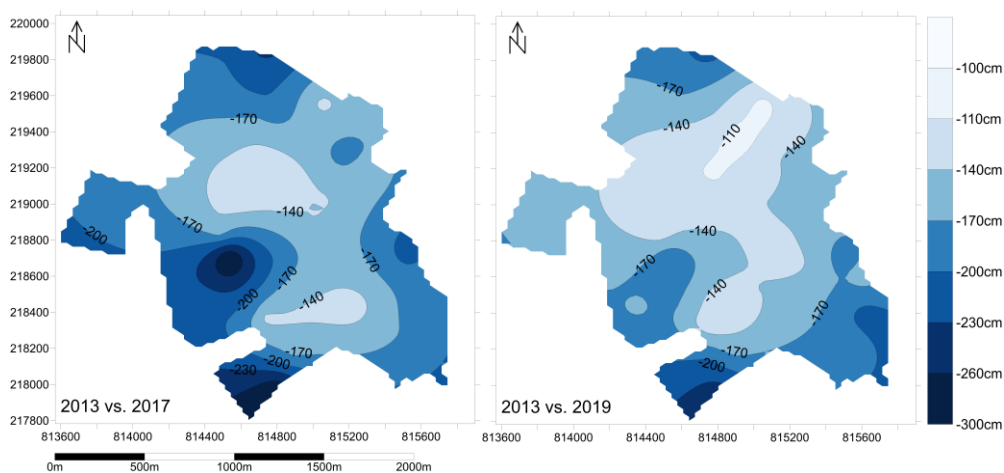
A csatornázást követő időszakban jelentős változások következtek be. A talajvíz szintje erőteljes süllyedést mutatott (63, 64, 65. *ábra*). A 2013-as talajvízszint átlagos értéke (87,82 mBf) 2017-re 86,09 mBf-re míg 2019-ben 86,34 mBf-re csökkent. A vízszintcsökkenés átlagos mértéke tehát 1,5-2 méter volt. Ez a jelentős mértékű vízszintcsökkenés nem magyarázható a csapadékviszonyokban bekövetkező változásokkal, hiszen a NAIK Erdészeti Kutatóintézet mérései alapján a csatornázást követő időszak nem volt szárazabb a korábbi éveknél (9. *ábra*). A vízszintcsökkenés oka egyértelműen a szennyvízkiáramlás megszűnésével magyarázható, hiszen mint azt a 4.4 fejezetben részletesebben is kifejtjük, a szigeteletlen szennyvízknákból kiáramló szennyvíz jelentős talajvízszint emelkedést eredményezett.



63. ábra. A talajvízszint (mBf) alakulása a csatornázás előtt (2013) és azt követően (2017, 2019).



64. ábra. A felszín és a talajvízszint (mBf) alakulásának 3D modellje 2013-ban a csatornázás előtt és azt követően 2017-ben.



65. ábra. A csatornázás előtti referencia év (2013) és a csatornázást követő évek (2017, 2019) talajvízszintjének különbségtérképei.

A talajvízszint átlagértékeiben bekövetkező változások mellett, egy másik érdekes tendenciát is kimutattunk: nőtt a település belső területén elhelyezkedő, magas vízzinttel és a déli, alacsony vízzinttel jellemezhető kutjainak vízzintjei közötti különbség. Míg 2013-ban a mért minimum és maximum vízzint között 1,53 méter volt a különbség, addig ez 2017-re 2,29 méterre nőtt, míg 2019-re 2,15 méteren alakult. Véleményünk szerint ez a különbség azzal magyarázható, hogy a háztartásokban kiáramló szennyvíz a település vízzintjét kiegyenlítettebbé tette. A legalacsonyabban fekvő területeken a szennyvízkiáramlás miatt fellépő duzzasztó hatás még erőteljesebben jelentkezett, mint a magasabban fekvő helyeken, így a természetes állapotba való visszaálláskor ott még jelentősebb volt a kutak vízzintjének csökkenése.

A vízsztintváltozások és a csatornázás közötti kapcsolatot különböző statisztikai vizsgálatokkal is alá kívánjuk támasztani. Korrelációs számításokat végeztünk az évek, valamint a csatornázás előtti/utáni állapot és a talajvízszint között. Mindkét esetben szignifikáns, erős negatív korrelációs kapcsolatot mutattunk ki (**25. táblázat**).

Wilcoxon tesztel igazoltuk, hogy a három év adatsoraiban mutatkozó különbségek mögött egyértelmű háttér folyamat áll, az adatsorok közti különbség nem a „véletlen műve” (**26. táblázat**). Miután a kutak vízsztintadatait két csoportra (csatornázás előtt, csatornázás után) osztottuk, diszkriminancia analízissel vizsgáltuk az adatok alapján történő helyes besorolás mértékét. A vízsztint adatok alapján a keresztvalidált értékek 94,2%-os pontossággal kerültek meghatározásra (**27. táblázat**).

25. táblázat. Korreláció az évek, valamint a csatornázás előtti/utáni állapot vonatkozásában.

Korreláció vízsztint (mBf)	
Év (2013 vs.2017-2019)	-0,699**
Időpont (csatornázás előtt vs. csatornázás után)	-0,812**

**A korreláció szignifikanciasztje: 0,01

26. táblázat. Wilcoxon-féle előjeles rangösszeg próba eredménye.

Teszt Statisztika^a

	Vízsztint (2017) vs. Vízsztint (2013)	Vízsztint (2018) vs. Vízsztint (2013)	Vízsztint (2018) vs. Vízsztint (2017)
Z	-5,303 ^b	-5,232 ^b	-2,898 ^c
Asymp. Sig. (2-tailed)	,000	,000	,004

a. Wilcoxon-féle előjeles rangösszeg próba.

b. Pozitív rangok alapján.

c. Negatív rangok alapján.

27. táblázat. Diszkriminancia analízis eredménye a csatornázás előtti/utáni állapot alapján.

Osztályozási eredmények^{a,c}

		Csatornázás Időpont	Becsült Csoporttagság		Összesen
			1	2	
Eredeti	Darab	Csatornázás előtt	43	4	47
		Csatornázás után	3	70	73
	%	Csatornázás előtt	91,5	8,5	100,0
		Csatornázás után	4,1	95,9	100,0
Kereszt- validált ^b	Darab	Csatornázás előtt	43	4	47
		Csatornázás után	3	70	73
	%	Csatornázás előtt	91,5	8,5	100,0
		Csatornázás után	4,1	95,9	100,0

a. Az eredeti csoportba tartozó esetek 94,2%-a helyesen lett osztályozva.

b. Keresztvalidáció csupán az elemzésben lévő esetekre lett végezve. A keresztvalidáció során minden esetet azon funkciók alapján osztályozunk, amelyeket az adott eseten kívüli összes esetből származtatunk.

c. A keresztellenőrzött csoportosított esetek 94,2%-a helyesen osztályozott.

A lakosság visszajelzései a talajvíz szintjében bekövetkező változásokat visszaigazolni látszanak. A település területén számos fa száradt ki a nyári időszakban, többen pedig a házfalak megrepedésére panaszkodtak. Ezek a folyamatok jelenleg csak egyéni megfigyelésekre alapoznak, tudományos vizsgálat ezt még nem követte, ugyanakkor kiemelten fontosnak tartjuk a szennyvízberuházások esetleges negatív hatásainak nyomon követését is.

4.4 Egy szigeteletlen szennyvízakra talajvíz minőségre gyakorolt hatásának vizsgálata

Szakirodalmi adatok alapján megállapítottuk, hogy települési környezetben a legjelentősebb lokális szennyezőforrás a háztartásokban keletkező szennyvíz, melyet szigeteléssel nem rendelkező leürítőkben tárolnak. A településen található szennyvízárkat a magyarországi gyakorlatnak megfelelően úgy készítették, hogy azok ne szigeteljenek teljesen, hanem az akna oldalán, alján a szennyvíz elszívárogasson, így spórolva meg a szennyvíz elszállításának költségeit (4. ábra). Emellett fontos megjegyeznünk, hogy a csatornahálózat kiépítéséig a település határában történő illegális szennyvízkiürítés igen jelentős mértékű volt. Ezt adatokkal nem tudjuk alátámasztani, csak empirikus tapasztalatokra hagyatkozhatunk.

A szennyvízárakból kiáramló szennyvíz talajvízre gyakorolt hatását egy a település központjában lévő, saját háztartásunkban található szennyvízárak vizsgálataival kívántuk értékelni.

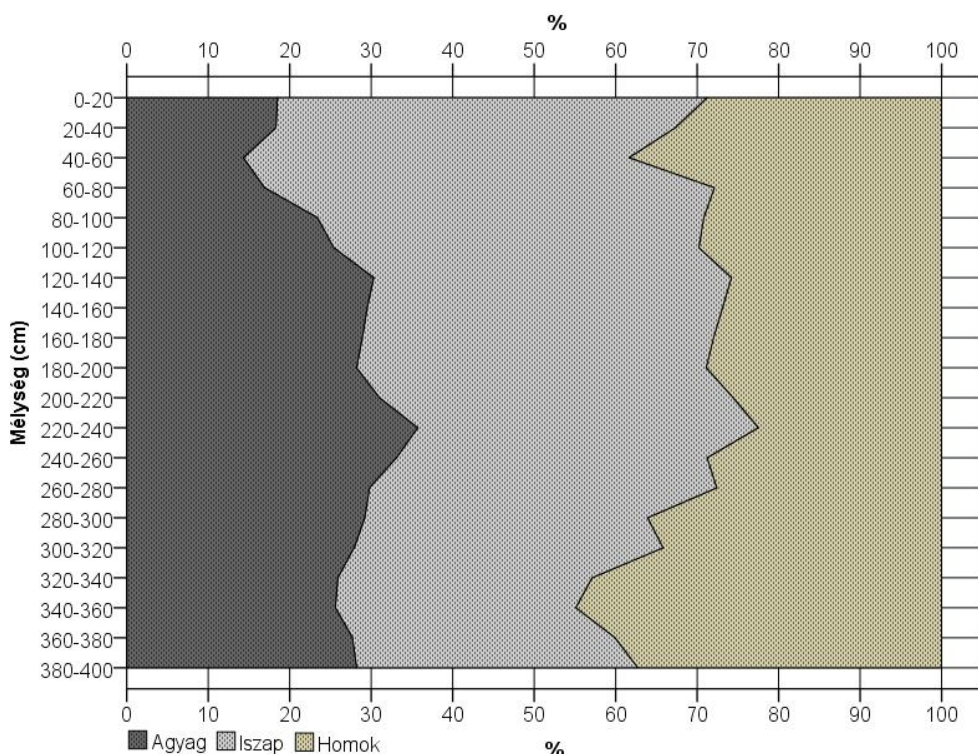
A négy fős háztartás éves vízfogyasztása jellemzően 180 m³ körül alakult, melyből nagyjából 85-90 m³ szennyvizet szállítottak el. A szennyvízszállítást általában havonta végezték, azonban a nyári hónapokban nem volt szükség szennyvízszállításra. Az akna ilyenkor is tele volt, valamint a háztartás vízfogyasztása is nagyobb volt a téli időszakokhoz képest. A nyári időszakban lecsökkenő talajvízszint következtében a szennyvíz folyamatosan tudott kiáramlani, ezzel szemben az ott lakók hosszabb távú megfigyelései alapján a csapadékosabb időszakokban viszont gyakrabban kellett szippantani, mert a felszínhez közel húzódó talajvíz gátolta a kiáramlást, valamint beáramlott az aknába. Az akna működési időszakában tehát a szennyvíz és a talajvíz dinamikus kapcsolatban állt egymással. Az állatok itatására kb. 10 m³ víz fogyott, melynek egy része ugyan visszajutott a talajba, azonban nem az aknán keresztül, ezért ezt a mennyiséget nem számoltuk az elszívárgó szennyvízhez. A háztartás vízfogyasztási és szennyvízszállítási adatait vizsgálva megállapítottunk, hogy éves szinten hozzávetőlegesen 75-80 m³ szennyvíz szivárog a talajba, talajvízbe. Ez napi mennyiségre levetítve 220-230 liter elszívárgó szennyvizet jelent, ami komoly terhelésnek számít.

A 2012 óta zajló vizsgálatok kezdetén 10 monitoring kutat alakítottunk ki az akna 25 méteres környezetében, melyekből évszakos vízmintavételezés történt. 2012-ben a BA1 és BA5 monitoring kutak kialakításakor 20 cm-ként talajmintát vételeztünk, 2019-ben pedig a BA6 monitoring kutat volt szükséges újból kialakítani, ekkor 4 méter mélységig történt a 20 cm-kénti mintavételezés. Ebben a fejezetben a talaj-, és vízvizsgálati eredményeket mutatjuk be és értékeljük, különös tekintettel a szennyvízárak 2014-es megszüntetését követő változásokra.

4.4.1 Talajtani vizsgálatok – a kiáramló szennyvíz hatása a talajra

4.4.1.1 Talajtextúra és a szivárgási tényező a mintaterületen

A Köhn-féle ülepítéssel meghatározott textúra alapján a fúrásszelvényben a finom szemcsefrakciók ($<0,02$ mm) az uralkodók, az agyag és iszapfrakció együttes aránya a 60-280 cm-es zónában 70%-feletti, és csupán a szintek 10%-ban alacsonyabb, mint 60% (66. ábra). Az agyagtartalom a felső 80 cm kivételével 20% feletti, a 200-280 cm-es zónában pedig meghaladja a 30%-ot. A homokfrakció a 300-400 cm-es zónában emelkedik meg jelentősebben, 35% fölé. A fizikai talajféleség a szintek döntő részében agyagos vályog (60%) és vályog (25%). Az eredmények alapján meghatároztuk a Zamarin-féle szivárgási koefficiens, melynek értékei 1.23×10^{-7} m·s⁻¹ és 5.20×10^{-7} m·s⁻¹ között alakulnak (Zamarin, 1928).



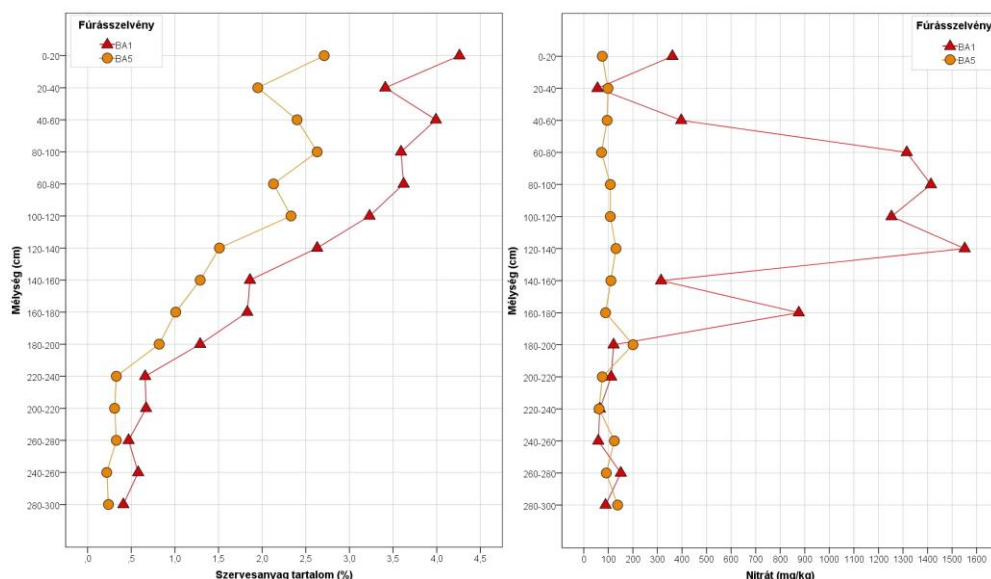
66. ábra. A szennyvízaktól 1 méter távolságra található BA6 monitoring kút fúrásszelvényének textúrája.

4.4.1.2 A talaj szervesanyag-, és nitráttartalma a mintaterületen

A talaj szervesanyag-tartalmát az aknához legközelebb eső (BA1) és az attól legtávolabb található (BA5) fúrásszelvényekben vizsgáltuk 2013-ban (67. ábra). Az akna melletti fúrásszelvényben átlagosan 40%-kal magasabb szervesanyag tartalmat mutattunk ki a legtávolabbi fúrásszelvény szervesanyagtartalmához képest. Ez a jelentős különbség az egymástól mindössze 25 méterre található szelvények között feltehetően a szennyvízaktából származó szerves anyag akkumulációjával hozható

összefüggésbe, mivel természetes körülmények között valószínűleg nem lenne szignifikáns különbség a két fúrásszelvény között.

A két fúrásszelvény nitráttartalma között szintén jelentős különbséget mutattunk ki (67. ábra). Az aknától távol eső BA5 fúrásszelvényben a koncentráció vertikális alakulása viszonylag egyenletesnek mondható, az értékek 62-203 mg/kg között alakulnak. Ezzel szemben a BA1 szelvényben a 40-200 cm-es szakaszban kirajzolódik a nitrátfelhalmozódás maximuma, mely a 120-140 cm-es szintben meghaladja a 1500 mg/kg értéket. A 200 cm-es szint alatt már nem mutattunk ki magasabb koncentrációkat, ugyanakkor várhatóan a jövőben a nitrát kimosódása következtében e szint alatt is megemelkedik a koncentráció.



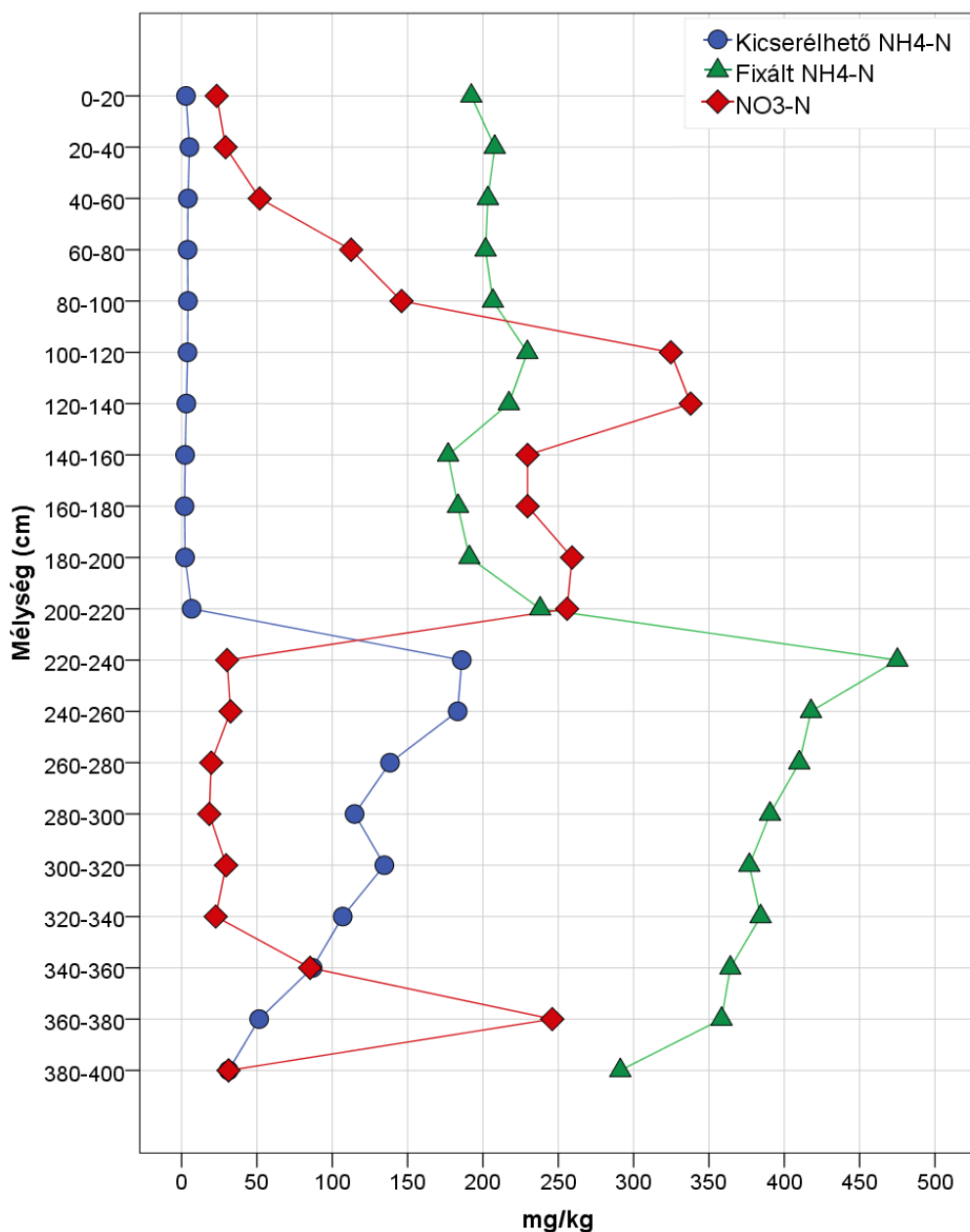
67. ábra. A BA1 és BA5 monitoring kutak fúrásszelvényének szervesanyag- és nitráttartalma.

4.4.1.3 A talaj szervesetlen nitrogéntartalma az akna környezetében

A mintaterületen lezajló tisztulási folyamatokat nagyban befolyásolja a talajban megkötődő szervesetlen nitrogén mennyisége. A szakirodalmi adatok elemzésekor már rámutattunk arra, hogy az agyagásványok és az iszap frakció által megkötött kicserélhető és fixált ammónium a talajvízben bekövetkező koncentrációcsökkenéssel párhuzamosan ismét oldatba mehet. Miután 5 évvel a szennyvízkiáramlás megszűnését követően még mindig igen magas NH_4^+ koncentrációkat mértünk az akna környezetében, az volt a feltételezésünk, hogy a talajban felhalmozódó ammónium biztosítja az utánpótlást.

Ezért a szennyvízaktától 1 méter távolságban lévő BA6 monitoring kút 2019 nyarán kialakított 4 méteres fúrásszelvényéből begyűjtött talajminták esetében elvégeztük azok kicserélhető $\text{NH}_4\text{-N}$, valamint fixált $\text{NH}_4\text{-N}$ tartalmának mennyiségi meghatározását. A kicserélhető $\text{NH}_4\text{-N}$ koncentrációja a talaj felső 220 cm-es zónájában igen alacsony szinten, 2-7 mg/kg érték között alakul (68. ábra). A 220-240 cm-es rétegben radikális emelkedést tapasztaltunk, a talaj $\text{NH}_4\text{-N}$ tartalma 185,9

mg/kg értékre növekedett. Ezt követően a 400 cm-es mélységig csökkenő tendenciát mutattunk ki. A 220-340 cm-es zónában a koncentráció meghaladta a 100 mg/kg értéket. A felső 2 méteres rétegben mért alacsony értékek azzal magyarázhatók, hogy oxidatív körülmények között a kicserélhető $\text{NH}_4\text{-N}$ nem halmozódik fel, hanem nitráttá oxidálódik.



68. ábra. A BA6 fúrásszelvény kicserélhető $\text{NH}_4\text{-N}$, fixált $\text{NH}_4\text{-N}$ és $\text{NO}_3\text{-N}$ tartalma a szennyvízakna felszámolását követő 5. évben (2019).

Ezt alátámasztja a $\text{NO}_3\text{-N}$ szelvényen belüli eloszlása, mely épp ebben a rétegben mutatja a legmagasabb értékeket (**68. ábra**). A fúrásszelvényben jelentős mértékű akkumulációt mutattunk ki. A 60-220 cm-es rétegben 100 mg/kg fölött értékeket mértünk, a $\text{NO}_3\text{-N}$ maximuma pedig a 100-140 cm-es zónában jelentkezett (>300 mg/kg). A talajvízszint alatti zónában a redukzív körülmények következtében gátolt az $\text{NH}_4\text{-N}$ nitráttá alakulása, melynek következtében jelentősen megnő a koncentráció.

A nitrát-csúcs NO_3^- ionra számolva >1300 mg/kg, ami >2,5-szerese a 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendeletben a földtani közeg nitrát tartalmára megadott határértéknek (500 mg/kg). A nitrátprofil lefutását megvizsgálva emellett megállapítottuk, hogy amíg 2011-ben a nitrát csúcs a 60-140 cm-es zónában volt, addig 2019-ben a 100-220 cm-es mélységbe tolódott, mely a nitrát vertikális migrációjának és a fokozott kimosódás-veszélynek az egyértelmű jele.

A csatornázás előtti és azt követő időszakban is a nitrát jelentős mértékű akkumulációt mutattunk ki (**67. ábra**). A nitrátprofil lefutását megvizsgálva megállapítottuk, hogy amíg 2012-ben a nitrát csúcs után a 60-140 cm-es zónában volt, addig 2019-ben a 100-220 cm-es mélységbe tolódott (**68. ábra**), mely a nitrát vertikális migrációjának és a fokozott kimosódás-veszélynek az egyértelmű jele.

A fixált $\text{NH}_4\text{-N}$ szelvényen belüli lefutása nagyfokú hasonlóságot mutat a kicserélhető $\text{NH}_4\text{-N}$ koncentrációval (**68. ábra**). A teljes vizsgált 4 méteres mélységben 176,9 mg/kg-nál magasabb értéket mutattunk ki. Viszonylag kismértékű koncentráció-emelkedés a 100-140 cm-es zónában is megfigyelhető, igen jelentős mértékű emelkedés ugyanakkor itt is a 220-240 cm-es rétegtől kezdődik. A 220-240 cm-es rétegben mértük a maximum értéket (475,1 mg/kg). A mélyebb rétegekben lassú csökkenés következik, de a 220-380 cm-es zónában 350 mg/kg értéknél magasabb koncentrációkat mutattunk ki. A 380-400 cm-es rétegben 291,1 mg/kg-ra csökken a koncentráció, mely azonban továbbra is magasnak tekinthető.

A talaj ammónia tartalma a felhalmozódási zónában jelentősen meghaladja a 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendeletben a földtani közeg ammónia tartalmára megadott határértéket (250 mg/kg).

Korrelációs vizsgálatokkal megállapítottuk, hogy a fixált $\text{NH}_4\text{-N}$ koncentrációja sem az agyagfrakcióval ($r=0,430$), sem a homokfrakcióval ($r=0,147$) nem áll szignifikáns pozitív kapcsolatban, az iszapfrakcióval pedig közepes erősségű negatív kapcsolatot ($r=-0,653$) mutattunk ki. Negatív korreláció azért mutatható ki, mert az NH_4^+ a szennyvízkiáramlás miatt pont abban a zónában dúsult fel, ahol az iszapfrakció aránya lecsökkent. Az agyag és iszapfrakció együttes értéke nem mutat szignifikáns kapcsolatot ($r=-0,159$) a fixált $\text{NH}_4\text{-N}$ tartalommal. Esetünkben tehát nem tudtuk kimutatni a szakirodalomban általánosan elfogadott összefüggést a fixált $\text{NH}_4\text{-N}$ tartalom és a talaj szemcseösszetétele között, mivel a fixált $\text{NH}_4\text{-N}$ tartalom vertikális alakulását elsősorban a szennyvízkiáramlás határozta meg.

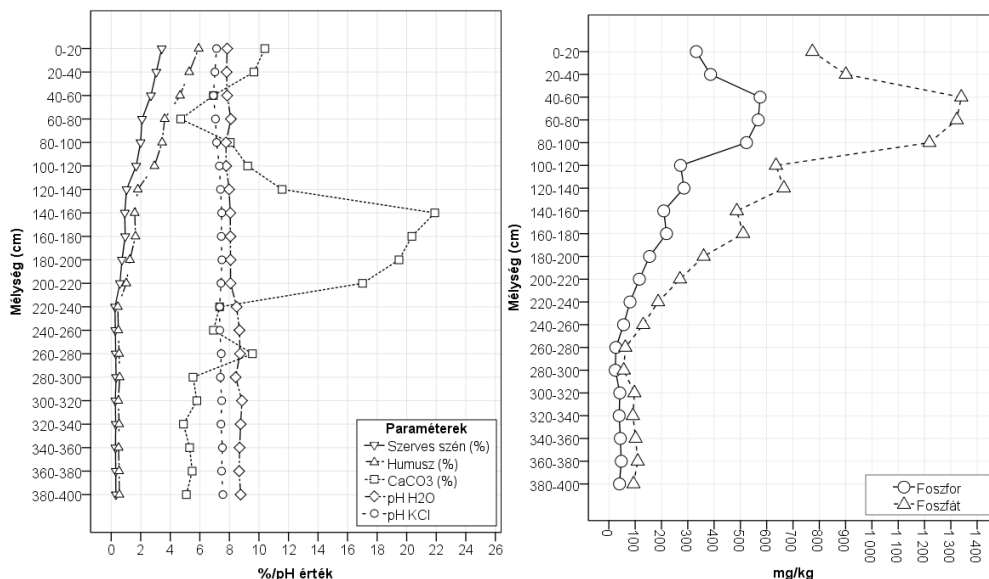
Eredményeink alapján kijelenthetjük, hogy 5 évvel a szennyvízkiáramlás megszűnését követően a talajban továbbra is igen jelentős mennyiségű kicserélhető és fixált $\text{NH}_4\text{-N}$ található. Eredményeink alátámasztják azon szakirodalmi adatokat, melyek kimutatták, hogy a talajban található kicserélhető és fixált $\text{NH}_4\text{-N}$ a talajvízben bekövetkező koncentrációcsökkenéssel párhuzamosan ismét oldatba mehet, biztosítva ezzel a talajvíz továbbra is magas NH_4^+ koncentrációját. A

szennyvízkiáramlás megszűnése miatt lecsökkenő vízszint következtében beindulhatott a nitrifikáció, melynek forrását a korábban megkötött kicserélhető és fixált NH_4^+ képezte. Az akna közvetlen környezetében található szennyezett talaj ennek következtében továbbra is szennyezőforrásként jelenik meg. Vizsgálataink rámutattak arra, hogy a talajban megkötött NH_4^+ mennyisége, valamint a telített és a telítetlen zóna dinamikája döntően befolyásolja a talajvízben lejátszódó tisztulási és nitrifikációs folyamatokat.

4.4.1.4 További talajtani vizsgálatok a csatornázást követően

A szennyvízaktától 1 méter távolságban lévő BA6 monitoring kútban a szennyvízkiáramlás megszűnése után bekövetkező jelentős vízszintcsökkenés miatt szükség volt a monitoring kút újbóli kialakítására, melyre 2019 nyarán került sor. Az eredeti mélység helyett 4 méter mély furatot készítettünk. A fúrásszelvényből 20 cm-ként talajmintát vettünk és elvégeztük azok komplex analitikai vizsgálatát.

A talajkémiai paraméterek esetében a humusztartalom és a szerves széntartalom a BA1 szelvényhez hasonló lefutást mutat, a humusztartalom a 300-400 cm-es mélységben sem csökken 0,5% alá (69. ábra). A CaCO_3 120-220 cm között jelentős emelkedést mutatott, meghaladva a 20%-os értéket. A 300-400 cm-es mélységben pedig 4-6% között alakult az értéke. A pH érték esetében nem mértünk kiugró eredményt, a $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ értéke a feltalaj 7,85 értékéről fokozatosan 8,76 értékre emelkedett a 400 cm-es mélységig (69. ábra).

