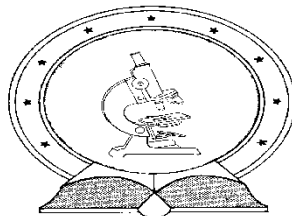


DE TTK



1949

**VÍZMINŐSÉG-VIZSGÁLAT A LÓNYAY-
FŐCSATORNÁN ÉS A TISZA TISZABERCEL-TOKAJ
KÖZÖTTI SZAKASZÁN**

Egyetemi doktori (PhD) értekezés

Türk Gábor

Témavezető:

Dr. Szabó Szilárd

DEBRECENI EGYETEM
Természettudományi Doktori Tanács
Földtudományok Doktori Iskola
Debrecen, 2016.

Ezen értekezést a Debreceni Egyetem Természettudományi Doktori Tanács Földtudományok Doktori Iskola „A lito- és hidroszféra természetes és antropogén folyamatai” programja keretében készítettem a Debreceni Egyetem természettudományi doktori (PhD) fokozatának elnyerése céljából.

Debrecen, 2016. június 30.

jelölt aláírása
Türk Gábor

Tanúsítom, hogy Türk Gábor doktorjelölt 2011-2014 között a fent megnevezett Doktori Iskola „A lito- és hidroszféra természetes és antropogén folyamatai” programjának keretében irányításommal végezte munkáját. Az értekezésben foglalt eredményekhez a jelölt önálló alkotó tevékenységével meghatározóan hozzájárult.

Az értekezés elfogadását javaslom.

Debrecen, 2016. június 30.

témavezető aláírása
Dr. Szabó Szilárd

**VÍZMINŐSÉG-VIZSGÁLAT A LÓNYAY-
FŐCSATORNÁN ÉS A TISZA TISZABERCEL-TOKAJ
KÖZÖTTI SZAKASZÁN**

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

Írta: Türk Gábor okleveles biológia-környezettan-kémia szakos tanár

Készült a Debreceni Egyetem Földtudományok doktori iskolája
(A lito- és hidroszféra természetes és antropogén folyamatai programja)
keretében.

Témavezető: Dr. Szabó Szilárd

A doktori szigorlati bizottság:

elnök:	Dr. Szabó József
tagok:	Dr. Szalai Zoltán
	Dr. Szabó György

A doktori szigorlat időpontja: 2016. június 15.

Az értekezés bírálói:

Dr.
Dr.
Dr.

A bírálóbizottság:

elnök:	Dr.
tagok:	Dr.
	Dr.
	Dr.
	Dr.

Az értekezés védésének időpontja: 201..... .

„Ki a Tisza vizét issza,
vágyik annak szíve vissza.”
(*Magyar Népdal*)



*A Tisza és a Lónyay-főcsatorna torkolata
(a szerző felvétele)*

Tartalomjegyzék

1.	Bevezetés	1
2.	Irodalmi áttekintés	4
2.1.	A Lónyay-főcsatorna vízgyűjtő területe	4
2.1.1.	Területi elhelyezkedése, földrajzi adottságai	4
2.1.2.	Környezeti problémák a területen	6
2.1.2.1.	Mezőgazdasági, ipari jellegű problémák	6
2.1.2.2.	Lakossági szennyvízterhelés.....	7
2.1.2.3.	Geológiai háttérből származó többletterhelés.....	13
2.2.	Vízminőség, vízminősítés, monitoring.....	15
2.2.1.	Vízminőség	15
2.2.2.	A Víz Keretirányelv létrejötte, jelentősége.....	16
2.2.3.	Monitorozás és mintavétel	18
2.2.4.	Pontszerű és diffúz szennyezések	21
2.3.	Holtmedrek.....	24
2.3.1.	A folyószabályozási munkálatok eredménye.....	24
2.3.2.	Holtmedrek ökológiai jelentősége	27
2.3.3.	Hasznosításuk, környezeti problémák.....	29
3.	Anyag és módszer.....	31
3.1.	Mintavételi terület jellemzése	31
3.1.1.	Tiszai mintaterület	31
3.1.2.	A Lónyay-főcsatorna vízgyűjtő területe	31
3.1.3.	Holtmedrek	33
3.2.	Mintavételi pontok	33
3.2.1.	A Tisza, a Lónyay-főcsatorna és a holtmedrek mintavételi pontjai.....	33
3.2.2.	A Lónyay-főcsatorna torkolatának környezetében elhelyezkedő mintavételi pontok	36
3.2.3.	A gávavencsellői Kacsá-tó vizsgálata.....	38
3.3.	Mintavétel, mérési folyamatok ismertetése.....	41
3.4.	Geoinformatikai vizsgálatok	42
3.5.	Statisztikai vizsgálatok	43
4.	Eredmények	46
4.1.	A Tisza, a Lónyay-főcsatorna és a holtmedrek vízkémiai sajátosságai a tápanyagok, valamint a makro- és mikroelemek szempontjából.....	46
4.1.1.	A Tisza vízminőségi állapota.....	46
4.1.2.	A Lónyay-főcsatorna vízminőségi állapota	55
4.1.3.	A Tiszabercel-Tokaj közötti holtmedrek vízminőségi jellemzői	65
4.1.4.	A Tisza, a Lónyay-főcsatorna és a holtmedrek összehasonlítása.....	76
4.2.	A Lónyay-főcsatorna vízkémiai hatása a Tiszára.....	82
4.2.1.	A tápanyagforgalom, nátrium, vezetőképesség változása a vizsgált időszakban	82
4.2.2.	Az arzén mennyiségi és időbeli változása.....	92
4.3.	Vízkémiai jellemzők vizsgálata a gávavencsellői Kacsá-tó holtmederben	104
4.3.1.	Medermorfológia és a tiszai árhullám hatásának vizsgálata	104
4.3.2.	Nyári 24 órás mérés eredménye.....	114
4.3.3.	Az őszi felmérés eredménye	119

4.3.4.	A Kacsató 2012-2014 között végzett vizsgálat eredménye.....	123
5.	Összefoglalás.....	126
6.	Summary	132
7.	Irodalomjegyzék.....	137
8.	Köszönetnyilvánítás	155
9.	A szerző fontosabb publikációi	156

1. Bevezetés

Földünk felszínének több mint kétharmadát az óceánok és tengerek borítják. A Föld globális vízkészlete mintegy 1400 millió km³, megújuló erőforrásként évente mintegy félmillió km³ víz lép a vízkörforgásba, és szállít magával különféle anyagokat. A teljes vízkészlet mintegy 2,5%-a édesvíz, ennek is tekintélyes hányadát a sarkvidéki jégtakarók és gleccserek alkotják. Az ember számára hasznosítható hányad csupán 0,6% (folyók, tavak és felszín alatti vizek). A globális vízigény (aminek 80%-át az öntözés teszi ki) a megújuló készletnek mintegy század része. A problémát a térben és időben kialakuló, egyenlőtlen eloszlás jelenti: egyes helyeken folyamatos vízhiánnyal küzdenek, máshol pedig évente akár többször a folyókon levonuló árhullám, vagy a belvíz okoz problémát.

A vízellátás és a vízről való gondoskodás a kezdetek óta komoly problémát jelentett a társadalom számára. Kezdetben a vizet még csak kommunális, majd később egyre inkább mezőgazdasági célokra használták. Az ipar fejlődése, újabb iparágak megjelenése egyre nagyobb mennyiségű, és sokszor az ivóvíztől is tisztább technológiai vizet igényelt. Ezzel párhuzamosan a nagy mennyiségű és egyre veszélyesebb anyagokat tartalmazó szennyvíz tisztításáról is gondoskodni kellett (Carmen, 2012). Bolygónk hétmilliárdra gyarapodó népessége, az urbanizáció és a fejlődés minden korábnál gyorsabban fokozza a vízigényt. A múlt században a vízfogyasztás több mint kétszer olyan gyors ütemben emelkedett, mint a népesség. 2007 és 2025 között a fejlődő országokban várhatóan ötven, míg a fejlett országokban 18 százalékkal fog növekedni a vízfogyasztás (Libiszewski, 1999; Chellaney, 2013).

A vizekkel kapcsolatban felmerülő mennyiségi és minőségi kérdések világszerte ismertek, amire válaszul az Európai Unió 2000-ben elfogadta „a vízpolitika terén a közösségi fellépés kereteinek meghatározásáról” szóló 2000/60 EC irányelvet, ami hazánkban Víz Keretirányelv (VKI) néven került a szakmai programokba és a jogi szabályozásba. A VKI szerinti 2020-ra valamennyi vízgyűjtő-gazdálkodási tervet végre kellene hajtani, 2015-re pedig már az Európai Unió valamennyi folyójának vízgyűjtő területén a vizek állapotát – minőségét, mennyiségét és felhasználását – megfelelő szintre kellett volna hozni. Ennek megoldására három fő irányként a megelőzést, a szennyezés csökkentését és az utólagos kármentesítést jelölte meg. Tervek szerint az aszályok és az árvizek hatásai minimálisak lesznek, az érintett növényfajták alkalmazkodnak a körülményekhez, a talaj vízmegtartó képessége javul, és az öntözés hatékonyabbá válik. Alternatív vízellátási lehetőségekhez a tervek szerint csak akkor folyamodnának, ha már valamennyi olcsóbban kivitelezhető módszert igénybe vették. A cél, hogy a vízkivétel ne érje el a rendelkezésre álló megújuló vízkészletek 20 %-át (HTTP 1). Szakemberek szerint a vizek állapota javult, mert a VKI és a benne hivatkozott irányelvek számos olyan kötelező határidőt tartalmaznak, melyekre a vizek állapotát jelentős mértékben javító különböző intézkedéseket, illetve intézkedési programokat végre kellett hajtani. A VKI végrehajtásának alapvető kritériuma a vízgyűjtő területek országai közötti

koordináció, mivel az országokon belül eltérőek az adottságok, ezért a megoldásokat a vízgyűjtő terület sajátosságaihoz kell igazítani.

A víz tehát egy, a földi élet fenntartásához nélkülözhetetlen anyag. Jelentős mennyiségben található meg, azonban mégsem használhatjuk fel korlátlan mértékben. Komoly probléma ugyanis, hogy a vízkészletek mindössze néhány százaléka iható, a többi sós, nehezen kiaknázzható vagy éppen szennyezett. A vizek, főleg az édesvizek használata életünk egyik legfontosabb, ugyanakkor költségekkel járó eleme. A folyók, patakok, tavak vize nemcsak természeti, hanem társadalmi, gazdasági értékeket is hordoz, jövedelemszerzési és költségmegtakarítási lehetőségeket kínál. Ez az erőforrás azonban nem áll korlátlanul a rendelkezésünkre, hiszen ahhoz, hogy a jövőben is mindenkinek jusson tiszta ivóvíz és életünk meghatározó elemei maradhassanak a folyók és tavak, erőfeszítéseket kell tennünk a felszíni és felszín alatti vizek megóvásáért, állapotuk javításáért.

Ezen gondolatok szellemében kezdtem el a Felső-Tisza Tiszabercel-Tokaj között húzódó szakaszának a vizsgálatát. A Tisza, mint második leghosszabb folyónk jelentős szerepet tölt be hazánk gazdasági és társadalmi életében. Szabályozása eredményeként változott a mederszerkezete, futásiránya, létrejöttek a folyót kísérő holtmedrek. Az ipar fejlődésével egyre több gyár települt a Tisza mentére, melyek nemcsak a folyó, de sok esetben a holtmedrek ökológiai állapotát is megváltoztatták. Ennek következtében a Tisza egyre inkább a tudományos érdeklődés középpontjába került, különösen a 2000-ben bekövetkezett cianid- és nehézfém-szennyezés utáni időszakban (Bíró et al., 1998; Lakatos et al., 2003; Gácsai et al., 2005; Kraft et al., 2006). De nem csak az élő folyó, hanem az azt kísérő hullámtéri és mentett oldali holtmedrek is a kutatások fő irányvonalát képezték, így ezzel kapcsolatban K. Kiss et al. (2002), Abonyi et al. (2009), Babka et al. (2009), Braun et al. (2010), Lövei et al. (2010) munkásságait kell kiemelni. Azonban nemcsak a szennyezések okozta problémával kell számolnunk, hanem az árvizek is jelentős természeti és társadalmi károkat okoznak (Litauszki, 1980; Homokiné et al., 1981; Kertészné, 2000; Gönczy és Molnár, 2004; Fiala et al., 2007).

A kutatásom során arra törekedtem, hogy átfogó képet kapjak az élő folyó és a holtmedrek vízminőségi állapotáról, valamint ezzel egyidejűleg rendszeres mintavételell nyomon tudjam követni vízminőségben végbemenő változásukat.

Az 558 fkm-nél becsatlakozó Lónyay-főcsatorna, mint a Nyírség legjelentősebb vízfolyása az első olyan mellékfolyója a Tiszának, amely tényleges hazai vízgyűjtő területtel rendelkezik (Nagy et al., 2004). A csatorna számos település határában elhalad, jelentős antropogén eredetű terhelés éri, melyet végül a Tiszába szállít, befolyásolva ezzel annak környezeti állapotát.

Doktori kutatásom során célul tűztem ki a Felső-Tisza vidékén Tokaj-Tiszabercel- Kótaj által közrezárt terület felszíni vizeinek a vízminőség-vizsgálatát. Kutatómunkám 3 fő részre tagolódik: (1) a Tisza és a Bodrog, a Lónyay-főcsatorna Kótaj és a tiszai torkolat közötti szakasza, valamint a Tiszabercel-Tokaj között, a Tiszát kísérő, hullámtéren elhelyezkedő főbb holtmedrek vízminőség-vizsgálata;

(2) a Lónyay-főcsatorna vízkémiai hatása a Tiszára; (3) a gávavencsellői Kacsató vízminőségi és geoinformatikai felmérése.

Fő célkitűzések:

A kutatásom során a következő feladatokat kívánom megvalósítani:

- rendszeres mintavétellel és több vízminőségi paraméter (tápanyagforgalom, makro-, mikroelemek) folyamatos vizsgálatával elemzem a vízminőség idő- és térbeli változását a Tiszán, a Lónyay-főcsatornán és a Tokaj-Tiszabercel közötti hullámtéri holtmedreken;
- a felszíni víztestekben mért vízminőségi paramétereket statisztikai vizsgálatnak vetem alá (ANOVA, főkomponens analízis)
- megvizsgálom, hogy a Lónyay-főcsatorna vízgyűjtő területén melyek azok az antropogén szennyező források, amik leginkább veszélyeztetik a felszíni vizek ökológiáját;
- megvizsgálom, hogy a Lónyay-főcsatorna csak lokálisan, vagy több kilométerrel távolabb is képes-e hatást gyakorolni a Tisza vízminőségére;
- megvizsgálom a gávavencsellői Kacsató medermorfológiáját; a mélységviszonyok és vízminőségi állapot közötti kapcsolatot árvíz és kisvíz idején;
- választ keresek arra, hogy az arzén, illetve a nátrium és a stroncium alkalmas-e a természetes, vagy antropogén eredetű szennyezettség bizonyítására.

2. Irodalmi áttekintés

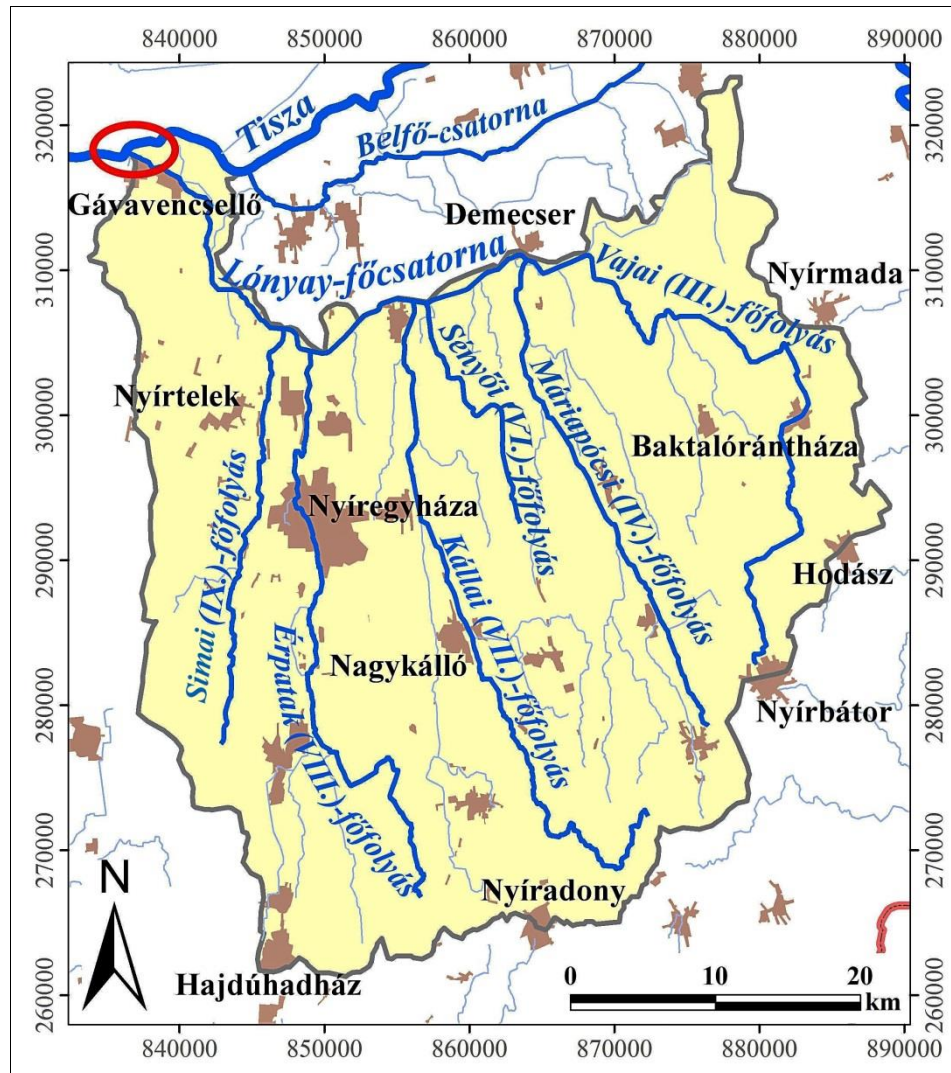
2.1. A Lónyay-főcsatorna vízgyűjtő területe

2.1.1. Területi elhelyezkedése, földrajzi adottságai

A Lónyay-főcsatorna 2300 km² nagyságú vízgyűjtő területe a Nyugati- (vagy Lőszös-) Nyírség, a Közép-Nyírség és az Északkelet-Nyírség által körülhatárolt területen helyezkedik el (Dövényi, 2010; VGT, 2010a). Északon ástott mederben folyik, melynek határait a szabályozás és vízrendezés során töltésekkel és zsilipekkel alakították. Nyugati határa a tiszai betorkollástól Gávavencsellő-Nagycserkesz között közel É-D irányban halad, majd kissé keletebbre Kálmánháztól Hajdúhadházig húzódik. Délen a terület legmagasabb dombosorán Nyíradonyig terjed, majd attól É-ÉK felé fordul, Nyírmadát és a Karász-Gyulaházi csatornát is bezárva csatlakozik az É-i, mesterséges határhoz, amely lényegében a főcsatorna vonalát kíséri, illetve annak jobb parti töltésén halad a torkolatig (1. ábra; VGT, 2010a).

A 19. század közepéig a Nyírség nagyobb része lefolyástalan volt. A lefolyástalanságot a sajátos geológiai felépítés, a domborzati viszonyok és a csapadékviszonyok együttesen idézték elő (Borsy, 1961; Dövényi, 2010); azonban csak felszíni lefolyástalanságról volt szó, a felszínre hulló csapadék egy része ugyanis leszivároghat, mint áramló talajvíz elhagyta a Nyírséget (Nagy et al., 2004; Elek et al., 2006). A Nyírség vizenyős-mocsaras mélyvonulatai különösen csapadékosabb időszakokban gátolták a közlekedést és a szántóföldi gazdálkodást. Ezek mellett közegészségügyi szempontból is veszélyt jelentettek az itt élő lakosságra nézve. A térség birtokosai 1806-ban közérő bevonásával úgy határoztak, hogy a vízvázástól északra részben a természetes vízfolyások átalakításával készítettek sekély „vármegyei árkokat”, így próbálva elvezetni a mocsarak vizét. Ennek segítségével került a felesleges víz a Rétköz, majd a Tisza árterületére (Borsy, 1961; Marosi és Szilárd, 1969; Marosi és Somogyi, 1990; VGT, 2010a). A Belfő-csatorna üzembe helyezése nem oldotta meg a felesleges víz elvezetését, ezért a térség birtokosai az 1860-as években a kormányzathoz fordultak a megemelkedett talajvízszint miatt elvizenyősödött területek vízügyi helyzetének rendezésére. 1879-1882 között készült el a Berkesztől induló és Gávavencsellőnél a Tiszába torkolló Lónyay-főcsatorna. Délről az egykori patakmedrek felhasználásával hat kialakított főfolyás [Vajai (III. sz.), Máriapócsi (IV. sz.), Sényői (VI. sz.), Kállói (VII. sz.), Érpatak (VIII. sz.), Simai (IX. sz.) főfolyás] vezette le 750 km összhosszúságban a nyíri vizeket (Ihrig, 1973; Szlávik et al., 2009). A mélyebb területek védelme érdekében és a Tisza árvizeinek visszaduzzasztása következtében a töltéseket a vízfolyás mindkét partján az 1881-es, majd 1888-as árvízi szintekhez igazítva teljes hosszában kiépítették. A betorkolló főfolyások torkolati szakaszait a Tisza jelentősebb hatását kompenzálva 2-4 km-es távon visszatöltéseztek. 1926–1928 között 6 szivattyútelepet létesítettek a lefolyás felgyorsítására. A belvízlevezető csatornahálózat hossza 1890-ben 931

km volt, melyet 1939-re 1139 km-re bővítettek. Ezzel pedig befejeződött az Észak-Nyírség belvízmentesítése (Andorkó, 1979).



1. ábra. A Lónyay-főcsatorna vízgyűjtő területe és a Tiszába torkollás helye (○: torkolat; Forrás: VGT, 2010a)

A vízgyűjtő vízkészletét adó felszíni lefolyás a vízrendező munkálatok eredményeként jött létre. A terület vízháztartásának vizsgálata szerint, az 1950 és 2002 között mért átlagos csapadékösszeg 555 mm, melynek kevesebb, mint 10%-a folyik le a vízfolyásokon változatos területi és időbeni eloszlásban (Konecsny, 2003; VGT, 2010a). A vízgyűjtő évi átlagos felszíni vízkészlete 87,7 millió m³, azonban az adott évben lehulló csapadék ezt az értéket jelentősen befolyásolhatja. Az 1990-es években tapasztalt aszályok miatt addig nem észlelt lefolyási állapotok

is kialakultak. Ennek köszönhetően sok esetben az eddig állandónak hitt vízfolyások gyakran hosszabb időre is kiszáradtak. Csapadékos, nagyvizes években a vízhozamok 2-2,5-szer nagyobbak, a kisvizes években pedig 3-7-szer lehetnek kisebbek a sokévi átlagnál (Marosi és Szilárd, 1969; Marosi és Somogyi, 1990; Dövényi, 2010). Igen fontos körülmény, hogy a belvízcsatornák mindenkori fenékszintje jelentősen befolyásolja a vízgyűjtő talajvízháztartását és a főfolyások kisvízi vízhozamait. Ezeken a vízháztartási elemeken keresztül a csatornák beágyazottsága kihat a vízgyűjtő teljes felszíni és felszín alatti vízforgalmára. Ez egyúttal azt is jelenti, hogy a vízgyűjtőn zajló mezőgazdasági munkálatok is visszahatnak a csatorna vízminőségére: a talajlazítás megnöveli a talajból potenciálisan kimosódó elemek mennyiségét, valamint a műtrágyák és vegyszerek talajvízbe, majd a csatornába való mosódása függ az alkalmazás gyakoriságától és a felhasznált mennyiségektől (Nagy et al., 2004; Szabó, 2010).

2.1.2. Környezeti problémák a területen

2.1.2.1. Mezőgazdasági, ipari jellegű problémák

A lakosság a lecsapolt területeket folyamatosan a mezőgazdaság szolgálatába állította. Az agrotechnikák, illetve a növényvédő szerek, műtrágyák fejlődésével, ezek a kemikáliák egyre nagyobb mértékben kerültek felhasználásra. Ennek következtében a nem hasznosuló műtrágya, valamint a növényvédő-szerek hatóanyagai a felszíni és a felszín alatti lefolyással együtt jelentős hatást gyakoroltak a főcsatorna vízminőségére (Kádár és Pusztai, 1983; Rózsavölgyi et al., 1986; Sulyok és Kádár, 1988).

Ezzel szinte párhuzamosan az 1950-1960-as évektől kezdve az ivóvízhálózat folyamatos kiépítés és vele együtt a közcsatorna és a szennyvíztisztító-telepek hiánya miatt a közműellátás folyamatosan szélesedett. Ez az ugrásszerűen bekövetkező változás még tovább rontotta a csatorna vízminőségi besorolását. A térségben a települési, ipari, és az állattartási célú mezőgazdasági vízhasználat felszíni és felszín alatti vízkitermelésen alapszik.

A FETIKÖVIZIG nyilvántartás szerint (VGT, 2010a)

- a felhasznált vízmennyiség alapján 5% öntözési és 95% halászati célú;
- az ellátott terület alapján 46% öntözési és 54% halászati célú;
- a felhasználók száma alapján 74% öntözési és 26% halászati célú.

Az öntözési célú felszíni vízhasználat az utóbbi időben kismértékben csökkent, elsősorban a bizonytalan vízszolgáltatás miatt. A felszíni vízkészletek időszakos hiánya megnövelte a felszín alatti vízkészletek iránti igényt még a fő vízfolyások mentén is. A szántók alatti talajvizek nitrát-szennyezettségének megállapítására nincs elegendő adat, ezért a trágyahasználat és a beszivárgási viszonyok felhasználásával becsülhetjük meg a szennyezett talajvízű területek arányát. A víztestek jellemzéséhez készült országos háttér tanulmány megállapította (VGT,

2010a), hogy a Nyírségben a legelők 10%-a, a gyümölcsösök 50%-a, a szántóterületek 30%-a alatt a talajvizet tápláló beszivárgás a nitráttartalom szempontjából szennyezettnek feltételezhető. Az említett tanulmány (VGT) tartalmazza azon információkat, melyek a víztestekről rendelkezésünkre állnak az állapotértékelések eredményéről, tehát arról, hogy milyen problémák jelentkeznek a tervezési területen. A tanulmány továbbá kifejti, hogy a problémák milyen okokból adódnak, valamint ezen problémák megoldására milyen környezeti célokat tudunk kitűzni, és milyen műszaki, szabályozási intézkedésekre van szükség a célok eléréséhez.

A vízgyűjtőterületen zajló állattartás és az egyes települések csatornázatlansága szintén a szervesanyag-tartalom növekedését okozza (Teplán, 2003; Kerényi et al., 2003; Nagy et al., 2004). A kijelölt víztestek szennyezőanyag-terhelése nagymértékűnek nevezhető a szennyvíztisztító telepek szennyezőanyag-kibocsátása alapján. A települési szennyező források közül a hulladéklerakók jelenthetnek nagy problémát. A vizsgált területen 65 db hulladéklerakó található, ezek közül 56 db bezárásra került, viszont a területek rekultivációja még nem minden esetben történt meg (Tölgyesi, 1998; VGT, 2010a). A tervezési alegység területén 1962-1980 között hét komplex hasznosítású víztározót (Oláhréti, Nagyréti, Harangodi, Leveleki, Vajai, Rohodi és Székelyi tározó) létesítettek, melyek a belvíztározáson kívül öntözési, halászati és jóléti célokat is szolgálnak (Illés et al., 1998; Kovács és Galyas, 2003). Az ezekbe a tározókba befolyó víz kémiai összetétele, időbeni változása befolyással bír a felhasználás jellegére.

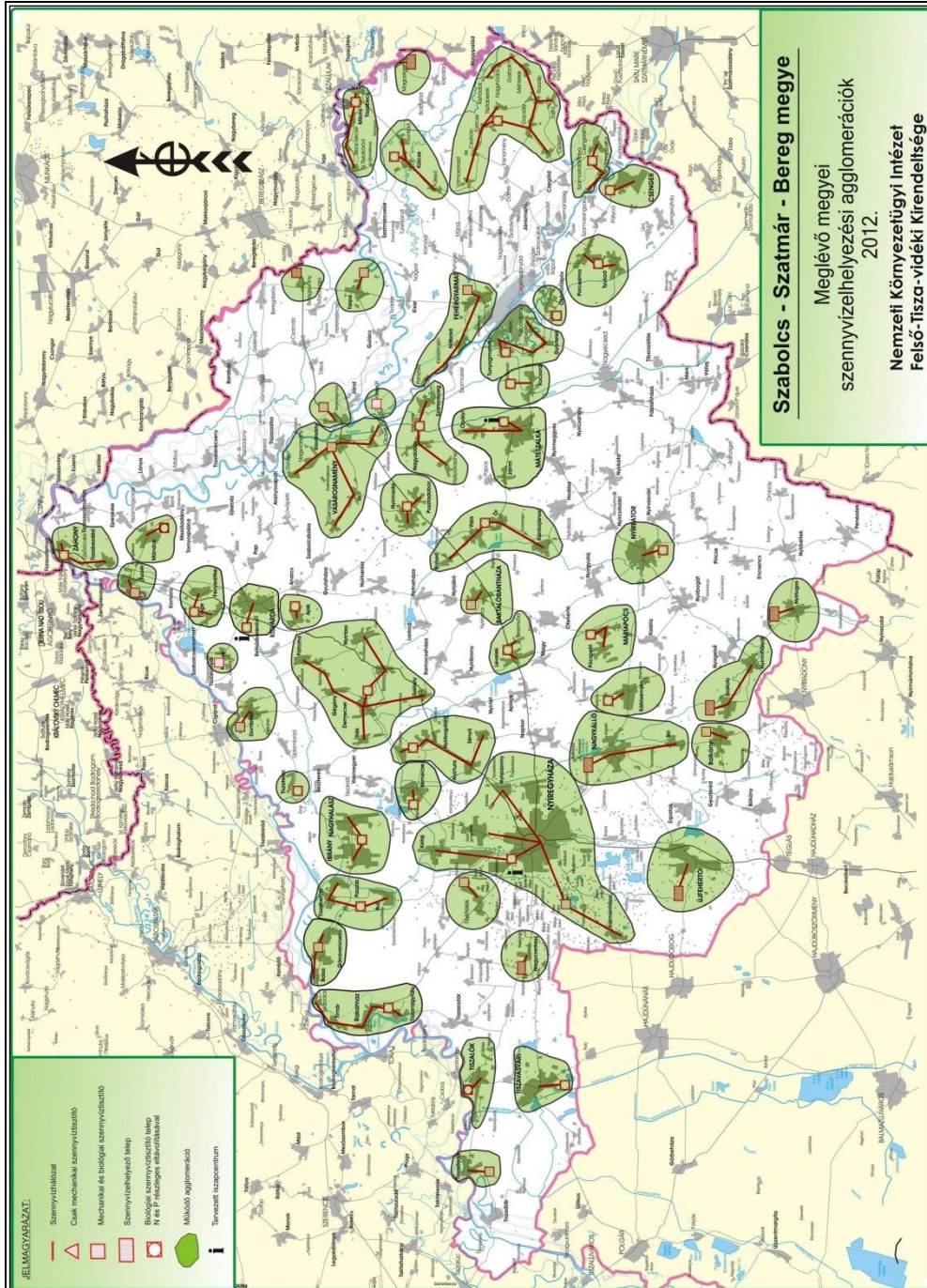
2.1.2.2. Lakossági szennyvízterhelés

A Lónyay-főcsatorna vízgyűjtőjén a 2007. évi kimutatások szerint 64 településből mintegy 16 településen üzemel kommunális szennyvíztisztító telep, melyek összesen 34 település háztartási, közintézményi és a közcatornába kibocsátó ipari üzemek szennyvizét fogadják. A csatornázott településeken a bekötöttségi arány 16% és 93% között változik, átlagosan 58%. A 2007-es adatok szerint 100.934 lakásból 58.464 lakás csatlakozott a szennyvízhálózatra. A Lónyay főcsatorna vízgyűjtőjén csak 1 olyan települési szennyvízkibocsátás van (Nyíregyháza), amely a Duna vízgyűjtőterület szintjén is jelentős, illetve Európai Szennyezőanyag-kibocsátási és Szállítási Nyilvántartás (Pollutant Release and Transfer Register) köteles telephely, mivel a terhelés meghaladja a 150 000 lakos-egyenértéket (184080) (KSH; VGT, 2010a; 25/2002. (II. 27.) Korm. Rend).

A 2. ábrán viszont látható a 2012-ben működő szennyvíztisztító telepek elhelyezkedése, és a hozzájuk tartozó agglomerációk. Látható, hogy mind a Nyírség, mind pedig megyei szinten is vannak hiányosságok, több települést is találunk, mely nem kapcsolódik egyik szennyvíztisztító központhoz sem.

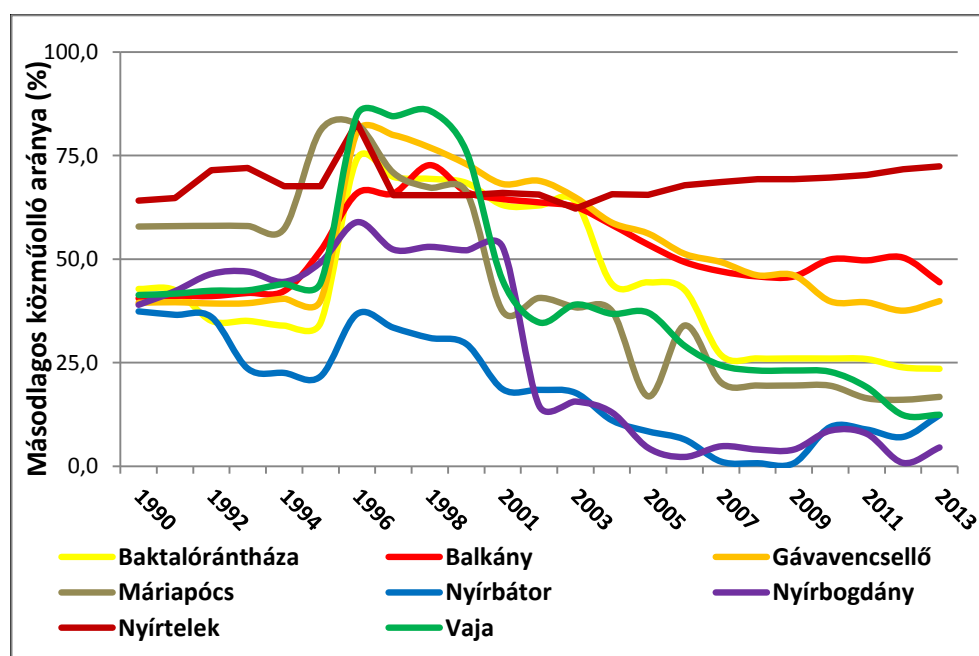
Jelen állapotig több új szennyvíztisztító telep létesült a térségben (Apagy, Bököny, Gyulaháza, Nyíribrony stb.), melyek nem szerepelnek a 2. ábrán agglomerációs központként, így több település szennyvíztisztítása is megoldódott

(HTTP 2; VGT, 2015). Ennek segítségével javul a térség közműellátása, illetve kevesebb kommunális terhelés éri a környezetet.



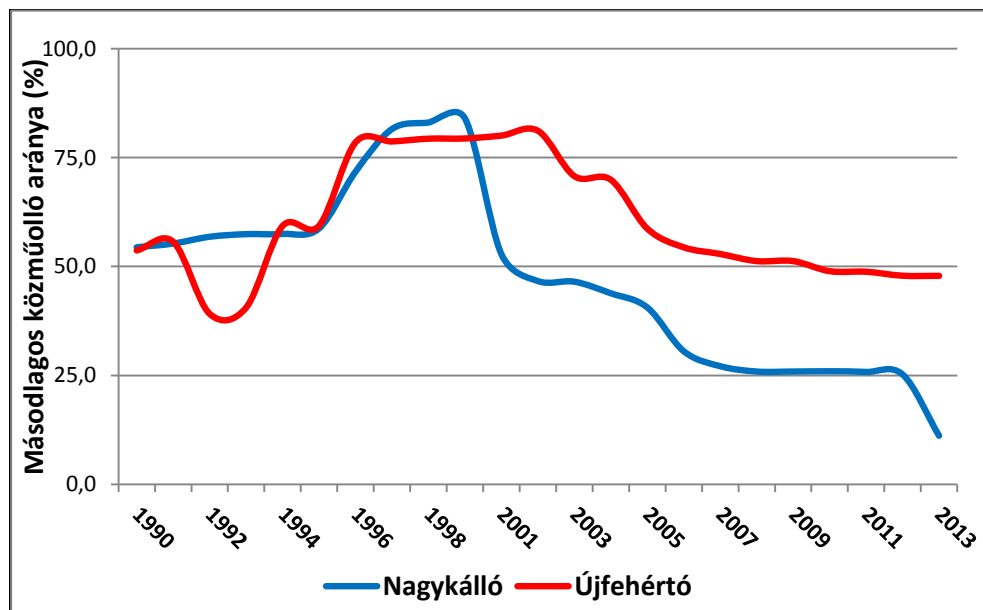
2. ábra. Szennyvíz-elhelyezési agglomerációk Szabolcs-Szatmár-Bereg Megyében
 (Forrás: Nemzeti Környezetügyi Intézet)

A vízkészletek hosszú távú megőrzése szempontjából nagy fontosságú a csatornázás és a szennyvíztisztítás fejlesztése. Az ivóvíz-, illetve a szennyvízhálózatba bekötött lakások különbsége, az ún. közműolló még mindig nagy, de az utóbbi évek fejlesztéseinek hatására fokozatosan zárul. A TEIR adatbázis segítségével megvizsgáltam a Lónyay-főcsatorna vízgyűjtő területén található szennyvíztisztító teleppel rendelkező települések másodlagos közműolló (vízhálózatba és a csatornahálózatba bekapcsolt lakások arányának különbsége) arányának alakulását. A csoportosítást a 25/2002. (II. 27.) Korm.rendelet alapján végeztem. Azt tudtam megállapítani, hogy a 2000-10000 LE (lakos egyenérték) kapacitással rendelkező települések esetében 1998-2000-ig növekedett a közműolló mértéke, ami abból adódik, hogy több háztartást kapcsoltak be az ivóvízhálózatba, mint amennyit a szennyvízhálózatba. 2000 után Baktalórántháza, Máriapócs, Vaja, Nyírbátor, Nyírbogdány esetében folyamatosan csökkent a közműolló és 2013-ra 25% alá csökkent. Kisebb mértékű csökkenés Balkány és Gávavencsellő településeknél figyelhető meg, azonban ez az arány, csak kevéssé csökken 50% alá. Legrosszabb a helyzet Nyírtelek esetében, ahol a közműolló mértéke megközelíti a 75%-ot (3. ábra). A megfigyelt tendencia azzal a körülménnyel magyarázható, hogy az infrastrukturális fejlesztések „hagyományos” sorrendje szerint előbb a vezetékes ivóvíz, majd pedig a csatornahálózat épült ki. A többi településen a fejlesztések elmaradásával csak lassan haladt előre a csatornázás. Nyírtelek esetében a kialakult helyzet összefüggésbe hozható a szuburbanizációs jellegű népesség- és lakásállomány-növekedéssel, mellyel egyidejűleg az infrastruktúra kiépülése jelentős lemaradásban van.



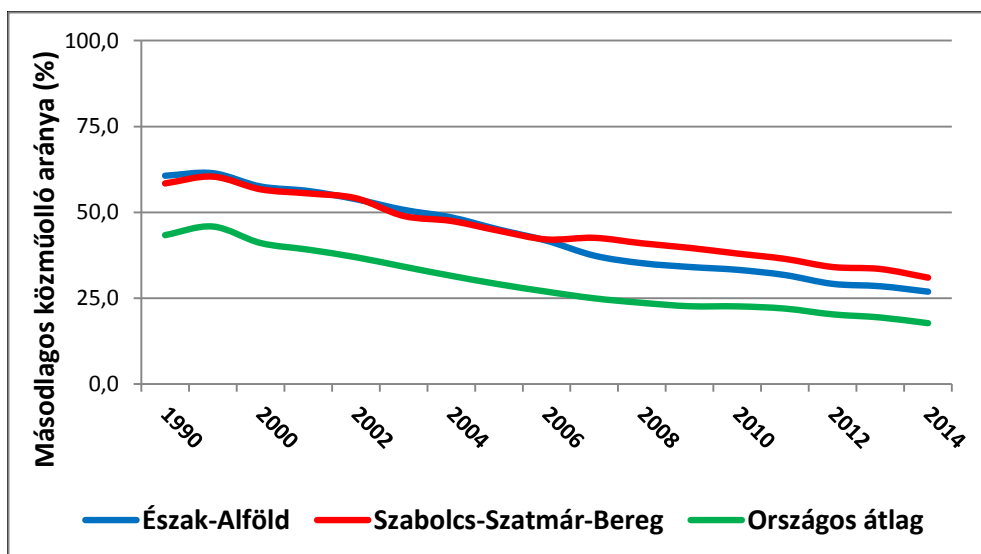
3. ábra. A 2000-10000 LE agglomerációs központú települések közműolló mértékének alakulása 1990-2013 között (forrás: TEIR)

A nagyobb települések, illetve agglomerációs központok esetében is hasonló megállapítás vonható le. Mindkét esetben megfigyelhető a 2000-es évekig a közműolló növekedése, majd pedig napjainkig tartó csökkenése: míg a 10000-15000 LE kapacitású Nagykálló településen a közműolló mértéke 2013-ban 11,16% volt, addig ez az érték Újfehértó vonatkozásában 47,86% volt (4. ábra; forrás: TEIR).



4. ábra. Nagykálló (10000-15000 LE) és Újfehértó (15000-150000 LE) agglomerációs központok közműolló mértékének aránya 1990-2013 között (forrás: TEIR)

Megyei, regionális és országos összehasonlításban megállapítható, hogy a közműves csatornázással rendelkező lakások száma 2014 végére a regionális és megyei szintű csatornázottság elmarad az országos átlagtól. Megyei szintem a másodlagos közműolló 2014 végére elérte a 31%-ot, míg az országos átlag 17,5% körül ingadozott (5. ábra; forrás: KSH).

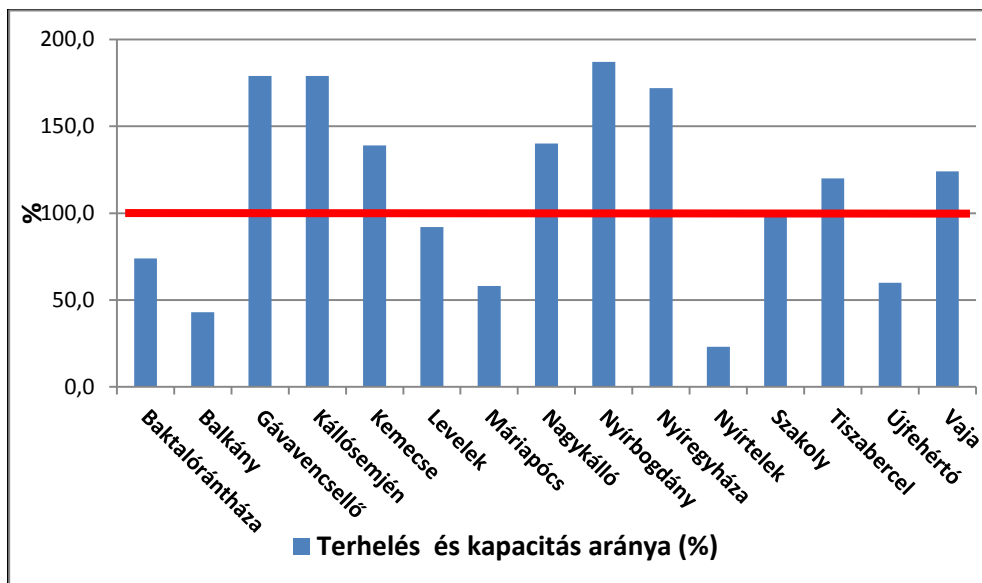


5. ábra. A másodlagos közműtolló mértékének csökkenése 1990-2014 között (forrás: KSH)

Ezek alapján megállapítható, hogy a vízkészletek hosszú távú megőrzése szempontjából nagy fontosságú a csatornázás és a szennyvíztisztítás fejlesztése korszerűsítése, bővítése, települési, megyei valamint regionális szinten.

A csatornahálózatban összegyűjtött szennyvizek a tisztítás után végső befogadóba kerülnek. A tisztított szennyvíz befogadója lehet felszíni víz, vagy a talaj (mezőgazdasági területek, faültvények). Hazánkban a tisztított szennyvizet általában felszíni vízfolyásokba bocsátják. A tisztított szennyvizek biológiailag lebontható szerves anyagot, növényi tápanyagokat és kisebb mennyiségben előforduló egyéb anyagokat (nehezen bontható szerves vegyületeket, sókat, fémeket, esetenként toxikus vagy hormonháztartást befolyásoló anyagokat) is tartalmaznak. A szerves- és tápanyagok vonatkozásában a felszíni vizek közvetlen terhelését legnagyobb arányban a kommunális szennyvízbevezetések okozzák. A vízi ökoszisztémák ezeket az anyagokat általában a terhelés nagyságától és a befogadó vízhozama által biztosított hígulás mértékétől függően képesek tolerálni (Pásztó, 1998; Moser és Pálmai, 2006).

Napi kapacitás tekintetében telepenként eltérő értéket tapasztalunk. Ez részben az alkalmazott technológiától, részben pedig attól függ, hogy az adott telep hány település, mennyi lakos szennyvizét kapja és tisztítja meg. 2007-es kapacitás és túlterhelés adatok alapján több olyan telep található ezen a területen, amelyek túlterheltek, ezáltal jelentős többletterhelhet jelentenek a befogadóra (6. ábra; VGT, 2010a).

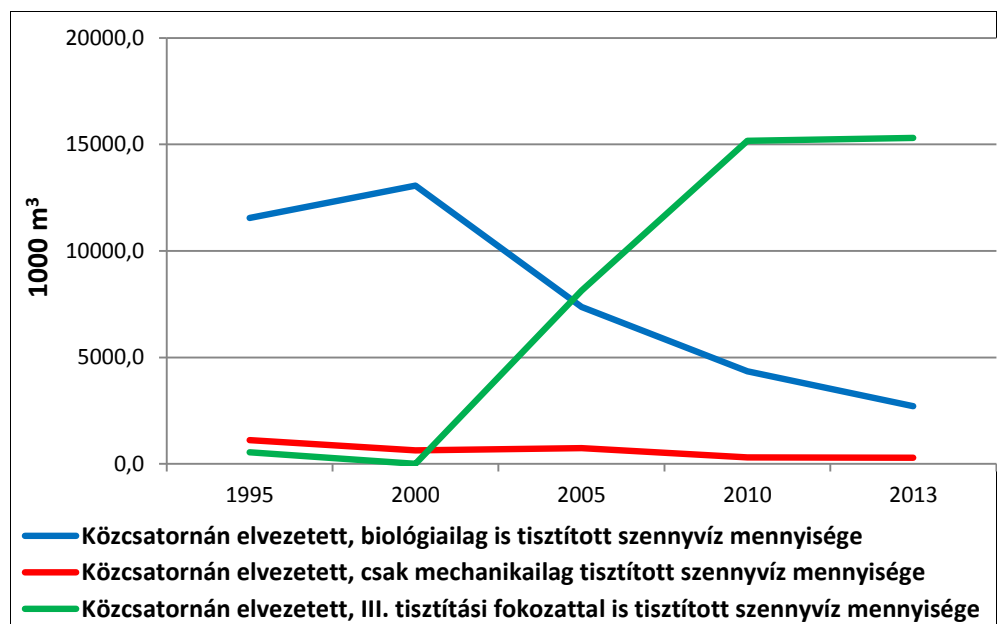


6. ábra. Az egyes tisztítótelepek kapacitása és túlterheltsége 2007-ben (Forrás: VGT 2010a)

A szennyvízterhelések jövőben várható alakulását a 2000 lakos-egyenértéknél nagyobb agglomerációk szennyvízelvezetésének és szennyvíztisztításának megvalósítását tartalmazó szennyvízprogram határozza meg. A jelenlegi kiépítettség és a módosított 25/2002 (II. 27.) Korm. rendelet jelenleg érvényes agglomerációs listája szerint 2015-ig még új kommunális szennyvíztisztító telepek létesítését tervezik (pers. comm. Nyírségvíz Zrt.) Jelen állapotban, Ajak, Balkány, Csenger, Demecser, Dombrád, Döge, Gávavencsellő, Ibrány, Kállósemjén, Kemecse, Kisvárd, Levelek, Mátészalka, Nagykálló, Nyírbátor, Nyírbogdány, Nyíregyháza I., Nyíregyháza II., Nyírtelek, Rakamaz, Szabolcsveresmart, Tiszadada, Tiszalök, Tiszatelek, Tiszabercel, Újfehértó tisztítótelepek üzemelnek a térségben. Apagy, Bököny, Gyulaháza, Nyíribrony telepeket pedig próbauzem után végleg bekapcsolják a tisztító hálózatba (pers. comm. Nyírségvíz Zrt.).

A csatornahálózat fejlesztésével a felszín alatti vizek antropogén terhelése csökken. A leendő szennyvíztisztító telepek építésével, valamint a meglévő telepek kapacitás-bővítésével, technológiai fejlesztésével, a felszíni vizek terhelését várhatóan csökkenteni fogja. A 2015-ig csatornázandó települések többségének szennyvizét a meglévő szennyvíz agglomerációkhoz, a jelenleg már üzemelő telepekre fogják rácsatlakoztatni. Megyei szinten 1995-től egyrészt folyamatosan emelkedik az elvezetett és a tisztított szennyvíz mennyisége, másrészt viszont csökken, és szinte megszűnik a tisztítatlanul elvezetett szennyvíz aránya. Csökkent ugyan némiképp a háztartásoknak szolgáltatott víz mennyisége, azonban ezzel párhuzamosan meredeken emelkedett az elvezetett vízmennyiség aránya. Bár az egy főre eső vízfogyasztás fajlagosan csökken, az új bekötések miatt mégis növekedés várható a szennyvízben és a szolgáltatott ivóvízben. Ez gyakorlatilag összhangban van a megyében a közcsatorna-hálózatok számával és a rákötésekkel.

A telep technológiai minőségének javulását mutatja, hogy csökken a csak mechanikailag elvezetett szennyvíz mennyisége, valamint meredeken emelkedik a III. tisztításon is átesett víz (7. ábra).



7. ábra. Technológiai fejlődés 1995-2013 között Szabolcs-Szatmár-Bereg megyében (Forrás: KSH)

2.1.2.3. Geológiai háttérből származó többletterhelés

Napjainkra egyre inkább felértékelődik a felszín alatti vizek szerepe és jelentősége. Hazánkban a közműves ivóvízellátás 90 %-a, míg a Felső-Tisza vidék területén 100%-a felszín alatti vizekből, a hideg édesvizeket szolgáltató pleisztocén alluviális összetből történik (Virág et al., 2014). Egyes helyeken a vízkészlet korlátozott mennyiségben van jelen, illetve az egyre romló minőségi állapota kihívásokat fogalmaz meg a szakemberek számára. Így megállapítható, hogy a Nyírség a megújuló vízkészlet szempontjából elsődleges felszín alatti vízkészletben szegényebb, földtanilag sérülékenyebb, és a rétegeredetű vízminőségi komponensek (vas, mangán, arzén) is kedvezőtlen koncentrációjúak. Mint ismeretes, a Nyírség területén a geológiai szerkezetnek köszönhetően több termálkút és az azokra települt gyógyfürdő is található (Nyíregyháza-Sóstógyógyfürdő, Nyírbátor, Nagykálló, Baktalórántháza, Tiszavasvári). Működésük során az elhasznált gyógyvizet jobb esetben tisztítva, rosszabb esetben pedig tisztítatlanul engedik a főcsatornába, növelve ezzel a befogadó háttérszennyezettségét (VGT, 2010a). Mennyiségének ismerete nem csak egészségügyi, hanem a víztest minőségére nézve ökológiai szempontból is

lényeges (Alföldi, 1986; Császár, 1999; Sárkány et al., 1999; Nagy et al., 2004; Elek et al., 2006; Demeter et al., 2010; Püspöki et al., 2013; Virág, 2013).

Mint ismeretes, hazánk ivóvízbázisában a természetes eredetű arzén több vízbázis esetében is meghaladja az egészségügyi határértéket (Szűcs et al., 2009). Toxicitása szempontjából fontos, hogy a táplálékláncban melyik vegyületével találkozunk. Szerves, vagy szervetlen formában a szervezetbe kerülve bizonyítottan rákkeltő hatású (Fletcher et al., 2006; Fejes et al., 2012). A terület földtani adottsága miatt a Nyírség területén is több esetben egészségügyi határértéket meghaladó arzén mennyiséget mértek (Virág, 2011).

