

## Ásott talajvízkutak vízminőségének tér- és időbeli változásainak értékelése egy alföldi településen a CCME WQI vízminőségi mutató alkalmazásával

BALLA DÁNIEL<sup>1</sup>, KISS EMÓKE<sup>2</sup>, ZICHAR MARIANNA<sup>3</sup>, MESTER TAMÁS<sup>4</sup>

<sup>1</sup>Debreceni Egyetem, Informatikai Kar, Adattudomány és Vizualizáció Tanszék, 4028 Debrecen Kassai út 26.; e-mail: [balla.daniel@inf.unideb.hu](mailto:balla.daniel@inf.unideb.hu)

<sup>2</sup>Debreceni Egyetem, Természettudományi és Technológiai Kar, Tájvédelmi és Környezetföldrajzi Tanszék, 4032 Debrecen Egyetem tér 1.; e-mail: [kiss.emoke@science.unideb.hu](mailto:kiss.emoke@science.unideb.hu)

<sup>3</sup>Debreceni Egyetem, Informatikai Kar, Adattudomány és Vizualizáció Tanszék, 4028 Debrecen Kassai út 26.; e-mail: [zichar.marianna@inf.unideb.hu](mailto:zichar.marianna@inf.unideb.hu)

<sup>4</sup>Debreceni Egyetem, Természettudományi és Technológiai Kar, Tájvédelmi és Környezetföldrajzi Tanszék, 4032 Debrecen Egyetem tér 1.; e-mail: [mester.tamas@science.unideb.hu](mailto:mester.tamas@science.unideb.hu)

**Kulcsszavak:** vízminőségi index, Báránd, monitoringadat, GIS

**Összefoglalás:** A települések talajvízkészletének elszennyeződése globális jelenség, melynek csökkentéséhez számos környezetvédelmi intézkedés szükséges. Tanulmányunkban települési környezetben 2013-2022 között hosszú távú monitoring keretében vizsgáltuk a szennyvízcsatorna hálózat kiépítését követő talajvízszint és vízminőség változásokat, mely során 40 települési talajvízkútból végeztünk rendszeres mintavételt. A talajvízszint csatornázás előtti (2013) és azt követő időszakban (2017, 2022) bekövetkező változásait a nyári, nagymintás mintavételezések során mért vízszintek alapján értékeltük. Megállapítottuk, hogy 2013-ban a talajvízszint a felszínhez igen közel húzódott (<3m). A talajvíz szintje a település belső részein húzódott legmagasabban, míg a legmélyebb vízállás a település déli területein volt mérhető. A 2017-ben és 2022-ben mért talajvízszintben a megszűnő szennyvízkiáramlás következtében erőteljes süllyedés következett be. A monitoring adatokat a CCME WQI vízminőségi index segítségével vízminőségi kategóriákba sorolva nagyfokú szennyezettséget mutattunk ki a csatornázás (2013) előtti évben, ugyanis a kutak döntő része szennyezett és erősen szennyezett kategóriába került. A csatornázást követő monitoring időszakban jelentős pozitív irányú változást mutattunk ki a legtöbb vizsgált vízkémiai paraméterben (pH, EC, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, NO<sub>2</sub>, NO<sub>3</sub>, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, COD, Na<sup>+</sup>). Tematikus ponttérképek alapján megállapítottuk, hogy a terület egyre nagyobb része mutat megfelelő vagy jó vízminőséget. Ezt a diszkriminancia analízis is alátámasztotta, ugyanis 87.4% pontossággal az adott vízkémiai paraméterek alapján meghatározható, hogy az adott minta a csatornázás előtti vagy utáni időszakból származik-e. Azonban a csatornázást követően 8 év után, továbbra is magas a szervesanyag koncentrációk értéke, mely azt indikálja, hogy a területen felhalmozódott szennyezőanyagok továbbra is jelen vannak. A tisztulási folyamatok dinamikájának megértéséhez szükséges a további, hosszú távú monitoring.

### Bevezetés

A települések felszín alatti szennyező forrásainak térképezése, monitoringozása és felszámolása a 21. század kiemelten fontos környezetvédelmi feladata lett a fejlődő és fejlett országokban egyaránt. A téma aktualitását jelzi, hogy az elmúlt két évtizedben globális szinten nőtt meg az ivóvíz iránti igény, köszönhetően a népességnövekedés-

nek, az urbanizációnak és az intenzív ipari és mezőgazdasági tevékenységeknek (Kerényi és McIntosh 2020). Nemzetközi tanulmányok bizonyítják, hogy a településeken az egyik legjelentősebb szennyezőforrás a kommunális szennyvíz, amelynek kezelése pénzügyi források hiányában gyakran a mai napig megoldatlan (Jumma et al. 2012, Ravikumar és Somashekar 2012, Machiwal és Jha 2015, Richards 2016, Smoroń 2016, Adimalla et al. 2020) Több kutatás megállapítja, hogy a rurális térségekben a szennyvízkezelő rendszerek hiánya miatt a szennyvíz a talajvízbe kerül, aminek következtében a talajvíz minősége erősen leromlott (Backman et al. 1998, Rotaru és Răileanu 2008, Nemčić-Jurec et al. 2017). Emellett a települések állandó népességszámának növekedése a vízkészletek túlzott kiaknázáshoz, a felszín alatti vizek sebezhetőségének növeléséhez vezetett (Nlend et al 2018, Abdalla és Khalil 2018).

A vízminőséget leíró kémiai, fizikai és biológiai paraméterek összevont kvalitatív értékelésének tudományos alapjait elsőként a Horton által bevezetett vízminőségi index tette lehetővé. A vízminőség indexek alapján létrehozott tematikus térképek átfogó képet adnak az adott környezeti problémáról és könnyen értelmezhetővé teszik azt a nem tudományos területen dolgozó emberek számára is (Horton 1965). Így a vízminőség indexek alkalmazása a felszíni és felszín alatti vizek állapotának leírása során bevett gyakorlattá vált (Bouslah et al. 2017). A Brown és munkatársai (1970) által kidolgozott, a bemeneti paraméterek súlyozott átlagolásával kalkuláló vízminőség indexét (Water Quality Index, WQI) az elmúlt ötven évben számos alkalommal módosították vagy fejlesztették tovább a szakemberek. A WQI-t alapul véve egyéb indexek is kidolgozásra kerültek, pl.: US National Sanitation Foundation Water Quality Index (NSFWQI), Oregon and British Columbia indices (OWQI, BCWQI), Smith's index, Overall Index of Pollution (OIP), The River Ganga Index, Recreational water quality index (RWQI), Contamination index (Cd), Dinius Water Quality Index (DWQI) (Prati et al. 1971, Ott 1978, Dunnette 1979, Dinius 1987, Sharifi 1990, Smith 1987, Smith 1990, Backman et al. 1998, CPCB 2000, Cude 2001, Lumb et al. 2006, Kannel et al. 2007, Swamee–Tyagi 2007). Az előállított vízminőségi adatok modern GIS alapú döntéstámogató rendszerekbe integrálva és térképen megjelenítve további segítséget nyújtanak új monitoring kutak kijelöléséhez, a monitoring hálózat megtervezéséhez- és bővítéséhez, valamint a detektált szennyezések felszámolásához (Majolagbe et al. 2016, Balla et al. 2023). A települési környezetben a szennyvíz okozta vízminőség romlásáról és elszennyeződéséről már számos nemzetközi publikáció született, azonban modern térinformatikai eszközök segítségével végzett hosszú távú monitoring adatokon alapuló vízminőség vizsgálatok még csak az elmúlt évtizedben kerültek a kutatások középpontjába (Balla et al. 2023).

Egy település vízminőségi állapotának tér- és időbeli változásainak értékeléséhez a referencia állapot ismerete szükséges, habár ez a legtöbb esetben nem áll rendelkezésre. Ezen felül a településre kiterjedő térbeli és időbeli monitoring adatok, és a lokális kiterjedésű vízminőségi geoadatbázisok hiánya tovább nehezíti a tisztulási folyamatok dinamikájának vizsgálatát. Ebből kifolyólag kutatómunkánk elsődleges célja egy ehhez kapcsolódó, hiánypótló kutatás eredményeinek az ismertetése. A fentiek alapján a

kutatás legfontosabb célja megállapítani azt, hogy a településen szignifikánsan javult-e a szennyvízcsatorna-hálózat kiépítését követő időszakban a talajvíz minősége.

A kutatás megkezdésekor a következő hipotéziseket állítottuk fel:

1. A több évtizede zajló szennyvízkiáramlás hatására a település talajvízkészlete erősen elszennyeződött, amely a vízminőségi mutatókban is tükröződik.
2. 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.
3. A településen szignifikánsan javult a szennyvízcsatorna-hálózat kiépítését követő időszakokban a talajvíz minősége.