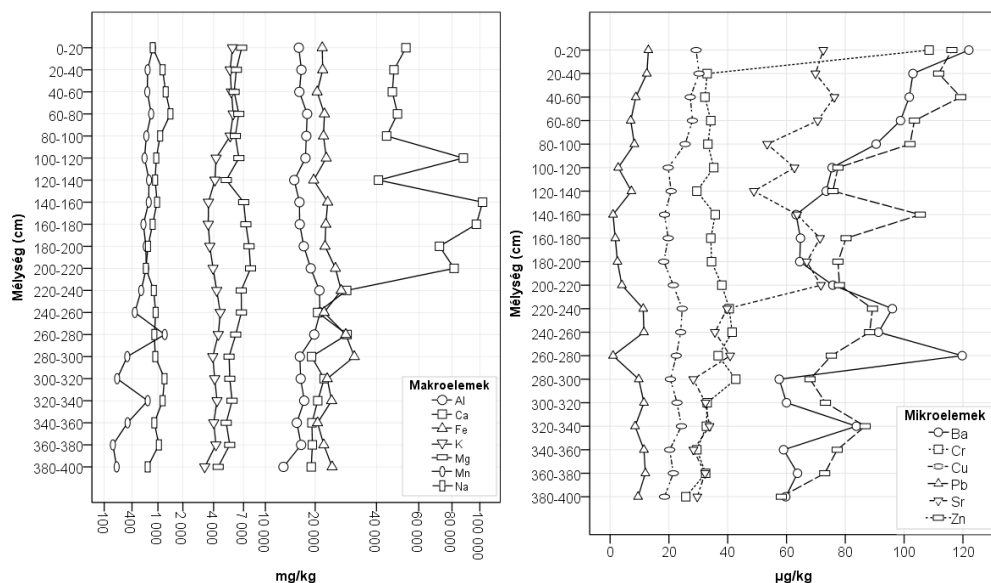


69. ábra. A BA6 monitoring kút fúrásszelvényének humusz, CaCO_3 tartalma, pH értéke, foszfor-, foszfát-tartalma.

A foszfor és a foszfát esetében a fúrásszelvény egészében magas koncentrációt mértünk (72. ábra). Kiugróan magas, 1000 mg/kg fölötti foszfát értéket a 40-100 cm-es mélységben mutattunk ki. 500 mg/l fölötti értékeket pedig 100-180 cm-es zónában mértünk. Ez a mélység volt a szennyvízkiáramlás szintje az akna működési idejében. A szennyezett víz, pedig kapilláris úton a felsőbb szintekbe szivárogva szennyezte el

azokat. A WRB nemzetközi talajosztályozás az olyan talajokat, melyek olyan 50 cm-nél vastagabb színtel rendelkeznek, ahol többek között a talaj P_2O_5 -tartalma $\geq 100 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ már antropogén talajnak tekinti, és az Anthrosol referencia csoportba sorolja. Az 1000 mg/kg -nál is magasabb értékek jól tükrözik a fúrásszelvény szennyezettségének igen komoly mértékét.

A mikroelemek koncentrációja nem haladta meg a 6/2009-es KvVM-EüM-FVM együttes rendeletben a földtani közegre vonatkozó harárértékeket, az egyes paraméterek szelvényen belüli lefutása a Pb kivételével nem mutat felhalmozódást (70. ábra). A Pb átlagértéke a 220-400 cm-es mélységbe $9,61 \text{ } \mu\text{g/kg}$ értékre emelkedett a felsőbb szintek $6,25 \text{ } \mu\text{g/kg}$ átlagértékéről.



70. ábra. A BA6 fúrásszelvény makro-, és mikroelemtartalma.

A rendelet a makroelemekre nem szab meg szennyezettségi határértéket, ugyanakkor az Fe esetében $19.000\text{--}31.000 \text{ mg/kg}$ értékeket, míg az Al esetében $13.000\text{--}21.000 \text{ mg/kg}$ értékeket mértünk. A Na koncentrációja $700\text{--}1200 \text{ mg/kg}$ értéktartományban mozog, mely igen magas érték. A 140-280 cm-es mélységben több makroelem (Mg, Al, Fe) koncentrációja is jelentősnek mondható koncentrációnövekedést mutat. Az Al átlagértéke 16785 mg/kg értéktől (0-140 cm) 19100 mg/kg értékre nő (140-280 cm), majd a mélyebb szintekben (280-400 cm) 15972 mg/kg értékre csökken. A település ivóvize igen magas Fe tartalommal rendelkezik, amely megmutatkozik a talaj megemelkedő vastartalmában is. A felhalmozódási zóna 200-300 cm között található, ahol a koncentráció átlagértéke 27115 mg/kg szemben a felsőbb szintek (0-200 cm) 22010 mg/kg átlagértékével. A Mg koncentrációja a 140-280 cm-es zónába 7065 mg/kg átlagértékre nő meg, majd a mélyebb rétegekben (280-400 cm) 5260 mg/kg átlagértékre csökken a koncentrációja. A Mn profilja ugyan nem mutat egyértelműn felhalmozódó zónát, de a 240-260 cm-es mélységben mértük a legmagasabb koncentrációt (1225 mg/kg). A Ca koncentrációja a 100-220 cm-es mélységben igen magas 50.000 mg/kg fölötti

értékeket mutat. A talaj jelentős Ca tartalma a talajvíz kationösszetételére is jelentős hatással van (53, 69. *ábra*).

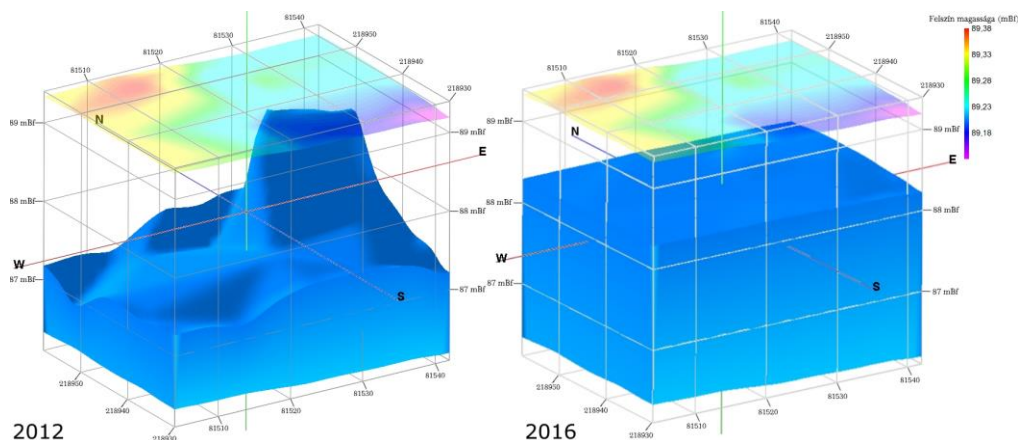
4.4.2 A kiáramló szennyvíz hatása a talajvízszintre

Az akna környezetében kijelölt mintaterület tengerszint feletti magasságát nagy pontossággal (2 cm) GPS-sel mértük fel. Az interpolált felszín alapján a terület legmélyebb DK-i része (89,18 mBf), valamint a legmagasabb ÉNy-i része (89,38 mBf) között csupán 20 cm magasságkülönbséget mutattunk ki (71. *ábra*).

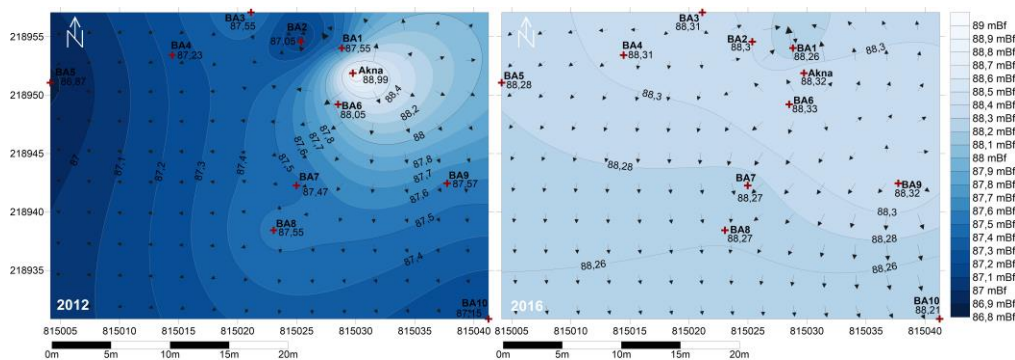
A monitoring kutakban mért nyugalmi talajvízszintekről, tízszeres magassági torzítással készített modellt, valamint az izovonalas térképet megvizsgálva (71, 72. *ábra*), megállapítható, hogy a szennyvízszintekből kiáramló szennyvíz 2012-ben a terület vízáramlási viszonyait egyértelműen meghatározta. Az aknából kiáramló szennyvíz egy határozott vízdómot alakított ki, így a szennyvíz közvetlenül keveredett a talajvízzel, amely a szennyezés mértékét tovább növelte, hiszen a talaj szűrő hatása nem, vagy csak kevésbé tudott érvényesülni.

A szennyvízszinteknél 1 méter távolságban lévő BA1 és BA6 monitoring kutakban mértük a legmagasabb a vízszintet, ugyanakkor e két kútban is jelentős eltérés figyelhető meg. A BA1 kútban a talajvízszint 88,54 mBf-en, a BA6 kútban pedig 88,04 mBf-en áll. Néhány méteren belül tehát 50 cm a vízszintek közti különbség. A legmagasabb vízszintet a BA6 kútban mértük, ebből arra következtethetünk, hogy az aknából ebbe az irányba, tehát D–Ny-ra áramlik ki a legtöbb szennyvíz. Az aknától 5 méterre lévő BA2 és BA7 monitoring kutakban tovább folytatódik a vízszint csökkenése 87,05 mBf és 87,47 mBf értékre. Az aknától Ny-i irányban legtávolabb (25m) fekvő BA5 kútban már csak 86,87 mBf-en húzódik a víztükör. A DK-i irányban található legtávolabbi (20m) kútban szintén mélyen, 87,15 mBf-en húzódik a vízszint. Amennyiben a legmagasabb vízállású BA6 kútban mért 88,04 mBf értéket összevetjük a legalacsonyabb vízállású BA5 kútban mért 86,87 mBf értékkel, akkor a talajvízszintek közti különbség 1,17 méter. Ez egy síkvidéki területen csupán 25 méteres távolságon belül rendkívül nagy eltérés.

Jelentős változásokat tapasztalunk, ha megfigyeljük a 2016-ban rögzített talajvízszint adatokból készített modellt és térképet (71, 72. *ábra*). Az egyik legjelentősebb változás a 2012-es állapothoz képest, hogy a szennyvízszintekből megszűnt a szennyvízkiáramlás, így a vízáramlás iránya nagymértékben megváltozott. Az eddig nyugati irányba mutató vektorok D-i irányba fordultak. A másik fontos változás a talajvízszintben mutatkozó különbségek markáns csökkenésében nyilvánul meg. Míg 2012-ben a BA6 és BA5 kutakban mért vízszintek között 117 cm eltérés volt, addig 2016-ban mért különbség mindössze 5 cm. A BA5 furatban 88,28 mBf-en a BA6 furatban pedig 88,33 mBf-en húzódott a talajvízszint. 2016-ban már nem a BA5 furatban volt a legalacsonyabb a talajvízszint, hanem a BA10 furatban 88,21 mBf értékkel, így a vizsgált területen a legnagyobb különbség 12 cm volt. A változásokat egyértelműen a korábban igen jelentős mértékű szennyvízkiáramlás megszűnése idézte elő, amely a vizsgált terület talajvízszintjét és a talajvíz áramlásának irányát is nagymértékben megváltoztatta. A csatornázást követő időszak vízszintjei között kimutatott igen alacsony különbség mindegyik mintavételi időpont esetében fennállt.



71. ábra. A monitoring kutak talajvízszint adataiból 10x magassági torzítással készített 3D vízpotenciál felszín 2012-ben és 2016-ban.



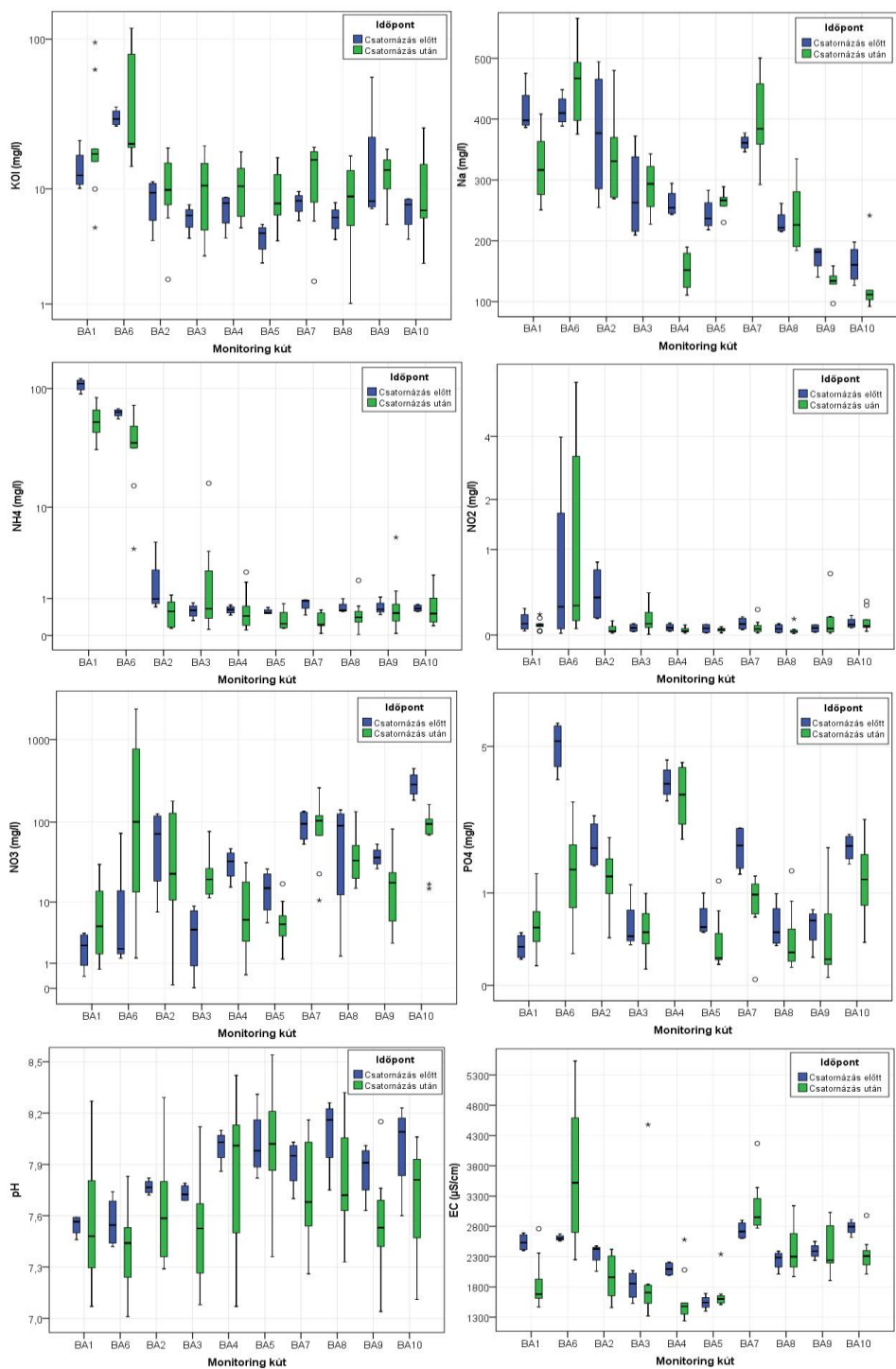
72. ábra. A monitoring kutak talajvízszint adataiból készített vízpotenciál felszíne 2012-ben és 2016-ban.

4.4.3 Vízvizsgálatok

4.4.3.1 A vizsgált vízkémiai paraméterek térbeli és időbeli alakulása

A rendszeresen vizsgált paraméterek értékeit boxplot diagramokon ábrázoltuk a csatornázás előtti és utáni állapotra vonatkoztatva (**73. ábra**).

A jelentős mennyiségű szennyvízkiáramlás következtében az aknához legközelebb eső kutak több vizsgált paraméter esetében is eltérnek az aknától távolabb lévő monitoring kutaktól. A kommunális szennyvizek legjellemzőbb szennyező anyagai a szerves anyagok bomlásából származó vegyületek. Az aknától 1 méteres távolságban lévő kutak esetében kiemelkedően magas szervesanyag tartalmat mértünk (**74. ábra**).



73. ábra. Boxplot diagramok a csatornázást megelőző és a csatornázást követő években a monitoring kutak vonatkozásában (NO_3^- , PO_4^{3-} , pH, EC).

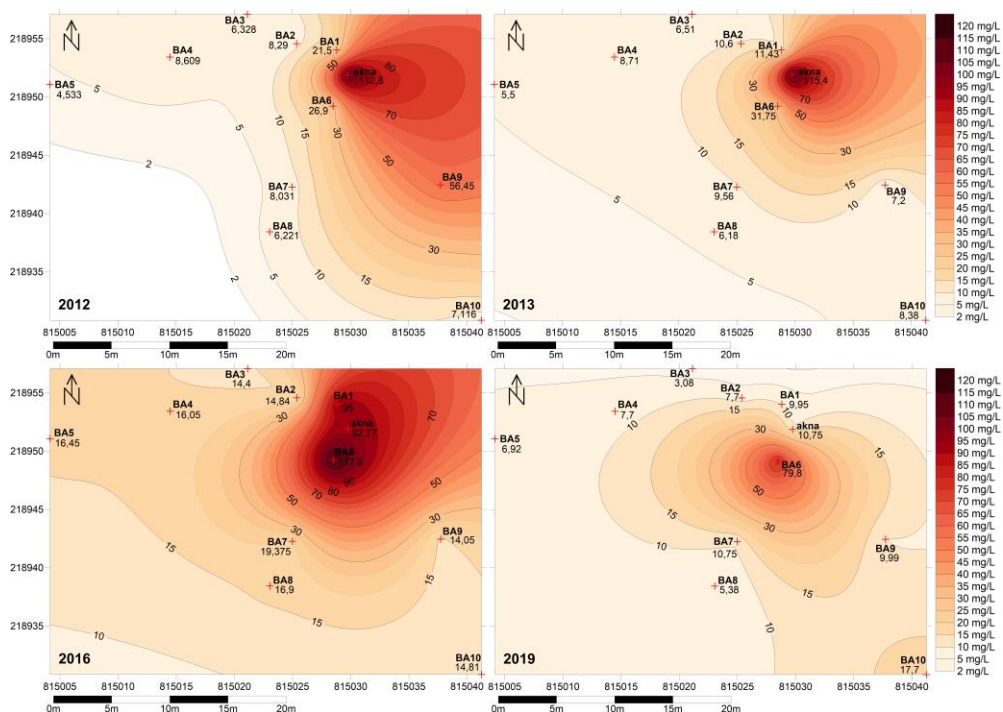
A talajvíz szervesanyag tartalmának térbeli alakulását megvizsgálva, megállapítottuk, hogy a talaj szervesanyag tartalmához hasonlóan a szennyvíznek közelében jelentkeznek a legmagasabb koncentrációk, mind a csatornázást megelőző években (2012, 2013), mind pedig a csatornázást követő (2016, 2019) években (**74. ábra**).

Az akna működési fázisában a BA1 és BA6 monitoring kutakban 20-50 mg/l koncentrációkat mértünk, mely az aknától távolodva csökkenő értékeket mutatott és az aknától 10 méter távolságra lévő kutakban már jellemzően nem haladta meg a 10 mg/l koncentrációt. Ugyanakkor minden kútban meghaladta a 6/2009-es Kormányrendeletben előírt 4,5 mg/l értéket, mutatva a teljes mintaterület elszennyeződését. Másfél évvel a csatornázást követően 2016-ban jelentős koncentráció emelkedés volt tapasztalható a monitoring kutakban. A BA1 és BA6 kutakban 90 mg/l fölötti értékeket mértünk, mely arra enged következtetni, hogy az akna környezetében a kiáramló szennyvízből jelentős mennyiségű szervesanyag halmozódott fel, mely továbbra is utánpótlást biztosít. Ezt alátámasztják a talaj szervesanyag tartalmának mérési eredményei is (**67. ábra**). Jelentős mértékű változás mutatható ki a 2019-es évben, 5 évvel az akna működésének megszűnése után, amikor a BA1 kútban jelentős csökkenés következett be, 10 mg/l alá csökkent a szervesanyag koncentráció. A BA6 kútban ugyanakkor továbbra is igen magas 79,8 mg/l koncentrációt mértünk. A teljes mintaterületen sem csökkent 4,5 mg/l érték alá a talajvíz szervesanyag tartalma.

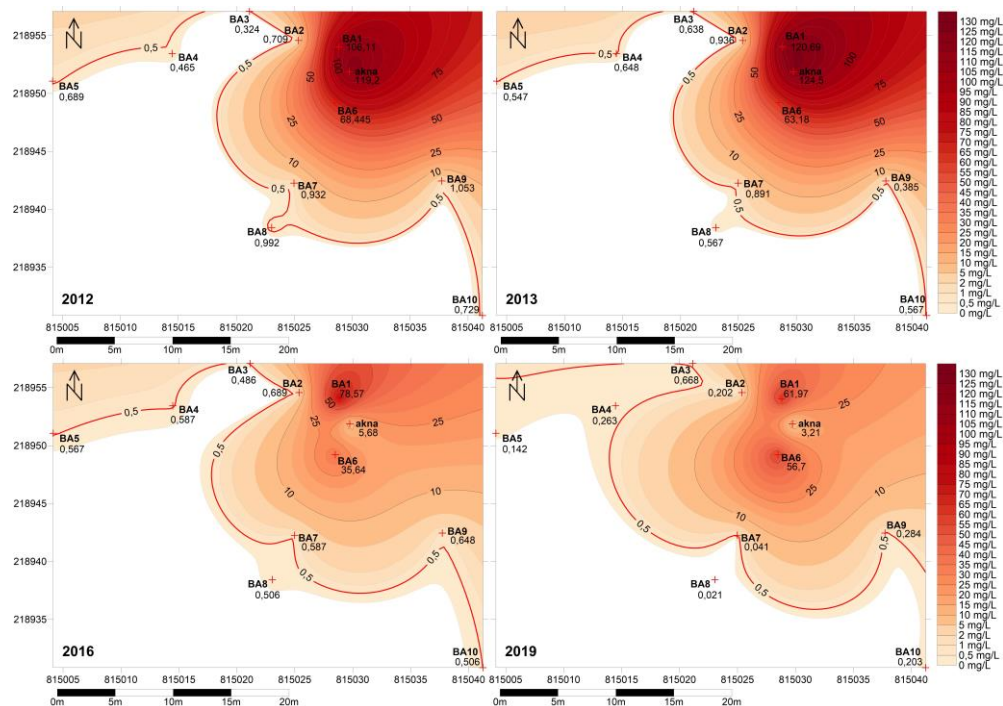
A szervesanyag bomlásának első fázisában NH_4^+ keletkezik. Mivel a szennyvizek magas szerves széntartalma miatt a nitrifikáló baktériumok szaporodása gátolt, így az NH_4^+ jelentős mértékben felhalmozódik. A használatban lévő szennyvízknában és az akna közvetlen környezetében a nyers szennyvizekre jellemző, 90 mg/l fölötti értékeket mértünk (**73, 75. ábra**). Az aknától távolodva a szerves széntartalom csökkenésével párhuzamosan javulnak a nitrát kialakulásának feltételei, így az ammónium koncentráció rohamosan, az aknától 15-20 méteres távolságban a 0,5 mg/l-es szennyezettségi határérték közeli szintre csökken, mellyel párhuzamosan a nitrát koncentrációja megemelkedik.

A másfél évvel a szennyvíznek a használaton kívül helyezését követően a monitoring kutakban már nem mértünk 90 mg/l feletti értéket, ugyanakkor a BA1 kútban még mindig 78,57 mg/l, a BA6 kútban pedig 35,64 mg/l volt az NH_4^+ koncentrációja, valamint a távolabbi monitoring kutak esetében sem csökkent a szennyezettségi határérték alá (**75. ábra**). Az akna környezetében kimutatható nagyon magas koncentrációk arra engednek következtetni, hogy az akna működési idejében jelentős mennyiségű szervesanyag halmozódott fel, melynek lebomlása a szennyvízkiáramlás megszűnése után másfél évvel is zajlik.

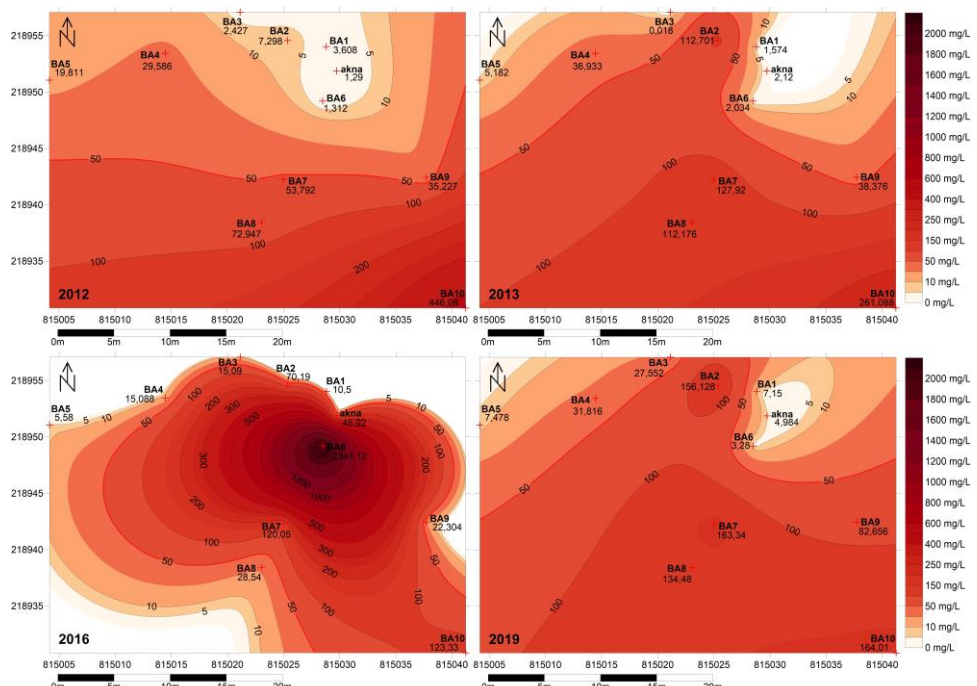
Emellett kiemelt szerepe van az agyagásványoknak, melyek jelentős mennyiségű ammóniumot tudnak megkötni. Ez a mennyiség pedig újra oldatba mehet, melyet az is bizonyít, hogy 2019-ben 5 évvel a szennyvízkiáramlás megszűnését követően az akna környezetében még mindig 50 mg/l felett alakultak a koncentrációk. Jelentős változás ugyanakkor, hogy a távolabbi monitoring kutakban a BA3 kivételével a 0,5 mg/l szennyezettségi határérték alá csökkent a koncentráció, mely a területen zajló tisztulási folyamatokat jelzi. Aerob körülmények között a NO_2^- nem marad meg hosszú ideig a vizekben, hanem a Nitrobakter közreműködésével nitráttá oxidálódik.



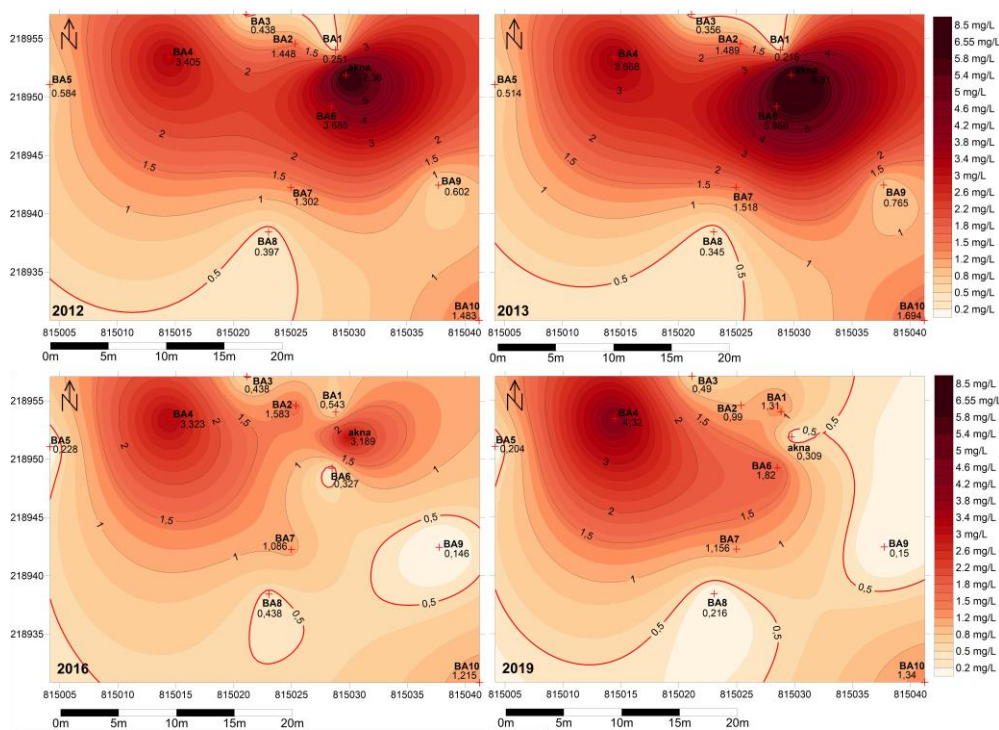
74. ábra. A szervesanyag tartalom térbeli alakulása a csatornázást megelőző (2012, 2013), valamint a csatornázást követő (2016, 2019) években.



75. ábra. Az NH_4^+ koncentrációk térbeli alakulása a csatornázást megelőző (2012, 2013), valamint a csatornázást követő (2016, 2019) években.



76. ábra. A NO_3^- koncentrációk térbeli alakulása a csatornázást megelőző (2012, 2013), valamint a csatornázást követő (2016, 2019) években.



77. ábra. A PO_4^{3-} koncentrációk térbeli alakulása a csatornázást megelőző (2012, 2013), valamint a csatornázást követő (2016, 2019) években.

A NO_3^- esetében is jelentős változások mutathatók ki a csatornázás előtti és az utána következő időszakban. Míg 2013-ban az akna környezetében 1-3 mg/l értékeket mértünk (76. ábra), addig az akna használaton kívül helyezése után 2016-ban a koncentrációk radikális emelkedését mutattuk ki. A BA6-os monitoring kútban a 2013-as 2,02 mg/l-ről 2341 mg/l értékre nőtt a koncentráció, amely az 50 mg/l szennyezettségi határértéket közel 50-szeresen meghaladja. A koncentrációk térbeli alakulásában is markáns változások tapasztalhatók. Míg 2013-ban a NO_3^- értékek az aknától távolodva fokozatosan növekedtek, addig 2016-ban a koncentrációk az aknától távolodva csökkennek. 2019-re megszűnt a rendkívül magas koncentráció, a terület nitrát tartalmának térbeli rendje visszaállt a csatornázás előtti állapotokhoz, azzal a különbséggel, hogy jelentősen megnőtt a nitrát koncentrációja.

A lakossági szennyvizek másik jelentős szennyezőanyaga a foszfor, amely a felszín alatti vizekben ortofoszfát ionként van jelen. A PO_4^{3-} koncentrációja a mintaterület jelentős részén meghaladja a 0,5 mg/l határértéket a csatornázás előtti és azt követő időszakban is (77. ábra).