A geológiai eredetű szennyezések miatt Magyarország lakosságának negyede egyes paraméterek tekintetében az egészségügyi határértéknek nem megfelelő vizet fogyaszt. Ezek közül az arzénszennyezés a legsúlyosabb, amely mintegy 1,5 millió embert érint. Magyarországon a 201/2001. (X. 25.) Korm. rendelet szerint az ivóvíz megengedett arzénkoncentrációja $10 \mu\text{g/l}$ (a határérték betartását $30 \mu\text{g/l}$ arzénkoncentráció feletti esetekben 2006 végéig, valamint $10\text{-}30 \mu\text{g/l}$ közötti arzénmennyiség esetében 2009 végéig kellett biztonságosan megvalósítani). Ez megegyezik az EU 95/C 131/03 számú, 1995-ben kiadott direktíva tervezetben, illetve az Egészségügyi Világszervezet (WHO) 1993. évi ajánlásában meghatározott határértékkel. 2001-ig a hazánkban érvényes határérték $50 \mu\text{g/l}$ volt, megfelelő a WHO korábbi, 1971. évi ajánlásában foglaltaknak (Virág, 2011). Az Európai Unió követelményeit határidőre nem sikerült teljesíteni. Az utolsó, 2012. december 25-i időpontig az arzénmentesítést minden $10 \mu\text{g/l}$ -t meghaladó As-koncentrációjú vizet szolgáltató vízmű esetében meg kellett oldani, vagy alkalmas szűkevízellátásról gondoskodni. Az azóta eltelt időben bár több ivóvízminőségjavító beruházás készült el (legutóbbi Karcag, Kenderes, Bánhalma településeken), de még nem történt meg hazánk teljes arzénmentesítése, folyamatosak a fejlesztések (HTTP 3).

A geológiai adottságok mellett azonban nem szabad figyelmen kívül hagyni a mesterséges eredetű arzénszennyezést (Sarmiento et al. 2009; Chauhan et al., 2011; Fejes et al. 2012). Gyárak, ipartelepek, ércbányák területéről elfolyó nagy arzéntartalmú vizek potenciális veszélyt jelentenek nemcsak a befogadóra, hanem a környezetében található élővilágra is. A nehézfém-koncentráció elsősorban a Tisza menti szennyező források aktivitásától függ, vagyis attól, hogy a bányászat és ércfeldolgozás során mennyire tartják be a környezetvédelmi előírásokat (Maacklin et al., 2003; Szabó et al., 2010a; Szabó et al., 2010b). A bányákban a szennyező anyagokat tartalmazó zagy leeresztése időről-időre megtörténik, rendszerint a folyók, patakok nagyvize idején, így a szennyező anyagok oldott, illetve kolloidokhoz kötött állapotban felhígulva kerülnek be a felszíni vizekbe (Ódor et al., 1997; Szalai, 1998; Kerényi et al., 2003; Liang et al., 2011).

2.2. Vízminőség, vízminősítés, monitoring

2.2.1. Vízminőség

A természetben megtalálható víz sohasem vegytiszta állapotban áll rendelkezésünkre. A felszíni és felszín alatti vizek felhasználásának lehetőségét elsősorban minőségük határozza meg (Schneiders et al., 1996; Littlewood et al., 1998; Chave, 2001; Mencio és Mas-Pla, 2008). Vízminőség alatt a víz biológiai és kémiai összetevőinek az állapotát értjük, amelyet a kémiai elemek és vegyületeik körforgása határoz meg a tápláléklánc mentén (Felföldy, 1987; Dévai et al., 1992; Chapman, 1996a, b; Németh, 1998). Különösen igaz ez, a szén és a növényi tápanyagok körforgására, a víz és az üledék, vagy bármely szilárd felület határfelületén, illetve az élő szervezetek között lejátszódó folyamatokra (Padisák, 2005; Szilágyi és Orbán, 2007). Így elmondhatjuk, hogy a vizek minősége állandó körforgásban van, mely összetett körforgás során a vízi ökoszisztéma saját fenntartásáról és helyreállításáról is gondoskodik. Ha ezt a jól működő rendszert egy kívülről érkező hatás éri, akár az egész ökoszisztéma felbomlásához, megszűnéséhez vezethet. A víz társadalmi körforgásának egyik eredménye a vízszennyezés, amely során még jobban változik, sok esetben leromlik a víz minősége. Itt azonban a változást nemcsak a kibocsátott és a vizeket szennyező anyagok mennyisége határozza meg, hanem a befogadó vizek mennyiségi és minőségi folyamatai, azaz az öntisztulás és hígulás mértékei is befolyásolják (Lakatos et al., 2000; Szűcs et al., 2009).

A minőség mint fogalom a követelményeknek való megfelelést jelenti. A biológiai vízminősítés fogalmát elsőként Felföldy Lajos vezette be 1974-ben. A fogalomra a következő meghatározást tette: „*A biológiai vízminősítés a víz tulajdonságai közül azok összessége, amelyek egyrészt a vízi élővilág társulásait létrehozzák, meghatározzák és létüket biztosítják, másrészt a biológiai jellegű felhasználás (ivó, és itató víz, élelmiszeripar, mikrobiológiai iparok, fürdés, öntözés stb.) szempontjából fontosak. A biológiai vízminősítés elsősorban a vízi ökoszisztéma szempontjából jelentős, mely létrehozza és fenntartja azokat.*” Szerinte a vízminőség a víz tulajdonságainak összessége. Azt hangsúlyozza, hogy nincs olyan módszer, amivel a vízminőséget meghatározhatnánk, és olyan mutatószámok sem léteznek, amelyek segítségével azt le tudnánk írni, meg tudnánk határozni. Elmélete szerint a biológiai vízminőség megállapításához szükséges eljárás három csoportra osztható. Az egyik a környezeti tényezők, a fizikai és a kémiai tulajdonságok vizsgálata. A második a vizekben található élőlényállomány minőségi és mennyiségi analízise a biológiai indikáció elve alapján. Az utolsó csoport pedig az adott vizsgálandó vízmintában tartott élőlények viselkedésének élettani, vagy teszt módszerekkel történő megfigyelése (Felföldy, 1974, 1981, 1984; Jeffries és Mills, 1997; Németh, 1998; Moser és Pálmai, 2006; Bakács et al., 2000; Morris és Therivel, 2001).

Dévai és munkatársai (1992a) ezt a problémát más megközelítésben vizsgálják, a vízminőséget ökológiai állapotként értelmezik. Valamely objektum állapotát úgy határozzák meg, hogy az adott víztér n tulajdonságát vizsgálják egy n dimenziós

térben. Minden egyes vizsgált tulajdonság az n dimenziós tér egy-egy paramétere. Abban az esetben, ha ugyanazt a víztestet több időpontban, vagy több mintavételi pontban elemezzük, egy ponthalmazt fogunk kapni. A ponthalmazok különböző víztereknél különböző helyet jelölnek ki az n dimenziós térben és eltérő lesz ugyanazokra a vizsgált paraméterekre a felszíni-, felszín alatti-, ivóvíz és szennyvíz ponthalmazainak az elhelyezkedése is. A minőséget tehát a víztest ökológiai állapotával jellemzik és nem „jó”, vagy „rossz” minőségű víztestről beszélnek, hanem állapotteres reprezentáció alapján „állapotokat” különböztetnek meg, és a különbözőségek mértékét állapítják meg (Dévai et al. 1992b, 1992c). A pontos megfogalmazás így hangzik: *„Biológiai vízminőségen azt az állapotot javasoljuk érteni, amelyet az élőlények térbeli, időbeli és mennyiségi reprezentáltsága tükröz.” Ez azt jelenti, hogy az adott objektum ebben az esetben – legalábbis első közelítésben – nem egy-egy víztér, vagy víztest lesz, hanem annak élővilága, azaz n -dimenziós attribútum-terünk vektoriális jellemzését élőlényközpontú szemlélettel kell elvégeznünk”.*

Ez a megközelítés olyan állapotként értelmezi a biológiai vízminőséget, amely egyrészt az élőlények időbeli, térbeli és mennyiségi megjelenésével, másrészt pedig az előfordulási sajátosságokat meghatározó tényezőkkel jellemezhető. Így a vízminőség meghatározására sztatikus és dinamikus mutatók alapján kerül sor. Az ökológiai szempontú minősítő rendszer lényeges tulajdonsága, hogy a hazai víztípusokat egyértelműen megkülönböztető víztér tipizálást tartalmaz. Ez teljesen hiányzott a korábbi minősítő eljárásokból, s ez olyannyira előre mutató volt, hogy a víztér-tipológia a 2000-ben hatályba lépett EU Víz Keretirányelvnek is lényeges részét képezte.

2.2.2. A Víz Keretirányelv létrejötte, jelentősége

Az egyes folyók vízgyűjtő területén sok esetben több ország is osztozik, ebből az okból kifolyólag egy hatékony eszközt kellett kidolgozni a határ menti vízgyűjtők közös vízvédelméhez. Hosszú előkészítő munka és egyeztetési folyamat után az Európai Parlament és a Tanács 2000. december 22-től pedig hatályba léptette: *„A közösségi cselekvés kereteinek meghatározásáról a vízpolitika területén”* 2000/60/EC irányelvet, a Víz Keretirányelvet. A VKI keretet biztosít a vizek védelméhez, és célja, hogy vízgyűjtő szinten megvalósuljon a jó vízminőségi és elegendő vízmennyiségi állapot. Az előírás szerint az Európai Unió tagállamaiban 2015-ig jó állapotba kell hozni a felszíni és felszín alatti vizeket, és fenntarthatóvá kell tenni ezt a jó állapotot (Szabó et al., 2003; Szűcs et al., 2009, HTTP 4). A Víz Keretirányelv a jó vízminőségi állapot meghatározásával vízminőségi célállapotot határoz meg, vízgyűjtő-gazdálkodási tervet irányoz elő, melyben meghatározza az összes résztvevő ország feladatát a szennyezések csökkentésére, illetve rendszeres jelentési kötelezettséget ír elő. Jelentőségét elsősorban az adja, hogy egységes alapokon szabályozza a felszíni, felszín alatti vizek mennyiségi és minőségi védelmét, a pontszerű és diffúz szennyező forrásokkal szembeni fellépést, és előírja a vizek jó állapotának eléréséhez vezető

intézkedések vízgyűjtő szintű összehangolását (Schneiders et al., 1996; Parr et al., 2002; Eisele et al., 2003; Kersebaum et al., 2003; Irvine, 2004; Kovács et al., 2005; Halasi-Kovács és Tóthmérész, 2007).

A Víz Keretirányelv értelmében a felszíni víztestek ökológiai állapotának meghatározásához nemcsak a fizikai-kémiai változókat, hidrológiai és morfológiai elemeket kell felhasználnunk, hanem meg kell vizsgálni számos biológiai élőlénycsoport jelenlétét, biológiai állapotát (1. táblázat).

1. táblázat. A Víz Keretirányelv ökológiai alapú mutatócsoportjai

	Folyók	Tavak
Biológiai jellemzők	fitoplankton	fitoplankton
	makrofiton	makrofiton
	fitobenton	fitobenton
	makrogerinctelenek	makrogerinctelenek
	halak	halak
Hidromorfológiai jellemzők	vízhozam jellemzők	vízállásjellemzők
	kapcsolat a vízadókkal	kapcsolat a vízadókkal
	mélység, szélesség	tartózkodási idő
	mederjellemzők	mélység
	vízparti zóna	tómeder jellemzők vízparti zóna
Fizikai-kémiai jellemzők	hőmérsékleti viszonyok	hőmérsékleti viszonyok
	oxigén háztartás	oxigén háztartás
	sótartalom	sótartalom
	savasodási állapot	savasodási állapot
	tápanyagok	tápanyagok
	szennyező anyagok	szennyező anyagok
	veszélyes anyagok	veszélyes anyagok
	átlátszóság	

A vizek VKI szerinti jó állapota egyrészt az emberi egészség, másrészt az ökológiai rendszerek állapotából indul ki. Abban az esetben tekinthetők a vizek jó állapotúnak, ha a különböző célokra használt vizek minősége és mennyisége együttesen megfelel a használat által szabott követelményeknek. Azt is hangsúlyozza, hogy ezzel egyidejűleg a vizektől függő ökoszisztémák működését nem ronthatják az antropogén hatások. Az ökológiai állapot a vízi élőhelyek szerkezetének és működésének minősége határozza meg. A jó kémiai állapothoz pedig az szükséges, hogy a szennyező anyagok koncentrációja ne haladjon meg bizonyos meghatározott határértékeket (Somlyódi, 2002; Dévai et al., 2003; Lawson, 2005; Szűcs et al, 2009; HTTP 4). A jó kémiai és ökológia állapot eléréséhez, valamint ezen állapot fenntartásához szükséges teendőket, környezeti célkitűzéseket egy vízgyűjtő gazdálkodási tervnek kell tartalmaznia (Lawson, 2005). Hazai viszonylatban az első, egyeztetésre alkalmas változatot 2008-ra készítették el (Szilágyi és Orbán, 2007). Az első teljes gazdálkodási tervet pedig 2010. május 5-én fogadta el a Magyar Kormány (1127/2010 (V.21) Korm. határozat, 219/2004. (VII. 21.) Korm. Rendelet, 220/2004. (VII. 21.) Korm. Rendelet, 221/2004. (VII. 21.) Korm. rendelet). A „jó állapot” elérése érdekében 2015. december 22-én elkészült az Országos Vízgyűjtő-gazdálkodási Terv

felülvizsgálata, mely meghatározza azokat a lépéseket, melyeket 2021-ig és 2027-ig végre kell hajtani.

A VGT2 intézkedési programjának célja a VGT1-hez képest nem változott, azaz a cél a jelentős vízgazdálkodási problémák megoldása, a vízfolyásokra, állóvizekre és felszín alatti vizekre, valamint a védett területekre meghatározott, felülvizsgált környezeti célkitűzések elérése. Tartalmazza a szükséges szabályozási, műszaki, finanszírozási, intézményrendszeri feladatokat (VGT2).

Ebből adódik, hogy a VGT2 intézkedési programjának tartalma lényegében nem sokat változott a VGT1-hez képest, de a hangsúlyok eltolódtak. Nagyobb hangsúlyt kap a hajtóerők és terhelések, illetve az intézkedések közötti kapcsolat egyértelmű bemutatása, vagyis az intézkedések gyakorlati alkalmazása főként a terhelés elemzés eredményein alapul. Jelentősebb szerepet kapnak a szabályozási intézkedések, a kidolgozott szabályozási koncepciók, a víz-árpolitikai intézkedések és a „puhább” intézkedések (útmutatók, tanácsadás, képzés). A terv több háttér információt szolgáltat a tervezőknek, a döntéshozóknak és a lakosságnak. Erősödik a VGT horizontális jellege, a VKI célkitűzésekhez minden projektnek hozzá kell járulnia, így tehát a vízgazdálkodási projekteken lennie kell VGT projekt elemeknek is (VGT2).

2.2.3. Monitorozás és mintavétel

A vízminősítés alapja a monitorozás, ezért a víz minőségének ellenőrzéséhez nagy mennyiségű és reprezentatív információ megszerzésére van szükség (Sanders et al., 1983). A különböző forrásokból származó szennyezők lebomlási sebessége, valamint az élőlényekre kifejtett hatása eltérő, ami szükségessé tette a vízfolyások minőségének ellenőrzését, folyamatos nyomon követését. Az így kapott eredmények fokozatos felhalmozódása megbízható, hosszú távú vízminőség nyilvántartást tesz lehetővé, valamint ezek alapján lehetőség nyílik hosszú távú trendvizsgálatra is. A vízminőségi trendek elemzésének célja, hogy jelezze azokat a problémákat, amelyek a jelenleg még jó állapotú víztestek esetében felléphetnek (Liebetrau, 1979; Němec és Schaake, 1982; Gleick, 1987; Gleick, 1989; Hirsch et al., 1991; Rao, 1993; Bartram és Balance, 1996; Hanssen-Bauer és Forland, 1998; Miller és Hirst, 1998). A fizikai tulajdonságok között a szín, a szag, a biológiai tulajdonság esetében a klorofill-a, fitoplankton, makrofiton szervezetek azok, amelyek a vízminőség változását jelzik. A kémiai paraméterek között az oldott oxigén, növényi tápanyagforgalom elemei, szerves és szervetlen mikroszennyezők, valamint az oldott sótartalom változásából tudunk következtetni a vízminőségre (Resh és Unzicker, 1975; Smith et al., 1997; Bulla, 2002; Ying, 2005). Különösen igaz ez a fajlagos elektromos vezetőképességre (EC), melynek mérését kiválóan lehet automatizálni, és így az értékeket rögzíteni. A vezetőképesség értéke és a kationok mennyisége között egyenes arányosság van, ezért a vezetőképesség mérése tájékoztatást ad a vizek összes ionkoncentrációjáról. Mivel számos szennyező anyag tartalmaz oldható sókat, így elképzelhető, hogy a vezetőképesség tükrözi ezen anyagok koncentrációját (Allen és Mancy, 1972; Tyson, 1988; Rikard és

Kunkle, 1990; Howard és Haynes, 1993; Gumelletal., 1994). A nemzetközi szakirodalom azt a megállapítást támasztja alá, hogy a vezetőképesség és a nátrium a legszélesebb körben elterjedt vízminőség mutatók (Allen és Mancy, 1972; Gondwe, 1991; Kumaraswamy és Sivagnanam, 1991; Prygiel és Coste, 1993; McCutcheon et al., 1993; Beke et al., 1993; Reichman és Trooien, 1993; Maasdam és Smith, 1994; Harmancioglu et al., 1999). A kémiai tesztekre is érvényes, hogy nem minden víztest esetében kell az összes tesztet elvégezni. A jó állapot megőrzése szempontjából kockázatosnak számítanak azok a víztestek, ahol valamely szennyező anyag víztestre vagy annak egy részére vonatkozó átlagkoncentrációja tartósan emelkedő tendenciát jelez. A vízminőségi trendek elemzésének célja, hogy jelezze azokat a problémákat, amelyek a jelenleg még jó állapotú víztestek esetében felléphetnek, a már most is kimutatható jelentős és tartós koncentráció- vagy hőmérsékletváltozás miatt (Tirsch et al., 1984; Ward, 1996).

A vízminőség állapotának értékelése és ezen belül az időbeli változás nyomon követése a vízminőség-szabályozás egyik igen fontos eszköze az emberi beavatkozások (pontszerű és sávszerű szennyvízbevezetések, szennyvíztisztítás, stb.) vízminőségre gyakorolt hatásának értékelésénél. Különösen fontos ez a szerep az olyan tipikusan alvízi ország esetében, mint Magyarország, ahol a felszíni vízkészlet 96%-a külföldi eredetű, és ugyanakkor kevés információval rendelkezünk a környező vízgyűjtőterületek szennyvízkibocsátási viszonyairól. Ezért is rendkívül fontos jelentőségű a határszelvénybe érkező vizek monitorozása. Hazánkban a korszerű vízvédalom kezdetét 1958-59-től, az első vízvizsgáló laboratóriumok létrehozásától számítjuk. A felszíni vizek rendszeres vizsgálata a hatvanas évek elején kezdődött és már a 70-es évek elején felmerült az igény egy automatikus vízminőség-mérő monitoring rendszer kiépítésére. A WHO projektje keretében 1973-74-ben a Sajó határszelvényében és Miskolc térségében létesült automatikus vízminőségi monitor. A kedvező tapasztalatok eredményeként a Tiszán, a Bodrogon, a Hernádon és a Bódván is kiépült egy-egy monitoring mérőállomás. Így a Tisza magyarországi szakaszáról az országos törzshálózati rendszer keretében az 1970-es évek kezdetétől állnak rendelkezésre fizikai, kémiai és biológiai adatsorok. A hosszú idejű, több évtizedet felölelő mérési eredmények felhasználásával lehetőség nyílik a folyó hidroökológiai sajátosságainak elemzésére, a vízminőségi mutatók és az azok jellemzésére alkalmas tényezők közötti összefüggések megállapítása (Szűcs et al., 2009). Az Amerikai Egyesült Államok Fejlesztési Ügynöksége és a magyar Környezetvédelmi Minisztérium szándéknyilatkozatot írtak alá 1996 októberében automatikus vízminőség-mérő monitorállomások kiépítésére, amelyek a külföldről érkező rendkívüli vízszennyezések esetén riasztási szolgáltatást is nyújtanak. A program megvalósítása 1999-ben kezdődött. Három monitoring állomás épült meg az országba belépő Hernád, Szamos és Berettyó folyók határszelvényében. 2002. október 30-án Ukrajna és Magyarország környezetvédelmi miniszterei együttműködési megállapodást írtak alá a Kárpátaljai árvízi előrejelző rendszerek fejlesztéséről, melynek mérőállomását Técsőn hozták létre (Szűcs et al., 2009; HTTP 5).

A VKI által megkívánt monitorozás elsődleges célja a felszíni és felszín alatti víztestek állapotának bemutatása, valamint az állapothoz kapcsolódóan az előírt és elvárt környezeti célkitűzések teljesülésének nyomon követése. Az Európai Unió a Keretirányelv szerinti monitorozásra vonatkozóan 2003-ban adott ki egy útmutatót (Monitoring, 2003; 2000/60/EC Directive). Vízfolyások esetében a fiziko-kémiai elemek minimális évenkénti vizsgálatának a gyakorisága az operatív monitorozás során az alábbiak szerint került meghatározásra (2. táblázat; 2000/60/EC Directive)

2. táblázat. Fiziko-kémiai elemek minimális évenkénti vizsgálatának a gyakorisága

Megfigyelt tulajdonság	Gyakoriság
hőmérsékleti viszonyok	3 havonta
oxigénellátottság	3 havonta
sótartalom	3 havonta
tápanyag-háztartási mutatók	3 havonta
savasodás mutatói	3 havonta
egyéb szennyező anyagok	3 havonta
elsőbbbségi anyagok	havonta

A különleges szennyező anyagok körét és a rájuk vonatkozó környezetminőségi előírásokat (EQS) az Unió központilag és kötelezően meghatározta a Víz Keretirányelv VIII., IX. és X. mellékletében. A *kiemelten veszélyes anyagok*, illetve az *elsőbbbségi anyagok* azok, amelyek a vízi környezetre vagy a vízi környezeten keresztül jelentős kockázatot jelentenek, beleértve az ivóvíz kitermelésére használt vizeket is. Az elsőbbbségi anyagokat felsoroló lista 33 elemet tartalmaz (ún. „33-as lista”), de egy-egy listaelem kémiai értelemben igen sok egyedi komponenst is tartalmazhat (például a klórbenzolok négy komponenst, de a C₁₀-C₁₃ klóralkánok körülbelül 8000 egyedi komponenst tartalmaznak). Egyéb szennyező anyagként további nyolc elemet, míg a fő szennyező anyagok indikatív listáján 12 csoportot sorolnak fel. A listákban felsorolt szerves vegyületek természet idegennek tekinthetők, azok normális esetben nem képződnek a bioszférában, ezzel szemben a „33-as listán” szereplő fémek a földkéregnek természetes alkotói, de általában nem szükségesek az élethez, sőt egy bizonyos koncentráció felett károsak és mérgezőek (2000/60/EC Directive; 2008/105/ EC Directive; 2013/39/EU Directive).

A direktívában ajánlott minimális évenkénti mintaszám jelentősen eltér a korábbi, a hazai vízminősítéshez szükséges vizsgálati gyakoriságtól. A kijelölt felszíni víztestek nagy száma nem teszi lehetővé, a korábbi gyakorlat szerinti évenkénti mintaszám további fenntartását. A felszíni víztestek osztályba sorolásánál a VKI előírásai szerint a megbízhatóságot is meg kell adni. A víztestek állapotértékelésénél az ökológiai állapotot a biológiai minősítő elemek, a kémiai jellemzők és a hidromorfológiai állapot értékelése alapján, ötosztályos skálán kell meghatározni. A VKI az „egy rossz, mind rossz” elv alkalmazását írja elő, vagyis minden esetben a legrosszabb osztályba sorolás eredményét tekinti mérvadónak. Az osztályba sorolás megbízhatóságát minden állapotjellemzőre meg kell adni. Ha

nincs elég adat, akkor 3 kategóriába sorolva (gyenge, közepes, jó megbízhatóság) lehet a bizonytalanság mértékét jelezni (Pásztó, 1998; Clement, 2007).

2.2.4. Pontszerű és diffúz szennyezések

Hazánk területére a Kárpát-medencében elfoglalt központi helyzetéből adódóan a legtöbb vízfolyás az országhatáron kívülről érkezik; az ország vízminőségi szempontból befogadó, úgynevezett „nyílt” rendszer és ez különösen igaz a Tisza vízgyűjtőjére. A 157000 km²-t kitevő teljes vízgyűjtőterületből mintegy 47000 km² a hazai terület nagysága. A Tisza főbb mellékfolyói (Szamos, Kraszna, Bodrog, Körösök, Maros) esetében is az államhatáron túlra eső vízgyűjtőterület-részek sokkal nagyobbak, mint a hazai területük. Mindez azt eredményezi, hogy vízminőségi állapotukat a határon túli szennyezőanyag-terhelések jelentősen meghatározzák. A szennyező anyag vízbe való kerülése, a víz szennyezése két módon történhet a szennyező forrástól függően. Eszerint megkülönböztetünk pontszerű és diffúz szennyezéseket (Katona, 1989; Kerényi, 1995; 3. táblázat).

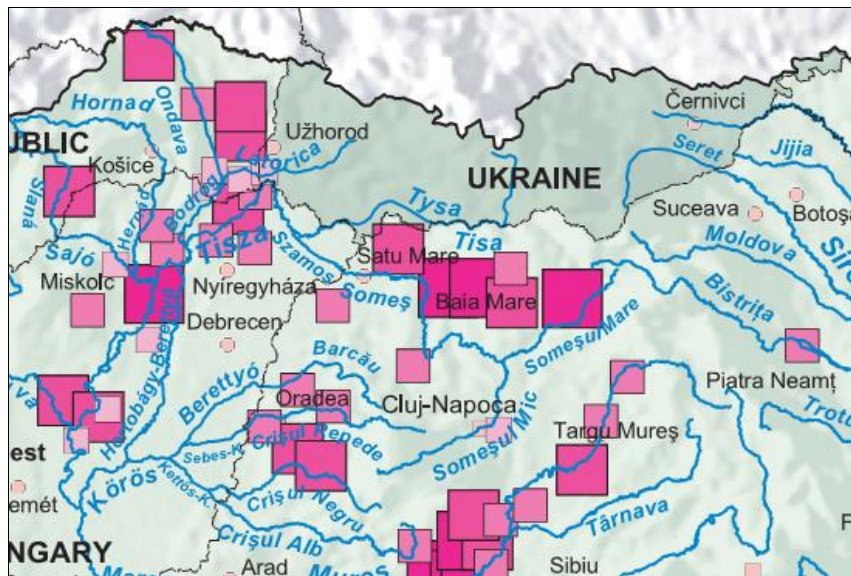
3. táblázat. A szennyező források típusai (Katona, 1989)

Forma	Meghatározás	Jelen esetben
Pontszerű	<ul style="list-style-type: none"> • a szennyező anyagok a vízfolyások egy meghatározott helyén, többnyire csővezetéken, csatornán, szennyvízcsatornán keresztül jutnak a vízbe • koncentrált és helyhez kötött, így könnyen lokalizálható és hatása jól mérhető • szükséges szabályozások, műszaki beavatkozások pontosan meghatározhatóak 	<ul style="list-style-type: none"> • zöldség- és gyümölcsfeldolgozó telepek, ipari üzemek • szennyvíztisztítók • állattartó telepek
Nem pontszerű	<ul style="list-style-type: none"> • lineáris vagy felületi szennyező források • nehezebben azonosíthatók • szükséges szabályozások, műszaki beavatkozások meghatározása nehezebb 	<ul style="list-style-type: none"> • felszíni lefolyás • mezőgazdasági területekről talajvízbe történő kimosódás

A pontszerű szennyezések során a szennyező anyagok a vízfolyások egy meghatározott területén, többnyire csővezetéken, csatornán, szennyvízcsatornán keresztül jutnak a vízbe (Benedek és Litheráthy, 1979; Katona, 1989; Pásztó, 1998). Ez a szennyezési típus koncentrált és helyhez kötött jellege miatt könnyen lokalizálható, hatása is jól mérhető. Ezzel szemben a nem pontszerű, diffúz szennyezések forrása nagy területen szétterülve nehezebben azonosíthatóak. A nem

pontszerű szennyezések diffúz jelleggel és időben szakaszosan érik a befogadó felszíni vizeket, miután előfordulásuk meteorológiai eseményekhez (pl. intenzív csapadékokhoz) kötődik. A szennyezés kiterjedt területen keletkezik, és a felszínen, vagy a felszín alatt történő továbbhaladás után kerül a felszíni vizekbe. Észlelése és megszüntetése a keletkezés helyén rendszerint nem oldható meg, sőt a tényleges keletkezési hely meghatározása is nehéz. A diffúz szennyezés mértéke nagyrészt nincs befolyásolva klimatikus események által, továbbá topográfiai és geológiai adottságoktól függ, ennek következtében pedig nagyságrendje helyről helyre, évről évre nagymértékben változhat. Ilyen például a felszíni lefolyásból, a mezőgazdasági művelés alatt álló talajból a talajvízbe történő kimosódás okozta szennyezések és a felszámolt hulladéklerakó telepek. A nem pontszerű szennyezések csökkentésének, illetőleg szabályozásának legesszerűbb módját a területhasználatok során alkalmazásra kerülő technológiák és műveletek célszerű, optimális kialakítása jelenti (Katona, 1989; Clement, 2007).

Amíg a Tisza és mellékfolyói elérik hazánk területét, számtalan potenciális és tényleges szennyező forrást lehet találni. Szennyező források alatt jelen esetben az intenzíven kezelt mezőgazdasági területeket, olyan ipari objektumokat kell érteni, amelyek a termelés során veszélyes termékeket, illetve melléktermékeket állítottak, illetve állítanak elő. Ezen kívül érthetjük még ezalatt a lakossághoz kapcsolódó kommunális hulladéklerakókat is. Az itt felsorolt elemek mind pontszerűen, mind pedig diffúz módon jelen vannak a Tisza hazai és határon túli vízgyűjtő területén (8. ábra).



8. ábra. Jelentősebb szennyező források a vízgyűjtő területen (Forrás: ICPDR; *Inventory of Potential Accidental Risk Spots in the Danube River Basin*)

A rendszerváltástól kezdődően azonban sokat javult folyóink vízminőségi állapota. A Kárpátalja területén az 1990-2000 között eltelt időszakban a különböző

mezőgazdasági, ipari szennyező források mennyisége hirtelen csökkenő tendenciát mutatott. Ez annak volt köszönhető, hogy a Szovjetunió széthullását követően az utódállamokban jelentős gazdasági visszaesés volt megfigyelhető. Emiatt a terület szennyezése megállt, azonban a szennyezettség mértékének csökkenése a természetes tisztulás és a lebomlás következtében csak nagyon lassan megy végbe. Ezen kívül azokkal az anyagokkal is számolnunk kell, amelyek nem bomlanak le. A nagyobb városok, mint pl. Ungvár és Munkács lakosságának az 1990-es évek adatai szerint 85%, illetve 87%-a részesült köztüzemi vízellátásban. A többi városban és a környékbeli falvakban ez az arány még kisebb, sok helyen azonban nem is jellemző a vezetékes vízellátás. A közcsatornával ellátott városi lakosságnak alig több, mint fele, a nagyközségi lakosságnak pedig alig több mint 10%-a részesül. Az ukrainai szennyező források közül elsősorban Rahó, Técső, Huszt, Nagyszőlős, Ilosva és Beregszász kommunális szennyvizei a számottevők. Az elmúlt években az ipari termelés általános visszaesése tapasztalható, az elavult technológiákat részben, vagy egészben leállították, de ezen intézkedések ellenére megnőtt a rendkívüli szennyezések száma. Ezek mellett a fakitermelés hatásával is számolnunk kell, melynek következtében számottevő a szervesanyag-bemosódás és a lerakódó hordalék mennyisége (Stoyko, 1997; Gönczy et al., 2005).

További szennyező forrásokkal kell számolni a Románia felől érkező mellékfolyók (Túr, Szamos, Kraszna) környezetében. Ezeknek a mellékfolyóknak a felső folyószakaszokon vizsgált vízminőség általában kiváló, azonban a torkolatok felé haladva megfelelő, illetve erősen szennyezettnek tekinthető (Pálfai, 2000). A természetes szennyezés mellett egyes folyószakaszokon magas a víz és az üledék cinktartalma. A legjelentősebb szennyező források a borsabányai színesfémbányák, (Borsabánya, Felső-Visó és Máramarossziget). Ezen kívül a falvakban hiányzik a csatornázás, és hiányoznak a szennyvíztisztító telepek (Konecsny, 1999). A Túr, a Szamos, a Kraszna vízminősége rendkívül rossznak mondható (Konecsny, 1999; Konecsny, 2006; Irimus et al., 2014). Nagy mennyiségű szerves anyagot szállítanak, és ezzel együtt magas a víz kémiai oxigénigényben mért terhelése. Az ammónium szennyezettsége főleg a kezeletlen hígtrágya következtében magas, így a jelentős növényi tápanyagtöbblet miatt növekszik az algapopuláció, amely másodlagos szervesanyag-terhelésként jelentkezik. A magasabb rendű élőlények nem képesek megtelepedni, mivel fokozatosan emelkedik a víz eutrofizációját kiváltó nitrogén és foszfor mennyisége. Ehhez járul még hozzá Zilah ipari szennyvize, Nagykároly városi szennyvíztisztítója és cukorgyára, az óradnai színesfémbányák, Beszterce, Naszód, Bethlen, Dés, Szatmárnémeti, Darócz települések ipari kommunális, mezőgazdasági eredetű szennyvize (Konecsny, 1999; Pálfai, 2000; Kerényi, 2003).

A Felső-Tisza magyarországi területén a települési infrastruktúra kialakításával és működtetésével kapcsolatos tevékenységek – mint pl. a települési hulladékgazdálkodás, a közlekedés, a belterületi csapadékvíz elvezetés stb. – elsősorban a felszín alatti vizek állapotára vannak hatással. A településekről lefolyó, kémiai anyagokkal szennyezett csapadékvíz terhelő hatása a csapadékvízrendszer kiépítésével jelentősen csökkent, egyes helyeken meg is szűnt, azonban potenciális szennyező forrásként továbbra is jelen van a területen és

többletterhelést jelent a felszíni víztesteknek. A települési szennyező források közül a környezetvédelmi előírásoknak meg nem felelő hulladéklerakók jelentettek nagyobb problémát, azonban az utóbbi 10 évben ezek jelentős részét rekultiválták, a többi pedig jelenleg is felszámolási folyamatban van.

További problémaként jelentkezik a tisztítottszennyvíz-bevezetés, mivel a szennyvíztisztító telepek tisztítási hatásfoka sok esetben kifogásolható. Jellemzően a szervesanyag-lebontás, az ammónium, az összes oldott anyag és a nátrium esetében nem tudják a befogadóra előírt tisztítási határértéket biztosítani (Fleit, 2000; Aradi és Lengyel, 2003; Fleit és Lakatos, 2003; Balázs és Boyko, 2007; Braun et al., 2008).

Az említett térségben a növénytermesztés és az állattenyésztés a jellemző gazdálkodási forma. A mezőgazdasági területek nitrát-szennyezettsége mozaikos jellegű, nagymértékben függ a táblánként változó trágyázási szokásoktól. A szántók alatti talajvizek nitrát-szennyezettségének megállapítására nincs elegendő adat, ezért a trágyahasználat és a beszivárgási viszonyok felhasználásával becsülhetjük a szennyezett talajvízű területek arányát. A víztestek kémiai állapotának szempontjából a sertéstelepi hígtrágyák potenciális szennyező forrásként jelennek meg, mivel a szerves szennyezőanyag-tartalma igen nagy. A szakosított szarvasmarha telepeken kötetlen mélyalmos tartástechnológiát alkalmaznak. Itt inkább az almos trágya mennyisége jelentős, az elvezetendő trágyalé hígtrágya mennyisége kisebb mértéket képvisel (Balázs és Boyko, 2007; VGT, 2009).

A területen elenyésző számban található vegyipari, faipari és élelmiszeripari üzem (MOL NyRt., MÁV ZRt., CAROFLEX Fékbetétgyár Kft., Interspan Kft., Nyírség-Hasso Kft.). Ennek megfelelően elsősorban a veszélyes szennyező anyagokat tartalmazó növényvédő- és gyógyszer maradványok okoznak problémát, azonban ezek mértékéről kevesebb információval rendelkezünk a monitoring mérések hiányosságai miatt. Ezek az üzemek leggyakrabban a közcatornán keresztül a települési kommunális szennyvíztisztítóba vezetik a keletkező szennyvizeiket.

A bányászati tevékenység nem jelentős, néhány kavics-, homok- és agyagbánya található itt, melyek a felszíni vizek állapotát nem veszélyeztetik (Török, 2000; Balázs és Boyko, 2007; VGT, 2009).

2.3. Holtmedrek

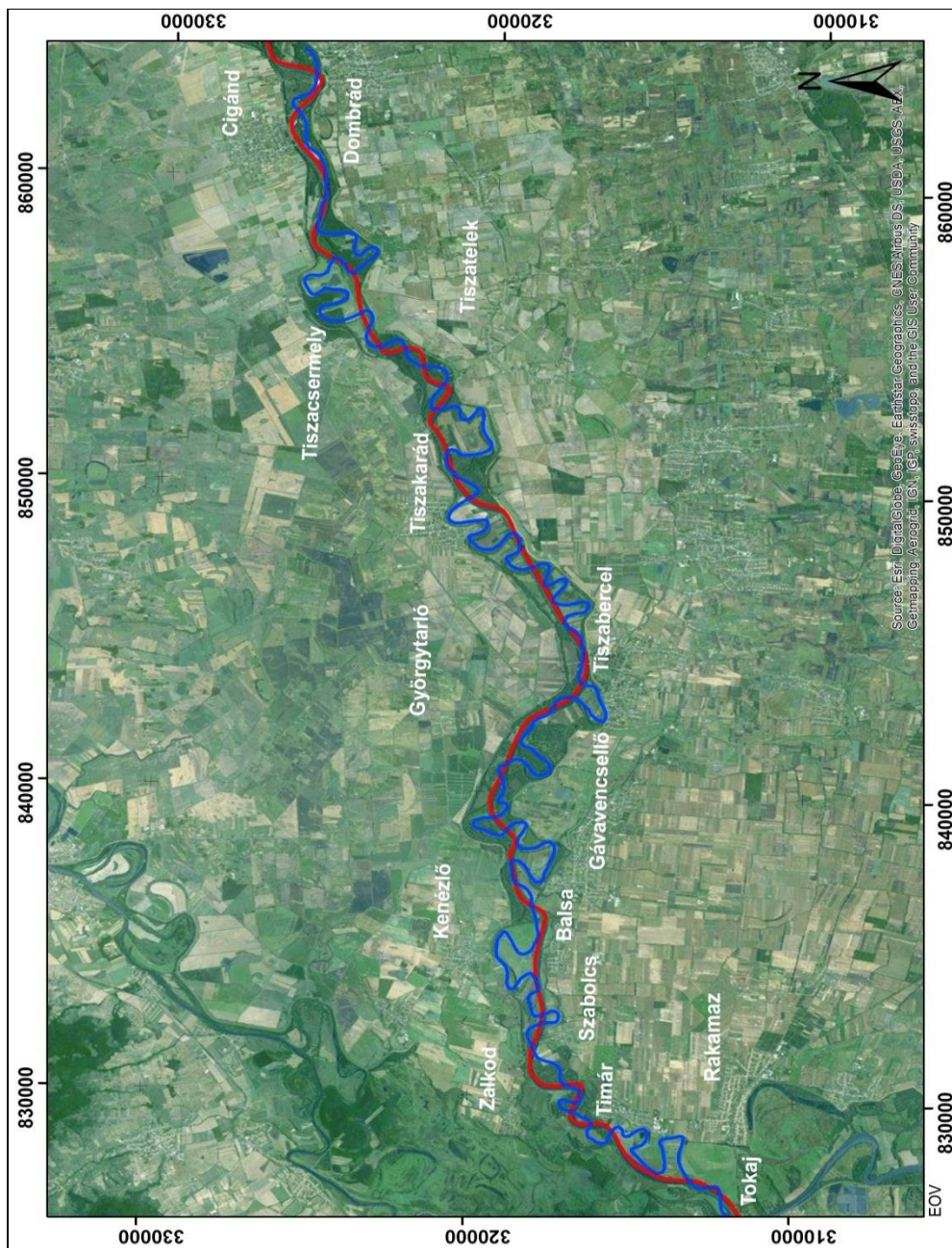
2.3.1. A folyószabályozási munkálatok eredménye

Hazánk a Kárpát-medence nyugati és középső területén, annak is a mélyebb részén helyezkedik el. Az árvízi veszélyeztetettség szempontjából, Magyarország a területének több, mint 20%-át kitevő folyóvölgyi és a 10%-át megközelítő kisvízfolyások menti árterületével a jelentős árvízi gondokkal küzdő országok közé tartozik (Csépes et al., 2000; Szlávik, 2001; Szlávik, 2002). Történelmi források és helytörténeti munkák alapján elmondható, hogy az alföldi folyók mentén

elhelyezkedő települések azokra a magas ártéri szintekre épültek, melyeket a legnagyobb árvizek sem öntöttek el. A Tisza szabályozásának igénye már Mátyás uralkodása idején is felmerült, ekkoriban törvényt alkottak arról, hogy a Tisza kiöntései ellen töltések emelésével kell védekezni. Később I. Ferenc vízrendező és vízszabályozó társulatok megalakulásáról hozott törvényt.

A reformkor és a gazdasági forradalmak idején a Tisza vízgyűjtőjén megnövekedett az erdőirtás, legeltetés; földművelés hatására megnőtt a lefolyás mértéke, ezzel együtt az árvizek gyakorisága és mértéke, veszélyeztetve ezáltal a településeket. A környező magashegységekből lezúduló vizek az Alföldön kanyargó, kis esésű folyómedrekből kilépve az ország mai területének egynegyedét még a XIX. század első felében is szinte évről-évre elöntötték. Az alföldi folyók szabályozása és gátak közé szorítása Széchenyi István kezdeményezésére, Vásárhelyi Pálás Pietro Paleocapa irányításával, 1846-ban kezdődött és végül 1908-ban fejeződött be. Ennek eredményeként 102 kanyarulat átvágással a folyó eredeti hossza 1420 km-ről 997 km-re csökkent (9. ábra). Ebből a magyarországi 600 km hosszú folyószakaszon a védvonalak jelenlegi hossza a folyó 2 partján 1085 km (Pécsi, 1969; Domokos, 1989; Dunka et al., 1996).

A szabályzás eredményeként megnövekedett a folyó esése, emiatt a lebegtetve szállított hordalékát a gátak között húzódó hullámtéren rakja le. Az azóta eltelt évtizedek alatt egyes szakaszokon a hullámtér feliszapolódása jelentősen megnövekedett, felgyorsult a hullámtér felszínfejlődése (Borsy, 1972; Török, 2000; Gábris et al., 2002; Kiss et al., 2002; Braun et al., 2003). Ennek hatására a gátakat folyamatosan magasították. Azonban azt is figyelembe kell venni, hogy csak egy bizonyos mértékig lehet a gátakat magasítani. A töltések magasítása olyan állékonysági problémákat okozhat, amelyek csak teljes átépítéssel, vagy új nyomvonalvezetéssel orvosolhatóak (Vágás, 1987; Teplán, 2003). Ezek a megoldások szintén jelentős beruházási költségnövekedést jelentenének. A megoldást a Vásárhelyi Terv Továbbfejlesztése jelenti. Az elgondolás szerint kétfajta műszaki beavatkozás ad megoldást az árhullámok levezetésére: az egyik megoldás, hogy a lehető legrövidebb idő alatt vezetik le az árhullámot, a másik, hogy a káros víztöbbletet szabályozott körülmények között a folyó mentén újonnan épített árapasztó tározókba vezetik és az árhullám levonulása után engedik vissza a folyóba. Ennek eredményeként 2008-ban megépült a Cigánd-Tiszakarádi, 2009-ben a Tiszaroffi, 2013-ban a Hanyi-Tiszasülyi, 2015-ben a Beregi árapasztó tározók (HTTP 6).



9. ábra. A Tisza szabályzás előtti (— jelzés) és jelenlegi szakasza (— jelzés) Dombrád-Tokaj között

2.3.2. Holtmedrek ökológiai jelentősége

A Kárpát-medencét, ezen belül Magyarországot meghatározó Duna és Tisza folyók, valamint a mellékfolyók medreinek a 19. és a 20. században végzett szabályozásának egyrészt célja volt a folyók menti területek árvizek elleni megvédése. Másrészt pedig az volt a cél, hogy újabb és minél nagyobb megművelhető területeket alakítsanak ki, és ezzel együtt a környéken lakóknak biztosabb, kiszámíthatóbb megélhetést biztosítsanak (Szodfridt, 2001).

A Tisza környezetében a hullámtéren, valamint a mentett oldalon található holtmedrek világviszonylatban is ritkaságnak számítanak (NATURA 2000). Ezek a holtmedrek a folyószabályozás, vagy a természetes lefűződés során jöttek létre, és természetközeli állapotú vizes élőhelyekként tartják őket számon (Baráti és Demeter, 1997; Tardy, 2007; HTTP 7). A holtmedrek növényvilágát az ártéri erdők, puhafa ligetek, nádassal borított parti zónák, valamint mocsarak, láprétek, nedves rétek, ligetek teszik változatosá. Az ehhez kapcsolódó flóra és fauna igen nagy biodiverzitást mutat. A holtmedrek az ökológiai hálózat részeként sajátos élőhelyekkel, növény- és állatvilágukkal az egykori ártéri táj őrzői (Gallé, 1995; Gergely, 1997; Borhidi, 2007). A meglévő természeti értékek zöme a töltések közé koncentrálódik, de helyenként azon kívül is maradtak megőrzendő élőhelyfoltok. Teljesen összefüggő élőhelysávot, ökológiai folyosót a mentett oldalon kijelölni ugyan nem lehet, de ún. lépegető kövekként (stepping stones) fontos elemei az élőhelyfoltok összekapcsolásának (Dévai, 1998; Dévai et al., 2001; Teplán, 2003; Pecsénye, 2006; Kerényi és Szabó, 2007; Szabó, 2008). A Tisza szabályozását megelőzően széles ártér kísérte a folyót, amelyen belül mocsár- és láprétek, mocsarak helyezkedtek el. A folyószabályozás következtében ezeknek a vizes élőhelyeknek a jelentős része megszűnt, illetve gyökeresen átalakult (Tamás és Farsang, 2010; Tamás és Farsang, 2012).

A jellemzően magyarországi vizes élőhelyeknek tekinthető holtmedrekre vonatkozóan nincs teljes, országos nyilvántartás. Pálfai (2002) összefoglaló munkái alapján a Tiszának és mellékfolyóinak a hazai szakasza mentén 167 olyan holtmeder található, amelynek a területe 5 hektárnál nagyobb, de ez korántsem tekinthető teljes nyilvántartásnak (vö. Wittner et al. 2004; 2005, akik csak a Felső-Tisza-vidéken 78 holtmedret írtak le). Ezek a képződmények számtalan tájképi, természetvédelmi, és tájhasznosítási lehetőséggel bírnak (Pálfai, 2002). A vizes élőhelyek és velük együtt a holtmedrek a leginkább veszélyeztetett területek közé tartoznak. Nehezen viselik a zavarást, keletkezésük óta az antropogén beavatkozások révén igen jelentős változásokon mentek keresztül. A szabályozás előtti időkben a folyóvízgyűjtő területén élő életközösségek evolúciós léptékekkel mérve az évenként, rendszeresen megjelenő árvizekhez, azaz a rendszeres zavaráshoz alkalmazkodtak. Miután a folyót gátak közé szorították, és a kanyarulatokat átvágták a hullámtérre rendszertelenül és nagyobb vízhozammal kilépő folyó kedvezőtlen élőhelyi viszonyokat teremt, amihez az életközösség kevésbé tud alkalmazkodni (Teplán, 2003).

A holtmedrek jelentőségét sokáig alulértékelték, azonban a vízrendezés után itt lettek otthonra a lassú-vízmozgást kedvelő élővilág-együttesek, ezek a vizes

élőhelyek már a mikroszkopikus élőlény-együttesek alapján is rendkívül diverz és összetett rendszerek (Gyulai et al., 2012). Szerkezetileg a vizes élőhelyek olyan biológiai komplexumoknak tekinthetők, amelyeknek kiemelkedő szerepe van a flóra és a fauna gazdagságának megőrzésében, változatosságának fenntartásában, menedékhelyek biztosításában, illetve a visszatelepülés lehetőségének megteremtésében. A visszatartó szerepüket is ki kell emelni, mivel a természetes tápanyagterhelést és az emberi környezetből kikerülő szennyeződések továbbjutását lassítják, megakadályozzák. (Pálfai, 2001). Értékük ökológiai, környezetvédelmi, és rekreációs szempontból is felbecsülhetetlen. Jelenleg azonban ezek a vízterek nagyon különböző állapotúak, sokféle hasznosítási igénybevételnek vannak kitéve (Kerényi et al., 2003). Rendszeres vízminőség-vizsgálat csak azoknál a holtmedreknél jellemző, amelyeknél gazdasági hasznosítás történik és itt is a felhasználás szempontjából releváns fizikai és kémiai paraméterekre korlátozódik (Teplán, 2003).

A holtmeder víztömegének van egy jellemző vertikális hőmérsékleti tagolódása, ami a meder alakjától függ. Hőrétegződés idején három vertikális zóna található a mérsékelt övi tavakban. A felső, melegebb vizet epilimnionnak, a középső részt (termoklin) metalimnionnak, a legmélyebb részt pedig hipolimnionnak nevezik. Az epilimnion minden része könnyen mozoghat, és a kevert réteg nagyon mély, vagy meglehetősen sekély is lehet, az évszaktól, valamint a szél és a hőmérséklet napi járásától függően. Nyáron az epilimnion minden része kevert réteget képez. Ősszel és tavasszal a teljes vízoszlop elkeveredik a felszíntől a fenéig. Mivel a vízoszlop szerkezetét a hőmérséklet határozza meg, ezért a víz sűrűségében is tükrözi a különbségeket (Gleick, 1989; Loucks et al., 2005). A stabil hőrétegződés nagyon fontos az oldott kémiai anyagok, a gázok és az élőlények megoszlásának meghatározásában. A hőrétegződés kialakulása után a tápanyagok gyakran elkezdnek kiüledni az epilimnionból, és ezzel egyidejűleg fel is halmozódnak a hipolimnionban. A hőmérséklet analógiája alapján azt a vízmennyiséget, amelyiknél gyors változás történik az anyagok koncentrációjában kemoklinnek nevezik. A nagyon nagy tavaknak, mint az amerikai Felső-tónak, a Tahoe-tónak, vagy az afrikai Tanganyika-tónak lehet olyan kémiai rétegződése, ami független a hőmérséklettől és inkább a mikrobiális folyamatoktól függ (Goldman, 1988).

A litorális zóna és a sekély tavak medre jó élőhelyet biztosít a fenéklakó szervezeteknek, amiknek a táplálkozása, ennek során az üledék turkálása, illetve kiválasztása elősegíti a tápanyagok újrahasznosulását az üledékből (Verhoeven et al., 2005; Marton, 2009). Ha a partvonalnak sok öble és kiugró része van, akkor a nyílt víz kapcsolata a parttal és a mederfenékkal nagyobb lesz. Ez okozza a tápanyagoknak, a foszfornek, a nitrogénnek, a fémeknek és a nyomelemeknek a beoldódását a tó vizébe, növelve ezek koncentrációját a parti régiókban (Lakatos et al., 2000; Padisák, 2005). Mindamelllett a tápanyagok vízszintes zonációja is kialakulhat, ahol is a legnagyobb koncentrációt a part közelében és a sekély helyeken találjuk.

2.3.3. Hasznosításuk, környezeti problémák

Napjainkban sokféle hasznosítási módja van a holtmedreknek, amelyek tájvédelmi problémákat okozhatnak. A használat és vele együtt a szervesanyag-terhelés következtében a holtmedrek fokozatosan feliszapolódnak (K. Kiss et al., 2002; K. Kiss et al., 2003; Papp és Fűrész, 2003; Nagy et al., 2008). Az eutrofizáció és a szárazodás miatt különlegesen veszélyeztetett vizek közé tartoznak. A különböző problémák, tájhasználati konfliktusok miatt a holtmedrek összehangolt, tájvizsgálatra alapozott tájrehabilitációs tervezése lenne szükséges.

Hazánk nagy folyóinak vízjárása szélsőséges. A Duna esetében az árvízi vízhozam a kisvízi vízhozamnak akár harmincszorosa is lehet, a Tisza esetében ez az arányszám eléri a 60-at (Bogárdi, 1971; Somlyódi, 2002; Bezdán, 2010; Kiss, 2014). A védgátak között maradt területek különböző kiterjedésben kísérik a Tisza vízrendszerének vízfolyásait. Közel 50%-os a szántóföldi művelés aránya, a szántók egy-egy árvíz alkalmával rövid időre ugyan, de kiesnek a mezőgazdasági művelésből (Somlyódi, 2002).

A Tisza szinte teljes hazai szakaszára érvényes, hogy az árvédelmi töltései jelentősen leszűkítik a folyó természetes árterét. Ezen felül a hullámtéri gazdálkodás egyes szakaszokon nincs összhangban a természetes ártéri élőhelyek által igényelt körülménnyel. Az árvizek természetesen nemcsak a művelt területeken éreztetik hatásukat, hanem a folyók közvetlen közelében található településekre és holtmedrekre is hatást gyakorolnak. Az árvédelmi töltések elvágták a kívül rekedt holtmedrek rendszeres árvízi utánpótlását. Emiatt a folyómenti élőhelyek megfelelő fejlődése szempontjából alapvető fontosságú ökológiai folyosó nem létezik, illetve nem tudja betölteni szerepét (Gergely, 1997). A Tisza menti víztesteknél a magántulajdonú erdőkben végzett gazdálkodói tevékenység további veszélyforrásként szolgál az összefüggő zöldfolyosó csökkenésénél. A jó ökológiai állapot elérése érdekében hozott intézkedések (EU VKI) célja a hullámtér ökológiai állapotának javítása, illetve a holtmedrek vízpótlásának megoldása (Kerényi et al., 2003).