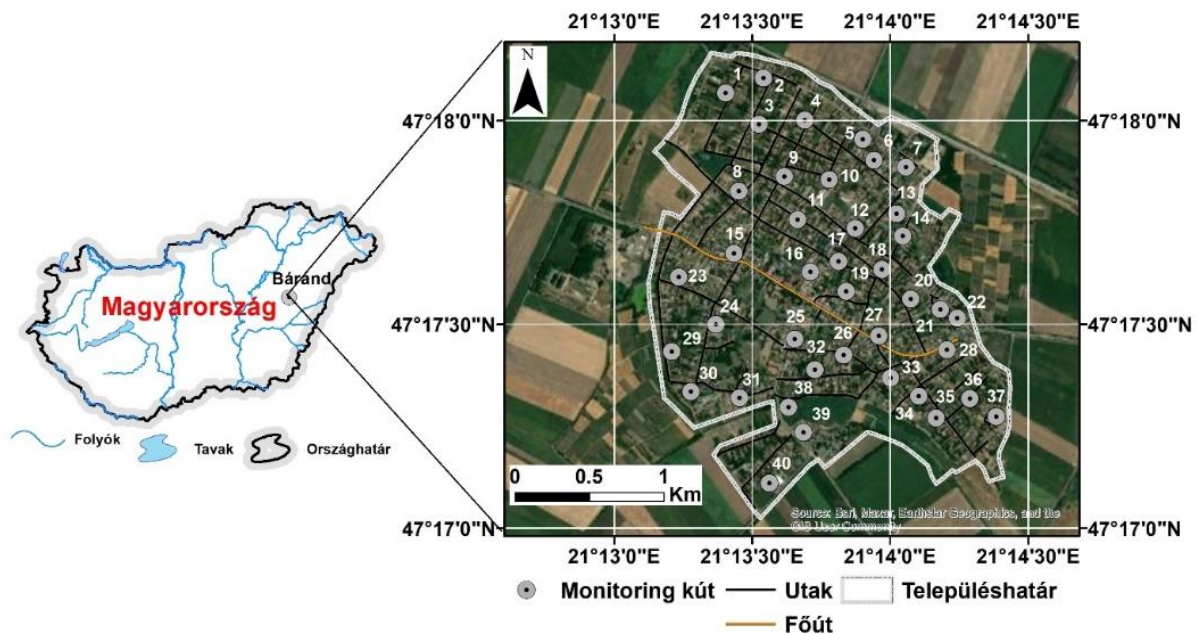
A hipotéziseink igazolása, vagy megcáfolása érdekében az alábbi célkitűzéseket foglalmaztuk meg:

4. Rendszeres vízmintavételezés a településen található, vizsgálatba vont talajvízkutakból, a vízminőségváltozások tér- és időbeli dinamikájának minél pontosabb meghatározása érdekében.
5. A talajvízszintben bekövetkező változások vizsgálata.
6. Geodatbázis létrehozása a mintavételi és mérési adatok alapján.
7. A monitoring adatok alapján a település feltérképezése.
8. A vízminőség tér- és időbeli viszonyaiban bekövetkező változások feltárása statisztikai elemzéssel.

## **Anyag és módszer**

### **Mintaterület bemutatása**

A vizsgálatba vont település az Alföld keleti részén, a Nagy-Sárréten helyezkedik el (1. ábra). Báránd jellegzetes középfalu melynek, állandó népességszáma 2491 fő (KSH). Mivel a település szennyvízkibocsátása meghaladja a 2000 lakosegyenértéket (LE), azon települések csoportjába tartozik, amelyek esetében az Európai Unió irányelve előírja a csatornahálózat létesítését (2000/60/EC 2000). A csatornahálózat az Új Magyarország Fejlesztési Terv Környezet és Energia Operatív Programjának támogatásával készült el 2014-ben. Nyolc évvel a csatornahálózat kiépítését követően, 2022-re a háztartások több mint 90%-a rácsatlakozott a hálózatra, ugyanakkor még mindig több olyan háztartás létezik, amely nem tett eleget a törvényi rendelkezésnek. A korábbi jelentős szennyezőanyag kibocsátás a talaj vízkészletének erőteljes elszennyeződéséhez és a vízminőség jelentős romlásához vezetett, amit rendszeres, évenkénti mintavétellel monitoringozunk a potenciálisan szennyezett területek azonosításához és a tisztulási folyamatok értékeléséhez (Mester et al. 2017, 2018, 2019 és 2020).



1. ábra. A mintaterület és a monitoring kutak elhelyezkedése  
 Figure 1. Location of study area and monitoring wells

## Mintavétel és laboratóriumi feldolgozás

A településen ásott talajvízkutak bevonásával monitoring hálózatot hoztunk létre a talajvízminőség tér- és időbeli változásának feltárása és értékelése érdekében. A monitoring kutak kijelölésekor a település egyenletes lefedése volt az egyik legfontosabb szempont. Mivel voltak olyan mintavételi évek, amikor nem volt lehetőségünk egy-egy kútnál a mintavételre, a tanulmányban azokra a kutakra vonatkozó elemzést végeztük el, melyek esetében nem állt fent adathiány. A háztartások szennyvízelvezető-csatornahálózatra történő rákötése a vizsgált településen 2014 óta folyamatosan történt meg, így kutatásunk középpontjába a csatornahálózat kiépítésének a vízminőségére gyakorolt hatása került. A csatornázás előtti évben, 2013 nyarán 40 talajvízkút megmintázásával határoztuk meg a referencia állapotot. Ezt követően a csatornázást követő 3., 4., 5., 7. és 8. évben történt a mintavételezés az év ugyanazon szakaszában, nyári mintavételezéssel. A 6. évi (2020) mintavételezésre a Covid-19 világjárvány miatt nem volt lehetőségünk. A minták pH és elektromos vezetőképesség (EC) értékei WTW 315i mérőműszerrel, a begyűjtött vízminták ammónium ( $\text{NH}_4^+$ ), nitrit ( $\text{NO}_2^-$ ), nitrát ( $\text{NO}_3^-$ ), ortofoszfát ( $\text{PO}_4^{3-}$ ), tartalmát HS ISO 7150-1:1992, HS 448-18:2009 és az HS 1484-13:2009 alapján spektrofotométerrel határoztuk meg. A szervesanyag tartalom (KO-Ips) értékét Kálium-permanganáttal, a nátrium ( $\text{Na}^+$ ) értékét PerkinElmer 3110 AAS műszerrel mértük. A vízmintákat az MSZ ISO 21464:1998 szabvány szerint háromszoros kúttérfogatnyi víz kitermelése után gyűjtöttük be, perisztaltikus szivattyú segítségével és a talajvízszint állását rögzítettük.

A település domborzati viszonyainak felmérésére Trimble S9 nagy pontosságú GPS készülékkel 2 cm-es pontossággal meghatároztuk a település belterületének és a vizsgálatba vont monitoring kutak abszolút tengerszint feletti magasságát.

### A vízminőség értékelése a Kanadai Környezetvédelmi Tanács Vízminőség Indexe (CCME-WQI) alapján

A Kanadai Környezetvédelmi Tanács (Canadian Council of Ministers of the Environment) által 2001-ben kialakított vízminősítési rendszer három faktor kombinációján alapszik (Lumb et al. 2006):

F1: A paraméterek száma, melyek átlélik 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 határértéktől való eltérés azon esetek számát jelöli, amikor az egyes koncentrációk átlélik (vagy nem érik el) az adott határértéket:

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

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):

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

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 az 1. táblázat mutatja.

1. táblázat. A CCME WQI értékei és minősítésük  
Table 1. CCME WQI rank, range, status and quality

Rang	CCME WQI érték	CCME WQS	Minősítés
R1	95-100	Kiváló	Természetes szint, vagy annak közelében
R2	80-94	Jó	Kismértékű eltérés a természetes szinttől
R3	65-79	Megfelelő	Eltérés a természetes szinttől
R4	45-64	Szennyezett	Gyakori károsító hatás, a paraméterek jellemzően eltérnek a természetestől
R5	0-44	Erősen szennyezett	A vizet folyamatos szennyezés éri, a paraméterek jelentősen eltérnek a természetestől

### Térinformatikai feldolgozás

Az adatok térinformatikai feldolgozását és a minták vízminőségi indexértékeinek (CCME<sub>WQI</sub>, CCME<sub>WQS</sub>) meghatározását egy saját fejlesztésű webGIS eszköz alkalmazásával végeztük el (Balla et al 2024). Mivel a monitoring kutak vízkémiai és vízminőségi adatai táblázatos formában koordinátákkal együtt álltak rendelkezésre, így szükséges volt azok Földrajzi Információs Rendszerbe (GIS) való importálása. A webGIS rendszerből exportált idősoros vízminőségi adatok térképezését ESRI ArcGIS 10.4.1-es verziójával végeztünk el (ESRI 2011). A mintaterület bejárása során rögzített adathalmazból elkészítettük a település domborzatmodelljét. A vízminőségi státuszok és a talajvízállás térbeli ábrázolása érdekében Surfer 12 szoftver segítségével izovonalas térképeket készítettünk (Surfer® from Golden Software). Az adatokból krigeles geostatistikai módszerrel grid hálót hoztunk létre mely alapján izovonalas térképeket állítottunk elő.

### Statisztikai feldolgozás és elemzés

Az idősoros vízminőségi adatbázis mérési és számítási (vízminőségi indexértékek, vízminőségi státuszok) eredményeit az évek, időszakok (csatornázás előtti (2013) és csatornázás utáni időszak (2017-2022)) alapján rendeztük csoportokba. Az alapstatisztikai értékek (átlag, alsó-, felső kvartilis, a módusz, a medián és a szórás) kiszámítása mellett az eredményeket a hatékony adatvizualizáció érdekében boxplot diagramokon ábrázoltuk.