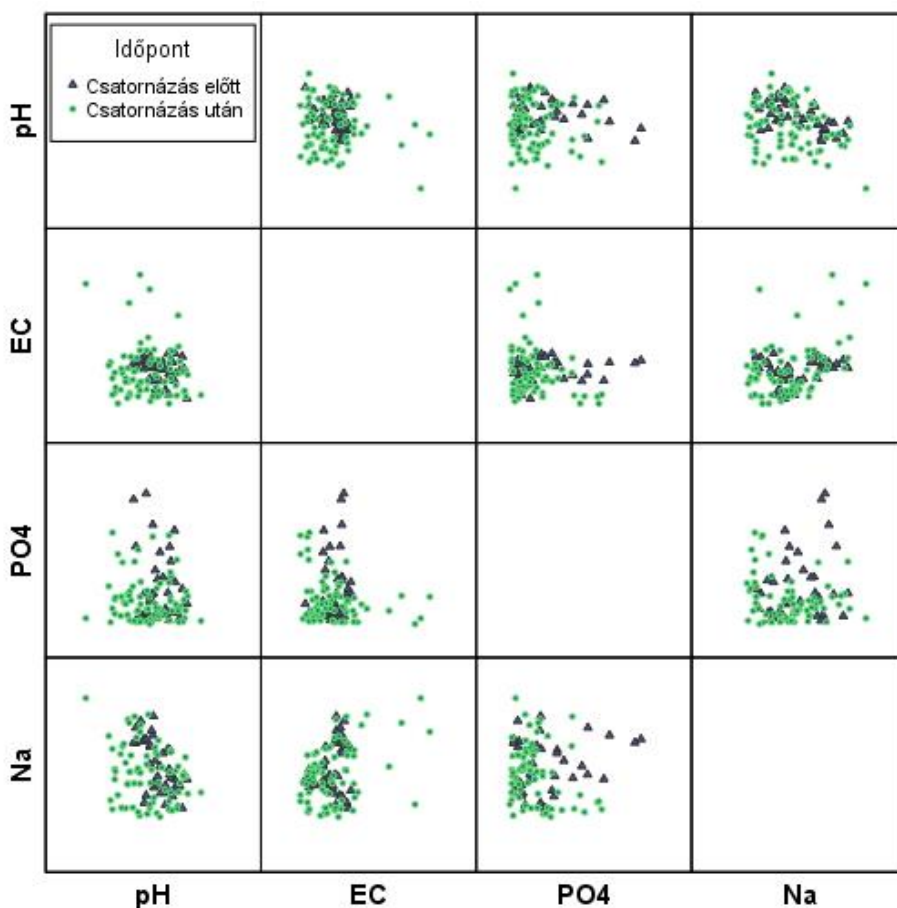
Azonban az akna környezetében a koncentrációk jelentős csökkenését mutattuk ki. Míg a csatornázás előtt, 3-6 mg/l tartományban alakultak az értékek, addig 2019-ben az akna környezetében nem mértünk 2 mg/l-nél magasabb koncentrációt. A mintaterület átlagos foszfáttartalma is csökkent, a 2013-as 1,97 mg/l-ről 1,12 mg/l-re (2019).

4.4.3.2 A vizsgált vízkémiai paraméterek közötti korrelációs kapcsolat feltárása

A monitoring kutak 2012-ben történt kialakítása óta 2019 nyaráig összesen 16 mintavétel történt, melyből 6 a csatornázást megelőző időszakban. A szennyvízkiáramlás után jelentős vízszintcsökkenés következett be (mely települési szinten is jelentkezett, így a 2015. és 2016. évben nem minden évszakban volt lehetőség mintavételre, több alkalommal előfordult, hogy a monitoring kutak egy részében nem volt víz. A vizsgált időszakra vonatkozó adatsor vízkémiai paraméterei közti kapcsolat feltárása érdekében SPSS-szoftverrel korrelációs számításokat (Spearman) végeztünk (28. táblázat, 78. ábra). Vizsgáltuk a paraméterek kapcsolatát a csatornázás előtti és utáni állapottal, valamint az aknától való elhelyezkedés kapcsolatát is.

28. táblázat. A vizsgált vízkémiai paraméterek Spearman-féle korrelációs koefficiens mátrixa a 2012-2019 időszakra vonatkozóan.

Korreláció	pH	EC	NH_4^+	NO_2^-	NO_3^-	PO_4^{3-}	KOI	Na
pH	1.000							
EC	-0.103	1.000						
NH_4^+	-0.103	0.173	1.000					
NO_2^-	-0.207	0.226	0.397	1.000				
NO_3^-	0.062	0.484	-0.083	0.150	1.000			
PO_4^{3-}	0.086	-0.009	0.162	0.265	0.119	1.000		
KOI	-0.294	0.226	0.510	0.190	0.041	0.072	1.000	
Na	-0.269	0.289	0.302	0.282	-0.158	-0.005	0.243	1.000
Fekvés	0.338	-0.169	-0.689	-0.360	0.246	-0.017	-0.519	-0.542
Időpont	-0.225	-0.125	-0.223	-0.109	-0.054	0.201	0.218	-0.131

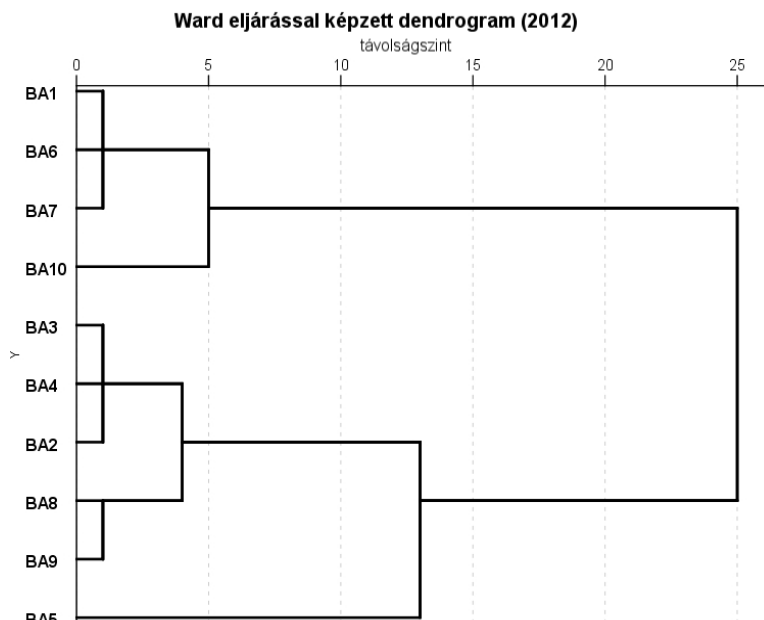


78. ábra. Scatter plot diagram csatornázás előtt és csatornázás utáni időpontra bontva.

A vizsgált paraméterek között szignifikáns ($p < 0,01$), erős pozitív kapcsolatot az NO_3^- -EC ($r = 0,484$), valamint az NH_4^+ -KOI ($r = 0,510$) között mutattunk ki. A monitoring kutakat az aknától való távolság alapján 2 csoportra bontottuk. Az aknától 1 méter távolságon belül elhelyezkedő BA1 és BA6 monitoring kút került egy kategóriába, a többi kút pedig az „aknától távolabbi elhelyezkedésű” kategóriába lett besorolva. Szignifikáns erős negatív kapcsolatot mutattunk ki az elhelyezkedés és az NH_4^+ , KOI, Na között (**28. táblázat**). A csatornázás előtti és utáni állapot vonatkozásában ugyanakkor csak a pH és az NH_4^+ vonatkozásában mutatkozott szignifikáns, közepes negatív korreláció (**28. táblázat**).

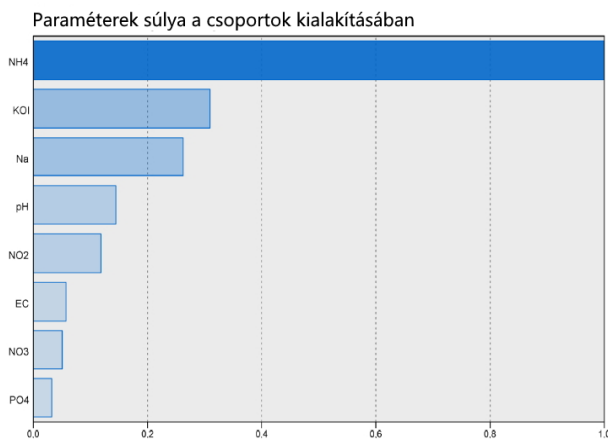
4.4.3.3 Statisztikai vizsgálatok a geokémiai háttéranyagok feltárása érdekében

Hierarchikus klaszterelemzéssel megvizsgáltuk, hogy mely kutak tartoznak a vízkémiai paraméterek alapján egy csoportba. A vizsgálat során a 2012-es első mintavétel adatait vettük alapul. A klaszterbe sorolás eredményeit dendrogram diagramon ábrázoltuk (**79. ábra**).



79. ábra. A monitoring kutak vizsgált paraméterek alapján elkészített dendrogramja, a 2012. szeptemberi mintavétel alapján.

Klaszter	1	2
Leírás	Aknától távol eső kutak	Aknától 1m távolság
Csoport-méret	82,6% (71)	17,4% (15)
Input paraméterek súlya, átlaga a csoportban		
	NH4 1,60	NH4 67,71
	KOI 9,97	KOI 39,46
	Na 252,41	Na 416,36
	pH 7,78	pH 7,42
	NO2 0,11	NO2 0,93
	EC 2 261,18	EC 2 732,40
	NO3 58,23	NO3 218,44
	PO4 1,32	PO4 1,92



80. ábra. A kétlépcsős klaszteranalízis összefoglaló táblázata, valamint az egyes paraméterek súlya a klaszterek kialakítása során.

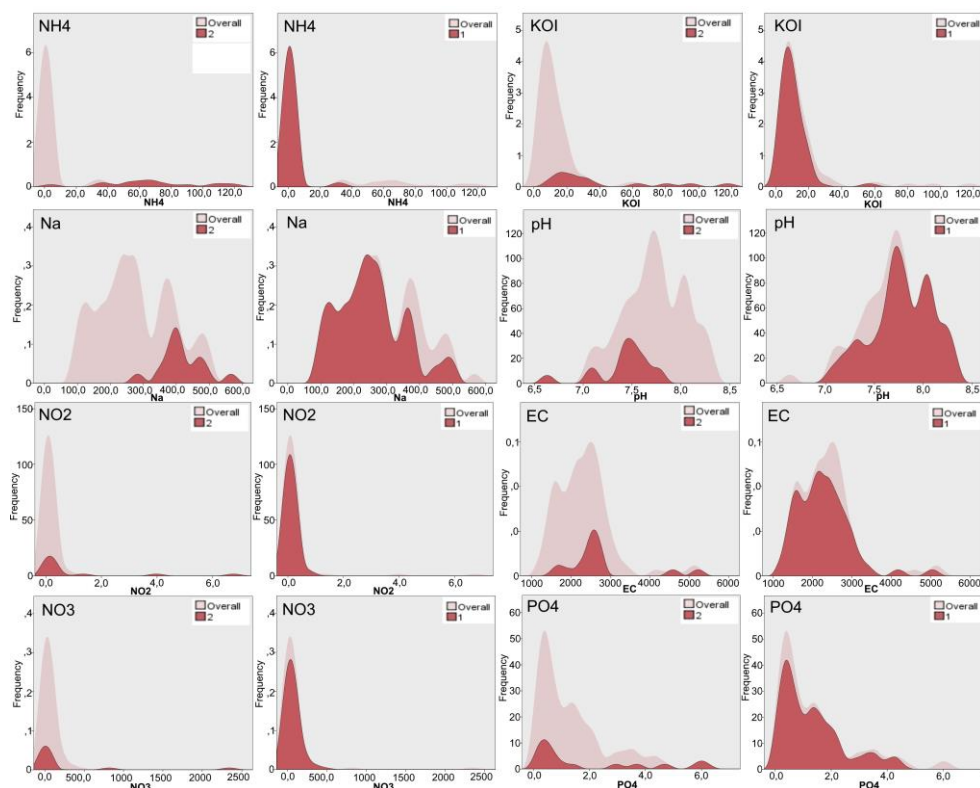
A BA1, BA6, valamint a BA7 kutak kerültek egy klaszterbe a BA10 kúttal. Ezek a kutak tekinthetők a legszennyezettebbnek. A BA 5 kút, mely az aknától a legtávolabbra (25m) helyezkedik el, mutatta a vizsgálatok időtartama alatt a legalacsonyabb szennyezettséget valamennyi vizsgált paraméter esetében. Ez a kút a klaszterek között külön csoportot képvisel. A klaszterelemzés alapján elkülöníthető

még a D–DK irányban elhelyezkedő BA8 és BA9 kút, valamint külön csoportot alkot az aknától Ny-i irányban elhelyezkedő BA2, BA3, BA4 kút (**18. ábra**).

Mivel az aknához közel eső kutak vízkémiai paramétereiben jelentős különbségek mutatkoztak az aknától távolabb elhelyezkedő kutakhoz képest, ezért kétlépcsős klaszter analízist végeztünk annak érdekében, hogy megállapítsuk melyik paraméter milyen súllyal szerepel az „aknához közel eső kutak” (1 méter távolság) és az „aknától távolabb eső kutak” (több mint 1 méter távolság) klaszter kialakításában, valamint a kutak hány százaléka tartozik az adott klaszterbe (**80. ábra**). A vizsgálathoz valamennyi mintavétel eredményét felhasználtuk.

A klaszterek kialakításakor kiemelkedő súllyal szerepelt az NH_4^+ melyet a KOI_{ps} és a Na^+ követett. A pH érték kivételével minden vizsgált paraméter esetében az aknától 1 méter távolságban lévő kutak magasabb átlagértékekkel rendelkeztek, mint az aknától távolabb fekvő kutak (**80. ábra**).

A koncentrációt a gyakoriság függvényében ábrázoltuk a két kialakított klaszter (aknához közel (1 m) elhelyezkedő kutak=2, aknától távolabb elhelyezkedő kutak=1) esetében (**81. ábra**). A vizsgált szennyezők tekintetében az aknától távol eső kutakban jóval nagyobb gyakorisággal fordultak elő alacsonyabb értékek, míg az aknához közel eső kutakban a magasabb értékek domináltak. A pH érték ugyanakkor az aknához közel eső kutakban mutatott alacsonyabb értékeket, mely a szerves anyagok bomlásakor keletkező savak hatásával magyarázható.



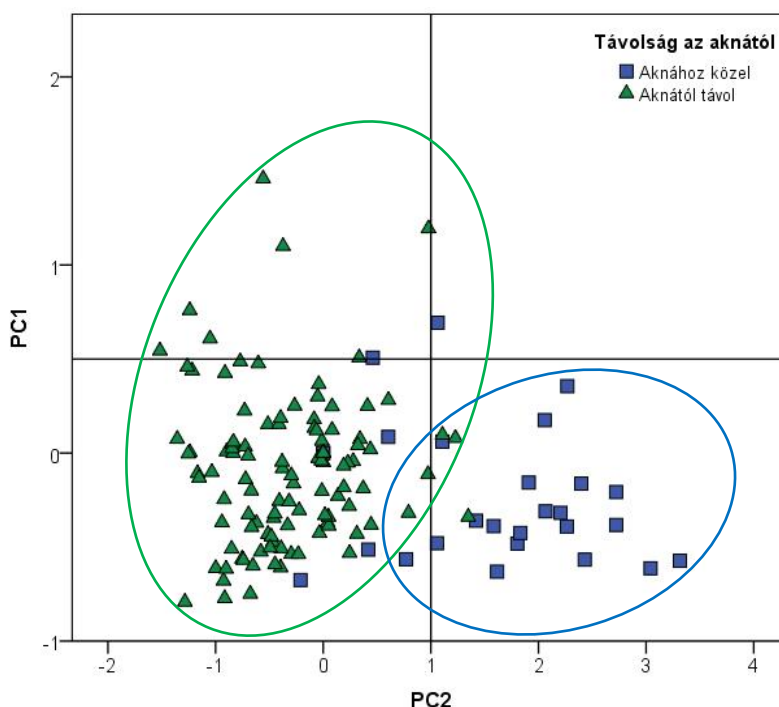
81. ábra. Az egyes paraméterek értékének gyakorisága az aknához közel elhelyezkedő (2) és az aknától távol eső (1) klaszterek esetében.

A geokémiai háttérfolyamatok feltárása érdekében az eredményeket főkomponens analízisnek vetettük alá. A KMO érték magasabb volt mint 0,5 (KMO=0,631), a Bartlett teszt eredménye $p=0,000$ lett, így a főkomponens analízis feltételei teljesültek. A Kaiser kritérium alapján 3 főkomponenst kaptunk, melyek a teljes variancia 63,64%-át magyarázzák (29. táblázat). Az első főkomponensbe a szervesanyag, nitrit, nitrát, valamint az elektromos vezetőképesség került. A második főkomponenst az ammónium, nátrium, valamint a pH adja. A harmadik főkomponenst pedig az ortofoszfát képviseli.

29. táblázat. Varimax rotációval forgatott komponens mátrix.

Paraméter	Főkomponens		
	1	2	3
pH	-0,331	-0,614	-0,047
EC	0,754	0,208	-0,216
NH ₄ ⁺	-0,014	0,805	0,113
NO ₂ ⁻	0,699	-0,039	-0,006
NO ₃ ⁻	0,879	0,010	0,108
PO ₄ ³⁻	-0,108	-0,016	0,879
KOI _{ps}	0,515	0,300	0,497
Na ⁺	-0,038	0,785	-0,065

Az aknától való távolság függvényében az 1. és 2. főkomponens többváltozós terében ordinációs diagramon ábrázoltuk a kapott értékeket (82. ábra). A két kategória értékei egyértelműen elkülöníthetők egymástól.



82. ábra. Az egyes paraméterek értékének gyakorisága az aknához közel elhelyezkedő (2) és az aknától távol eső (1) klaszterek esetében.

A diszkriminancia analízis során a két kategóriába tartozó kutakat a keresztvalidált értékek alapján 96,5% pontossággal helyesen kategorizáltuk a megfelelő csoportba (**30. táblázat**).

A csatornázás előtti és utáni időpontok alapján a főkomponensek terében történő ábrázolással ugyanakkor nem tudtuk a két időpontot egyértelműen elkülöníteni. Ennek érdekében diszkriminancia analízist végeztünk (**31. táblázat**). A keresztvalidált értékek 71,3%-át sikerült a vízkémiai paraméterek alapján az eredetileg megadott kategóriába sorolni. A relatív alacsony érték azt tükrözi, hogy ugyan történtek pozitív irányú változások a vízminőséget illetően, ugyanakkor a terület még 5 évvel a szennyvízakra megszűnése után is még mindig komoly szennyezettséget mutat.

30. táblázat. A diszkriminancia analízis eredménye az aknától való távolság alapján.

Osztályozási eredmények ^{a,c}

		távolság	Becsült Csoporttagság		Összesen
			1	2	
Eredeti	Darab	1 (<1m távolság)	19	4	23
		2 (>1m távolság)	0	92	92
	%	1 (<1m távolság)	82,6	17,4	100,0
		2 (>1m távolság)	,0	100,0	100,0
Kereszt-validált ^b	Darab	1 (<1m távolság)	19	4	23
		2 (>1m távolság)	0	92	92
	%	1 (<1m távolság)	82,6	17,4	100,0
		2 (>1m távolság)	,0	100,0	100,0

a. Az eredeti csoportosított esetek 96,5%-a helyesen osztályozott.

b. Keresztvalidáció csupán az elemzésben lévő esetekre lett végezve. A keresztvalidáció során minden esetet azon funkciók alapján osztályozunk, amelyeket az adott eseten kívüli összes esetből származtatunk.

c. A keresztellenőrzött csoportosított esetek 96,5%-a helyesen osztályozott.

31. táblázat. A diszkriminancia analízis eredménye a csatornázás előtti/utáni állapot alapján.

Osztályozási eredmények ^{a,c}

		Időpont	Becsült Csoporttagság		Összesen
			1	2	
Eredeti	Darab	csatornázás előtt	22	18	40
		csatornázás után	6	69	75
	%	csatornázás előtt	55,0	45,0	100,0
		csatornázás után	8,0	92,0	100,0
Kereszt-validált ^b	Darab	csatornázás előtt	20	20	40
		csatornázás után	13	62	75
	%	csatornázás előtt	50,0	50,0	100,0
		csatornázás után	17,3	82,7	100,0

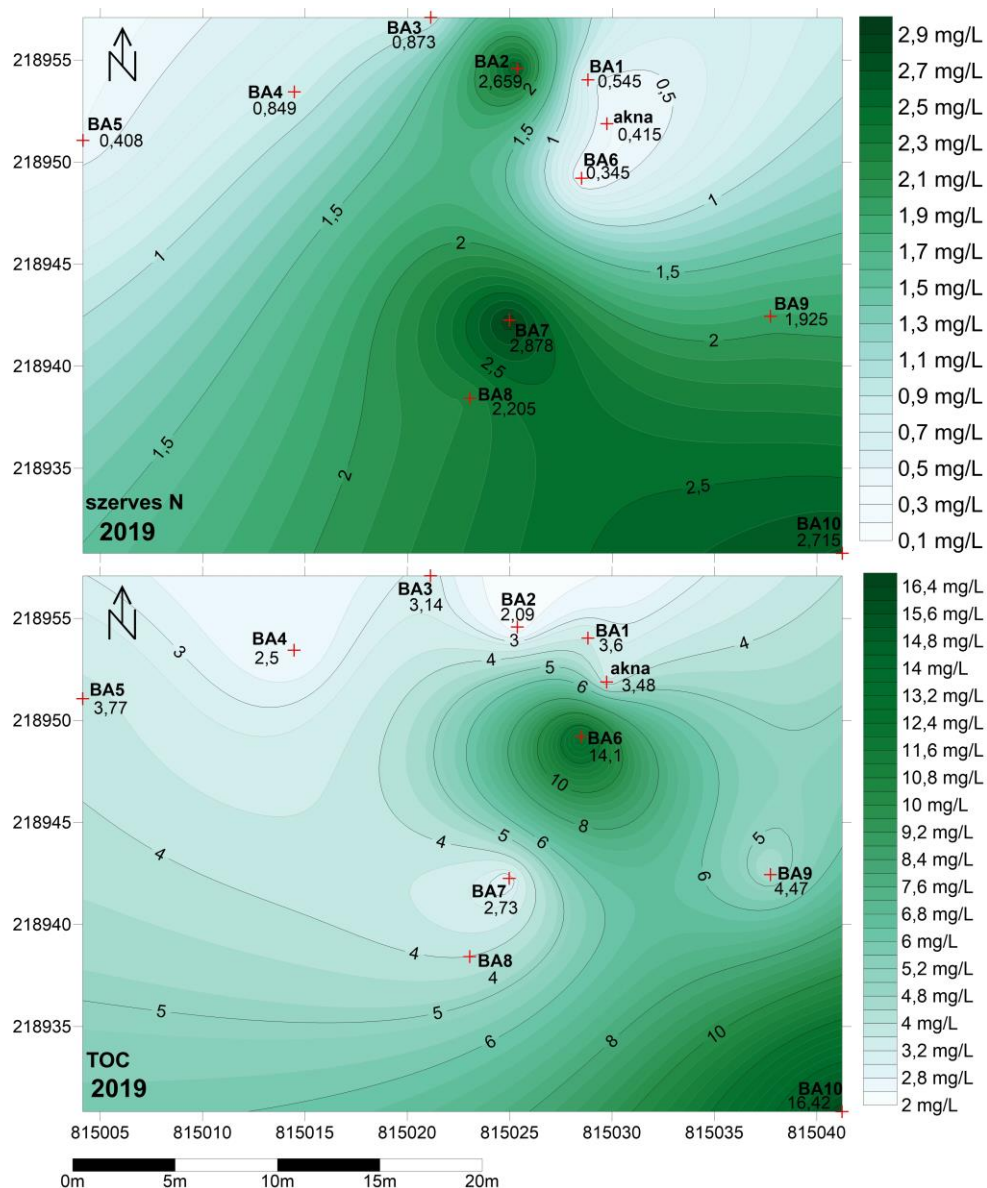
a. Az eredeti csoportosított esetek 79,1%-a helyesen osztályozott.

b. Keresztvalidáció csupán az elemzésben lévő esetekre lett végezve. A keresztvalidáció során minden esetet azon funkciók alapján osztályozunk, amelyeket az adott eseten kívüli összes esetből származtatunk.

c. A keresztellenőrzött csoportosított esetek 71,3%-a helyesen osztályozott.

4.4.3.4 Szerves nitrogén, szerves szén mennyiségének térbeli alakulása

Mivel az akna felszámolását követő 5. évben is igen magas, 50 mg/l fölötti NH_4^+ koncentrációkat mértünk az akna közvetlen környezetében. A talaj fixált ammóniumtartalmának meghatározásával magyarázni tudtuk a továbbra is magas értéket. A lehetséges forrásokra vonatkozó második hipotézisünket, mely szerint a felhalmozódó szervesanyag (szerves nitrogén) is biztosíthatja az ammónium utánpótlását, a vízminták szerves nitrogén tartalmának meghatározásával kívántuk igazolni.



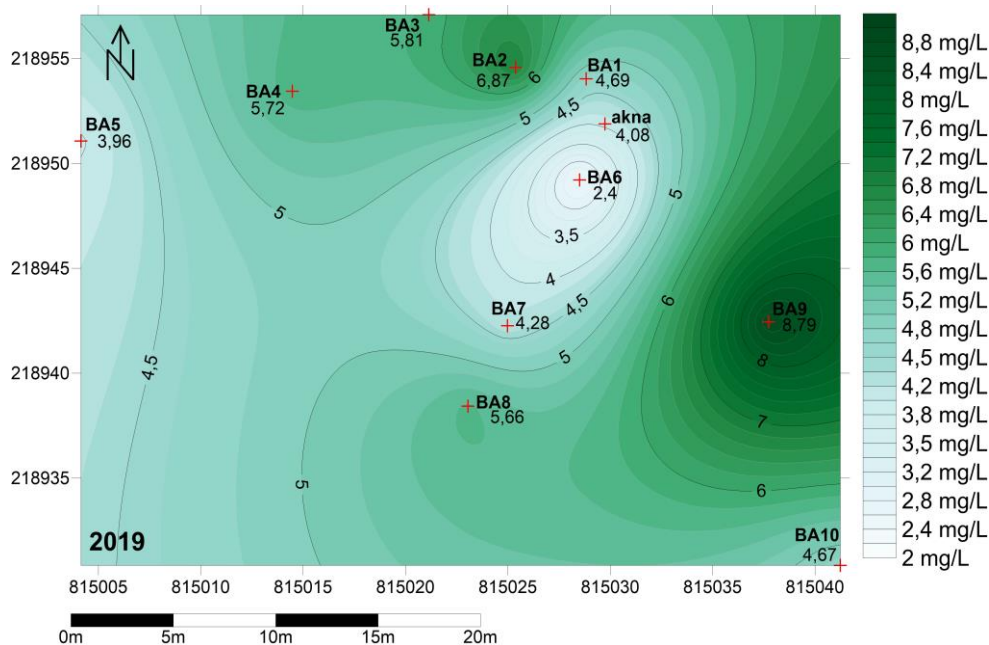
83. ábra. A szerves nitrogén és a szerves szén (TOC) mennyiségének térbeli alakulása a mintaterületen 2019 augusztusában.

Hipotézisünket az eredmények nem támasztották alá, hiszem a legalacsonyabb szerves nitrogén mennyiségeket az akna környezetében mértük (**83. ábra**). A 2019 augusztusában legmagasabb ammónium koncentrációval rendelkező BA6 monitoring kútban a legalacsonyabb 0,345 mg/l szerves nitrogén tartalmat mértük. Az ettől délre eső BA7-10 kutakban ennek többszörösét (1,92-2,75 mg/l) mértük. Az akna környékén mért magas ammónium és alacsony szerves nitrogén koncentráció arra enged következtetni, hogy a szervesanyag tartalom nitrogén tartalma már átalakult, ugyanakkor a nitrifikáció folyamata gátolva van.

A talajvíz szerves széntartalmának térbeli mintázata hasonlít a szerves nitrogén eloszlására, ugyanakkor a BA6 monitoring kútban az egyik legmagasabb értéket (14,1 mg/l) mértük, mely hozzájárul a kút alacsony nitrát tartalmához (**83. ábra**).

4.4.3.5 Az oldott oxigén tartalom térbeli alakulása

Mivel a vizek tisztulási folyamatait a rendelkezésre álló oxigén nagyban befolyásolja, így fontos az abszolút, valamint adott körülmények között elérhető elméleti érték százalékban kifejezett mennyiségének ismerete. 2019-ben a legalacsonyabb értéket (2,4 mg/l, 29,7%) a BA6 monitoring kútban mértünk (**84. ábra**). Ez az érték gyakorlatilag az aerob lebontó szervezetek működési határát (2 mg/l) jelenti. A monitoring kútban mért 79.8 mg/l szervesanyag tartalom is azt mutatja, hogy a szervesanyag lebomlása gátolt, vagy nagyon lassú sebességgel zajlik (**32. táblázat**). Az aknában és a BA1 monitoring kútban is viszonylag alacsony értékeket mértünk, ugyanakkor a szervesanyag ezekben már nem halmozódott fel olyan jelentős mértékben. A BA9 kútban 98.4% telítettséget mértünk, mely friss csapadékvíz hozzákeveredésére utal.

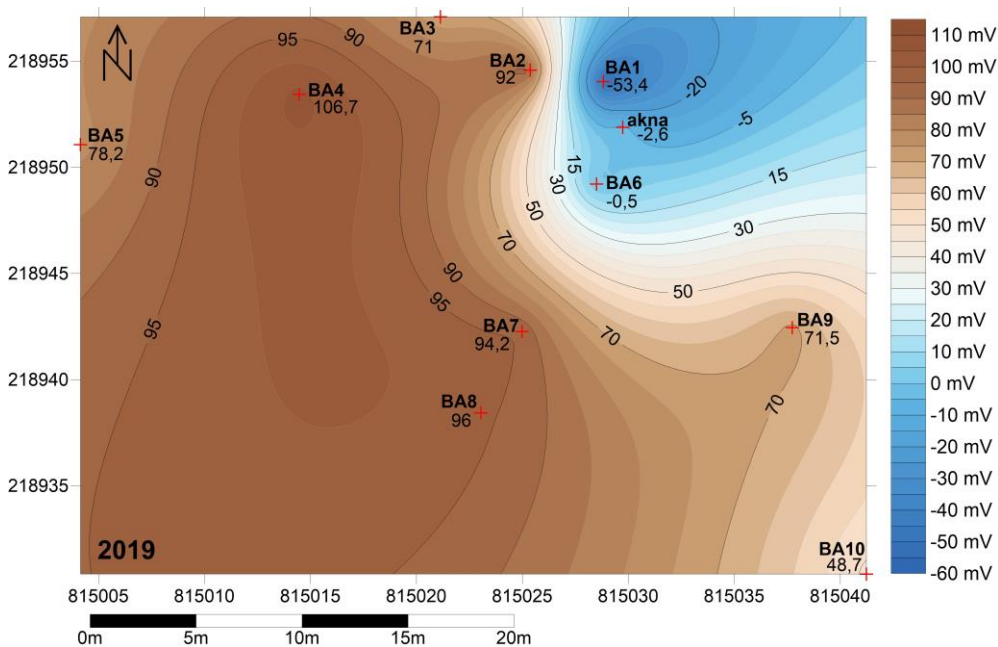


84. ábra. Az oldott oxigén mennyiségének térbeli alakulása a mintaterületen, 2019 augusztusában.