A Tisza és mellékfolyóinak a hordalékszállító képessége megváltozik, amint kilép a Kárpátokból. A nagyobb szemcse-összetételű hordalékot lerakja, azonban még így is jelentős lebegtetett hordalékkal kell számolni (Szalai et al., 2005; Sanja et al., 2009). A folyószabályozások, illetve a vízgyűjtő területeken végzett fakitermelés következtében (Gönczy és Molnár, 2004) a természetes hordalékszállítást megnövelték, mely a hullámtér felszínfejlődésének felgyorsulásához vezetett (Blanka és Kiss, 2006). Az átvágások, vagy a természetes lefűződések következtében a holtmedrek felszíni vízutánpótlása részben vagy teljes mértékben függetlenedett a folyótól, így a holtmedrek víztömege az addigitól eltérő hidrológiai folyamatok hatása alá kerül (Sipos et al., 2011). A lefűződés hatására a meder fejlődési iránya is megváltozik, ugyanis megindul a fokozatos feltöltődés.

Vízkémiailag szempontból jelentős eltérést lehet tapasztalni a tiszai vízminták, valamint a holtmedrek között (K. Kiss et al., 2002; Szabó és Babka, 2007; Kunderát et al., 2012; Tamás és Farsang, 2012; Babka, 2013), de – mint ahogyan vizsgálataimból is kiderül – az egyszeri mintavételek csak egy időpillanat állapotát

mutatják, a dinamikus, hosszabb időszakot átfogó elemzésekkel pontosabb képet kaphatunk. A Tisza évente akár többször is kilép a medréből, és elárasztja a gáton belüli területeket, a hullámtéri holtmedrek vizét feltölti, megújítja, így vízpótlásuk és vízcseréjük biztosítva van. Ez a hatás a vízkémiai paramétereken is meglátszik. Korábbi vizsgálatok szerint a mentett oldali holtmedrek vízminősége rosszabb, mint a hullámtéren található holtmedreké (Szabó és Babka, 2007; Tamás és Farsang, 2011).

3. Anyag és módszer

Munkám célkitűzése az volt, hogy minél részletesebb, pontosabb vízminőségi információt kapjak a mintaterületről. A mintavételi pontok térbeli elhelyezkedését és időbeni gyakoriságát ennek megfelelően határoztam meg. Mind felszíni víztest esetében a mintavételi pontok kiválasztásánál egyrészt a biztonságos és rendszeres megközelítést vettem figyelembe. Továbbá olyan helyeket jelöltem ki, ahol mesterséges (szennyvíztisztító-telep kifolyója) vagy természetes (Bodrog-Tisza találkozási pont) eredetű vízfolyás csatlakozik a vizsgált víztesthez. Így ezeknek a pontoknak a környezetében fel tudtam mérni a folyót érő szennyezés mértékét.

3.1. Mintavételi terület jellemzése

3.1.1. Tiszai mintaterület

A Tisza állapotát a Tiszabercel-Tokaj közötti szakaszon alapvetően a felső szakasról érkező vízfolyások (Túr, Szamos, Kraszna, Bodrog) minősége határozza meg. A területen csak néhány nagyobb ipari üzem található, de ezek szennyvízkibocsátása és szennyezőanyag-terhelése a települési szennyvíztisztítókhoz képest mérsékelt. Mezőgazdasági tevékenységből, állattartásból származó szennyvíz vagy hígtrágya ebben a térségben elenyésző mennyiségben kerül be a felszíni befogadóba. A Bodrogon, a Zempléni-hegységből csapadék hatására kimosódó műtrágya, illetve növényvédő szerek szintén többletterhelésként jelentkeznek a vízgyűjtőn (VGT, 2010b).

3.1.2. A Lónyay-főcsatorna vízgyűjtő területe

A Felső-Tisza vízgyűjtő területén a szennyvízkibocsátók mind mennyiségi, mind pedig minőségi szempontból a Lónyay-főcsatorna vízrendszerét terhelik a legnagyobb mértékben. A főcsatorna vízgyűjtőjén fellépő vízminőségi problémák, a diffúz és pontszerű szennyező forrásokból (kommunális és élelmiszeripari szennyvizek, lemosódó szennyezett csapadékvizek, állattartó telepek, a helytelen mezőgazdasági művelés) származó terhelések jelentősen módosítják a felszíni vízfolyások tápanyag- és szervesanyag-tartalmát (Pálfai, 2000; Balázs és Boyko, 2007; VGT, 2010a). A kifogásolható vízminőséget jelzi a meder helyenként burjánzó növényzete is.

A terület geológiai szerkezetéből adódóan több termálkút és azokra települt gyógyfürdő is található, melyek az elhasznált vizükkel növelik a befogadó háttérszennyezettségét (VGT, 2010a). A földtani sajátosságokból adódóan az arzén is problémát okoz a Lónyay-főcsatorna vízgyűjtő területén (Virág, 2011; Virág et al. 2014). A pliocén korú rétegekben tárolt magas sótartalmú és hőmérsékletű vizekből elégíthető ki a környék hévízszükséglete, míg a hideg édesvizeket tároló pleisztocén vízadó rétegek a közüzemi ivóvízellátás alapját képezik (Urbancsek, 1983; Virág et al., 2014). A területen a pleisztocén rétegek (fő vízadó)

fekümlésége 100-310 m (Nyírmihálydi) közötti, míg a pliocén korú hévízfeltárási alkalmas rétegeinek (pannóniai) a fekümlésége átlagosan 810-1310 m körül alakul (Földváriné, 1975; Csanády et al., 1985 Tóth et al., 1985; Erdélyi, 1990, 1991; Fügedi et al., 2004; Haas és Péró, 2004).

A vizsgált területen az arzénkoncentráció mérésére az 1980-as évek közepén került sor először. A dél-alföldi tapasztalatok alapján először csak a mélyebb vizű kutakban végeztek vizsgálatokat. A természetes eredetű arzénkoncentráció a Nyírségben (Kótaj, Nagykálló, Máriapócs, Hodász), valamint Nagyecsed ivóvízbázisának vizében mérhető kiugróan magas (79 µg/l) értékben (Virág, 2011; Virág, 2013).

Az arzéntartalom eredetét tekintve többféle szakirodalmi magyarázat létezik (Fügedi et al., 2004). Csalagovits (1999) véleménye szerint a holocén-pleisztocén folyóvízi üledékekben a vasoxi-hidroxidok felületén kötődött meg az arzén. Ennek felszabadulása pedig azért történhet meg, mert eltemetődve redukív körülmények közé kerültek. Varsányi és Ó. Kovács (2002) szerint az arzén fémorganikus komplexekben mobilizálódik. Kimutatták, hogy az arzén és a többi, vízben oldott komponens együttmozgásának nincsenek regionális, az egész medencére érvényes szabályai; az elemtársulás áramlási rendszerként más és más.

A földtörténet során (würm) az Alföld ÉK-i részén a Tisza és a Szamos elhagyták a Nyírséget és a mai Ér-völgy környékére tolódtak. Ezzel együtt a Bodrogot alkotó folyók a Tapoly, Ondava, Ung és a Laborc öse egy ideig még a Nyírségen folytak keresztül (Borsy et al., 1989). Ennek hatására az Északkeleti-Kárpátokból (Szinyák, Borló, Avas) származó üledékek az ártéri laposok területén lerakódtak, melyek gyakran elmocsarasodtak. Az erre települt homokosabb rétegekben vasoxihidroxidok, finomabb szemű üledékekben, ahol a kapillárisvíz hatására redukív környezet alakul ki, karbonátásványok válhattak ki. Az eljegesedés hatására az arzén szempontjából a redoxi-állapotok átalakulása következett be. A glaciális időszakban csökkent a növényzet és a szerves anyag, és előtérbe helyeződött a fizikai mállás, ami egyértelműen oxidatív környezetet jelentett. Oxidált állapotukban a változó vegyértékű elemek kevésbé mobilisak, mint redukált állapotban. Ilyenkor a vas kicsapódik és az oxi-hidroxidokon megkötődnek, és lassan felhalmozódnak az As(V)-ionok. A homokos üledékben, a talajvíz akkori (felső-pleisztocén) szintje fölött, az így megkötött arzén a felmelegedés után is megőrződhetett (Fügedi et al., 2004; Fügedi et al., 2014). Ugyanakkor meg kell jegyezni, hogy a jórészt mocsári környezethez köthető arzénfeldúsulások kifejezetten lokálisak lehetnek, amit a későbbiekben elvégzett elemzéseim is alátámasztanak (a vizsgált 25 vízkitermelő kútból 11 volt arzénes). A lokalitás mind horizontális, mind pedig vertikális értelemben jellemző, vagyis akár egymáshoz közeli, de különböző vízadókat megcsapoló kutak arzéntartalmában is számottevő különbségek lehetnek.

3.1.3. Holtmedrek

A Tiszabercel-Tokaj között elhelyezkedő holtmedrek környezetében a mezőgazdaság jelentős szennyező forrás. Műtrágyák, növényvédő szerek beszivárgásának következtében jelentősen módosul a holtmedrek vízkémiai összetétele. A fő vízminőségi problémát a nagy szervesanyag- és tápanyag-koncentráció jelenti. Kifogásolható vízminőséget jelez a medrek helyenként burjánzó növényzete és az időnként előforduló halpusztulás is. A horgászat miatti túletetés illetve, a természetes parti zonáció irtása és módosítása a természetes élőhelyek és élőlényközösségek visszaszorulását és módosulását eredményezi. A bomlási folyamatok során a holtmedrek aljzatára lerakódott iszap, szerves törmelék, egyéb növényi maradványok szintén jelentős belső szervesanyag-terhelést okoznak. A holtmedrek a szukcesszió előrehaladott állapotában vannak, melynek okaként a diffúz és pontszerű szennyező források, valamint a belső terhelés (feliszapolódás) egyaránt okolhatóak. A gávavencsellői Kacsató esetében a település közelségén kívül a mezőgazdasági területek, illetve a Lónyay-főcsatorna közelsége tekinthető a diffúz és pontszerű terhelés fő okaként.

A vizsgált holtmedrek víztípusológiai szempontból a kistavak (legfeljebb néhány négyzetkilométeres vízfelületű, sekély állóvizek, melyeknél a meder egésze a parti zónába tartozik, és területük több, mint egyharmadán található nyílt víztükör, vagy hinaras) és a fertők (sekély tavak feltöltődésével keletkeznek, nagy, vagy közepes vízfelületű, átlagosan csupán 1-2 méter vízmélységűek, területük egyharmadán lápi vagy mocsári növényzet található) kategóriába tartoznak (Dévai, 1998).

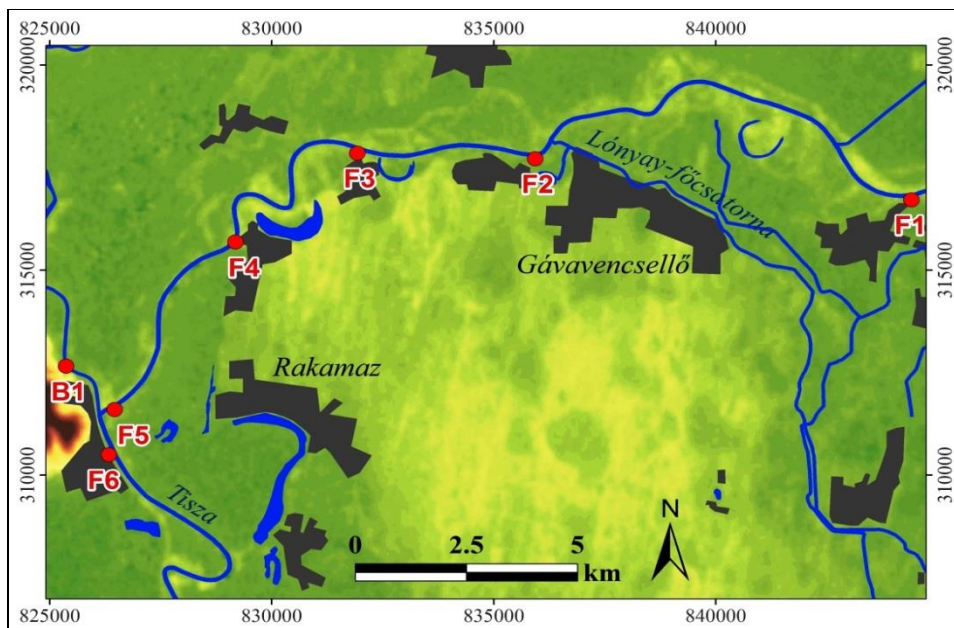
3.2. Mintavételi pontok

3.2.1. A Tisza, a Lónyay-főcsatorna és a holtmedrek mintavételi pontjai

A Tiszán Tiszabercel és Tokaj között hat, a Bodrogon pedig egy ponton vettem mintát. A helyszíneket a folyót kísérő települések környezetében jelöltem ki (Tiszabercel, Balsa, Szabolcs, Tímár, Tokaj; 4. táblázat, 10. ábra), így egyszerűbben be tudtam azonosítani az esetleges szennyezések helyszínét. A vizsgált folyószakaszon egy mesterséges eredetű vízfolyás (Lónyay-főcsatorna), valamint a Bodrog torkollik a Tiszába.

4. táblázat. Mintavételi pontok a Tiszán

Kód	Vizsgált víztest	Település
F1	Tisza	Tiszabercel
F2	Tisza	Balsa
F3	Tisza	Szabolcs
F4	Tisza	Tímár
F5	Tisza	Rakamaz
F6	Tisza	Tokaj
B1	Bodrog	Tokaj

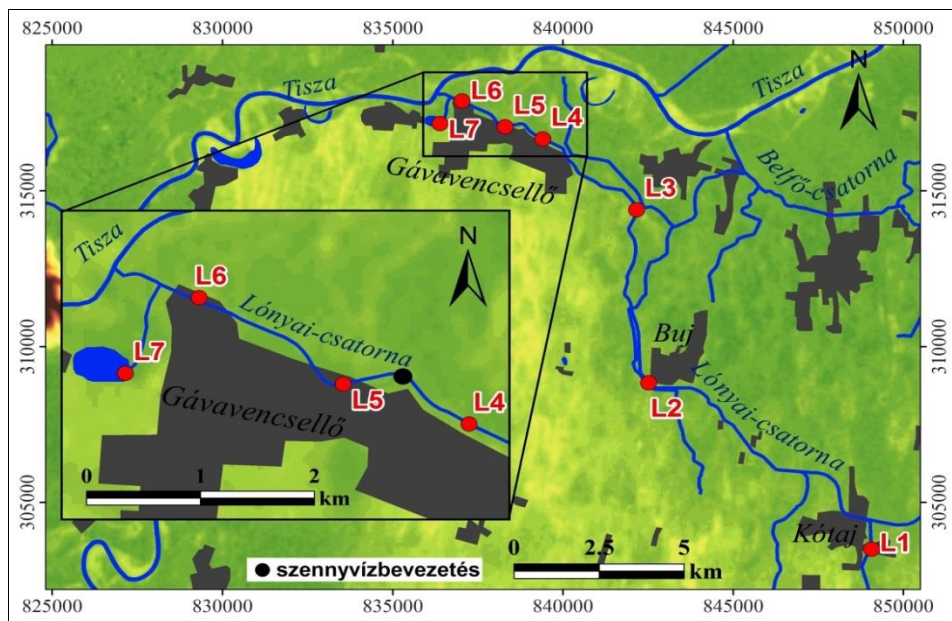


10. ábra. Az egyes mintavételi pontok elhelyezkedése a Tiszán (F1-F6) és a Bodrogon (B1)

A Lónyay-főcsatornán szintén a főbb szennyező források alapján jelöltem ki a mintavételi helyeket. Így került vizsgálat alá az Érpataki-főfolyás (L1), melynek mentén mezőgazdasági, állattartó telepek, és intenzíven művelt mezőgazdasági területek találhatóak. Buj községig (L2) több mellékág is csatlakozik a főcsatornához. Tiszabercel határában a Csőzsilip-csatorna torkollik a felszíni vízfolyáshoz (L3), mely szintén mezőgazdasági területek környezetéből vezeti a felesleges vizet a főcsatornába, tovább növelve a háttérszennyezettséget. Az L4-L5-L6 mintavételi pontok Gávavencsellő belterületén helyezkednek el. Az L4 helyszínig minden mellékág becsatlakozik a főcsatornába, így ezen a ponton a 2300 km²-en felgyűlt szennyezőanyag-mennyiséget tudtam vizsgálni. Az L5 mintavételi ponttól 300 méterre található a község szennyvíztisztító telepének a kifolyócsöve, így ezen a ponton ismét antropogén terhelés éri a főcsatornát. Az L7 mintavételi pont (János-tó) mesterségesen kialakított tó, amely a Lónyay-főcsatornán keresztül közvetlen összeköttetésben áll a Tiszával, nagyobb vízállás esetén pedig a két víztest keveredik is egymással (5. táblázat, 11. ábra).

5. táblázat. Mintavételi pontok megnevezése a Lónyay-főcsatorna vízgyűjtőjén

Kód	Vizsgált víztest	Település
L1	Érpataki-főfolyás	Kótaj
L2	Lónyay-főcsatorna	Buj
L3	Lónyay-főcsatorna	Tiszabercel közúti híd
L4	Lónyay-főcsatorna	Gávavencsellő (Gáva) közúti híd
L5	Lónyay-főcsatorna	Torkolati zsilip
L6	Lónyay-főcsatorna	Gávavencsellő (Vencsellő) közúti híd
L7	Lónyay-főcsatorna	Gávavencsellő (Vencsellő) János-tó



11. ábra. Az egyes mintavételi pontok elhelyezkedése az érpataki főfolyáson (L1) és a Lónyay-főcsatornán (L2-L7)

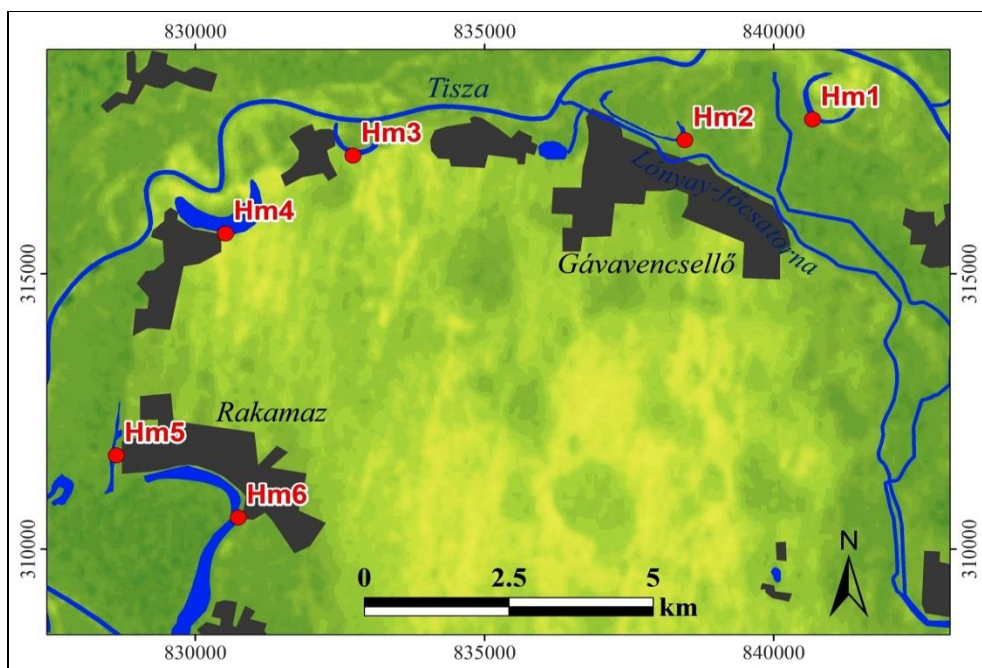
A vizsgálat 2012. március 15. és 2014. augusztus 15. között havi rendszerességgel történt, és a téli jegesedés kivételével a vizsgált időszakon belül a mintavétel folyamatos volt. A felszíni vízmintákat 500 ml-es polietilén palackokba azonos időközönként gyűjtöttem. A vizsgált időszakban összesen 322 db vízminta került begyűjtésre, és a mért eredmények száma: 5542. A pH-t, és a vezetőképességet a helyszínen mértem. A fajlagos elektromos vezetőképesség (EC) mérése világszerte elterjedt gyors rutinvizsgálat, mely által lehetőség nyílik a víz oldott sótartalmának jellemzésére (Allen és Mancy, 1972), így következtetni tudtam a vizek halobitására. A begyűjtött vízminták tápanyagforgalom (NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , KOIps , PO_4^{3-}), makro- (Na, K, Ca, Mg, $\text{HCO}_3^-/\text{CO}_3^{2-}$, Cl) és mikroelem-tartalmat (Al, Ba, Cu, Fe, Mn, Pb, Sr, Zn) laboratóriumi körülmények között vizsgáltam. A téli jegesedés és a 2013 tavaszi árvíz kivételével az idősor folytonos minden holtmederre nézve.

A Tiszabercel-Tokaj között húzódó Tisza szakasz főbb holtmedreinek a vizsgálatánál az volt a célom, hogy a bennük lezajló fizikai, kémiai, biológiai folyamatokat minél jobban megismerjem. Pálfai írásai alapján ismeretes (1994; 2002), hogy a Felső-Tisza völgyének holtmedrei sekély vízűek, átlagos vízmélységük 1-3 méter között változik, de néhány esetben a legmélyebb részeken a vízmélység az 5-6 métert is elérheti. Számos ezek közül a szukcesszió előrehaladott állapotában van. A monitorozott holtmedrek a következők voltak: Marótzugi Holt-Tisza (Hm1); Kacsató (Hm2); Kis-Tisza holtág (Hm3); Morotvató (Hm4); Aranyosárok (Hm5); Nagy- Morotva (Hm6) (6. táblázat; 12. ábra). A vizsgált időszak, a mintavétel módja és a vizsgált paraméterek megegyeznek a

vízfolyásnál leírtakkal. A holtmedrekből összesen 133 mintát gyűjtöttem be, a mért eredményem száma pedig 2281.

6. táblázat. A vizsgált holtmedrek megnevezése

Kód	Vizsgált víztest	Megnevezés
Hm1	holtmeder	Marótzugi Holt-Tisza (Tiszabercel)
Hm2	holtmeder	Kacsa-tó (Gávavencsellő)
Hm3	holtmeder	Kis-Tisza holtág (Szabolcs)
Hm4	holtmeder	Morotva-tó (Tímár)
Hm5	holtmeder	Aranyosárok (Rakamaz)
Hm6	holtmeder	Nagy- Morotva (Tiszanagyfalu-Rakamaz)

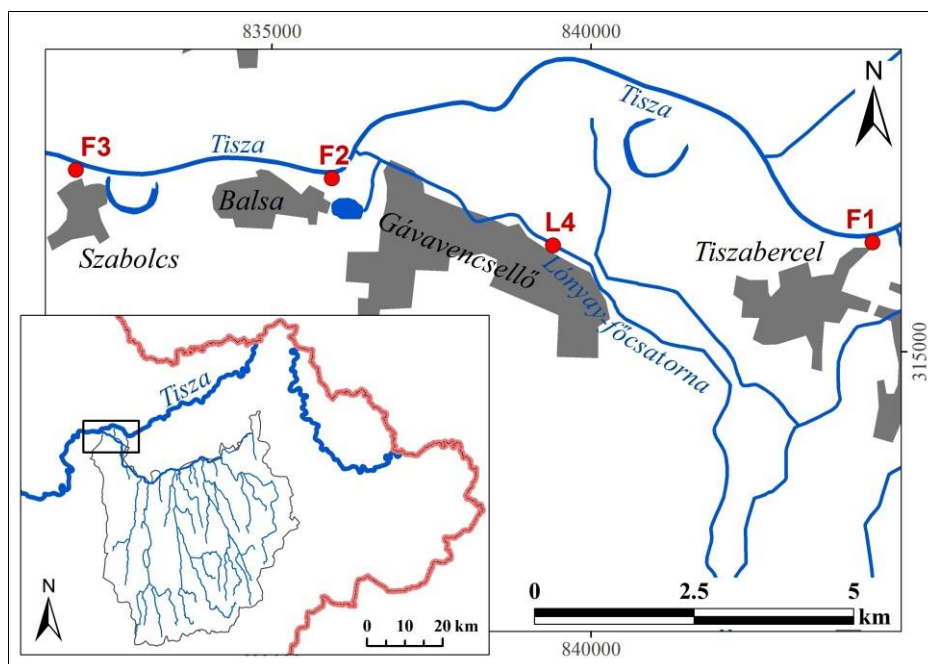


12. ábra. A vizsgált holtmedrek elhelyezkedése

3.2.2. A Lónyay-főcsatorna torkolatának környezetében elhelyezkedő mintavételi pontok

A Lónyay-főcsatorna torkolatának környezetében 3 mintavételi pontot jelöltem ki a Tiszán: (1) a tiszaberceli révnél (568,6 fkm; F1); (2) a Lónyay-főcsatorna befolyása után 360 méterre, Balsa község határában (558,9 fkm; F2); (3) valamint a Szabolcs község határában lévő kishajó kikötőnél, a Lónyay-főcsatorna befolyástól 4,5 km-re, (555,0 fkm; F3). Ezen kívül a Lónyay-főcsatornán (L4), Gávavencsellő (Gáva) község határában található közúti hídnál történt rendszeres mintavétel (13. ábra).

A helyszíni terepbejárás során megállapítottam, hogy a területen a főcsatornán kívül nincs más jelentősebb felszíni hozzáfolyás. A főcsatorna vízgyűjtője teljes mértékben Magyarország területén helyezkedik el, így ez az első olyan potenciális szennyező forrás, amely kizárólag hazánk területéről származó terhelést vezet a Tiszába (11. ábra). Ez azért fontos, mert a mérések során így kizárólag a Lónyay-főcsatorna hatását tudtam tanulmányozni.



13. ábra. A Lónyay-főcsatorna torkolata, és az egyes mintavételi pontok

A tápanyagforgalom vizsgálatát havi rendszerességgel, az arzén (As), a nátrium (Na) és vezetőképesség (EC) mérését heti rendszerességgel végeztem 2010 szeptembere és 2013 októbere között. Így a 4 mintavételi pontról 552 mintát gyűjtöttem be, a mért adatok száma: 2442. A mintavételt a téli időszakban a befagyás, tavaszi időszakban az árhullám levonulása megakadályozta, így ezekben az időszakokban nincsenek mért értékeim.

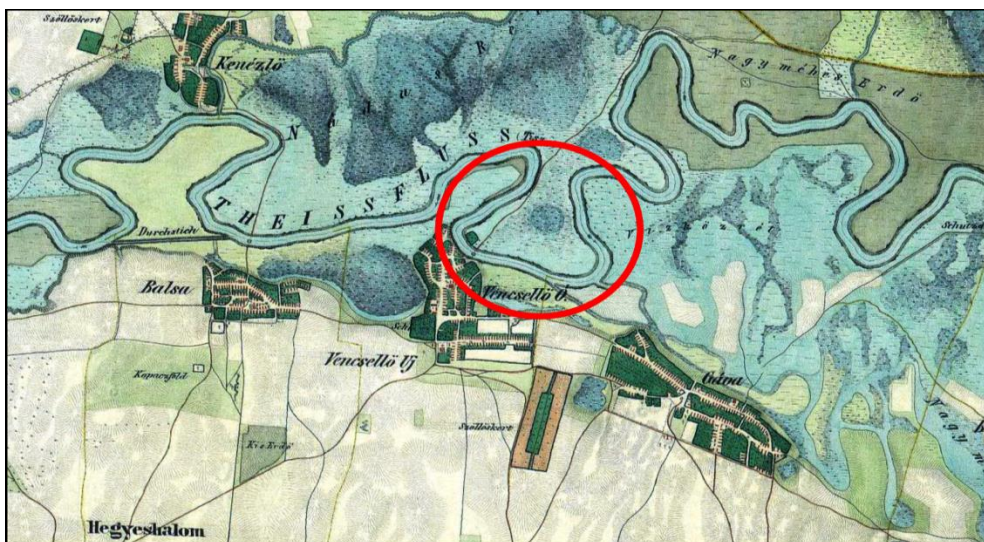
Az eredmények kiértékeléséhez felhasználtam a dombrádi (Tisza) és a kótaji (Lónyay-főcsatorna) vízmérő állomásokon mért vízállás (H; cm) és vízhozam (Q; m³/s) adatokat, melyeket a területileg illetékes FETIVIZIG biztosított a számomra (7. táblázat). Igaz, hogy a vízmérő állomások távol esnek a mintavételi pontoktól, azonban csak ezeken a helyeken mérik egyszerre mindkét hidrológiai jellemzőt.

7. táblázat. A Tisza és a Lónyay-főcsatorna hidrológiai jellemzői a vizsgált időszakban

	Vízállás (cm)		Vízhozam (m ³ /s)	
	min.	max.	min.	max.
Kótaji vízmérő állomás (Lónyay-főcsatorna)	534	749	0,3	10,7
Dombrádi vízmérő állomás (Tisza)	0	685	74,1	1620

3.2.3. A gávavencsellői Kacsá-tó vizsgálata

A felsorolt holtmedrek közül a gávavencsellői Kacsá-tó vízminőségi és mélységviszonyainak felmérését 2013 áprilisa és 2013 novembere között végeztem. A vizsgált holtmeder a folyószabályozás során végrehajtott 45. számú átmetszéssel (Pálfai, 2001) alakult ki a Tisza bal parti hullámterén (14. ábra).

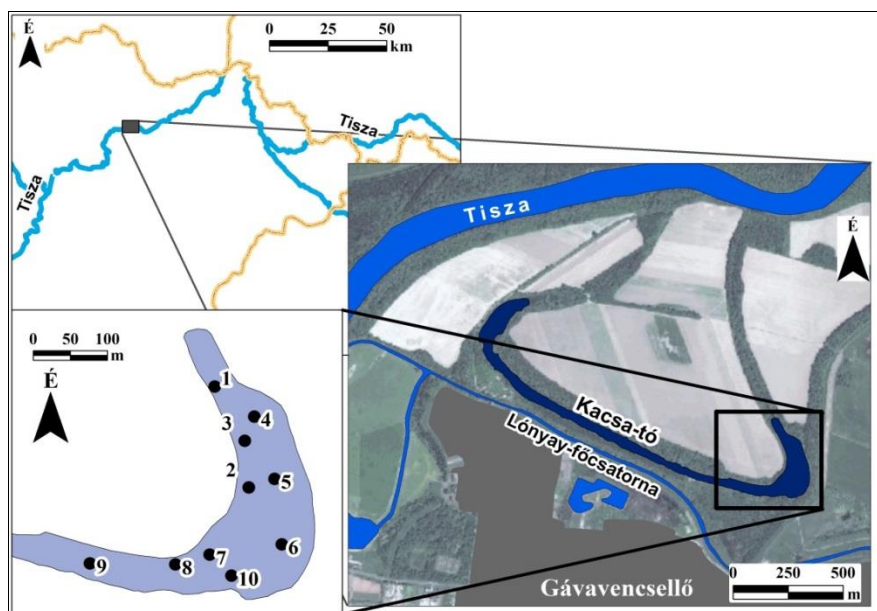


14. ábra. A folyószabályozás előtti állapot (forrás: II. Katonai felmérés)

A holtmeder közigazgatásilag a Szabolcs-Szatmár-Bereg megyei Gávavencsellő községhez tartozik. Hossza 2,2 km, területe 20 ha, átlagos szélessége 90 m, átlagos vízmélysége 0,8-1,2 m. A Tisza árhullámai töltik fel, vízszintjének szabályozására az ÉNy-i végén zsilip épült. Medre közepesen feliszapolódott, erőteljesen benőtt, vizének minősége az MSZ 12749:1993-as szabvány alapján III. osztályú (Pálfai, 1995; Pálfai, 2002), fő funkciója pedig a horgászat. A meder középső, mintegy 1 km-es szakasza sekély, időnként ki is szárad. A holtmeder környezetében a mezőgazdaság jelentős szennyező forrásként van jelen. Mütrágyák, növényvédőszeres használata következtében jelentősen módosul a holtmeder vízkémiai összetétele. A fő vízminőségi problémát a nagy szerves- és tápanyag-

koncentráció jelenti. A holtmeder csatornaszakaszában lerakódott iszap szintén jelentős belső szervesanyag-terhelést okoz. A területen a szukcesszió előrehaladott állapotban van, melynek okaként elsősorban a diffúz szennyező források, valamint a belső terhelés (feliszapolódás) egyaránt okolható (Dévai et al., 1999; Lövei és Antal, 2010; Gyulai et al., 2012). A területet a tiszai árhullámok rendszeresen elöntik, jelentős mennyiségű hordalékot rakva le (Braun et al., 2010; Korponai et al., 2010).

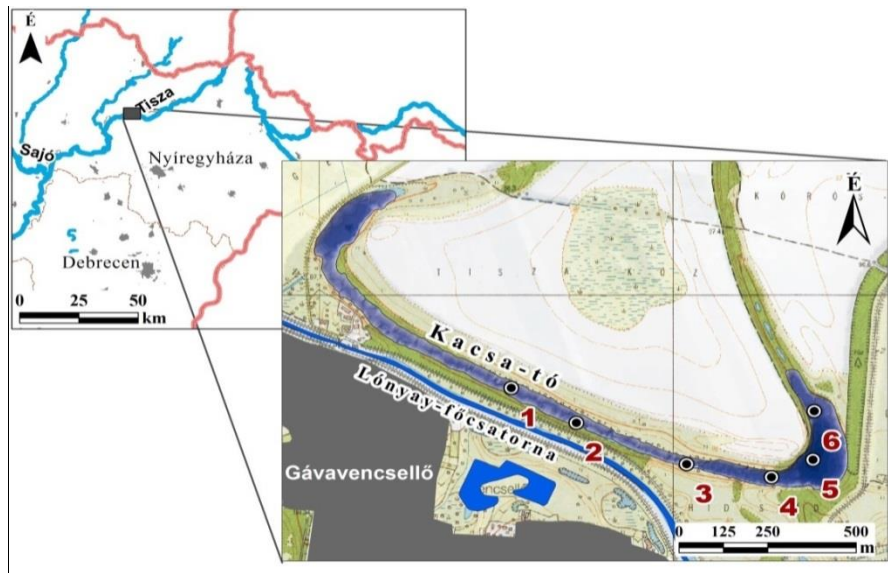
2013 tavaszán egy árhullám vonult le a Tiszán, melynek következtében víz alá kerültek a mentett oldali holtmedrek – köztük a Kacsa-tó is – befolyásolva ezáltal a bennük lezajló fizikai-kémiai változásokat. 2013. április 5-én a tetőzést megelőzően az árhullám (a Tiszán ezen a napon jegyzett vízállás: 615 cm, a vízhozam pedig: 1360 m³/s) módosító hatását vizsgáltam a holtmeder teljes területén, valamint feltérképeztem a meder aljzatát. A holtmeder DK-i kanyarulatán részletesebben vizsgáltam az árhullám hatását, így 10 mintavételi ponton rétegzett mintavevő segítségével 25 cm-ként vertikális vízminta-sorozatot gyűjtöttem (15. ábra). A mintavételi pontokat úgy jelöltem ki, hogy a lehető legjobban reprezentálja a levonuló árhullám módosító hatását. Az 1-5 pontok a feltételezhetően már átkeveredett, a 6-10 pontok pedig az átkeveredés előtti területet jelölik. A begyűjtött mintákból vezetőképességet, valamint makro- és mikroelem-tartalmat határoztam meg. A vizsgálat során a mélységgel együtt a felső 25 cm-es rétegben a vezetőképességet is folyamatosan mértem, így következtetni tudtam az árhullám módosító hatására.



15. ábra. A holtmeder jelenlegi helyzete és a 2013. április 5-i mintavételi pontok.

2013. augusztus 18-19-én 3 órás időközönként egy 24 órás mérésorozatot végeztem a 16. ábrán feltüntetett pontokon. A vizsgálat időpontjában az időjárás nem mutatott változékonyságot, frontmentes és szélcsendes volt, napi 23°C

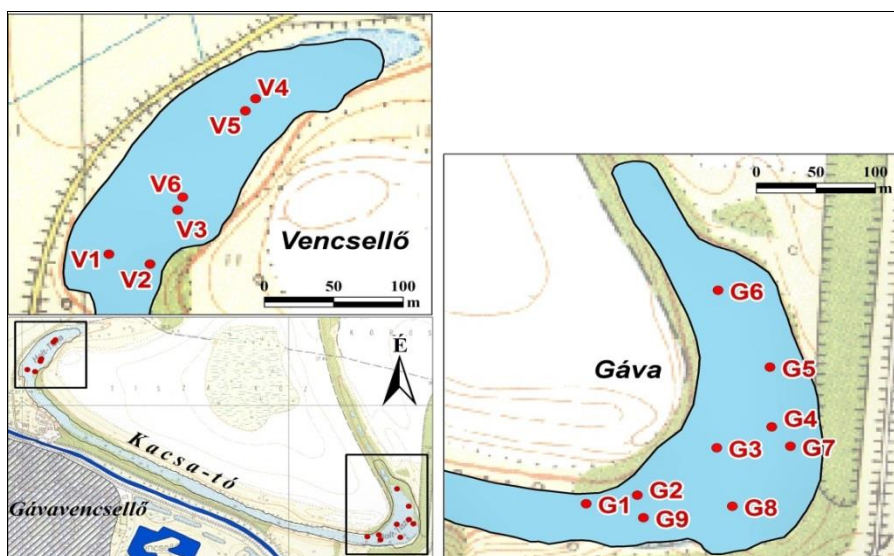
átlaghőmérsékletet mértem. A vízmélység az #1. mintavételi pontban 50 cm, az #5. pontban pedig 225 cm volt. Ennek a mérésnek az volt a célja, hogy átfogó képet kapjak a holtmeder oxigénviszonyairól, az esetlegesen fellépő pH és a vezetőképesség, valamint a makro- és mikroelemek változásairól egy tipikus nyári időszakban. Rétegzett mintavevő segítségével 6 pontról 25 cm-ként több, mint 200 mintát gyűjtöttem be (16. ábra). A vizsgált mintaterületen, az #1-3 pontokon a vízfelületet sűrű növényzet borította, míg a többi helyen nyílt vízfelület a jellemző. A vizsgálat során nem sikerült a holtmeder teljes területét felmérni, mivel a csatornaszakasz alacsony vízszintje megakadályozta a nagyobb kiterjedésű területek közötti átjutást.



16. ábra. A 24 órás vizsgálat mintavételi pontjai

A csapadékszegény időjárás következtében a holtmedret összekötő csatornaszakasz kiszáradt, így a vizsgált terület 2 közel hasonló kiterjedésű területre szakadt.

Ezt követően november 4-én ismét mérést végeztem. 6 mintavételi pontot jelöltem ki az ÉNy-i (Vencsellő) és 9 pontot a DK-i területen (Gáva) (17. ábra). A mintavétel során arra kerestem a választ, hogy a holtmeder fizikai elkülönülés mellett mutat-e vízminőségbeli különbségeket is.



17. ábra. Az őszi mintavételi pontok a vencsellői és a gávai részen

3.3. Mintavétel, mérési folyamatok ismertetése

A mintavételt megelőzően a mintavételi pontok koordinátáit GARMIN MAP 62 típusú GPS-el rögzítettem. A vízminták begyűjtésekor a helyszínen a fajlagos elektromos vezetőképességet (EC) egy WTW 315i Cond típusú, míg a kémhatást pedig egy WTW 315i pH típusú terepi készülékkel vizsgáltam meg. A Kacsató felmérésekor a pH, a vezetőképesség, az oxigéntelítettség vizsgálatát pedig WTW Multi 3430 IDS (set) terepi készülékkel végeztem.

A heti gyakoriságú, valamint a rétegzett mintavétel során 50 ml-es Falcon típusú centrifugacsövekbe, a havi gyakoriságú mintavételekkor pedig 500 ml-es polietilén palackokba gyűjtöttem a vízmintákat. Ez utóbbiak esetében mértem a legtöbb vízkémiai változót, ezért volt szükség a nagyobb mennyiségre. A mintákat a víz felszíne alól kb. 20 cm-es mélységből, a parttól 2 m távolságban gyűjtöttem be. A rétegzett mintavételhez egy speciális, erre a célra kialakított mintavevő eszközt használtam, mely 25 cm-enként csapokkal ellátott toldható 2 m hosszú csövekből állt; a legalján egy zsinórral zárható csap volt, így a teljes vízoszlop kiemelhetővé vált. A csapok biztosították, hogy pontosan 25 cm-es rétegenként le lehessen venni a vízmintákat. Minden mintavétel előtt a palackokat háromszor átöblítettem a mintázandó vízzel (MSZ 12750-2:1971). A légmentesen lezárt mintákat hűtőtáskában a laboratóriumba szállítottam, ahol az 5°C-on való tárolást követően 24 órán belül megvizsgáltam.

A vízkémiai paraméterek meghatározását a Debreceni Egyetem Földtudományi Intézet, illetve a Szervetlen és Analitikai Kémiai Tanszék laboratóriumaiban végeztem. Az ammónium (NH_4^+), nitrit (NO_2^-), nitrát (NO_3^-), szerves anyag (KOIps), ortofoszfát (PO_4^{3-}), kloridion (Cl^-) valamint a p- és m-lúgosság ($\text{HCO}_3^-/\text{CO}_3^{2-}$) meghatározását az 1973-ban megjelent Egységes Vízvizsgálati Módszerek (Literáthy, 1973) 1. kötetében leírtak alapján végeztem. Az ott bemutatott

vizsgálati eredmények a víztestek trofitásról és szaprobitásról nyújtottak információt.

A Lónyay-főcsatorna torkolati környezetéből származó minták nátrium-meghatározását PERKLIN ELMER 3100 típusú atomabszorpciós készülékkel végeztem. A vízminták vezetőképességéből következtetve a tiszai vízminták esetében 10-szeres, míg a főcsatorna esetében szennyezettség mértékétől függően 20-, illetve 40-szeres hígítást alkalmaztam.

Az arzéntartalom meghatározásakor 20 cm³ szűrt vízmintát hígítottam 10 cm³ tömény, analitikai tisztaságú sósavval (MSZ EN ISO 11969:1998). Ekkor a mintákban a pH 2 alá csökkent, így együttesen, előzetes elválasztás-technikai módszer nélkül határozhattam meg az arzenit és az arzenát együttes koncentrációját. Az elemzést a Debreceni Egyetem NanoFood Laboratóriumában PS Analytical Millennium Merlin típusú készülékkel végeztem.

A vizsgált víz elemtartalmának vizsgálatához a vízmintákat 45 µm pórusátmérőjű szűrést követően tömény salétromsavval átsavanyítottam. Az így előkészített minták makro- (Na, K, Ca, Mg) és mikroelem (Al, Ba, Cu, Fe, Mn, Pb, Sr, Zn) tartalmát a Debreceni Egyetem Szervetlen és Analitikai Kémiai Tanszékén mikrohullámú plazma atom emissziós spektrométer (Agilent, MP-AES 4200) segítségével határoztam meg.

A vizsgálatok utolsó szakaszában a Nyírségben üzemelő jelentősebb ivóvízfigyelő és termálvíz kutakból (Nyírbátor, Nyíregyháza-Sóstógyógyfürdő, Nyíregyháza-Júliafürdő) egyszeri mintavétel történt. A mintákból az előzőekben leírtaknak megfelelően megvizsgáltam az As- makro- és mikroelem tartalmát. Mivel ezek a kutak állandóan termelik a különböző földtani rétegekből az ivó- és termálvizet, így megállapíthattam, hogy mely elemek terhelik közel állandó mértékben az élővizet (Lónyay-főcsatorna).

A kapott eredményeket összevettem az MSZ 12749:1993-as szabványban, illetve a 10/2010 (VIII. 18.) VM rendeletben meghatározott határértékekkel, így megállapíthattam az egyes víztestek vízminőségi állapotát és szennyezettségük mértékét. A szabványt 2014.08.01-én visszavonták, azonban a vizsgálat időszakában még érvényben volt, így elvégeztem a szabvány szerinti vízminősítést is. Ezekon kívül a 6/2002. (XI. 5.) KvVM rendeletben a halak életfeltételeinek biztosítására kijelölt felszíni vizek vízszennyezettségi minőségi jellemzői alapján is elvégeztem a mintaterület vízminőségi besorolását.

3.4. Geoinformatikai vizsgálatok

A Kacsató medermorfológiájáról csak részleges információk álltak rendelkezésemre, így a kémiai paraméterek felmérése mellett feltérképeztem az aljzatát is. A geoinformatikai felmérést GARMIN MAP 62 GPS (pontossága: 20-50 cm), és HUMMINBIRD FishFinder 525 halradar (pontossága: 1-3 m) együttes felhasználásával végeztem. A holtmeder délkeleti részén található kanyarulatot térképeztem fel részletesebben. Csónakkal haladva egyenletes sűrűségű pontthalmazt (1850 db) rögzítettem (18. ábra).

Az adatokat táblázatos formába rendeztem, és további feldolgozásukat ArcGIS 10.0 szoftverkörnyezetben végeztem. A meder mélységviszonyainak bemutatásához TIN-modellt állítottam elő. A vezetőképesség térbeli eloszlását IDW (Inverse Distance Weighting) interpolációs módszerrel ábrázoltam (Tóth et al., 2001; Stündl et al., 2001; Stündl, 2002; Szabó és Karika, 2010, Telbisz et al., 2013). Az eljárás választását egyrészt az indokolta, hogy célom volt az eredetileg mért értékek megőrzése, amihez egy egzakt interpolátort alkalmaztam, másrészt a vezetőképesség értékeit reprezentáló pontok térbeli sűrűsége elég volt ahhoz, hogy kiküszöböljük az IDW interpoláció "ökörsem"-effektusát (Mesnard, 2013). A 3D ábrázolást Voxler 3 szoftver segítségével készítettem el.



18. ábra. Az adatgyűjtés folyamata

3.5. Statisztikai vizsgálatok

A mérési adatok kiértékeléséhez az SPSS 19 for Windows és a Microsoft Excel 2010 típusú szoftvereket használtam. Az adatokat normalitásvizsgálatnak vettem alá a Shapiro-Wilk próba segítségével, így meg tudtam állapítani, hogy az adataim követik-e a normál eloszlást (Davis, 2003). Ezt követően kiszámítottam az alapstatisztikákat (átlag, módusz, medián, szórás) és a jobb áttekinthetőség érdekében box-plot diagramon ábrázoltam az eredményeket. A box-plot az interkvartilis terjedelem, a medián, a legkisebb és a legnagyobb érték ábrázolására szolgáló grafikus lehetőség: az interkvartilis terjedelmet egy téglalappal szemlélteti (alsó és felső kvartilisek), melyben egy vonallal jelöli a mediánt, a legnagyobb és legkisebb értékek pedig egy-egy talppal vannak ábrázolva, kivéve akkor, ha kiugró (a 1,5-szeres interkvartilis terjedelemen kívül eső) értékek is vannak az adatsorban. A doboz elhelyezkedése a teljes talphoz viszonyítva, illetve a medián helyzete a dobozon belül információt ad az eloszlásról.

A mintavételi területeket elkülönítettem egymástól és az eredményeket évszakokra, és mintavételi helyekre lebontva az egyes adatsoportok közötti

különbségeket egytényezős variancia-analízissel (ANOVA) vizsgáltam meg. Független változónak az egyes vízkémiai alkotókat állítottam be, míg független változónak vettem a mintavételi területeket valamint az évszakokat. A vizsgálat során post hoc tesztként többszörös középérték összehasonlító tesztet, Tukey's vizsgálatot végeztem (Day et al., 1989; Zar, 1995; Leech et al., 2002; Huzsvai és Vincze, 2012).

Egy mintavételi területen belül az egyes részterületek közötti eltérések (Kacsató) szignifikancia szintjét a normál eloszlás hiánya miatt Kruskal-Wallis próbával vizsgáltam meg. Ennek segítségével ugyanis megállapítható, hogy a vizsgált változók alapján van-e szignifikáns különbség az egyes helyszínek között ($p < 0,01$) (Falus és Ollé, 2000).

Az egyes kémiai alkotók között kétváltozós korreláció analízist végeztem, melynek során a kapott Pearson-féle korrelációs együttható értéke -1 és +1 között változott. Ez alapján következtetni tudtam, hogy mely komponensek alkotnak egymással szoros kapcsolatot ($p < 0,05$), azonban ez még nem számít egyértelműen ok-okozati összefüggésnek (Sajtos és Mitev, 2007; Huzsvai és Vincze, 2012), így csak azokat a kapcsolatokat értékeltem, ami szakmailag is indokolt volt.

Az eredményeket többváltozós statisztikai vizsgálatnak, főkomponens analízisnek (PCA) vettem alá Varimax rotációval. A célom az volt, hogy az eredeti nagyobb számú változót kevesebb, de a teljes varianciát mégis közelítő mesterséges változóval helyettesítsem, mely segít a korrelációs kapcsolatok átláthatóbbá tételében, illetve grafikusán is láthatóvá teszi a korrelációstruktúrát. A főkomponensek számát Kaiser kritérium szerint határoztam meg (Jolliffe, 2002).

Klaszteranalízist alkalmaztam a megfigyelési pontjaimra (mint esetekre), amikor a köztük lévő hasonlóságot akartam feltárni. Érdeklődésem középpontjában az állt, mely mintavételi pontok makro (Na, K, Ca, Mg)- és mikroelemei (Al, Ba, Cu, Fe, Mn, Pb, Sr, Zn) hasonlítanak legjobban egymáshoz. Az elemzés során Ward módszert alkalmaztam. Ez a módszer a klaszteregyesülések során fellépő eltérésnégyzet növekedésén alapszik, maximalizálja a klaszterek közötti és minimalizálja a klaszteren belüli varianciát. Kevésbé érzékeny a hibás adatokra és a kiugró értékekre (Davis, 2003).

A Tisza és a Lónyay-főcsatorna nátrium- és arzénkoncentrációjának időbeli változásainak trendjét Mann-Kendall teszt segítségével vizsgáltam meg. A módszer az S-érték, illetve annak előjele alapján ad információt a trend meglétéről: a pozitív érték a növekvő, a negatív érték a csökkenő trendet, míg a nulla a trend hiányát jelzi (Gilbert, 1987). A teszt szignifikanciáját a z-statisztika értékéből számítja az algoritmus.

A 8. táblázatban összefoglaltam az egyes mintavételek idejét, helyszínét és az elvégzett laborvizsgálatokat, majd a statisztikai elemzéseket.

8. táblázat. A munka során begyűjtött minták és elvégzett vizsgálatok összefoglaló táblázata

Mintavételi helyek	Felmérés időtartama, vízminőségi jellemzők vizsgálata	Statisztikai, geoinformatikai vizsgálat	Fejezet
Tisza, Lónyay-főcsatorna, holtmedrek	2012-2014 között pH, EC, tápanyagforgalom, makro- és mikroelemek havi vizsgálata (465 db minta)	Hipotézisvizsgálat, korreláció, ANOVA, PCA elemzés	4.1
Lónyay-főcsatorna hatása a Tiszára	2010-2013 között Na, As, EC heti, a tápanyagforgalom havi mérése (552 db minta)	Hipotézisvizsgálat, korreláció, ANOVA	4.2
Kacsató vizsgálata	2012-2014 között pH, EC, tápanyagforgalom, makro- és mikroelemek havi vizsgálata 2013-ban tavaszi árvíz, nyári és őszi időszak megfigyelése pH, EC, oldott O ₂ , tápanyag-forgalom, makro-és mikroelemek által (411 db minta)	Hipotézisvizsgálat, korreláció, Kruskal-Wallis teszt, térbeli elemzés (1850 db pontthalmaz)	4.3

4. Eredmények

Dolgozatomban a Tiszát, a Lónyay-főcsatornát és a Tokaj-Tiszabercel közötti Tisza-menti holtmedreket vizsgáltam meg. Az egyes fejezetek sorrendjét a vizsgálat szintje szerint határoztam meg: a legnagyobb vizsgálati egységektől a legkisebbel bezárólag. Vagyis a Tiszával kezdtem az eredmények bemutatását, és az egyik holtmederrel, a gávavencsellői Kacsá-tóval fejeztem be.

4.1. A Tisza, a Lónyay-főcsatorna és a holtmedrek vízkémiai sajátosságai a tápanyagok, valamint a makro- és mikroelemek szempontjából

4.1.1. A Tisza vízminőségi állapota

Ebben a fejezetben egyrészt arra térek ki, hogy milyen vízminőségi változások jellemzik a Felső-Tisza, Tiszabercel és Tokaj közötti szakaszát, másrészt arra kerestem a választ, hogy a települések környezetében végzett mérések alapján éri-e jelentősebb szennyező (elsősorban antropogén eredetű) hatás az élővizet, vagy pedig a vízminőség térben és időben is állandónak mondható.

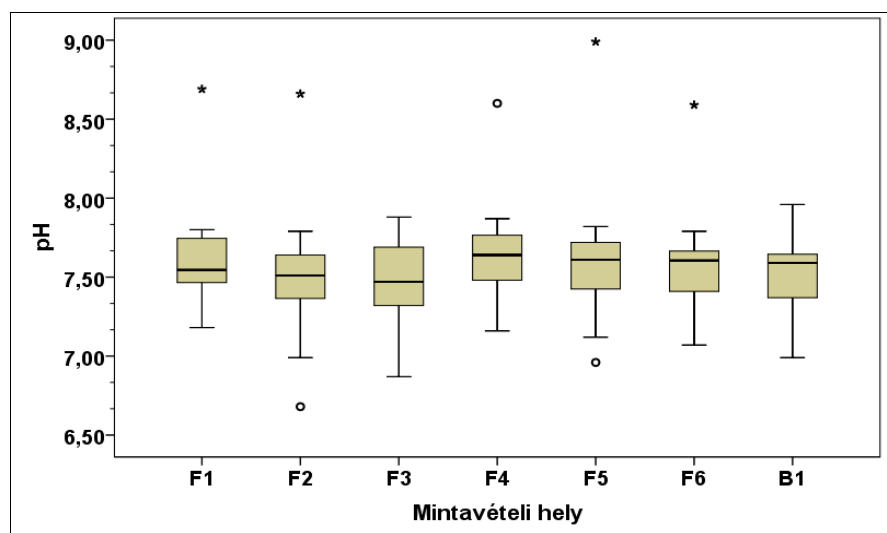
A Tiszán és a Bodrogon a vizsgált paraméterek az alábbi megoszlás szerint ingadoztak (9. táblázat).