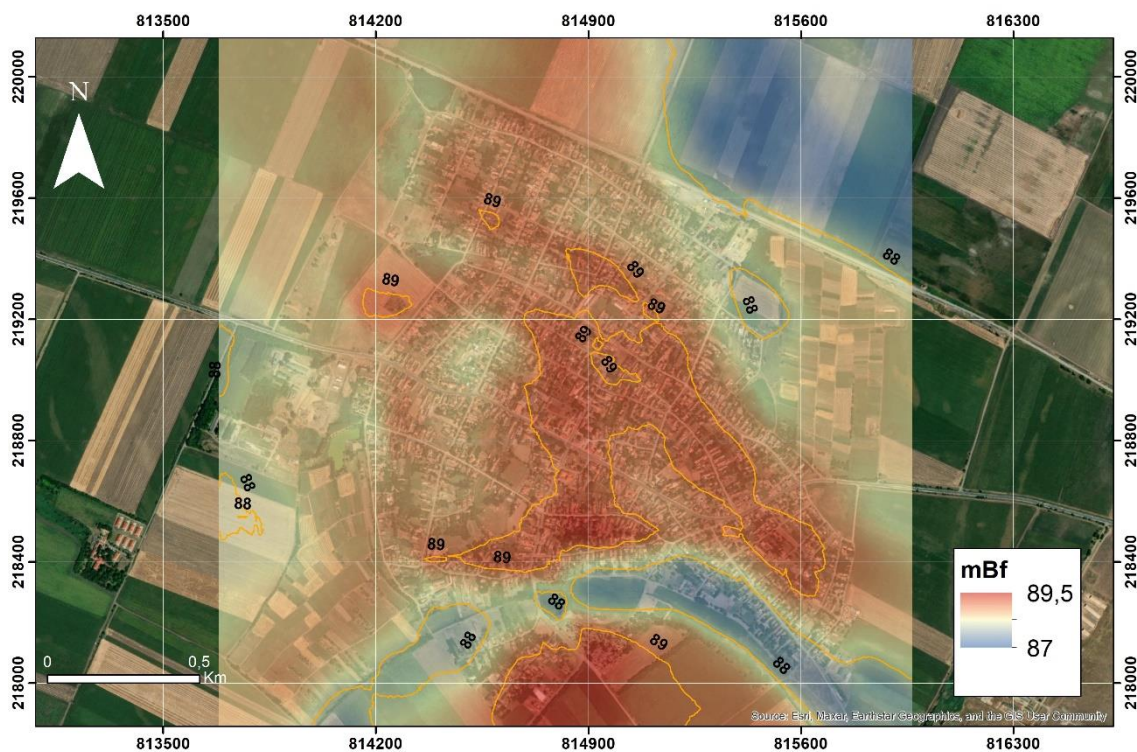
A település monitoring kútjainak térbeli, valamint a csatornázás előtti és utáni állapot elkülöníthetőségének megállapítása érdekében diszkriminancia analízist végeztünk. A vizsgálatot Wilks' Lambda módszerrel végeztük el. A különböző időpontokra vonatkozó adatsorok különbségeit Wilcoxon-tesztel vizsgáltuk. A tesztel megállapítható, hogy az adatsorokban mutakozó különbségek véletlenszerűek-e, vagy azokat valamilyen háttér folyamat alakítja (Wilcoxon 1992).

Az adatok statisztikai feldolgozását, valamint az eredmények adatvizualizációját IBM SPSS szoftverrel végeztük el (IBM SPSS).

## Eredmények és értékelésük

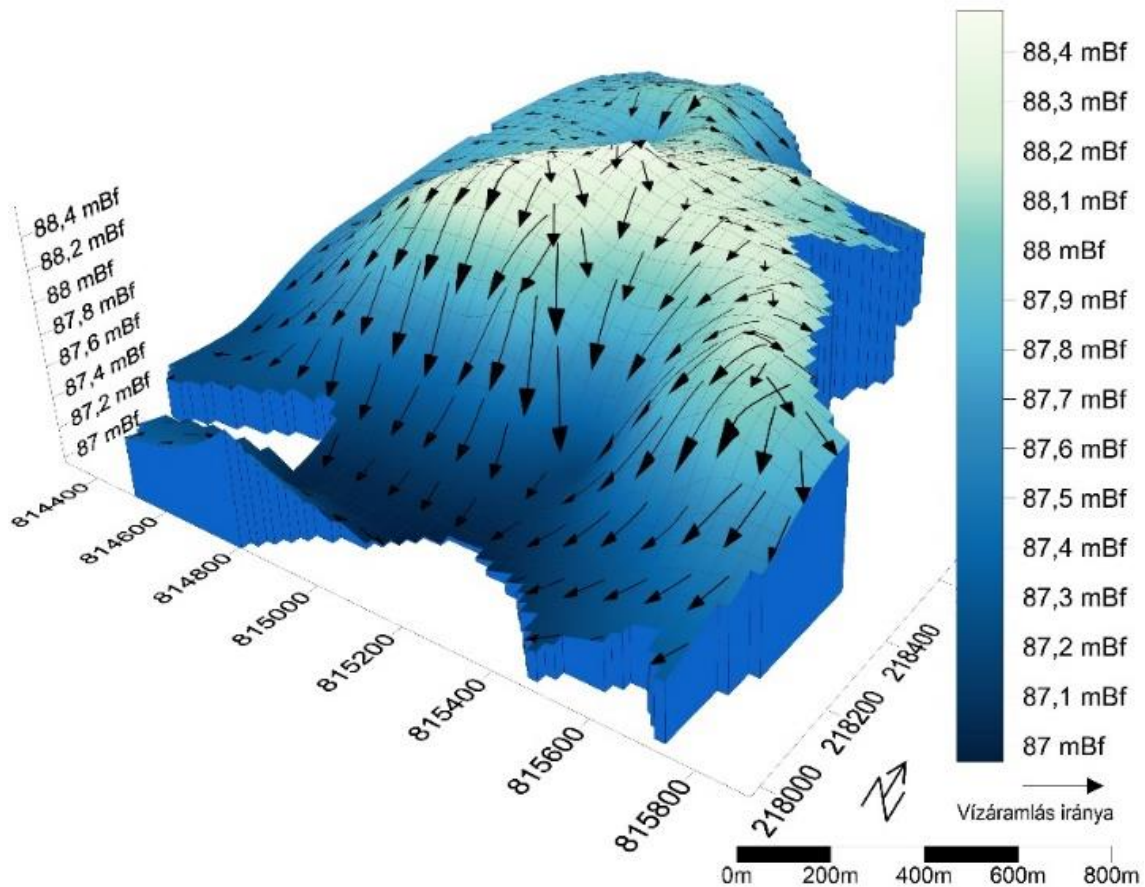
### A talajvízszintben bekövetkező változások a csatornázást követő időszakban

A település domborzatmodellje alapján megállapítható, hogy a település belső, valamint déli részei a legmagasabban fekvő területek. Tisztán kirajzolódik a település déli határában megtalálható elhagyott folyómeder, mely a terület lokális talajvízáramlási irányát alapvetően meghatározza, valamint az ÉK-i részen található, gyakran belvízzel borított terület. E mélyebben fekvő területek tengerszint feletti magassága 87-87,4 méter között alakul (2. ábra).



2. ábra. Báránd település domborzatmodellje  
 Figure 2. Digital relief map of Báránd

A 2013-as nagymintás mintavételezés időpontjában a talajvízszint tengerszint feletti magassága 88,51 mBf és 86,48 mBf között alakult (3. 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. A talajvízáramlás iránya szintén a déli elhelyezkedésű elhagyott folyómeder irányába mutat (3.ábra).

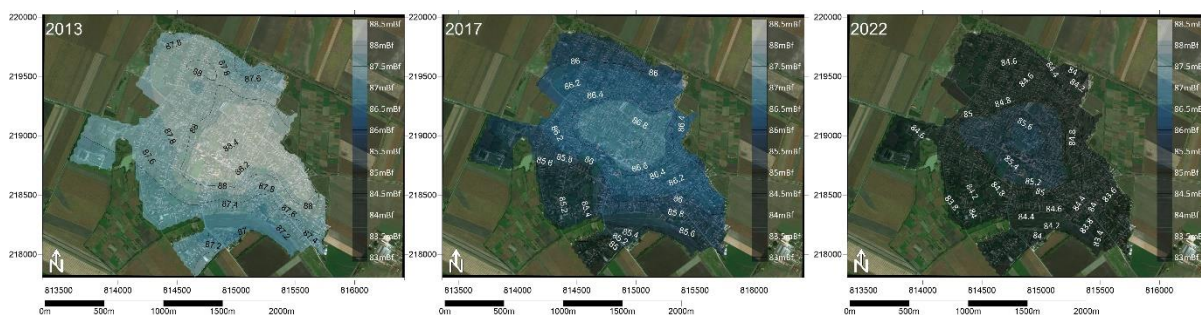


3. ábra. A talajvízszint (mBf) alakulásának és a talajvízáramlás irányának 3D-s blankolt modellje 2013-ban (Forrás: Mester T 2020)

Figure 3. 3D model of groundwater level (mBf) and groundwater flow direction in 2013 (Source: T. Mester 2020)

A talajvízszint alakulásában jelentős változás következett be a csatornázást követő években. A talajvíz szintje a referencia évhez képest erőteljes süllyedést mutatott (4.ábra). A 2013-as talajvízszint átlagos értéke (87,83 mBf) 2017-re 86,06 mBf-re, 2022-ben 84,63 mBf-re csökkent. Ez a jelentős mértékű vízszintcsökkenés nem magyarázható csupán a csapadékviszonyokban bekövetkező változásokkal, hiszen a NAIK Erdészeti Kutatóintézet mérései alapján 2021-es év kivételével nem volt szárazabb a korábbi évekhez képest. A vízszintcsökkenés oka egyértelműen a szennyvízkiáramlás megszűnésével magyarázható, hiszen a szigeteletlen szennyvízknákból kiáramló szennyvíz jelentős talajvízszint emelkedést eredményezett, amelyet korábbi kutatásaink mellett további esettanulmányok igazoltak. (Khorasani 2020, Mester et al 2021, Judah et al 2021).





4. ábra. A talajvízszint (mBf) alakulása a csatornázás előtt (2013) és azt követően években (2017, 2022)  
 Figure 4. Groundwater table (a.s.l.) before (2013) and after (2017, 2022) the construction of the sewerage network.

A talajvízszint átlagértékeiben bekövetkező változások mellett, egy másik érdekes tendenciát is megfigyelhető, ugyanis 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 1,78 méter volt a különbség, addig ez 2017-ben 2,14 méterre, majd 2022-ben 2,68 méterre csökkent. 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 vizsgált paraméterek értékelése

A csatornázást megelőző (2013) és a csatornázást követő (2017, 2018, 2019, 2021, 2022) évek nagymintás mintavételezés 8 talajkémiai paraméter (pH, EC,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ , COD,  $\text{Na}^+$ ) mérési adatai alapján meghatároztuk a minimum, maximum, átlag, valamint alsó és felső kvartilis értékeit (5. ábra).

A pH értékek a csatornázást megelőző időszakban lúgosabb tartományban mozogtak, mint a csatornázást követő időszakban. Az alsó kvartilis értéke 7,92 míg a felső kvartilis értéke 8,56 volt. A csatornázást követő években a pH érték jelentős mértékű csökkenését mutattuk ki, mely az anionok szignifikáns csökkenésével magyarázható. A 2013-as 8,25 átlagérték 2017-ben 7,51-re, 2019-ben 7,26-ra, 2021-ben 7,27-re csökkent. 2022-ben a minták pH értékének alsó kvartilise 7,08, míg a felső kvartilisek (2013: 8,56 → 2022: 7,5) közötti különbség értéke közel 1 volt.