A redukzív és oxidatív körülmények szorosan illeszkednek az oldott oxigén tartalmához (85. ábra). A BA1 kútban -51,3 mV értéket, míg a BA6 kútban -0,5 mV értéket mértünk. A többi monitoring kút esetében pozitív értékeket (+48.7 - +106.7 mV) mértünk, mely alapján kijelenthető, hogy ezekben a kutakban az oxidatív viszonyok határozzák meg a kémiai reakciókat. A nitrifikáció folyamatának lezajlását a távolabbi kutakban megemelkedett NO_3^- értékek is bizonyítják. Melyek az akna környékén mért 10 mg/l értékről DNy-i irányban 100 mg/l fölé nőnek.

32. táblázat. A monitoring kutak redox viszonyait meghatározó főbb paraméterek.

Kód	°C	pH	DO %	DO mg/l	ORP mV	KOI _{ps}	NH ₄ ⁺ mg/l
BA1	18,3	7,12	51,3	4,69	-51,3	9,95	61,97
BA2	19,0	7,29	75,7	6,87	+92	7,7	0,202
BA3	19,2	7,32	64,1	5,81	+71,3	3,08	0,668
BA4	18,9	7,07	62,5	5,72	+106,7	7,7	0,263
BA5	18,6	7,53	43,6	3,96	+78,2	6,92	0,142
BA6	17,2	7,01	29,7	2,40	-0,5	79,8	56,7
BA7	18,5	7,38	47,1	4,28	+94,2	10,75	0,041
BA8	18,6	7,43	62,5	5,66	+96,1	5,38	0,021
BA9	19,5	7,53	98,4	8,79	+71,5	9,99	0,284
BA10	19,4	7,22	52,4	4,67	+48,7	17,7	0,203
Akna	21,9	7,47	39,7	3,21	+39,1	10,74	0,061



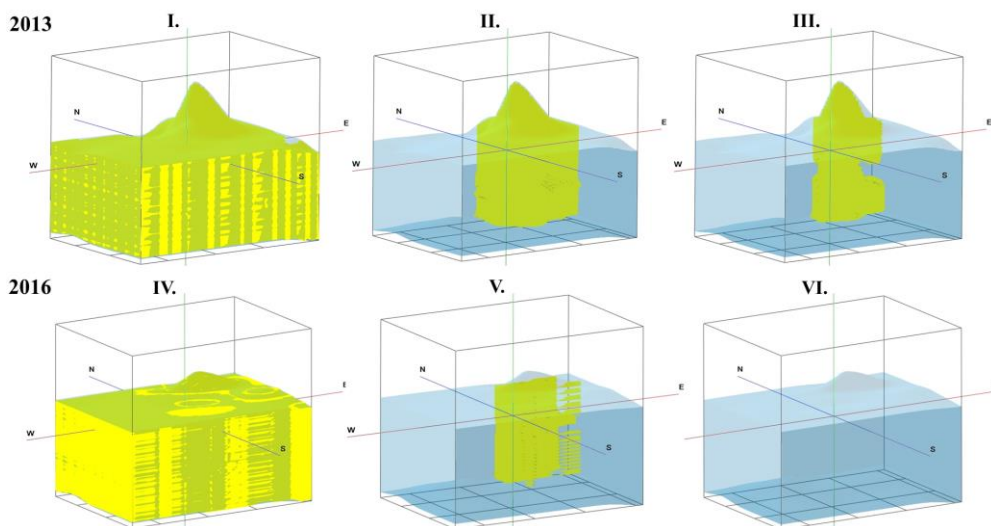
85. ábra. Az ORP értékeinek térbeli megoszlása a mintaterületen 2019-ben.

4.4.4 Szervetlen nitrogénformák mennyiségének meghatározása a mintaterületen

Mivel a 3D-s krigeléses interpoláció pontosabb képet ad a szennyezőanyagok térbeli eloszlásáról, mennyiségük pedig a modellezett térben becsülhető, ezért a Rockworks szoftverrel statikus modelleket készítettünk a szervetlen nitrogénformákra vonatkozóan. A modellek felső határa a talajfelszín, alsó határa pedig a monitoring kutak talpmélysége (3 m) volt. A telített zónát kék színnel jelöltük, az adott koncentrációval rendelkező víztestet különböző színezéssel láttuk el. A modelleket három időpontra vonatkozóan készítettük el. A 2013-as modellek a csatornázás előtti, míg a 2016-os és a 2019-es modellek a csatornázás utáni állapotot mutatják be.

4.4.4.1 Az NH_4^+ térbeli eloszlása, mennyisége a modellezett zónában

A csatornázás előtti, 2013-as állapot esetében is jól megfigyelhető az a talajvízdóm, amelyet a szennyvízszaknából kiáramló szennyvíz idézett elő (**86/I, II, III. ábra**). A talajvízdóm már másfél évvel a csatornázást követően sem volt kimutatható, a vízszintek közötti különbség néhány cm-re csökkent, amely a 2019-es évben is hasonlóan alakult.



86. ábra. Az NH_4^+ koncentrációk térbeli alakulása a telített zónában 3 méter mélységig. A víztest kiterjedése I., IV: 0,5 mg/l<; II., V: 30 mg/l<, III., VI: 90 mg/l< NH_4^+ koncentrációval.

A szoftver által a 3 méteres mélységig modellezett rétegben 2013-ban a telített zóna 734,4 m³-nyi víztestéből 51 m³-ben volt 90 mg/l-nél magasabb koncentráció (**86/III. ábra**), a modellezett telített zóna pedig 2013-ban és 2016-ban is csaknem teljes egészében szennyezettnek tekinthető (**86/I, IV. ábra**). A szennyvízkiáramlás megszűnése után másfél évvel 2016-ban, már nem mutattunk ki a területen 90 mg/l-nél magasabb koncentrációt. Mindazonáltal, a 30-90 mg/l koncentrációval rendelkező víztestek kiterjedése a csatornázás előtti állapothoz hasonlóan alakult, ami továbbra is jelentős szennyezettséget indikál (**86/II, V. ábra**).

A modellezett zónában lehatárolt víztérfogatok alapján elvégeztük a mintaterületen jelen lévő NH_4^+ mennyiségi becslését 2013-ra és 2016-ra vonatkozóan

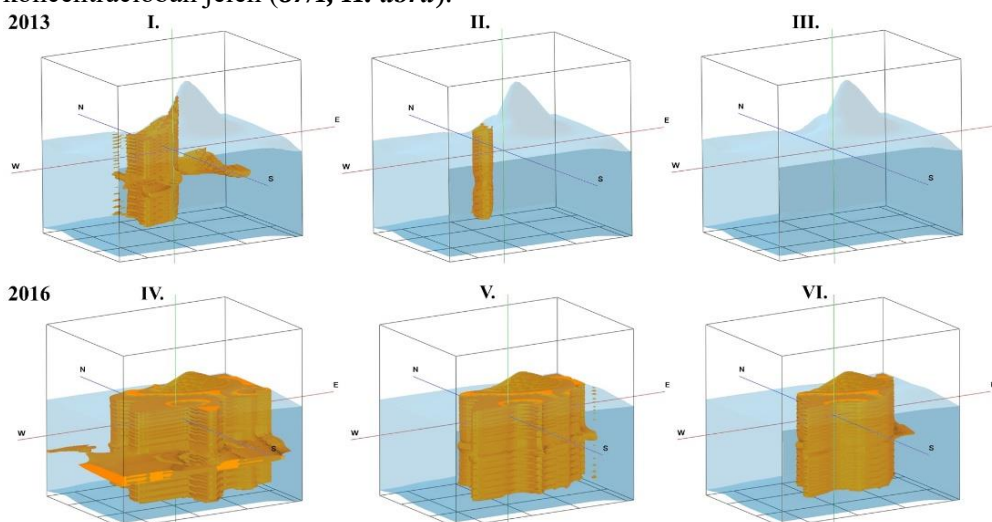
(33. táblázat). Bár a talajvíz szintje 2016-ban valamivel magasabban húzódott, ezért a telített zóna térfogata valamelyest megnőtt, a NH_4^+ mintaterületen kimutatható mennyisége 14817 grammról közel harmadára 5941 grammra csökkent.

33. táblázat. Az NH_4^+ koncentrációjának kiterjedése és mennyisége 2013-ban és 2016-ban a modellezett zónában.

	2013		2016	
Konc. (mg/l)	Víztest térfogata (m ³)	Az adott víztestben található NH_4^+ mennyisége (g)	Víztest térfogata (m ³)	Az adott víztestben található NH_4^+ mennyisége (g)
90 <	51,0	5 380	0	0
60-89,9	48,6	3 645	8,0	600
30-59,9	48,4	2 160	33,7	1 516,5
5-29,9	168,0	2 940	167,6	2 933
2-4,9	76,3	267,1	77,9	272,7
0,5-1,9	339,5	424,4	493,7	617,1
0,49 >	2,6	1,3	4,2	2,1
Össz.	734,4	14 817,8	785,1	5 941,4

4.4.4.2 A NO_2^- térbeli eloszlása, mennyisége a modellezett zónában

A szerves anyagok bomlásából származó NH_4^+ aerob körülmények között, a Nitrosomonas baktériumok közreműködésével nitrissé oxidálódik. A NO_2^- 2013-ban a modellezett zóna legnagyobb részén, a 734 m³ víztestből 677 m³-ben a 0,1 mg/l-es határérték alatt alakult, és csupán 10 m³ víztestben volt 0,5 mg/l feletti koncentrációban jelen (87/I, II. ábra).



87. ábra. A NO_2^- koncentrációk térbeli alakulása a telített zónában 3 méter mélyséig. A víztest kiterjedése I., IV: 0,1 mg/l <; II., V: 0,5 mg/l <, III., VI: 1 mg/l < NO_2^- koncentrációval.

Másfél évvel a csatornázás után a NO_2^- jelentős feldúsulását mutattuk ki, mivel a szennyvízkiáramlás megszűnésével a szennyvíznek közvetlen környezetében

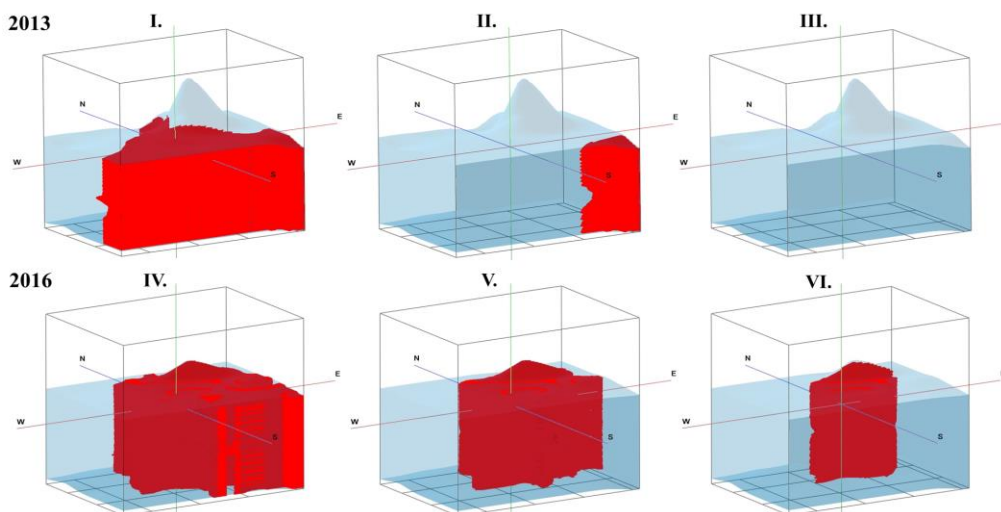
javultak a nitrifikáció feltételei. Míg 2013-ban nem volt 1 mg/l feletti koncentráció, addig 2016-ban a 785 m³ víztestből 149 m³-ben haladta meg ezt a szintet (87/VI. ábra; 34. táblázat). A modellezett víztestben a NO₂⁻ mennyisége több mint kétszeresére emelkedett a 2013-as értékhez képest, mely az ammónium-nitrit átalakulás intenzitásának jelentős emelkedését mutatja (33. táblázat).

34. táblázat. Az NO₂⁻ koncentrációjának kiterjedése és mennyisége 2013-ban és 2016-ban a modellezett zónában.

	2013		2016	
Konc. (mg/l)	Víztest térfogata (m ³)	Az adott víztestben található NO ₂ ⁻ mennyisége (g)	Víztest térfogata (m ³)	Az adott víztestben található NO ₂ ⁻ mennyisége (g)
5 <	0	0	8,6	50,5
1-4,9	0	0	149,1	447,3
0,5-0,99	9,9	7,425	66,3	49,7
0,1-0,49	56,6	16,9	140,1	42,03
0,02-0,09	649,5	357,2	420,3	231,2
0,019 >	18,4	17,5	0,7	0,7
Össz.	734,4	399	785,1	821,4

4.4.4.3 A NO₃⁻ térbeli eloszlása, mennyisége a modellezett zónában

Aerob körülmények között a nitrit a Nitrobacter baktériumok tevékenysége nyomán nitráttá oxidálódik. Mint azt már korábban is láthattuk, a csatornázást követő időszakban jelentős változások következtek be. Míg 2013-ban a telített zónában nem mutattunk ki 500 mg/l-nél magasabb nitrát koncentrációval rendelkező víztestet, addig 2016-ban a 785 m³ víztestből 94 m³ rendelkezett 500 mg/l-nél, 37 m³ víztest pedig 1000 mg/l-nél magasabb koncentrációval (88/VI. ábra, 34. táblázat).



88. ábra. Az NO₃⁻ koncentrációk térbeli alakulása a telített zónában 3 méter mélységig. A víztest kiterjedése I., IV: 50 mg/l<; II., V: 150 mg/l<, III., VI: 300 mg/l< NO₃⁻ koncentrációval;

A 150-300 mg/l értékkel rendelkező víztest térfogata 2016-ra 36,3 m³-ről közel duplájára 61,6 m³-re nőtt.

Az elvégzett mennyiségi becslés alapján a modellezett zónában 2013-ban jelen lévő 19050 g NO₃⁻ mennyisége 2016-ra hét és félszeresére, 142910 g értékre nőtt (**35. táblázat**). A NO₃⁻ esetében a rendkívül magas koncentrációk megjelenését az eredményezte, hogy a friss szennyvíz kiáramlásának megszűnése következtében a nitrifikáció feltételei jelentősen javultak az akna környezetében, így nagy mennyiségű NH₄⁺ tudott nitrifikálódni.

35. táblázat. Az NO₃⁻ koncentrációjának kiterjedése és mennyisége 2013-ban és 2016-ban a modellezett zónában.

Konc. (mg/l)	2013		2016	
	Víztest térfogat a (m ³)	Az adott víztestben található NO ₃ ⁻ mennyisége (g)	Víztest térfogata (m ³)	Az adott víztestben található NO ₃ ⁻ mennyisége (g)
2000 <	0	0	0,4	868
1000-1999,9	0	0	37,4	56 100
500-999,9	0	0	55,4	44 550
300-499,9	0	0	46,0	18 400
150-299,9	36,3	6 352	61,6	10 780
50-149,9	357,4	3 574	200,0	2 000
25-49,9	194,6	7 297	216,3	8 111
24,9 >	146,1	1 826	168,0	2 100
Össz.	734,4	19 049	785,1	142 909

4.4.4.4 A szervesetlen nitrogénformák egymáshoz viszonyított aránya a modellezett zónában

Az NH₄-N, NO₂-N, NO₃-N egymáshoz viszonyított aránya a vizek tisztulási folyamata szempontjából igen fontos mutató együttes. A szervesetlen nitrogénformák mennyiségének meghatározását követően kiszámoltuk az NH₄-N, NO₂-N, NO₃-N g-ban kifejezett értékét. Megállapítottuk, hogy a modellezett zónában a szennyvíznakna használaton kívül helyezése után másfél évvel, több mint kétszeresére, 19533 g-ról 46940 g-ra nőtt a szervesetlen nitrogénformákban jelenlévő nitrogén mennyisége (**36. táblázat**).

A szervesetlen nitrogénformák arányaiban is jelentős változást tapasztaltunk. Az NH₄⁺ aránya 70%-ról 10 % alá csökkent. Az oxidáltabb formák közül a NO₂⁻ arányában nem történt számottevő változás, ami annak köszönhető, hogy a NO₂⁻ oxigén jelenlétében hamar tovább oxidálódik nitráttá. Míg 2013-ban a szervesetlen nitrogénformák 29%-a volt a nitrát, addig 2016-ra ez az érték közel 90%-ra nőtt (**36. táblázat**), ennek alapján megállapítható, hogy a nitrogén oxidáltsági foka 2016-ra jelentősen emelkedett. A nitrogén mennyiségének csatornázást követő 2. évben kimutatott jelentős mértékű növekedése két tényezőnek köszönhető: 1. az akna 27 éves működési fázisában nagy mennyiségű szerves anyag halmozódott fel, amelynek lebomlása a javuló oxidatív viszonyok következtében a csatornázást követő időszakban is folyamatosan biztosította a szervesetlen nitrogénformák képződését. 2.

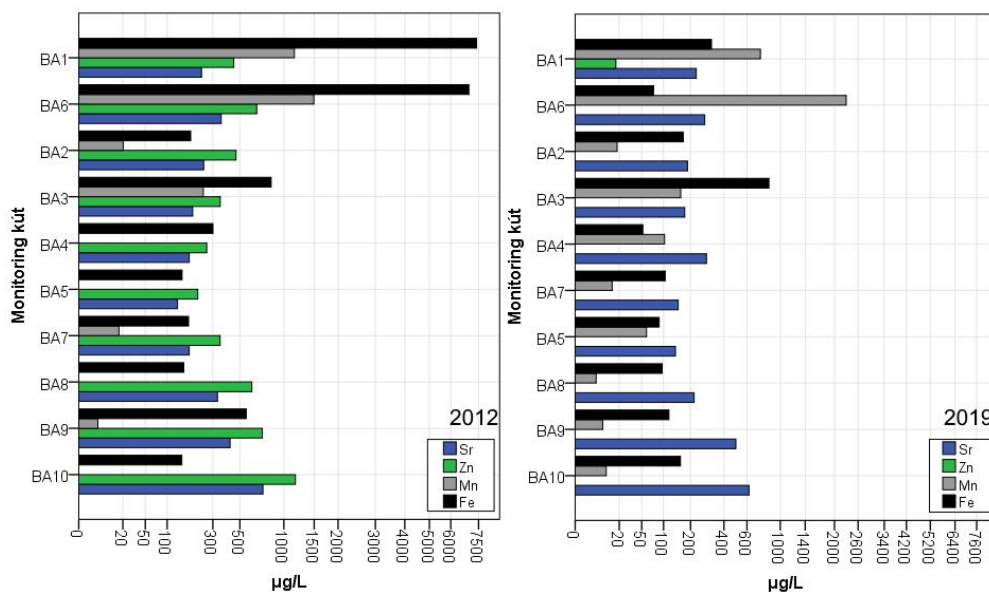
Az ammónium utánpótlását emellett a talajban nagy mennyiségű fixált ammónium folyamatos felszabadulása is biztosítja.

36. táblázat. A szervesen formákban jelenlévő N mennyisége (g) 2013-ban és 2016-ban a modellezett zónában.

	2013		2016	
NH ₄ -N mennyisége (g)	13765,8	70,48 %	4634,3	9,87 %
NO ₂ ⁻ -N mennyisége (g)	175,8	0,9 %	361,7	0,77 %
NO ₃ -N mennyisége (g)	5591.1	28,62 %	41943,9	89,36 %
Összesen:	19532,7	100 %	46939,9	100 %

4.4.5 A mikroelemek alakulása az akna környezetében.

A monitoring kutakból vett minták esetében 2012 nyarán az akna működési ideje alatt, valamint 2019-ben, 5 évvel a megszüntetést követően elvégeztük azok mikroelem vizsgálatát. Az akna 1 méteres körzetében lévő BA1 és BA6 kutak valamint a távolabb fekvő kutak közötti legjelentősebb különbséget a Fe esetében mutattuk ki. Míg a két kútban 2012-ben rendkívül magas, 7000 µg/l feletti értéket mértünk, addig a többi kút átlagos Fe koncentrációja 312 µg/l volt. A kiugró értékek többek között a rétegvíz magas vastartalmával magyarázhatóak. 5 évvel a szennyvízkiáramlás megszűnése után a két kútban mért koncentráció jelentős mértékben, 400 µg/l alá csökkent (**89. ábra**).



89. ábra. Mikroelemek alakulása a monitoring kutakban 2012-ben és 2019-ben.

A Mn koncentrációja az aknától 1 méterre fekvő BA1, BA6 kútban meghaladta az 1000 µg/l értéket, ezzel szemben 4 kútban a kimutathatósági szint alatt volt a Mn koncentráció. A többi kútban pedig 4-240 µg/l között alakultak az értékek. A csatornázást követően a BA1 és BA6 kutakban is megnőtt a koncentráció. A Zn esetében a csatornázás követő időszakban az 526 µg/l értékről 1,7 µg/l értékre csökkent a koncentrációk átlagértéke. Itt ugyanakkor nem mutattunk ki az aknától való távolsággal való összefüggést. A Sr koncentrációja a kutak 80%-ban enyhén csökkenést, mutattunk ki, a 2013-as 299,3 µg/l átlagérték 2019-re 276,3 µg/l értékre csökkent (**89. ábra**).

4.5 Az izotópanalitikai eredmények értékelése

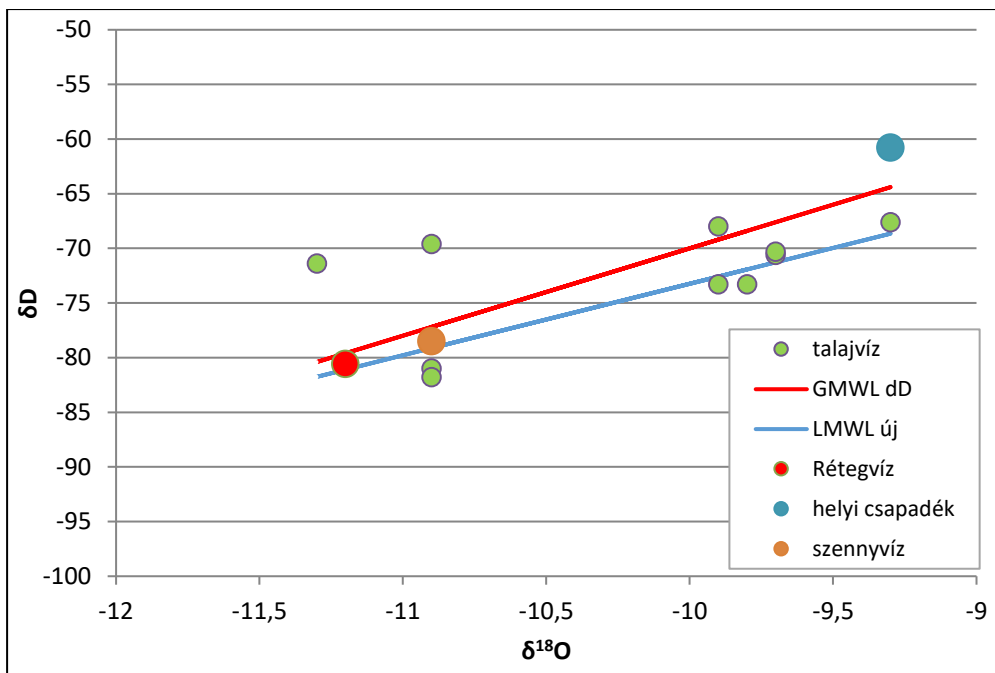
Annak érdekében, hogy megerősítsük a település talajvíz kútjaiban és a vizsgálatba vont szennyvízakra környezetében létesített monitoring kutak vizében kimutatható-e a szennyvíz jelenléte, megvizsgáltuk az izotóparány-eltolódást (δ) a ^{18}O és a D (^2H) esetében.

Mivel a rétegvízből származó szennyvíz és a csapadék markánsan eltérő izotóparányokkal rendelkezik, így ezek ismeretében következtetni tudunk a talajvízben megtalálható szennyvíz és a csapadék arányára. Az eredmények kiértékelése során a δD értékeket a $\delta^{18}\text{O}$ értékeinek függvényében ábrázoltuk, valamint feltüntettük, az egyetemes (GMWL) és a helyi csapadékvonalat (LMWL) is. A helyi csapadékvonal segítségével az is meghatározható, hogy az adott minta esetében a párolgás vagy a nedvesség visszapótlódás dominál. Amennyiben a minta értéke a helyi csapadékvonal alatt húzódik, úgy előrehaladott párolgási veszteség áll fenn, amennyiben a helyi csapadékvonal fölött helyezkedik el, úgy folyamatos nedvesség utánpótlás éri a mintát, amely így nem tud bepárolódni.

A csapvízként használt rétegvíz izotóparányai (δD -11,2, $\delta^{18}\text{O}$ -80,6) nagyban hasonlítanak az abból keletkező szennyvíz izotóparányaira (δD -10,9, $\delta^{18}\text{O}$ -78,5). A szennyvízakra környezetében létesített monitoring kutak értékeit megvizsgálva markáns különbséget találtunk az aknához közel eső és az aknától távolabb elhelyezkedők kutak esetében (**90. ábra**).

Az aknától 1 méter távolságra lévő kutak izotóparányai (δD -11,3, $\delta^{18}\text{O}$ 71,4; δD -10,9 $\delta^{18}\text{O}$ -69,6) közel helyezkednek el a szennyvíz értékéhez, mely bizonyítja, hogy az ezekben található víz nem csapadék, hanem rétegvíz eredetű. Emellett az is egyértelműen kimutatható, hogy folyamatos rétegvízutánpótlás miatt nincs lehetőség a vizek bepárlódására. A BA2 és BA3 kutakban még mindig a rétegvíz dominál, de ezek esetében már párolgási veszteséget mutattunk ki. A többi kút vizének értékei a helyi csapadékvonal környezetében helyezkednek el, így kijelenthető, hogy ezek vizében már a csapadék dominál.

A település talajvízkutjait megvizsgálva nem mutattunk ki olyan kutat, amelynek vizét egyértelműen a friss rétegvíz hozzáfolyás határozná meg, mint az akna körül létesített monitoring kutak esetében. A minták vize döntően helyi csapadék eredetű, a rétegvízzel való kapcsolata erősen korlátozott (**91. ábra**). A 35 méter és a 106 méter mély kutak vizének izotóparányai a település ivóvízkészletét szolgáló rétegvízbázis izotóparányaihoz közelít.



5. ÖSSZEFOGLALÁS

Magyarországon az ivóvízhálózat kiépítésével párhuzamosan nem történt meg a szennyvízcsatorna-hálózat és a szennyvíztisztító telepek kiépítése. A szennyvízkezelés és elvezetés hiánya, a kommunális szennyvíz szigeteletlen szennyvízáknaiban történő tárolása pedig a talajvíz minőségének erőteljes leromlásához vezetett a települési környezetben. Az elmúlt két évtizedben azonban jelentős előrelépés történt a települések csatornázottságának javításában. A megvalósuló beruházások az egész települési környezetre jelentős hatást gyakorolnak.

Doktori értekezésünkben egy alföldi középtelepülés, Báránd példáján vizsgáltuk a szennyvízcsatorna-hálózat kiépítésének a talajvíz minőségére gyakorolt hatását, értékeltük a vízminőségben bekövetkező változásokat. A településen 2011 óta végzünk rendszeres vízminőség vizsgálatokat, melyek a település csatorna-hálózatának 2014-ben történő kiépítését követően is folytatódtak, jelenleg is zajlanak.

Az egy évtizedet felölelő talajvízmonitoring adatain alapuló kutatási eredményeinket az alábbiakban foglaljuk össze.

A település talajvízkészletének minősége a csatornázás előtti időszakban

A csatornázás előtti időszakban (2011-2014) végzett vízmintavételezések eredményei alapján a település talajvízkészletének erőteljes elszennyeződését mutattuk ki. A vizsgált vízkémiai paraméterek átlagértékei a NO_2^- és a pH átlagértékeit (0,23 mg/l és 7,76 pH) kivéve jelentősen meghaladták a 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendelet felszín alatti vizekre vonatkozó határértékeit.

A csatornázás előtti időszakban az NH_4^+ koncentrációja minden rendszeres vizsgálatba vont talajvízkút esetében a vizsgálatok során legalább egy alkalommal meghaladta a határértéket (0,5 mg/l), a 2013 nyarán végzett nagymintás mérés során a kutak több mint 70%-ában határérték feletti koncentrációt mértünk. Kimutattuk, hogy a település talajvízkészlete nitráttal igen erősen szennyezett. A kutak közel 80%-ában mértünk határérték (50 mg/l) feletti koncentrációt. Az alsó kvartilis értéke (94,6 mg/l) több mint kétszeresen, a felső kvartilis értéke (493,2 mg/l) közel tízszeresen haladta meg a határértéket. A PO_4^{3-} koncentrációja a kutak döntő többségében a 0,5 mg/l szennyezettségi határérték felett alakult. Az elektromos vezetőképesség (EC) a kutak túlnyomó részében túllépte a 2500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ határértéket. A Na^+ koncentrációja a kutak több mint 60%-ában meghaladta a megengedett 200 mg/l határértéket. A KOI_{ps} szennyezettséget jelző határértékét (4,5 mg/l) meghaladó koncentrációt a kutak 71%-ában mértünk. Az arzén koncentrációja a kutak döntő többségében ugyan nem lépte át a határértéket, ugyanakkor megemelkedett koncentrációk azt jelzik, hogy az arzén a település magas arzénkoncentrációjú rétegvizéből a szennyvízzel jutott a talajvízbe.

A vizsgálatokba vont fúrt kutak vízkémiai paraméterei alapján megállapítottuk, hogy a szennyeződés már elérte a 32 méteres mélységet, melyet a megemelkedett nitrát koncentrációk igazolnak.

A csatornázást követő talajvízminőség változások értékelése

A csatornahálózat kiépítését megelőző (2011-2014) és az azt követő időszak (2015-2019) adatsorait különböző térinformatikai és statisztikai módszerekkel megvizsgálva pozitív irányú változásokat mutattunk ki a talajvíz minőségében.

A csatornázás előtti (2013) és azt követő (2017, 2018, 2019) nagymintás mintavételezések eredményei a szervesetlen szennyezőanyagok (NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , PO_4^{3-}) koncentrációinak egyértelmű csökkenését mutatták ki.

Ugyan az NH_4^+ koncentrációk átlagértékei továbbra is minden vizsgált évben a határérték felett alakultak, azonban folyamatosan csökkenő tendencia figyelhető meg. Míg a 2013-as nagymintás mintavétel során a kutak 17,5%-ban mértünk 1 mg/l fölötti koncentrációt, addig 2019-ben csupán 5%-ban. A NO_3^- koncentrációjának változása szintén a jelenleg is zajló tisztulási folyamatok beindulását jelzi, hiszen a 2013-as 187,8 mg/l átlagértéke 2018-ra 109,8 mg/l-re csökkent. A PO_4^{3-} koncentrációjának 2019-es átlagértéke 60%-os csökkenést mutatott a 2013-as referenciaévhez képest, így a szennyezettségi határérték (0,5 mg/l) szintjére csökkent. 2019-ben a kutak 32,5%-ban mértünk határérték feletti koncentrációt szemben a 2013-as 65%-kal. A csatornázást követő 5. évben a referencia évhez képest megnőtt a település azon területeinek aránya, ahol az EC értéke határérték (2500 $\mu\text{S}/\text{cm}$) alatt alakult.

Diszkriminancia analízissel kimutattuk, hogy a vizsgált vízkémiai paraméterek alapján 89,6%-os valószínűséggel meghatározható, hogy az adott minta a csatornázás előtti, vagy azt követő időszakból származik, így kijelenthető, hogy a csatornahálózat kiépítése a talajvízkutak minőségében markáns változásokat eredményezett.