9. táblázat. A Tiszán (F1-F6, vö. 4. táblázat 10. ábra) és a Bodrogon (B1, vö. 4. táblázat, 10. ábra) mért vízkémiai alkotók statisztikai értékei (mg/l; átlag ± szórás)

	F1	F2	F3	F4	F5	F6	B1
pH	7,62 ± 0,29	7,50 ± 0,35	7,48 ± 0,27	7,63 ± 0,28	7,60 ± 0,36	7,57 ± 0,29	7,52 ± 0,21
EC (μS/cm)	369,17 ± 80,75	377,21 ± 74,39	363,25 ± 82,42	369,29 ± 85,67	367,46 ± 88,28	349,92 ± 89,30	327,67 ± 64,86
PO₄³⁻	0,09 ± 0,06	0,12 ± 0,10	0,10 ± 0,07	0,10 ± 0,06	0,12 ± 0,12	0,12 ± 0,07	0,22 ± 0,08
NH₄⁺	0,28 ± 0,16	0,31 ± 0,16	0,28 ± 0,13	0,30 ± 0,18	0,29 ± 0,19	0,32 ± 0,21	0,36 ± 0,20
NO₃⁻	2,30 ± 1,58	2,37 ± 1,56	2,34 ± 1,48	2,36 ± 1,55	2,45 ± 1,49	2,91 ± 1,70	4,12 ± 1,23
NO₂⁻	0,06 ± 0,04	0,06 ± 0,04	0,10 ± 0,14	0,06 ± 0,04	0,08 ± 0,09	0,08 ± 0,06	0,13 ± 0,10
KOIps	2,87 ± 1,04	2,95 ± 1,53	2,67 ± 1,24	2,71 ± 0,89	2,76 ± 0,82	3,17 ± 1,06	4,06 ± 1,05
Na	23,32 ± 11,62	26,67 ± 14,31	24,99 ± 13,79	23,03 ± 11,11	23,53 ± 12,60	24,04 ± 17,85	15,47 ± 13,94
K	2,72 ± 0,98	3,12 ± 0,79	2,93 ± 0,81	2,83 ± 0,86	3,24 ± 1,35	3,68 ± 3,07	3,49 ± 1,10
Ca	34,16 ± 8,64	35,54 ± 7,51	34,68 ± 7,58	34,55 ± 8,03	34,97 ± 7,75	34,31 ± 8,59	37,40 ± 12,12
Mg	7,09 ± 1,27	7,79 ± 1,54	7,14 ± 1,26	7,05 ± 1,28	7,03 ± 1,33	7,23 ± 1,55	8,41 ± 2,01
Cl⁻	29,63 ± 13,55	27,38 ± 15,12	27,10 ± 15,96	33,00 ± 19,68	29,85 ± 14,16	24,88 ± 13,45	14,29 ± 11,93

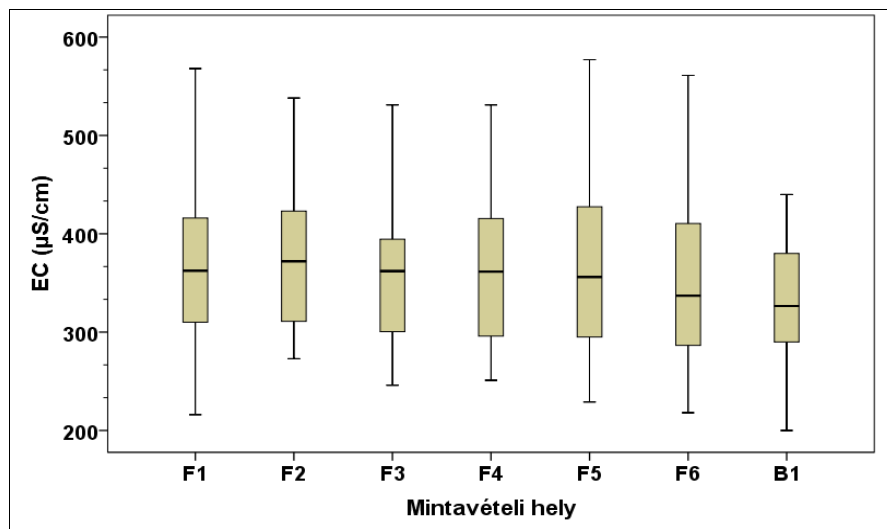
HCO₃⁻	153,16 ± 28,85	155,28 ± 22,12	146,21 ± 22,41	149,02 ± 25,89	149,04 ± 22,51	156,24 ± 25,74	169,84 ± 25,19
Al	0,07 ± 0,13	0,08 ± 0,08	0,09 ± 0,09	0,07 ± 0,10	0,07 ± 0,08	0,07 ± 0,06	0,04 ± 0,03
Ba	0,09 ± 0,06	0,08 ± 0,03	0,08 ± 0,03	0,08 ± 0,03	0,08 ± 0,04	0,08 ± 0,04	0,07 ± 0,03
Cu	0,01 ± 0,01	0,01 ± 0,01	0,01 ± 0,01	0,01 ± 0,00	0,01 ± 0,01	0,01 ± 0,01	0,01 ± 0,00
Fe	0,13 ± 0,11	0,22 ± 0,27	0,29 ± 0,33	0,09 ± 0,05	0,17 ± 0,14	0,16 ± 0,13	0,15 ± 0,19
Mn	0,01 ± 0,01	0,03 ± 0,03	0,02 ± 0,02	0,01 ± 0,01	0,01 ± 0,01	0,01 ± 0,01	0,01 ± 0,01
Pb	0,05 ± 0,02	0,05 ± 0,02	0,05 ± 0,02	0,05 ± 0,02	0,05 ± 0,02	0,05 ± 0,02	0,05 ± 0,03
Sr	0,53 ± 0,20	0,54 ± 0,16	0,52 ± 0,20	0,52 ± 0,20	0,52 ± 0,20	0,51 ± 0,20	0,45 ± 0,15
Zn	0,08 ± 0,05	0,08 ± 0,04	0,07 ± 0,05	0,07 ± 0,05	0,08 ± 0,04	0,08 ± 0,05	0,07 ± 0,04

A **pH-változás** szempontjából több tiszai mintavételi ponton (F1-F6) tapasztaltam kiugró értékeket (19. ábra), azonban jelentősebb szóródást egyik helyszínen sem észleltem. Az eredmények szerint sem a Tisza, sem pedig a Bodrog nem mutatott szignifikáns különbséget egymáshoz viszonyítva. Az adatokat évszakos bontásban vizsgálva, szintén nem találtam elkülönülést a mintavételi pontok között. Ezzel szemben éves bontásban összehasonlítva az eredményeket azt tapasztaltam, hogy a 2013-as év szignifikánsan különbözött a 2012-es (átlagos különbség: 0,168 pH-egység; p=0,004) és a 2014-es év eredményeitől (átlagos különbség: 0,217 pH-egység; p<0,001).



19. ábra. A pH ingadozása a Tiszán (F1-F5) és a Bodrogon (B1) (minimum, maximum, medián és interkvartilis terjedelem)

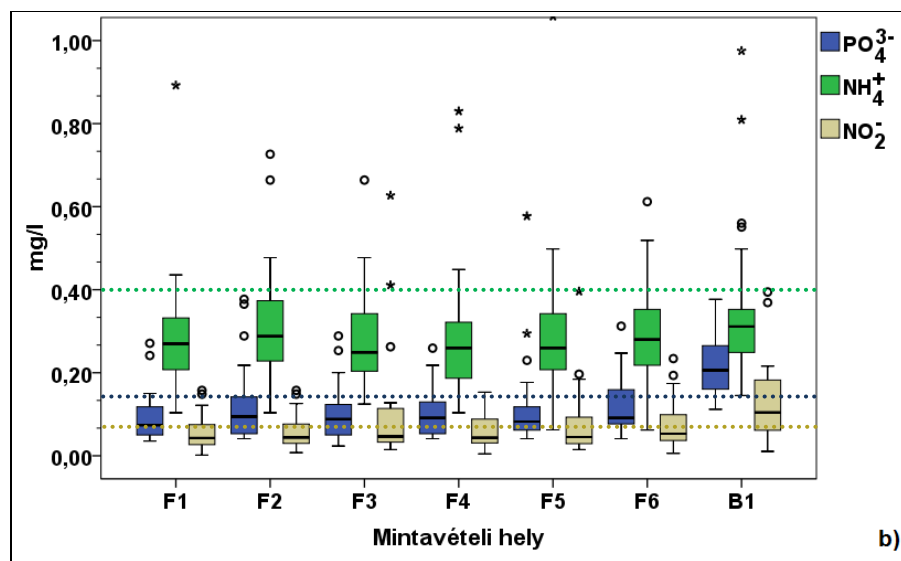
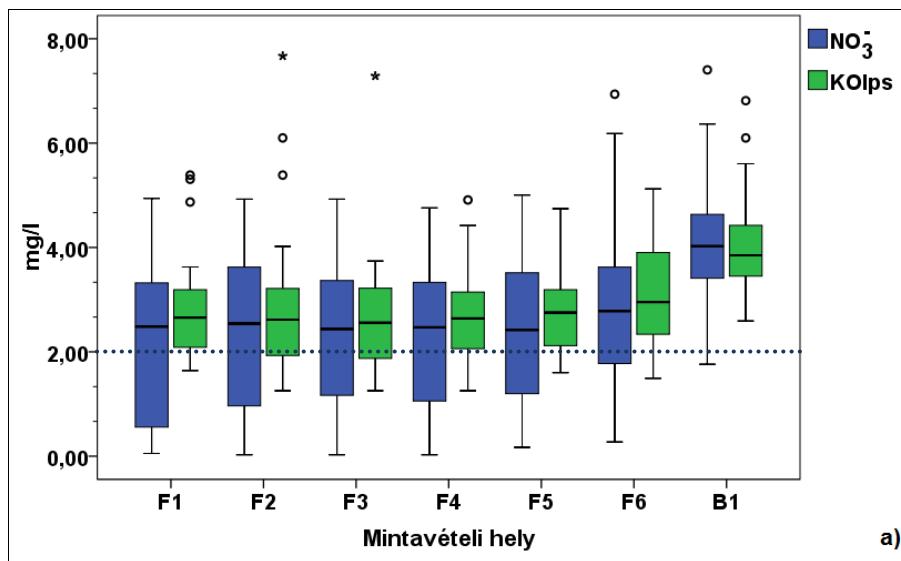
Vezetőképesség tekintetében a Tisza és a Bodrog 700 $\mu\text{S}/\text{cm}$ alatti értéket mutattak, mely az MSZ 12749:1993-es szabvány szerint a II. vízminőségi osztály felső határértékét jelenti. Így ez a két folyó vízminőségi szempontból a kiváló és a jó vízminőségi osztályokba tartoztak. Jelentősebb kiugró értéket, ami szennyezésre utalna egyik helyszínen sem tapasztaltam (20. ábra). Évenkénti összehasonlítás alapján megállapítható, hogy a 2013-as év különbözött a 2014-es évtől (átlagos különbség: 57,5 $\mu\text{S}/\text{cm}$; $p=0,001$).



20. ábra. A vezetőképesség ingadozása a Tiszán (F1-F6) és a Bodrogon (B1)

Tápanyagforgalom elemei közül a nitrátnál és a szerves anyagnál tapasztaltam nagyobb koncentrációt (21/a ábra). Kiugró értékek minden elemnél megfigyelhetők voltak, de jelentős eloszlásbeli torzulást egyik vizsgált paraméternél sem találtam. A Tokaj belterületén található B1 mintavételi pont mind a szerves anyag (21/a ábra), mind pedig az ortofoszfát (21/b ábra) szempontjából eltértek a tiszai eredményektől. Ez egyrészt jelentheti a települési terhelést, másrészt azt is, hogy erózió érzékeny terület révén (VGT, 2010b), a szőlőtermesztésre használt magasabb térszínek eróziójából származhat a foszfor- és nitrát szennyezés.

Szakirodalmi adatokból ismert (Salmai, 2012), hogy a Tiszában a reaktív foszfát, koncentrációja Tiszabecsnél 0,02-0,13 mg/l, Tizzaszigetnél pedig már 0,15-0,24 mg/l közt mozog. Ez bőséges tápanyagellátást biztosít a fitoplanktonok és a vízi növények számára. További megállapítása a szerzőnek, hogy a Tiszában a növények számára felvehető nitrogén szerves anyagként: NO_2^- , NO_3^- , NH_4^+ formákban van jelen, melyek összegzett átlagos koncentrációja Tiszabecsnél 0,8 mg N/l, Szolnoknál már 1,3 mg N/l. Ezek alapján kijelenthető, hogy az eredményeim (9. táblázat) az előzőekben leírt értékekhez hasonlóan ingadoztak.



21. ábra. A nitrát és a szerves anyag (a), valamint az ortofoszfát, az ammónium és a nitrit (b) mennyiségi eloszlása a Tiszán (F1-F6) és a Bodrogon (B1) (jelmagyarázat színe szerinti pontozott vonal: 10/2010 (VIII. 18.) VM rendeletben meghatározott határérték)

A Bodrog és a Tisza közötti eltérést az ANOVA is igazolta. A B1 mintavételi pont az ortofoszfát minden helyszíntől, a szerves anyag és a nitrát pedig csak az F1-F5 pontoktól tért el szignifikánsan (10. táblázat).

10. táblázat. Az egyes mintavételi pontok tápanyagforgalom szerinti eltérése
(ANOVA, post hoc teszt: Tukey-próba)

Vízkeimiai változó	Eltérő mintavételi pontok	Átlagos különbség (mg/l)	Sig.	
PO₄³⁻	B1	F1	0,125	<0,001
		F2	0,095	0,001
		F3	0,115	<0,001
		F4	0,114	<0,001
		F5	0,094	0,002
		F6	0,096	0,001
NO₃⁻	B1	F1	1,828	0,001
		F2	1,751	0,002
		F3	1,762	0,002
		F4	1,768	0,002
		F5	1,593	0,007
KOIps	B1	F1	1,191	0,006
		F2	1,105	0,014
		F3	1,362	0,001
		F4	1,349	0,001
		F5	1,206	0,005

Az éves összehasonlítás alapján azt a következtetést vontam le, hogy a tápanyagok közül csak a szerves anyag 2014-es eredményei mutattak szignifikáns eltérést a 2013-astól (átlagos különbség: 0,609 mg/l; p=0,022).

A területi, az évi, és az évszakos eltérés mellett megvizsgáltam, hogy mely vízkémiai változók milyen arányban alkotnak kapcsolatot. Ennek érdekében a mért értékeket Pearson-féle korrelációs vizsgálatnak vettem alá, de csak az ortofoszfát-ammónium (r=0,53) és az ortofoszfát-nitrát (r=0,49) között tapasztaltam közepes korrelációt (p<0,01).

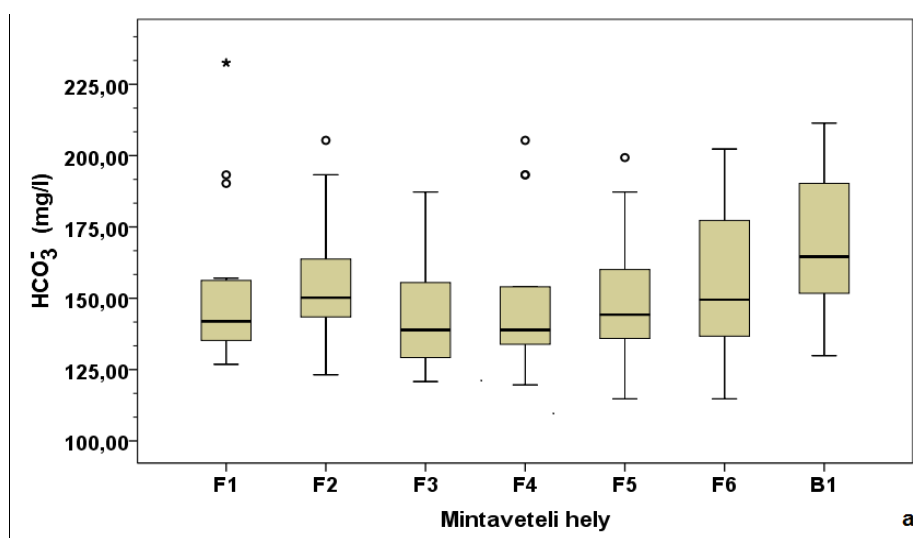
Mindezek tükrében elmondható, hogy a települések határában húzódó folyószakaszt jelentősebb mértékű pontszerű terhelés nem éri, ami az adatok jelentős torzulását vagy az egyes mintavételi helyek közötti eltérést magyarázná. Ellenben a műtrágyázásból, hulladéklerakókból, valamint a szigeteletlen derítőkből elszivárgó talajvíz többletletterhet jelentenek a vízi ökoszisztéma számára.

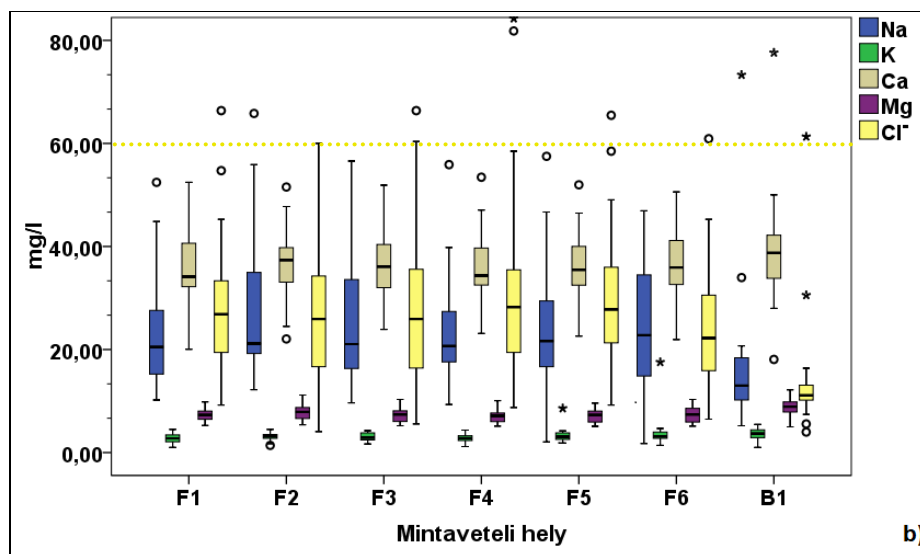
Kundrát és munkatársai (2012) a Felső-Tiszán végzett méréseik alapján megállapították, hogy a legkisebb eltérések a pH-értékekben voltak, továbbá alacsonynak ítélték a nitrogén-, a foszforformák és az összes koncentrációt. A helyszíni és laboratóriumi mérések alapján ők is arra a következtetésre jutottak, hogy a Felső-Tisza vidékén a folyók ökológiai állapota jónak mondható, ők sem tapasztaltak olyan értéket, ami károsan befolyásolná a víztér ökológiai állapotát.

A **makroelemek** közül a hidrogén-karbonát több mint 100 mg/l mennyiségben van jelen mindkét folyóban (22/a ábra). Emellett a kalcium, a nátrium és a klorid nagyobb mennyiségben figyelhető meg, mint a kálium és a magnézium (22/b ábra). Moser és Pálmai (2006) munkájukban a Tisza tavaszi nagyvíz és őszi kisvíz ionösszetételét közölték, miszerint a kalcium 36-50 mg/l, a magnézium 5-17 mg/l, a nátrium 15-29 mg/l, a kálium 5 mg/l, a klorid 13-33 mg/l, a hidrogén-karbonát pedig 100-170 mg/l között ingadozott. Az általuk közölt értékekkel összevetve az eredményeimet azt láttam, hogy egyik elemnél sem volt nagy eltérés, így az általam mért értékek megfelelnek a szakirodalmi adatoknak (9. táblázat, 22/a-b. ábrák).

A biológiai szén ciklus fő vegyülete a szén-dioxid, mely vízzel való reakciója során egyensúlyi folyamatok révén HCO_3^- és CO_3^{2-} -ionokra disszociál. A karbonát-ionok és az egyes fémionok (a természetben főként kalcium és magnézium) közötti csapadékképződési folyamat során rosszul oldódó karbonát csapadék keletkezhet (elsősorban CaCO_3 , MgCO_3 és ezek vegyes sója, a dolomit) így tehát a karbonátok fontos szerveszén rezervoárok a hidro- és litoszférában. A légzés során a vízben keletkező CO_2 az atmoszférába távozik, illetve, a fotoszintetikus tevékenység során biogén eredetű mész (CaCO_3) válik ki, mely fontos eleme a szén körforgalmának (Salmi, 2012; Öllös, 2013). Ezen folyamatokkal magyarázható, hogy a Tisza jellemzően kalcium-hidrogén-karbonátos víz, alacsonyabb nátrium-mennyiséggel, mint ahogy azt a mintaterületemen is tapasztaltam.

A Na- és K-ionok felszíni vizekben előforduló mennyisége elsősorban a geológiai viszonyoktól függ. A káliumtartalom a természetes vizekben általában kisebb, mint a nátriumtartalom, mint ahogy azt az eredményeim is alátámasztják. A nátriumtartalom jelentősen nőhet általában a szennyvizek hatására. A káliumkoncentráció megnövekedését pedig főleg a műtrágyázás okozhatja.





22. ábra. A hidrogén-karbonát (a) és a többi makroelem (b) mennyiségi eloszlása a Tiszán (F1-F6) és a Bodrogon (B1) (jelmagyarázat színe szerinti pontozott vonal: 10/2010 (VIII. 18.) VM rendeletben meghatározott határérték)

Összehasonlítottam az egyes mintavételi pontokat és a magnézium, valamint a klorid esetében találtam szignifikáns különbséget a B1 és F1, F4, F5 mintavételi helyek között (11. táblázat).

11. táblázat. Az egyes mintavételi pontok makroelem szerinti eltérése (ANOVA, post hoc teszt: Tukey-próba)

Vízkeimiai változó	Eltérő mintavételi pontok	Átlagos különbség (mg/l)	Sig.	
Mg	B1	F1	1,321	0,039
		F4	1,362	0,030
		F5	1,345	0,033
Cl ⁻	B1	F1	-15,334	0,020
		F4	-18,704	0,002
		F5	-15,252	0,022

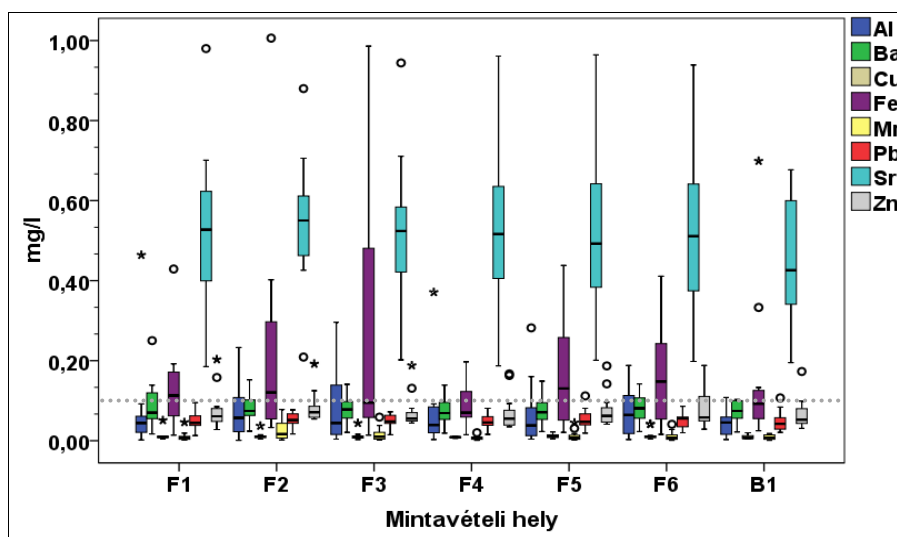
A kapott értékeket Pearson- féle korrelációval ($p < 0,01$) hasonlítottam össze, aminek eredményeként a vezetőképesség erősen korrelál a nátriummal ($r_{EC-Na}=0,626$), a magnéziummal ($r_{EC-Mg}=0,620$), a kloriddal ($r_{EC-Cl}=0,815$) és a hidrogén-karbonáttal ($r_{EC-HCO_3}=0,657$). Továbbá az adatok azt mutatják, hogy a nátrium a magnéziummal ($r_{Na-Mg}=0,538$) és a kloriddal ($r_{Na-Cl}=0,543$), a kalcium a magnéziummal ($r_{Ca-Mg}=0,536$) és a hidrogén-karbonáttal ($r_{Ca-HCO_3}=0,483$), a magnézium pedig csak a hidrogén-karbonáttal ($r_{Mg-HCO_3}=0,503$) alkot korrelációt.

Ez azt jelentheti, hogy valószínűleg egymással kapcsolatot alkotva akár vegyület formájában együttesen jelenhetnek meg a vízfolyásokban.

A **mikroelemek** tekintetében a stroncium és a vas jelenik meg dominánsan a két fő felszíni vízfolyásban. A vas esetében az F3 mintavételi ponton tapasztaltam jelentősebb varianciát, a többi elemnél ez elhanyagolható volt (23. ábra). Az Al, Mn, Fe-ionok természetes alkotóelemek és koncentrációjuk alapvetően a vízgyűjtő terület geológiai szerkezetétől, illetve a hidrológiai körülményektől függ. A felszíni vizek vastartalmát bányavizek vagy ipari szennyvizek bevezetései növelhetik, de a vizsgált időszakban ilyen eredetű szennyezés nem érte az élővizet, a mért értékek nem haladták meg az MSZ 12749:1993-as szabványban megállapított erősen szennyezett határértéket. Szakirodalmi adatokból az olvasható ki (Banics, 2000), hogy a Tiszában a vas és a mangán adott esetben a 0,5 mg/l-t is meghaladhatja, mérési eredményeim viszont – az F3 kivételével – elmaradnak ettől az értéktől.

Capo és munkatársai (1998) azt az álláspontot képviselik, hogy a stroncium a felszíni vizekben átlagosan 0,006-0,80 mg/l mennyiségben van jelen, melyet a saját mérési eredményeim is megerősítenek. Azzal magyarázzák a kijelentésüket, hogy a stroncium olyan kétértékű kation, amely a vízben mobilis, de a kalciumnál sokkal erősebben adszorbeálódik a filloszilikátok és a szerves anyagok felületén. Így akár a Tisza által szállított hordalékokhoz kötődve bekerülhet az élővizekbe.

A mintavételi pontokat egymással összehasonlítva nem tapasztaltam szignifikáns eltérést a mintavételi helyek között, azaz a koncentrációk többé-kevésbé egyenletesek.



23. ábra. A mikroelemek mintavételi hely szerinti megoszlása a Tiszán (F1-F6) és a Bodrogon (B1) (jelmagyarázat színe szerinti pontozott vonal: 10/2010 (VIII. 18.) VM rendeletben meghatározott határérték)

Pearson-féle korreláció alapján a mikroelemek között az alumínium-vas ($r=0,577$), a bárium-ólom ($r=0,663$), a bárium-stroncium ($r=0,831$) valamint az ólom-stroncium ($r=0,748$) között mutatható ki erős kapcsolat, mely geológiai eredetükre utal. Ez azt jelenti, hogy ezek az elemek egymás környezetében, esetleg vegyület formájában jelennek meg az élővízben.

Összevetve a kapott eredményeket az MSZ 12749:1993 szabványban meghatározott vízminőségi kategóriákkal a következő osztályba sorolást tudtam megállapítani (12. táblázat).

12. táblázat. A Tisza (F1-F6) és a Bodrog (B1) MSZ 12749:1993 szabvány szerinti vízminőségi besorolása (legkisebb és legnagyobb szennyezettségi kategória; zárójelben: leggyakoribb kategória; a fémek esetében 12, a többi vízkémiai változó esetében 25 hónap eredményei alapján megállapítva)

	F1	F2	F3	F4	F5	F6	B1
pH	I-III (I)	I-III (I)	I (I)	I-III (I)	I-III (I)	I-III (I)	I-II (I)
EC	I-II (I)	I-II (I)	I-II (I)	I-II (I)	I-II (I)	I-II (I)	I (I)
PO₄³⁻	I-IV (II)	I-IV (II)	I-IV (II)	I-IV (II)	I-V (II)	I-IV (II)	III-IV (IV)
NH₄⁺	I-III (II)	I-III (II)	I-III (II)	I-III (II)	I-III (II)	I-IV (II)	I-III (II)
NO₃⁻	I-II (II)	I-II (II)	I-II (II)	I-II (II)	I-II (II)	I-III (II)	II-III (II)
NO₂⁻	I-IV (III)	I-IV (III)	I-V (III)	I-IV (III)	II-V (III)	I-IV (III)	I-V (IV)
KOI_{ps}	I-II (I)	I-II (I)	I-II (I)	I (I)	I (I)	I-II (I)	I-II (I)
Al	I-IV (II)	I-IV (III)	I-IV (II)	I-IV (II)	I-IV (II)	I-III (III)	I-III (II)
Cu	I-III (II)	I-III (III)	I-III (II)	II (II)	II-III (III)	I-III (III)	I-III (II)
Fe	I-III (II)	I-IV (II)	I-IV (I)	I-II (I)	I-III (II)	I-III (I)	I-IV (I)
Mn	I (I)	I-II (I)	I-II (I)	I (I)	I (I)	I (I)	I (I)
Pb	II-IV (III)	II-IV (IV)	II-IV (III)	II-IV (III)	II-V (III)	II-IV (IV)	II-V (III)
Zn	I-IV (II)	I-IV (II)	I-IV (II)	I-IV (II)	I-IV (II)	I-IV (II)	I-IV (II)

Az eredményeket összevetve a 10/2010 (VIII. 18.) VM rendeletben meghatározott határértékekkel, megállapítható, hogy az ortofoszfát 36%-kal, ammónium 16%-kal, a nitrát 68%-kal, a nitrit 43%-kal és a klorid 5%-kal haladta meg a határérték feletti koncentrációt. Ezek mellett a cink 26%-ban a réz pedig 32%-ban haladta meg a jogszabályban meghatározott kritikus határértéket.

A mért vízkémiai változók értékelése során azt a következtetést tudtam levonni, hogy a szabványban (MSZ 12749:1993) meghatározott szennyezett, valamint erősen szennyezett határértékeket az ortofoszfát, a nitrit, az alumínium, a vas, az ólom és a cink érte el. A vas és az alumínium leggyakrabban a jó és a tűrhető kategóriákba sorolható, mely természetes eredetre vezethető vissza, nem tekinthető antropogén szennyezésnek (Lajter et al., 2008), viszont az ortofoszfát és a nitrit már antropogén szennyező forrásra utalnak. A leggyakoribb vízminőségi kategóriák alapján összehasonlítva a két folyót megállapítható, hogy a Bodrog az ortofoszfát, a nitrit, szempontjából rosszabb besorolást ért el, mint a Tisza (10. táblázat), mely még erősebb antropogenitásra utal.

A korrelációs kapcsolatok, valamint a hipotézisvizsgálat (ANOVA; 10. táblázat) alapján pedig kijelenthető, hogy ha a vízgyűjtő talajában felhalmozódott műtrágyából származó foszfor és nitrát-nitrogén, valamint a stroncium a felszíni lefolyás során kis hígítási kapacitású befogadóba kerül, akkor vízminőségi problémát okozhat. Jelen helyzetben viszont a főbefogadó a Tisza, melynek nagy vízhozama és hígító hatása előidézhetheti a tápanyagforgalom által okozott vízminőségi problémák csökkenését, vagy akár ezen problémák megszűnését.

4.1.2. A Lónyay-főcsatorna vízminőségi állapota

A Lónyay-főcsatorna vízgyűjtőjének domborzati viszonyai, és a mesterségesen létesített belvízelvezető csatornák fenékszintje együttesen jelentősen befolyásolja a terület talajvízháztartását és a főfolyások áramlási viszonyait (vízállás, vízhozam). Ezek a vízháztartási elemeken keresztül a csatornák beágyazottsága kihat a vízgyűjtő teljes felszíni és felszín alatti vízforgalmára. Ez egyúttal azt is jelenti, hogy a vízgyűjtőn zajló mezőgazdasági munkálatok is hatást gyakorolnak a csatorna vízminőségére: a talajlazítás megnöveli a talajból potenciálisan kimosódó elemek mennyiségét, valamint a műtrágyák és vegyszerek talajvízbe, majd a csatornába mosódása is az alkalmazás gyakoriságától és a felhasznált mennyiségektől függ (Bíró et al., 1998; Szabó, 2010). A vízgyűjtő területen található háztartások csatornázottsága folyamatosan javul, így a házi szikkasztásból származó terhelés csökken, azonban a szennyvíztelepek tisztítási hatásfoka a megnövekedett vízfogyasztás következtében lecsökken, így nem mindig tudják betartani a befogadóra meghatározott határértékeket.

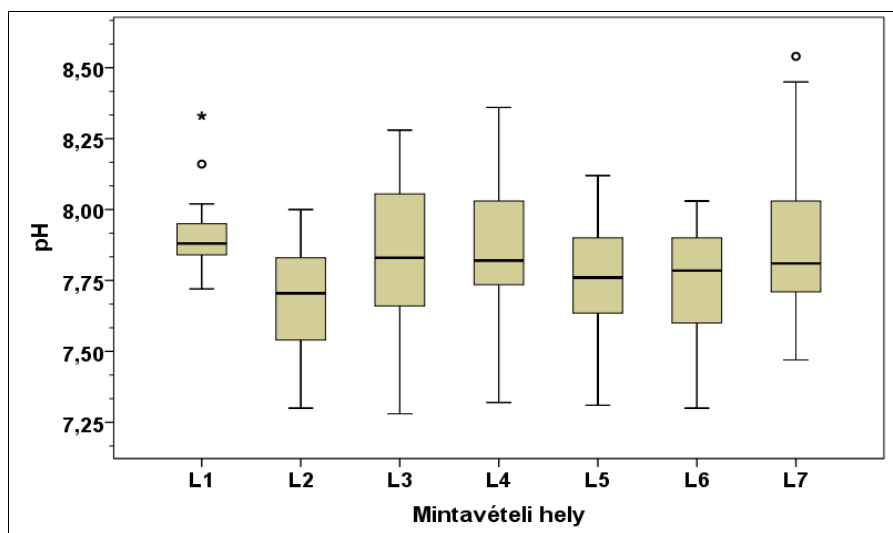
A kijelölt hét mintavételi ponton végzett mérések eredményei a 13. táblázatban foglaltak szerint alakultak.

13. táblázat. Az Érpataki-főfolyáson (L1) és a Lónyay-főcsatornán (L2-L7) mért vízkémiai alkotók statisztikai értékei (mg/l; átlag ± szórás; vö. 5. táblázat, 10. ábra)

	L1	L2	L3	L4	L5	L6	L7
pH	7,93 ± 0,16	7,68 ± 0,19	7,84 ± 0,27	7,85 ± 0,26	7,76 ± 0,21	7,75 ± 0,21	7,89 ± 0,30
EC (µS/ cm)	1361,15 ± 222,74	1240,91 ± 286,03	1207,35 ± 274,16	1213,21 ± 289,87	1181,67 ± 321,75	1175,25 ± 341,68	902,67 ± 311,71
PO₄³⁻	2,41 ± 1,05	1,93 ± 0,86	1,79 ± 0,85	1,78 ± 0,73	1,92 ± 0,78	1,93 ± 0,86	0,87 ± 0,60
NH₄⁺	1,75 ± 1,24	1,27 ± 0,83	1,34 ± 0,79	1,22 ± 0,73	1,39 ± 0,81	1,39 ± 0,72	1,20 ± 0,77
NO₃⁻	25,87 ± 13,19	14,92 ± 12,91	13,10 ± 10,84	11,35 ± 9,53	13,45 ± 12,20	13,15 ± 12,00	5,58 ± 10,40
NO₂⁻	0,94 ± 1,01	0,48 ± 0,42	0,49 ± 0,82	0,52 ± 0,77	0,98 ± 1,31	0,72 ± 0,68	0,38 ± 0,81
KOIps	9,61 ± 1,19	9,20 ± 1,46	9,10 ± 1,23	8,73 ± 1,36	9,18 ± 1,58	8,82 ± 1,73	7,99 ± 3,34
Na	173,73 ± 86,33	159,21 ± 94,30	145,82 ± 70,62	149,90 ± 76,06	143,81 ± 73,40	154,71 ± 88,90	99,13 ± 48,72
K	19,33 ± 8,87	20,61 ± 17,98	17,64 ± 10,02	18,30 ± 8,31	18,35 ± 7,51	19,65 ± 11,48	10,47 ± 5,18
Ca	57,23 ± 13,65	64,53 ± 16,37	62,03 ± 16,70	62,42 ± 17,49	63,04 ± 18,18	61,55 ± 18,57	47,91 ± 15,34
Mg	27,69 ± 9,21	25,94 ± 6,29	24,77 ± 7,76	25,16 ± 8,23	25,44 ± 9,18	27,27 ± 17,13	19,86 ± 7,58
Cl⁻	188,32 ± 69,72	159,96 ± 75,00	153,23 ± 61,68	154,49 ± 75,12	144,15 ± 68,12	146,79 ± 64,68	109,62 ± 51,40
HCO₃⁻	428,17 ± 44,77	442,56 ± 54,67	441,36 ± 56,85	444,54 ± 70,98	442,19 ± 61,18	434,29 ± 65,56	375,51 ± 40,72
Al	0,05 ± 0,03	0,13 ± 0,15	0,14 ± 0,16	0,10 ± 0,08	0,09 ± 0,08	0,12 ± 0,11	0,10 ± 0,07
Ba	0,22 ± 0,15	0,29 ± 0,15	0,29 ± 0,10	0,45 ± 0,62	0,27 ± 0,14	0,26 ± 0,13	0,31 ± 0,18
Cu	0,03 ± 0,01	0,03 ± 0,01	0,03 ± 0,01	0,03 ± 0,01	0,03 ± 0,01	0,04 ± 0,04	0,03 ± 0,00
Fe	0,09 ± 0,06	0,26 ± 0,38	0,33 ± 0,36	0,26 ± 0,36	0,17 ± 0,09	0,17 ± 0,08	0,27 ± 0,22
Mn	0,01 ± 0,00	0,02 ± 0,01	0,03 ± 0,05	0,01 ± 0,01	0,02 ± 0,01	0,02 ± 0,01	0,06 ± 0,13
Pb	0,13 ± 0,09	0,15 ± 0,06	0,15 ± 0,04	0,14 ± 0,06	0,14 ± 0,05	0,16 ± 0,10	0,14 ± 0,06
Sr	1,42 ± 0,75	1,76 ± 0,54	1,85 ± 0,35	1,71 ± 0,59	1,69 ± 0,59	1,70 ± 0,55	1,56 ± 0,49
Zn	0,26 ± 0,19	0,23 ± 0,12	0,19 ± 0,06	0,22 ± 0,13	0,21 ± 0,13	0,20 ± 0,12	0,19 ± 0,09

A vizsgált időszakban a **pH-értékek** 7,28 és 8,54 között ingadoztak, kiugró értékeket az L1 (Kótaj) és az L7 (János-tó) mintavételi pontokon észleltem, tartósan lúgos vagy savas irányba való elmozdulást pedig nem tapasztaltam (24.

ábra). A helyszíneket egymással összehasonlítva nem találtam szignifikáns különbséget, azonban a főcsatorna és a Tisza között szembevető eltérés figyelhető meg, melyet a Kruskal-Wallis próba is igazolt (Khi-négyzet: 77,287; $p < 0,01$).



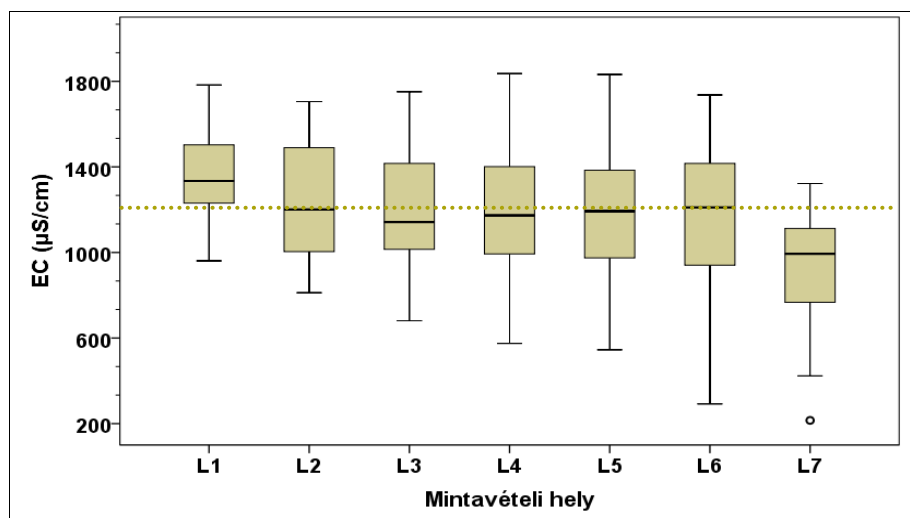
24. ábra. A pH ingadozása az Érpataki-főfolyáson (L1) és a Lónyay-főcsatornán (L2-L7)

A **vezetőképesség** 215 és 1836 $\mu\text{S}/\text{cm}$ között ingadozott (átlagosan 1174 ± 317 $\mu\text{S}/\text{cm}$). A nagy vezetőképesség egyrészt annak köszönhető, hogy a területen több szennyvíztisztító telep üzemel, amelyek tisztított vizüket a főcsatornába vezetik. Másrészt állattartótelepek üzemelnek a környéken, amelyek szintén potenciális szennyezők. Harmadrészt pedig a területen üzemelő gyógyfürdők is befolyásolják a főcsatorna állapotát. Így a Lónyay-főcsatorna vize a kiváló (I.) és a szennyezett (IV.) vízminőségi osztályok között változik (MSZ 12749:1993).

A legkisebb értéket az L7 helyszínen tapasztaltam, mivel ezen a helyszínen keveredik egymással a Tisza és a Lónyay-főcsatorna (11. és 25. ábrák). Ez a mintavételi pont szignifikánsan különbözött a többtől (14. táblázat).

14. táblázat. A vezetőképesség szerint eltérő pontok a Lónyay-főcsatornán (ANOVA, post hoc teszt: Tukey-próba)

Eltérő mintavételi pontok	Átlagos különbség ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Sig.	
L7	L1	-458,487	0,001
	L2	-338,242	0,005
	L3	-316,458	0,01
	L4	-298,507	0,02
	L5	-279	0,035
	L6	-272,583	0,043



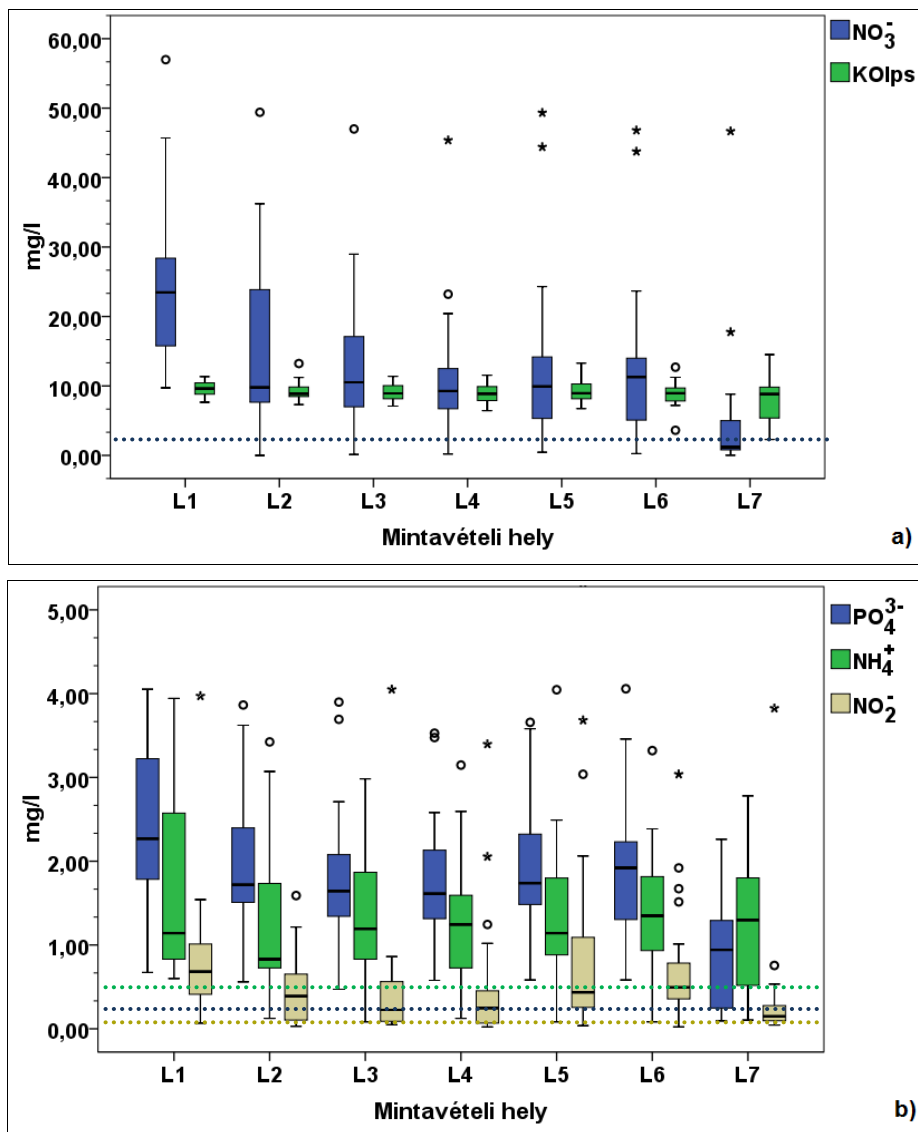
25. ábra. A vezetőképesség ingadozása az Érpataki-főfolyáson (L1) és a Lónyay-főcsatornán (L2-L7) (vö. 5; 13. táblázatok, 10. ábra) (jelmagyarázat színe szerinti pontozott vonal: 10/2010 (VIII. 18.) VM rendeletben meghatározott határérték)

A **tápanyagforgalom** elemei közül a nitrátot mértem a legnagyobb koncentrációban. A torkolat irányába haladva (felvízi szakasz) fokozatos csökkenés figyelhető meg, egészen az L5 mintavételi pontig (26/a ábra), ahol a gávvavencsellői szennyvíztisztító telep kivezető csöve csatlakozik a főcsatornába (alvízi szakasz). Ekkor ismételten egy terhelés éri az élővizet, megnövekszik a nitrát mennyisége, majd a torkolat környezetében éri el a legkisebb értéket (L7 pont; 26/a ábra). A szervesanyag-tartalom átlagos értéke 9 mg/l, jelentősebb kiugrást egyik mintavételi pontban sem észleltem. A diagramon jól látható a nitrát, az ammónium, és az ortofoszfát mintavételi helyek szerinti eloszlása, valamint az, hogy ezeknek az elemeknek a koncentrációja az L5 pontban szintén megnövekszik (26/b ábra).

A mintavételi pontok összehasonlítása során azt tapasztaltam, hogy a nitrát esetében az L1, az ortofoszfát tekintetében pedig az L7 mintavételi pont jelentősen különbözött a többitől (15. táblázat). Ez utóbbi eltérést a Tisza közelsége és módosító hatása magyarázza.

15. táblázat. Az ortofoszfát és a nitrát szerint eltérő pontok a főcsatornán (ANOVA, post hoc teszt: Tukey-próba)

Ortofoszfát				Nitrát			
Eltérő mintavételi pontok	Átlagos különbség (mg/l)	Sig.	Eltérő mintavételi pontok	Átlagos különbség (mg/l)	Sig.		
L7	L1	-1,540	<0,001	L1	L3	13,307	0,018
	L2	-1,059	0,001		L4	14,028	0,011
	L3	-0,904	0,005		L5	12,414	0,034
	L4	-0,922	0,005		L6	12,720	0,028
	L5	-1,050	0,001		L7	20,283	<0,001
	L6	-1,060	<0,001				



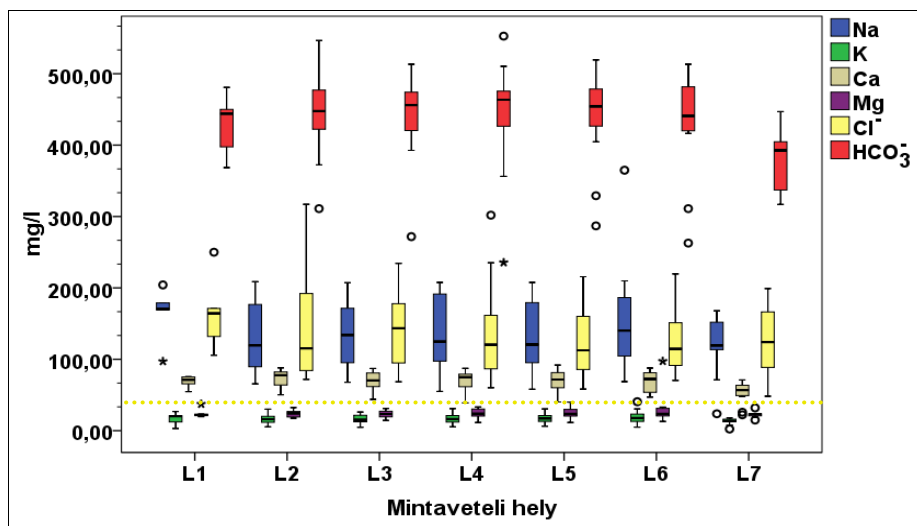
26. ábra. A nitrát és a szerves anyag (a), valamint az ortofoszfát, az ammónium és a nitrit (b) mennyiségi eloszlása az Érpataki-főfolyáson (L1) és a Lónyay-főcsatornán (L2-L7) (jelmagyarázat színe szerinti pontozott vonal: 10/2010 (VIII. 18.) VM rendeletben meghatározott határérték)

Takács és munkatársai (2005), valamint Balogh (2007) vizsgálataik során kimutatták, hogy a Lónyay-főcsatorna vízrendszerében a szerves nitrogének közül a nagy nitrát-koncentráció egyértelműen diffúz szennyezésre utalt, ami a csatornázatlan települések szennyvízderítőiből a talajvíz elszivárgásából, vagy a csapadékvíz bemosódásából származhat. A trofitási szint növekedésében jelentős szerepe van Nyíregyháza tisztított szennyvizének, ami az Érpataki-főfolyáson keresztül jut be a főcsatornába. Az általam vizsgált Lónyay-főcsatorna több

települést is érint, köztük Gávavencsellőt, ahol a település szennyvíztisztítójából kifolyó tisztított víz bekerül a főcsatornába (L5) és az előzőkben leírtakhoz hasonlóan, növeli a trofitási szintet.

A főcsatornán mért **makroelemek** közül a hidrogén-karbonát itt is jelentős mennyiséget képvisel (négyeszer annyi mennyiségben, mint a nagyobb folyón), de a Tiszánál és a Bodrognál tapasztalt kalciummal ellentétben a nátrium, valamint a klorid figyelhető meg több, mint hétszeres mennyiségben. Kisebb koncentrációban a kálium és a magnézium voltak jelen, de ezek az elemek is legalább egy nagyságrenddel meghaladták a nagyobb folyón tapasztaltakat (13. táblázat; 27. ábra). Ez a többlet egyértelműen antropogén forrásra utal (szennyvíztisztító-, állattartó telepek, gyógyfürdők stb.).

A szennyvíztisztító környezetében (L5; 11. ábra) a tápanyagforgalom elemeivel ellentétben (26/a-b ábrák) a makroelemek nem mutattak észrevehető növekedést (27. ábra). Az L7 mintavételi pontban a hidrogén-karbonát szintén a Tisza hígító hatása miatt kisebb koncentrációjú, míg a többi elemnél észrevehető csökkenést nem tapasztaltam.



27. ábra. A makroelemek mennyiségi eloszlása az Érpataki-főfolyáson (L1) és a Lónyay-főcsatornán (L2-L7) (jelmagyarozat színe szerinti pontozott vonal: 10/2010 (VIII. 18.) VM rendeletben meghatározott határérték)

A kapott eredményeimet hipotézisvizsgálatnak (ANOVA) vettem alá, és nem találtam szignifikáns eltérést az egyes mintavételi helyszínek között, azaz a vizsgált időszakban vízminőség romlás, vagy javulás nem következett be. Így a továbbiakban azt vizsgáltam, hogy mely ionok miatt alakul ki nagyobb vezetőképesség érték, illetve melyek között van domináns kapcsolat.