A  $\text{PO}_4^{3-}$  koncentrációjának átlagértékei arányaiban a legjelentősebb csökkenést mutatják. A koncentrációk átlagértéke a 2013-as 1,22 mg/l-ről 2022-re 0,24 mg/l értékre redukálódott, mely a 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendeletben előírt 0,5 mg/l határérték alá került. Amíg 2019-ben a kutak 32,5%-ban, addig 2022-ben már csak a kutak 11,76%-ban mértünk határérték feletti koncentrációt szemben a 2013-as 67,5%-kal. A 2013-ban mért 4,07 mg/l maximumérték 2019-re 2,14 mg/l, míg 2022-ben 0,89 mg/l értékre csökkent.

Az elektromos vezetőképesség értéke a csatornázást követően 2018-ig jelentős mérséklődést mutatott, 2019-től ismét megemelkedett, azonban a 2019-es átlagérték (2773,43  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) is alacsonyabb volt, mint a referenciaév átlagértéke (3032,65  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ). A felső kvartilis a csatornázás előtti 4310  $\mu\text{S}/\text{cm}$  értékről 2019-re 3792  $\mu\text{S}/\text{cm}$ -re csökkent, majd 2022-re 4623,75-re emelkedett. 2022-ben a vezetőképesség értéke a kutak 64,71%-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 50%-ában haladta meg. A csökkenő értékek magyarázhatók a szennyvízkiáramlás megszűnésével, ugyanakkor a magas értékekhez a talajtani viszonyok is hozzájárulnak. Ezt támasztja alá a  $\text{Na}^+$  koncentrációk csatornázást követő években kimutatott emelkedése is.

A  $\text{Na}^+$  átlagértékei a csatornázást követően több mint 100 mg/l értékkel magasabban alakultak, mint a referencia évben. A 2013-as és a 2022-es évek vonatkozásában mind az alsó kvartilis (132,18 mg/l  $\rightarrow$  157,42 mg/l), mind a felső kvartilis (312,78 mg/l  $\rightarrow$  362,57 mg/l) értéke emelkedett. Feltételezésünk szerint a 2019, 2021 és a 2022-es alacsony havi csapadékmennyiségek okozhatják az emelkedést.

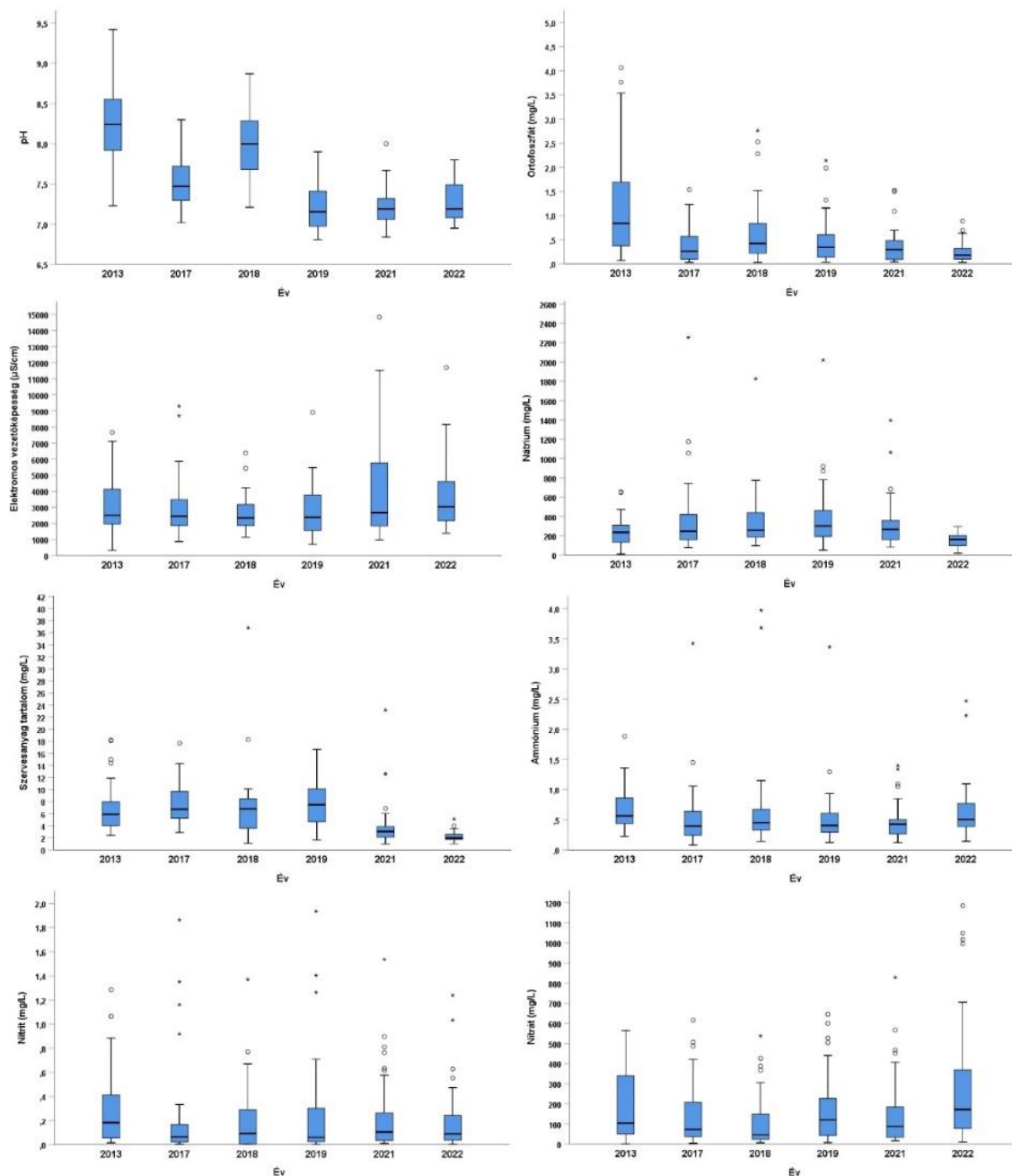
A szervesanyag tartalom mennyisége sem mutatott csökkenő tendenciát. A csatornázást követő évek (2017, 2018, 2019) átlagértékei rendszerint magasabbak voltak, mint a referencia év 6,85 mg/l értéke. A legmagasabb átlagértéket (7,68 mg/l) a 2019-es évben mértük. A csatornázást követő 5. évben mért magas 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 szervesanyagok számára. A csatornázást követő 7. és 8. évben viszont a szervesanyag tartalom átlagértékei jelentős mértékben csökkentek (4,21 mg/l, 2,19 mg/l), ami magyarázható a szennyvízkiáramlás megszűnésével.

Az  $\text{NH}_4^+$  koncentrációk átlagértékei a 2021-es év kivételével határérték felett alakultak, ugyanakkor folyamatosan mérséklődő tendencia figyelhető meg. Amíg 2013-ban 0,69 mg/l, addig 2022-ben 0,64 mg/l volt az átlagérték. 2013-ban a kutak 17,5%-ában igen magas, 1 mg/l fölötti értéket mértünk, ez 2022-re 8,82%-ra csökkent, ugyanakkor a kutak 52,94%-ában még mindig 0,5 mg/l felett alakultak a koncentrációk. A település talajvízkészletének erőteljes elszennyeződését mutatja az is, hogy csupán 2 kútban mértünk 0,2 mg/l alatti koncentrációt.

Az  $\text{NO}_2^-$  jellemzően nem halmozódik fel a vizekben, megfelelő mennyiségű oldott oxigén jelenléte mellett tovább oxidálódik nitráttá. Míg 2013-ban a vizsgált kutak 22,5%-ában mutattunk ki 0,5 mg/l feletti koncentrációt, addig 2022-ben a kutak 11,76%-ában. A felső kvartilis értéke 0,42 mg/l-ről 0,25 mg/l-re, míg az alsó kvartilis értéke 0,05 mg/l-ről 0,04 mg/l-re redukálódott. Ez alapján kijelenthető, hogy az oxidatív feltételek javultak, mely többek között a szennyvízkiáramlás megszűnésére vezethető vissza. Itt is meg kell ugyanakkor jegyeznünk, hogy a kutak 35,29%-ában továbbra is 0,2 mg/l fölött alakul a nitrit koncentrációja, amely már szennyezettséget indikál.