A szennyezettség fokának tér- és időbeli alakulásának értékelésére három különböző vízminőség indexet használtunk. A csatornázás előtti 2013-as mintavétel esetében mindhárom index esetében az 1-2 (*kiváló - jó*) kategóriába csupán néhány vízminta került. A település talajvízkészletének erőteljes elszennyeződését jól mutatja, hogy a 4-5 (*szennyezett – erősen szennyezett*) kategóriákba a WQS alapján a vízminták 90%-a, a C_d alapján a kutak 70%, míg a CCME_{wqi} alapján a kutak 80%-a került. 2019-ben, 5 évvel a csatornázást követően jelentős változások figyelhetők meg. Mindhárom index esetében jelentősen lecsökkent az *erősen szennyezett* kategóriába tartozó kutak száma, míg a 2-3 (*jó – elfogadható*) kategóriába tartozó minták száma megemelkedett: a WQS esetében 4-ről 20-ra, a C_d esetében 12-ről 18-ra, míg a CCME_{wqi} esetében 8-ről 19-re nőtt a kutak száma a referencia évhez képest.

A szennyezettség térbeli alakulása és annak változásai a csatornázást követően

A csatornázás előtti időszakban a település belterületén a szennyezettség fokában egyértelmű térbeli különbségeket mutattunk ki. Megállapítottuk, hogy a szennyezettség foka a lokális talajvízáramlás irányában növekszik, mely a legtöbb általunk vizsgált paraméter esetében kimutatható volt (NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , EC).

A NO_3^- koncentrációk a település D-i területein mutattak igen jelentős mértékű szennyeződést. A déli elhelyezkedésű kutak átlagértéke 455 mg/l, míg az északi elhelyezkedésű kutak átlagértéke 166 mg/l volt. A talajvízkutak EC értékeiben szintén jelentős eltérések voltak kimutathatók. Míg a déli elhelyezkedésű kutak EC átlagértéke 4414 $\mu\text{S}/\text{cm}$, addig az északi elhelyezkedésű kutak átlagértéke 2688 $\mu\text{S}/\text{cm}$ volt. Az 1 mg/l értéknél magasabb NH_4^+ koncentrációval rendelkező kutak 87%-a déli területeken helyezkedett el. A 0,2 mg/l-nél alacsonyabb NO_2^- koncentrációval rendelkező kutak 62%-a a település északi részén helyezkedett el.

A főkomponens és kétlépcsős klaszteranalízis eredményei is alátámasztották az É-i és a D-i területek közötti különbségeket. Ugyanakkor természetesen nincs egyértelmű vonal a két terület határa között, hanem egy átmeneti zóna is kialakul.

Hierarchikus klaszteranalízissal 2013-as eredmények alapján egyértelműen lehatároltunk egy kizárólag déli elhelyezkedésű, 12 kútból álló klasztert. A másik domináns klaszter 74%-ban északi elhelyezkedésű kutakat tartalmazott. A csatornázást követő 5. évben a szennyezettség mértékének csökkenésével megszűnt ez az egyértelmű különbség a kutak között, a két kialakult klaszterben közel azonos arányban szerepeltek északi és déli elhelyezkedésű kutak.

A településen kívül létesített 4 db monitoring kút vízkémiai paraméterei (2013) szintén igazolják a fenti megállapításainkat, hiszen a településtől É-ra és ÉNy-ra elhelyezkedő kutakban a NO_3^- és a PO_4^{3-} koncentrációja is jóval a határérték alatt marad, azonban a belterülettől délre fekvő kútban a NO_3^- koncentrációja már a 700 mg/l értéket is meghaladta. A településtől É-ra, ÉNy-ra fekvő kutak 0,2 mg/l feletti NH_4^+ koncentrációja ugyanakkor műtrágyázásból származó kimosódást jelez. Ezen eredményeinkkel így azt is igazoltuk, hogy a talajvíz szennyezettsége döntően nem mezőgazdasági eredetű.

A talajvízszintben bekövetkező változások a csatornázást követő időszakban

Megállapítottuk, hogy a csatornázás előtti vizsgálati periódus alatt (2011-2014) a talajvízszint a felszínhez igen közel húzódott (<3m). A talajvízszint csatornázást követő időszakban bekövetkező változásait a nyári, nagymintás mintavételezések során mért vízszintek alapján értékeltük. A csatornázást megelőző 2013-as évben a talajvízszint tengerszint feletti magassága 88,51 mBf és 86,98 mBf között alakult. A talajvíz szintje a település belső részein húzódott legmagasabban, míg a legmélyebb vízállás a település déli területein volt mérhető.

A csatornázást követő időszakban a megszűnő szennyvízkiáramlás következtében jelentős változások figyelhetők meg. A talajvíz szintjében erőteljes süllyedés következett be. A csatornázást követő időszakban bekövetkező vízszintcsökkenés átlagos mértéke 1,5-2 méter volt, amely nem magyarázható a csapadékvízviszonyokban bekövetkező változásokkal, a vízszintcsökkenés oka egyértelműen a szennyvízkiáramlás megszűnésére vezethető vissza.

A talajvízszint csatornázás előtti és utáni adatsorai között ($r=-0.812$) szignifikáns, erős negatív korrelációs kapcsolatot mutattunk ki. Wilcoxon teszttel igazoltuk, hogy a három év adatsoraiban mutatkozó különbségek mögött egyértelmű háttérfolyamat (csatornázás) áll. Diszkriminancia analízissal megállapítottuk, hogy a vízszintadatok alapján 94,2%-os pontossággal meghatározható, hogy az adott vízszintadat a csatornázás előtti, vagy azt követő időszakból származik.

Egy szigeteletlen szennyvízakra talajvízre gyakorolt hatásának vizsgálata

A vizsgált háztartás vízfogyasztási és szennyvízszállítási adatai alapján megállapítottuk, hogy a szennyvízakra működési fázisában naponta átlagosan 220 liter szennyvíz áramlott ki, ami a terület lokális vízáramlási viszonyait egyértelműen meghatározta. A szennyvízkiáramlás következtében kialakult talajvízdóm magassága meghaladta az 1,1 métert, ami egy síkvidéki területen, 25 méter távolságon belül rendkívül nagy eltérés. A vízszintadatok alapján megállapítottuk, hogy a szennyvízkiáramlás déli irányban a legintenzívebb.

A jelentős mennyiségű szennyvízkiáramlás következtében az aknához legközelebb eső kutak vízkémiai paraméterei jelentősen eltérnek az aknától távolabb lévő

monitoring kutak vízkémiai paramétereitől. Az akna működési fázisában (2014-ig) az aknától 1 méter távolságban lévő monitoring kutakban 20-50 mg/l szervesanyag tartalmat mértünk, mely az aknától távolodva csökkenő értékeket mutatott, ugyanakkor minden kútban meghaladta a vonatkozó 4,5 mg/l határértéket, mutatva a teljes mintaterület elszennyeződését. Az akna közvetlen környezetében a nyers szennyvizekre jellemző, 90 mg/l fölötti NH_4^+ koncentrációkat mértünk. Az aknától távolodva javultak a nitrifikáció feltételei, így az NH_4^+ koncentráció rohamosan csökkent, az aknától 15-20 méteres távolságban a 0,5 mg/l-es szennyezettségi határérték közeli szintre. A NO_3^- koncentrációjának térbeli változása ezzel ellentétes képet mutatott. A koncentrációk az akna közeli 1-3 mg/l értékről az aknától távolodva – a nitrifikáció feltételeinek javulásával párhuzamosan – emelkedtek, jelentősen meghaladva az 50 mg/l-es szennyezettségi határértéket. A PO_4^{3-} koncentrációja az aknától 1 méter távolságban lévő monitoring kutakban 3-6 mg/l között alakult az akna működési fázisában, mely a távolabbi kutakban alacsonyabb értéket mutatott, ugyanakkor a mintaterület jelentős részén meghaladta a vonatkozó 0,5 mg/l határértéket.

A statisztikai vizsgálatok is jelentős különbségeket mutatnak az aknától való távolság függvényében. Az 1. és 2. főkomponens többváltozós térben az aknához közel (1 m távolság) és az aknától távolabb elhelyezkedő (>1 m) kutak egyértelműen elkülönültek egymástól. Diszkriminancia analízissel 96,5% pontossággal meghatározható, hogy az adott minta a vízkémiai paraméterei alapján melyik kategóriába tartozik. Kétlépcsős klaszter analízissel megállapítottuk, hogy a klaszterek kialakításakor kiemelkedő súlytal szerepelt az NH_4^+ .

A szennyvízkiáramlás megszűnését követő időszak tisztulási folyamatai

Az akna felszámolását követő időszakban (2014-2019) jelentős változásokat mutattunk ki. A szennyvízkiáramlás megszűnését követően megszűnt az akna környezetében kialakult talajvízdóm, a monitoring kutakban mért vízszintkülönbség néhány (3-12) cm-re csökkent. Ezzel megváltozott a talajvízáramlás iránya is. A korábban az aknából sugárirányba áramló talajvíz áramlási iránya a településen kimutatott irányba módosult.

A vizsgált vízkémiai paraméterekben történő változások egyértelműen a szennyvízkiáramlás megszűnése utáni pozitív irányú változásokat mutatják. A szervesanyag tartalom ugyan csökkent az akna közelében lévő kutakban, de továbbra is igen magas, 35-70 mg/l értékeket mértünk, mely arra enged következtetni, hogy az akna környezetében a kiáramló szennyvízből jelentős mennyiségű szervesanyag halmozódott fel, mely továbbra is utánpótlást biztosít. Az NH_4^+ koncentrációja másfél évvel a szennyvízakna felszámolását követően már nem mutatott 90 mg/l feletti értéket, ugyanakkor az aknától 1 méter távolságban lévő kutakban továbbra is igen magas, 35-78 mg/l koncentrációkat mértünk. 2019-ben, 5 évvel a szennyvízkiáramlás megszűnését követően ugyanakkor a távolabbi kutak döntő részében a szennyezettségi határérték (0,5 mg/l) alatti koncentrációkat mértünk, mely a területen zajló tisztulási folyamatokat jelzi. A csatornázást követő időszakban a talajvíz NO_3^- koncentrációjában is jelentős változások mutathatók ki. Míg 2013-ban az akna környezetében 1-3 mg/l értékeket mértünk, addig az akna felszámolását követő időszakban az oxidatív feltételek javulásával párhuzamosan a koncentrációk a

határérték sokszorosára emelkedtek. A PO_4^{3-} koncentrációja az akna környezetében jelentősen csökkent, ugyanakkor a terület túlnyomó részén 2019-ben is meghaladta a határértéket.

Diszkriminancia analízissel 71,3%-os valószínűséggel határozható meg, hogy az adott minta vízkémiai paraméterei alapján a csatornázás előtti vagy azt követő időszakból származik. A relatív alacsony érték azt tükrözi, hogy ugyan történtek pozitív irányú változások a vízminőséget illetően, ugyanakkor a terület 5 évvel a szennyvízkiáramlás megszűnése után továbbra is komoly szennyezettséget mutat.

A szervesetlen nitrogénformák mennyiségének meghatározása a mintaterületen

A csatornázás előtti (2013) és csatornázás utáni (2016) időpontokra Rockworks szoftverrel a modellezett zónában lehatárolt víztérfogatok alapján meghatároztuk a szervesetlen nitrogénformák mennyiségét, valamint az $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ g-ban kifejezett értékét. Megállapítottuk, hogy a modellezett zónában a szennyvíznek a használaton kívül helyezése után másfél évvel nem csökkent, hanem több mint kétszeresére, 19533 g-ról 46940 g-ra nőtt a szervesetlen nitrogénformákban jelenlévő nitrogén mennyisége. A szervesetlen nitrogénformák arányaiban is jelentős változást tapasztaltunk. Az NH_4^+ aránya 70%-ról 10% alá csökkent. Míg 2013-ban a szervesetlen nitrogénformák 29%-a volt a nitrát, addig 2016-ra ez az érték közel 90%-ra nőtt, ennek alapján megállapítható, hogy a nitrogén oxidáltsági foka 2016-ra jelentősen emelkedett, mely azt jelzi, hogy a tisztulási folyamatok jelenleg is zajlanak. Ez alapján kijelenthetjük, hogy a területen a tisztulási folyamatok elkezdődtek, ugyanakkor eredményeink rávilágítanak arra, hogy a környezetbe kerülő szennyezőanyagok számos átalakuláson esnek át, és hosszú ideig a rendszerben maradnak.

A talaj fixált ammónium tartalmának hatása a talajvíz tisztulási folyamataira

2014-ben a megszűnő szennyvízkiáramlás az aknától 1 méter távolságban lévő monitoring kutakban azonnal csökkenő NH_4^+ koncentrációkat eredményezett, azonban 5 évvel a szennyezőanyag utánpótlás megszűnését követően, továbbra is a szennyezettségi határértéket (0,5 mg/l) sokszorosán meghaladó (35-57 mg/l) koncentrációkat mértünk. Az igen magas koncentráció azt feltételezi, hogy a talajvízrendszerbe továbbra is nagy mennyiségű NH_4^+ jut.

Ennek bizonyítása érdekében az aknától 1 méter távolságban kialakított 4 méter mély monitoring kút esetében meghatároztuk a talaj kicserélhető és fixált $\text{NH}_4\text{-N}$, valamint $\text{NO}_3\text{-N}$ tartalmát 20 cm-ként. Méréseink alapján a kicserélhető és fixált $\text{NH}_4\text{-N}$ jelentős mértékű akkumulációját mutattuk ki a 220-400 cm-es zónában (>400 mg/kg). Mivel a talaj és a talajvíz NH_4^+ tartalma között dinamikus egyensúly áll fenn, a talajvíz csökkenő NH_4^+ tartalmával párhuzamosan a fixált NH_4^+ ismét oldatba kerül, így biztosítva a továbbra is magas koncentrációkat.

A fűrasszelvény telítetlen 100-140 cm-es zónájában a NO_3^- jelentős mértékű akkumulációját mutattuk ki, amely a csatornázás előtt a telített zónához tartozott. A csatornázást követően lecsökkenő vízszint következtében beindulhatott a nitrifikáció, melynek forrását a korábban megkötött kicserélhető és fixált NH_4^+ képezte.

Vizsgálataink rámutattak arra, hogy a talajban megkötött NH_4^+ mennyisége, valamint a telített és a telítetlen zóna dinamikája döntően befolyásolja a talajvízben lejátszódó tisztulási és nitrifikációs folyamatokat.

6. SUMMARY

In parallel with the construction of the drinking water network, the sewerage network and sewage treatment plants were not built in Hungary, the lack of wastewater treatment and drainage, and the storage of municipal wastewater in uninsulated sewers caused the strong deterioration of the quality of groundwater in the urban environment. Over the past two decades, however, significant progress has been made in improving the sewerage of municipalities. The investments made have a significant impact on the entire urban environment.

In this doctoral thesis, the impact of the construction of the sewerage network on groundwater quality was studied on the example of Báránd a middle-sized settlement in the Great Hungarian Plain and changes in water quality were assessed. Regular water quality tests have been carried out in the village since 2011, which have continued after the construction of the sewerage network municipality in 2014 and are still ongoing.

The results of the research based on the data of groundwater monitoring over a decade are summarised in the following.

Quality of the groundwater of the settlement in the period before the establishment of sewerage

Based on the results of water sampling carried out in the pre-sewerage period (2011-2014), a strong contamination of the groundwater supply of the settlement was found. The mean values of the water chemistry parameters studied, excluding the mean values of NO_2^- and pH (0.23 mg/l and 7.76 pH), were significantly higher than the limits set in TVM-EüM-FVM joint decree 6/2009 (IV. 14) for groundwater.

In the period before the construction of the sewerage network, the concentration of NH_4^+ for each groundwater well included in a regular analysis exceeded the limit value (0.5 mg/l) at least once during the analyses, and in the summer of 2013, a concentration above the limit was measured in more than 70% of the wells. It has been shown that the groundwater supply in the village is very highly contaminated with nitrate. In almost 80% of the wells, concentrations above the limit value (50 mg/l) were measured. The lower quartile value (94.6 mg/l) was more than double that of the limit while the upper quartile (493.2 mg/l) was nearly 10 times higher than the limit. The concentration of PO_4^{3-} in the vast majority of the wells was above the contamination limit of 0.5 mg/l. Electrical conductivity (EC) in most wells exceeded the limit of 2500 $\mu\text{S}/\text{cm}$. The concentration of Na^+ in more than 60% of the wells exceeded the permitted limit of 200 mg/l. The limit value for KOIps contamination (4.5 mg/l) was exceeded in 71% of the wells. Although the concentration of arsenic in the vast majority of the wells did not exceed the limit, increased concentrations indicate that arsenic was transferred to groundwater from the high arsenic concentration deep groundwater of the municipality.

Based on the water chemistry parameters of the drilled wells involved in the study, it was found that the contamination had already reached a depth of 32 metres, as confirmed by increased nitrate concentrations.

Assessment of groundwater quality changes after the establishment of sewerage

Positive changes in the quality of groundwater were detected when the data series of the time periods prior to (2011-2014) and after (2015-2019) the establishment of the sewerage network using various geoinformatic and statistical methods.

The results of the analysis of the large sample prior to (2013) and after (2017, 2018, 2019) the establishment of the sewerage network showed the clear decrease of the concentration of inorganic contaminants (NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , PO_4^{3-}).

Although the average values of NH_4^+ concentrations continued to be above the limit value in each studied year, a steady decreasing trend can be observed. While concentration over 1 mg/l was measured in 17.5% of the wells in large sample 2013, only such concentrations were measured in only 5% of the wells in 2019. The change in the concentration of NO_3^- also indicates the start of purification processes still ongoing nowadays, with the average value of 187.8 mg/l in 2013 reduced to 109.8 mg/l by 2018. The average PO_4^{3-} concentration in 2019 decreased by 60% compared to the reference year 2013, reducing it to the level of the contamination limit (0.5 mg/l). In 32.5% of the wells concentrations above the limit were measured in 2019 compared to 65% in 2013. In the 5th year following construction of the sewerage network, the proportion of the areas of the municipality where the EC value was below the limit value (2500 $\mu\text{S}/\text{cm}$) increased compared to the reference year.

Applying discriminant analysis, it can be determined with 89.6% probability whether the sample is from the period prior to or after the establishment of the sewerage network. On this basis, the construction of the sewerage network resulted in marked changes in the quality of groundwater wells.

Three different water quality indices were used to assess the evolution of the degree of contamination over time and space. In the case of the sampling in 2013, only a few water samples were grouped into the 1-2 categories (*excellent - good*) category for all three indices. The strong contamination of the groundwater supply in the municipality is shown by that 90% of water samples in the 4-5 (*contaminated - highly polluted*) categories according to WQS, 70% of the wells according to C_d , and 80% of the wells according to CCME_{wqi} . In 2019, 5 years after the establishment of the sewerage network, significant changes can be observed. For all three indices, the number of wells in the *highly polluted* category decreased significantly, while the number of samples in categories 2-3 (*good - acceptable*) increased: from 4 to 20 in the case of WQS, from 12 to 18 for C_d , and from 8 to 19 for CCME_{wqi} compared to the reference year.

Contamination in space and its changes following the establishment of a sewerage network

In the period before sewerage, clear spatial differences were shown in the degree of contamination in the area of the settlement. We found that the degree of contamination increases in the direction of local groundwater flow, which was detected for most of the parameters studied (NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , EC).

NO_3^- concentrations in the southern areas of the municipality showed a very significant degree of contamination. The average value of south-located wells was 455 mg/l, while the average value of north-located wells was 166 mg/l. There were also significant differences in the EC values of groundwater wells. While the average EC value of south-located wells was 4414 $\mu\text{S}/\text{cm}$, the average value of north-located

wells was 2688 $\mu\text{S}/\text{cm}$. 87% of the wells with NH_4^+ concentrations higher than 1 mg/l were located in southern areas. 62% of wells with NO_2 concentrations lower than 0.2 mg/l were in the northern part of the municipality.

The results of the major component and two-stage cluster analyses also supported the differences between the N and S areas. At the same time, of course, there is no clear line between the boundaries of the two areas, but a transitional zone is also formed.

Based on the results of 2013, a south-only cluster of 12 wells based on hierarchical cluster analysis was clearly defined. The other dominant cluster contained north-located wells in 74%. In the 5th year following the establishment of the sewerage network, this clear difference between wells was eliminated with a decrease in the level of contamination, with approximately the same proportion of north and south wells in the two established clusters.

The water chemical parameters of the 4 monitoring wells (2013) established outside the municipality also confirm our above findings, since the concentrations of NO_3^- and PO_4^{3-} in wells located on N and NW of the municipality remain well below the limit, but the concentration of NO_3^- in the well south of the municipality exceeded 700 mg/l. The concentration of NH_4^+ above 0.2 mg/l in wells located N and NW of the municipality indicates a wash-out from fertilisers. With these results, we have thus also proved that groundwater contamination is dominantly not of agricultural origin.

Changes in the groundwater level after the establishment of the sewerage network

We found that during the study period (2011-2014) before the establishment of the sewerage network, groundwater levels were very close to the surface (<3m). Changes in groundwater levels in the period following the establishment of the sewerage network were assessed on the basis of water levels measured during large-scale sampling in the summer. In the year preceding the establishment of the sewerage network in 2013, the groundwater level was between 88.51 m a.s.l. and 86.98 m a.s.l. The groundwater level was highest in the inner parts of the settlement, while the deepest water level could be measured in the southern areas of the settlement.

In the period after the establishment of the sewerage network, significant changes can be observed as a result of that wastewater outflow was stopped. There was a strong descent in groundwater levels. The average decrease in water levels in the period after the establishment of the sewerage network was 1.5 to 2 metres, which cannot be explained by changes in precipitation conditions, the reason for the decrease in water levels is clearly due to that wastewater outflow was eliminated.

A significant, strong negative correlation between the groundwater data series of the period before and after the establishment of the sewerage network ($r=-0.812$) has been demonstrated. Applying Wilcoxon test, we showed that there was a clear background process (sewerage) behind the differences in the three-year data series. We found that by discriminant analysis water level data can be used to determine with an accuracy of 94.2% whether the water level data is derived from the period before or after the establishment of the sewerage network.

Studying the effects of an uninsulated septic tank on the groundwater

On the basis of the water consumption and sewage removal data of the studied household, we found that an average of 220 litres of sewage flowed out per day during the operating phase of the septic tank, which clearly defined the local water flow conditions in the area. The height of the groundwater dome formed as a result of the effluent sewage exceeded 1.1 metres, which is an extremely large difference in a lowland area within a distance of 25 metres. Based on water level data, we found that sewage outflows are most intense towards the south.

As a result of the significant sewage outflow, the water chemical parameters of the wells closest to the septic tank are significantly different from those of the monitoring wells further away from the septic tank. During the operational phase of the septic tank (until 2014), 20-50 mg/l of organic matter was measured in monitoring wells 1 metre away from it, which showed decreasing values further away, the values exceeded the relevant limit of 4.5 mg/l in each well, showing the contamination of the entire study area. In the immediate vicinity of the septic tank, NH_4^+ concentrations over 90 mg/l typical of raw waste waters were measured. Further away from the septic tank, the conditions for nitrification improved, so the NH_4^+ concentration rapidly decreased to a level close to the contamination limit of 0.5 mg/l at a distance of 15-20 metres from the septic tank. The spatial change in the concentration of NO_3^- showed the opposite picture. Concentrations increased from 1-3 mg/l close to the septic tank – as the conditions for nitrification improved – significantly above the contamination limit of 50 mg/l. PO_4^{3-} concentrations in monitoring wells 1 m from the septic tank ranged from 3 mg/l to 6 mg/l during the operating phase of the septic tank, which was lower in the more distant wells, however in a significant part of the study area it exceeded the relevant limit of 0,5 mg/l.

Statistical analyses also show significant differences depending on the distance from the septic tank. In the multi-variable space of the main components 1 and 2, wells close to the septic tank (1 m distance) and further away from the septic tank (>1 m) are clearly separated from each other. Discriminant analysis can be used to determine with an accuracy of 96.5% which category the sample belongs to, based on its water chemistry parameters. Applying a two-stage cluster analysis, we found that NH_4^+ had an outstanding role when designing clusters.

Purification processes in the time period after the elimination of sewage outflow

In the period following the dismantling of the septic tank (2014-2019), significant changes have been shown. After the end of wastewater outflow, the groundwater dome formed in the area around the septic tank also disappeared, the difference in water levels in the monitoring wells decreased to a few (3-12) cm. This also changed the direction of groundwater flow. The previous radial direction of groundwater flow from the septic tank changed in the direction typical under the settlement.

Changes in the studied water chemical parameters clearly show positive changes after the elimination of wastewater outflow. Although organic matter content decreased in wells near the septic tank, we still measured very high values of 35-70 mg/l, which suggests that significant amounts of organic matter accumulated from the effluent in the vicinity of the septic tank, which continues to provide supplies. The concentration of NH_4^+ was no longer above 90 mg/l a year and a half after the dismantling of the septic tank, but in wells 1 metre away from the septic tank, very

high concentrations of 35-78 mg/l were still measured. However, in 2019, 5 years after the elimination of wastewater outflow, concentrations below the contamination limit (0.5 mg/l) were reported in the majority of more distant wells, indicating the purification processes in the area.

Significant changes in the NO_3^- concentration of groundwater can also be shown in the period after the establishment of the sewerage network. While 1-3 mg/l were measured in the environment of the septic tank in 2013, concentrations increased by many times the limit in the period following the elimination of the septic tank as oxidative conditions improved. The concentration of PO_4^{3-} in the environment of the septic tank decreased significantly, but in the majority of the area it still exceeded the limit in 2019.

It is possible to determine with a 71.3% probability whether the sample is derived from the time period before or after the establishment of the sewerage network by discriminant analysis, based on the water chemistry parameters of the sample. The relative low value reflects the fact that although positive changes in water quality have taken place, the area continues to show serious contamination 5 years after the elimination of wastewater outflow.

Determination of the forms of inorganic nitrogen in the study area

For the time periods before (2013) and after (2016) the establishment of the sewerage network, the amount of inorganic nitrogen forms and the values expressed in $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ g were determined applying rockworks software based on the water volume delimited in the modelled zone. We found that in the modelled zone, the amount of nitrogen present in inorganic nitrogen forms increased more than twice from 19533 g to 46940 g a year and a half after the elimination of the septic tank. We have also seen a significant change in the proportions of inorganic nitrogen forms. The proportion of NH_4^+ dropped from 70% to less than 10%. While 29% of inorganic nitrogen forms were nitrate in 2013, by 2016 this value increased to nearly 90%. Based on the above, it can be concluded that nitrogen oxidation levels increased significantly by 2016, indicating that purification processes are ongoing. On this basis, it can be declared that the purification processes in the area have started, but at the same time, our results show that pollutants entering environment undergo a number of transformations and remain in the system for a long time.

Effects of the fixed ammonium content of the soil on the purification processes of groundwater

In 2014, the elimination of sewage outflow resulted in immediately decreasing NH_4^+ concentrations in monitoring wells at a distance of 1 metre from the septic tank, however, 5 years after the elimination of contaminant supply, concentrations (35-57 mg/l) were still exceeded the contamination limit (0.5 mg/l) by several times. Very high concentrations suggest that large amounts of NH_4^+ continue to enter the groundwater system.

In order to prove this, the exchangeable and fixed $\text{NH}_4\text{-N}$ and $\text{NO}_3\text{-N}$ content of the soil by 20 cm were determined in the 4 m deep monitoring well at a distance of 1 metre from the septic tank. Based on the measurements, significant accumulation of replaceable and fixed $\text{NH}_4\text{-N}$ was detected in the 220-400 cm zone (>400 mg/kg).

Since there is a dynamic balance between the NH_4^+ content of the soil and that of the groundwater, in parallel with the decreasing NH_4^+ content of the groundwater, the fixed NH_4^+ goes into solution again continuing to provide high concentrations.

In the unsaturated 100-140 cm zone of the borehole, a significant accumulation of NO_3 , has been shown, which belonged to the saturated zone before the establishment of the sewerage network. After the establishment of the sewerage network, nitrification may have started due to reduced water levels, the source of which was the previously bound replaceable and fixed NH_4^+ .

Our studies have shown that the amount of NH_4^+ bound in the soil and the dynamics of the saturated and unsaturated zones influence decisively purification and nitrification processes in the groundwater.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Hálás köszönettel tartozom témavezetőmnek Dr. Szabó Györgynek, aki immár egy évtizede lát el szakmai tanácsokkal, iránymutatásokkal. Köszönöm, hogy mindvégig hitt bennem és kitartott mellettem a nehéz időkben is. Köszönöm, hogy nem csupán szakmai, hanem nagyon sokszor lelki támaszt is nyújtott.

Köszönöm Dr. Kamber-Waffiné Bakó Valériának, hogy megismertette és megszerettette velem a laboratóriumi munkát. Köszönöm Tóth Csillának és Sósne Mező Krisztinának, hogy Vali néni nyugdíjba vonulása után tovább segítettek a munkámat mind a talajtani mind a vízvizsgálatok terén.

Köszönöm Balla Dániel barátomnak és kollégámnak, hogy már az első találkozásunktól kezdve mindenben segített, támogatott. Az ő példás szorgalma, lelkesedése mindvégig motiválóan hatott rám.

Köszönetet szeretnék mondani Dr. Szabó Gergelynek és Dr. Tóth Csabának, hogy segítettek a terepi geodéziai mérésekben és az adatok feldolgozásában.

Köszönöm Dr. Novák Tibor Józsefnek a településen feltárt talajszelvények WRB szerinti osztályozásában nyújtott segítségét. Szakmai tudása és elhivatottsága végig motiválóan hatott munkámra.

Köszönetet mondok a Szervetlen és Analitikai Tanszék dolgozóinak Dr. Baranyai Edinának, Tóth Csillának, Herman Petrának és Sajtos Zsófiának a talaj- és vízminták mikro- és makroelem tartalmának lemerésében nyújtott segítségükért.

Köszönetet szeretnék mondani Dr. Daniele Cavalli-nak aki a tudását önzetlenül átadva segített a talaj fixált ammónium-tartalmának mérésében. Mind tudásban, mind emberi értékekben példaképként tekintek rá.

Köszönöm Kovács Nikolettnek a dolgozat alapos áttekintését, nyelvi lektorálását és hasznos tanácsait.

Köszönöm barátaimnak, akik végig mellettem álltak, és akikkel a közös utazásaink során kiszakadhattam a mindennapok malmából, és visszatérve újult erővel kezdhettem a munkának. Külön köszönöm Kovács Zoltán barátomnak, aki nemcsak lelki támaszt nyújtott, hanem többször estébe nyúlóan segített a laboratóriumi munkában.

Köszönöm a B202 iroda minden egykori és jelenlegi tagjának, hogy tanulmányaim alatt végig barátságos, motiváló légkörben dolgozhattam, és dolgozhatok most is. A közös élmények még a legnehezebb időszakokon is segítettek átlendíteni. Külön köszönöm Kiss Emőkének, hogy a fozozatszerzési eljárás során mindig számíthattam hasznos tanácsaira.

Legnagyobb köszönettel családomnak tartozom, akik szerető támogatást nyújtottak és végig mellettem álltak minden elképzelésemben. Nélkülük nem jutottam volna el idáig. Köszönöm, hogy a kutatásaimat is mindenben segítették.

Végül köszönetet szeretnék mondani minden bántáért lakosnak, akik immár egy évtizede teszik lehetővé a vízminták begyűjtését.