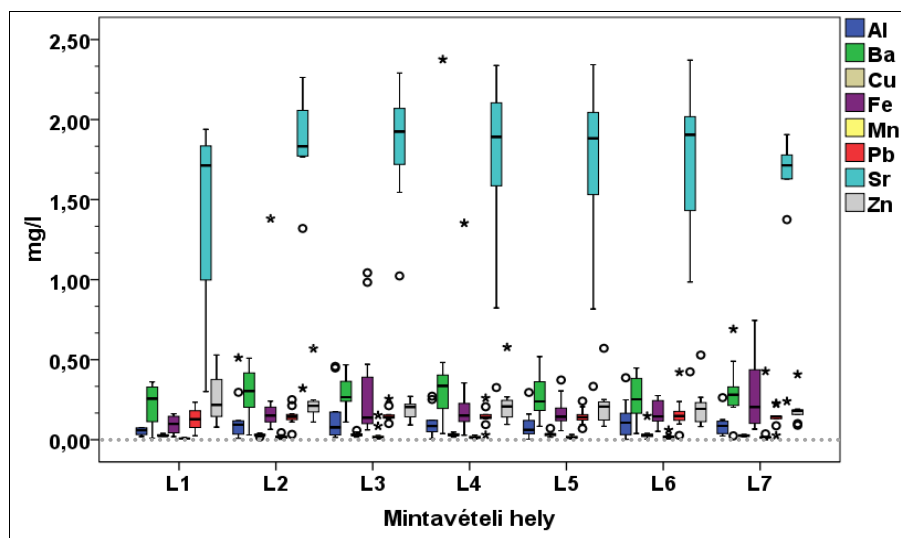
Az eredményeimet korrelációs vizsgálatnak vettem alá és az „r” értékek alapján a vezetőképesség a nátriummal ($r_{EC-Na}=0,793$), a káliummal ($r_{EC-K}=0,684$), valamint a kloriddal ($r_{EC-Cl^-}=0,637$) és a hidrogén-karbonáttal ($r_{EC-HCO_3^-}=0,743$)

alkotott szoros kapcsolatot. Ha az ionokat egymással hasonlítjuk össze, akkor a nátrium a káliummal ($r_{\text{Na-K}}=0,847$), a kloriddal ($r_{\text{Na-Cl}^-}=0,751$) és a hidrogén-karbonáttal ($r_{\text{Na-HCO}_3^-}=0,521$), illetve a kálium a kloriddal ($r_{\text{K-Cl}^-}=0,599$) együtt alkotott szoros kapcsolatot. Együttes megjelenésük arra enged következtetni, hogy antropogén folyamatok eredményeként kerülnek be a főcsatornába (vizelet, mosószer, mosószóda stb.).

A változók közötti keresztkapcsolatok egyszerűbb feltárása végett főkomponens analízist alkalmaztam. A főkomponens analízis eredményeként 3 főkomponenst kaptam, melynek KMO értéke 0,594 volt és a magyarázott variancia 83,41% volt. A PC1-ben, mely 40,75%-ot magyarázott az összvarianciából, a nátrium (0,917), a vezetőképesség (0,902), a kálium (0,841) és a klorid (0,718) jelent meg. A PC2-vel, mely 23,34%-ot magyarázott az összvarianciából, a kalcium (0,941) és a hidrogén-karbonát (0,649) korrelált, de ugyanakkor ez utóbbi a PC1-ben is megjelenik (0,610). A PC3-ban (19,32% magyarázott variancia) pedig a magnézium (0,953) képviseltette magát a megadott értékben. Ez alapján, és a kapott korrelációs értékek alapján kijelenthető, hogy az egyes főkomponenseken belül (PC1-PC3) az egyes vízkémiai alkotók koncentrációja egymással arányosan változik.

A Lónyay-főcsatorna vízminőségének vizsgálata során a mért értékek alapján megállapítottam, hogy a főcsatornát állandó jellegű és jelentős mértékű antropogén eredetű terhelés éri. A terhelésért főként a nitrogén- és foszforformák, valamint a makroelemek egyes tagjai (Na, K, Cl⁻) tehetők felelőssé. Ezeknek a vízkémiai elemeknek a megjelenése a területen megtalálható pontszerű (szennyvíztisztító telepek, állattartó telepek, gyógyfürdők) és diffúz (mezőgazdasági területek, hulladéklerakó telepek) szennyező forrásokból adódik. Továbbá az is megfigyelhető volt, hogy a nyári időszakban a tápanyagok mennyisége ugrásszerűen megnövekedett, köszönhetően a tisztítótelep-kapacitás túlterhelésének és az intenzív nyári záporok okozta kimosódásnak.

A vizsgált *mikroelemek* közül a stroncium volt jelen dominánsan, legalább 2-3-szor akkora mennyiségben, mint a Tiszán (vö. 23. ábra), és a szakirodalmi adatoktól is jelentősen eltérő mértékben (Capo et al., 1998). A stroncium mellett a bárium figyelhető meg egyenletes eloszlásban. Az Al, Fe, Pb, Zn mennyisége szintén többszöröse a tiszai értékeknek, illetve többször túllépi a szabványban (MSZ 12749:1993) meghatározott határértéket. A réz az L1, a vas az L3 és az L7 mintavételi helyeken mutatott nagyobb szóródást a többihez képest (28. ábra), azonban az ANOVA egyik elemnél sem találta szignifikánsan eltérőnek az egyes mintavételi pontokat.



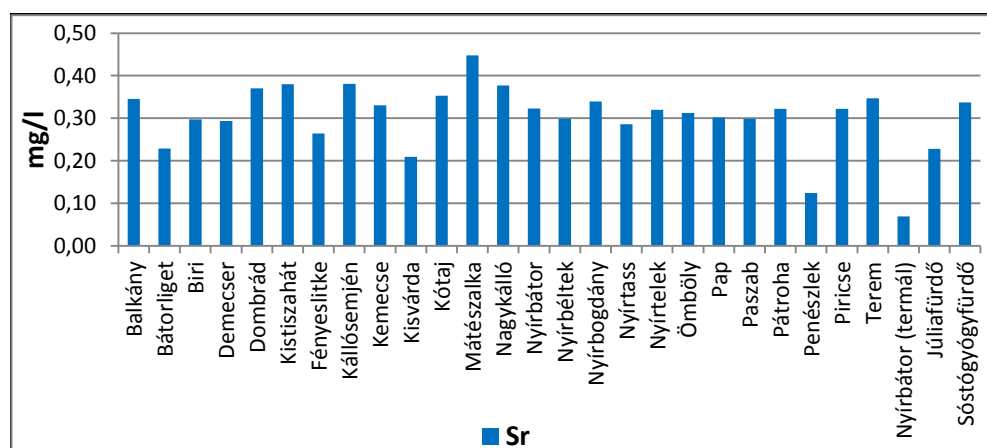
28. ábra. A mikroelemek eloszlása az Érpataki-főfolyáson (L1) és a Lónyay-főcsatornán (L2-L7) (jelmagyarozat színe szerinti pontozott vonal: 10/2010 (VIII. 18.) VM rendeletben meghatározott határérték)

Nagy és munkatársai (2005) a Lónyay-főcsatornában lévő különböző halfajokon végeztek nehézfém-vizsgálatokat. Eredményeik azt mutatták, hogy a Lónyay-főcsatorna vízrendszerében élő halfajok veszélyeztetettsége alacsony. A nem esszenciális nehézfémek közül a kadmium esetében csupán egyszer, az ólom esetében négyszer tudták kimutatni a határérték kismértékű túllépését. Az esszenciális elemek közül csak a Zn esetében tapasztaltak néhányszor határérték túllépést. A mérési eredményeim is azt támasztják alá, hogy a főcsatornában megtalálhatóak mind a szennyezettségi szintet elérő esszenciális nyomelemek (pl. Zn), mind pedig a toxikus nehézfémek (pl. Pb) is.

Korrelációs vizsgálattal összehasonlítottam a mért koncentrációkat, aminek eredményeként pozitív kapcsolatot tapasztaltam az alumínium és vas ($r_{Al-Fe}=0,673$), az ólom és stroncium ($r_{Pb-Sr}=0,600$), illetve az ólom és a réz között ($r_{Pb-Cu}=0,426$). Az ólom és cink ($r_{Pb-Zn}=-0,647$) és a stroncium és cink ($r_{Sr-Zn}=-0,515$) között negatív korrelációt lehetett kimutatni.

Senesi és munkatársai (1983) 48 különböző gyártótól és forgalmazótól származó műtrágyák bárium, rubídium és stroncium tartalmát vizsgálták. Mérésük során megállapították, hogy a stroncium és a rubídium jelentősebb mennyiségben volt kimutatható azokban az egyszerű és összetett műtrágyákban, melyek alapanyagául természetes ásványok szolgáltak, mint azokban, melyeket szintetikus úton állítottak elő. Kimutatták, hogy a rubídium és a stroncium főleg kálium-szulfát, a stroncium és a bárium pedig jellemzően a szuperfoszfát és kalcium-ciánamid műtrágyákban fordul elő jelentősebb mennyiségben. Azonban azt is hangsúlyozzák, hogy ezeknek az elemeknek a mobilitását a talaj fizikai, kémiai tulajdonságai, talajklíma és számos egyéb tényező befolyásolja, aminek következtében a talajvíz áramlása révén felszíni vízfolyásokba is bekerülhetnek.

Munkám során a Nyírségben üzemelő ivóvízfigyelő kutak és a termálvízkutak nyersvizét is megvizsgáltam. A stroncium egyik helyszínnél sem mutattak kiugró mennyiséget (29. ábra), ami közvetlen, vagy közvetett módon többletként jelentkezne a főcsatornán.



29. ábra. A Nyírség területén üzemelő ivóvízfigyelő és termálvíz kutakban mért stroncium koncentrációk

A vizsgált területen a mezőgazdasági művelés során felhasznált nitrogén-foszfor-kálium műtrágyák, valamint egyes növény-védőszerke a feltüntetett hatóanyag-tartalom mellett sok esetben más elemeket is tartalmazhatnak (Cl, Pb, Sr, Ba, Cu, Zn), mint ahogy azt a pozitív korreláció is megerősítette. Ezek az elemek, valamint a hasznosítatlan tápelemek a csapadék hatására a felszíni és a felszín alatti vizekbe mosódhatnak, növelve ezzel a háttérszennyezettséget, és veszélyeztetve az élővilágot (Kádár, 1991; Hetényi, 1999; Welch et al., 2005; Szabó et al., 2008). Továbbá az is megállapítható, hogy a vas, mangán és az alumínium együttes megjelenése a Nyírség talajtani, domborzati, geológiai felépítéséből adódik, így nem tekinthető antropogén eredetű szennyezésnek (Virág, 2013).

Ezek alapján tehát kijelenthető, hogy a Ba, Cu, Pb, Sr kisebb valószínűséggel természetes eredetű, azonban a Lónyay-főcsatorna vízgyűjtőjén a legvalószínűbb, hogy antropogén forrásból (műtrágya) származnak (vö. Senesi et al., 1983).

A vizsgált időszakban mért eredményeket az MSZ 12749:1993 szabvány szerinti vízminőségi határértékek alapján a 16. táblázatban mutatom be.

16. táblázat. Az Érpataki-főfolyás (L1) és a Lónyay-főcsatorna (L2-L7) MSZ 12749:1993 szabvány szerinti vízminőségi besorolása (legkisebb és legnagyobb szennyezettségi kategória; zárójelben: leggyakoribb kategória; a fémek esetében 12, a többi vízkémiai változó esetében 25 hónap eredményei alapján megállapítva)

	L1	L2	L3	L4	L5	L6	L7
pH	I-II (I)	I (I)	I-II (I)	I-II (I)	I-II (I)	I-II (I)	I-III (I)
EC	II-IV (IV)	III-IV (IV)	II-IV (IV)	II-IV (IV)	II-IV (IV)	I-IV (IV)	I-IV (III)
PO₄³⁻	V (V)	V (V)	IV-V (V)	V (V)	V (V)	V (V)	II-V (V)
NH₄⁺	III-V (IV)	I-V (III)	I-V (IV)	I-V (IV)	I-V (IV)	I-V (IV)	I-V (IV)
NO₃⁻	II-V (IV)	I-V (IV)	I-V (IV)	I-V (III)	I-V (IV)	I-V (IV)	I-V (II)
NO₂⁻	III-V (V)	II-V (V)	III-V (IV)	II-V (IV)	III-V (V)	II-V (V)	II-V (IV)
KOI ps	II-III (III)	II-III (III)	II-III (III)	II-III (III)	II-III (III)	I-III (III)	I-III (III)
Al	I-IV (III)	I-V (III)	I-IV (III)	I-IV (III)	I-IV (III)	I-IV (III)	I-IV (III)
Cu	III (III)	III (III)	III-IV (III)	III (III)	III-IV (III)	I-III (III)	III (III)
Fe	I-V (I)	I-V (II)	I-IV (II)	I-V (II)	I-III (II)	I-III (II)	I-IV (III)
Mn	I-II (II)	I-II (I)	I-IV (I)	I-II (I)	I-II (I)	I-II (I)	I-IV (I)
Pb	III-V (V)	III-V (V)	IV-V (V)	III-V (V)	IV-V (V)	III-V (V)	III-V (V)
Zn	III-V (IV)	IV-V (IV)	III-IV (IV)	IV-V (IV)	III-V (IV)	III-V (IV)	III-V (IV)

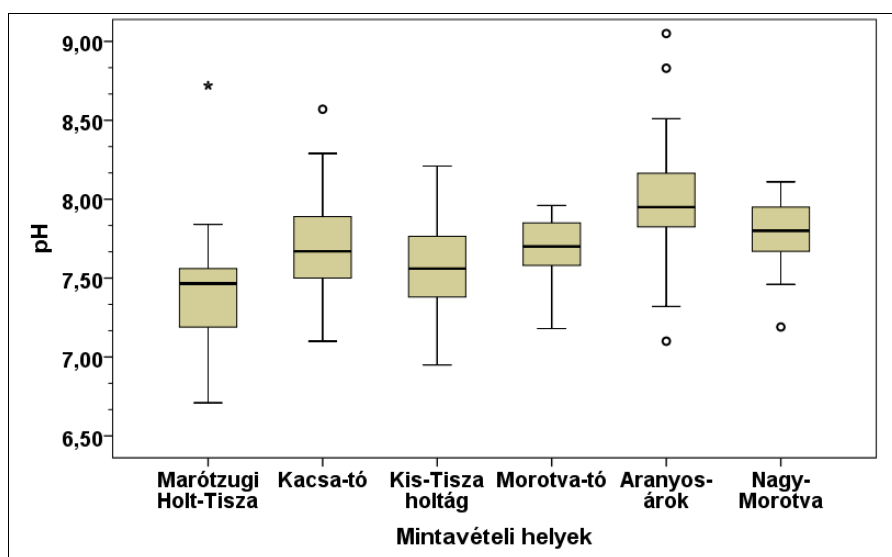
Ez alapján a főcsatorna több esetben kapott tűrhető, vagy attól gyengébb besorolást. A legrosszabb osztályba sorolást az ortofoszfátnál és az ólomnál, míg a legjobb minősítést a pH esetében tapasztaltam. A 10/2010 (VIII. 18.) VM rendelet értelmében a mért koncentrációk az alábbi százalékokban haladták meg a jogszabályban foglalt határértékeket: vezetőképesség 43%; ortofoszfát 89%; ammónium 83%; nitrát 78%; nitrit 80%; klorid 70%; réz 71%; cink 72%.

A Tiszát és a Lónyay-főcsatornát vízkémiai paraméter alapján összehasonlítva megállapítható, hogy a főcsatorna sokkal szennyezettebb, mint a nagyobb folyó. Különösen jelentős az eltérés a tápanyagforgalom és a makroelemeknél. Ez utóbbi esetében jól kivehető, hogy, amíg a Tiszán a kalcium a meghatározó makroelem (22/b ábra), addig a csatornában a nátrium (27. ábra), ami egyértelműen antropogén eredetre utal.

4.1.3. A Tiszabercel-Tokaj közötti holtmedrek vízminőségi jellemzői

Ebben a fejezetben a holtmedrek vízminőségi állapotát jellemzem, és megvizsgálom, hogy mely holtmedrek térnek el egymástól az egyes vízminőségi paraméterek szempontjából. Továbbá arra kérdésre keresem a választ, hogy az egyes holtmedrek vízminőségi mutatói között milyen kapcsolat van, és mire lehet ebből következtetni.

A vizsgált holtmedrek *pH-értékei* 6,75 és 9,05 között, átlagosan $7,69 \pm 0,38$ a semleges tartomány körül ingadoztak. Mintavételi hely szerinti megoszlásuk a 30. ábrán látható. Jelentősebb kiugró adatokat a Marótzugi Holt-Tisza és az Aranyosárok holtmedreknél tapasztaltam lúgos irányban.



30. ábra. A pH-értékek szóródása az egyes holtmedrekben

Több esetben tapasztaltam szignifikáns eltérést, de nem mindegyik holtmeder különbözött a másiktól szignifikánsan (17. táblázat). Ugyanolyan arányban találtam különbséget az egymás szomszédságában elhelyezkedő holtmedrek között, mint az egymástól távolabb lévőknel.

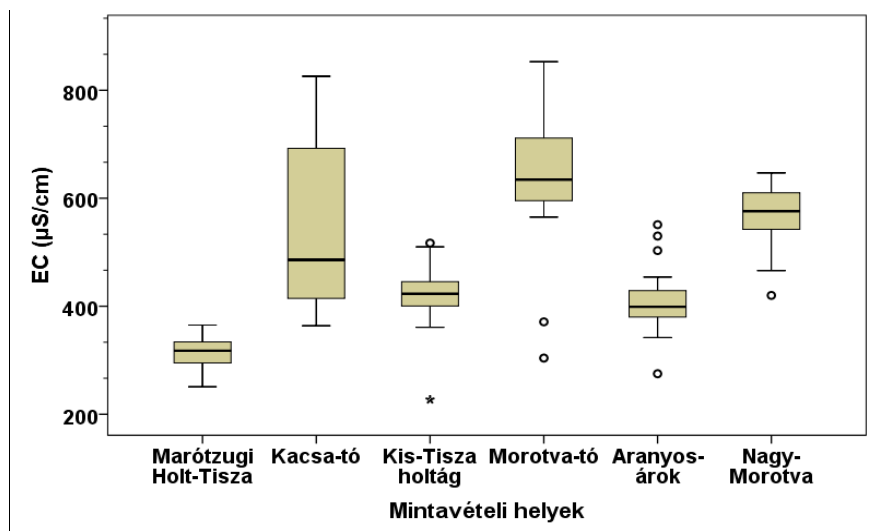
17. táblázat. A pH szerint elkülönülő holtmedrek (ANOVA, post hoc teszt: Tukey-próba)

Vizsgált holtmedrek	Eltérő holtmedrek	Átlagos különbség (pH-egység)	Sig.
Marótzugi Holt-Tisza	Kacsa-tó	-0,295	0,045
	Aranyosárok	-0,570	<0,001
	Nagy- Morotva	-0,361	0,006
Kis- Tisza holtág	Aranyosárok	-0,429	<0,001
Aranyosárok	Marótzugi Holt-Tisza	0,570	<0,001

Évszakos bontásban vizsgálva az egyes mintavételi helyeken szignifikáns eltérést ($p < 0,05$) nem tapasztaltam. Ha pedig éves bontásban végeztem a vizsgálatot, akkor a 2012-es év szignifikánsan különbözött 2014-ben mért eredményektől (átlagos különbség: 0,199 pH-egység; $p = 0,037$).

Összességében megállapítható, hogy a pH tekintetében nem történt sem antropogén eredetű, sem pedig olyan természetes eredetű változás, amely savas, vagy lúgos irányba mozdította volna el a kémhatást. A semleges körüli ingadozás minden vízben megtalálható élő szervezet számára megfelelő életkörülményt biztosít.

A **vezetőképességnél** nagyobb mértékű ingadozást tapasztaltam, mint a pH-nál. A vizsgált időszakban a holtmedrekben az EC 227 és 853 $\mu\text{S}/\text{cm}$ között fluktuált ($473 \pm 135 \mu\text{S}/\text{cm}$). Jelentősebb kiugrást a Kis-Tisza holtág, Mortotva-tó és az Aranyosárok mutatott, a legnagyobb szórást (143,4 $\mu\text{S}/\text{cm}$) a Kacsa-tó esetében mértem (31. ábra).



31. ábra. A vezetőképesség eloszlása az egyes holtmedrekben

Több holtmeder között is szignifikáns különbségeket tártam fel (18. táblázat). Ezzel azt vizsgáltam, hogy melyek azok a holtmedrek, amelyek nemcsak fizikailag, hanem a mért értékek alapján is különálló egységet alkotnak.

18. táblázat. A vezetőképesség szerint szignifikánsan eltérő holtmedrek (ANOVA, post hoc teszt: Tukey-próba)

Vizsgált holtmedrek	Eltérő holtmedrek	Átlagos különbség ($\mu\text{S/cm}$)	Sig.
Marótzugi Holt-Tisza	Kacsa-tó	-229,389	<0,001
	Kis-Tisza holtág	-108,955	0,001
	Morotva-tó	-318,83	<0,001
	Aranyosárok	-100,868	0,002
	Nagy- Morotva	-256,913	<0,001
Kacsa-tó	Kis-Tisza holtág	120,435	<0,001
	Morotva-tó	-89,44	0,024
	Aranyosárok	128,522	<0,001
Kis-Tisza holtág	Morotva-tó	-209,875	<0,001
	Nagy- Morotva	-147,958	<0,001
Morotva-tó	Aranyosárok	217,962	<0,001
Aranyosárok	Nagy- Morotva	-156,045	<0,001

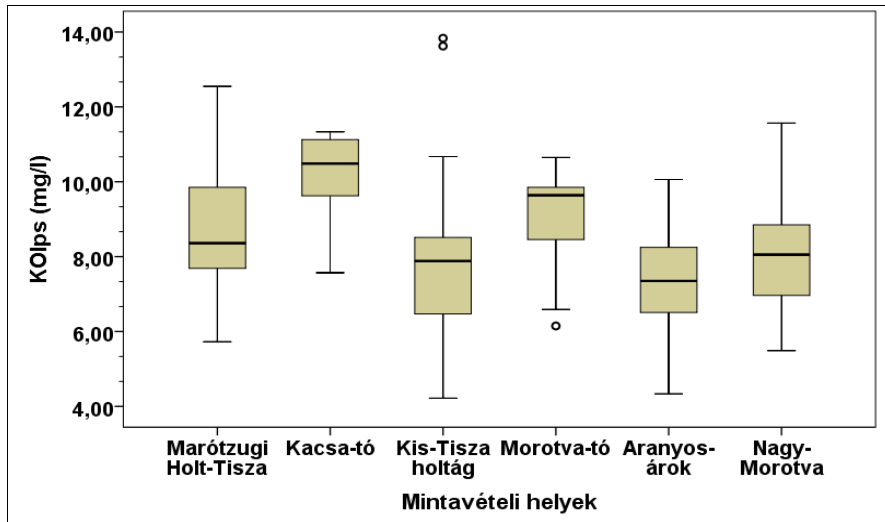
Összehasonlítva az eddig bemutatott eredményekkel, a *tápanyagforgalom* elemeinél jelentősebb szórást tapasztaltam. A mért értékek a 19. táblázat szerint alakultak a vizsgálati időszakban.

19. táblázat. A tápanyagforgalom értékeinek ingadozása az egyes holtmedrekben (mg/l; átlag \pm szórás)

	Marótzugi Holt-Tisza	Kacsa-tó	Kis-Tisza holtág	Morotva-tó	Aranyos-árok	Nagy-Morotva
PO₄³⁻	0,11 \pm 0,07	0,22 \pm 0,26	0,17 \pm 0,14	0,08 \pm 0,06	0,12 \pm 0,09	0,14 \pm 0,07
NH₄⁺	0,40 \pm 0,20	0,59 \pm 0,32	0,56 \pm 0,45	0,79 \pm 0,79	0,39 \pm 0,31	0,79 \pm 1,02
NO₃⁻	0,24 \pm 0,14	0,36 \pm 0,30	0,35 \pm 0,29	0,44 \pm 0,34	0,28 \pm 0,32	0,34 \pm 0,34
NO₂⁻	0,05 \pm 0,07	0,03 \pm 0,01	0,05 \pm 0,06	0,19 \pm 0,25	0,04 \pm 0,07	0,10 \pm 0,20
KOIps	8,68 \pm 1,57	10,22 \pm 1,11	8,04 \pm 2,30	9,09 \pm 1,31	7,31 \pm 1,47	8,06 \pm 1,54

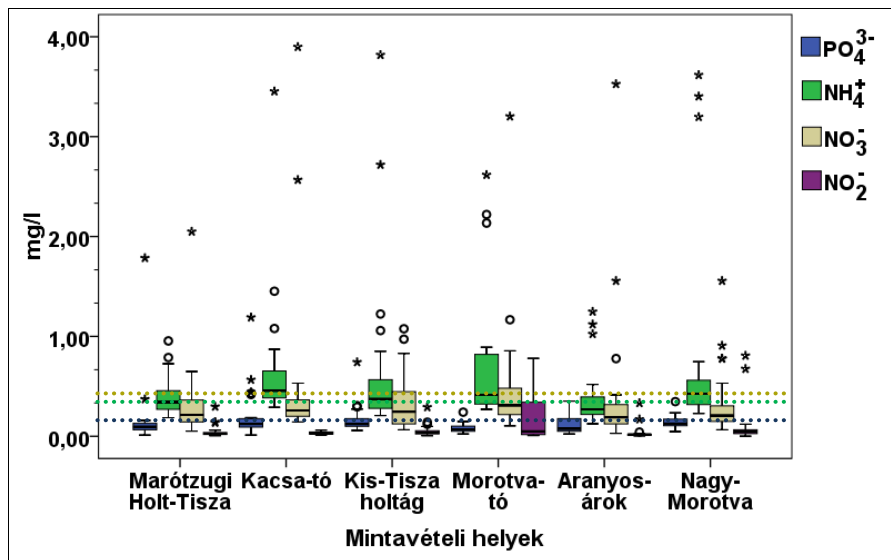
A hat vizsgált holtmederben a legnagyobb mennyiségben a szerves anyag (32. ábra) volt jelen, mely 4,21 és 13,83 mg/l között ingadozott (átlagosan 8,53 mg/l). A KOIps közel akkora mennyiségben volt jelen a vizsgált holtmedrekben, mint az antropogén hatásoknak nagyobb mértékben kitett Lónyay-főcsatornában. A legnagyobb kiugrást a

Kis-Tisza holtág esetében tapasztaltam, a többi mintavételi helyen csak kis mértékben ingadozott a mért mennyiség.



32. ábra. A szerves anyag holtmedrek szerinti eloszlása

A 19. táblázat és a 33. ábra alapján elmondható, hogy a tápanyagforgalom elemei a nitrát kivételével közel azonos mennyiségben voltak jelen, mint a Tiszán, azonban a legtöbb kiugró értéket a holtmedreknél tapasztaltam. Továbbá a Morotva-tóban, a többi mintavételi helyhez képest nagyobb nitrit-koncentrációt mértem (33. ábra), ami a nitrifikáció intenzitását mutatja.



33. ábra. A tápanyagforgalom elemeinek eloszlása az egyes holtmedrekben (jelmagyarázat színe szerinti pontozott vonal: 10/2010 (VIII. 18.) VM rendeletben meghatározott határérték)

A holtmedrek tápanyagforgalom szerinti összehasonlítása nem mutatott szignifikáns eltérést az egyes holtmedrek között. Évszakos bontás alapján az ammónium tavaszi-nyári (átlagos különbség: 0,391 mg/l; $p=0,05$) és tavaszi-őszi (átlagos különbség: 0,433 mg/l; $p=0,05$) mérései különböztek szignifikánsan. Ugyanezt a vizsgálatot éves összehasonlításban is elvégeztem. Ekkor az ammónium 2012-ben mért értékei teljesen elkülönültek a 2013-as (átlagos különbség: 0,587 mg/l; $p<0,001$) és a 2014-es eredményektől (átlagos különbség: 0,525 mg/l; $p<0,001$). A többi vízkémiai változó sem éves, sem pedig évszakos eltérést nem mutatott.

A tápanyagforgalom elemeinek vizsgálatából azt a következtetést tudom levonni, hogy az időnként megjelenő kiugró koncentrációk ellenére jelentősebb antropogén szennyezés nem érte a vizsgált holtmedreket. Ugyanakkor a Kacsató, a Kis-Tisza holtág, a Morotvató és az Aranyosárok környezetében intenzív mezőgazdasági művelést folytatnak, így a bemosódó csapadékvíz vízminőségi változást okozhat, amit a kiugró értékek is megerősítenek. Ezek a vízkémiai változók pedig azt bizonyítják, hogy az eutrofizáció valódi veszélyt jelent a holtmedrekre nézve.

A tápanyagforgalom vízkémiai indikátorai közötti értékelhető korrelációs kapcsolat esetén következtetni lehet arra, hogy mely tápanyagformák vannak jelen együttesen a felszíni vizekben, ezáltal valószínűsíteni lehet eredetüket (egyszerre kerültek a víztestbe, vagy éppen a szerves anyag bomlásának különböző fázisait látjuk), valamint azt, hogy van-e kapcsolat a különböző szennyező források között. Amikor viszont a vizsgálatot az összterületre való tekintettel végeztem el, nem kaptam értékelhető eredményt, ezért a holtmedreket elkülönítettem egymástól. Így az Aranyosárok, a Kacsató, a Marótzugi Holt-Tisza, és a Morotvató esetében egymással korreláló, értékelhető eredményeim voltak (20. táblázat).

20. táblázat. A tápanyagforgalom elemein végzett korrelációs vizsgálat eredménye

Vizsgált holtmeder	Korreláló vízkémiai alkotók	Korrelációs együttható ($p<0,01$)
Aranyosárok	$\text{PO}_4^{3-}\text{-NH}_4^+$	0,756
Kacsató	$\text{PO}_4^{3-}\text{-NH}_4^+$	0,671
	$\text{NO}_3^-\text{-KOIps}$	-0,611
Marótzugi Holt-Tisza	$\text{PO}_4^{3-}\text{-NH}_4^+$	0,693
	$\text{NH}_4^+\text{-NO}_2^-$	0,431
Morotvató	$\text{NH}_4^+\text{-NO}_2^-$	0,571
	$\text{NO}_3^-\text{-KOIps}$	-0,467

Az Aranyosárok, a Kacsató és a Marótzugi Holt-Tisza holtmedreknél az ortofoszfát erősen korrelál az ammóniummal, ami mezőgazdasági eredetre utalhat. Agrokémiai szempontból az az előnyös, ha valamennyi műtrágyaszemcse azonos összetételű, ami kedvezően befolyásolja a növények tápanyagfelvételét. Mivel a növények gyökérzete a tápanyagokat egy helyen találja, így az egyes elemek

elősegíthetik egymás felvételét, pl. a foszfor felvétele nitrogén jelenlétében fokozott. Az ammónium-foszfát műtrágyák előállítása során a foszforsavat ammóniával semlegesítve, az ammonizálás mértékétől függően mono-, di- és triammónium-foszfát képződik, de műtrágyaként csak az első két típus alkalmazható. Azonban a tápanyagok aránya ezen műtrágyákban nem kedvező, a foszfortartalom többszöröse a nitrogénnek, ezért nitrogénnel dúsítva is előállítják az ammónium-foszfátokat (Loch és Nosticzius, 2004). Ennek eredőjeként alkothat erős korrelációt az ammónium az ortofoszfáttal.

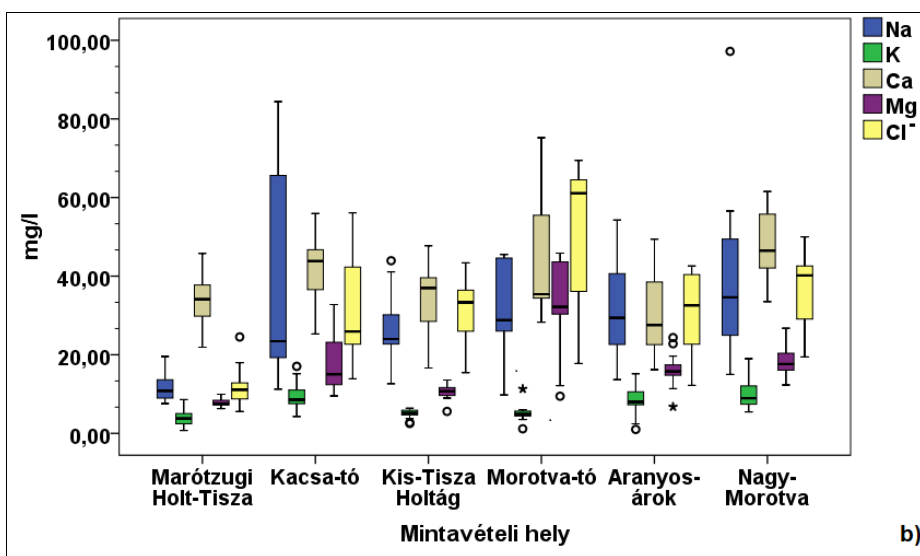
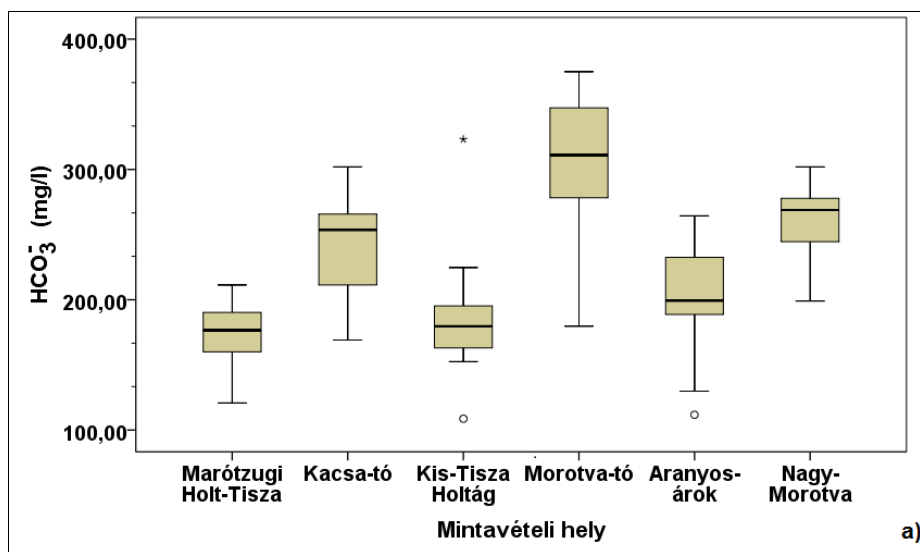
A szerves nitrogénformák, valamint a szerves anyag közötti kapcsolatok a holtmedrekben végbemenő nitrogénátalakulási folyamatok irányára és jellegére adhatnak magyarázatot. A nitrifikációs folyamatok során az NH_4^+ NO_2^- -té, majd pedig NO_3^- -tá oxidálódik. Mivel biotikus folyamatról van szó, az átalakulást számos mikroorganizmus mediálja, melyek a felszabadult energiát hasznosítják. Az átalakulás oxigénigényes folyamat, így a nitrifikáció jelentősen hozzájárul a tavak hipolimnetikus oxigén kimerüléséhez. A legnagyobb intenzitású nitrifikáció az anaerob/aerob határfelületen mérhető. A folyamat oxigénigényéből következik, hogy az oldott oxigén kimerülésekor az NH_4^+ oxidációja megáll a NO_2^- lépésnél, melynek következménye ennek a közti terméknek a felszaporodása, emiatt pedig korreláció alakulhat ki közöttük (Lakatos et al., 2000; Padisák, 2005). Méréseim alapján ez a jelenség leginkább a Morotva-tó esetében figyelhető meg (19. táblázat, 32. ábra), ahol mindkét szerves nitrogénforma nagyobb mennyiségben volt jelen.

A Kacsá-tónál a szerves anyag- és a nitrát között tapasztalt közepes negatív korreláció ($r = -0,611$) a lebontó folyamatok irányát és erősségét mutatja. A bomlás következtében csökken a KOIps és ezzel együtt nő a nitrát mennyisége (20. táblázat). A többi holtmedernél csak gyenge korrelációt tapasztaltam.

A **makroelemek** közül, hasonlóan a Tiszához és a Bodroghoz, a hidrogén-karbonát (34/a ábra) mellett a kalcium jelent meg döntően a holtmedrekben (34/b ábra), azonban a klorid szempontjából kiemelkedett a tímári Morotva-tó, ahol a többi mintaterülethez képest nagyobb mennyiséget, és nagyobb terjedelmű szórást tapasztaltam (21. táblázat, 34/a-b. ábrák). Legkisebb mennyiségben a kálium volt jelen minden mintavételi ponton.

21. táblázat. A makroelemek mennyiségének ingadozása az egyes holtmedrekben (mg/l; átlag \pm szórás)

	Marótzugi Holt-Tisza	Kacsá-tó	Kis-Tisza holtág	Morotva-tó	Aranyos-árok	Nagy-Morotva
Na	11,73 \pm 3,50	38,34 \pm 6,40	26,44 \pm 7,58	31,72 \pm 1,37	30,54 \pm 1,28	36,65 \pm 2,87
K	3,81 \pm 1,90	9,47 \pm 3,52	5,01 \pm 1,02	5,38 \pm 2,12	8,33 \pm 3,37	11,31 \pm 4,31
Ca	33,01 \pm 6,59	41,82 \pm 8,44	33,83 \pm 8,28	42,64 \pm 4,30	28,17 \pm 9,86	45,52 \pm 0,13
Mg	7,93 \pm 0,97	18,47 \pm 7,33	11,01 \pm 2,00	34,60 \pm 1,31	15,96 \pm 3,52	18,75 \pm 3,76
Cl	11,61 \pm 4,21	31,71 \pm 3,49	31,85 \pm 7,75	52,09 \pm 8,17	31,21 \pm 9,24	36,18 \pm 8,86
HCO_3^-	169,22 \pm 33,98	238,68 \pm 40,71	184,32 \pm 44,78	303,49 \pm 62,44	200,58 \pm 40,77	280,47 \pm 89,32



34. ábra. A hidrogén-karbonát (a) és a többi makroelem (b) ingadozása a holtmedrekben

A makroelemeket mintavételi területenként vizsgálva több esetben tapasztaltam szignifikáns ($p < 0,05$) területi különbséget. Évszakos bontásban, egyik változó között sem találtam statisztikai eltérést ($p > 0,05$ minden esetben), ha pedig éves bontásban vizsgáltam az adatokat, akkor a hidrogén-karbonát kivételével minden vízkémiai paraméter 2012-es adatai szignifikánsan különböztek a 2013-as és 2014-es eredményektől.

Korrelációvizsgálatot végeztem a vezetőképesség, valamint a makroelemek között. Arra a kérdésre kerestem a választ, hogy mely ionok miatt alakul ki nagyobb vezetőképesség-érték, illetve mely ionok között van szignifikáns

kapcsolat (22. táblázat). Az eredmények azt mutatták, hogy a vezetőképesség minden elemmel szoros kapcsolatot alkot. Ha pedig az ionokat hasonlítom össze egymással, akkor a 22. táblázat szerint a nátrium a káliummal, a magnézium és a kloriddal, valamint a magnézium a kloriddal és a hidrogén-karbonáttal alkot egységet.

22. táblázat. A holtmedrekben mért vezetőképesség és makroelemek közötti korrelációs vizsgálat eredménye ($p < 0,01$)

	Na	K	Mg	Cl ⁻	HCO ₃ ⁻
EC	0,742	0,593	0,837	0,829	0,588
Na	-	0,756	0,611	0,738	0,171
Mg			-	0,834	0,496

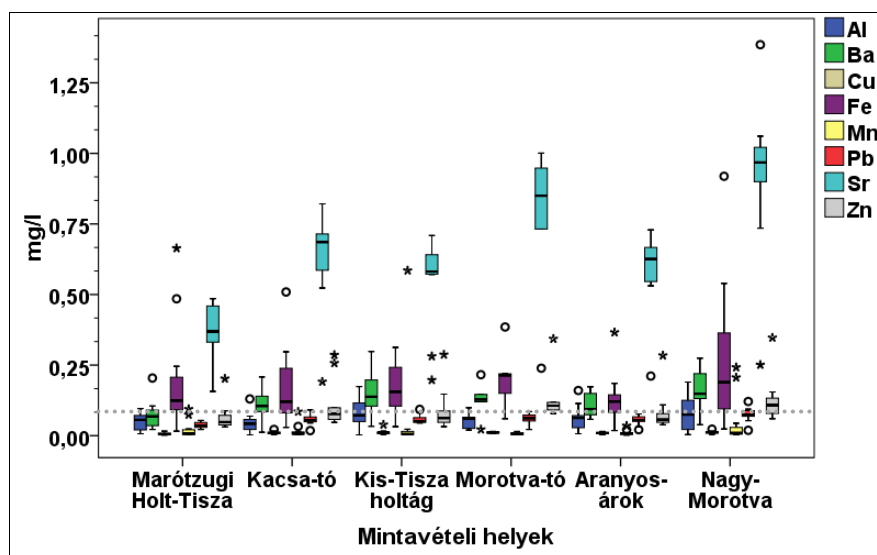
Abonyi és munkatársai (2009) az Alcsi- Holt-Tisza és a tiszadobi Malom-Tisza összehasonlítása során azt tapasztalták, hogy mindkét holtmeder eutróf, főionösszetételük Ca²⁺-Mg²⁺-HCO₃⁻ iondominanciával jellemezhető. Eredményeim szerint az általam vizsgált holtmedrek is eutróf holtmedrek, azonban jelen esetben a Ca²⁺ és a HCO₃⁻ mellett a Na⁺ és a Cl⁻ ionok jelentek meg dominánsan, ami antropogén eredetre utalhat (Szabó et al., 2008; Cabezas et al., 2009). Megjelenik ugyan a Mg és a felsoroltak közül csak a Cl⁻-dal és a HCO₃⁻-tal alkot korrelációt, viszont a Ca²⁺ nagyobb mennyisége ellenére nem korrelál egyik ionnal sem.

Vezetőképesség esetében a legnagyobb értékeket a Kacsá-tóban és Morotva-tóban tapasztaltam. Csapadék, illetve az élővízzel való kapcsolatuk hiányában ezek a holtmedrek kevesebb vízutánpótlást kapnak. Az intenzív párolgás és oldalirányú elszivárgás miatt a vízben oldott ionok halmozódnak fel, ami magas vezetőképességet eredményezhet (Babka et al., 2011). Ennek hatására maradhatnak vissza nátrium- vagy magnéziumsók, melyek a kloriddal szoros kapcsolatot képeznek, növelve ezáltal a vezetőképességet, és befolyásolva a természetes hidrobiológiai folyamatokat (22. táblázat). A Lónyay-főcsatornához hasonlóan viszont azt is figyelembe kell venni, hogy a környező mezőgazdasági területeken alkalmazott műtrágyák hasznosítatlan alkotói bemosódhatnak a felszíni vizekbe, módosítva ezáltal a holtmedrek természetes ionösszetételét. Így az egymástól szignifikánsan különböző holtmedrek nemcsak fizikailag különülnek el, hanem a bennük lejároló fizikai-kémiai-biológiai folyamatok is eltérően zajlanak.

A **mikroelemek** esetében a vizsgált időszakban jelentősebb többletterhelés nem érte a holtmedreket. A vizsgált elemek közül a legkisebb koncentrációban a réz, legnagyobb mennyiségben pedig a stroncium volt jelen, ami szakirodalmi adatok (Capo et al., 1998) alapján átlagosnak mondható (23. táblázat, 35. ábra). Azonban a cink, az ólom, a vas és a mangán kiugró értékei meghaladták a szabványban (MSZ 12749:1993) meghatározott szennyezett és erősen szennyezett határértékeket. Ezek közül a Fe, Mn, Zn a tiszai árhullámok révén, a Ba, Pb és a Sr pedig antropogén tevékenység révén jelenhetnek meg a holtmedrekben.

23. táblázat. A mikroelemek statisztikai megoszlása ez egyes holtmedrekben (mg/l; átlag±szórás)

	Marótzugi Holt-Tisza	Kacsa-tó	Kis-Tisza holtág	Morotva-tó	Aranyos-árok	Nagy-Morotva
Al	0,05 ± 0,03	0,05 ± 0,03	0,08 ± 0,05	0,05 ± 0,03	0,06 ± 0,04	0,08 ± 0,06
Ba	0,07 ± 0,05	0,11 ± 0,05	0,15 ± 0,07	0,13 ± 0,07	0,11 ± 0,04	0,16 ± 0,07
Cu	0,01 ± 0,00	0,01 ± 0,01	0,01 ± 0,01	0,01 ± 0,00	0,01 ± 0,00	0,01 ± 0,00
Fe	0,20 ± 0,20	0,17 ± 0,14	0,17 ± 0,09	0,21 ± 0,12	0,13 ± 0,09	0,27 ± 0,26
Mn	0,02 ± 0,03	0,02 ± 0,02	0,06 ± 0,17	0,01 ± 0,00	0,01 ± 0,01	0,05 ± 0,08
Pb	0,04 ± 0,01	0,06 ± 0,02	0,06 ± 0,02	0,06 ± 0,02	0,05 ± 0,02	0,07 ± 0,02
Sr	0,38 ± 0,10	0,64 ± 0,16	0,55 ± 0,16	0,75 ± 0,31	0,58 ± 0,14	0,93 ± 0,26
Zn	0,07 ± 0,05	0,11 ± 0,08	0,09 ± 0,07	0,15 ± 0,11	0,08 ± 0,07	0,12 ± 0,08



35. ábra. A mikroelemek holtmedrek szerinti eloszlása (színek megfelelő pontozott vonal: 10/2010 (VIII. 18.) VM rendeletben meghatározott határérték)

A legvalószínűbb magyarázat a stroncium és a bárium megjelenésére az, hogy a holtmedrek környezetében elhelyezkedő mezőgazdasági területekről, a műtrágyázás révén kerül be a holtmedrekbe. Kádár (1992, 2007) vizsgálatai során megállapította, hogy a növények számára a stroncium nem minősül egyértelműen esszenciális tápelemnek. Vizsgálatai szerint a tartós szuperfoszfát-trágyázás növeli a talaj oldható Sr-tartalmát és a növényi Sr-felvételt. Bebizonyította, hogy a hazai Kola-foszfát alapú szuperfoszfátok akár 2% stronciumot is tartalmazhatnak, így amikor a talajok P-ellátottsága növekedett, a Sr-ellátottság is megnőtt. Ezek alapján elmondható, hogy a környező mezőgazdasági területeken alkalmazott foszfor műtrágyákkal együtt stroncium is bekerülhetett a talajba, majd csapadék hatására a holtmedrekbe is bemosódhatott.

A mikroelemek között is elvégeztem a korrelációs vizsgálatot (25. táblázat), mely szerint az alumínium-vas, a bárium-ólom, a bárium-stroncium és az ólom-stroncium között a legszorosabb a kapcsolat.

24. táblázat. A mikroelemek korrelációs vizsgálatának eredménye

	Ba	Cu	Fe	Mn	Pb	Sr	Zn
Al	-0,061	0,306	0,508	0,224	-0,110	0,059	0,269
Ba	-	0,004	-0,016	0,225	0,623	0,635	-0,225
Cu		-	0,081	-0,049	0,173	0,082	0,375
Fe			-	0,394	-0,061	0,109	0,326
Mn				-	0,027	0,096	-0,011
Pb					-	0,839	-0,320
Sr						-	-0,224

A korrelációs táblázat (24. táblázat) alapján azt a következtetést lehet levonni, hogy a vas és alumínium együttesen az árvíz által szállított szerves kolloidok által Fe- és Al-humátok segítségével kerülhetnek a holtmedrekbe (Szalai et al., 2005; Sanja et al., 2009). Az ólom-stroncium együttesre az adhat magyarázatot, hogy a műtrágyák a gyártásuk során, illetve a felhasznált alapanyag hatására gyakran szennyeződhetnek ólommal, amely így beszivároghatva növeli a felszíni és felszín alatti vizek szennyezettségét (23, 24. táblázatok; Kádár, 1992; Kádár, 2007). Azonban az is bizonyított, hogy a különböző műtrágya-félék jelentős mennyiségben tartalmaznak kloridot is, mely kimosódva szintén az antropogén hatást erősíti (Debreczeni, 1979).

A makroelemekhez képest kevesebb vízkémiai paraméternél tapasztaltam szignifikáns eltérést a holtmedrek között. A legnagyobb különbség a stronciumnál volt, ahol több holtmeder is szignifikánsan eltér egymástól (25. táblázat). Egyik kémiai komponensnél sem találtam statisztikai eltérést évszakos bontásban.

25. táblázat. Az egymástól szignifikánsan eltérő holtmedrek (ANOVA, post hoc teszt: Tukey-próba)

Vizsgált mikroelem	Vizsgált holtmedrek	Eltérő holtmedrek	Átlagos különbség (mg/l)	Sig.
Ba	Marótzugi Holt-Tisza	Kis-Tisza holtág	-0,075	0,042
		Nagy- Morotva	-0,088	0,011
Pb	Marótzugi Holt-Tisza	Nagy- Morotva	-0,037	<0,001
Sr	Marótzugi Holt-Tisza	Kacsa-tó	-0,260	0,017
		Morotva-tó	-0,377	0,005
		Nagy- Morotva	-0,550	<0,001
	Kacsa-tó	Nagy- Morotva	-0,290	0,004
	Kis-Tisza holtág	Nagy- Morotva	-0,373	<0,001
	Aranyosárok	Nagy- Morotva	-0,344	0,001

Az MSZ 12749:1993 szabvány szerint értékelve az összesített vízkémiai eredményeket az alábbi vízminőségi besorolást tudtam megállapítani (26. táblázat).

26. táblázat. Az egyes holtmedrek MSZ 12749:1993 szabvány szerinti kategorizálása (legkisebb és legnagyobb szennyezettségi kategória; zárójelben: leggyakoribb kategória; a fémek esetében 12, a többi vízkémiai változó esetében 25 hónap eredményei alapján megállapítva)

Vízminőségi jellemzők	Marótzugi Holt-Tisza	Kacsa-tó	Kis-Tisza holtág	Morotvató	Aranyos-árok	Nagy-Morotva
pH	I-III (I)	I-III (I)	I-II (I)	I-II (I)	I-III (I)	I-II (I)
EC	I (I)	I-III (I)	I-II (I)	I-III (II)	I-II (I)	I-II (II)
PO ₄ ³⁻	I-V (III)	I-V (IV)	III-V (IV)	II-IV (III)	II-V (III)	II-V (IV)
NH ₄ ⁺	I-III (II)	II-IV (II)	I-IV (II)	II-V (II)	I-IV (II)	I-V (II)
NO ₃ ⁻	I (I)	I-II (I)	I (I)	I-II (I)	I-II (I)	I-II (I)
NO ₂ ⁻	I-IV (II)	I-III (II)	I-III (III)	I-V (III)	I-V (II)	I-V (III)
KOIps	II-III (III)	II-III (IV)	I-III (III)	II-III (III)	I-III (III)	II-III (III)
Al	I-III (III)	I-III (II)	I-III (III)	I-III (III)	I-III (III)	I-III (III)
Cu	I-III (I)	I-III (II)	I-III (III)	I-III (III)	I-III (II)	I-III (III)
Fe	I-IV (II)	I-III (II)	I-III (II)	I-III (III)	I-III (II)	I-IV (II)
Mn	I (II)	I (II)	I-V (II)	I (II)	I (II)	I-IV (II)
Pb	III-IV (III)	II-IV (IV)	III-IV (IV)	III-IV (IV)	III-IV (IV)	II-V (IV)
Zn	I-IV (I)	I-IV (II)	I-IV (II)	I-V (IV)	I-IV (II)	I-V (IV)

A 10/2010 (VIII. 18.) VM rendelet értelmében a mért koncentrációk az alábbi százalékokban haladták meg a jogszabályban foglalt határértékeket: ortofoszfát 45%; ammónium 70%; nitrát 24%; réz 43%; cink 53%.

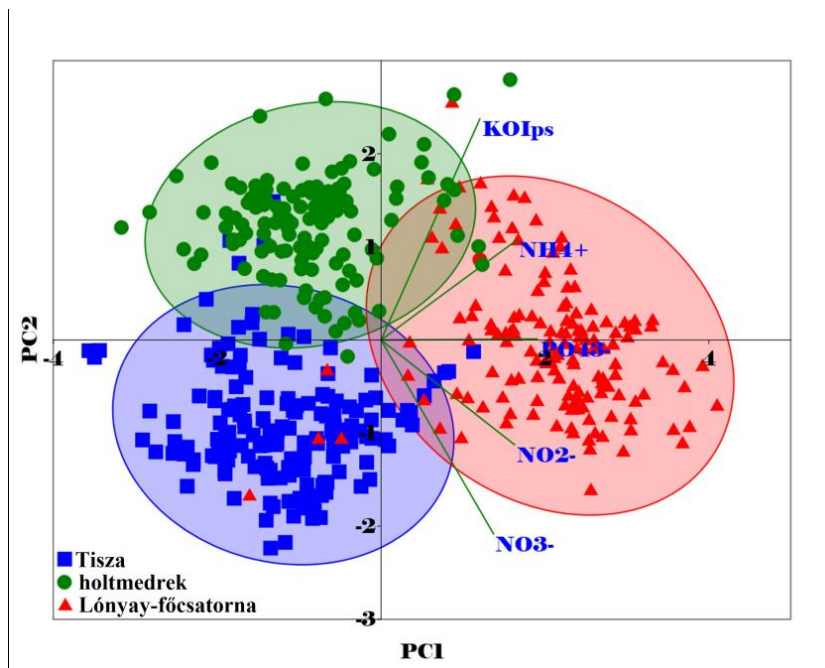
A vízkémiai változók értékelésekor a szabványban előírt határértékek alapján az ortofoszfát, az ammónium, a nitrit, az ólom és a cink érték el a szennyezett és egyes esetekben az erősen szennyezett határértékeket. Az alumínium és a réz kiváló és tűrhető (I-III.), a vas kiváló és szennyezett (I-IV), a mangán kiváló és erősen szennyezett (I-V) kategóriákba tudtam besorolni. Viszont az utóbbi két fém esetében a szennyezett és az erősen szennyezett kategóriák nem voltak gyakoriak, csupán két holtmedernél volt jellemző.