Az  $\text{NO}_3^-$  koncentrációjának csökkenése szintén a szennyezőanyag utánpótlás jelentős részének megszűnését jelzi, hiszen az átlagérték 187,8 3mg/l-ről 2018-ra 109,76 mg/l

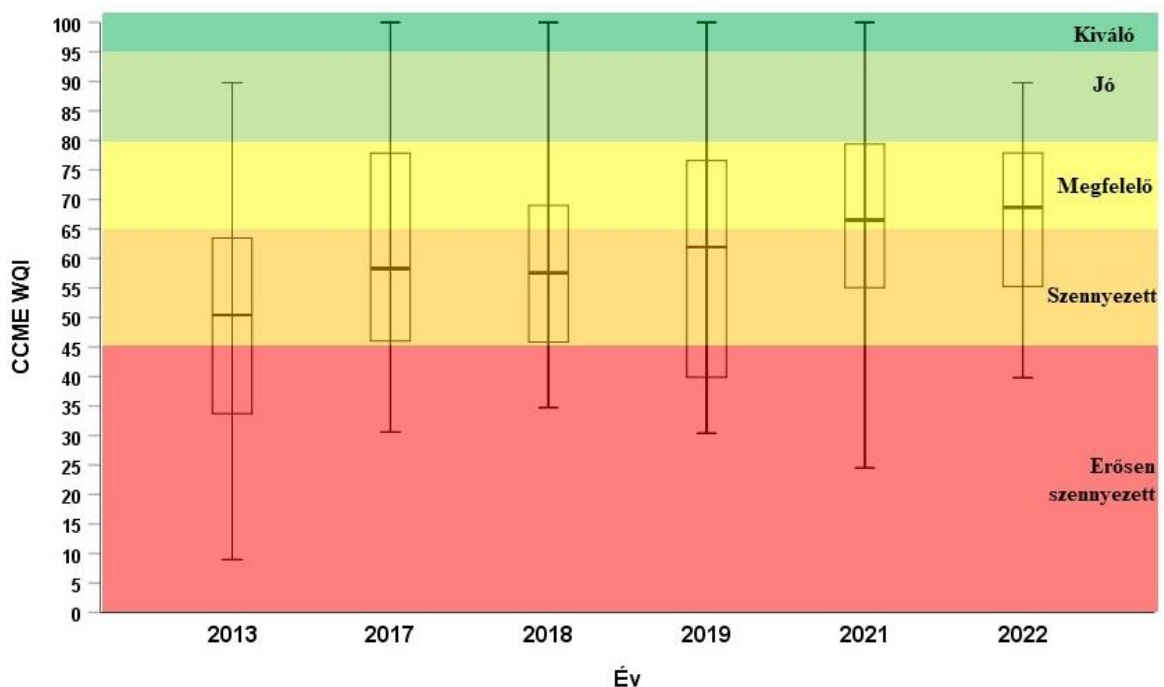
értékre csökkent, azonban 2019-től kezdődően a koncentrációk átlagértékének emelkedése következett be (170,73 mg/l, 164,52 mg/l, 296,4 mg/l). Az alsó kvartilis értéke a 2013-as 50,16 mg/l-ről 2019-re 43,1 mg/l-re, 2022-ben 76,1 mg/l -re növekedett, míg a felső kvartilis 341,7 mg/l-ről 2019-ben 244,85 mg/l értékre csökkent, 2022-ben pedig 377,27-re nőtt.



5. ábra. A vizsgált vízkémiai paraméterek időbeli változásai 2013 és 2022 között  
 Figure 5. Changes in the water chemistry parameters studied between 2013 and 2022

## A talajvízminőség értékelése a CCMEWQI vízminőségi indexek alapján

A vízminőség állapotának tér- és időbeli alakulásának értékelése érdekében a vízmin-tákat minőségük alapján egy 1-től 5-ig terjedő skálán rangsoroltuk, ahol 1 a legjobb, 5 a legrosszabb vízminősítést jelenti. A  $CCME_{WQI}$  indexértékek esetében a csatornázás előtti évben (2013) a medián értéke (50,41) és a felső kvartilis értéke (63,4) is a második legrosszabb 4. kategóriába (szennyezett) található. A csatornázást követő 2017-2022-es időszak értékei viszont már jelentős különbségeket mutatnak a csatornázás előtti értékekhez képest. A szignifikáns növekvő értékek jelzik a talajvíz tisztulási folyamatainak elindulását. A medián értékek tekintetében 2019-től már egyik évben sem érik el az 4. kategóriát, hanem jellemzően a 3. kategóriában („Megfelelő”) mozognak. A felső kvartilis értékek nagyfokú növekedést mutatnak, a csatornázás előtti 63,46-os átlagérték 78,01-re nőtt, ami szintén az intenzív tisztulási folyamatokat jelzi (6. ábra).



6. ábra. A  $CCME_{WQI}$  értékek alakulása a csatornázást megelőző (2013) és azt követő években (2017–2022)  
 Figure 6.  $CCME_{WQI}$  values in the years before (2013) and after sewerage (2017–2022)

A monitoring kutak vízminőségének erőteljes elszennyeződését bizonyítja, hogy a csatornázás előtti (2013) nagymintás mintavétel esetében R1-be („Kiváló”) egyetlen vízminta sem, az R2-be („Jó”) 3 vízminta került besorolásra (7. ábra, 2. táblázat). Továbbá a R4 és R5 („szennyezett, erősen szennyezett”) kategóriákba a kutak 80%-a ( $N_{CCME\_WQS\_2013\_R4+R5} = 32$ ) tartozott.

3 évvel a csatornázást követően (2017) jelentős változások figyelhetők meg a vízminőségben. Jelentősen csökkent a legszennyezettebb mintákat jelző R5-be tartozó monitoring kutak száma ( $N_{CCME\_WQS\_2013\_Rang5} = 15 > N_{CCME\_WQS\_2017\_Rang5} = 9$ ), emellett az R2 („Jó”) és R3 („Megfelelő”) kategóriába tartozó minták száma emelkedett

( $N_{CCME\_WQS\_2013\_R2} = 3 < N_{CCME\_WQS\_2017\_R2} = 5$ ,  $N_{CCME\_WQS\_2013\_R3} = 5 < N_{CCME\_WQS\_2017\_R3} = 12$ ), 1 monitoring kút pedig a legjobb R1-es kategóriába került.

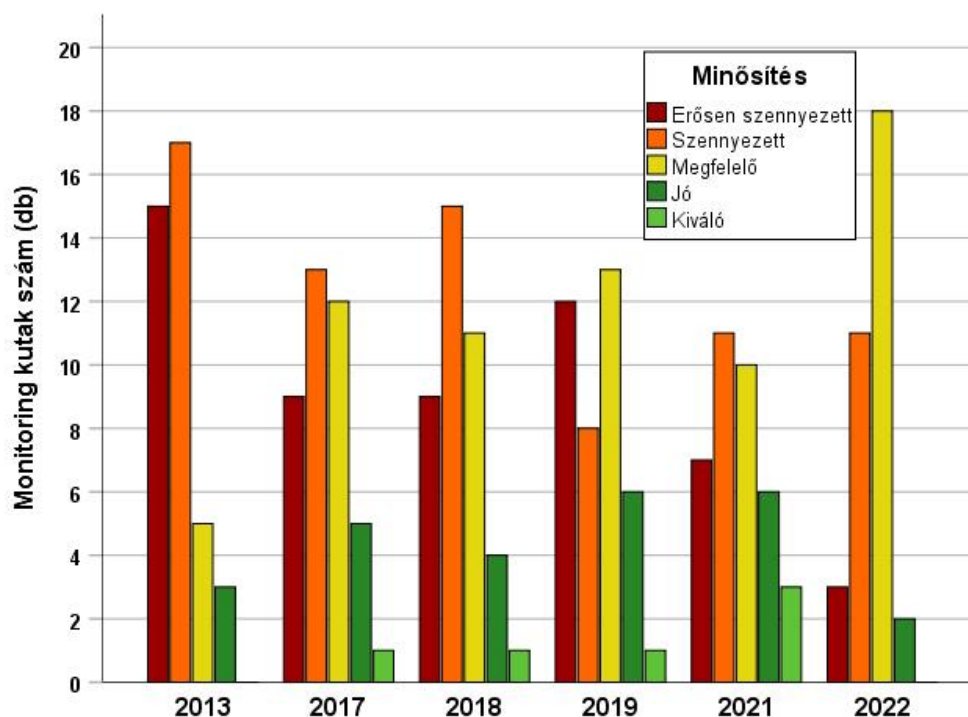
4 évvel a csatornázást követően (2018) csökkent a R2-be tartozó monitoring kutak száma ( $N_{CCME\_WQS\_2017\_R2} = 5 > N_{CCME\_WQS\_2018\_R2} = 4$ ), míg a R4-ben növekedést tapasztaltunk ( $N_{CCME\_WQS\_2017\_R4} = 13 < N_{CCME\_WQS\_2018\_R4} = 15$ ).

5 évvel a csatornázást követően, 2019-ben a R4-be tartozó monitoring kutak száma tovább csökkent ( $N_{CCME\_WQS\_2018\_R4} = 15 > N_{CCME\_WQS\_2019\_R4} = 8$ ), ezzel párhuzamosan megnőtt az R5-be tartozó monitoring kutak száma ( $N_{CCME\_WQS\_2018\_R5} = 9 < N_{CCME\_WQS\_2019\_R5} = 12$ ). Ezek száma ugyanakkor továbbra is alacsonyabb a 2013-as csatornázás előtti állapothoz képest. A R2-R3 kategóriába tartozó kutak aránya 47,5% ( $N_{CCME\_WQS\_2019\_R2+R3} = 19$ ), szemben a 2013-as 20%-os értékkel.

A csatornázást követő 6. évi (2020) mintavételezésre a Covid-19 világjárvány miatt nem volt lehetőségünk.

2021-ben, a csatornázást követő évekhez képest emelkedett a R1 és R2-es vízminták száma. A monitoring kutak vízminőségének pozitív irányú változásait jól mutatja, hogy a R1 és R2 kategóriákba besorolt minták a monitoring kutak 24%-a ( $N_{CCME\_WQS\_2021\_R1+R2} = 9$ ) került. Emellett tovább csökkent a legszennyezettebb mintákat jelző R5-be tartozó kutak száma ( $N_{CCME\_WQS\_2021\_R5} = 3$ ).

A csatornázást követő 8. évi mintavétel eredményei alapján kijelenthető, hogy az R1-be („kiváló vízminőség”) egyetlen vízminta sem került besorolásra. Emellett a „Megfelelő” minősítést jelző kategóriákba tartozó kutak száma növekedett a 2021-es évhez képest ( $N_{CCME\_WQS\_2021\_R3} = 10 < N_{CCME\_WQS\_2022\_R3} = 18$ ).