IRODALOMJEGYZÉK

1. Abdalla, F., & Khalil, R. (2018). Potential effects of groundwater and surface water contamination in an urban area, Qus City, Upper Egypt. *Journal of African Earth Sciences*, 141, 164-178.
2. Abu-Bakr, H.A., Elkhedr, M., Ghanem, A., and Bazaraa, A. (2015). Evaluation of Treated Wastewater Quality Changes through the Vadose Zone. *Civil and Environmental Research Journal*, 7(7):111-125.
3. Adimalla, N., Qian, H., & Tiwari, D. M. (2020). Groundwater chemistry, distribution and potential health risk appraisal of nitrate enriched groundwater: A case study from the semi-urban region of South India. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 207, 111277.
4. Adumitroaei, M. V., Gavriloiiei, T., Sandu, A. V., & Iancu, G. O. (2016). Distribution of Mineral Nitrogen Compounds in Groundwater in Vaslui County (Romania). *Cancer*, 12, 13.
5. Alloway, B. J., & Jackson, A. P. (1991). The behaviour of heavy metals in sewage sludge-amended soils. *Science of the Total Environment*, 100, 151-176.
6. Allison, F. E., Doetsch, J. H., & Roller, E. M. (1953). Availability of fixed ammonium in soils containing different clay minerals. *Soil Science*, 75(5), 361-382.
7. Ardern, E., & Lockett, W. T. (1914). Experiments on the oxidation of sewage without the aid of filters. *Journal of the society of chemical industry*, 33(10), 523-539.
8. Augustsson, A., Söderberg, T. U., Jarsjö, J., Åström, M., Olofsson, B., Balfors, B., & Destouni, G. (2016). The risk of overestimating the risk-metal leaching to groundwater near contaminated glass waste deposits and exposure via drinking water. *Science of the Total Environment*, 566, 1420-1431.
9. Azzellino, A., Colombo, L., Lombi, S., Marchesi, V., Piana, A., Andrea, M., & Alberti, L. (2019). Groundwater diffuse pollution in functional urban areas: The need to define anthropogenic diffuse pollution background levels. *Science of The Total Environment*, 656, 1207-1222.
10. Babu, N. B., Gajendran, C., Hameed, A. S., & James, E. J. (2015). Appraisal of groundwater quality for drinking and irrigation purposes in Nambiyar river basin, Tamil Nadu, India. *Water resources*, 42(4), 553-562.
11. Back, W. (1961). Techniques for mapping of hydrochemical facies. *US Geol Surv Prof Pap*, 424, 380-382.
12. Backman, B., Bodiš, D., Lahermo, P., Rapant, S., & Tarvainen, T. (1998). Application of a groundwater contamination index in Finland and Slovakia. *Environmental Geology*, 36(1-2), 55-64.
13. Bajjali, W., & Al-Hadidi, K. (2017). Water quality and geochemistry evaluation of groundwater upstream and downstream of the Khirbet Al-Samra wastewater treatment plant/Jordan. *Applied Water Science*, 7(1), 53-69.
14. Bakacsi, Zs. (2001). Kiskunsági alluvialis síkság talajtani-domborzati sajátosságainak térinformatikai alapú vizsgálata, különös tekintettel a feltételezett talajvízszint-változásokra. *Agrokémia és talajtan*, 50(3-4), 371-382.

15. Ball, R. O., & Church, R. L. (1980). Water quality indexing and scoring. *Journal of the Environmental Engineering Division*, 106(4), 757-771.
16. Balla, D., Novák, T. J., & Zichar, M. (2016). Approximation of the WRB reference group with the reapplication of archive soil databases. *Acta Universitatis Sapientiae, Agriculture and Environment*, 8(1), 27-38.
17. Banks, D., Karnachuk, O. V., Parnachev, V. P., Holden, W., & Frengstad, B. (2002). Groundwater contamination from rural pit latrines: examples from Siberia and Kosova. *Water and Environment Journal*, 16(2), 147-152.
18. Barótfi, I. (2002) Környezettechnika, Mezőgazda Kiadó, 981 p.
19. Barótfi, I. (2011). Környezetgazdálkodás. Digitális Tankönyvtár, 170 p.
20. Beal, C. D., Gardner, E. A., & Menzies, N. W. (2005). Process, performance, and pollution potential: A review of septic tank–soil absorption systems. *Soil Research*, 43(7), 781-802.
21. Beauchamp, E. G., & Drury, C. F. (1991). Ammonium fixation, release, nitrification, and immobilization in high- and low-fixing soils. *Soil Science Society of America Journal*, 55(1), 125-129.
22. Bennett, P. C., Rogers, J. R., Choi, W. J., & Hiebert, F. K. (2001). Silicates, silicate weathering, and microbial ecology. *Geomicrobiology Journal*, 18(1), 3-19.
23. Berky, L., & Palinkás, L. (1976). Nagyobb nitrát tartalmú ivóvizek fogyasztásának egyes higiénés kérdései. *Agrártörténeti szemle*, 31-40.
24. Beuters, P., & Scherer, H. W. (2012). Modification of the standard method for determination of non-exchangeable NH₄-N in soil. *Plant, Soil and Environment*, 58(12), 557-560.
25. Benrabah, S., Attoui, B., & Hannouche, M. (2016). Characterization of groundwater quality destined for drinking water supply of Khenchela City (eastern Algeria). *Journal of Water and Land Development*, 30(1), 13-20.
26. Bharti, P. K. (2012). Groundwater pollution. *Biotech Books*. pp: 243 (ISBN: 978-81-7622-242-6).
27. Bharti, P. K. (2012) Heavy metals in environment. Lambert Academic Publishing, Germany
28. Bolgár, B. E., & Pál, Z. (2005). Spatial pattern of groundwater pollution on a small Transylvanian village example. In *Environment, research, protection and management international conference, UBB, Facultatea de Stiinta Mediului, Cluj Napoca* (pp. 140-150).
29. Bora, M., & Goswami, D. C. (2017). Water quality assessment in terms of water quality index (WQI): case study of the Kolong River, Assam, India. *Applied Water Science*, 7(6), 3125-3135.
30. Borda, J., Lakatos, G., Szász, T. (2000). Környezeti kémia II.: ipari környezetvédelem. Kossuth Egyetemi Kiadó, Debrecen, 125 p.
31. Borsodi, A., Felföldi, T., Jäger, K., Makk, J., Márialigeti, K., Romsics, C., Tóth, E., Bánfi, R., Pohner, Zs., & Vajna, B. (2013). Bevezetés a prokarióták világába. Eötvös Loránd Tudományegyetem, ITStudy Hungary Számítástechnikai Oktató-és Kutatóközpont Kft. 592 p.
32. Bottrell, S., Tellam, J., Bartlett, R., & Hughes, A. (2008). Isotopic composition of sulfate as a tracer of natural and anthropogenic influences on groundwater

- geochemistry in an urban sandstone aquifer, Birmingham, UK. *Applied Geochemistry*, 23(8), 2382-2394.
33. Bouslah, S., Djemili, L., & Houichi, L. (2017). Water quality index assessment of Koudiat Medouar Reservoir, northeast Algeria using weighted arithmetic index method. *Journal of Water and Land Development*, 35(1), 221-228.
 34. Böhlke, J. K., Smith, R. L., & Miller, D. N. (2006). Ammonium transport and reaction in contaminated groundwater: Application of isotope tracers and isotope fractionation studies. *Water Resources Research*, 42(5).
 35. Brandes, M. (1978). Characteristics of effluents from gray and black water septic tanks. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, 2547-2559.
 36. Brantley, A. S., & Townsend, T. G. (1999). Leaching of pollutants from reclaimed asphalt pavement. *Environmental Engineering Science*, 16(2), 105-116.
 37. Brown, R. M., McClelland, N. I., Deininger, R. A., & Tozer, R. G. (1970). A water quality index - do we dare.
 38. Burucs K. (1987). Vízszennyezés Magyarországon 1949-1980. *História*, 18-21 p.
 39. Buzás, I., Hoyk, E., Hüvely, A., Borsné Pető, J., (2009). Nitrát-szennyezés vizsgálata homoktalajon. Tudomány és oktatás: AGTEDU 2009: a Magyar Tudomány Ünnepe alkalmából rendezett tudományos konferencia kiadványa: Bács-Kiskun Megyei Tudományos Fórum, 255-259.
 40. Candela, L., Fabregat, S., Josa, A., Suriol, J., Vigués, N., & Mas, J. (2007). Assessment of soil and groundwater impacts by treated urban wastewater reuse. A case study: Application in a golf course (Girona, Spain). *Science of the Total Environment*, 374(1), 26-35.
 41. Cary, L., Casanova, J., Gaaloul, N., & Guerrot, C. (2013). Combining boron isotopes and carbamazepine to trace sewage in salinized groundwater: a case study in Cap Bon, Tunisia. *Applied geochemistry*, 34, 126-139.
 42. Cavalli, D., Consolati, G., Marino, P., & Bechini, L. (2015). Measurement and simulation of soluble, exchangeable, and non-exchangeable ammonium in three soils. *Geoderma*, 259, 116-125.
 43. Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME) (2001). Canadian Water Quality Index 1.0 Technical report and user's manual. Canadian Environmental Quality Guidelines Water Quality Index Technical Subcommittee. Gatineau, QC, Canada.
 44. Ceazan, M. L., Thurman, E. M., & Smith, R. L. (1989). Retardation of ammonium and potassium transport through a contaminated sand and gravel aquifer: the role of cation exchange. *Environmental Science & Technology*, 23(11), 1402-1408.
 45. Chaturvedi, A., Bhattacharjee, S., Singh, A. K., & Kumar, V. (2018). A new approach for indexing groundwater heavy metal pollution. *Ecological Indicators*, 87, 323-331.
 46. Christensen, J. B., Jensen, D. L., & Christensen, T. H. (1996). Effect of dissolved organic carbon on the mobility of cadmium, nickel and zinc in leachate polluted groundwater. *Water Research*, 30(12), 3037-3049.
 47. Cloutier, V., Lefebvre, R., Therrien, R., & Savard, M. M. (2008). Multivariate statistical analysis of geochemical data as indicative of the hydrogeochemical evolution of groundwater in a sedimentary rock aquifer system. *Journal of Hydrology*, 353(3-4), 294-313.

- 48.Csathó, P., & Radimszky, L. (2005). A magyar mezőgazdaság környezetvédelmi és agronómiai megközelítésű NPK tápelemmérlege 1901 és 2000 között. *Agrokémia és Talajtan*, 54(1-2), 217-234.
- 49.Davis, J. C. (2002). *Statistics and Data Analysis in Geology*, 3rd Edition, Wiley, USA, p. 656.
- 50.Dawes, L., & Goonetilleke, A. (2003). An investigation into the role of site and soil characteristics in onsite sewage treatment. *Environmental Geology*, 44(4), 467-477.
- 51.Deák, J. (1979). Environmental isotopes and water chemical studies for groundwater research in Hungary. In *Isotope hydrology 1978*.
- 52.Deák, J., Deseő, É., Liebe, P. (1998): A felszín alatti vizek minőségének országos jellemzése. - *Vízügyi Közlemények* LXXX. 1. füzet.
- 53.Demirel, Z., & Güler, C. (2006). Hydrogeochemical evolution of groundwater in a Mediterranean coastal aquifer, Mersin-Erdemli basin (Turkey). *Environmental geology*, 49(3), 477-487.
- 54.Devic, G., Djordjevic, D., & Sakan, S. (2014). Natural and anthropogenic factors affecting the groundwater quality in Serbia. *Science of the Total Environment*, 468, 933-942.
- 55.Dévai, Gy., Juhász-Nagy, P., Dévai, I. (1992). A vízminőség fogalomrendszerének egy átfogó koncepciója. 1. rész. A tudománytörténeti háttér és az elvi alapok. *Acta Biologica Debrecina*, (4) 13-28
- 56.Dővényi, Z. szerk. (2010). Magyarország Kistájainak katasztere (Cadastre of Hungarian regions). MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest.
- 57.Drake, V. M., & Bauder, J. W. (2005). Ground water nitrate-nitrogen trends in relation to urban development, Helena, Montana, 1971-2003. *Groundwater Monitoring & Remediation*, 25(2), 118-130.
- 58.Drummond, D. O. (2002). Texas Groundwater Law in the Twenty-First Century: A Compendium of Historical Approaches, Current Problems, and Future Solutions Focusing on the High Plains Aquifer and the Panhandle. *Tex. Tech. J. Tex. Admin. L.*, 4, 173.
- 59.Dudley, B., & May, L. (2007). Estimating the phosphorus load to waterbodies from septic tanks. A Report to the Scottish Environment Protection Agency and Scottish Natural Heritage. Centre for Ecology and Hydrology
- 60.Edo, F., Ejiogu, C., Uzoije, A., Nwachukwu, M., & Okoli, C. (2014). Impact of open sewage dumpsites on groundwater quality in igwuruta, rivers state, Nigeria. *Global Biosci*, 3, 919-930.
- 61.Egboka, B. C. E., Cherry, J. A., Farvolden, R. N., & Frind, E. O. (1983). Migration of contaminants in groundwater at a landfill: A case study: 3. Tritium as an indicator of dispersion and recharge. *Journal of Hydrology*, 63(1-2), 51-80.
- 62.Eötvös, C. B., & Horváth, L. (2018). A szentai-erdő talajvízszint változásai a KASZÓ-LIFE projekt hatására. *Erdészettudományi Közlemények*, 8(2), 17-23.
- 63.Fantong, W. Y., Fouepe, A. T., Djomou, S. L., Banseka, H. S., Anazawa, K., Adelana, S. M. A., & Nkeng, G. E. (2013). Temporal pollution by nitrate (NO₃), and discharge of springs in shallow crystalline aquifers: Case of Akok Ndoue catchment, Yaounde (Cameroon). *African Journal of Environmental Science and Technology*, 7(5), 167-174.

- 64.FAO, Food and Agriculture Organization of the United Nations (2017). World fertilizer trends and outlook to 2020, 29 p.
- 65.Farkas, F. (2004). Nehezen bontható, vagy toxikus komponenseket tartalmazó ipari szennyvizek biológiai kezelése. *Doktori értekezés*, NYME, 121 p.
- 66.Farmer, A. M. (2018). Phosphate pollution: a global overview of the problem. *Phosphorus: Polluter and Resource of the Future: Motivations, Technologies and Assessment of the Elimination and Recovery of Phosphorus from Wastewater*, 35.
- 67.Farsang, A., Fejes, I., & Tóth, T. M. (2017). Integrated evaluation of urban groundwater hydrogeochemistry in context of fractal behaviour of groundwater level fluctuations. *Hydrological sciences journal*, 62(8), 1216-1229.
- 68.Fazekas, I. (2003). Kommunális hulladéklerakók csurgálékvizének vizsgálata. *Környezetvédelmi Mozaikok*, Tiszteletkötet Dr. Kerényi Attila, 60. születésnapjára, 257-268.
- 69.Fehér, Z. Z., & Rakonczai, J. (2019). Analysing the sensitivity of Hungarian landscapes based on climate change induced shallow groundwater fluctuation. *Hungarian Geographical Bulletin*, 68(4), 355-372.
- 70.Feigin, A., & Yaalon, D. H. (1974). Non-exchangeable ammonium in soils of Israel and its relation to clay and parent materials. *Journal of Soil Science*, 25(3), 384-397.
- 71.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.
- 72.Fejes I. (2014). A talaj- és talajvízrendszer komplex környezeti szempontú értékelése városi területen, Szeged példáján, Doktori (PhD) értekezés, Szeged, 142 p.
- 73.Fisher, R. A. (1936). The use of multiple measurements in taxonomic problems. *Annals of eugenics*, 7(2), 179-188.
- 74.Freeze, R. A., & Witherspoon, P. A. (1967). Theoretical analysis of regional groundwater flow: 2. Effect of water-table configuration and subsurface permeability variation. *Water Resources Research*, 3(2), 623-634.
- 75.Fukada, T., Hiscock, K. M., & Dennis, P. F. (2004). A dual-isotope approach to the nitrogen hydrochemistry of an urban aquifer. *Applied Geochemistry*, 19(5), 709-719.
- 76.Geleji, M. (2011). A kémiai foszforeltávolítás alapfolyamatainak vizsgálata. http://www.maszesz.hu/download/junior-konferencia/Geleji-Magdolna_MaSzeSz_szimposium.pdf (letöltve 2012. 10. 14)
- 77.Gill, L., Súilleabháin, C. Ó., Johnston, P., & Misstear, B. (2005). An Investigation into the Performance of Subsoils and Stratified Sand Filters for the Treatment of Wastewater from On-site Systems (2001-MS-15-M1).
- 78.Gimeno-García, E., Andreu, V., & Boluda, R. (1996). Heavy metals incidence in the application of inorganic fertilizers and pesticides to rice farming soils. *Environmental pollution*, 92(1), 19-25.
- 79.Green, C. J., Blackmer, A. M., & Yang, N. C. (1994). Release of fixed ammonium during nitrification in soils. *Soil Science Society of America Journal*, 58(5), 1411-1415.

80. Gooddy, D. C., Macdonald, D. M. J., Lapworth, D. J., Bennett, S. A., & Griffiths, K. J. (2014). Nitrogen sources, transport and processing in peri-urban floodplains. *Science of The Total Environment*, 494, 28-38.
81. Godwin, K. S., Hafner, S. D., & Buff, M. F. (2003). Long-term trends in sodium and chloride in the Mohawk River, New York: the effect of fifty years of road-salt application. *Environmental pollution*, 124(2), 273-281.
82. Graf, D. L. (1966). The origin of saline formation waters, III: Calcium chloride waters. *Circular no. 397*.
83. Gunner, C., Kleffner, I., & Sickert, E. (1998). Management and treatment of sludge liquor in connection with nitrogen management in a multi-stage large sewage treatment plant. In *HYDROTOP 98*.
84. Güler, C., Thyne, G. D., McCray, J. E., & Turner, K. A. (2002). Evaluation of graphical and multivariate statistical methods for classification of water chemistry data. *Hydrogeology journal*, 10(4), 455-474.
85. Hajdu, Z., & Füleky, G. (2007). Distribution of nitrate pollution in the Niraj (Nyarad) River Basin. *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences*, 2(2), 57-72.
86. Hajdu, Z. (2010). Hozzájárulás az ivóvízkutak nitrátszennyeződésének vizsgálatához a Nyárad vízgyűjtőjében. *Reconnect-Electronic Journal of Social, Environmental and Cultural Studies*, 2(1), 60-87
87. Halász B. (1988). Kutakhoz való nem permanens hozzáfolyás rétegzett tárolókban. - *Hidrológiai Közöny*. 68. évf. 4.sz. pp. 213-216.
88. Han, Z., Ma, H., Shi, G., He, L., Wei, L., & Shi, Q. (2016). A review of groundwater contamination near municipal solid waste landfill sites in China. *Science of the Total Environment*, 569, 1255-1264.
89. Hanchar, D. W. (1991). *Effects of Septic-tank Effluent on Ground-water Quality in Northern Williamson County and Southern Davidson County, Tennessee*. US Geological Survey.
90. Handa, B. K. (1990). Contamination of groundwaters by phosphates. *Bhu-Jal News*, 5(2).
91. Hart, B. T., Bailey, P., Edwards, R., Hortle, K., James, K., McMahon, A., & Swadling, K. (1991). A review of the salt sensitivity of the Australian freshwater biota. *Hydrobiologia*, 210(1-2), 105-144.
92. Heaton, T. H. E., Trick, J. K., & Williams, G. M. (2005). Isotope and dissolved gas evidence for nitrogen attenuation in landfill leachate dispersing into a chalk aquifer. *Applied geochemistry*, 20(5), 933-945.
93. Heatwole, K. K., & McCray, J. E. (2007). Modeling potential vadose-zone transport of nitrogen from onsite wastewater systems at the development scale. *Journal of Contaminant Hydrology*, 91(1-2), 184-201.
94. Helgesen, J. O., Stullken, L. E., & Rutledge, A. T. (1994). *Assessment of nonpoint-source contamination of the High Plains aquifer in south-central Kansas, 1987* (No. 2381-C). USGPO; Dept. of the Interior, US Geological Survey.
95. Hinman, W. C. (1964). Fixed ammonium in some Saskatchewan soils. *Canadian journal of soil science*, 44(1), 151-157.

96. Hinman, W. C. (1966). Ammonium fixation in relation to exchangeable K and organic matter content in two Saskatchewan soils. *Canadian Journal of Soil Science*, 46(3), 223-225.
97. Holes, A. (szerk) (2018). Magyarország környezeti állapota 2017, ISSN 2064-4086, 176p.
98. Horton, R. K. (1965). An index number system for rating water quality. *Journal of Water Pollution Control Federation*, 37(3), 300-306.
99. Horváth, Zs. (1983). Kommunális hulladéklerakó helyek szerepe a felszín alatti környezetszennyezésben. *Agrokémia és Talajtan*, 32(3-4), 494-498.
100. Horváth, E. (2011). Talaj-és talajvízvédelem. *Digitális Tankönyvtár, TÁMOP*, 4(5).
101. Huang, G., Liu, F., Yang, Y., Kong, X., Li, S., Zhang, Y., & Cao, D. (2015). Ammonium-nitrogen-contaminated groundwater remediation by a sequential three-zone permeable reactive barrier (multibarrier) with oxygen-releasing compound (ORC)/clinoptilolite/spongy iron: column studies. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(5), 3705-3714.
102. Jensen, E. S., Christensen, B. T., & Sørensen, L. H. (1989). Mineral-fixed ammonium in clay-and silt-size fractions of soils incubated with 15 N-ammonium sulphate for five years. *Biology and fertility of soils*, 8(4), 298-302.
103. Jensen, D. L., Ledin, A., & Christensen, T. H. (1999). Speciation of heavy metals in landfill-leachate polluted groundwater. *Water Research*, 33(11), 2642-2650.
104. Jolliffe, I. T. (1986). Principal components in regression analysis. In *Principal component analysis* (pp. 129-155). Springer, New York, NY.
105. Jolliffe, I. T. (2002). Principal component analysis. 2nd Edition, Springer-Verlag New York, Inc.
106. Jong, R. D., Campbell, C. A., & Nicholaichuk, W. (1983). Water retention equations and their relationship to soil organic matter and particle size distribution for disturbed samples. *Canadian Journal of Soil Science*, 63(2), 291-302.
107. Jumma, A. J., Mohd, E. T., & Noorazuan, M. H. (2012). Groundwater pollution and wastewater management in Derna City, Libya. *International Environmental Research Journal*, 6(1), 50-54.
108. Juhász J. (1987). Hidrogeológia, Akadémiai Kiadó, 972 p.
109. Juhász J. (1996). A hazai fürdők másfélezer éve. *Hidrológiai Tájékoztató* 1996. április, 19-20.
110. Juhász Cs., Tamás J., Blaskó L., & Zsembeli J. (1997). A Tisza tó talajvíz emelő hatásának elemzése integrált számítógépes modellek alapján. *Debreceni Agrártudományi Egyetem Tudományos Közleményei-Studia Universitatis Scientiarum Agriculturae Debreceniensis XXXIII*. pp. 143-152.
111. Kaown, D., Koh, D. C., Mayer, B., & Lee, K. K. (2009). Identification of nitrate and sulfate sources in groundwater using dual stable isotope approaches for an agricultural area with different land use (Chuncheon, mid-eastern Korea). *Agriculture, ecosystems & environment*, 132(3-4), 223-231.
112. Karbassi, A. R., Nouri, J., & Ayaz, G. O. (2007). Flocculation of trace metals during mixing of Talar river water with Caspian Seawater. *International Journal of Environmental Research*, 1(1), 66-73.

113. 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.
114. Kádár, I. (2007). N x P kölcsönhatások vizsgálata tartamkísérletekben rozsnövénnyel. *Növénytermelés*, 56(4), 213-224.
115. Kárpáti, Á. (2003). Lakossági szennyvizek és eleveniszapos tisztításuk. 1-18. Szerk.: Kárpáti, Á., Lakossági szennyvizek aerob tisztítása eleveniszapos és más módszerekkel. Ismeretgyűjtemény No. 3. Veszprémi Egyetem, Környezetmérnöki és Kémiai Technológia Tanszék, pp. 95.
116. Kárpáti, Á. (2005). Szennyvíztisztítás kialakulása és fejlődése napjainkig. *Műszaki Információ / Környezetvédelem*, (7-8) 80-96.
117. Kárpáti, Á. (2011). Vízgazdálkodás – szennyvíztisztítás. Szerk Domokos, E. Környezetmérnöki Tudástás. 10 kötet. Pannon Egyetem, Környezetmérnöki Intézet, pp. 241.
118. Karr, J. D., Showers, W. J., & Jennings, G. D. (2003). Low-level nitrate export from confined dairy farming detected in North Carolina streams using $\delta^{15}\text{N}$. *Agriculture, ecosystems & environment*, 95(1), 103-110.
119. Keerthisinghe, G., Mengel, K., & De Datta, S. K. (1984). The Release of Nonexchangeable Ammonium (^{15}N Labelled) in Wetland Rice Soils 1. *Soil Science Society of America Journal*, 48(2), 291-294.
120. Kelly, W. R. (2008). Long-term trends in chloride concentrations in shallow aquifers near Chicago. *Groundwater*, 46(5), 772-781.
121. Kelly, W. R., Panno, S. V., Hackley, K. C., Hwang, H. H., Martinsek, A. T., & Markus, M. (2010). Using chloride and other ions to trace sewage and road salt in the Illinois Waterway. *Applied Geochemistry*, 25(5), 661-673.
122. Kendall, C. (1998). Tracing nitrogen sources and cycling in catchments. In *Isotope tracers in catchment hydrology* (pp. 519-576).
123. Kerényi, A., Pásztor A. (1994). talajvíz nitráttartalmának területi és időbeli változásai két bükkaljai falu példáján. *Földrajzi Közlemények*, 42 (98), 2, 113-129.
124. Kerényi, A. (2006) Általános Környezetvédelem, Mozaik Oktatási Stúdió Kft. 384 p.
125. Klein, L. (1962). River pollution. Causes and effects. *Butterworths Sci. Publ.*, London, 456 p.
126. Koda, E., Sieczka, A., & Osinski, P. (2016). Ammonium concentration and migration in groundwater in the vicinity of waste management site located in the neighborhood of protected areas of Warsaw, Poland. *Sustainability*, 8(12), 1253.
127. Kovács, B., & Szanyi, J. (2005). Hidrodinamikai és transzportmodellezés (Processing MODFLOW és Surfer for Windows környezetben) II. *GAMA-GEO Kft., Miskolc*, p. 223.
128. Kowalenko, C. G. (1978). Nitrogen transformations and transport over 17 months in field fallow microplots using ^{15}N . *Canadian Journal of Soil Science*, 58(1), 69-76.
129. Kowalenko, C. G., & Ross, G. J. (1980). Studies on the dynamics of "recently" clay-fixed NH_4^+ using ^{15}N . *Canadian Journal of Soil Science*, 60(1), 61-70.

130. Kringel, R., Rechenburg, A., Kuitcha, D., Fouépé, A., Bellenberg, S., Kengne, I. M., & Fomo, M. A. (2016). Mass balance of nitrogen and potassium in urban groundwater in Central Africa, Yaounde/Cameroon. *Science of the Total Environment*, 547, 382-395.
131. KSH (2018). Éves településstatisztikai adatok 2018-as településszerkezetben. <http://statinfo.ksh.hu/Statinfo/haDetails.jsp>
132. KSH. (2019). Települési szennyvízelvezetés és -tisztítás (1990–). online: https://www.ksh.hu/docs/hun/xstadat/xstadat_eves/i_uw005.html
133. KSH. (2019). Közműolló, december 31. (2000–). online: http://www.ksh.hu/docs/hun/xstadat/xstadat_eves/i_zrk006b.html?down=581
134. KSH. (2019). Magyarország állandó lakosságának száma az év első napján (2020. január 1.) XLS táblázat. Nyilvantarto.hu
135. Kudeyarov, V. N. (1981). Mobility of fixed ammonium in soil. *Ecological Bulletins*, 281-290.
136. Kumar, M., Ramanathan, A. L., Ranjan, S., Singh, V. B., Kumar, N., Yadav, S. K., & Bhattacharya, P. (2018). Groundwater evolution and its utility in upper Ganges-Yamuna Alluvial plain of Northern India, India: Evidence from solute chemistry and stable isotopes. *Groundwater for Sustainable Development*, 7, 400-409.
137. Ladányi, Z., Blanka, V., Deák, Á. J., Rakonczai, J., & Mezősi, G. (2016). Assessment of soil and vegetation changes due to hydrologically driven desalinization process in an alkaline wetland, Hungary. *Ecological Complexity*, 25, 1-10.
138. Lakatos, Gy., Czudar A., (2008). Vízszennyezés, Szennyvíztisztítás. Debreceni Egyetem, Alkalmazott Ökológiai Tanszék. 131 p.
139. Lake, D. L. (1987). Chemical speciation of heavy metals in sewage sludge and related matrices. *Heavy Metals in Wastewater and Sludge Treatment Processes* 1.
140. Láng I. (szerk.) (1993). Környezetvédelmi lexikon. Akadémiai Kiadó és Nyomda Vállalat, Budapest p. 1010
141. Láng, I. (szerk.). (2002). Környezet-és természetvédelmi lexikon. p. 1252
142. Li, X. D., Masuda, H., Kusakabe, M., Yanagisawa, F., & Zeng, H. A. (2006). Degradation of groundwater quality due to anthropogenic sulfur and nitrogen contamination in the Sichuan Basin, China. *Geochemical Journal*, 40(4), 309-332.
143. Li, G., Chen, J., Yan, W., & Sang, N. (2017). A comparison of the toxicity of landfill leachate exposure at the seed soaking and germination stages on *Zea mays* L.(maize). *Journal of Environmental Sciences*, 55, 206-213.
144. Liebe, P. ed. (1994): Magyarország vízkészleteinek állapotértékelése. *VITUKI Rt. - Hidrológiai Intézet kiadványa*, Budapest 1994.
145. Liou, S. M., Lo, S. L., & Wang, S. H. (2004). A generalized water quality index for Taiwan. *Environmental Monitoring and Assessment*, 96(1-3), 35-52.
146. Literáthy P. (1973) Egységes vízvizsgálati módszerek I. Kémiai módszerek, 1. kötet, Vízgazdálkodási Tudományos Kutatóintézet IV. vízminőségi és víztechnológiai főosztálya, 233 p.