A holtmedrek kategorizálását biológiai vízminősítés alapján is elvégeztem. Halobitás alapján a vizsgált holtmedreket béta-oligohalobikus és alfa-oligohalobikus kategóriák közé tudtam besorolni. Szaprobításuk szerint béta-mezoszaprobikus és alfa-mezoszaprobikus kategóriák között ingadoznak.

4.1.4. A Tisza, a Lónyay-főcsatorna és a holtmedrek összehasonlítása

Ebben a fejezetben a három mintavételi területet főkomponens-analízis segítségével hasonlítottam össze. Arra kerestem a választ, hogy az egyes területek mennyire különböznek el egymástól egy-egy vizsgált vízkémiai tulajdonság-csoport (tápanyagok, mikroelemek, makroelemek) alapján, illetve a különböző vízkémiai paraméterek között milyen irányú a kapcsolat.

A *tápanyagforgalom* elemei alapján jól elkülöníthető a három fő mintaterület. Az ordinációs diagramon pirossal a Lónyay-főcsatorna, kézzel a Tisza, zölddel pedig a holtmedrek láthatók (36. ábra). Mindhárom esetben van némi átfedés, azonban ez nem számottevő. A mért paraméterek közül a nitrát és a nitrit képez egy csoportot, valamint külön egységet alkot az ammónium és a szerves anyag.



36. ábra. Az egyes mintaterületek tápanyag szerinti összehasonlítása (ellipszisek: 95%-os valószínűség)

A főkomponens analízis elvégzésekor 3 főkomponenst kaptam, melyek az összes változó által lefedett összvariancia 84,43%-át magyarázzák, valamint a vizsgálat KMO értéke 0,763 volt. Az eredmények alapján megállapítható, hogy a PC1-et a nitrát, nitrit és az ortofoszfát alkotják, jelezve koncentrációjuk együtt ingadozását ($r_{\text{PO}_4\text{--NO}_3}=0,598$; $r_{\text{NO}_3\text{--NO}_2}=0,523$; $p<0,01$). A PC2-ben csak az ammónium, a PC3-ban pedig csak a szerves anyag jelenik meg nagy értékkel (27. táblázat). Az ortofoszfát és ammónium között is volt értékelhető pozitív korrelációs kapcsolatot ($r_{\text{PO}_4\text{--NH}_4}=0,541$; $p<0,01$), vagyis az ortofoszfát mindkét

főkomponenssel (PC1 és PC2) korrelál, mely a két vízkémiai változó együttes megjelenésére utal.

27. táblázat. A főkomponensek értékei és magyarázott varianciájuk a tápanyagforgalom esetében

	PC1	PC2	PC3
NO ₃ ⁻	0,842	0,303	-0,078
NO ₂ ⁻	0,84	-0,025	0,292
PO ₄ ³⁻	0,626	0,521	0,331
NH ₄ ⁺	0,142	0,91	0,241
KOIps	0,14	0,271	0,923
Magyarázott variancia	36,93%	25,31%	22,19%

A kapott PCA és korrelációs értékekből következik, hogy az első főkomponensben a nitrogén körforgás révén a nitrit-nitrát átalakulás játszik domináns szerepet, amihez hozzáadódik az ortofoszfát, mely a nitráttal kapcsolatot alkotva antropogén eredetre utalhat (műtrágyák, szennyvíz- és állattartó telepek). Korrelációs kapcsolatuk a koncentrációjuk együttmozgását (csökkenését, vagy növekedését) jelzi. A második főkomponensben az ammónium értéke a bakteriális folyamatokra és a frissen bekerülő szennyezők megjelenésére utal. Még kevesebb, de nem elhanyagolható a jelentősége a szerves-anyagnak, mely a dekomponáló szervezeteket és a lebomlás mértékét jellemzi.

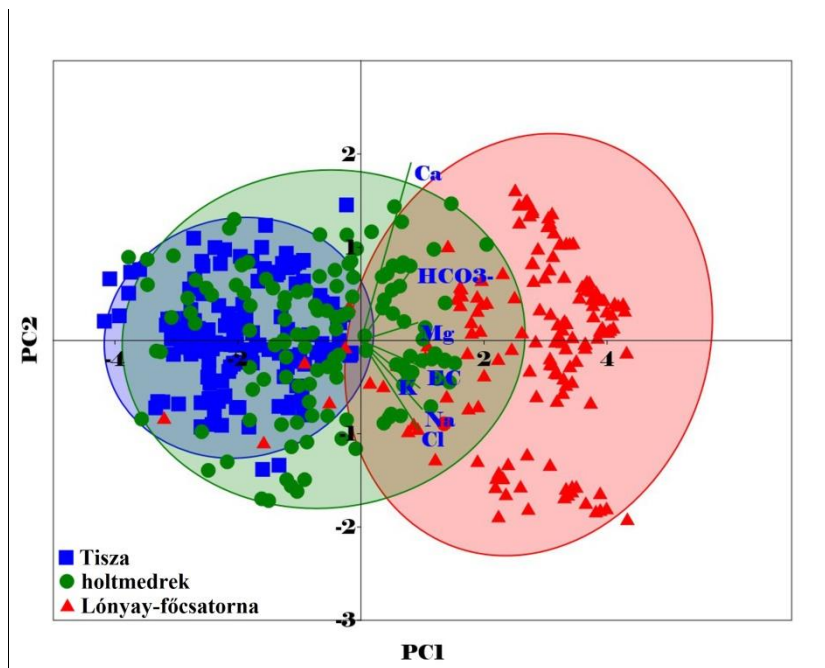
Az elemzés során kapott főkomponenseken (PC1-PC3) ANOVA-t végeztem és post hoc tesztként Tukey-próbát használtam. A 28. táblázatban látható, hogy a PC1 és a PC3 esetében mindhárom terület szignifikánsan eltért egymástól, míg a PC2-nél a Tisza és a holtmedrek nem különültek el. Ez valószínűleg a két felszíni víztest közelségéből, egymásra hatásukból következhet.

28. táblázat. Az ANOVA vizsgálat eredményeként elkülönülő mintaterületek (ANOVA, post hoc teszt: Tukey-próba)

	Eltérő területek		Átlagos különbség	Sig.
PC1	Tisza	Lónyay-főcsatorna	-0,925	<0,001
		holtmedrek	0,490	<0,001
	Lónyay-főcsatorna	holtmedrek	1,414	<0,001
PC2	Tisza	Lónyay-főcsatorna	-1,177	<0,001
	Lónyay-főcsatorna	holtmedrek	1,165	<0,001
PC3	Tisza	Lónyay-főcsatorna	-1,421	<0,001
		holtmedrek	-1,762	<0,001
	Lónyay-főcsatorna	holtmedrek	-0,341	<0,001

A **makroelemek** szemszögéből az ordinációs diagramon a kézzel ábrázolt tiszai terület 95%-os hasonlóságot mutat a holtmedrekkel, míg a pirossal jelzett Lónyay-főcsatorna csak érintőlegesen mutat vízminőségi hasonlóságot a Tiszával és még nagyobb egyezést a holtmedrekkel (37. ábra). Ez a gyenge átfedés a főcsatorna becsatlakozásának a helyszínét jelenti, ahol a két víztest keveredik egymással. A folyó és a holtmedrek esetében pedig az egymással való kapcsolatot, egymásra való hatásukat jelenti, ez azonban csak akkor érvényesül, amikor a holtmedreket előnti az árvíz, más esetekben függetlenek egymástól. Ezt mutatják az átfedésen kívüli pontok (37. ábra).

A mért komponensek közül a vezetőképesség (EC), a nátrium, a kálium és a klorid jól korrelálnak egymással, így szorosan egymás mellett helyezkednek el, míg a kalcium és a hidrogén-karbonát ellentétes irányba mutatnak egy teljesen különálló egységet képezve (37. ábra).



37. ábra. A három mintaterület makroelemek szerinti összehasonlítása (ellipszisek: 95%-os valószínűség)

A főkomponens analízis eredményeként szintén három főkomponenset kaptam, melyek az összes változó által lefedett összvariancia 93,99%-át magyarázzák. A vizsgálat Kaiser-Meyer-Olkin értéke 0,87 lett, ami még erősebb kapcsolatra utal, mint amit a tápanyagforgalomnál tapasztaltam. Az első főkomponensbe tartozik a klorid, a nátrium, a vezetőképesség, a kálium és a hidrogén-karbonát. Ezek a vízminőségi változók hasonló főkomponenssúly-értékekkel rendelkeznek (29. táblázat). A korrelációs vizsgálat erős kapcsolatot mutatott, ami azt jelenti, hogy ezen elemek koncentrációja együtt változik ($r_{Na-K}=0,896$; $r_{Na-Cl}=0,907$; $r_{Na-HCO_3}=0,842$; $r_{K-Cl}=0,793$; $r_{K-HCO_3}=0,812$; $p<0,01$). Ez a megállapítás alátámasztja a 36.

ábrán látottakat. A második főkomponensben egyedül a kalcium, a harmadikban pedig a magnézium figyelhető meg. A hidrogén-karbonát a PC1-gyel és a PC2-vel is erős kapcsolatot alkot, ami arra utal, hogy mindkét főkomponens elemeihez kapcsolódik, együtt jelenik meg velük. Korrelációs vizsgálat alapján mind a kalciummal, mind pedig a magnéziummal pozitív erős kapcsolatot mutat ($r_{Ca-HCO_3^-}=0,813$; $r_{Mg-HCO_3^-}=0,760$; $p<0,01$), ami összetartozásukat fejezi ki.

29. táblázat. A makroelemekre vonatkoztatott főkomponens értékek

	PC1	PC2	PC3
Cl⁻	0,861	0,397	0,131
Na	0,854	0,249	0,397
EC	0,829	0,43	0,301
K	0,802	0,231	0,44
HCO₃⁻	0,647	0,554	0,431
Ca	0,366	0,847	0,343
Mg	0,32	0,336	0,873
Magyarázott variancia	49,40%	22,78%	21,80%

A nátrium, kálium és a klorid PC1-ben való együttes megjelenése szintén a koncentrációjuk együttes változását jelenti, valamint azt, hogy ezek az elemek határozzák meg elsődlegesen a vízminőséget. A második főkomponensben elhelyezkedő kalcium már kisebb befolyásoló erővel bír, megjelenése elsőként a geológiai eredetéhez köthető. A szintén geogén eredetű magnézium, mint kísérőelem jelenik meg a makroelemek között.

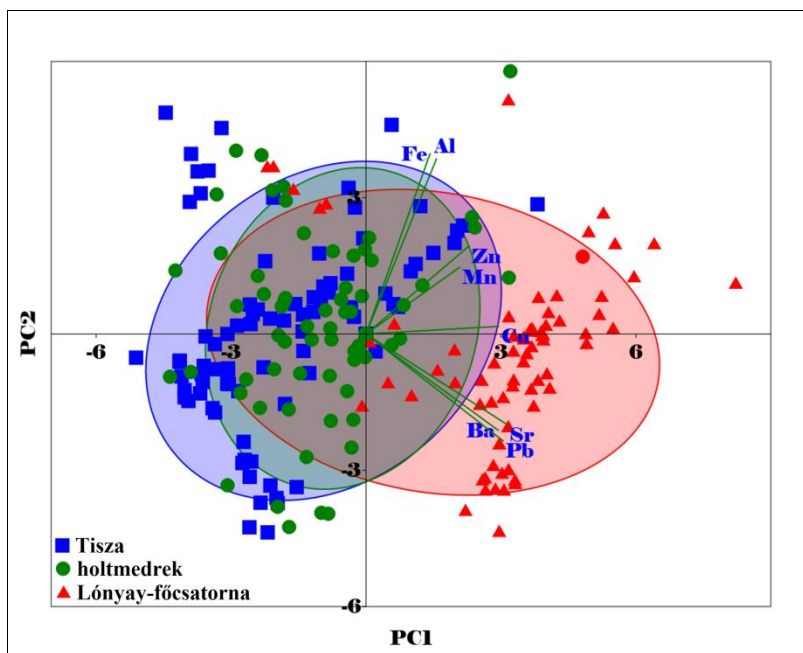
Ezen változók esetében is elvégeztem a főkomponenseken az ANOVA-t, melyből kiderült, hogy a PC1 és a PC2 alapján a Lónyay-főcsatorna szignifikánsan különbözik a holtmedrektől és a Tiszától. A PC3 alapján pedig a tiszai minták különböztek szignifikánsan a holtmedrektől és a főcsatornától (30. táblázat). Ez azt jelenti tehát, hogy a PC1-ben és a PC2-ben lévő elemek elsőként a Lónyay-főcsatornára jellemzőek és emiatt tér el a többi víztesttől. A PC3-ban lévő magnézium pedig inkább a nagyobb folyó dominanciáját erősíti.

30. táblázat. Az ANOVA vizsgálat eredményeként elkülönülő mintaterületek (ANOVA, post hoc teszt: Tukey-próba)

	Eltérő területek		Átlagos különbség	Sig.
PC1	Lónyay-főcsatorna	Tisza	1,442	<0,001
		holtmedrek	1,520	<0,001
PC2	Lónyay-főcsatorna	Tisza	1,037	<0,001
		holtmedrek	1,012	<0,001
PC3	Tisza	Lónyay-főcsatorna	-1,116	<0,001
		holtmedrek	-0,853	<0,001

Tanos és munkatársai (2012) a Tiszán végzett mérései során megállapították, hogy a folyón Balsa után markáns változás történik a háttérfolyamatokban. Míg vizsgálatukban a folyó felső szakaszán az első főkomponensben a nitrogénformák voltak a leghangsúlyosabbak, addig ezt a Balsa utáni szakaszon a Na- és Cl-ionok váltották fel. Ezt a megállapítást megerősítik a 30. táblázatban közölt eredményeim, melyek szerint a Lónyay-főcsatorna a PC1 és PC2 alapján is különbözött a Tiszától és a holtmedrektől.

A **mikroelemek** szempontjából még nagyobb vízminőségbeli hasonlóság látható a Tisza (kék) és a holtmedrek (zöld) között, a Lónyay-főcsatorna pedig jelentős eltérést mutatott (38. ábra). Ez azt mutatja, hogy a holtmedrek ebben az esetben sem különülnek el a folyótól, míg a főcsatorna az antropogén hatás következtében mindkét víztesttől különbözik, amit a mért értékek is mutatnak (38. ábra). A mért kémiai elemek közül külön csoportot képez a bárium, a stroncium, az ólom (31. táblázat PC1; 38. ábra), valamint egy másik egységet a vas és az alumínium (31. táblázat PC2; 38. ábra).



38. ábra. A három mintaterület mikroelemek szerinti összehasonlítása (ellipszisek: 95%-os valószínűség)

A főkomponens-analízis ebben az esetben is 3 főkomponenst eredményezett, az összes változó által lefedett összvariancia értékül 75,13%-ot kaptam. A vizsgálat Kaiser-Meyer-Olkin értéke 0,633 lett. A PC1-ben az ólom és a stroncium főkomponens súlya nagy (31. táblázat), ami arra utal, hogy a koncentrációjuk együtt változik ($r_{Pb-Sr}=0,862$; $p<0,01$). A bárium és a réz kisebb mértékben, közel azonos arányban van jelen, és közepes korrelációt mutatnak az előző két elemmel

($r_{Ba-Pb}=0,598$; $r_{Ba-Sr}=0,574$; $r_{Cu-Pb}=0,678$; $r_{Cu-Sr}=0,598$; $p<0,01$). A második főkomponensben az alumínium, a cink és a vas alkotnak egy egységet, korrelációt azonban csak a vas-alumínium között tudtam kimutatni ($r_{Al-Fe}=0,619$; $p<0,01$), a cink egyik elemmel sem mutatott kapcsolatot. A PC3-ban pedig a mangán figyelhető meg, azonban a vas itt is jelentős értéket képvisel (31. táblázat) köztük azonban nem találtam szignifikáns kapcsolatot.

31. táblázat. A mikroelemekre vonatkoztatott főkomponensek értékei

	PC1	PC2	PC3
Pb	0,957	0,037	0,033
Sr	0,909	0,158	0,005
Ba	0,7	0,092	0,387
Cu	0,686	0,513	-0,14
Al	0,139	0,807	0,287
Zn	0,213	0,723	-0,302
Fe	-0,029	0,669	0,591
Mn	0,098	-0,002	0,787
Magyarázott variancia	34,72%	24,00%	16,41%

Az első főkomponensben megjelenő elemek elsősorban antropogén forrásra (ipar, mezőgazdaság) utalnak. Kádár (1992, 2007) megállapította, hogy a foszfáttartalmú műtrágyák növelik a talaj oldható stroncium tartalmát. A műtrágyázás mellett az ólom- és réztartalmú növényvédelmi kezelés is potenciális veszélyt jelent, mely szintén növeli a szennyezettség mértékét. A második és a harmadik főkomponensben lévő Fe, Al, Mn főként geológiai eredetre utal, a szilikát ásványok mállásából kerülnek ki. A hordalékszállítás révén, a kolloidszemcséken adszorbeálódva kerülnek be a felszíni vizekbe.

ANOVA-val vizsgálva a főkomponenseket látható (32. táblázat), hogy a PC1-PC2 alapján a Lónyay-főcsatorna szignifikánsan eltért mindkét mintaterületől. A PC3 szerint pedig csak a holtmedrek tértek el szignifikánsan a főcsatornától. Ez magyarázatot ad a 38. ábrában közöltre, mely szerint a Lónyay-főcsatorna vízminősége a mért eredmények tükrében különálló egységet képez (32. táblázat).

32. táblázat. Az ANOVA vizsgálat eredményeként elkülönülő mintaterületek

	Eltérő területek		Átlagos különbség	Sig.
PC1	Lónyay-főcsatorna	Tisza	1,740	<0,001
		holtmedrek	1,597	<0,001
PC2	Lónyay-főcsatorna	Tisza	0,657	<0,001
		holtmedrek	0,681	<0,001
PC3	Lónyay-főcsatorna	holtmedrek	-0,417	0,041

A statisztikai vizsgálatok eredményeként megállapítható, hogy a mintaterületek a tápanyagforgalom, makro- és mikroelemek szempontjából vízminőségbeli eltérést mutattak. Ez azt jelenti, hogy nem csak területileg tértek el egymástól, hanem a bennük végbemenő hidrológiai, hidrobiológiai folyamatok révén is különböztek. Ugyanakkor az is megfigyelhető, hogy az antropogén hatások (mezőgazdaság, lakossági szennyvízterhelés) koncentráltabban éreztették hatásukat, mint a természetes és geológiai hatások összességében. A kémiai állapot alapján a nagyobb folyó állapota (Tisza) a kisebbhez (Lónyay-főcsatorna) és a holtmedrekhez viszonyítva lényegesen jobb volt. Ennek magyarázata az eltérő terheltségből adódik. A főcsatorna és a holtmedrek közti vízminőségbeli átfedés pedig azt bizonyítja, hogy a holtmedreket érő antropogén terhelés, illetve a bennük lezajló hidrobiológiai folyamatokból eredő belső terhelés révén a holtmedrek vízminősége időnként eléri a főcsatornánál tapasztalt szennyezett, ritkán pedig az erősen szennyezett állapotot. A holtmedrek és a kisebb vízfolyások a kis hígulás és a természetes állapotban alacsony szaprobitás következtében szennyezettebbek, mint a nagyobb vízhozamú Tisza.

Hrabovszki (2003) a Körös-medence felszín alatti vizeinek nyomelem-tartalmát vizsgálta fúrt kutakban. Főkomponens elemzés segítségével megállapította, hogy az első főkomponensében a kutak vizének magnézium, bárium és stroncium ionkoncentrációja azonos előjellel és nagy főkomponens súllyal szerepel, közöttük erős pozitív kapcsolatot mutatott ki. Azt feltételezte, hogy a Sr és a Ba a Ca-hoz és a Mg-hoz hasonlóan karbonátok – kalcit és dolomit – pH változás hatására lejátszódó oldódásával kerül elsősorban a felszín alatti vízbe. A vizsgált kutakban a vas és az alumínium koncentrációjának a változása a vas- és az alumínium-oxidok, hidroxidok pH-változásával magyarázható. Felületükön Zn is adszorbeálódhat, így oldódásukkal nem csak a vas és az alumínium, de a cink koncentrációja is változik (Grasselly, 1988; Tessier et al., 1995). Erre utalhatnak a mikroelemek vizsgálatánál a PC2-ben lévő erős faktorértékek is (32. táblázat). Mivel a Lónyay-főcsatorna felszíni vize egyes helyeken keveredhet a talaj-, és rétegvízzel, így valószínűsíthető geogén eredetük.

4.2. A Lónyay-főcsatorna vízkémiai hatása a Tiszára

4.2.1. A tápanyagforgalom, nátrium, vezetőképesség változása a vizsgált időszakban

Ebben a fejezetben egyrészt a tápanyagforgalom, az arzén, a vezetőképesség és a nátrium koncentráció-változását elemzem. Továbbá azt vizsgálom, hogy időben hogyan módosulnak, és milyen hatással vannak ezen vízkémiai alkotók a Tiszára. Van-e összefüggés az egyes kémiai elemek koncentrációja és a vízfolyások vízállása, vízhozama között, valamint az arzén és az egyéb vízkémiai paraméterek között.

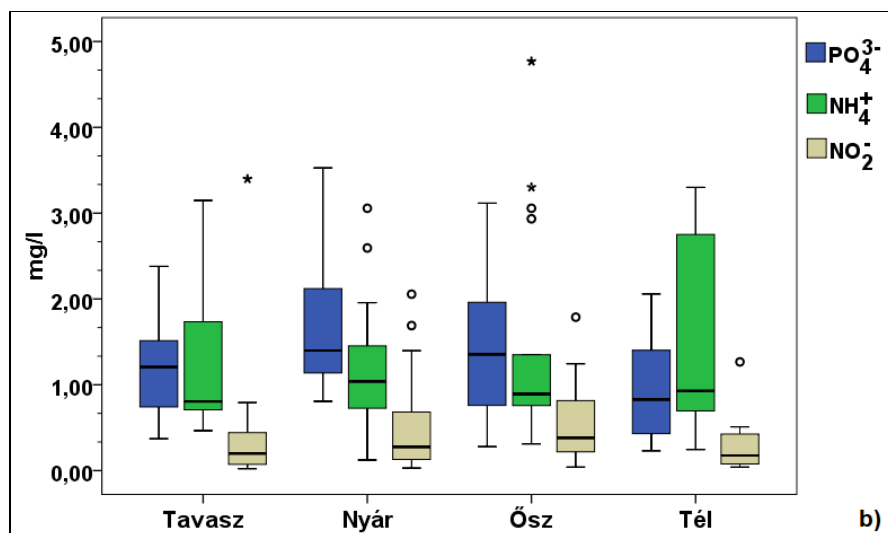
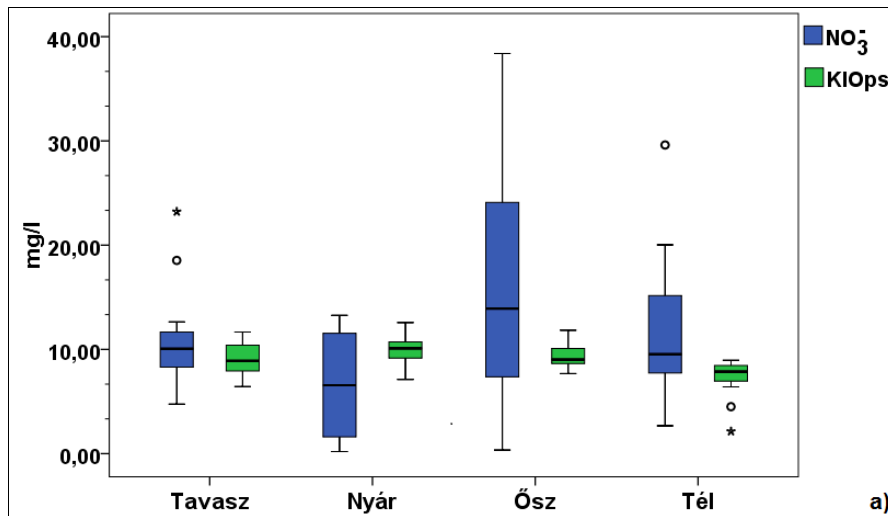
A 2010 szeptembere és 2013 októbere között végzett mérési eredmények alapján elmondható, hogy a főcsatorna vize (L4) kb. 5-8-szor olyan szennyezett, mint a Tisza (33. táblázat). Ez – mint arra korábban is utaltam – egyrészt a területen folyó intenzív mezőgazdaság, valamint a szennyvíztisztító telepek túlterhelésének, és a technológiai fejlesztések elmaradásának következménye. Az intenzív műtrágyázás hatására a nem hasznosuló tápelemek a csapadékkal a felszíni vizekbe mosódnak, növelve ezzel a háttérszennyezettséget (Szabó, 2004; Szalai et al., 2004; Szabó, 2008; Garnier et al., 2010; Pirkhoffer et al., 2013).

A vizsgálati eredmények alapján megállapítható (33. táblázat), hogy a balsai mintavételi ponton (F2) a vezetőképesség (EC), a nitrát, az ammónium, az ortofoszfát és a szerves anyag mennyisége nagyobb, mint a torkolat feletti (F1), és a torkolattól távolabbi (F3) mintavételi helyszíneken (13. ábra). Ugyanakkor azt is figyelembe kell venni, hogy a vizsgált időszakban a Lónyay-főcsatorna átlagos vízhozama 1,8 m³/s, (kótaji mérőállomás min: 0,3 m³/s, max: 10,7 m³/s; 7. táblázat), míg a Tiszáé 362,1 m³/s volt (dombrádi mérőállomás min: 74,1 m³/s, max: 1620 m³/s; 7. táblázat). Ezek alapján azt feltételezem, hogy a főcsatorna tápanyagokkal, és egyéb makro- és mikroelemekkel terhelt vize a torkolat környéki szakaszon éreztetni hatását, mivel a Tisza nagyobb vízhozamának és víztömegének köszönhetően a szállított anyagmennyiség felhígul. Ez a 33. táblázatban közölt eredmények alapján bizonyítható.

33. táblázat. Az egyes mintavételi helyeken mért vízkémiai változók statisztikai értékei (mg/l; átlag ± szórás)

	L4	F1	F2	F3
pH	7,76 ± 0,28	7,65 ± 0,28	7,567 ± 0,34	7,61 ± 0,29
NO₃⁻	11,60 ± 8,81	2,81 ± 1,66	3,01 ± 1,62	2,85 ± 1,63
NO₂⁻	0,51 ± 0,67	0,054 ± 0,04	0,066 ± 0,05	0,082 ± 0,10
NH₄⁺	1,36 ± 0,94	0,37 ± 0,2	0,49 ± 0,41	0,43 ± 0,4
PO₄³⁻	1,21 ± 0,77	0,09 ± 0,05	0,13 ± 0,10	0,09 ± 0,06
KOIps	9,09 ± 1,71	3,49 ± 1,31	3,81 ± 1,88	3,29 ± 1,32

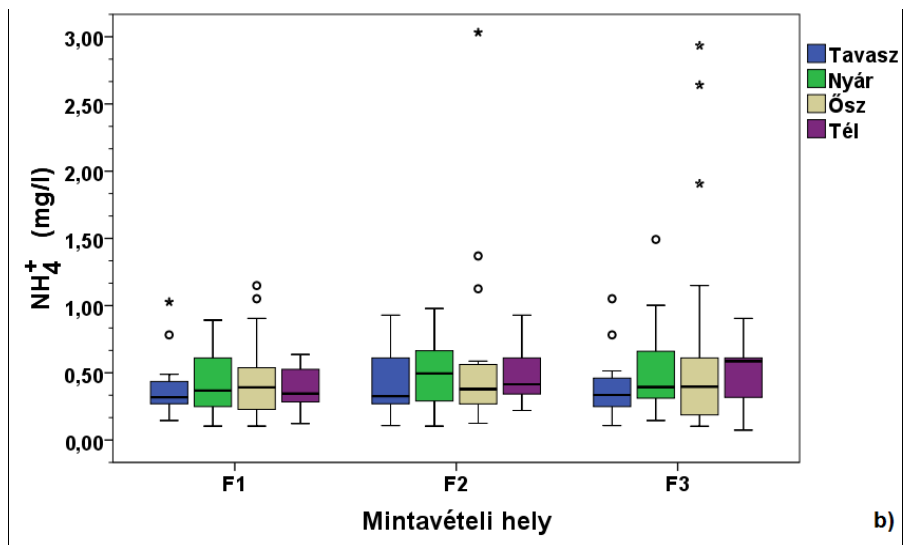
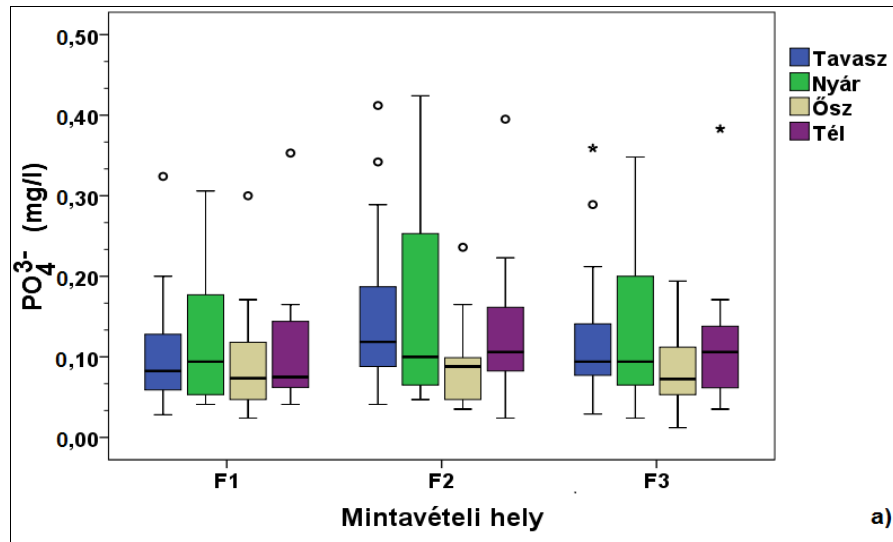
A főcsatornán (L4) mért adatokat a 39. ábrán szezonális bontásban ábrázolva, a nitrát őszi mérésből származó eredményei érték el a legnagyobb értéket (11 mg/l) és szórást. A szerves anyag értékei 9 mg/l körül ingadoztak és a szóródás mértéke is kisebb volt, mint a nitrát esetében (39/a ábra). A többi elem tekintetében az ammónium tavaszi és téli, az ortofoszfát nyári és őszi időszakban végzett vizsgálatainál tapasztaltam nagyobb ingadozást. A vizsgált paraméterek közül legkisebb mennyiségben a nitrit volt jelen, melynek legkisebb koncentrációját a téli mintavételek során mértem (39/b ábra).

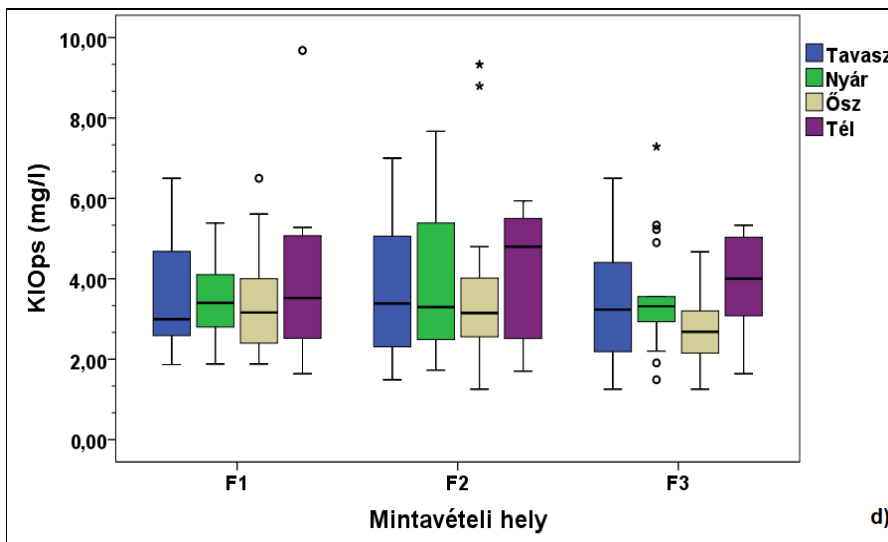
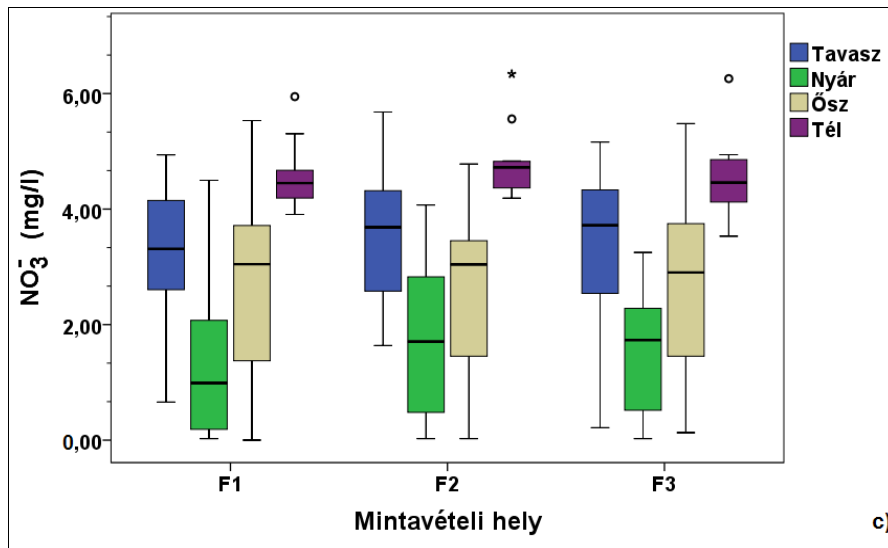


39. ábra. A nitrát és a szerves anyag (a), valamint az ortofoszfát, az ammónium és a nitrit (b) mennyiségi eloszlása a Lónyay-főcsatornán (L4)

További összehasonlítást végeztem a Lónyay-főcsatorna környezetében lévő mintavételi helyek eredményein. Az összevethetőség érdekében a tiszai pontok értékeit egymás mellett ábrázoltam (40/a-b-c-d ábrák) mintavételi helyenként, szezonális bontásban. Akárcsak a főcsatornán, a Tiszán is a legnagyobb mennyiségben a szerves anyag, míg a legkisebb koncentrációban a nitrit volt jelen. Az évszakos megoszlást tekintve a legnagyobb eltérést a nitrát tavaszi és téli vizsgálatait során tapasztaltam (40/c ábra), azonban kiemelkednek az ortofoszfát és az ammónium nyári mintavételből származó eredményei (40/a-b ábrák). Ha területi bontásban vizsgáltam az adatokat, akkor az F2-vel jelölt torkolati mintavételi pont

mérési eredményei meghaladták a felső (F1) és az alsó (F3) folyószakaszból származó értékeket (40/a-b-c-d ábrák).





40. ábra. Az ammónia (a), az ortofoszfát (b), a nitrát (c) és a szerves anyag (d) évszakos eloszlása a tiszai (F1, F2, F3) mintavételi helyeken

Ezeket a vízkémiai paramétereket varianciaanalízissel vizsgáltam (post hoc teszt: Tukey-próba), aminek eredménye szerint a Lónyay-főcsatorna minden vizsgált vízkémiai jellemzője szignifikáns eltérést mutatott a tiszai mintáktól, viszont a tiszai mintavételi helyekről (F1, F2, F3) származó eredményeket egymással összevetve nem tapasztaltam szignifikáns különbséget. Az adatok kiértékelése során azonban azt láttam, hogy a Lónyay-főcsatorna befolyása után mért értékek – nem szignifikáns mértékben – nagyobbak (33. táblázat), mint a tiszabercei minták (F1) esetében, ami a csatorna módosító hatására utal.

Havi bontásban vizsgálva a vízkémiai paramétereket (34. táblázat) a Lónyay-főcsatornán a pH, a nitrát és a szerves anyag egyes hónapokban szignifikánsan eltértek egymástól. A pH és a szerves anyag esetében a csökkenő hőmérséklet és a vele együtt módosuló biológiai folyamatok révén különült el a téli időszak a többtől. Az F1 pontban, hasonlóan az L4-hez, a pH nyári-téli eltérése tapasztalható, de a többi helyszínen nem mutatható ki ez a különbség. A nitrát főként a nyári hónapokban mutatott differenciát a többi évszak hónapjaihoz képest. A tiszai pontokon szembejön, hogy az F2 és az F3 pontokban a nitrát ugyanazon időszakjai hasonló átlagos különbséggel különböztek egymástól.

34. táblázat. A Lónyay-főcsatorna és a tiszai pontok szignifikánsan eltérő hónapjai (ANOVA, post hoc teszt: Tukey-próba)

Mintavételi pont	Vízkémiai paraméter	Eltérő hónapok		Átlagos különbség	Sig.
L4	pH	nyár	tél	0,426	0,008
		nyár	ősz	-10,192	0,001
	KOI _{ps}	tél	tavaszi	-1,969	0,008
			nyár	-2,739	<0,001
			ősz	-2,214	0,002
F1	pH	nyár	tél	0,307	0,017
		NO ₃ ⁻	nyár	tavaszi	-1,962
	nyár		ősz	-1,242	0,025
	nyár		tél	-3,170	<0,001
	ősz	tél	-1,928	0,001	
F2	NO ₃ ⁻	tavaszi	nyár	1,830	<0,001
		tél	nyár	3,037	<0,001
			ősz	2,219	<0,001
F3	NO ₃ ⁻	tavaszi	nyár	1,963	<0,001
		tél	nyár	3,014	<0,001
			ősz	1,951	0,001

A szerves nitrogénformák (ammónium, nitrit, nitrát) befolyás után mért értékei az esetek többségében meghaladták a felsőbb folyószakaszon mért értékeket. Különösen jól látszik ez az eltérés az ammónium téli végi, illetve a kora tavaszi időszakjaiban (42/a ábra). 8 °C-os hőmérséklet alatt az ammónium mennyisége megnő, mivel a mikrobiológiai aktivitás a hideg vízben lecsökken, a *Nitrosomonas sp.* és *Nitrobacter sp.* baktériumok nem tolerálják a 10 °C alatti hőmérsékletet, működésük lelassul, az ammónifikáció viszont végbemegy. Így a szerves nitrogén lebontása megtörténik az ammóniumig, utána viszont a további folyamatok igen lassan mennek végbe, az ammóniumtartalom pedig megnő (Padisák, 2005). Ez a folyamat a tiszai vízminták mérési eredményein is

megfigyelhető, de a Lónyay-főcsatorna torkolatánál (F2) ez különösen érvényes a többletterhelés következtében. A tavaszi és a nyári hónapok ammónium, ortofoszfát és szerves anyag értékei egyrészt a meginduló mezőgazdasági folyamatok és vele együtt a műtrágya felhasználása következtében emelkednek meg. Másrészt pedig különösen a nyári hónapok megnövekedett vízhasználata következtében a szennyvíztisztítók túlterheltekké válnak, emiatt csökken a hatékonyságuk, nem tudják kellő mértékben megtisztítani a beérkező vízmennyiséget, és ez többletként jelentkezik a befogadóban.

A nitrát-koncentráció esetében is kijelenthető (40/c ábra), hogy a főcsatorna módosító hatással van a Tiszára. Az F2 mintavételi helyen többször mértem nagyobb értéket, mint a folyó felső szakaszán (F1). Ez egyrészt a hideg időben mérséklődő biológiai folyamatokra, másrészt a nitrogénműtrágyák fokozottabb használatára vezethető vissza a tavaszi és az őszi időszakokban. A nyári hónapokra ismét megnő a koncentráció, a fokozottabb vízhasználat és az ezzel együtt járó szennyvíztelepekről kikerülő víz miatt.

A nitrit megjelenése főként a denitrifikációhoz és a nitrifikációhoz köthető, mint átmeneti termék a nitrogén körforgásában, ezért lehet csak kis mennyiségben megfigyelni a természetes vizekben. Emiatt is szükséges a rendszeres mennyiségi vizsgálata (33. táblázat).

A szerves anyag nagy téli és tavaszi koncentrációja arra enged következtetni, hogy a lakossági szennyvíztisztítás biológiai lebontó folyamatai lelassulnak, illetve a felszíni vizekben végbemenő természetes lebontó folyamatok aktivitása csökken (Wittner et al., 2004). Ezzel együtt a nyári kiugrás egyrészt a megnövekedett vízfogyasztást, másrészt a mezőgazdasági élelmiszer-alapanyagok (csemegekukorica, zöldség, gyümölcs) feldolgozásakor jelentkező többletterhelés szintén a szennyvíztisztító telepek hatásfokának csökkenését eredményezi. Ez észrevehető az ammónium téli és tavaszi értékeinél is (33. táblázat; 40/a ábra). Ekkor ugyanis az ammónium értékei nagyobbak, mint a nyári és az őszi hónapokban. A nitrát téli és tavaszi nagy értékei feltehetően a tavaszi hónapokban meginduló mezőgazdasági művelés növekvő műtrágya felhasználásának, és vele együtt a hasznosítatlan tápelemek bemosódásának hatására növekszik meg. A téli nagy értékekre az lehet a magyarázat, hogy a növényi származékok bomlásából, valamint az egész évben kiszórt műtrágya az őszi végi, téli eleji talajművelés következtében mosódik be ezekbe a felszíni vizekbe (Hajdu et al., 2008; Herzog et al., 2008; Lassaletta et al., 2009).

Papp (1965) a felszíni vizek vizsgálata során azt tapasztalta, hogy Tisza vizének ammóniumtartalma Balsánál érte el a legnagyobb koncentrációt (1,7 mg/l), jelezve, hogy a Tiszát időnként és helyenként nagyobb szennyezések érik. Azonban azt is figyelembe kell venni, hogy az 1960-as években többségében még nem épültek meg a jelenleg már üzemelő szennyvíztisztító telepek.

Balogh és Takács (2006) a Lónyay-főcsatornán és a főfolyásokon végzett vizsgálataik alapján megállapították, hogy a szerves nitrogén- és foszforformák tekintetében az egyes főfolyások kisebb vízhozamuk ellenére is jelentős többlettel járulnak hozzá a főcsatorna anyagmértékéhez. Azt hangsúlyozzák, hogy a

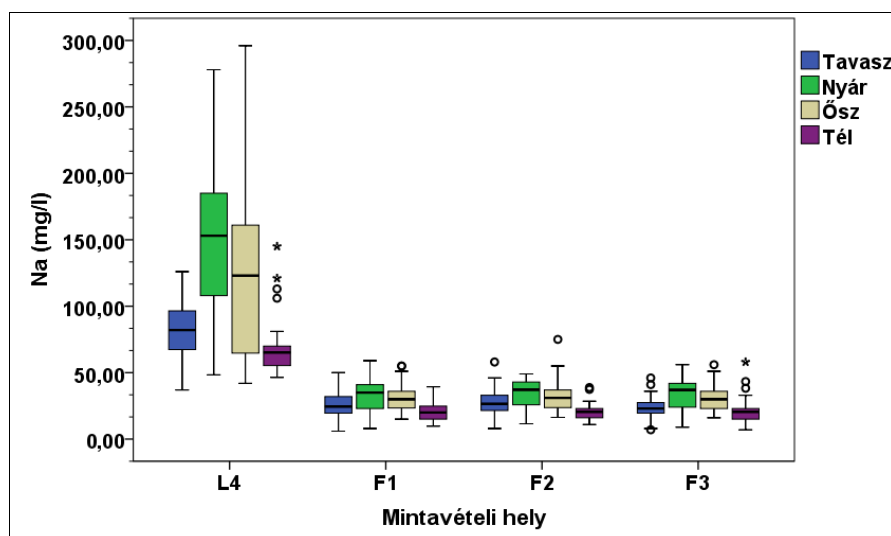
főcsatorna magas ammónium, nitrát és ortofoszfát mennyisége egyrészt kommunális, másrészt pedig talajvíz eredetre vezethető vissza.

A tápanyagforgalom elemei mellett 2010 szeptembere és 2013 októbere között heti rendszerességgel nátrium-koncentrációt és vezetőképességet (EC) is mértem. Az eredmények szerint a Lónyay-főcsatorna (L4) mindkét paraméter szempontjából lényegesen elkülönült a tiszai mérésektől. Ha csak a három tiszai mérés adatait hasonlítottam össze, akkor ebben az esetben is megállapítható, hogy a balsai (F2) mintavételi pont nagyobb, mint a torkolat előtti és az attól távolabbi helysín mért értékei (35. táblázat vö. 32. táblázat).

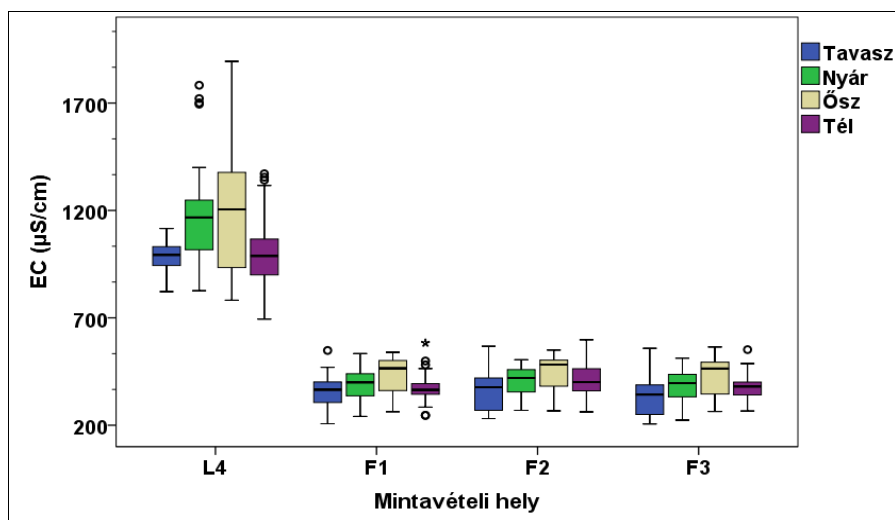
35. táblázat. A nátrium és a vezetőképesség területi megoszlása

	L4	F1	F2	F3
	átlag ± szórás	átlag ± szórás	átlag ± szórás	átlag ± szórás
Na (mg/l)	108,65 ± 57,10	28,06 ± 11,16	29,17 ± 11,31	27,69 ± 10,92
EC (µS/cm)	1104,87 ± 238	391,96 ± 81,46	419,84 ± 82,11	386,80 ± 85,1

A havi bontású területi ábrázolás (41. és 42. ábrák) alapján mindkét vízminőségi változónál jól látszik a két felszíni víztest közötti különbség (L4 – F1-F3). A területi elkülönülés mellett az is elmondható, hogy a tavaszi hónapoktól kezdve folyamatosan növekszik a koncentrációjuk, majd pedig a téli hónapokban – különösen a nátrium esetében – drasztikusan lecsökken.



41. ábra. A nátrium mintavételi helyek szerinti szezonális ingadozása a Lónyay-főcsatornán (L4) és a Tiszán (F1, F2, F3)



42. ábra. A vezetőképesség mintavételi helyek szerinti szezonális ingadozása a Lónyay-főcsatornán (L4) és a Tiszán (F1, F2, F3)

A két vízfolyáson mért mennyiségek összehasonlítása szerint a Lónyay-főcsatorna mind a nátrium, mind pedig a vezetőképesség szempontjából szignifikánsan ($p < 0,05$) eltért a Tiszán észleltektől. Hasonlóan a tápanyagforgalomhoz, a három tiszai (F1, F2, F3) helyszín eredményeinek összevetése során nem tapasztaltam szignifikáns különbséget közöttük (36. táblázat).

Szezonális bontásban vizsgálva a Lónyay-főcsatorna nátrium és a vezetőképesség értékeit, ugyanazon évszakok eltérései figyelhetők meg. A tavaszi eredmények a nyári és az őszi, a téli adatok szintén a nyári és az őszi mérésektől különböztek szignifikánsan. A Tisza esetében más évszakokban mért értékek tértek el egymástól statisztikailag, ami azt erősíti, hogy mindkét vízfolyásnak megvan a saját dinamikája. A Lónyay-főcsatorna számottevően nem befolyásolja a Tisza nátriumtartalmát, ami nem jelenti, hogy időnként helyileg – a terhelés mértéke és főként a vízhozam függvényében – ez a hatás ne lenne szignifikáns. A nátrium szemszögéből vizsgálva a tavaszi hónapok a nyári-őszi-téli; a téli hónapok pedig csak a nyári-őszi hónapoktól különböztek. A vezetőképesség tekintetében pedig a tavaszi időszak nyári-téli; az őszi időszak hónapjai pedig minden évszaktól szignifikánsan eltértek (36. táblázat).

A vezetőképesség és a nátrium esetében az évszakok közötti hőmérséklet-különbség, az emiatt módosuló biológiai folyamatok, az eltérő vízhasználat és a tisztítótelepek terhelés/kapacitás aránya adhat magyarázatot a területi és évszakai elkülönülésre. Továbbá a geológiai szerkezetnek köszönhetően a területen több hévízkút és azokra települt gyógyfürdő is található (Nyíregyháza-Sóstógyógyfürdő, Nagykálló, Nyírbátor), melyek elhasználandó vize közvetlen, vagy közvetett módon a felszíni befogadóba kerül, növelve ezzel a nátrium mennyiségét. (Nyíregyháza-Sóstógyógyfürdői termásvíz ionösszetétele a következő: Na: 1286 mg/l; K: 19,1 mg/l; Ca: 23,6 mg/l; Mg: 4,3 mg/l).

36. táblázat. A nátriumkoncentráció és a fajlagos vezetőképesség szempontjából egymástól szignifikánsan eltérő mintavételi pontok és évszakok (ANOVA, post hoc teszt: Tukey-próba)

	Vízkémiai változó	Eltérő pontok/évszakok	Átlagos különbség	Sig.	
Lónyay-főcsatorna	Na	L4	F1	80,586	<0,001
			F2	79,475	<0,001
			F3	80,953	<0,001
	EC	L4	F1	712,913	<0,001
			F2	695,725	<0,001
			F3	718,072	<0,001
	Na	tavasz	nyár	-67,948	<0,001
			ősz	-41,445	0,002
		tél	nyár	-80,590	<0,001
			ősz	-54,087	<0,001
	EC	tavasz	nyár	-204,591	0,001
			ősz	-205,128	0,001
tél		nyár	-179,158	0,008	
		ősz	-179,695	0,004	
Tisza	Na	tavasz	nyár	-7,785	<0,001
			ősz	-5,508	<0,001
			tél	4,752	0,008
		tél	nyár	-12,537	<0,001
			ősz	-10,260	<0,001
	EC	tavasz	nyár	-39,282	0,002
			tél	-38,024	0,004
		ősz	tavasz	91,847	<0,001
	nyár	52,565	<0,001		
	tél	53,824	<0,001		

Az eredmények alapján a Lónyay-főcsatorna a torkolat környezetében kis mértékben módosítja a mért komponensek eredményeit, de a távolabbi (F3) mintavételi helyig a teljes hígulás következtében már nem érezte hatását. A Na-nál és az EC-nél jelentkező különbséget azzal lehet magyarázni, hogy a főcsatorna a vízgyűjtő területéről lakossági szennyvízzel, illetve termálvízzel terhelt vizet szállít és ennek következtében nagyobb a nátrium koncentrációja, mint a Tiszán.

Szignifikáns eltérést lehetett tapasztalni a Lónyay-főcsatorna és Tisza között, azonban, ha csak a tiszai pontokat vetem össze, a csatlakozása feletti és alatti

folyószakasz között nincs különbség. Ez tehát azt jelenti, hogy a legtávolabbi mintavételi helyig a főcsatorna által szállított víz felhígul.

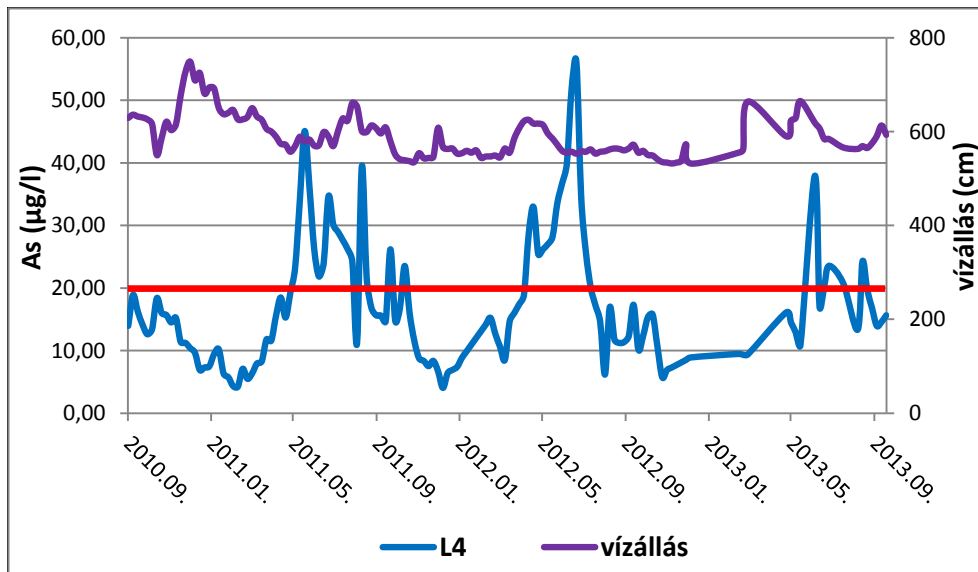
Papp és munkatársai (1953) Tiszán végzett mérései is alátámasztják, hogy a Balsa község határában vett vízminták a főcsatorna hatását tükrözik. A vizsgálatokból arra következtettek, hogy a csatorna terhelése megjelenik az élővízben, azonban a Tisza vizének összetételét alig befolyásolja.