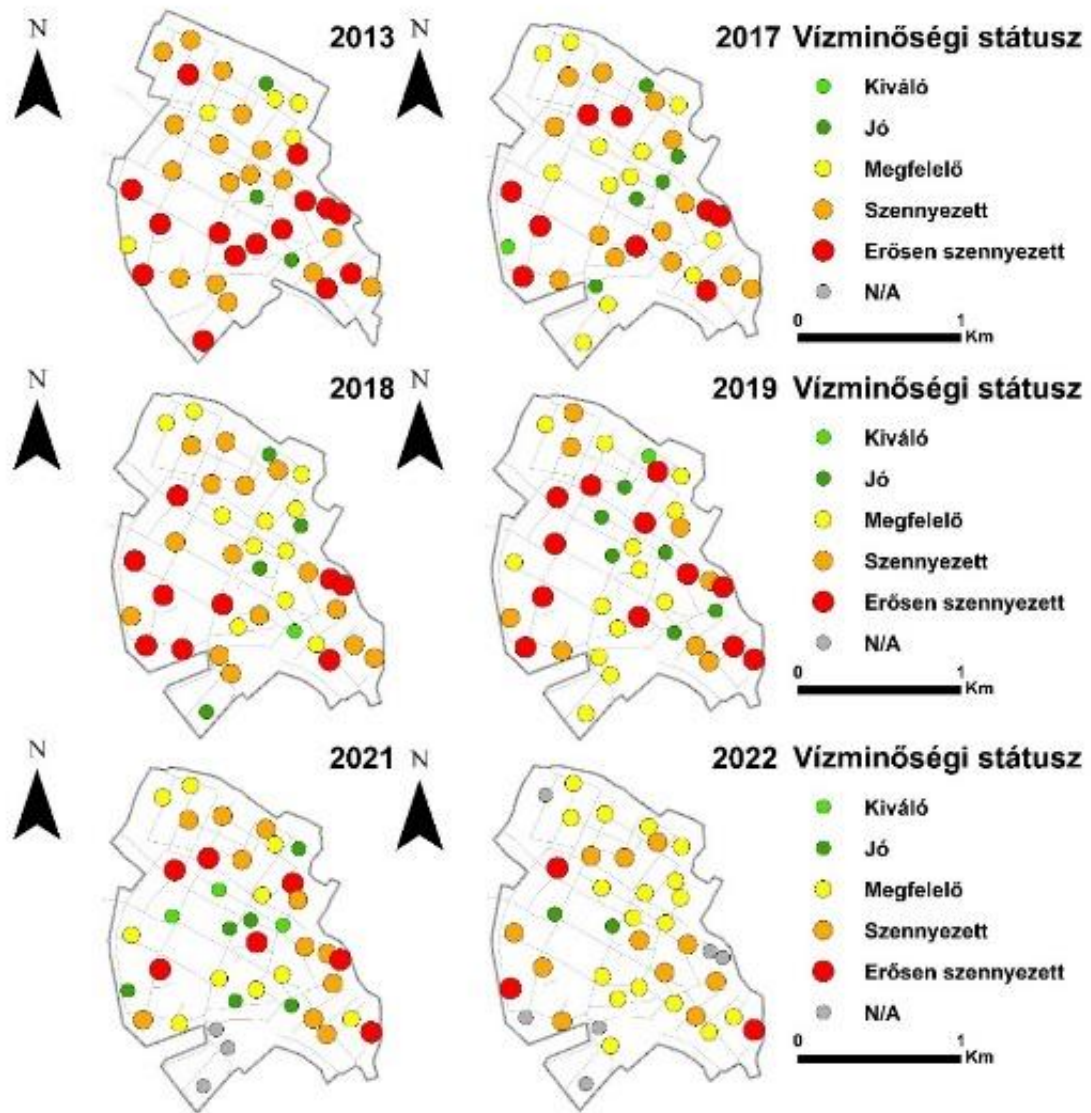
7. ábra. A CCME<sub>WQS</sub> kategóriák eloszlása a mintavételi években  
 Figure 7. Distribution of CCME water quality categories

2. táblázat. A vízminták kategorizálása a CCME<sub>WQI</sub> értékek alapján  
 Table 2. Categories of water samples based on CCME water quality index

CCME WQS						
Év	N	Erősen szennyezett	Szennyezett	Megfelelő	Jó	Kiváló
2013	40	15	17	5	3	0
2017	40	9	13	12	5	1
2018	40	9	15	11	4	1
2019	40	12	8	13	6	1
2021	37	7	11	10	6	3
2022	34	3	11	18	2	0

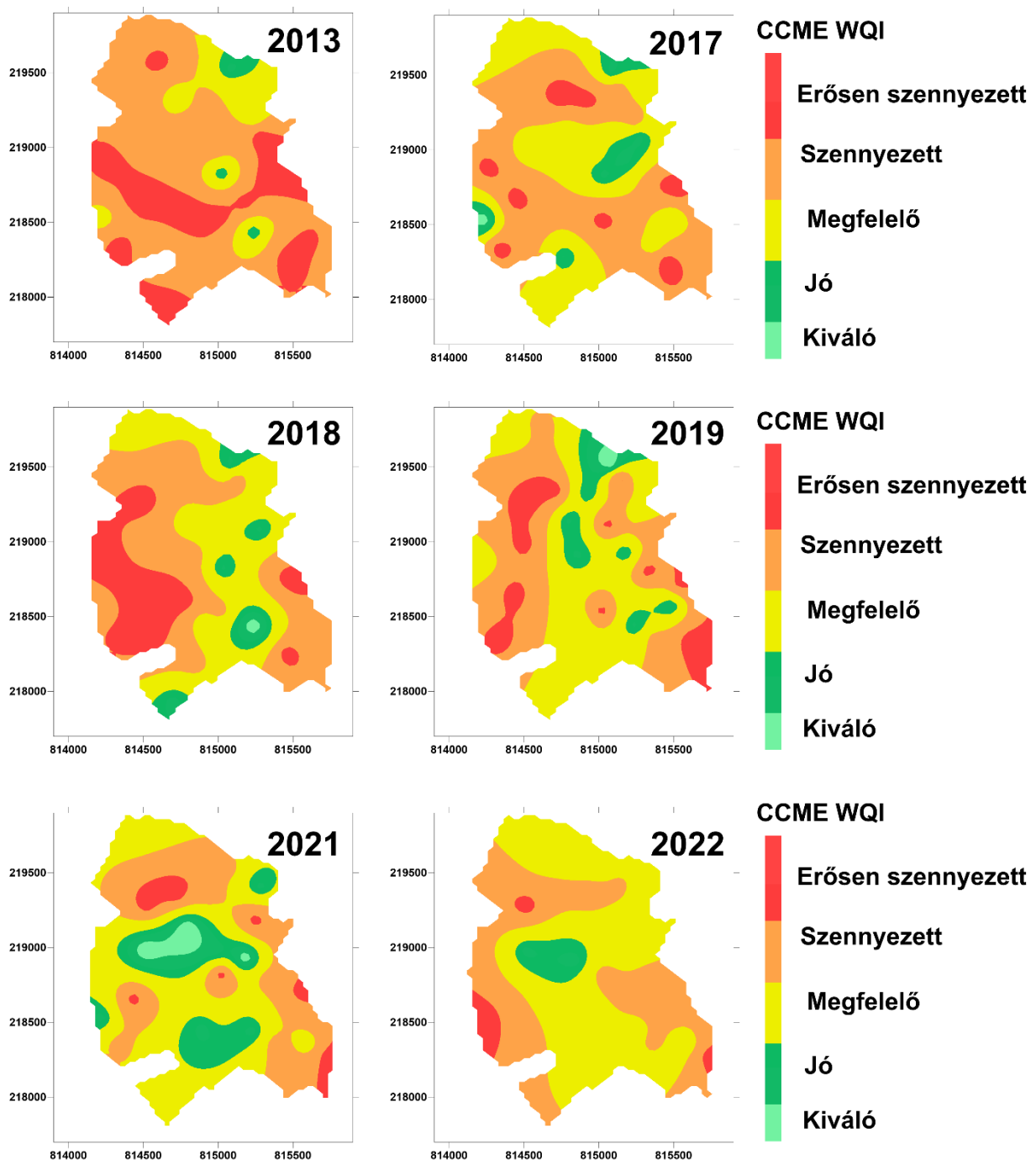
Mivel nagyszámú vízminta állt rendelkezésre (N = 231), ezért a vízminőség tér- és időbeli alakulásának feltérképezésére tematikus pont és interpolált idősoros eloszlástérképet készítettünk a településről (8.ábra és 9.ábra). A csatornázás előtti évben (2013) a település északi részeinek kivételével jelentős mértékű szennyezettséget azonosítottunk, amelynek kiterjedése a csatornahálózat kiépítésig változatlan maradt. A csatorna-hálózat kiépítését követő 3. évben (2017) a jelentős szennyezettség fokozatosan mérséklődött. A település központi részén a vízminőség állapota 3-4 rangú kategóriára csökkent. Kimutatható továbbá a település É-i és középső részén változó nagyságban a „Megfelelő” vízminőségi állapot.

A településen a csatornahálózat kiépítését követő években (2018-2022) tovább folytatódott a szennyezettség mérséklődése a referenciaidőszakhoz képest, amellyel párhuzamosan a javuló vízminőség egyre erősebben kirajzolódott a település középső és északkeleti részéből kiindulóan. A korábbi években jellemző, északi-déli irányú magas szennyezettséget mutató településrész kiterjedése tovább csökkent. Ezen felül továbbra is változó nagyságban mutatható ki a „Megfelelő” vízminőségi állapot a település északi és középső területein.



8. ábra. A vízminőség indexek alakulása a csatornázást megelőző (2013) és azt követő években (2017, 2018, 2019, 2021, 2022)

Figure 8. Spatial distribution of CCME<sub>wqi</sub> in the years before (2013) and after sewerage (2017–2022)



9. ábra. A vízminőség indexek eloszlása a csatornázást megelőző (2013) és azt követő években (2017, 2018, 2019, 2021, 2022)

Figure 10. Spatial distribution of CCME<sub>WQI</sub> in the years before (2013) and after sewerage (2017–2022)

Annak megállapítása érdekében, hogy a csatornázás előtti és azt követő időszak eredményei elkülöníthetőek-e egymástól, az eredményeket diszkriminancia analízisnek vetettük alá. Ennek meghatározása érdekében a 6 évre vonatkozó adatsorokat csatornázás előtti (2013) és csatornázás utáni (2017–2022) csoportokba soroltuk (3. táblázat). A Wilks-Lambda teszt szignifikáns ( $p=0,000$ ) eredményt mutatott. A keresztellenőrzött értékek 87,4%-a sikeresen lett az eredeti kategóriájába sorolva. Ennek alapján



kijelenthetjük, hogy a csatornahálózat kiépítése a monitoring kutak minőségében pozitív irányú változásokat eredményezett. Az eredmények alapján megállapítható, hogy a csatornarendszer kiépítése után a talajvízkutak vízminőségi index értékei nem véletlenül javultak; a javulás oka a szennyvízkibocsátás jelentős csökkenése volt, melyet más hazai kutatások is megerősítettek (Szabó et al. 2006, Baics 2013, Juhász 2021 és 2022, Viola et al. 2022).