147. Lofrano, G., & Brown, J. (2010). Wastewater management through the ages: A history of mankind. *Science of the Total Environment*, 408(22), 5254-5264.
148. Lokeshwari, H., & Chandrappa, G. T. (2006). Impact of heavy metal contamination of Bellandur Lake on soil and cultivated vegetation. *Current science*, 622-627.
149. Lowe, M., Wallace, J., & Kneedy, J. L. (2002). Ground-Water Recharge-Area and Water Quality-Classification Mapping for Cedar Valley, Southwestern Utah—Tools for Land-Use Planning.
150. Machiwal, D., & Jha, M. K. (2015). Identifying sources of groundwater contamination in a hard-rock aquifer system using multivariate statistical analyses and GIS-based geostatistical modeling techniques. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 4, 80-110.
151. Magyarország településeinek szennyvízelvezetési és -tisztítási helyzetéről, a települési szennyvíz kezeléséről szóló 91/271/EGK irányelv Nemzeti Megvalósítási Programjáról szóló 2018. évi Tájékoztató Kiadvány, Belügyminisztérium.
152. Malik, A. (2004). Metal bioremediation through growing cells. *Environment international*, 30(2), 261-278.
153. Marie, A., & Vengosh, A. (2001). Sources of salinity in ground water from Jericho area, Jordan Valley. *Groundwater*, 39(2), 240-248.
154. Marton, L. & Szanyi, J. (2000). A talajvíztükör helyzete és a rétegvíz termelés kapcsolata Debrecen térségében. *Hidrológiai Közlöny*, 8. 1. pp. 2-13.
155. Marton, L. (2009). Alkalmazott hidrogeológia, ELTE Eötvös Kiadó, 626 p.
156. Majolagbe, A. O., Adeyi, A. A., & Osibanjo, O. (2016). Vulnerability assessment of groundwater pollution in the vicinity of an active dumpsite (Olusosun), Lagos, Nigeria. *Chem. Int*, 2(4), 232-241.
157. McArthur, J. M., Sikdar, P. K., Hoque, M. A., & Ghosal, U. (2012). Waste-water impacts on groundwater: Cl/Br ratios and implications for arsenic pollution of groundwater in the Bengal Basin and Red River Basin, Vietnam. *Science of the Total Environment*, 437, 390-402.
158. McBeth IG (1917) Fixation of ammonium in soils. *JAgric Res* 9:141-155
159. McQuillan, D. (2004, November). Ground-water quality impacts from on-site septic systems. In *Proceedings, National Onsite Wastewater Recycling Association, 13th Annual Conference, Albuquerque, NM* (pp. 6-18).
160. Mengis, M., Walther, U., Bernasconi, S. M., & Wehrli, B. (2001). Limitations of using $\delta^{18}\text{O}$ for the source identification of nitrate in agricultural soils. *Environmental science & technology*, 35(9), 1840-1844.
161. Mester, T., Szabó, G., Bessenyei, É., Karancsi, G., Barkóczi, N., & Balla, D. (2017). The effects of uninsulated sewage tanks on groundwater. A case study in an eastern Hungarian settlement. *Journal of Water and Land Development*, 33(1), 123-129.
162. Mester, T., Balla, D., Botos, Á., Szabó, G., Sándor, G., Novák, T. (2017). Az antropogén hatások mértékének és jelentőségének értékelése WRB irányelvek alapján tisztántúli kertek talajaiban. *Talajvédelem*. Klsz. 179-187.

163. Mester, T., Balla, D., Karancsi, G., Bessenyei, É., & Szabó, G. (2019). Effects of nitrogen loading from domestic wastewater on groundwater quality. *Water SA*, 45(3), 349-358.
164. Mester, T., Balla, D., & Szabó, G. (2020). Assessment of Groundwater Quality Changes in the Rural Environment of the Hungarian Great Plain Based on Selected Water Quality Indicators. *Water, Air, & Soil Pollution*, 231(11), 1-14.
165. Mester, T., Szabó, G., & Balla, D. (2020). Assessment of the effects of an unrecultivated sewage disposal site on groundwater. In *Proceedings of the 4th Edition of International Conference on Geo-IT and Water Resources 2020, Geo-IT and Water Resources* pp. 1-5.
166. Michel, R. (2005). Tritium in the hydrologic cycle. In *Isotopes in the Water Cycle* (pp. 53-66). Springer, Dordrecht.
167. Michéli, E., Fuchs, M., Hegymegi, P., & Stefanovits, P. (2006). Classification of the major soils of Hungary and their correlation with the World Reference Base for Soil Resources (WRB). *Agrokémia és talajtan*, 55(1), 19-28.
168. Milosevic, N., Thomsen, N. I., Juhler, R. K., Albrechtsen, H. J., & Bjerg, P. L. (2012). Identification of discharge zones and quantification of contaminant mass discharges into a local stream from a landfill in a heterogeneous geologic setting. *Journal of Hydrology*, 446, 13-23.
169. Mohamed, A. K., Liu, D., Song, K., Mohamed, M. A., Aldaw, E., & Elubid, B. A. (2019). Hydrochemical analysis and fuzzy logic method for evaluation of groundwater quality in the north chengdu plain, China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16(3), 302.
170. Mola Ali Abasiyan, S., & Towfighi, H. (2018). Kinetics of competitive fixation of potassium and ammonium ions by silt component of soils from different agro-climatic regions. *Communications in soil science and plant analysis*, 49(6), 675-688.
171. Moodley, K. G., Sobantu, P., Gericke, G., Chetty, D. K., & Pienaar, D. H. (2017). Comparison of UV and ELS detectors in HSPEC analysis of natural organic matter in dam water. *Water SA*, 43(3), 520-528.
172. Moore, K. B., Ekwurzel, B., Esser, B. K., Hudson, G. B., & Moran, J. E. (2006). Sources of groundwater nitrate revealed using residence time and isotope methods. *Applied Geochemistry*, 21(6), 1016-1029.
173. Müller, H. W., Dohrmann, R., Klosa, D., Rehder, S., & Eckelmann, W. (2009). Comparison of two procedures for particle-size analysis: Köhn pipette and X-ray granulometry. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 172(2), 172-179.
174. Nemčić-Jurec, J., Konjačić, M., & Jazbec, A. (2013). Monitoring of nitrates in drinking water from agricultural and residential areas of Podravina and Prigorje (Croatia). *Environmental monitoring and assessment*, 185(11), 9509-9520.
175. Nemčić-Jurec, J., Singh, S. K., Jazbec, A., Gautam, S. K., & Kovač, I. (2017). Hydrochemical investigations of groundwater quality for drinking and irrigational purposes: two case studies of Koprivnica-Križevci County (Croatia) and district Allahabad (India). *Sustainable Water Resources Management*, 1-24.
176. Nemes, Z. J. (2007). *Az öntözővizek minősége a hazai vízkultúrárszöldségtermesztésben* (Doctoral dissertation, Budapesti Corvinus Egyetem).

177. Négrel, P., Giraud, E. P., & Widory, D. (2004). Strontium isotope geochemistry of alluvial groundwater: a tracer for groundwater resources characterisation. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 8, 959-972.
178. Négrel, P., & Petelet-Giraud, E. (2011). Isotopes in groundwater as indicators of climate changes. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 30(8), 1279-1290.
179. Négrel, P., Ollivier, P., Flehoc, C., & Hube, D. (2017). An innovative application of stable isotopes ($\delta^2\text{H}$ and $\delta^{18}\text{O}$) for tracing pollutant plumes in groundwater. *Science of the Total Environment*, 578, 495-501.
180. Négrel, P., Pauwels, H., & Chabaux, F. (2018). Characterizing multiple water-rock interactions in the critical zone through Sr-isotope tracing of surface and groundwater. *Applied Geochemistry*, 93, 102-112.
181. Németh, T., Pásztor, L., & Szabó, J. (1998). Stochastic modelling of N-leaching using GIS and multivariate statistical methods. *Water science and technology*, 38(10), 191-197.
182. Nieder, R., Benbi, D. K., & Scherer, H. W. (2011). Fixation and defixation of ammonium in soils: a review. *Biology and fertility of Soils*, 47(1), 1-14.
183. Nlend, B., Celle-Jeanton, H., Huneau, F., Ketchemen-Tandia, B., Fantong, W. Y., Boum-Nkot, S. N., & Etame, J. (2018). The impact of urban development on aquifers in large coastal cities of West Africa: Present status and future challenges. *Land Use Policy*, 75, 352-363.
184. Nommik, H. (1965). Ammonium fixation and other reactions involving a nonenzymatic immobilization of mineral nitrogen in soil. *Soil nitrogen*, 10, 198-258.
185. Nommik, H., & Vahtras, K. (1982). Retention and fixation of ammonium and ammonia in soils. *Nitrogen in agricultural soils*, 22, 123-171.
186. Nouri, J., Mahvi, A. H., Jahed, G. R., & Babaei, A. A. (2008). Regional distribution pattern of groundwater heavy metals resulting from agricultural activities. *Environmental Geology*, 55(6), 1337-1343.
187. Novák, T. J., Mester, T., Balla, D., & Szabó, G. (2018). Culti-sequence of village garden soils on the Great Hungarian Plain. *Soil Sequences Atlas II*.
188. Nyéki, T., & Nyékiné Katona, H. (2010). Báránd község Települési Környezetvédelmi Programja. p. 29.
189. Oketola, A. A., Adekolurejo, S. M., & Osibanjo, O. (2013). Water quality assessment of River Ogun using multivariate statistical techniques. *Journal of Environmental Protection*, 4(05), 466.
190. Olarewaju, O. E., Adetunji, M. T., Adeofun, C. O., & Adegkunle, I. M. (2009). Nitrate and phosphorus loss from agricultural land: implications for nonpoint pollution. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 85(1), 79-85.
191. Oren, O., Yechieli, Y., Böhlke, J. K., & Dody, A. (2004). Contamination of groundwater under cultivated fields in an arid environment, central Arava Valley, Israel. *Journal of Hydrology*, 290(3-4), 312-328.
192. Osborne, G. J. (1976). The significance of intercalary ammonium in representative surface and subsoils from southern New South Wales. *Soil Research*, 14(3), 381-388.
193. Palma, P., Alvarenga, P., Palma, V. L., Fernandes, R. M., Soares, A. M., & Barbosa, I. R. (2010). Assessment of anthropogenic sources of water pollution

- using multivariate statistical techniques: a case study of the Alqueva's reservoir, Portugal. *Environmental monitoring and assessment*, 165(1-4), 539-552.
194. Pál, Z., Bálint, K. (2007). Települési talajvíz-szennyezési mintázatok erdővidéki falvak példáján. *Acta Siculica*, 49-56
 195. Iványosi Szabó, A. (1994). A Duna-Tisza közti hátságon bekövetkezett talajvízszint-süllyedés hatása természetvédelmi területeinkre. Pálfi I. (szerk.): A Duna–Tisza közti hátság vízgazdálkodási problémái. Nagyalföld Alapítvány, Békéscsaba, 77-87.
 196. Papp, M., Kovács, B., Szanyi, J. (2011). Víztermelés hatása egy üledékes víztárolóban. *A Miskolci Egyetem Közleménye, A sorozat, Bányászat*, 81, 165-174.
 197. Parr, T. W., Ferretti, M., Simpson, I. C., Forsius, M., & Kovács-Láng, E. (2002). Towards a long-term integrated monitoring programme in Europe: network design in theory and practice. *Environmental monitoring and assessment*, 78(3), 253-290.
 198. Perei K., Perszenyi, T., Lakatos, Gy. (2013). Bioremeridiáció. Digitális Tankönyvtár
 199. Pesce, S. F., & Wunderlin, D. A. (2000). Use of water quality indices to verify the impact of Córdoba City (Argentina) on Suquia River. *Water Research*, 34(11), 2915-2926.
 200. Piper, A. M. (1944). A graphic procedure in the geochemical interpretation of water-analyses. *Eos, Transactions American Geophysical Union*, 25(6), 914-928.
 201. Plummer, L. N., Busenberg, E., Böhlke, J. K., Nelms, D. L., Michel, R. L., & Schlosser, P. (2001). Groundwater residence times in shenandoah national park, blue ridge mountains, virginia, usa: a multi-tracer approach. *Chemical Geology*, 179(1-4), 93-111.
 202. Pokrajac, D. (1999). Interrelation of wastewater and groundwater management in the city of Bijeljina in Bosnia. *Urban Water*, 1(3), 243-255.
 203. Pregun, Cs., Juhász, Cs. (2010). Vízminőségvédelem. Debreceni Egyetem, Víz- és Környezetgazdálkodási Intézet. ISBN: 978-615-5138-34-8.
 204. Psenner, R. (1989). Chemistry of high mountain lakes in siliceous chatchments of the Central Eastern Alps. *Aquatic Sciences*, 51(2), 108-128.
 205. Pulai J.; Kárpáti Á. (2004). Hazai adatok, ismeretek a kétlépcsős eleveniszapos szennyvíz-tisztításról. „Szennyvíztisztítás hazai tapasztalatai, s a szennyvíziszap kezelés, hasznosítás lehetőségei” c. ismeretgyűjtemény, Szerk: Kárpáti Á. Veszprémi Egyetem, p. 48-55.
 206. Rao, N. S., & Prasad, P. R. (1997). Phosphate pollution in the groundwater of lower Vamsadhara river basin, India. *Environmental Geology*, 31(1-2), 117-122.
 207. Rapant, S., Vrana, K., & Bodis, D. (1995). Geochemical atlas of Slovak Republic. *Bratislava, Groundwater, Geofond*, 1.
 208. Rakonczai, J; Bódis, K. (2002). A környezeti változások következményei az Alföld felszín alatti vízkészleteiben In: Mészáros, Rezső; Schweitzer, Ferenc; Tóth, József (szerk.) Jakucs László a tudós, az ismeretterjesztő és a művész: Tanulmányok Jakucs László professzor emlékére Pécs, Magyarország: Szegedi

- Tudományegyetem, MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Pécsi Tudományegyetem, pp. 227-238.
209. Rakonczai, J. (2006). Klímaváltozás-aridifikáció–változó tájak. Kiss, A., Mezősi, G. és Sümeghy, Z. (szerk.): *Ünnepi tanulmányok Keveiné Bárány Ilona professzor asszony tiszteletére. SZTE Éghajlattani és Tájföldrajzi Tanszék, SZTE Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék, Szeged*, 593-601.
 210. Ravikumar, P., & Somashekar, R. K. (2012). Assessment and modelling of groundwater quality data and evaluation of their corrosiveness and scaling potential using environmetric methods in Bangalore South Taluk, Karnataka State, India. *Water Resources*, 39(4), 446-473.
 211. Rácz Istvánné (2011). Vízkémia I. Digitális tankönyvtár
 212. Rácz, L., I. (2014). Magyarország felszíni és felszín alatti vizeinek minősége, védelme. Hadmérnök, IX. évfolyam 2. Szám. Budapest, 2014
 213. Reay, W. G. (2004). Septic tank impacts on ground water quality and nearshore sediment nutrient flux. *Groundwater*, 42(7), 1079-1089.
 214. Reisenhofer, E., Adami, G., & Barbieri, P. (1998). Using chemical and physical parameters to define the quality of karstic freshwaters (Timavo River, North-eastern Italy): a chemometric approach. *Water Research*, 32(4), 1193-1203.
 215. Richards, L. A. (1954). Diagnosis and improvement of saline and alkali soils (Vol. 78, No. 2, p. 154). LWW.
 216. Richards, S., Paterson, E., Withers, P. J., & Stutter, M. (2016). Septic tank discharges as multi-pollutant hotspots in catchments. *Science of the Total Environment*, 542, 854-863.
 217. Robertson, W. D., Moore, T. A., Spoelstra, J., Li, L., Elgood, R. J., Clark, I. D., & Neufeld, J. D. (2012). Natural attenuation of septic system nitrogen by anammox. *Groundwater*, 50(4), 541-553.
 218. Robertson, W. D., Van Stempvoort, D. R., Roy, J. W., Brown, S. J., Spoelstra, J., Schiff, S. L., & Graham, G. (2016). Use of an artificial sweetener to identify sources of groundwater nitrate contamination. *Groundwater*, 54(4), 579-587.
 219. Rock, L., & Mayer, B. (2002). Isotopic assessment of sources and processes affecting sulfate and nitrate in surface water and groundwater of Luxembourg. *Isotopes in environmental and health studies*, 38(4), 191-206.
 220. Romic, M., & Romic, D. (2003). Heavy metals distribution in agricultural topsoils in urban area. *Environmental geology*, 43(7), 795-805.
 221. Rónai, A. (1958). Magyarország talajvizeinek vegyi jellege. *Hidr. Közl*, 1, 42-54.
 222. Rónai A. (1961) Az Alföld talajvíztérképe. Magyarázó a talajvíztükör felszínalatti mélységének 1:200.000-es méretű térképéhez. Magyar Állami Földtani Intézet, Budapest. p. 104.
 223. Rónai, A. (1975). A talajvíz és a rétegvizek kapcsolata az Alföldön. *Hidrológiai Közöny*, 55(2), 49-53.
 224. Rónai, A. (1980). Az Alföld földtani atlasza. Magyarázó, Püspökladány. Magyar Állami Földtani Intézet, Budapest. p. 12.
 225. Rónai, A. Bonczán, B., János, E., Kőrössi, L., Szepesházy, K., Ubancsek, J. (1980). Az Alföld földtani atlasza, Püspökladány. Magyar Állami Földtani Intézet, Budapest. p. 20.

226. Rónai, A. (1985). *Az Alföld negyedidőszaki földtana*. Institutum geologicum hungaricum. 445 p.
227. Rotaru, A., & Răileanu, P. (2008). Groundwater contamination from waste storage works. *Environmental Engineering & Management Journal (EEMJ)*, 7(6), 731-735.
228. Santos, A., Alonso, E., Callejon, M., & Jiménez, J. C. (2002). Distribution of Zn, Cd, Pb and Cu metals in groundwater of the Guadiamar river basin. *Water, air, and soil pollution*, 134(1-4), 273-283.
229. Sayyed, J. A., & Bhosle, B. A. (2011). Analysis of chloride, sodium and potassium in groundwater samples of Nanded City in Mahabharata, India. *European Journal of Experimental Biology*, 1(1), 74-82.
230. Scherer, H. W., & Mengel, K. (1986). Importance of soil type on the release of nonexchangeable NH_4^+ and availability of fertilizer NH_4^+ and fertilizer NO_3^- . *Fertilizer research*, 8(3), 249-258.
231. Scherer, H. W., Feils, E., & Beuters, P. (2014). Ammonium fixation and release by clay minerals as influenced by potassium. *Plant, Soil and Environment*, 60(7), 325-331.
232. Schlesinger, W. H. (2004). Better living through biogeochemistry. *Ecology*, 85(9), 2402-2407.
233. Sedlak, R. (1992) Phosphorus and Nitrogen Removal from Municipal Wastewater - Principles. and Practice 2nd ed., Lewis Publisher, New York, p. 240.
234. Senesi, P. N., Polemio, M., & Lorusso, L. (1983). Evaluation of barium, rubidium and strontium contents in commercial fertilizers. *Fertilizer research*, 4(2), 135-144.
235. Simmons, R. C., Gold, A. J., & Groffman, P. M. (1992). Nitrate dynamics in riparian forests: groundwater studies. *Journal of Environmental Quality*, 21(4), 659-665.
236. Sizirici, B., & Tansel, B. (2015). Parametric fate and transport profiling for selective groundwater monitoring at closed landfills: a case study. *Waste management*, 38, 263-270.
237. Smith, S. J., Power, J. F., & Kemper, W. D. (1994). Fixed ammonium and nitrogen availability indexes. *Soil science*, 158(2), 132-140.
238. Smoroń, S. (2016). Quality of shallow groundwater and manure effluents in a livestock farm. *Journal of Water and Land Development*, 29(1), 59-66.
239. Schneiders, M., & Scherer, H. W. (1996, July). The influence of “puddling” on redox potential, fixation and release of nonexchangeable ammonium and its effect on rice growth in flooded soils. In *Proceedings of the 4th ESA Congress, Veldhoven–Wageningen, The Netherlands* (pp. 7-11).
240. Silva, J.A., Bremner, J.M., 1966. Determination and isotope-ratio analysis of different forms of nitrogen in soils: 5. Fixed ammonium. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 30, 587-594.
241. Silva, S. R., Ging, P. B., Lee, R. W., Ebbert, J. C., Tesoriero, A. J., & Inkpen, E. L. (2002). Forensic applications of nitrogen and oxygen isotopes in tracing nitrate sources in urban environments. *Environmental Forensics*, 3(2), 125-130.

242. Singh, P., Gupta, A., & Singh, M. (2014). Hydrological inferences from watershed analysis for water resource management using remote sensing and GIS techniques. *The Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Science*, 17(2), 111-121.
243. Soltan, M. E. (1999). Evaluation of ground water quality in dakhla oasis (Egyptian Western Desert). *Environmental Monitoring and Assessment*, 57(2), 157-168.
244. Stefanovits, P., Filep, Gy., Füleký, Gy. (2011). Talajtan. *Digitális Tankönyvtár*. ISBN 978-963-286-563-8.
245. Stigter, T. Y., Ribeiro, L., & Dill, A. C. (2006). Application of a groundwater quality index as an assessment and communication tool in agro-environmental policies—Two Portuguese case studies. *Journal of Hydrology*, 327(3-4), 578-591.
246. Štambuk-Giljanović, N. (1999). Water quality evaluation by index in Dalmatia. *Water Research*, 33(16), 3423-3440.
247. Steffens, D., & Sparks, D. L. (1997). Kinetics of nonexchangeable ammonium release from soils. *Soil Science Society of America Journal*, 61(2), 455-462.
248. Stucki, J. W., Golden, D. C., & Roth, C. B. (1984). Effects of reduction and reoxidation of structural iron on the surface charge and dissolution of dioctahedral smectites. *Clays and Clay Minerals*, 32(5), 350-356.
249. Szabó, A. (2007). Foszfor eltávolítás és a biológiai szennyvíztisztítás intenzifikálása kémiai előkezeléssel, Doktori értekezés.
250. Szabó Gy., Angyal A., Csikós A., Bessenyei É., Tóth E., Kiss P., Szabó Sz. (2010). A talajvíz szennyezettségének vizsgálata alföldi településeken. *Földrajzi Közlemények*, 134. 2. 173-187.
251. Szabó, G., Bessenyei, É., Szabó, A. (2010). Water quality examination of the groundwater quality in a settlement of Eastern Hungary. *Sci. Ann., School of Geol.* 100 127-131.
252. Szabo, G., Vince, T., & Bessenyei, É. (2012). Study of the Factors Influencing the Shallow Groundwater Quality in Two Settlements with Different Characteristics. In *Water Quality Monitoring and Assessment*. InTech.
253. Szabo, G., & Bessenyei, E. (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.
254. Szabó, G., Bessenyei, É., Hajnal, A., Csige, I., Szabó, G., Tóth, C., Posta, J., & Mester, T. (2016). The use of sodium to calibrate the transport modeling of water pollution in sandy formations around an uninsulated sewage disposal site. *Water, Air, & Soil Pollution*, 227(2), 45.
255. Szabó J. (szerk) (2013). Általános Természetföldrajz I-II., ELTE Eötvös Kiadó, Budapest. p. 898.
256. Szalai, J. (2011). Talajvízszint-változások az Alföldön. *Környezeti változások és az Alföld. Nagyalföld Alapítvány kötetei*, 7, 97-110.
257. Szanyi J., Kovács B. (2009). Vízkivétel hatására bekövetkező térszínsüllyedés szimulációja előadás: XIII: Geomatematikai Ankét: Numerikus szimulációk a geológiában, Mórahalom, 2009. 05. 21-23.,
258. Szűcs P., Sallai F., Zákányi B., Madarász T. (2009). Vízkészletvédelem. A vízminőség-védelem aktuális kérdései. p. 418. Bíbor Kiadó, Miskolc.

259. Szűcs, P., Kompar, L., Palcsu, L., & Deák, J. (2015). Estimation of the groundwater replenishment change at a hungarian recharge area. *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences*, 10(4), 227-236.
260. Szyrkiewicz, A., Medina, M. R., Modelska, M., Monreal, R., & Pratt, L. M. (2008). Sulfur isotopic study of sulfate in the aquifer of Costa de Hermosillo (Sonora, Mexico) in relation to upward intrusion of saline groundwater, irrigation pumping and land cultivation. *Applied Geochemistry*, 23(9), 2539-2558.
261. Szyrkiewicz, A., Witcher, J. C., Modelska, M., Borrok, D. M., & Pratt, L. M. (2011). Anthropogenic sulfate loads in the Rio Grande, New Mexico (USA). *Chemical Geology*, 283(3-4), 194-209.
262. Takács, J. Sallai, F., Lipták, M. (2006). Javaslatok a kommunális szennyvíztisztítás és a szennyvíziszap kezelés fejlesztésére. *Észak-magyarországi Stratégiai Füzetek* (3)2 42-60
263. Takács, J. (2011). Csurgalékvíz és tisztítása. *A Miskolci Egyetem Közleménye, A sorozat, Bányászat*, 81, 343-356.
264. Takács, J. (2013). A kommunális szennyvizek tápanyagtartalmának csökkentési lehetősége Hulladék Online (4)1.
265. Tang V., Wang X.-Z., Zhao H.-T., Feng K. (2008). Effect of potassium and C/N ratios on conversion of NH_4^+ in soils. *Pedosphere*, 18(4) 539-544.
266. Texas Natural Resource Conservation Commission, (2003). Groundwater Quality Classification System. Texas Water Code Section 26. 401.
267. Thunqvist, E. L. (2004). Regional increase of mean chloride concentration in water due to the application of deicing salt. *Science of the total environment*, 325(1-3), 29-37.
268. Tiwari, A. K., Singh, P. K., Singh, A. K., & De Maio, M. (2016). Estimation of heavy metal contamination in groundwater and development of a heavy metal pollution index by using GIS technique. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 96(4), 508-515.
269. Tokarsky, O. (1974). Hydrogeology of the Lethbridge-Fernie area, Alberta. *REPORT 74-1, P 18, 1974. 45 REF.*
270. Tóth, J. (1963). A theoretical analysis of groundwater flow in small drainage basins. *Journal of geophysical research*, 68 (16), 4795-4812.
271. Tóth, J. (1978). Gravity-induced cross-formational flow of formation fluids, red earth region, Alberta, Canada: analysis, patterns, and evolution. *Water Resources Research*, 14(5), 805-843.
272. Tölgyessy, J. (Ed.). (1993). *Chemistry and biology of water, air and soil: Environmental aspects* (Vol. 53). Elsevier.
273. Ubell, K. (1959). Talajvízháztartás és jelentősége Magyarország vízgazdálkodásában. *Vízügyi Közlemények*, 2.
274. Umezawa, Y., Hosono, T., Onodera, S. I., Siringan, F., Buapeng, S., Delinom, R., & Taniguchi, M. (2008). Sources of nitrate and ammonium contamination in groundwater under developing Asian megacities. *Science of the Total Environment*, 404(2-3), 361-376.
275. US Environmental Protection Agency. (2002). Onsite wastewater treatment systems manual. *EPA-625/R-00-008*.

276. Van Donkelaar, C., Hutcheon, I. E., & Krouse, H. R. (1995). $\delta^{34}\text{S}$, $\delta^{18}\text{O}$, δD in shallow groundwater: Tracing anthropogenic sulfate and accompanying ground water/rock interactions. *Water, Air, and Soil Pollution*, 79(1-4), 279-298.
277. Van Drecht, G., Bouwman, A. F., Harrison, J., & Knoop, J. M. (2009). Global nitrogen and phosphate in urban wastewater for the period 1970 to 2050. *Global Biogeochemical Cycles*, 23(4).
278. Vargay Z. (2003). A hazai talajvízkutatás történeti áttekintése és eredményei, VITUKI Rt. Hidrológiai Intézete, 14 p.
279. Várallyay, Gy. (1980). talajvíz szerepe a talaj vízgazdálkodásában és a növény vízellátásában. *Tudomány és mezőgazdaság*, 18. 22-29.
280. Várallyay, Gy. (1994) A talaj vízgazdálkodása és a környezet, MTA Agrártud. Oszt. Tájékoztatója, Akadémiai Kiadó, 65-72 p.
281. Várallyay, Gy. (2001) A talaj vízgazdálkodása és a környezet. *Magyar Tudomány* 46(7) 799-815.
282. Vengosh, A., Gill, J., Lee Davisson, M., & Bryant Hudson, G. (2002). A multi-isotope (B, Sr, O, H, and C) and age dating (3H – 3He and ^{14}C) study of groundwater from Salinas Valley, California: Hydrochemistry, dynamics, and contamination processes. *Water Resources Research*, 38(1), 9-1.
283. Vermes, L. (2003). Szakirodalmi áttekintés a szennyvíziszapok elhelyezésével és hasznosításával foglalkozó publikációkról. BKÁE Kertészettudományi Kar, Talajtan és Vízgazdálkodás Tanszék, Budapest, 2003. 44 p.
284. Vincze T., (2014) Környezetföldrajzi vizsgálatok Beregszászban. Doktori (PhD) értekezés, Debrecen, 130 p.
285. Vitória, L., Otero, N., Soler, A., & Canals, À. (2004). Fertilizer characterization: isotopic data (N, S, O, C, and Sr). *Environmental science & technology*, 38(12), 3254-3262.
286. Walker, G. (2001). Picking Horses for Courses: A groundwater systems framework for salinity management. Restoring the Hydrologic Water Balance in Agricultural Lands-Plant Industry Crop Adaptation Seminar. available at: www.ndsp.gov.au/catchclass/shatisf/gwclass.ht
287. Wilcox, L. (1955). Classification and use of irrigation waters (No. 969). US Department of Agriculture.
288. Withers, P. J., Jordan, P., May, L., Jarvie, H. P., & Deal, N. E. (2014). Do septic tank systems pose a hidden threat to water quality?. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 12(2), 123-130.
289. Withers, P. J., & Bowes, M. J. (2018). Phosphorus the pollutant. Phosphorus: Polluter and Resource of the Future: Motivations, Technologies and Assessment of the Elimination and Recovery of Phosphorus from Wastewater, 1.
290. Wolf, L., Held, I., Eiswirth, M., & Hötzl, H. (2004). Impact of leaky sewers on groundwater quality. *Acta hydrochimica et hydrobiologica*, 32(4-5), 361-373.
291. Yidana, S. M., Banoeng-Yakubo, B., & Akabzaa, T. M. (2010). Analysis of groundwater quality using multivariate and spatial analyses in the Keta basin, Ghana. *Journal of African Earth Sciences*, 58(2), 220-234.
292. Yin, H. L., Xu, Z. X., Li, H. Z., & Li, S. (2006). Numerical modeling of wastewater transport and degradation in soil aquifer. *Journal of Hydrodynamics*, 18(5), 597-605.

293. Zamarin J. A. (1928). Calculation of ground-water flow (in Russian). Trudey I.V.H. Taskeni.
294. Zghibi, A., Merzougui, A., Zouhri, L., & Tarhouni, J. (2014). Understanding groundwater chemistry using multivariate statistics techniques to the study of contamination in the Korba unconfined aquifer system of Cap-Bon (North-east of Tunisia). *Journal of African Earth Sciences*, 89, 1-15.

Hivatkozott jogszabályok, szabványok

1. EEC/676/91 – Az Európai Unió Nitrát Irányelve.
2. EEC/271/91 – Az Európai Unió Települési Szennyvizek Kezeléséről szóló Irányelve.
3. 1995. évi LVII. törvény a vízgazdálkodásról.
4. 1995. évi LIII. törvény a környezet védelmének általános szabályairól.
5. 123/1997. (VII. 18.) Kormányrendelet a vízbázisok, a távlati vízbázisok, valamint az ivóvízellátást szolgáló vizilétesítmények védelméről.
6. 2000/60/EK – Az Európai Unió Víz Keretirányelve.
7. 240/2000. (XII.25.) Korm. rendelet a települési szennyvíztisztítás szempontjából érzékenyfelszíni vizek és vízgyűjtőterületük kijelöléséről.
8. 10/2000. (VI. 2.) KöM-EüM-FVM-KHVM együttes rendelet. A felszín alatti víz és a földtani közeg minőségi védelméhez szükséges határértékekről.
9. 49/2001. (IV.3.) Korm. rendelet a vizek mezőgazdasági eredetű nitrátszennyezéssel szembeni védelméről.
- 10.201/2001. (X. 25.) Korm. rendelet az ivóvíz minőségi követelményeiről és az ellenőrzés rendjéről.
- 11.50/2001. (IV.3.) Korm. rendelet a szennyvíziszapok mezőgazdasági felhasználásának és kezelésének szabályairól.
- 12.25/2002. (II. 27.) Korm. rendelet a Nemzeti Települési Szennyvízelvezetési és -tisztítási Megvalósítási Programról.
- 13.220/2004. (VII.21) Kormányrendelet a felszíni vizek minősége védelmének szabályairól.
- 14.219/2004. (VII. 21.) Kormányrendelet a felszín alatti vizek védelméről.
- 15.30/2004. (XII. 30.) KvVM rendelet a felszín alatti vizek vizsgálatának egyes szabályairól.
- 16.314/2005. (XII. 25.) Kormányrendelet a környezeti hatásvizsgálati és az egységes környezethasználati engedélyezési eljárásról.
- 17.7/2006. (II. 7.) Kormányrendelet a vizek mezőgazdasági eredetű nitrátszennyezéssel szembeni védelméről.
- 18.6/2009 (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendelet a földtani közeg és a felszín alatti vízszennyezéssel szembeni védelméhez szükséges határértékekről és a szennyezések méréséről.
- 19.2011. évi CCIX. törvény a víziközmű-szolgáltatásról.
- 20.105/2015. (IV. 23.) Korm. rendelet. a kedvezményezett települések besorolásáról és a besorolás feltételrendszeréről.
- 21.MSZ-08-0210:1977. A talaj szerves szén tartalmának meghatározása.