Amint azt a vizsgálataim során megállapítottam, a Lónyay-főcsatornát főként a környezetében található szennyvíztisztító és állattartó telepek, valamint egyéb mezőgazdasági eredetű szennyezés terheli. Ferrier és munkatársai (2001) skóciai folyókon végzett időbeli és térbeli trendvizsgálataik alapján hasonló következtetésre jutottak. Megállapították, hogy Forth és a Clyde folyók környezetében az ammónium, a nitrát és az ortofoszfát terhelés a környező területeken elhelyezkedő ipari területekről, szennyvíztisztító- és hulladéklerakótelepekről, valamint mezőgazdasági területekről származik. A felszíni lefolyással érkező hordalék a peszticidek, fémek és a foszfor hordozója, melyek deszorpció révén fokozzák az algavirágzás előfordulását.

4.2.2. Az arzén mennyiségi és időbeli változása

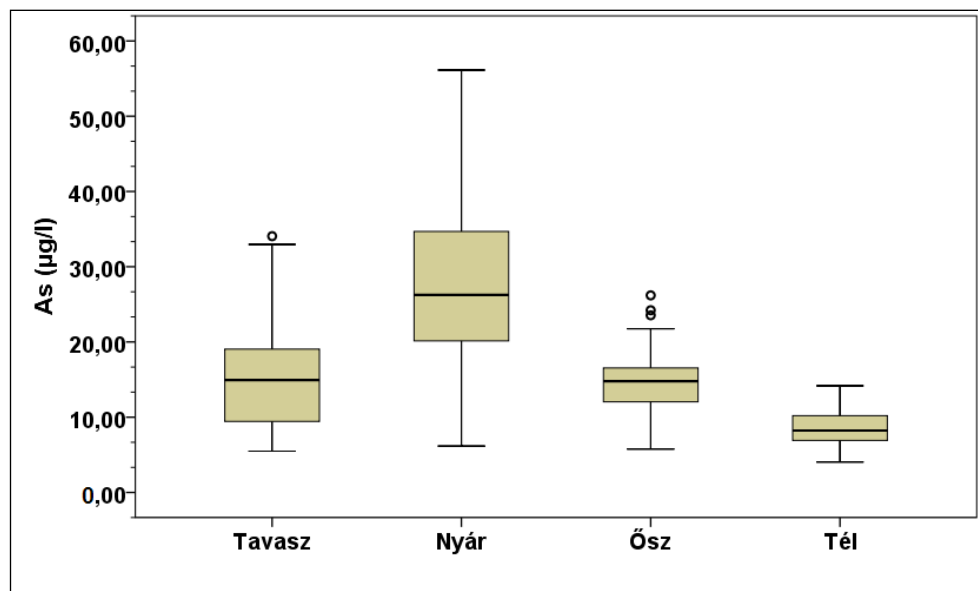
A pleisztocén időből származó arzéndús üledékből kioldódó arzénvegyületek módosító hatással bírnak a felszíni és felszín alatti vizek minőségére. A terület fejlődéstörténete és domborzata alapján a jelenlegi csatornák helyén lokális megcsapolási zónák alakul(hat)tak ki, így általános a vízfolyásokba történő talajvíz betáplálódás. Ennek következtében pedig a magasabb térszínekről érkező vízfolyások kémiai jellege módosul (Nagy et al., 2004; Wittner et al., 2004; Elek et al., 2006; Virág et al., 2014), mint ahogy azt a vizsgálataim során is tapasztaltam.

A Lónyay-főcsatornán a vizsgált időszakban (2010. szeptember 19. - 2013. október 6.) az arzén koncentrációja 4,04 és 56,13 µg/l között ingadozott (átlagosan $16,7 \pm 9,79$ µg/l). 2010 szeptembere és 2011 márciusa közötti időszakban a gyakori esőzések hatására megemelkedett a vízállás, és ezzel párhuzamosan a mért értékek csökkenő tendenciát mutattak, 5-20 µg/l körül ingadoztak. A tavaszi hónapoktól kezdődően azonban szembetűnő változás figyelhető meg. A megszűnő csapadéktöbblet következtében a vízállás kiegyenlítettebbé vált, és az arzén koncentrációja megnövekedett, illetve szélesebb tartományban ingadozott. Minden évben a terhelés meghaladta a 10/2010 (VIII. 18.) VM rendelet 3. mellékletében szereplő 20 µg/l határértéket a május-szeptember közötti hónapokban. Továbbá az is megállapítható, hogy az őszi és a téli hónapokban lecsökkent a mennyisége (43. ábra).



43. ábra. Az arzén mennyiségének változása és a vízállás ingadozása a Lónyay-főcsatornán (L4) (piros vonal: a 10/2010 (VIII. 18.) VM rendeletben meghatározott határérték)

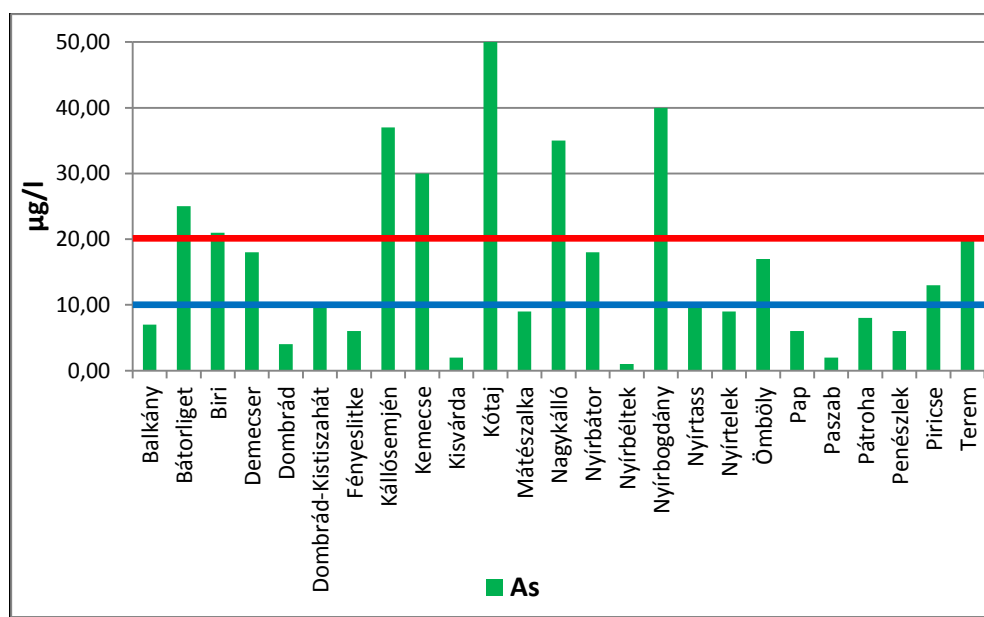
Havi bontásban ábrázolva a koncentrációt a tavaszi hónapoktól a nyár végéig emelkedő tendencia látható, majd az őszi és téli időszakra 20 µg/l alá csökken az arzén mennyisége (44. ábra).



44. ábra. A Lónyay-főcsatornán (L4) mért arzénmennyiség évszakos ingadozása

Az időbeli eltérést az magyarázhatja, hogy a tavaszi és a nyári hónapokban megnő a vízhasználat. Emiatt megnő a réteg eredetű ivóvíz kitermelése és vele együtt az arzén mennyisége is, ami a csatornahálózaton és a szennyvíztisztító telepeken keresztül bekerül a főcsatornába. Az őszi és téli időszakban lecsökken a vízigény és a termelés mértéke is, így vele együtt a koncentráció is (44 ábra). Azt sem lehet azonban teljesen kizárni, hogy a növekvő csapadék hatására nő a talajvízszint, és így a Nyírség domborzati és geológiai jellegéből adódóan a főcsatorna vízszintje is megemelkedik. Így az áramlási pályák mentén a feláramlási zónában réteg eredetű arzén kerülhet a felszíni vízfolyásba.

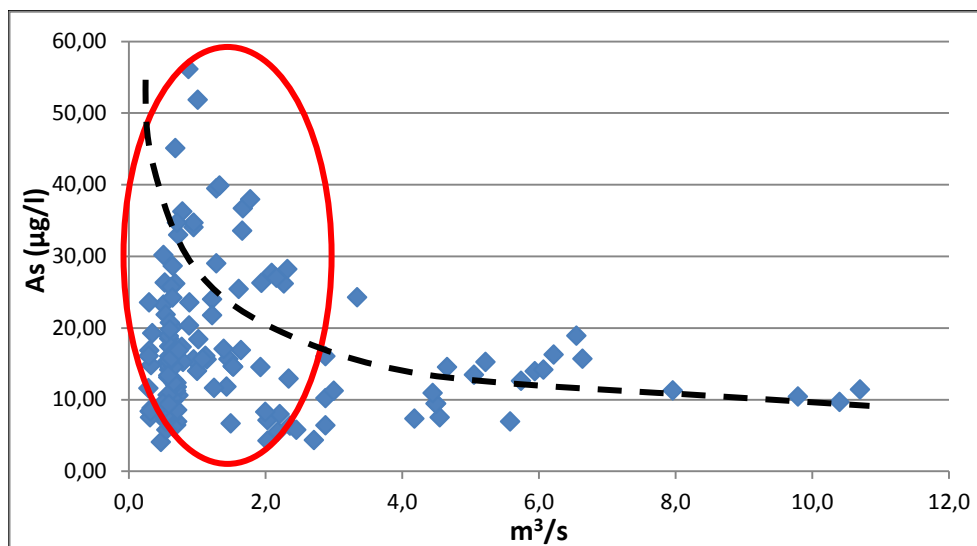
Elek és munkatársai (2006) $\delta^{18}\text{O}$ izotópos vizsgálatukkal bizonyították, hogy a Lónyay-főcsatorna vize egyrészt csapadék, másrészt pedig mélységi eredetű. A főcsatorna kezdeti szakaszán vett mintáikban a víz friss csapadék, illetve valamilyen felszín közeli víz keveréke. Kemece és Ibrány között mélységi eredetű víz keveredik a vízfolyáshoz, melyet a megnövekedett pH és vezetőképesség is bizonyít. Véleményük szerint a Lónyay-főcsatornán Kemece után elképzelhető, hogy egy intenzív feláramlású zóna vize, vagy termelt rétegvíz keveredik a főcsatorna vizéhez. Ezen felül az ivóvízfigyelő kutak arzénvizsgálata azt mutatta, hogy a kemecei és a kótaji kutakban az arzén mennyisége 30 és 50 $\mu\text{g/l}$ (45. ábra). Így a feláramlási pályák mentén az arzén potenciálisan beszivároghat a felszíni vízfolyásba.



45. ábra. A Nyírségben található főbb ivóvízfigyelő kutak arzén szennyezettsége (piros vonal: a 10/2010 VM rendeletben; kék vonal: a 201/2001. (X. 25.) Korm. rendeletben meghatározott határérték; forrás: Nyírségvíz Zrt.)

A mért értékeket a napi átlagos vízhozam függvényében ábrázolva hatvány jelleget tudtam megállapítani. A növekvő csapadék hatására megnövekedett a felszíni

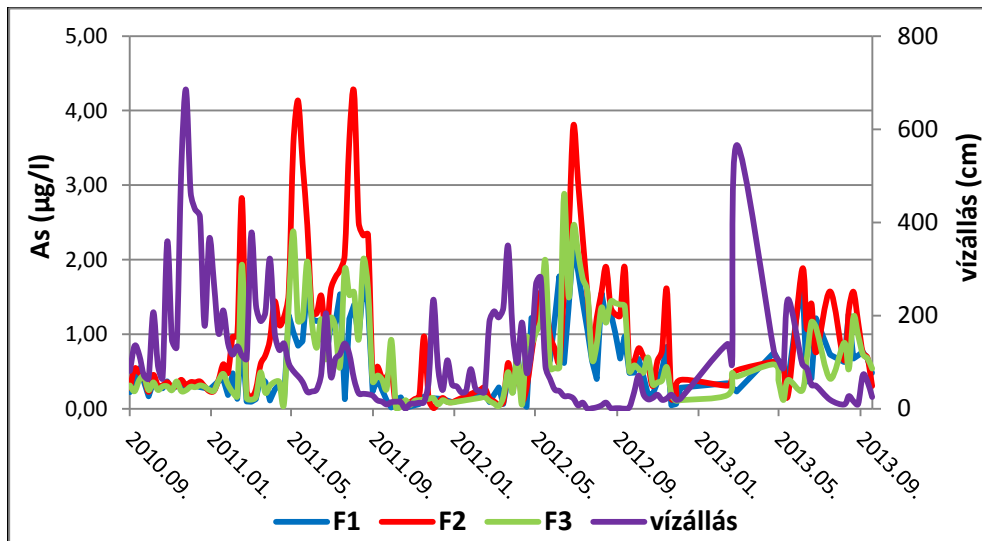
lefolvás, és a hígulás következtében csökkent a koncentráció (46. ábra). Az adatok jelentős része (74%) a 0,5-3 m³/s tartomány között ingadozott.



46. ábra. Az arzén és a vízhozam kapcsolata az L4 mintavételi pontban (piros ellipszis: az adatok 74%-os előfordulása)

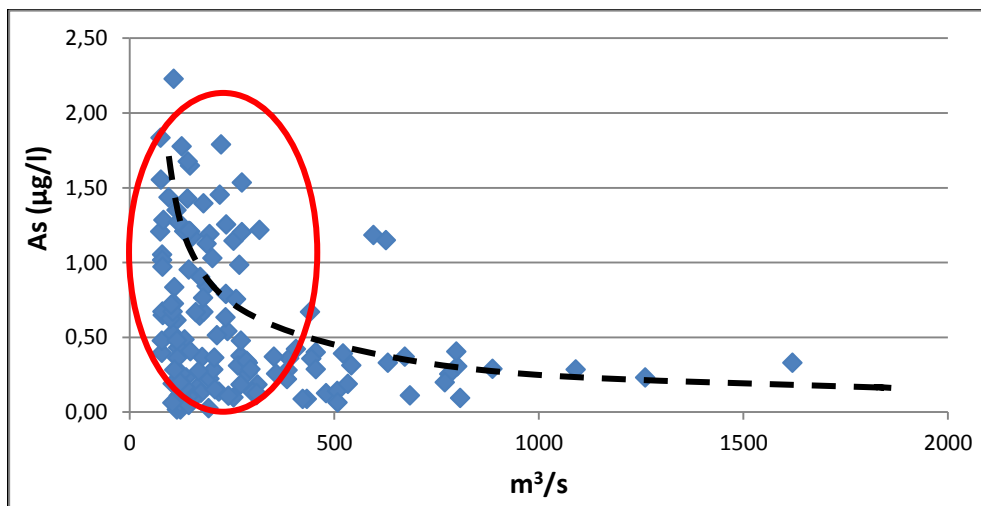
A Tisza esetében a mért értékek egy nagyságrenddel kisebbek, mint a főcsatornán mért eredmények. A Tiszán az egyes mintavételi helyek arzénkoncentrációi az alábbiak szerint alakultak; F1 (Tiszabercel): 0,019-2,23 µg/l (átlagosan 0,57 ± 0,49 µg/l); F3 (Szabolcs): 0,012-2,87 µg/l (átlagosan 0,64 ± 0,59 µg/l). A legnagyobb mennyiségi változást az F2 mintavételi helyről származó (balsai) eredmények hozták, ahol az értékek 0,01-4,56 µg/l között ingadoztak, (átlagosan 0,92 ± 0,9 µg/l) (47. ábra), melynek oka a csatorna becsatlakozása, valamint a balsai szakaszon a lassab hígulás. A szabolcsi helyszínig a folyó több mint 4 km-t tesz meg (13. ábra), ami már elegendő lehet a teljes híguláshoz és az értékek is hasonlóan ingadoztak, mint a háttérértéket reprezentáló tiszaberceli mintavételi ponton.

A Lónyay-főcsatornához hasonlóan itt is elmondható, hogy a vízállás és a mért koncentráció ellentétesen ingadozik, a növekvő vízállás következtében nőtt a hígulás mértéke és ezzel együtt csökkentek a mért értékek (47. ábra). Továbbá itt is megállapítható, hogy a május-szeptember közötti hónapokban az arzén mennyisége nagyobb, az őszi és a téli időszakokban pedig kisebb volt.

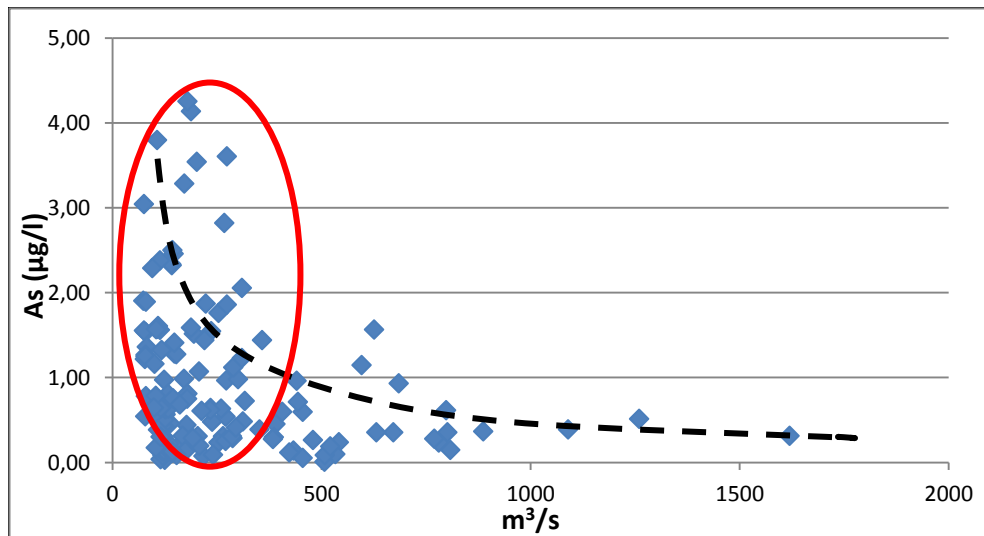


47. ábra. Az arzén mennyiségének változása és a vízállás ingadozása a Tiszán

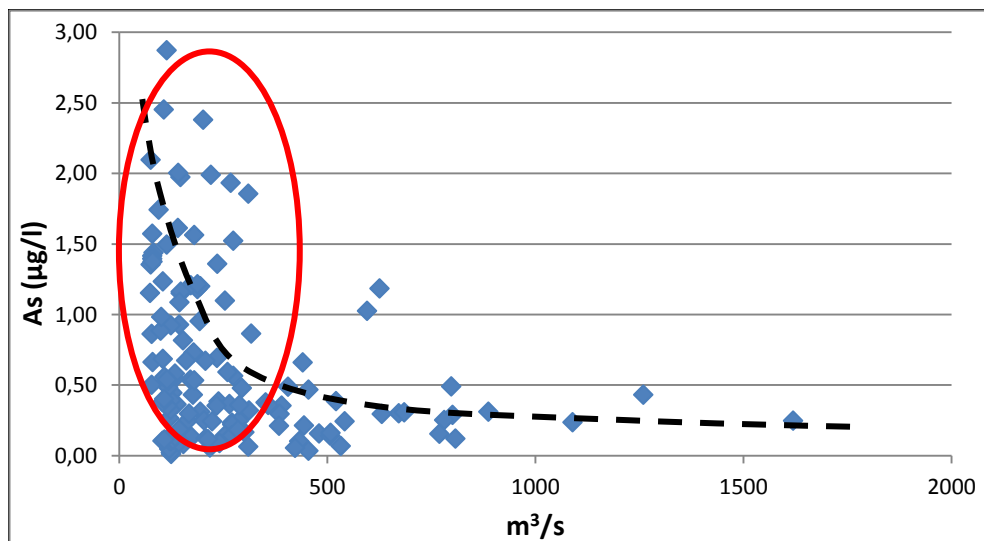
A tiszai mintavételi pontok koncentráció-értékeit a vízhozam függvényében ábrázolva, a Lónyay-főcsatornához hasonlóan, itt is hatvány jellegű összefüggést tudtam megállapítani. Az adatok jelentős része (80%) a 100-400 m³/s tartomány között ingadozott (48, 49, 50. ábrák).



48. ábra. Az arzén és a vízhozam kapcsolata az F1 mintavételi pontban (piros ellipszis: az adatok 80%-os előfordulása)

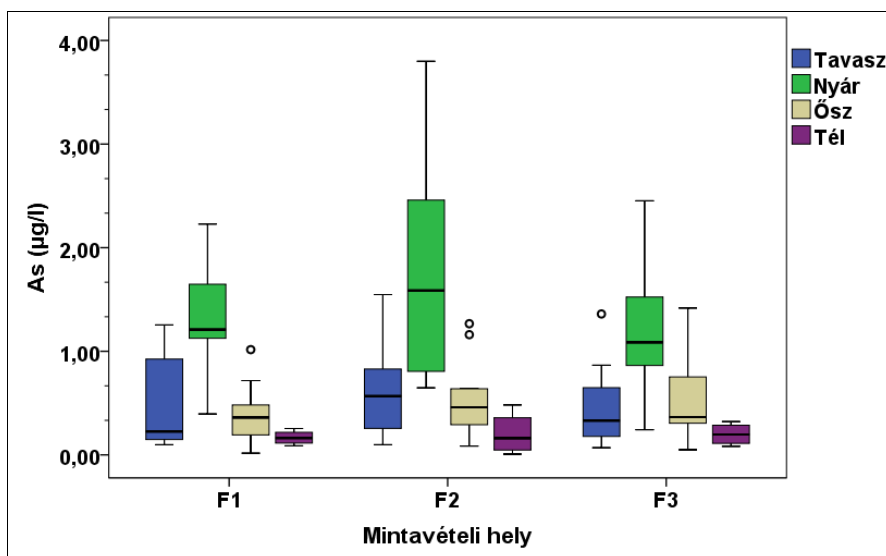


49. ábra. Az arzén és a vízhozam kapcsolata az F2 mintavételi pontban (piros ellipszis: az adatok 80%-os előfordulása)

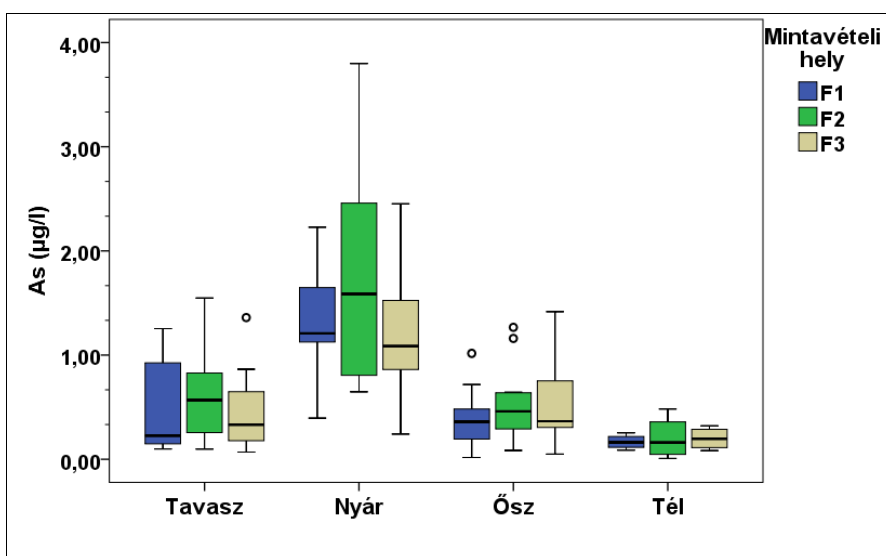


50. ábra. Az arzén és a vízhozam kapcsolata az F3 mintavételi pontban (piros ellipszis: az adatok 80%-os előfordulása)

A kapott adatokat évszakokra és mintavételi helyekre lebontva is összehasonlítottam. Hasonlóan, mint a Lónyay-főcsatornánál, szezonálisan a tavaszi és a nyári értékek nagyobb ingadozást mutattak, mint az őszi és a téli időszak eredményei (51. ábra). A mintavételi helyek összehasonlításánál pedig azt tapasztaltam, hogy minden évszakban a balsai (F2) mintavételi helyen mért koncentráció-értékek nagyobbak, mint a másik két tiszai helyszínen (F1, F3) (52. ábra).



51. ábra. Az arzén mennyiségének évszakos ingadozása a tiszai pontokon



52. ábra. A tiszai pontok arzén mennyiségének változása az egyes évszakokban

A mintavételi helyek eredményeit statisztikai vizsgálatoknak vettem alá. A Lónyay-főcsatorna arzénkoncentrációja minden esetben szignifikánsan eltért a Tiszáétól. Ha csak a tiszai mintavételi pontokat vettem figyelembe, a balsai szakasz (F2) szignifikánsan különbözött a másik két tiszai mintavétel eredményeitől, mely bizonyítja a főcsatorna módosító hatását. Szezonális ingadozások tekintetében mindkét vízfolyásnál szignifikánsan ($p < 0,05$) különböztek a nyári és a téli hónapokban mért arzénkoncentrációk a többi évszakban mértektől (37. táblázat).

37. táblázat. Az arzénkoncentráció alapján szignifikánsan eltérő mintavételi pontok és évszakok (ANOVA, post hoc teszt: Tukey-próba)

Vizsgált vízfolyás	Eltérő pontok/évszakok	Átlagos különbség (µg/l)	Sig.	
Lónyay-főcsatorna	L4	F1	16,091	<0,001
		F2	15,743	<0,001
		F3	16,024	<0,001
Tisza	F2	F1	0,348	<0,001
		F3	0,282	0,002
Lónyay-főcsatorna	nyár	tavaszi	11,369	<0,001
		ősz	12,595	<0,001
		tél	18,841	<0,001
	tél	tavaszi	-7,472	0,001
		nyár	-18,841	<0,001
		ősz	-6,245	0,003
Tisza	nyár	tavaszi	0,724	<0,001
		ősz	0,754	<0,001
		tél	1,080	<0,001
	tél	tavaszi	-0,357	<0,001
		nyár	-1,080	<0,001
		ősz	-0,326	<0,001

Mivel a Lónyay-főcsatorna vízgyűjtő területén a felszíni és a felszín alatti vizek szoros kapcsolatban vannak egymással, így a csapadék következtében a beszivárgást, valamint a felszíni lefolyást is jelentősen befolyásolják, ezzel együtt a kioldódás mértékére is hatást gyakorolnak (Nagy et al. 2004). A statisztikai vizsgálatok azt igazolták, hogy a növekvő vízhozam hatására a nátrium, az arzén, valamint az egyéb komponensek mennyisége lecsökken, a szárazabb időszakokban pedig erőteljes ingadozás tapasztalható mindkét felszíni víztest esetében. A szezonális ingadozások szempontjából arra a megállapításra jutottam, hogy a nyári hónapok szignifikánsan különböznek a többi hónaptól. Ez az eltérés egyrészt az időszakosan megjelenő eseményszerű, hirtelen lezúduló esőzések okozta kioldódással magyarázható. Másrészt pedig lehetséges magyarázatként felmerült, hogy a nyári időszakban megnövekvő vízigény hatására nőhet a réteg eredetű ivóvíz kitermelés, és vele együtt az arzén mennyisége is megemelkedhet.

A Tisza és a Lónyay-főcsatorna nátrium- és arzénkoncentrációjának időbeli változásainak trendjét Mann-Kendall teszt segítségével vizsgáltam meg. Minden esetben pozitív „S” értéket kaptam, ami azt jelenti, hogy mindkét vízkémiai változó növekvő tendenciát mutatott mindkét vízfolyásban. Tehát a vizsgált időszakban az idővel párhuzamosan egyre nagyobb koncentrációban került nátrium és arzén a

főcsatornába és a Tiszába. Mint az előző bekezdésekben bemutattam a teszt alapján is látható a balsai mintavételi pontban a főcsatorna módosító hatása (38. táblázat).

38. táblázat. A Lónyay-főcsatorna és a három tiszai pont nátrium és arzén idősorán végzett Mann-Kendall teszt eredménye

		Lónyay-főcsatorna	Tiszabercel	Balsa	Szabolcs
As	S	613	1326	968	1105
	z	1,13	2,43	1,78	2,03
	p	0,26	0,01	0,07	0,04
Na	S	1920	3101	2220	2600
	z	5,81	5,71	4,08	4,78
	p	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01

Korreláció vizsgálatot végeztem az egyes vízkémiai paraméterek között, mintavételi helytől függetlenül is (39. táblázat). Ebben az esetben több komponens között tapasztaltam erős kapcsolatot, ezek közül az egyik az ortofoszfát-arzén. Kémiai szerkezetüket tekintve az arsenát-ion (AsO_4^{3-}) és az ortofoszfát (PO_4^{3-}) tetraéderez szerkezettel rendelkezik, ami a kapcsolatuk erősségét magyarázhatja (Dzombak és Morel, 1990).

39. táblázat. A Lónyay-főcsatorna vízkémiai paraméterek közötti korreláció értékei ($p < 0,01$)

	PO_4^{3-}	NH_4^+	NO_3^-	NO_2^-	KOIps	As	Na
EC	0,717	0,422	0,314	0,538	0,715	0,745	0,815
PO_4^{3-}	-	0,677	0,501	0,73	0,712	0,789	0,737
NH_4^+		-	0,327	0,542	0,51	0,418	0,337
NO_3^-			-	0,435	0,474	0,209	0,232
NO_2^-				-	0,531	0,593	0,582
KOIps					-	0,584	0,476
As						-	0,785

Ez azt jelenti, hogy az arzén a foszfát tartalmú ércekben (ásványokban) is előfordul, és ezek feldolgozása során foszfáttartalmú mosószerekbe, valamint foszforműtrágyákba kerül (Papp és Rolf, 1992; Hetényi, 1999), ez pedig a talajra kijuttatva többletterhelést jelent a környezetre. A műtrágyázás hatására megváltozik a talajok tápanyagellátottsága, reakcióviszonyai, valamint kémiai tulajdonságai. Ezen felül felhalmozódhatnak bennük nehézfémek, illetve megváltozik azok felvehetősége a növények számára (Kádár, 1991; Hetényi, 1999; Welch et al., 2005; Szabó et al., 2008).

A tápanyagforgalom elemei közül kiemelt jelentőséggel bír az ortofoszfát-nitrit, ortofoszfát-szerves anyag, illetve az ortofoszfát-ammónium közötti korreláció. Ezek a kapcsolatok egyszerre utalnak a szennyvíztisztításból és a mezőgazdasági eredetű szennyezőanyagok felszíni vizekbe kerülésére. További bizonyítékul

szolgál az ortofoszfát-nátrium kapcsolata, mely egyaránt utalhat a korábbiakban már többször említett lakossági és mezőgazdasági eredetre.

Az arzén-nátrium közötti erős korreláció két lehetséges okra vezethető vissza. Egyik eshetőség a feláramlási zónák mentén közvetlenül bekerül a felszíni vizekbe. Másik módja pedig a lakossági szennyvíztisztítók révén pontszerű terhelésekből adódik össze.

A továbbiakban összefüggéseket kerestem az arzén, a nátrium és a vezetőképesség értékei között, melyhez korreláció vizsgálatokat végeztem (40. táblázat). Feltételezve, hogy a nátrium antropogén eredetű ezekben a vízfolyásokban, a szennyvízleürítés miatt, az arzénnel való gyenge korrelációja arra enged következtetni, hogy még ha mindkettő antropogén eredetű is, a forrásuk mégsem ugyanaz: míg a nátrium forrása a mosószer, a vizelet, az étel sózása, az arzén a mélyebb rétegekből szennyeződik, az ember kitermeli és a szennyvíz csak közvetíti talajvízbe, szennyvíztisztítóba.

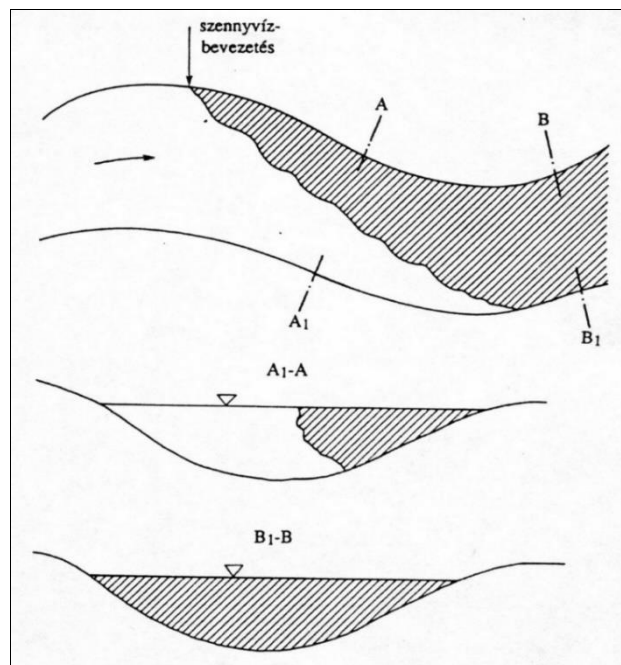
40. táblázat. A Lónyay-főcsatornán és a Tiszán vizsgált vízkémiai és hidrológiai paraméterek közötti korreláció értékei ($p < 0,01$; EC: vezetőképesség; Q: vízhozam; H: vízállás)

L4	Na	EC	Q	H	F2	Na	EC	Q	H
As	0,295	0,077	-0,165	-0,123	As	0,39	0,141	-0,246	-0,226
Na	-	0,839	-0,487	-0,456	Na	-	0,387	-0,557	-0,440
EC		-	-0,493	-0,505	EC		-	-0,369	-0,307
F1	Na	EC	Q	H	F3	Na	EC	Q	H
As	0,255	0,169	-0,179	-0,232	As	0,369	0,14	-0,247	-0,258
Na	-	0,293	-0,601	-0,474	Na	-	0,415	-0,629	-0,517
EC		-	-0,467	-0,402	EC		-	-0,471	-0,415

A szennyező anyagok koncentrációja és kémiai összetétele, a vízbe lépést követően a vízben lejátszódó természetes folyamatok hatására megváltozik. A terjedésben a folyó áramlási tulajdonságainak (vízhozam, víztömeg, vízsebesség, turbulencia) kiemelt szerep tulajdonítható. Ez alapján kijelenthető, hogy a vízfolyások vízminőségét a vízhozam jelentősen befolyásolja. A vízhozam és vízminőség közötti összefüggésre vonatkozó hazai kutatásokat Hock (1969) foglalta össze. A hosszabb időintervallumra, de azonos szennyezettségi szintre vonatkozó mérési eredményeket a vízhozam függvényében ábrázolva, a vízminőségi komponensekre és a vízfolyásokra jellemző pontthalmazt kapunk. A mérési eredmények pontjai közé behúzható görbe a nagy vízfolyások (pl.: Tisza), vagy erősen, de egyenletesen terhelte kisvízfolyások (pl.: Lónyay-főcsatorna) esetében hiperbolára emlékeztet (46, 48, 49, 50. ábrák). Hock (1969) korrelációs vizsgálatok alapján megállapította, hogy a vízhozam és a sókoncentráció között fordított arányosság áll fenn ($r = (-0,5) - (-0,9)$), mely összhangban van a mérési eredményeimmel. A 38. táblázatban látható, hogy mind a főcsatornán, mind pedig a Tiszán az arzén, a nátrium és a vezetőképesség is negatív korrelációt mutatott a vízhozammal. A legerősebb kapcsolat (-0,629) az F3 mintavételi ponton észlelhető. A vízminőségi mutatók minimuma akkor jelentkezik, mikor a

vízhozam maximális értéket ér el, és fordítva is ugyanez tapasztalható. Ezt bizonyítják a 46, 48, 49, 50. ábrák, ahol az arzén és a vízhozam kapcsolatát ábrázoltam. A 46. ábrán – a főcsatornán – a vízhozam csökkenésével, az arzén mennyisége megnövekszik: a 0,2-4 m³/s közötti vízhozam értékeknél sűrűsödnek az adatok. Ez a koncentrátság, és az kis vízhozam miatti hígulás hiánya bizonyítja a Tiszára kifejtett hatását. Nagyobb esőzések és hóolvadás után a vízhozam növekedését tapasztaltam, és ezzel együtt a hígulás mértéke is megugrott.

A vízminőség és a vízhozam közötti összefüggések tanulmányozása során feltételezzük, hogy a vizsgált keresztmetszvényben a szennyeződést okozó szennyvíz és a befogadó elkeveredése gyakorlatilag már megtörtént. Bonyolultabbá válik a kérdés, ha olyan szelvényben vizsgáljuk a viszonyokat, ahol turbulens diszperziós folyamat még nem zajlott le. Kádár (1969) a szennyvízbevezetések hatására kialakuló szennyvízcsóva koncentrációváltozását vizsgálta a szennyvízcsóva tengelyében, valamint a csóva tengelyére merőleges síkban. Dunán végzett méréseivel bizonyította, hogy a koncentráció eloszlása a diffúzióelmélet alapján közelíthető meg (Kádár, 1969; 1978). A koncentráció-maximumok hosszmenti változását a turbulens áramlás jellemző eloszlására kidolgozott Taylor-moddal alapján vezette be. A koncentrációk keresztirányú eloszlásának vizsgálatánál Kádár exponenciális csökkenést feltételezett. A dunai vizsgálatok eredményei kísérleti alapon is igazolták a két összefüggés helyességét (Kádár, 1970; 1978). A szennyezés terjedésében tehát a turbulens diszperzió játszik szerepet, amely eredményeként egy szennyvízcsóva alakul ki. Bizonyos távolság után (10, vagy akár 100 km) a szennyező anyag a meder teljes szélességében elkeveredik és ennek megfelelően a koncentráció csökken (53. ábra; Benedek és Literáthy, 1979).



53. ábra. Szennyvízcsóva kialakulása folyóban (Benedek P. – Literáthy P. 1979 szerint)

Ezen törvényszerűségek birtokában az 51, 52. ábrák alapján elmondható, hogy az arzén koncentrációja az F2 és az F3 mintavételi pontokban nagyobb, mint az F1-ben. A 40. táblázat alapján a „szennyvízcsóva” hígulása statisztikailag is bizonyítható. Az As-Na korreláció az F2 mintavételi ponton 0,390 volt a legnagyobb, a torkolattól 4,5 km-re lévő F3 helyszínen pedig már alacsonyabb (0,369) értéket képviselt. Ha viszont a vízhozam és arzén kapcsolatát vizsgálom, akkor az látszik, hogy az F2 és F3 pontok vízhozam-arzén korrelációja csupán egy ezredben tér el egymástól (40. táblázat). Ez viszont azt jelenti, hogy a hígulás még nem vehető teljesnek.

Az arzénkorrelációkat a mintavételi pontok között is megvizsgáltam és eszerint a Lónyay-főcsatorna (L4) - Szabolcs (F3) esetében volt a leggyengébb a kapcsolat, ami azt mutatja, hogy ez a két mintavételi hely eltér egymástól. A legerősebb kapcsolatot a Szabolcs (F3) - Balsa mintavételi helyeken (F2) mért arzén koncentráció-értékek esetében tapasztaltam (41. táblázat). Eszerint a tiszai mintavételi pontokban mért arzénkoncentrációk között jó a korrelációs kapcsolat, de – természetesen – a Lónyay-főcsatorna értékei ezektől eltérnek, elvégre ez utóbbi vízgyűjtője egészen más körülményeket biztosít a vízfolyásnak. Feltűnő, hogy egy árnyalatnyival jobban korrelál az F1 és F2 mintavételi pont, mint az F1 és F3, mert az F1 szerepe a háttérérték szolgáltatása ahhoz, hogy meg tudjuk ítélni a főcsatorna hatását, mely épp az F2 pontban mérhető ki legjobban és az F3 pontban jelentősen hígul. Ugyanakkor az a véleményem, hogy nem szabad hinni a századnyi eltérésnek a korrelációs együtthatóban (0,741 és 0,734), mert a mért koncentrációk egyrészt kicsik, másrészt pedig az együttható „csak” tendenciákat mutat (azaz, hogy arányos-e a koncentráció változása a mintavételi pontok között; hasonló-e a változások időbeli mintázata), a valódi különbségek értelmezéséhez végeztem a hipotézisvizsgálatot. A 41. táblázatban feltüntetett korrelációs értékek a hígulás és a keveredés további bizonyítékául szolgálnak. Az F2-F3 közötti erős kapcsolat (0,834) magyarázza, hogy a távolabbi mintavételi pontig a turbulens diffúzió csak részben ment végbe.

41. táblázat. Az egyes mintavételi helyeken mért arzénkoncentrációk közötti korreláció értékei ($p < 0,01$)

	F1	F2	F3
L4	0,475	0,492	0,487
F1	-	0,762	0,714
F2		-	0,834

A vizsgálatok alapján tehát megállapítottam, hogy az arzénkoncentráció és a nátrium tekintetében a Lónyay-főcsatorna vízminősége szignifikánsan különbözik a Tiszától. Ez a hatás azonban csak a torkolat szűkebb zónájára igaz, mintegy 4,5 km-rel lejjebb a Tisza nagyobb vízhozama miatt a főcsatorna vize felhígul. Ezeknek a hatásoknak a mértéke évszakonként változik a csapadék, a hőmérséklet és a vízhozam függvényében. Mindezeket összevetve a 6/2002 (XI.5.) KvVM rendelet VII. számú mellékletének folyószakaszonkénti besorolása nem véletlenül

adja meg a csatorna torkolata feletti szakaszt márnás-dévères, míg alatta csak dévères besorolású vízként.

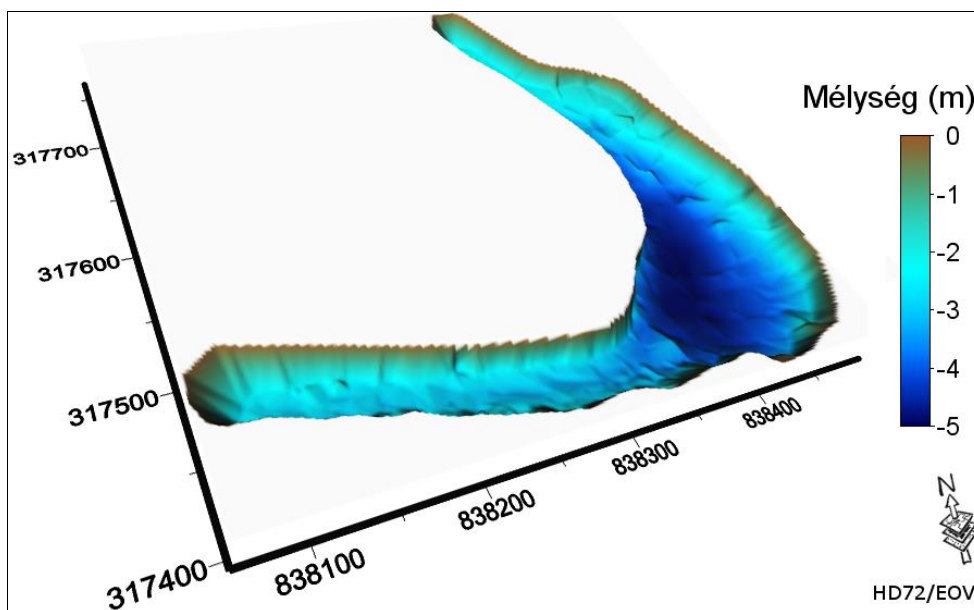
4.3. Vízkémiai jellemzők vizsgálata a gávavencsellői Kacsató holtmederben

4.3.1. Medermorfológia és a tiszai árhullám hatásának vizsgálata

Ebben a fejezetben részletesen elemzem a hullámtéren elhelyezkedő gávavencsellői Kacsató holtmedret, különös tekintettel a 2013-as a tiszai áradás hatására végbemenő fizikai-kémiai változásokat. Halradar, valamint geoinformatikai eszközök és szoftverek felhasználásával elkészítettem a holtmeder digitális medermodelljét. Terepi pH, vezetőképesség és oldott oxigénmérő készülékekkel pedig az aktuális fizikai és kémiai állapotot mértem fel a tavaszi árhullám levonulásakor, valamint egy nyári és egy őszi időpontban.

A holtmedrek vízterének legfőbb jellemzői közé a víztérfogat, a vízfelület növényzettel való borítottsága, a vízhasznosítás módjai, a vízminőség és a medermorfológia tartozik. Ezen belül a holtmedrek medermorfológiája a mederágy méretével, a meder szerkezetével, a mederlejtéssel, valamint a kereszt- és hosszmetsetekkel írható le. A holtmedrek állapotát azok feltöltődésével, a mederiszap vastagságával, és a szukcessziós stádiummal lehet jellemezni (Pálfai, 1994; Pálfai, 2002; Molnár, 2013). A felmérés során arra kerestem a választ, hogy a vizsgált holtmeder a felsoroltak alapján milyen jellemzőkkel rendelkezik.

A 2013 áprilisában elvégzett mederfelmérés alapján megállapítottam, hogy a holtmeder két mélyebb, és egy hosszan elnyúló sekélyebb részre osztható, legmélyebb pontján a vízmélység meghaladta a 4 métert. A holtmeder DK-i kanyarulatán a két part távolsága több, mint 140 méter, legkeskenyebb részén pedig alig 40 méter volt. Medrének keresztmetsete a fokozatos feltöltődés és a vízáramlás megszűnése miatt homorú (csésze) alakú, a part felé haladva egyenletes meredekséggel írható le (54. ábra). A vizsgálat során a meder alját homogén lefutásúnak detektáltam, sem hirtelen medertörés, sem pedig mederfenéken húzóódó árok nem bontotta meg az egyenletességet. A legmélyebb rész ÉK-DNy futást mutat (az 54. ábrán sötétkék színnel látható), innen a part felé haladva a mederszint fokozatosan emelkedik. A felmérés alapján tehát kijelenthető, hogy a holtmeder a klasszikus holtmedrek mederverviszonyait követi.

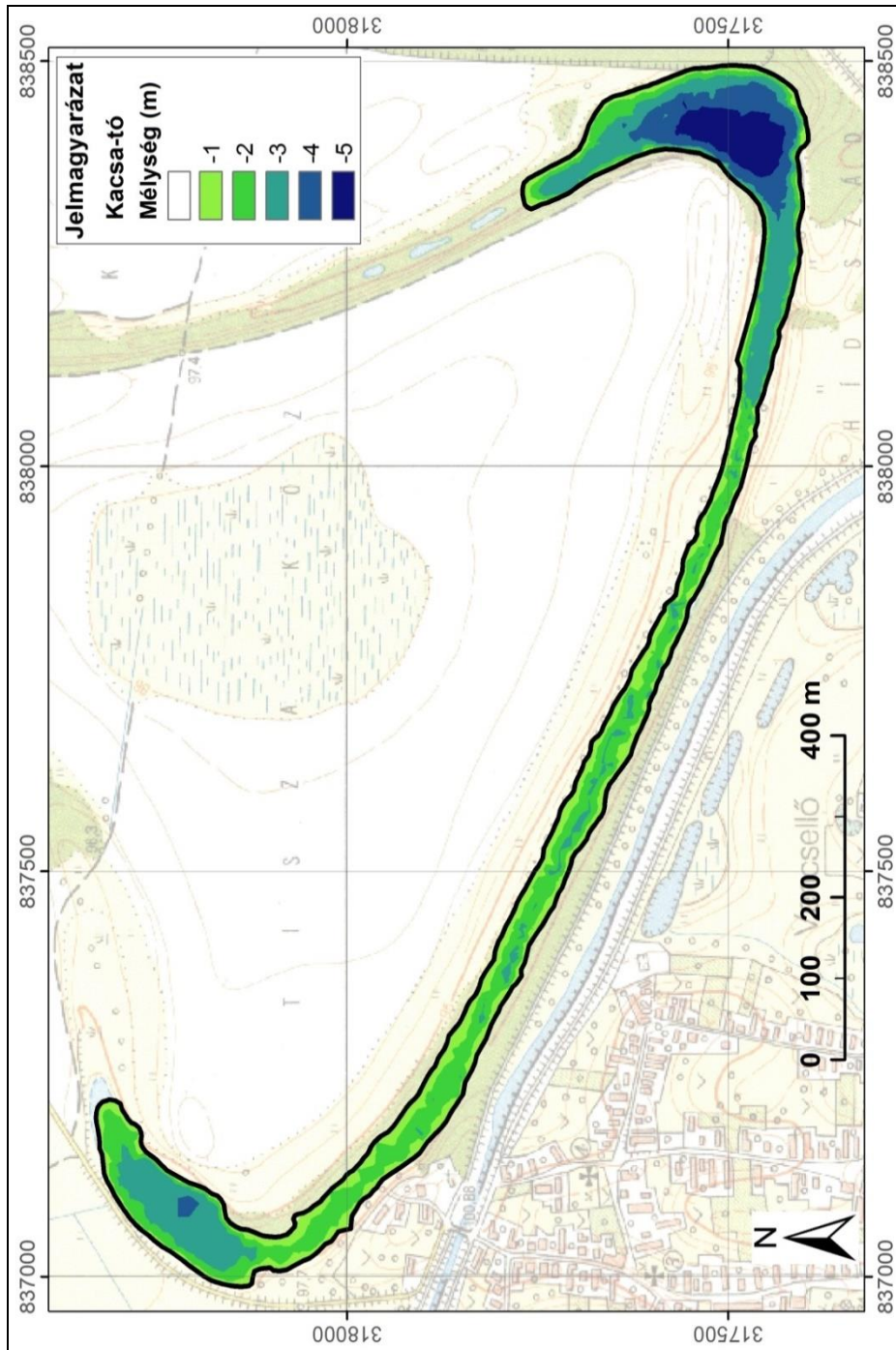


54. ábra. A holtmeder DK-i kanyarulatának 3D mederszerkezete

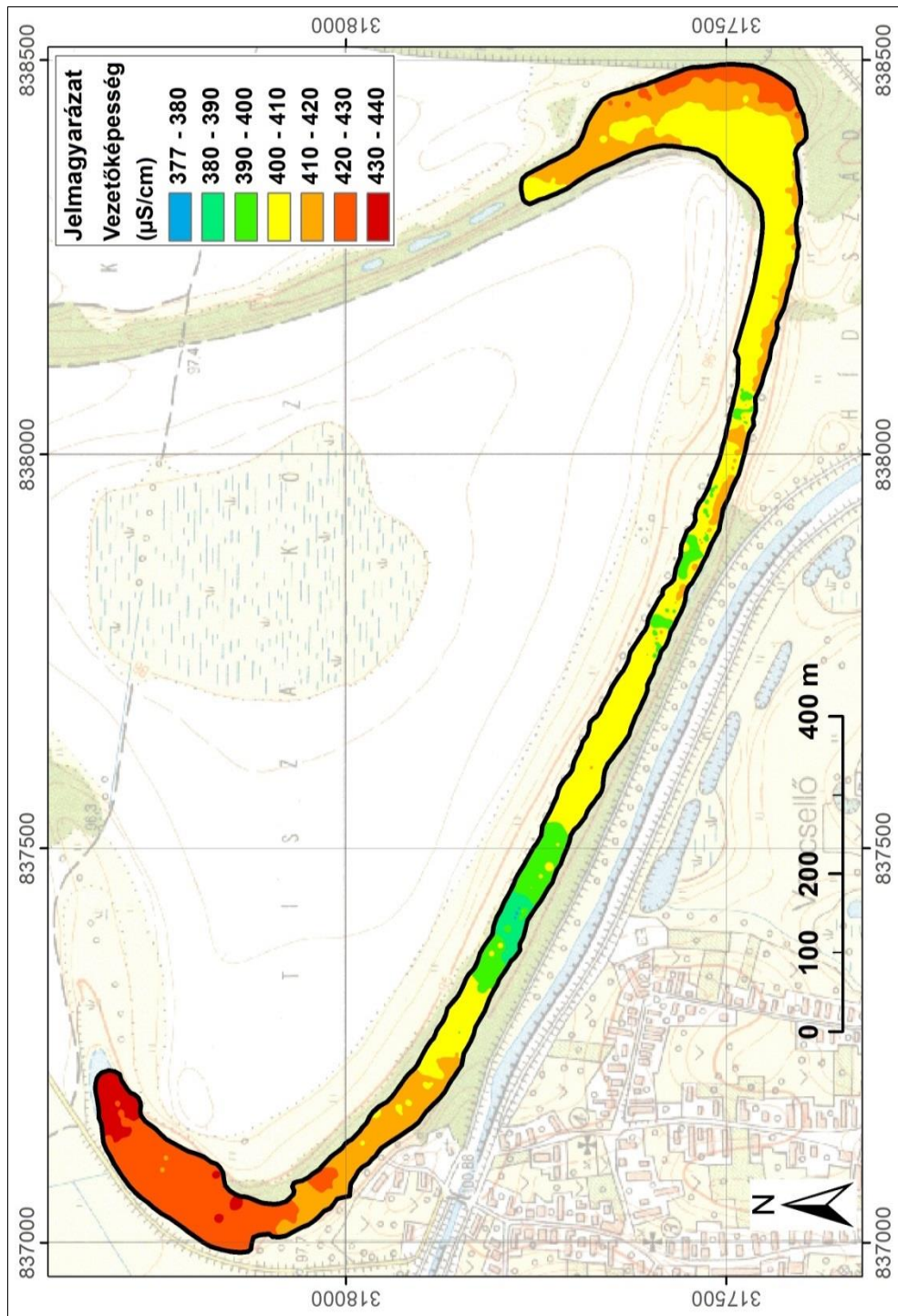
Az adatfelvételkor a két nagyobb kiterjedésű területet összekötő csatornaszakasz sekély, átlagosan 1-1,2 méter, a tó átlagos mélysége pedig 2,8 méter mélységű volt (55. ábra). Az 55. ábrán a sötétkék szín ábrázolja a mélyebb területeket, mely a mélység csökkenésével fokozatosan átmegy világoszöldbe. A két mélyebb mederrész jelenléte arra enged következtetni, hogy a lefűződés előtti állapotban a sodorvonal mélyebbre vágta a medret, ezért itt fordultak elő növénymentes nyílt vízfelületek. A köztés csatornaszakaszon a vízáramlás lelassul, az árvizek által szállított hordalék és a vízi növényzet bomlása következtében a meder feliszapolódott, ez okozta a kisebb vízmélységet. Árvíz idején észak felől az egykori folyószakasz révén közvetlen kapcsolatba kerül a Tiszával, aminek következtében a holtmeder vize vélhetően turbulensen átkeveredik, és a Tisza által szállított hordalék leülepszik, ami hozzájárul a további töltődéséhez (55. ábra) (Sándor és Kiss, 2006; Braun et al., 2010; Sipos et al., 2011; Kiss et al., 2012).