3.táblázat. Diszkriminancia analízis eredménye a csatornázás előtti/utáni állapot alapján  
 Table 3. Results of discriminant analysis before and after the construction of the sewerage network

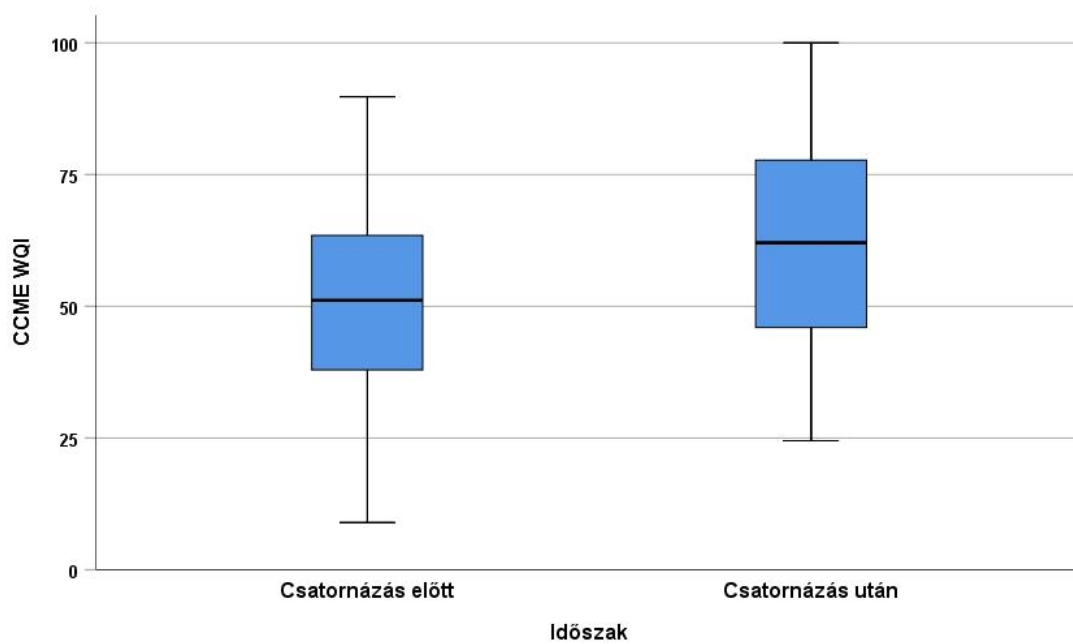
Osztályozási eredmények <sup>a,c</sup>		Csatornázás időpont	Becsült csoporttagság		Összesen
			1	2	
Eredeti	Darab	csatornázás előtt	25	15	40
		csatornázás után	10	181	191
	%	csatornázás előtt	62,5	37,5	100
		csatornázás után	5,2	94,8	100
Keresztvalidált <sup>b</sup>	Darab	csatornázás előtt	21	19	40
		csatornázás után	10	181	191
	%	csatornázás előtt	52,5	47,5	100
		csatornázás után	5,2	94,8	100

a. Az eredeti csoportba tartozó esetek 89,2%-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 származtunk.

c. A keresztellenőrzött csoportosított esetek 87,4%-a helyesen osztályozott.

A vízminőségi mutatók változása és a csatornázás közötti kapcsolatot geostatistikai elemzéssel is alá kívántuk támasztani. A csatornázás előtti és utáni adatsorok a Wilcoxon-féle előjeles rangösszeg próba eredménye szintén szignifikáns különbséget mutat ( $p=0,036$ ), ami szintén a csatornahálózat kiépítésének hatásával magyarázható (10. ábra).



10. ábra. A vízminőség indexek alakulása a csatornázást megelőző és azt követő években  
Figure 10. Index values in the years before and after the establishment of the sewerage network

## Konklúzió

Tanulmányunkban települési környezetben vizsgáltuk a szennyvízcsatorna-hálózat kiépülésének és a szennyvízknákból kiáramló szennyvíz megszűnését követő felszín alatti talajvízszint és vízminőség változásokat a CCM WQI vízminőség index, illetve különböző geostatistikai vizsgálatok segítségével. A talajvízszint csatornázás előtti (2013) és azt követő időszakban (2017,2022) bekövetkező változásait a nyári, nagymintás mintavételezések során mért vízszintek alapján értékeltük. Megállapítottuk, hogy a csatornázás előtti évben a talajvízszint a felszínhez igen közel húzódott (<3m). A talajvíz szintje a település belső részein húzódott legmagasabban, míg a legmélyebb víz-állás a település déli területein volt mérhető. A csatornázást követő időszakban a megszűnő szennyvízkiáramlás következtében a talajvíz szintjében erőteljes süllyedés következett be. A csatornázást követő időszakban bekövetkező vízszintcsökkenés átlagos mértéke 1,5-2 méter volt, amely nem magyarázható csupán a csapadékviszonyokban bekövetkező változásokkal, a vízszintcsökkenés oka egyértelműen a szennyvízkiáramlás megszűnésére vezethető vissza. A csatornázás előtti időszakra vonatkozó eredményeink rávilágítanak a település talajvízkészletének erőteljes elszennyeződésére, mely többek között a háztartási szennyvíz nem megfelelő tárolására és a 2014-ig megoldatlan szennyvíztisztításra vezethető vissza. Az általunk használt vízminőségi index a vizsgált talajvízkutak döntő részét szennyezett, vagy erősen szennyezett kategóriákba sorolta. A csatornahálózat kiépítését követő monitoring időszakban (2017-2022) a talajvíz egyértelmű tisztulását mutattuk ki, mely a helyi pontszerű szennyezőforrások felszámolásának eredménye. Ebben az időszakban a település egyre nagyobb területei mutattak megfelelő vagy jó vízminőségi értéket. A markáns pozitív irányú

változásokat Wilcoxon teszttel és diszkriminancia analízissel is igazoltuk. A diszkriminancia analízis során több mint 80%-os valószínűséggel meghatározható volt a víz-kémiai paraméterek alapján, hogy az adott vízminta a csatornázás előtti, vagy az azt követő évből származott-e. Azonban továbbra is kimutatható mértékű a talajvíz szennyezettsége, minden általunk vizsgált paraméter esetében történnek határérték átlépések. Ez jól mutatja azt, hogy a területen felhalmozódott szerves és szervetlen anyagok továbbra is jelen vannak. A tisztulási folyamatok dinamikájának megértéséhez szükséges a további hosszú távú monitoring, melynek eredményei a társadalmi szereplők számára hozzájárulhat a megfelelő környezetvédelmi intézkedések, stratégiák megalkotásához.

### Köszönetnyilvánítás (0\_TL Köszönetcím)

A Kulturális és Innovációs Minisztérium ÚNKP-23-4-II-DE-1 kódszámú Új Nemzeti Kiválóság Programjának a Nemzeti Kutatási, Fejlesztési és Innovációs Alapból finanszírozott szakmai támogatásával készült.

### Irodalom

- 2000/60/EC (2000) Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for Community action in the field of water policy. OJ L327, 22.12.2000.
- 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. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jafrsci.2018.02.016>
- 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. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111277>
- 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. DOI: <https://doi.org/10.1007/s002540050320>
- Baics T. 2013: Táji-és talajvízszint-változások Kunfehértó térségében. *TÁJÖKÖLÓGIAI LAPOK | JOURNAL OF LANDSCAPE ECOLOGY*, 11(1), 41-65. DOI: <https://doi.org/10.56617/tl.3734>
- Balla D., Kiss E., Zichar M., Mester T. 2023: Vízminőségi monitoring adatok feldolgozása és publikálása WebGIS támogatással = Geoprocessing and publishing water quality monitoring data with WebGIS support. *Geodesia es Kartografia* 75(6): 4–9. <https://doi.org/10.30921/GK.75.2023.6.1>
- Balla, D., Kiss, E., Zichar, M., Mester, T. 2023: Evaluation of groundwater quality in the rural environment using geostatistical analysis and WebGIS methods in a Hungarian settlement, Báránd. *Environmental Science and Pollution Research*. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-023-28627-1>
- Bouslah, S., Djemili, L., Houichi, L. 2017: Water quality index assessment of Koudiat Medouar Reservoir, north-east Algeria using weighted arithmetic index method. *Journal of Water and Land Development* 35(1): 221–228. DOI: <https://doi.org/10.1515/jwld-2017-0087>
- Brown. R.M., McClelland N.I., Deininger R.A., Tozer R.G. 1970: A Water Quality Index: Do We Dare? *Water Sewage Works* 117(10): 339–343.
- CPCB.2000: Water quality status of Yamuna River, Central Pollution Control Board, New Delhi, series AD-SORBS/32/1999–2000.
- Cude, C. 2001: Oregon water quality index: A tool for evaluating water quality management effectiveness. *Journal of American Water Resources Association* 37: 125–137. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2001.tb05480.x>