- 22.MSZ-08-0206-2:1978. A talaj egyes kémiai tulajdonságainak vizsgálata. Laboratóriumi vizsgálatok. (pH-érték, szódában kifejezett fenolftalein lúgosság, vízben oldható összes só, hidrolitos (γ^1 -érték) és kicserélődési aciditás (γ^2 -érték)).
- 23.MSZ ISO 21464:1998. Mintavétel felszín alatti vizekből.
- 24.MSZ 20135:1999. A talaj oldható tápelemtartalmának meghatározása.
- 25.ISO 11732:2005. Water quality – Determination of ammonium nitrogen – Method by flow analysis (CFA and FIA) and spectrometric detection.

ÁBRAJEGYZÉK

1. ábra. A víz társadalmi körforgása (saját szerk. Takács, 2013 alapján).	11
2. ábra. A felszín alatti vizek minősítésének módszere (saját szerk. a VGT alapján).	12
3. ábra. A szeptikus tartályok sematikus ábrája (saját szerk., US-EPA 2002 alapján).	18
4. ábra. A Magyarországon használt szigeteletlen szennyvízagnak sematikus ábrája.	18
5. ábra. A telített zónában lévő nitrogén formáját meghatározó biogeokémiai és fizikai-kémiai folyamatok. (saját szerk. Böhlke et al., 2006 alapján).	22
6. ábra. A foszfor természetes körforgalma (saját szerk. Geleji, 2011 alapján).	26
7. ábra. A másodlagos közműolló alakulása (saját szerk., KSH, 2020).	36
8. ábra. A mintaterület elhelyezkedése.	37
9. ábra. A csapadék mennyiségének alakulása 2009-2019 között évszakos bontásban (az adatok forrása: NAIK Erdészeti Kutatóintézet, Püspökladány).	38
10. ábra. Báránd felszínborítottsági térképe (szerk. Szabó Loránd).	39
11. ábra. Ny–K-i irányú földtani keresztmetszvény Báránd térségében (Rónai, 1980).	40
12. ábra. A felszín alatt 2m, 5m, 10m mélységben található képződmények Báránd térségében (Rónai, 1980).	40
13. ábra. A település lakosság számának (1870-2019), valamint lakásállományának (2001-2019) alakulása (saját szerk. KSH, 2020 alapján).	43
14. ábra. A település felszín alatti vízkitermelése (2009-2016), a háztartásoknak szolgáltatott víz mennyisége (2009-2019), a háztartásokból elvezetett szennyvíz mennyisége (2016-2019) (saját szerk. KSH, 2020 alapján).	43
15. ábra. A mintaterület, a vízmintavételi pontok, valamint a létesített talajszelvények elhelyezkedése.	44
16. ábra. A vizsgált szennyvízagnak és az akna környezetében létesített monitoring kutak elhelyezkedése.	45
17. ábra. Báránd település domborzatmodellje.	52
18. ábra. A felszín és a talajvízszint (mBf) alakulásának 3D modellje 2011. decemberében és 2012. júliusában.	53
19. ábra. A talajvízszint (mBf) alakulásának 3D-s, és a talajvíz áramlás irányának blankolt modellje 2011-ben.	53
20. ábra. A település külterületén (1, 2, 4), valamint a település központjában (3) létesített fúrás szelvények szemcseösszetétele.	55
21. ábra. Az 1. talajszelvény (Anthrosol) és morfológiája.	56
22. ábra. A 2. talajszelvény (Chernozem) morfológiája.	56
23. ábra. A pH, a kémiai oxigénigény, az ortofoszfát időbeli változásai 2011. novembere és 2012. októbere között.	58
24. ábra. A pH értékek és az ortofoszfát koncentrációk alakulása 2011. decemberében és 2012. júliusában.	60

25. ábra. A pH, ortofoszfát és a kémiai oxigénigény alakulása a BA24 kútban.	60
26. ábra. Az elektromos vezetőképesség időbeli változása, valamint kúttípusonkénti alakulása a 2011-2012-es havi mintavételezés alapján.	61
27. ábra. Az elektromos vezetőképesség térbeli alakulása 2011. decemberében, valamint 2012. júliusában.....	62
28. ábra. Az ammónium és a nitrit időbeli változásai 2011-2012 között.	63
29. ábra. A nitrit koncentrációjának alakulása a kutakban évszakos bontásban.	63
30. ábra. A nitrát koncentrációk havi változásai 2011-2012 között.	64
31. ábra. A nitrát koncentrációk éves átlagértékének térbeli alakulása 2011-2012-es havi mintavételek alapján.	65
32. ábra. A nitrát koncentrációk térbeli alakulása 2011. decemberében, valamint 2012. júliusában.	65
33. ábra. A nitrát és a nátrium, valamint az ammónium, nitrit és ortofoszfát koncentrációk alakulása a kúttípusok függvényében.	66
34. ábra. A nátrium koncentrációk időbeli alakulása 2011-2012 között.	67
35. ábra. A nitrát értékek ábrázolása az EC értékek alapján, ordinációs diagramon.	68
36. ábra. Az arzénkoncentrációk alakulása a vizsgált kutakban.	68
37. ábra. A településen kívül létesített kutakban mért szervesetlen nitrogénformák és foszfát értékek. Az egyes diagramok skálája a jobb láthatóság miatt eltérő.	69
38. ábra. A pH és PO_4^{3-} értékének térbeli alakulása 2013-ban és 2019-ben.	72
39. ábra. Az EC, Na, KOI értékei kutanként.	73
40. ábra. Az EC térbeli alakulása 2013-ban és 2019-ben.....	73
41. ábra. A Na^+ koncentrációk térbeli alakulása 2013-ban és 2019-ben.	74
42. ábra. A NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , PO_4^{3-} koncentrációk térbeli alakulása a csatornázást megelőző és a csatornázást követő években.....	75
43. ábra. Az NH_4^+ és NO_3^- koncentrációk térbeli alakulása 2013, 2019-ben.	76
44. ábra. A szervesetlen nitrogénformák és a foszfát koncentrációjának alakulása. ...	77
45. ábra. A nitrát eloszlását mutató hisztogram normalizálás előtt és után.....	78
46. ábra. Az északi és déli kutak megoszlása az 1. és 2. főkomponens függvényében a csatornázás előtt 2011-2012-ben és a csatornázást követően (2017-2019).	79
47. ábra. A kétlépcsős klaszteranalízis összefoglaló táblázata a csatornázás előtti (2011, 2012, 2013) és azt követő (2017, 2018, 2019) időszakra vonatkozóan.	80
48. ábra. A mintavételi pontok elhelyezkedése alapján Ward eljárással képzett dendrogram a csatornázás előtt (2013) és a csatornázás után (2019).	81
49. ábra. Diszkriminancia analízis. Csatornázás előtti és utáni kategóriához tartozás valószínűsége.	83
50. ábra. A talajvíz osztályozása a SAR-érték és a Na% alapján (2012, 2018, 2019).	84
51. ábra. Wilcox diagram (Na% vs EC) a vizsgált mintavételi kutakban.	85
52. ábra. Gibbs diagram (kationarány vs. TDS) 2012-ben és 2019-ben.	85
53. ábra. A vízminták kation- és aniontartalma Piper-diagramon ábrázolva.	86

54. ábra. 10 monitoring kút kation és aniontartalma szemilogaritmus Schöeller-Berkaloff diagramon ábrázolva (2018, 2019).	86
55. ábra. A klorid és a szulfát térbeli eloszlása 2019-ben.	87
56. ábra. Monitoring kutak mikroelem tartalma, 2012 és 2019 nyarán.	88
57. ábra. Monitoring kutak Pb koncentrációja 2012 és 2019 nyarán.	88
58. ábra. A WQI és C_d értékek alakulása a csatornázást megelőző (2013) és azt követő években (2017, 2018, 2019).	91
59. ábra. A CCME _{wqi} értékek alakulása a csatornázást megelőző (2013) és azt követő években (2017, 2018, 2019).	91
60. ábra. A vízminőség indexek alakulása a csatornázást megelőző (2013) és azt követő években (2017, 2018, 2019).	93
61. ábra. A szennyezettségi indexek alakulása a csatornázást megelőző (2013) és azt követő években (2017, 2018, 2019).	93
62. ábra. A talajvízszint (mBf) alakulásának és a talajvízáramlás irányának 3D-s blankolt modellje 2013-ban.	95
63. ábra. A talajvízszint (mBf) alakulása a csatornázás előtt (2013) és azt követően (2017, 2019).	96
64. ábra. A felszín és a talajvízszint (mBf) alakulásának 3D modellje 2013-ban a csatornázás előtt és azt követően 2017-ben.	97
65. ábra. A csatornázás előtti referencia év (2013) és a csatornázást követő évek (2017, 2019) talajvízszintjének különbségtérképei.	97
66. ábra. A szennyvízaktól 1 méter távolságra található BA6 monitoring kút fúrásszelvényének textúrája.	100
67. ábra. A BA1 és BA5 monitoring kutak fúrásszelvényének szervesanyag- és nitráttartalma.	101
68. ábra. A BA6 fúrásszelvény kicserélhető $\text{NH}_4\text{-N}$, fixált $\text{NH}_4\text{-N}$ és $\text{NO}_3\text{-N}$ tartalma a szennyvízakra felszámolását követő 5. évben (2019).	102
69. ábra. A BA6 monitoring kút fúrásszelvényének humusz, CaCO_3 tartalma, pH értéke, foszfor-, foszfáttartalma.	104
70. ábra. A BA6 fúrásszelvény makro-, és mikroelemtartalma.	105
71. ábra. A monitoring kutak talajvízszint adataiból 10x magassági torzítással készített 3D vízpotenciál felszín 2012-ben és 2016-ban.	107
72. ábra. A monitoring kutak talajvízszint adataiból készített vízpotenciál felszíne 2012-ben és 2016-ban.	107
73. ábra. Boxplot diagramok a csatornázást megelőző és a csatornázást követő években a monitoring kutak vonatkozásában (NO_3^- , PO_4^{3-} , pH, EC).	108
74. ábra. A szervesanyag tartalom térbeli alakulása a csatornázást megelőző (2012, 2013), valamint a csatornázást követő (2016, 2019) években.	110
75. ábra. Az NH_4^+ koncentrációk térbeli alakulása a csatornázást megelőző (2012, 2013), valamint a csatornázást követő (2016, 2019) években.	110
76. ábra. A NO_3^- koncentrációk térbeli alakulása a csatornázást megelőző (2012, 2013), valamint a csatornázást követő (2016, 2019) években.	111

77. ábra. A PO_4^{3-} koncentrációk térbeli alakulása a csatornázást megelőző (2012, 2013), valamint a csatornázást követő (2016, 2019) években.....	111
78. ábra. Scatter plot diagram csatornázás előtt és csatornázás utáni időpontra bontva.....	113
79. ábra. A monitoring kutak vizsgált paraméterek alapján elkészített dendogramja, a 2012. szeptemberi mintavétel alapján.....	114
80. ábra. A kétlépcsős klaszteranalízis összefoglaló táblázata, valamint az egyes paraméterek súlya a klaszterek kialakítása során.	114
81. ábra. Az egyes paraméterek értékének gyakorisága az aknához közel elhelyezkedő (2) és az aknától távol eső (1) klaszterek esetében.	115
82. ábra. Az egyes paraméterek értékének gyakorisága az aknához közel elhelyezkedő (2) és az aknától távol eső (1) klaszterek esetében.	116
83. ábra. A szerves nitrogén és a szerves szén (TOC) mennyiségének térbeli alakulása a mintaterületen 2019 augusztusában.	118
84. ábra. Az oldott oxigén mennyiségének térbeli alakulása a mintaterületen, 2019 augusztusában.....	119
85. ábra. Az ORP értékeinek térbeli megoszlása a mintaterületen 2019-ben.....	120
86. ábra. Az NH_4^+ koncentrációk térbeli alakulása a telített zónában 3 méter mélységig. A víztest kiterjedése I., IV: 0,5 mg/l<; II., V: 30 mg/l<, III., VI: 90 mg/l< NH_4^+ koncentrációval.	121
87. ábra. A NO_2^- koncentrációk térbeli alakulása a telített zónában 3 méter mélységig. A víztest kiterjedése I., IV: 0,1 mg/l<; II., V: 0,5 mg/l<, III., VI: 1 mg/l< NO_2^- koncentrációval.....	122
88. ábra. Az NO_3^- koncentrációk térbeli alakulása a telített zónában 3 méter mélységig. A víztest kiterjedése I., IV: 50 mg/l<; II., V: 150 mg/l<, III., VI: 300 mg/l< NO_3^- koncentrációval;.....	123
89. ábra. Mikroelemek alakulása a monitoring kutakban 2012-ben és 2019-ben. .	125
90. ábra. A szennyvízakna környezetében fekvő monitoring kutak δD értékeinek ábrázolása a $\delta^{18}\text{O}$ értékek függvényében (2013).	127
91. ábra. A településen lévő talajvízkutak δD értékeinek ábrázolása a $\delta^{18}\text{O}$ értékek függvényében (2013).....	127

TÁBLÁZATJEGYZÉK

1. táblázat. A vizsgált paraméterek szennyezettségi határértékei a felszín alatti vizekre vonatkozóan (6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendelet).....	13
2. táblázat. A pontszerű és diffúz szennyezők csoportosítása.....	17
3. táblázat. A világ különböző régióinak foszfát tartalmú műtrágyaigény változása 2015-2020 között (FAO, 2017).	26
4. táblázat. Fajlagos szennyvízhozam és lakosság által termelt fajlagos szennyezőanyag értékek (Takács et al., 2006).	33
5. táblázat. A települési szennyvizek tisztítására vonatkozó határértékek a 28/2004. (XII.25.) KvVM rendelet alapján.	34
6. táblázat. Magyarország településcsoportjai és a lakosság megoszlása.	35
7. táblázat. A szennyvízelvezetési agglomerációk száma és LE-ben kifejezett szennyvízterhelése a 2016.12.31 állapot alapján.....	36
8. táblázat. A talajvíz kation és anion tartalma a Báránd területére interpolált eloszlástérképek (Rónai, 1980), valamint egy Báránd belterületéről begyűjtött 666/954 sorszámú talajvízminta mérési eredményei alapján (Rónai, 1961).	41
9. táblázat. Az alkalmazott statisztikai módszerek és azok céljai.	48
10. táblázat. A szennyezettség foka Rapant et al., (1995) alapján.	50
11. táblázat. WQI és WQS kategóriák és a lehetséges vízfelhasználás	50
12. táblázat. A CCME WQI értékei és minősítésük.....	51
13. táblázat. A genetikai talajszintek fizikai, kémiai tulajdonságai.	57
14. táblázat. A genetikai talajszintek fizikai, kémiai tulajdonságai.	57
15. táblázat. A vizsgált vízkémiai paraméterek Spearman-féle korrelációs koefficiens mátrixa a 2011-2012 időszakra vonatkozóan.	67
16. táblázat. A vizsgált vízkémiai paraméterek leíró statisztikája. Zöld szín jelöli a 2013-as referenciaállapothoz képest pozitív változásokat, piros szín jelöli a negatív változásokat az adott paraméterre vonatkozó szennyezettségi határérték alapján.	71
17. táblázat. A vizsgált vízkémiai paraméterek Spearman-féle korrelációs koefficiens mátrixa a 2013-2019 időszakra vonatkozóan.	77
18. táblázat. Varimax rotációval forgatott komponens mátrix.	79
19. táblázat. Diszkriminancia analízis eredménye a csatornázás előtti/utáni állapot alapján.	82
20. táblázat. A vízminták kategorizálása a vízminőség indexek alapján.	90
21. táblázat. Az indexértékek leíró statisztikája.	92
22. táblázat. A diszkriminancia analízis eredménye a csatornázás előtti/utáni állapot alapján.	92
23. táblázat. A vízminőség indexek korrelációs mátrixa 4 év adatai alapján.....	94
24. táblázat. Kategóriák közti különbségek 4 év vonatkozásában.	94
25. táblázat. Korreláció az évek, valamint a csatornázás előtti/utáni állapot vonatkozásában.	98
26. táblázat. Wilcoxon-féle előjeles rangösszeg próba eredménye.....	98

27. táblázat. Diszkriminancia analízis eredménye a csatornázás előtti/utáni állapot alapján.	98
28. táblázat. A vizsgált vízkémiai paraméterek Spearman-féle korrelációs koefficiens mátrixa a 2012-2019 időszakra vonatkozóan.	112
29. táblázat. Varimax rotációval forgatott komponens mátrix.	116
30. táblázat. A diszkriminancia analízis eredménye az aknától való távolság alapján.	117
31. táblázat. A diszkriminancia analízis eredménye a csatornázás előtti/utáni állapot alapján.	117
32. táblázat. A monitoring kutak redox viszonyait meghatározó főbb paraméterek.	120
33. táblázat. Az NH_4^+ koncentrációjának kiterjedése és mennyisége 2013-ban és 2016-ban a modellezett zónában.	122
34. táblázat. Az NO_2^- koncentrációjának kiterjedése és mennyisége 2013-ban és 2016-ban a modellezett zónában.	123
35. táblázat. Az NO_3^- koncentrációjának kiterjedése és mennyisége 2013-ban és 2016-ban a modellezett zónában.	124
36. táblázat. A szerves formákban jelenlévő N mennyisége (g) 2013-ban és 2016-ban a modellezett zónában.	125

MELLÉKLETEK:

1. táblázat. A 2019-es nyári nagymintás mintavétel adatai a település talajvíz kútjaira vonatkozóan (1. rész).

kód	vízszint	Hőm.	pH	EC	NH ₄ ⁺	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	PO ₄ ³⁻	KOI	Na ⁺	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	HCO ₃ ⁻	CO ₃ ⁻
	cm	°C		μS/cm	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
1	310	16,9	7,37	1435	0,223	0,099	27,81	0,234	6,85	388,39	52,72	222,7	9,56	0
2	340	14,9	7,9	1465	0,628	0,048	58,25	0,234	8,99	260,61	49,09	89,82	12,63	0
3	255	16,3	7,54	2170	3,366	0,314	43,29	1,985	13,99	290,59	114,53	203,02	11,32	0
4	220	15,7	7,12	2840	0,486	0,053	36,74	0,099	5,22	387,29	110,89	201,79	9,47	0
5	195	17,9	7,68	855	0,142	0,011	21,19	0,146	3,59	129,05	25,45	61,52	8,07	0
6	220	16,8	7,2	4710	0,729	0,708	154,82	0,549	10,12	176,25	427,23	187,02	8,16	0
7	240	15,9	6,86	2120	0,243	0,041	36,74	0,046	7,67	636,35	118,17	194,4	12,11	0
8	215	16	7,69	3750	0,932	1,263	158,1	0,28	13,16	242,04	154,53	211,63	13,25	0
9	218	17,8	7,03	3800	0,446	1,403	138,42	0,456	8,49	507,75	145,44	200,55	10,26	0
10	215	18,9	6,95	2200	0,385	0,023	122,67	0,158	4,41	89,15	83,63	198,09	9,21	0
11	210	19,1	7,15	1270	0,223	0,006	13,65	0,292	2,77	258,18	23,63	194,4	10,09	0
12	221	18,9	6,99	8910	0,769	0,155	645,5	0,076	16,65	919,45	789,56	238,69	11,84	0
13	199	19,3	7,28	2180	0,547	0,131	190,24	0,123	2,67	178,09	109,08	202,4	15,35	0
14	210	19,1	6,9	2390	0,405	0,047	96,43	1,156	13,38	391,88	154,53	207,94	14,21	0
15	214	18,9	6,81	3180	0,648	0,281	192,21	0,607	8,49	240,81	203,62	210,39	13,94	0
16	220	17,3	7,42	1657	0,284	0,009	40,67	2,14	1,66	170,61	45,45	81,21	13,33	0
17	120	18,3	7,75	960	0,304	0,026	46,71	0,964	11,49	145,09	47,26	187,02	15,35	0
18	240	17,2	7,4	1415	0,223	0,008	48,72	0,42	7,33	99,47	39,99	103,35	7,98	0
19	200	19,2	7	1225	0,162	0,001	7,609	0,175	7,67	229,32	29,08	108,28	15,7	0
20	245	17,9	6,96	5480	1,296	0,249	527,42	0,397	12,33	514,69	494,49	188,25	12,28	0

1. táblázat. A 2019-es nyári nagymintás mintavétel adatai a település talajvíz kútjaira vonatkozóan (2. rész).

kód	vízszint	Hőm.	pH	EC	NH ₄ ⁺	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	PO ₄ ³⁻	KOI	Na ⁺	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	HCO ₃ ⁻	CO ₃ ⁻
	cm	°C		µS/cm	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
21	250	15,7	7,04	4780	0,405	0,009	123,98	0,111	10,93	2019,77	278,15	203,02	19.39	0
22	260	16,2	7,07	5140	0,648	0,455	402,78	0,409	13,38	780,27	410,87	205,48	10.35	0
23	330	17,6	7,33	695	0,486	0,057	65,6	0,659	8,17	52,14	49,09	35,68	2.77	0
24	260	16,9	7,21	3880	0,304	0,123	313,57	1,086	8,49	219,8	389,05	187,02	11.93	0
25	215	18,2	7,3	2220	0,304	0,011	64,29	1,32	1,66	265,95	110,89	73,82	16.93	0
26	240	14,8	6,9	3800	0,527	0,671	109,16	0,099	10,12	207,20	212,706	231,32	15.61	0
27	265	17,4	6,85	2410	0,223	0,033	124,8	0,455	6,85	338,31	138,17	201,78	11.84	0
28	358	15,8	7,08	2170	0,304	0,033	36,47	0,134	3,59	869,30	290,88	188,25	9.21	0
29	370	17,2	6,94	4150	0,223	0,393	600,24	0,181	7,33	502,13	390,87	212,86	15.79	0
30	350	16,3	7,16	3360	0,587	0,291	505,12	0,829	6,49	212,92	290,88	229,47	10.17	0
31	400	15,5	7,53	2700	0,405	0,636	262,4	0,315	3,17	312,15	187,25	215,93	13.33	0
32	335	16,7	7,33	1195	0,122	0,001	23,94	0,508	5,22	494,42	27,27	78,13	11.57	0
33	354	15,3	7,44	1425	0,405	0,027	43,03	0,765	4,49	130,21	74,54	82,47	10.7	0
34	345	17	6,87	2650	0,547	0,399	160,72	0,105	4,83	375,63	205,43	139,04	16.75	0
35	360	17,2	7,48	2150	0,628	0,246	286,02	0,152	9,83	359,04	169,07	204,25	4.91	0
36	325	16,8	7,14	3930	0,648	0,047	440,83	0,076	8,17	615,77	339,96	207,94	16.4	0
37	400	16,7	7,15	3770	0,304	1,935	314,88	0,367	13,38	246,11	332,69	207,94	16.93	0
38	270	18	6,88	1650	0,466	0,021	102,34	0,035	4,83	135,07	69,08	126,73	10.61	0
39	410	16,5	7,42	2480	0,385	0,065	123,33	0,596	3,99	428,70	172,71	215,93	19.74	0
40	380	16,2	7,35	2370	0,416	0,213	118,6	0,398	5,41	349,60	168,3	201,4	17.3	0
Fúrt 32m		14.3	8,1	617	0,284	0,008	0,918	0,905	3,15	127,11	12,72	2,52	6,05	0
Fúrt 102m		14.1	6,79	2100	0,344	0,028	10,627	0,053	2,77	123,88	225,43	172,26	10,09	0

1. táblázat. A 2019-es nyári nagymintás mintavétel adatai a település talajvíz kútjaira vonatkozóan (3. rész).

kód	Ca	K	Mg	Al	Ba	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Sr	Zn
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
1	238,69	2,13	44,18	0,018	22	0,00	0	7	75	204	5	38	447	0
2	221,39	1,66	43,22	0,155	19	0,00	1	19	246	19	4	27	403	0
3	271,25	15,42	64,11	0,080	32	0,00	1	27	316	409	5	23	531	0
4	442,09	2,28	140,84	0,070	19	0,00	0	27	763	36	7	32	735	0
5	212,74	3,41	28,40	0,029	36	0,00	2	0	86	14	5	37	778	0
6	654,00	7,50	139,26	0,050	38	0,00	2	0	47	6	7	43	345	0
7	353,38	5,92	78,18	0,077	25	0,00	0	36	179	28	15	0	1449	0
8	579,37	71,50	226,77	0,008	9	0,00	0	22	73	648	7	0	1424	85
9	485,46	6,66	159,04	0,032	14	0,00	0	29	62	27	3	15	1464	0
10	291,93	60,11	62,51	0,025	40	0,00	1	0	107	10	6	37	680	0
11	287,09	99,67	52,29	0,011	44	0,00	0	7	50	9	18	44	476	0
12	870,91	4,08	423,60	0,518	42	0,00	0	41	403	740	5	0	1224	0
13	314,13	69,95	102,76	0,122	53	0,00	0	18	142	155	5	21	1044	0
14	433,06	283,79	133,81	0,012	28	0,00	0	23	277	40	3	25	729	16
15	540,05	350,58	168,81	0,011	24	0,00	0	26	77	257	7	14	1129	0
16	240,08	222,02	24,50	0,053	40	0,00	4	23	99	6	5	27	230	0
17	336,56	76,15	66,60	0,006	33	0,00	0	14	91	7	3	18	514	0
18	250,03	183,70	29,71	0,021	34	0,00	0	15	53	8	4	23	318	0
19	263,26	129,46	45,27	0,016	57	0,00	0	4	8	3076	6	0	1035	0
20	660,69	148,51	186,18	0,013	23	0,00	0	33	51	26	4	0	1375	0
21	387,03	58,86	117,27	0,020	9	0,00	0	55	52	17	6	0	1636	0

1. táblázat. A 2019-es nyári nagymintás mintavétel adatai a település talajvíz kútjaira vonatkozóan (4. rész).

kód	Ca	K	Mg	Al	Ba	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Sr	Zn
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
22	690,91	31,41	201,23	0,016	11	0	0	36	88	6	11	0	855	0
23	213,29	6,31	27,70	0,042	25	0	0	9	122	22	3	16	252	0
24	348,2	402,4	163,3	0,035	69	0	1	28	359,2	56	2	29	981	0
25	262,16	246,45	41,96	0,026	33	0	1	24	79	12	5	27	552	0
26	409,00	408,28	183,26	0,024	41	0	0	24	98	284	5	0	1479	0
27	327,04	94,78	81,16	0,018	51	0	0	21	77	22	3	28	659	0
28	283,31	24,74	76,61	0,024	20	0	0	39	199	26	3	0	1179	0
29	346,01	116,86	150,01	0,089	67	0	0	29	172	53	9	24	1168	0
30	454,49	110,28	164,20	0,031	33	0	0	21	414	70	3	10	1407	0
31	295,32	3,54	124,33	0,012	92	0	1	21	36	16	2	25	922	0
32	227,67	135,86	34,41	0,023	27	0	0	32	121	147	5	9	1785	0
33	249,97	17,97	77,42	0,050	27	0	0	12	69	56	4	25	643	0
34	312,20	6,30	111,81	0,145	39	0	0	20	116	781	10	21	866	0
35	556,93	2,89	207,45	0,006	38	0	0	21	24	285	4	0	1642	0
36	292,21	5,73	142,65	0,024	35	0	0	28	57	9	6	30	1035	0
37	465,03	266,94	265,14	0,006	18	0	0	30	147	237	9	18	1203	0
38	312,48	33,62	79,19	0,012	41	0	0	16	34	249	5	19	987	0
39	253,70	13,44	102,77	0,014	44	0	6	26	94	11	5	32	622	0
40	268,4	33,47	152,8	0,011	39	0	0	34	171	122	4	28	687	0
32m	183,27	1,85	11,93	0,007	35	0	1	3	39	21	5	36	392	0
102m	358,21	2,75	76,24	0,013	52	0	1	0	188	54	3	31	183	0

2. táblázat. A 2019-es nyári mintavétel adatai az akna körül kialakított monitoring kutakra vonatkozóan (1. rész).

kód	vízszint	Hőm.	pH	EC	NH ₄ ⁺	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	PO ₄ ³⁻	KOI	Na ⁺	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	HCO ₃ ⁻	CO ₃ ⁻
	cm	°C		µS/cm	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
1.	205	18,3	7,12	1770	61,97	0,095	7,15	1,31	9,95	273,16	23,634	187,02	14,91	0
2.	205	19,0	7,29	1950	0,202	0,027	156,128	0,99	7,7	307,46	56,358	137,19	14,04	0
3	207	19,2	7,32	1430	0,668	0,168	27,552	0,49	3,08	222,49	25,452	70,13	12,72	0
4.	206	18,9	7,07	1535	0,263	0,084	31,816	4,32	7,7	122,66	29,088	83,05	13,59	0
5.	204	18,6	7,53	1680	0,142	0,018	7,478	0,204	6,92	268,35	27,27	56,59	15,35	0
6.	207	17,2	7,01	2510	56,7	0,053	3,28	1,82	79,8	414,41	136,35	211,01	21,49	0
7.	198	18,5	7,38	2790	0,041	0,017	163,34	1,156	10,75	338,04	99,99	213,47	17,54	0
8.	192	18,6	7,43	2300	0,021	0,023	134,48	0,216	5,38	225,48	72,72	254,69	15,57	0
9.	199	19,5	7,53	3010	0,284	0,161	82,656	0,15	9,99	224,49	150,8	183,95	20,01	0
10.	198	19,5	7,22	2410	0,203	0,063	164,01	1,34	17,7	128,27	101,808	219,62	14,03	0
Akna	206	21,9	7,47	702	0,061	0,09	4,984	0,309	10,75	98,24	32,724	58,44	5,53	0

2. táblázat. A 2019-es nyári mintavétel adatai az akna körül kialakított monitoring kutakra vonatkozóan (2. rész).

kód	Ca	K	Mg	Al	Ba	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Sr	Zn
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
1.	342,04	57,47	22,96	0,031	66	0	1	30	314	744	16	21	227	17
2.	342,19	92,27	28,08	0,080	66	0	1	26	168	18	5	26	186	0
3	39,51	107,35	14,88	0,972	78	0	2	22	847	158	5	25	174	0
4.	85,58	187,59	28,15	0,019	63	0	2	29	52	103	7	22	283	0
5.	28,65	151,61	12,50	0,050	87	0	0	25	88	59	4	28	138	0
6.	65,36	104,77	25,34	0,027	90	0	1	32	74	2285	40	16	273	0
7.	57,62	363,51	22,08	0,074	60	0	5	33	105	14	11	31	148	0
8.	46,48	343,78	25,08	0,059	41	0	1	30	96	5	5	30	217	0
9.	88,49	458,25	56,08	0,069	47	0	0	32	116	8	15	29	497	0
10.	102,83	370,97	49,40	0,121	47	0	1	26	157	10	5	24	620	0
Akna	49,60	19,12	4,37	0,025	53	0	0	26	284	9	11	19	193	0