- Dinius, S. H. 1987: Design of an index of water quality. *Water Resources Bulletin* 23(5): 833–843. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1987.tb02959.x>
- Dunnette, D. A. 1979: A Geographically Variable Water Quality Index Used in Oregon. *Journal of Water Pollution Control Federation* 51(1): 53–61.
- ESRI 2011. ArcGIS Desktop: Release 10. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute.
- Horton R. K. 1965: An index number system for rating water quality. *Journal of Water Pollution Control Federation*, 37(3), 300–306.
- HS 1484-13. Hungarian Standard Water Quality. Part 12: Determination of Nitrate and Nitrite. Content by Spectrophotometric Method. 2009. Letöltés: <http://www.mszt.hu> (2024.01.24.)
- HS 448-18. Hungarian Standard Water Quality. Part 18: Drinking Water Analysis. Determination of Orthophosphate and Total Phosphorus Using Spectrophotometric Method. 2009. Letöltés: <http://www.mszt.hu> (2024.01.24.)
- HS ISO 7150-1:1992 Hungarian Standard Water quality. Determination of ammonium. Part 1: Manual spectrophotometric method. Letöltés: <http://www.mszt.hu> (2024.01.24.)
- HS ISO 21464:1998. Sampling of ground water. Letöltés: <http://www.mszt.hu> (2024.04.18.)
- IBM Corp. Released 2019. IBM SPSS Statistics for Windows, Version 26.0. Armonk, NY: IBM Corp.
- Judeh, T., Bian, H., Shahrour, I. 2021. GIS-Based Spatiotemporal Mapping of Groundwater Potability and Palatability Indices in Arid and Semi-Arid Areas. *Water* 13: 1323. DOI: <https://doi.org/10.3390/w13091323>
- Juhász D. 2022: A talajvíz minőségének állapotfelmérése Mezőkövesd település példáján. *Az elmélet és gyakorlat találkozása a térinformatikában XIII*: 169–176.
- Juhász D. 2021: Mezőkövesd talajvízminőségének állapotfelmérése és értékelése. *Az elmélet és a gyakorlat találkozása a térinformatikában XII*: 129–136.
- 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.
- Kannel, P.R., Lee, S., Lee, Y.S., Kanel, S.R., Khan, S.P. 2007: Application of water quality indices and dissolved oxygen as indicators for river water classification and urban impact assessment. *Environmental Monitoring and Assessment* 132: 93–110. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-006-9505-1>
- Kerényi, A., McIntosh, R.W. 2020: Changes on Earth as a Result of Interaction Between the Society and Nature. In: *Sustainable Development in Changing Complex Earth Systems*. Sustainable Development Goals Series. Springer, DOI: [https://doi.org/10.1007/978-3-030-21645-0\\_4](https://doi.org/10.1007/978-3-030-21645-0_4)
- Khorasani, H., Kerachian, R., Aghayi, M.M., Zahraie, B., Zhu, Z. 2020. Assessment of the impacts of sewerage network on groundwater quantity and nitrate contamination: Case study of Tehran. *World Environmental and Water Resources Congress 2020: Groundwater, Sustainability, Hydro-Climatic/Climate Change, and Environmental Engineering*; American Society of Civil Engineers: Reston, VA, USA, pp. 53–66.
- Központi Statisztikai Hivatal (KSH) [http://www.ksh.hu/docs/hun/xstadat/xstadat\\_eves/i\\_zrk006b.html](http://www.ksh.hu/docs/hun/xstadat/xstadat_eves/i_zrk006b.html) (Letöltve: 2024.01.08.).
- Lumb, A., Halliwell, D., Sharma, T. 2006: Application of CCME Water Quality Index to monitor water quality: A case of the Mackenzie River Basin, Canada”, *Environmental Monitoring and Assessment* 113: 411–429. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-005-9092-6>
- 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. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2014.11.005>
- Majolagbe, A.O., Adeyi, A.A., Osibanjo, O. 2016: Vulnerability assessment of groundwater pollution in the vicinity of an active dumpsite (Olusosun), Lagos, Nigeria. *Chemistry International* 2(4): 232–241.
- Mester T. 2020. A szennyvízcsatorna-hálózat kiépítését követő talajvízminőség-változások vizsgálata egy kelet-magyarországi település példáján. *Doktori értekezés*. Debrecen, pp. 1–171.
- 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. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11270-020-04910-6>
- 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. <http://dx.doi.org/10.17159/wsa/2019.v45.i3.6731>

- Mester, T., Balla, D., Szabó, G. 2018: Evaluation of the cleaning process of groundwater following the establishment of a sewage system. IOP Conference Series: Earth and Environmental Sciences 191: 1–6. DOI: <https://doi.org/10.1088/1755-1315/191/1/012009>
- 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(4-6): 123–129. DOI: <https://doi.org/10.1515/jwld-2017-0027>
- 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 5: 1-24. <https://doi.org/10.1007/s40899-017-0200-x>
- 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. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.03.007>
- Ott, W.R. 1978: Environmental indices: Theory and practice. Ann Arbor Science Publishers Inc., Ann Arbor.
- Prati, L., Pavanello, R., Pesarin, F. 1971: Assessment of surface water quality by a single index of pollution. Water Research 5: 741–775. DOI: [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(71\)90097-2](https://doi.org/10.1016/0043-1354(71)90097-2)
- Prohászka V.J., Tormáné Kovács E., Grósz J., Waltner I. 2022: Az ásott kutak vízminősége két ökofaluban: Vinyeszéplakon és Gyűrűfűn. TÁJÖKÖLÓGIAI LAPOK | JOURNAL OF LANDSCAPE ECOLOGY 20.2 (2022): 41–58. DOI: <https://doi.org/10.56617/tl.3449>
- 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. DOI: <https://doi.org/10.1134/S0097807812040112>
- 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. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.10.160>
- Rotaru, A., Răileanu, P. 2008: Groundwater contamination from waste storage works. Environmental Engineering & Management Journal 7(6) 731–735.
- Sharifi, M. 1990: Assessment of Surface Water Quality by an Index System in Anzali Basin. In The Hydrological Basis for Water Resources Management, IAHS, Vol. 197, pp. 163–171.
- Smith, D.G. 1987: Water Quality Indexes for Use in New Zealand's Rivers and Streams. Water Quality Centre Publication No. 12, Water Quality Centre, Ministry of Works and Development, Hamilton, New Zealand.
- Smith, D.G. 1990: A better water quality indexing system for rivers and stream. Water Research 24(10): 1237–1244. DOI: [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(90\)90047-A](https://doi.org/10.1016/0043-1354(90)90047-A)
- Smoroń, S. 2016: Quality of shallow groundwater and manure effluents in a livestock farm. Journal of Water and Land Development 29(1): 59–66. DOI: <https://doi.org/10.1515/jwld-2016-0012>
- Surfer® from Golden Software LLC
- Swamee, P.K., Tyagi, A. 2007: Improved method for aggregation of water quality subindices. Journal of Environmental Engineering 133: 220–225. DOI: [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(2007\)133:2\(220\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(2007)133:2(220))
- Szabó G., Szabó Sz., Szabó A., Szemán B. 2006: A talajvíz kutak szennyezettségének vizsgálata Mikepércsen és Bodrogkeresztúron In: Kertész Á, Dövényi Z., Kocsis K., Madarász B., Kovács A. (szerk.): III. Magyar Földrajzi Konferencia: absztrakt kötet + CD-ROM Budapest, Magyarország, MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, p. 238.
- Wilcoxon, F. 1992: Individual comparisons by ranking methods. In Breakthroughs in statistics. Springer, New York, pp. 196–202.

## Assessment of spatial and temporal changes in groundwater quality in a rural municipality using the CCME WQI water quality indicator

D. BALLA<sup>1</sup>, E. KISS<sup>2</sup>, M. ZICHAR<sup>3</sup>, T. MESTER<sup>4</sup>

<sup>1</sup>Department of Data Science and Visualization, Faculty of Informatics, University of Debrecen, 4028 Debrecen, Kassai út 26, Hungary; e-mail: [balla.daniel@inf.unideb.hu](mailto:balla.daniel@inf.unideb.hu)

<sup>2</sup>Department of Landscape Protection and Environmental Geography, University of Debrecen, 4032 Debrecen, Egyetem tér 1, Hungary; e-mail: [kiss.emoke@science.unideb.hu](mailto:kiss.emoke@science.unideb.hu)

<sup>3</sup>Department of Data Science and Visualization, Faculty of Informatics, University of Debrecen, 4028 Debrecen, Kassai út 26, Hungary; e-mail: [zichar.marianna@inf.unideb.hu](mailto:zichar.marianna@inf.unideb.hu)

<sup>4</sup>Department of Landscape Protection and Environmental Geography, University of Debrecen, 4032 Debrecen, Egyetem tér 1, Hungary; e-mail: [mester.tamas@science.unideb.hu](mailto:mester.tamas@science.unideb.hu)

**Keywords:** water quality index, Báránd, monitoring data, GIS

**Abstract:** Urban groundwater pollution is a global phenomenon requiring several environmental measures to reduce. In our study, we investigated the changes in water quality following the construction of a sewerage network in a municipal setting between 2013 and 2022 in a long-term monitoring framework by regularly sampling 40 municipal groundwater wells. The changes in groundwater levels before (2013) and after (2017, 2022) the construction of a sewerage network were assessed based on the groundwater levels measured during the sampling. In 2013, the groundwater level was very close to the surface (<3 m). The groundwater level was highest in the inner parts of the municipality, while the most profound water level was measured in the southern parts. The groundwater table measured in 2017 and 2022 showed a sharp decline due to the cessation of sewage discharge. The monitoring data were categorized into water quality categories using the CCME WQI water quality index, which revealed high levels of contamination in the year before the sewerage system was installed (2013), with most wells falling into the contaminated and highly contaminated categories. In the monitoring period following the sewerage, we found a significant positive change in most water chemistry parameters tested (pH, EC, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, COD, Na<sup>+</sup>). Based on thematic point maps, a growing area shows good to fair water quality. This was confirmed by discriminant analysis, as it was possible to determine with 87.4% accuracy whether a given sample was from the pre or post-sewerage period based on the water chemistry parameters. However, eight years after sewerage, inorganic nitrogen forms and organic matter concentrations remain high, indicating that contaminants accumulated in the area are still present. Further long-term monitoring is needed to understand the dynamics of the clean-up processes.

*A műre a Creative Commons 4.0 standard licenc alábbi típusa vonatkozik:*

*CC-BY-NC-ND-4.0.*

*This work is licensed under a*

*Creative Commons Attribution-NonCommercial-NoDerivatives 4.0 International License.*