A felszíni 0-25 cm-es rétegben mért vezetőképesség értékei egyenlőtlenül oszlanak el a holtmeder teljes területén (56. ábra). A késsel és világoszölddel jelölt részek a kisebb, míg a pirossal és narancssárgával jelzett szakaszok a nagyobb vezetőképességű területeket mutatják. Az eredmények azt mutatták, hogy az árhullám levonulásának kezdetén a holtmeder három egymástól elkülöníthető heterogén részre tagolható; a két nagyobb kiterjedésű DK-i és ÉNy-i, valamint a köztük húzódó keskeny csatornaszakaszra (56. ábra). A legnagyobb koncentrációjú területet a tó ÉNy-i részén detektáltam, mivel itt még nem történt meg a teljes átkeveredés. A mélyebb részeket összekötő csatornaszakaszon az áramlás lelassul, és a távolabbi, ÉNy-i részen – a felmérés időpontjában – szinte alig észrevehető. A csatornaszakasz középső területén a vezetőképesség-értékek a DK-i, nagyobb kiterjedésű területhez képest kisebb értéket mutattak. Ezen a szakaszon, a mederfenéken gyökerező vízi növényzet növekedését tapasztaltam. A vegetációs periódus kezdetén a növekedéshez szükséges ásványi

anyagok felvételével csökken a környezetükben található oldott ionok mennyisége, ami a vezetőképesség értékeiben is csökkenést mutatott (56. ábra).



55. ábra. A Kacsató mélységviszonyai



56. ábra. A Kacsató 0-25 cm-es rétegben mért vezetőképesség értékeinek területi megoszlása

Ferencz és munkatársai (2004) a Nyéki-Holt-Duna ökológiai vizsgálatánál azt tapasztalták, hogy a vízszint csökkenése ellenére a vegetációs periódus alatt a vezetőképesség értéke is csökkent. Ugyanezt a jelenséget tudtam megfigyelni azokon a szakaszokon, ahol a vízi növényzet már megjelent a vízfelszínen. Ezeken a foltokon volt a legkisebb a vezetőképesség.

A levonuló árhullám a holtmeder vízkémiai összetételében változásokat idézett elő. A vezetőképesség értékei 377 és 708 $\mu\text{S}/\text{cm}$ között ingadoztak, az átlag $560 \pm 92,3$ $\mu\text{S}/\text{cm}$ volt. A mérés során a makroelemek közül legnagyobb mennyiségben kalciumot, legkisebb mennyiségben a káliumot mutattam ki. A mikroelemek között legkevesebb koncentrációban a mangán, legnagyobb átlagos koncentrációban a stroncium volt jelen a vizsgált elemek közül. A felméréskor mintát vettem a Tiszából is, melyben ugyanolyan elemeloszlást tapasztaltam, mint a holtmederben (42. táblázat). Ebből arra tudtam következtetni, hogy az árhullám levonulásakor a vízgyűjtő területéről kalciumban és stronciumban dús üledéket hoz magával. Ez nemcsak a Tiszán, hanem a holtmederben is megfigyelhető (Lászlóffy, 1982; Braun et al., 2010).

42. táblázat. A Kacsató holtmederből 10 vízmintavételi pontból (2013.04.05.) és az ugyanabban az időpontban vett tiszai minta eredményei (mg/l)

	átlag \pm szórás	Tisza		átlag \pm szórás	Tisza
EC ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	560 \pm 92,33	266	Cu	0,03 \pm 0,03	0,05
Ca	34,03 \pm 6,29	36,30	Fe	0,16 \pm 0,14	0,07
K	3,82 \pm 0,68	4,40	Mn	0,02 \pm 0,01	0,01
Mg	14,28 \pm 3,44	16,60	Pb	0,10 \pm 0,04	0,11
Na	28,93 \pm 5,85	34,50	Sr	0,87 \pm 0,20	1,03
Al	0,10 \pm 0,12	0,05	Zn	0,21 \pm 0,19	0,24
Ba	0,12 \pm 0,07	0,13			

A stroncium és a bárium holtmedrekben való megjelenésére többféle magyarázat is lehet. Marton (2009) vizsgálata szerint a felszíni vizekben a kalcium- és magnézium sók kísérőjeként bárium- és stronciumsó is megjelenhetnek. Közel ugyanakkora mennyiségben voltak jelen mind a Tiszában, mind pedig a holtmedrekben. Ez egyrészt arra magyarázat, hogy egy-egy áradás alkalmával a tiszai árhullám előnti a hullámteret, vele együtt a holtmedreket is, így jelenhetnek meg ezek az elemek a holtmedrek vizében. További kapcsolódási pontot jelent a kalcium, melynek mennyisége megegyezik a folyóban tapasztalttal.

A stroncium a kalciummal együtt fordul elő a kőzetekben és talajokban, a Ca/Sr arány viszonylag állandó. A kalcium dinamikáját követve a stroncium felhalmozódhat a talajban, valamint növényi felvétel révén beépülhet a szerves vegyületekbe, a szervekbe és túlsúlya esetén a kalciumot kiszoríthatja, helyettesítheti. Mivel a vizsgálatot árhullám levonulásakor végeztem, jelentős mennyiségű hordalék rakódott le a holtmederbe, ezzel együtt pedig a Tisza vízgyűjtőjéről szállított hordalékkal együtt a stroncium is megjelenhetett. Az elemek Pearson-féle korreláció analízise szerint a makroelemek nemcsak egymással, de a stronciummal is erősen korreláltak. A

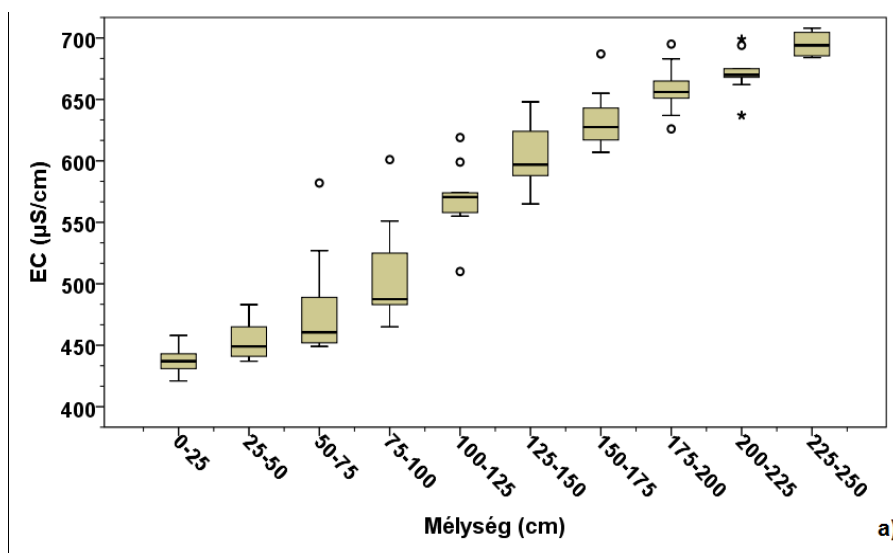
mikroelemek közül a vas-alumínium-mangán hármas alkottak egy egységet (43. táblázat). Ezek az árhullám vize és az általa szállított hordalék, valamint az oldott, illetve adszorbeált elemek együttesen jelentek meg a holtmederben.

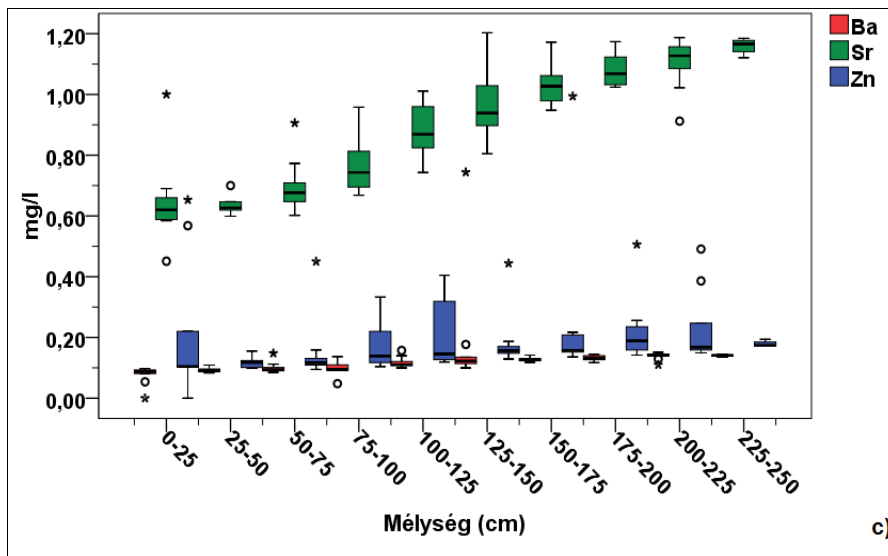
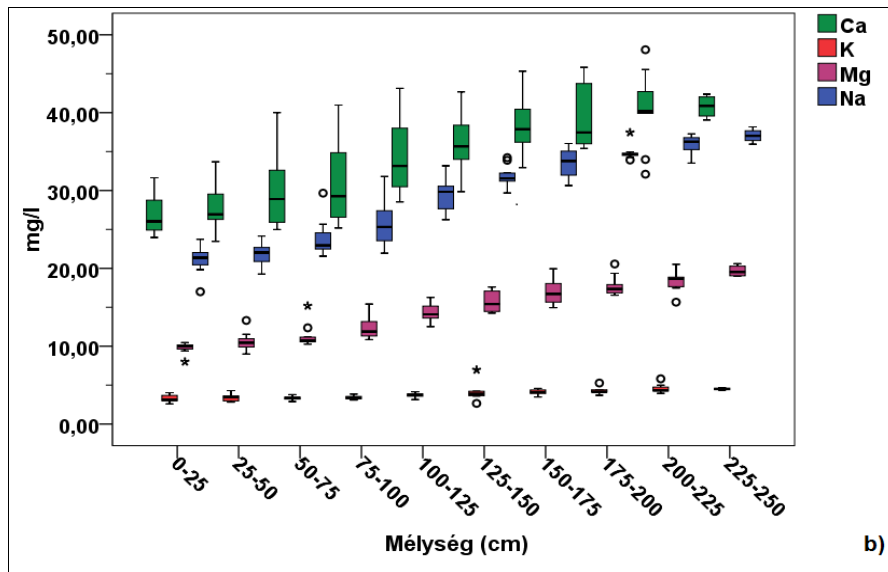
43. táblázat. A Kacsató tavasszal vizsgált elemek közötti korrelációs értékek

	Mg	Na	Sr		Fe	Mn	Pb	Zn
Ca	0,869	0,861	0,877	Al	0,631	0,499	-	0,675
K	0,725	0,712	0,661	Cu	-	-	0,658	-
Mg	-	0,973	0,973	Fe	-	0,602	-	-
Na	-	-	0,963					

A stroncium egy másik megjelenési formáját mutatja a természetes vizekben megtalálható különféle sugáralkaték előfordulása. Sugárirányban vagy síkban elhelyezkedő stroncium-szulfát tüköböl álló vázokat tíz vagy húsz tű, illetve ezek többszöröse alkotja. A stroncium-szulfát tük sűrűsége a legnagyobb minden biológiai úton előállított ásvány közül, így gyorsabban süllyednek. A megvilágított zónából kikerülve hamar elpusztulnak és a váztűik feloldódnak. A vízmozgások miatt a stroncium a felszíni vizekben marad, ahol hamar ismét beépülhet a váztűkbe, amelyekbe gyakran más mikroelemek (pl. ólom, bárium) is beépülnek (Martin et al., 2010).

A 15. ábrán látható 10 mintavételi pontban oszlopos mintavevővel 25 cm-ként mintát vettem. Azt tapasztaltam, hogy a felszínről a mederfenék irányában folyamatosan emelkedik a vezetőképesség (57/a ábra), a makroelemek közül a kalcium, nátrium és a magnézium (57/b ábra), a mikroelemek közül a bárium, a stroncium és a cink mennyisége (57/c ábra). A többi elem koncentrációja egyenlőtlenül, vagy csak nagyon kis mértékben ingadozott. A legtöményebb koncentrációjú vízréteget a mederfenék közelében tapasztaltam.

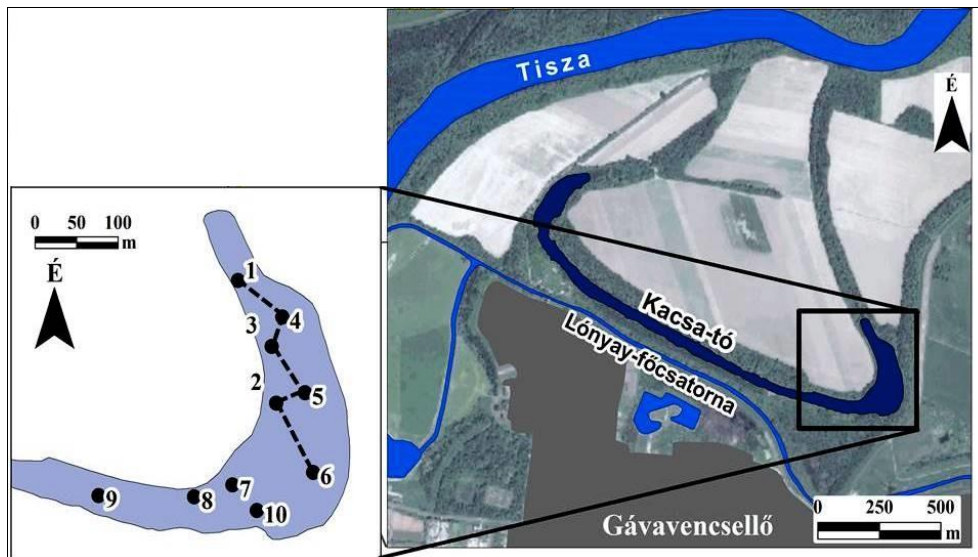




57. ábra. Vezetőképesség (a), makro (b)-, és a mikroelemek (c) vertikális eloszlása a Kacsatóban (2013.04.05.)

Megvizsgáltam továbbá, hogy az egyes függéyek között, és így az egyes területrészek között van-e eltérés, de az ANOVA szerint nincs szignifikáns különbség közöttük. Eszerint a függéyek vertikális elemkoncentrációi nem tértek el egymástól egyetlen mért változó esetében sem.

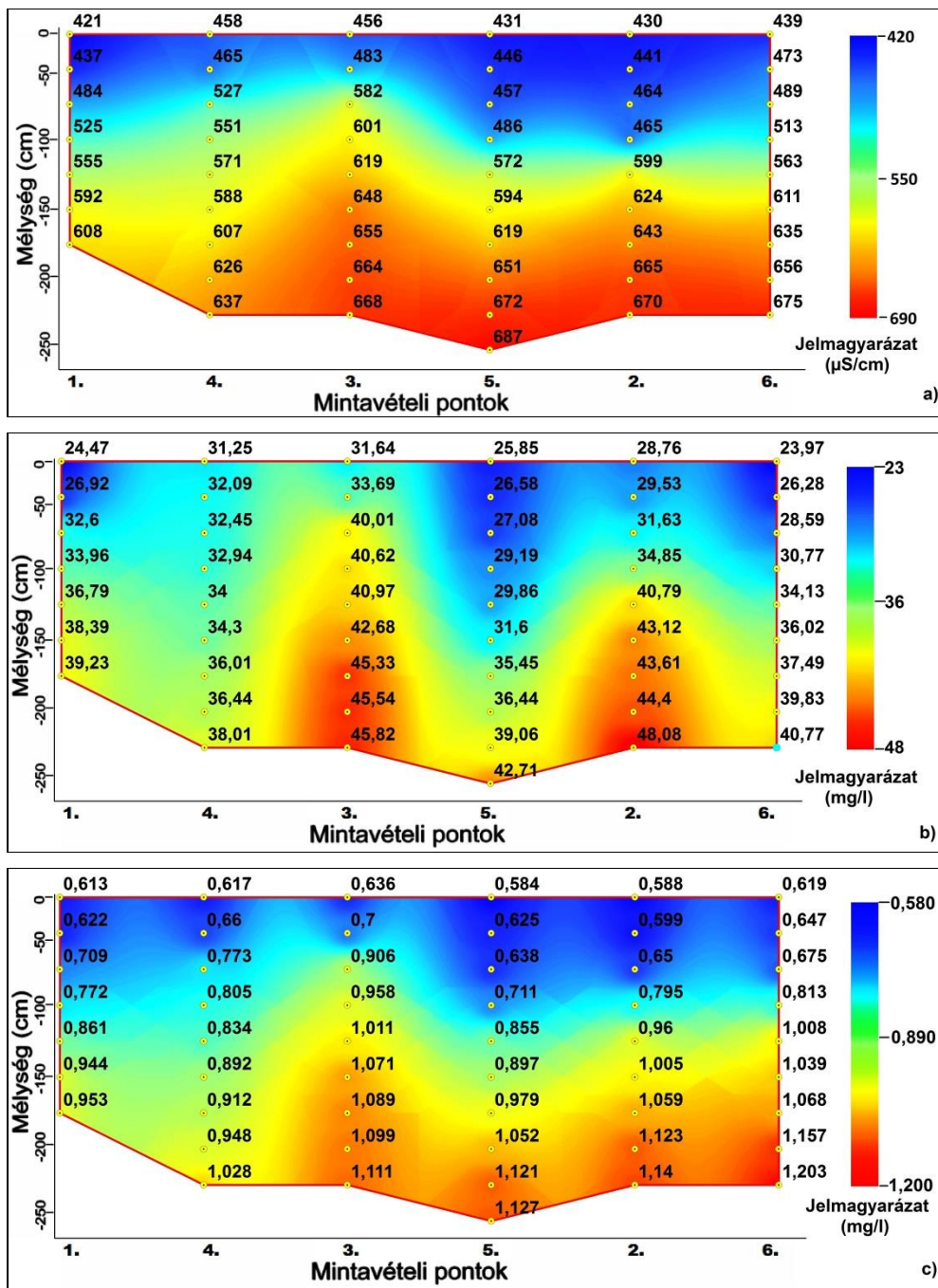
Az 1-4-3-5-2-6 mintavételi pontokat összekötve kaptam azt a területet, melyen a levonuló árhullám hatását és a turbulens átkeveredés folyamatát véleményem szerint a legjobban lehet értelmezni (58. ábra).



58. ábra. A Kacsató DK-i kanyarulatának mintavételi pontjai és az #1-4-3-5-2-6 pontokat összekötő sáv elhelyezkedése

Ezekben a mintavételi pontokban a vezetőképesség (59/a ábra), a makroelemek közül a kalcium (59/b ábra), a mikroelemek közül a stroncium mélység szerinti eloszlását ábrázoltam izovonalak segítségével (59/c ábra). A vezetőképesség esetében vertikálisan három réteget tudtam elkülöníteni. A felső 50 cm-es sávban a legkisebbek az értékek, amit az ábrán kék színnel jelöltem. Valószínűsíthető, hogy az árhullám módosító hatása elsőként ebben a rétegben ment végbe. A következő az 50-150 cm közötti átmeneti sáv, ahol a vezetőképesség értékei $550 \mu\text{S}/\text{cm}$ körül ($\pm 25 \mu\text{S}/\text{cm}$) ingadoztak. Ezt a részt az ábra zöld színnel jelöli. A harmadik réteg a 150 cm-től mélyebb vízréteg, ahol a mért értékek meghaladják a $600 \mu\text{S}/\text{cm}$ -t, tehát ebben a rétegben mérhető a legnagyobb ionkoncentráció. Vezetőképesség alapján teljes átkeveredés egyik függélyben sem történt meg (59/a ábra).

A kalciumnál (59/b ábra) és a stronciumnál (59/c ábra) is kirajzolódik a hármás rétegződés, azonban ezeknél az elemeknél már területi elkülönülés is megfigyelhető. Mindkettőnél az 1. és a 4. függélyekben a fenék felé haladva a koncentráció-értékek nem mutatnak jelentős különbséget, ami azt jelenti, hogy ezekben a pontokban teljes mértékben megtörtént az átkeveredés. A kalcium, illetve részben a stroncium 5. függélyében ez a folyamat aktuálisan zajlik, ezért lehet még látni a 200 cm-nél mélyebb rétegekben piros színnel jelölt nagyobb koncentrációt. Az 58. ábrán látható, hogy a 4 - 3, valamint az 5 - 2 függélyek között alig 50 m a távolság, de az 59/b-c ábrákon mégis lehet koncentrációbeli eltérést tapasztalni. Különösen a kalcium esetében, ahol a különbség több mint 10 mg/l . Ez alapján valószínűsíthető, hogy az átkeveredés és a hígulás először a tó középvonalában történik meg, majd a szélék felé is fokozatosan kiterjed.



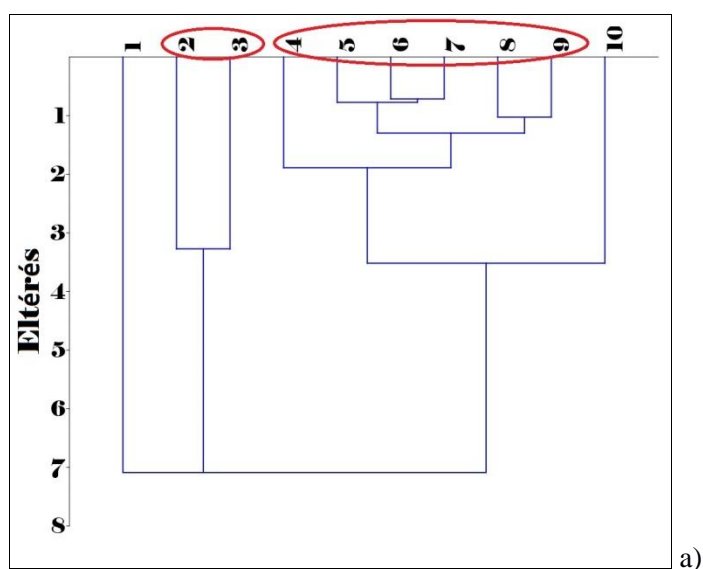
59. ábra. Az EC (a), a kalcium (b) és a stroncium (c) mennyiségi eloszlása változása az 1-4-3-5-2-6 sáv mentén (lásd 57. ábra)

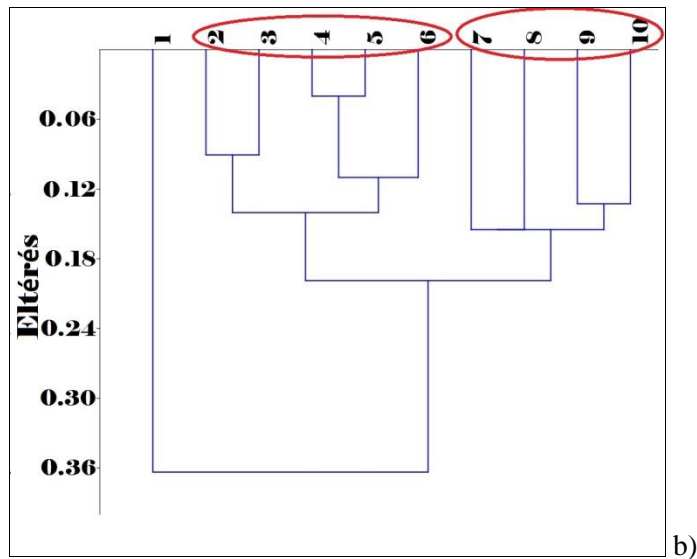
Az egyes rétegekben mért makro- és mikroelemek alapján klaszteranalízis segítségével csoportosítottam a függélyeket. Ez alapján megállapítottam, hogy

melyek azok a területek, amelyek a levonuló árhullám hatására átkeveredtek és melyek azok, ahol a mintavétel időpontjában zajlik, továbbá amelyek az eredeti állapotot mutatják.

A makroelemek (Na, K, Ca, Mg) vizsgálata alapján a holtmeder DK-i kanyarulatát négy csoportba lehet sorolni. Az 1-es és a 10-es függélyek különálló csoportokat képeznek, továbbá a 2-3 függélyek alkotnak egy külön csoportot, a 4-5-6-7-8-9 függélyeket szintén egy különálló klaszterbe tudtam besorolni (60/a ábra).

A mikroelemek (Al, Ba, Cu, Fe, Mn, Pb, Sr, Zn) alapján a függélyeket három csoportba tudtam besorolni. Ebben az esetben is különálló csoportot képez az 1-es függély, majd a 2-3-4-5 területek alkotnak egy klasztert és egy harmadik csoportot a 7-8-9-10 függélyek alkotják (60/b ábra).





60. ábra. A makro (a)-, és mikroelemek (b) mintavételi hely szerinti klaszterei

A klaszteranalízis alapján mind a makro-, mind pedig a mikroelemeknél az 1-es mintavételi pont van legközelebb a Tiszát összekötő csatornával, így az áprilisi árhullám módosító hatása itt jelentkezik legelőször. Ezután egy köztes állapot következik a 2-3-4-5-6-7 mintavételi pontok esetében, amikor az átkeveredés folyamatban van. Végül pedig a 8-9-10 mintavételi pontok mutatják azokat a helyeket, ahová még nem ért el az árhullám. Ezek a pontok vélhetően a jégolvadás után kialakult stabilizálódott rétegzettséget mutatják (60/a-b. ábrák).

A holtmeder vizének teljes keveredése részben az áradás kezdeti szakaszához, a beáramláshoz, illetve a legnagyobb vízálláskor jelentkező legintenzívebb vízfelszín alatti áramlásokhoz köthető. Ez az adott időszak vízállásától és a turbulens áramlások erősségétől függően különböző eredménnyel zárulhat az elkeveredés szempontjából, azaz olyan helyzet is előfordulhat, hogy a holtmeder vize nem keveredik át teljesen. A mérés időpontjában, az árhullám levonulásának kezdetén a vezetőképesség értékei alapján arra következtettem, hogy az elkeveredés még nem teljes, mivel a holtmeder két egymástól elkülöníthető heterogén területre tagolódik. Az egyik terület hamarabb érintkezik a Tiszával, és ott gyorsabban is történik meg a keveredés, míg a másik terület esetében azt lehet tapasztalni, hogy az árhullám még nem érezte a hatását. A hígulás a DK-i területen a leggyorsabb, mivel az észak felől érkező víztömeg itt éri el leghamarabb a holtmedret (56. ábra), azonban ezen a területen sem egyszerre történik meg az átkeveredés (59/a-b-c ábrák).

4.3.2. Nyári 24 órás mérés eredménye

Ebben a fejezetben azt mutatom be, hogy egy nyári 24 órás mintavétel során hogyan változtak a gavavencsellői Kacsató különböző mélységű pontjain a

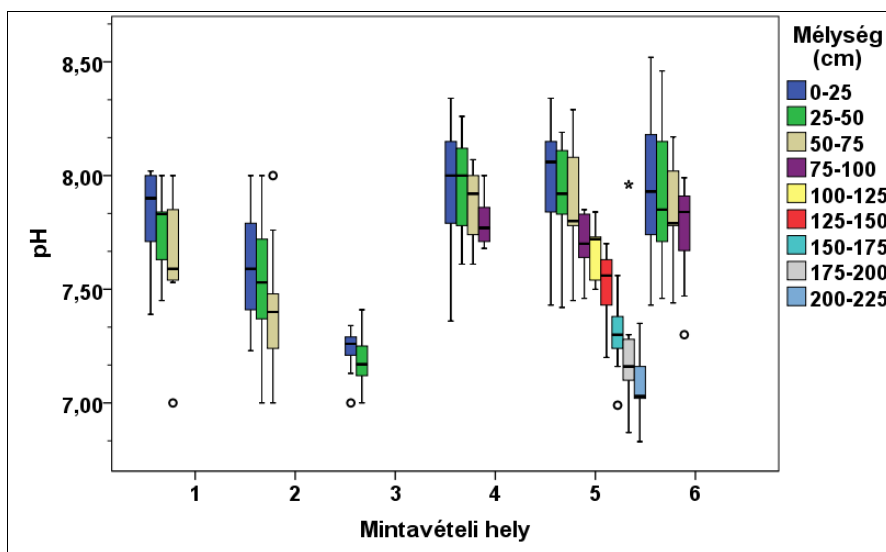
hőmérséklet, pH, vezetőképesség, oldott oxigéntartalom, tápanyagforgalom makro- és mikroelemek. Ki lehet-e mutatni különbséget az egyes függéyek, területrészek és az egyes vízrétegek között, illetve van-e kapcsolat az egyes vízkémiai alkotók között.

A nyári 24 órás mérés idején a pH a semleges és az enyhén lúgos tartományban ingadozott, a víz hőmérséklet pedig 16 és 29 °C között fluktuált. Kiugróan nagy értékeket, valamint szignifikáns eltérést egy mintavételi pont között sem tapasztaltam. Az #5-ös mintavételi pont vezetőképességi és a #6-os pont oxigéntelítettségi értékei kis mértékben tértek el (44. táblázat).

44. táblázat. A gávavencsellői Kacsató 24 órás vizsgálatának eredménye (vö. 16. ábra; átlag ± szórás)

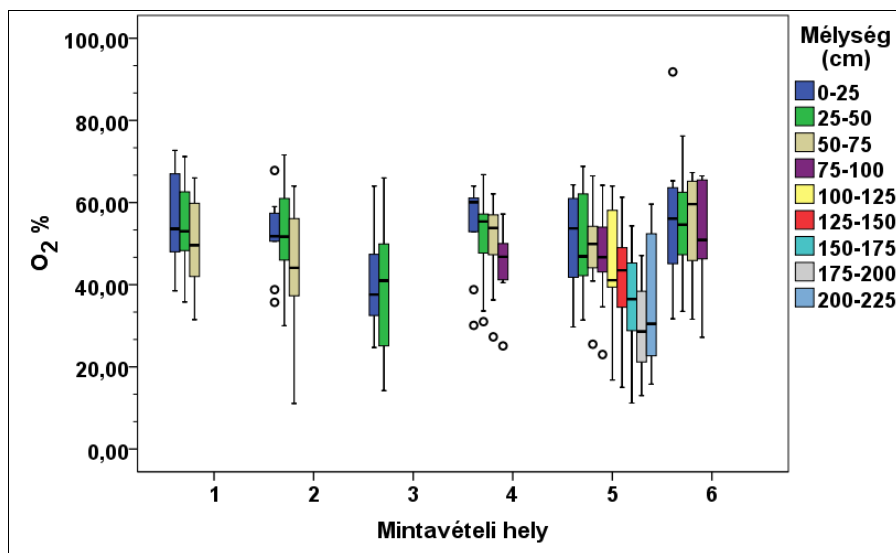
Vizsgált paraméterek	Mintavételi helyek azonosítója					
	1	2	3	4	5	6
hőmérséklet (°C)	20,19 ± 3,26	20,47 ± 3,26	20,31 ± 3,61	20,01 ± 3,34	19,81 ± 4,22	19,5 ± 4,55
pH	7,25 ± 0,11	7,5 ± 0,24	7,71 ± 0,18	7,85 ± 0,21	7,58 ± 0,37	7,87 ± 0,28
EC (µS/cm)	428,89 ± 5,36	427,82 ± 11,9	482,74 ± 56,82	485,39 ± 7,28	542,04 ± 86,14	489,39 ± 7,38
O₂ (mg/l)	3,49 ± 1,15	4,31 ± 0,95	4,6 ± 0,7	4,42 ± 0,74	3,72 ± 1,41	4,73 ± 0,87
O₂ (%)	39,48 ± 13,97	49,07 ± 13,48	53,0 ± 11,19	50,31 ± 11,28	42,85 ± 13,35	54,65 ± 13,69

A mért komponenseket a mélység függvényében ábrázolva, a mederfenék felé haladva a pH (61. ábra) és az oxigéntelítettség (62. ábra) folyamatos csökkenését tapasztaltam. A statisztikai vizsgálat eredményeként az is megállapítható, hogy az #1-es függélyben mért pH-értékek a #2-es függély kivételével szignifikánsan különböztek a többi mintavételi helyszíntől. Ez abból adódhat, hogy ezeken a helyeken (#1 és #2) sűrűn egybefüggő növényborítottsággal találok. Az eredmények alapján azt a következtetést tudtam levonni, hogy a szén-dioxid ebben a pH-tartományban csak szabad CO₂, illetve HCO₃⁻ formájában van jelen. A fotoszintézis megszűnésével a növényekben keletkezett szerves szén egy része szén-dioxiddá alakul, ami a légzés során távozik, továbbá a lebontó folyamatok során is jelentős mennyiségű CO₂ kerül a vízbe és az ennek következtében kialakuló szén-sav hatására csökken a pH (Padisák, 2005; Teszárné et al., 2007; Pintér et al., 2010).



61. ábra. A pH változása az egyes mintavételi helyeken

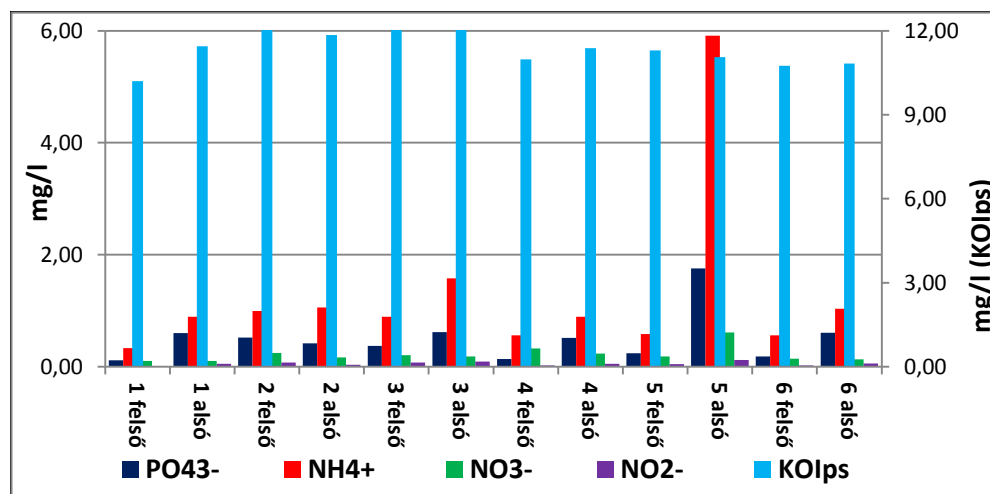
A víz oldott oxigén mennyiségét részben fiziográfiai sajátosságok, a földrajzi fekvés, a tengerszint feletti magasság, a légnyomás, a meder mélysége, a környék éghajlata, mikroklímája, a széljárás, és a víz kémiai tulajdonságai is befolyásolják. Azonban mindközül a legfontosabbak a biológiai folyamatok, mivel a természetes vizek oxigéntartalma szoros kapcsolatban áll a víz benépesedésével és a vízi élet fejlődésével (Szalai, 1987; Dévai et al., 2003).



62. ábra. Az oxigéntelítettség ($O_2\%$) ingadozása az egyes mintavételi helyeken

A vizsgálati terület sekélyebb részén a gyorsabban felmelegedő vízben igen erőteljes növényi fejlődést tapasztaltam. Az elszaporodott növények egymást árnyékolják, mely még a sekély vízben is a fotoszintézis gátlását okozhatja. A vízi növényzettel benőtt mintavételi pontok (16. ábra #1-3) és a növényzetmentes (16. ábra #4-6) pontok között oxigéntelítettség szempontjából nem találtam szignifikáns különbséget (44. táblázat, 62. ábra), azonban az éjszakai órákban az oxigéntelítettség jelentős csökkenését tapasztaltam. A vizsgálatok azonban azt mutatták, hogy az éjszakai órákban sem a felsőbb, sem pedig az alsóbb rétegekben nem csökkent az oxigéntelítettség 10% alá. A felszíni vizek oxigénmértéke tehát annál kedvezőtlenebb, minél kisebb felületen át történik a diffúzió és a növények fotoszintézise, illetve minél erőteljesebb a heterotrofikus élőlények működése.

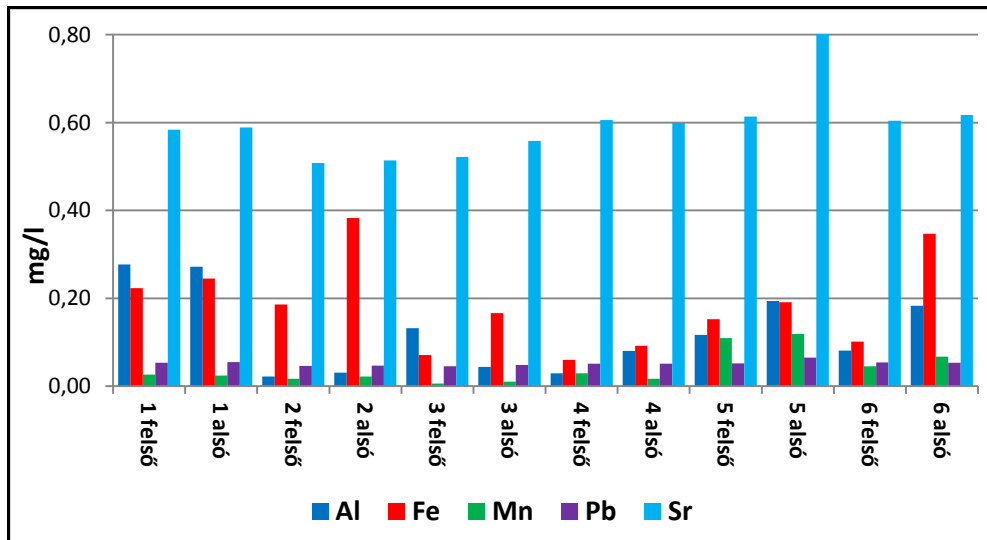
Az 1 - 4 mintavételi pontokon 50 cm-nél, az #5. és #6. pontok esetében a 150 cm-nél mélyebb rétegek oxigénviszonyai összefüggésben vannak a tó produktivitásával. Mivel eutrofikus tóról van szó erőteljes a szervesanyag-termelés, élénk állati élet jellemzi, ami sok szerves törmeléket és intenzív aerob és anaerob mikrobiális lebontást eredményez (Kerepeczki et al., 2005). Ehhez még hozzájárul, hogy a #4 -5-6 mintavételi pontok környezetében intenzív horgászat folyik, ahol is a folyamatos bevetés hatására tovább növekszik a szerves anyag mennyisége. A legmélyebb pontról (16. ábra #5) vett vízmintákban kiugró értéket mutatott az ammónium (5,91 mg/l) és az ortofoszfát (1,75 mg/l) a többi komponenssel szemben illetve a szervesanyag-tartalom kisebb koncentrációjú volt, mint az 1-3 mintavételi pontokon (63. ábra).



63. ábra. A Kacsató nyári (2013. augusztus 18-19.) mintavételi pontjain végzett általános vízkémiai mérés eredménye

A mikroelem-vizsgálatok szerint legnagyobb koncentrációban a stroncium volt jelen a többi elemhez képest (64. ábra), azonban nem haladta meg az édesvizekre megadott értéket (Capo et al., 1998). A tápanyagforgalomhoz hasonlóan ebben az esetben is két kiugró értéket tapasztaltam. A #2-es mintavételi helyen az alsó

vízrétegben a vas (0,38 mg/l), az #5-ös mintavételi helyen pedig a stroncium (0,81 mg/l) mutatott eltérést. Ez a kiugrás azzal magyarázható, hogy a ferro-ionok az üledékből könnyen kidiffundálnak az alsó vízrétegbe, ha a redoxpotenciál 200 mV-ra csökken (Davison et al., 1980).



64. ábra. A Kacsató nyári (2013. augusztus 18-19.) mintavételi pontjain végzett mikroelem mérés eredménye

A vizsgálataim során a holtmeder O_2 -telítettsége mélység felé haladva fokozatosan közelített az oxigénhiányt jelentő 0% irányába. Ez a jelenség az oka a kémiai tulajdonságok megváltozásának is, aminek következtében kémiai rétegzettség is kialakulhat. Az átvilágított fótikus zóna és a kevésbé megvilágított afótikus zóna biológiai aktivitásától függően bizonyos mélységen túl kevesebb oxigén van jelen. Ilyen esetben a fenéken, illetve annak környezetében élnek a vas, a mangán és a foszfor felszabadulása az üledékből, valamint az oxigénhiányos környezetben a nitrátból ammónium keletkezik (63. ábra 5. alsó; 64. ábra 2, 6-os mintavételi pontok). Azoknak az anyagoknak a felszabadulása (Fe, Mn, foszfát, stb.), amelyeknek az oldhatóságát részben az üledék oxidációs állapota határozza meg, akkor következik be, amikor az üledék feletti vízben elfogy az oxigén, de az állapot még nem szükségszerűen teljesen anaerob. Így ezek az anyagok nyáron a deoxigenált hipolimnionban fognak felhalmozódni, de mivel a hipolimnion és az epilimnion nem keveredik egymással (a tó környéki fák döntően csökkentik a hullámozást kiváltó – így potenciálisan a vízrétegeket átkeverő – szél sebességét, emellett a szabad vízfelület sem biztosít lehetőséget a szélesebb növekedésére), ezek nem hozzáférhetők a tó felső, megvilágított részében élő fitoplankton számára. Ezt a jelenséget figyeltem meg az #5. mintavételi ponton (62. ábra; Felföldy, 1987; Lakatos et al., 2000).

Grigorszky és munkatársai (2008) Körös-vidéki holtmedrek vizsgálatakor azt tapasztalták, hogy az oldott reaktív foszfor mennyisége májustól jelentősen megemelkedett az üledék feletti régióban. Ez az eltérés nemcsak a közvetlen

üledék feletti régióban jelentkezett, hanem a 200 cm-nél mélyebb rétegben is kialakult. Arra a következtetésre jutottak, hogy az eutróf tavakban – hasonlóan a Kacsatóhoz – az üledékből nagy mennyiségű foszfor szabadul fel a felette lévő anoxikus alsó vízrétegbe. Úgy vélték, hogy a hipolimnion kielégítő oxigénellátottsága segíthet a holtmedrek, többek között pl. a Kacsató trofitási szintjét alacsonyan tartani.

4.3.3. Az őszi felmérés eredménye

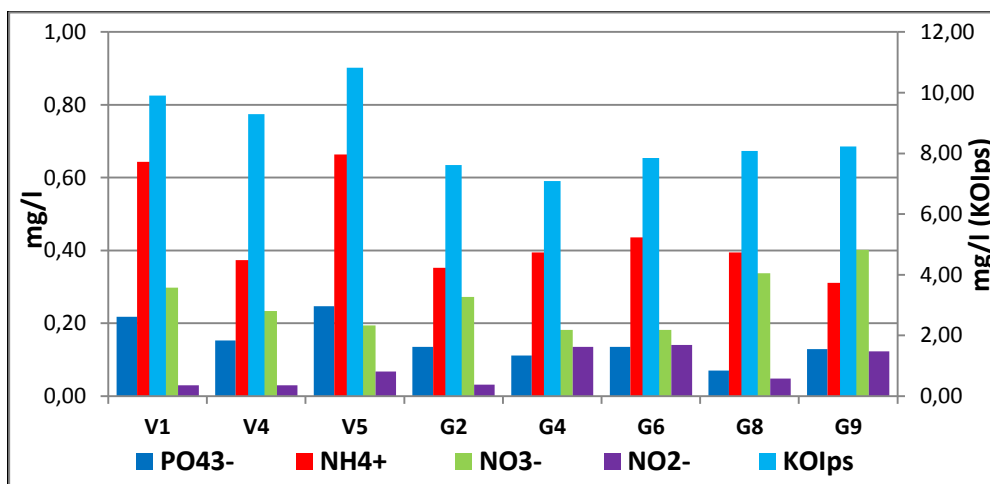
Az őszi felmérés idejére (2013. november 4.) az időjárási viszonyok következtében a két nagyobb területet összekötő csatornaszakasz kiszáradt, jelentősen módosítva ezzel a hidrológiai, hidrobiológiai folyamatokat. Arra kerestem a választ, hogy a két részre szakadt holtmeder csak fizikailag különült el, vagy az egyes területrészekben mért vízkémiai paraméterek alapján is eltérést mutat.

A tavaszi felméréshez képest a vízszint átlagosan 1,8 méterrel, 1-1,5 méterre csökkent, a holtmeder két területre különült. A két részre szakadt holtmederben (vö. 17. ábra) a mért komponensek is eltérést mutatnak. A vencesellői területen az oxigén telítettsége, a tápanyagforgalom minden eleme, valamint a kálium, a vas és az ólom, míg a többi vízkémiai komponens a gávai területen volt nagyobb koncentrációban (45. táblázat).

45. táblázat. A Kacsató őszi felmérésének eredménye (mg/l; átlag ± szórás)

	Vencesellő	Gáva		Vencesellő	Gáva
pH	7,43 ± 0,25	7,61 ± 0,13	Mg	12,47 ± 0,09	15,44 ± 0,13
EC ($\mu\text{S/cm}$)	412,53 ± 6,62	495,53 ± 5,22	Cl⁻	18,06 ± 0,65	22,99 ± 2,77
O₂%	126,47 ± 22,96	84,83 ± 8,76	HCO₃⁻	242,59 ± 10,61	276,61 ± 4,58
PO₄³⁻	0,19 ± 0,05	0,14 ± 0,06	Al	0,01 ± 0,01	0,01 ± 0,01
NH₄⁺	0,51 ± 0,19	0,43 ± 0,12	Ba	0,16 ± 0,03	0,20 ± 0,01
NO₃⁻	0,27 ± 0,05	0,26 ± 0,09	Cu	0,01 ± 0,00	0,01 ± 0,00
NO₂⁻	0,03 ± 0,00	0,09 ± 0,05	Fe	0,50 ± 0,19	0,16 ± 0,04
KOIps	9,60 ± 0,43	8,28 ± 1,31	Mn	0,09 ± 0,08	0,09 ± 0,06
Na	17,73 ± 0,16	23,39 ± 0,34	Pb	0,18 ± 0,14	0,10 ± 0,04
K	8,49 ± 0,17	8,39 ± 0,16	Sr	0,67 ± 0,01	0,81 ± 0,01
Ca	43,36 ± 0,64	52,37 ± 1,08	Zn	0,02 ± 0,01	0,03 ± 0,01

A tápanyagforgalom elemei közül mindkét területen a szerves anyag koncentrációja volt a legnagyobb, ezt követte az ammónium (65. ábra).



65. ábra. A Kacsató nyári (2013. november 4.) mintavételi pontjain végzett általános vízkémiai mérés eredménye

A V1 és a V5 mintavételi helyszíneken mindkét elem nagyobb koncentrációban volt jelen, mint a környező mintavételi pontokon. Közöttük pozitív erős korrelációt (0,797) tapasztaltam, mely azt jelentheti, hogy egyszerre megy végbe a szerves anyag képződése, és a belőle ammónifikációval az ammónium felszabadulásának folyamata (Padisák, 2005). Mellettük az ortofoszfát az ammóniummal és szerves anyaggal is erős kapcsolatot alkot, mely már mezőgazdasági eredetre utal (46. táblázat).

46. táblázat. A Kacsató őszi mérésekor vizsgált tápanyagforgalom elemei közötti korreláció értékei

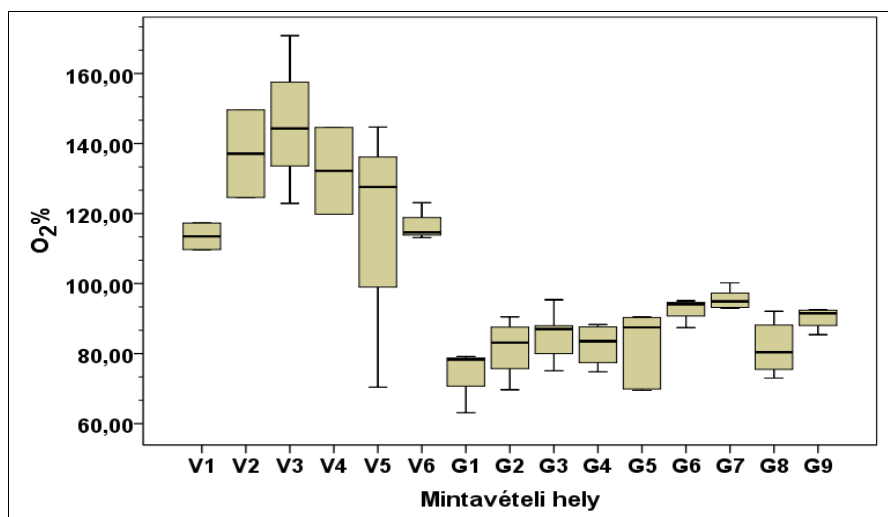
	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	KOIps
PO ₄ ³⁻	0,844	-0,279	-0,272	0,866
NH ₄ ⁺		-0,327	-0,262	0,798
NO ₃ ⁻			-0,205	-0,062
NO ₂ ⁻				-0,474

A két különálló terület szignifikánsan ($p < 0,05$) különbözött egymástól az ortofoszfát, a KOIps és az oxigénviszonyok szempontjából, viszont a nitrogénformák esetében a koncentrációk eltérése nem volt szignifikáns (47. táblázat).

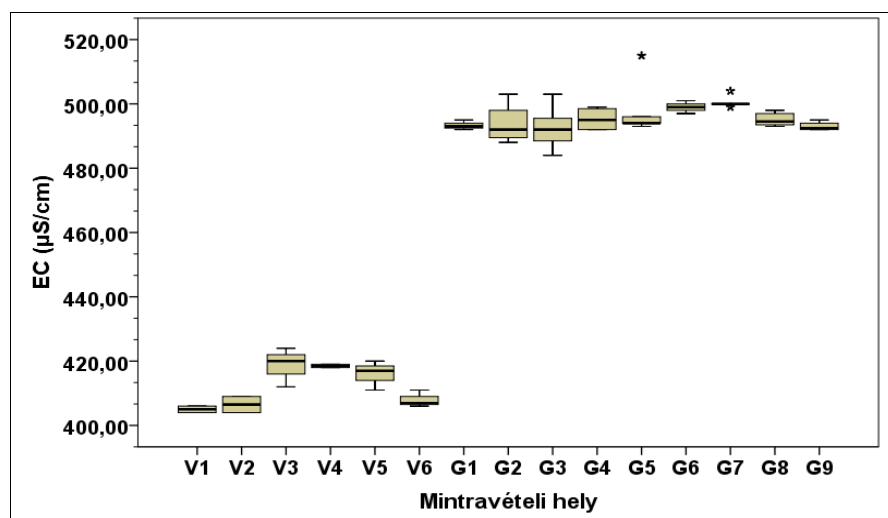
47. táblázat. A Kacsató gávai és vencesellői részterületein a vízkémiai változók összehasonlítása (Kruskal-Wallis próba; $p < 0,05$)

	PO ₄ ³⁻	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	KOI	O ₂ %
Khi-négyzet	5,06	1,822	0,022	2,721	5	25,346
Sig.	0,024	0,177	0,881	0,099	0,025	<0,001

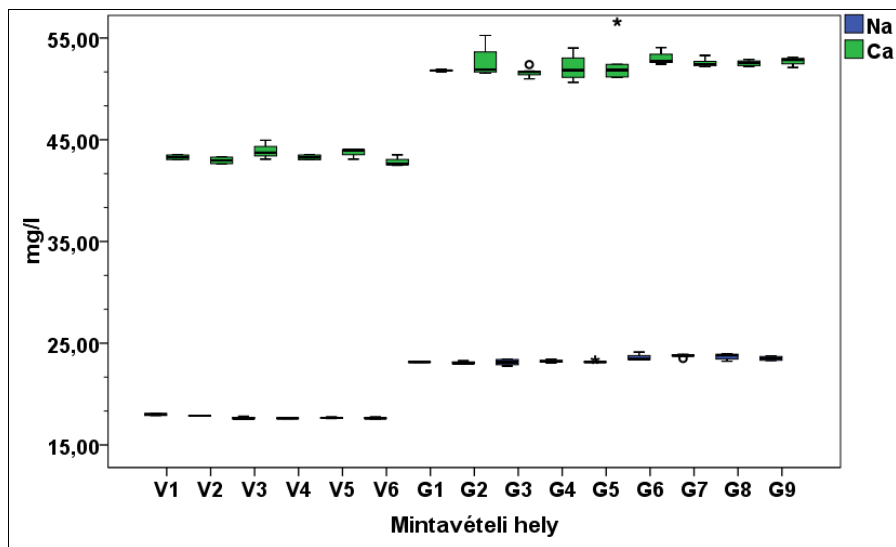
Az oxigéntelítettség (66. ábra), a vezetőképesség (67. ábra), valamint egyes makro- (nátrium, kalcium, 68. ábra) és mikroelemek (vas, 69. ábra) alapján jól megfigyelhető a két terület közötti különbség. Az oxigénviszonyok eloszlásában a vencesellői területen a telítettség meghaladta a 100%-ot, míg a gávai területen alatta maradt. A makroelemek közül, hasonlóan a tiszai mintákhoz, a hidrogén-karbonát mellett a kalcium volt jelen a legnagyobb mennyiségben. Itt is észrevehető az a különbség, hogy a gávai területen mind a vezetőképesség, mind pedig a nátrium és a kalcium és a hidrogén-karbonát nagyobb koncentrációjú (67, 68. ábrák). A mikroelemek közül a vencesellői területen a vas 2-3-szor nagyobb, mint a gávai területen. A bárium és az ólom koncentrációjában a területi különbség nem volt szignifikáns (69. ábra).



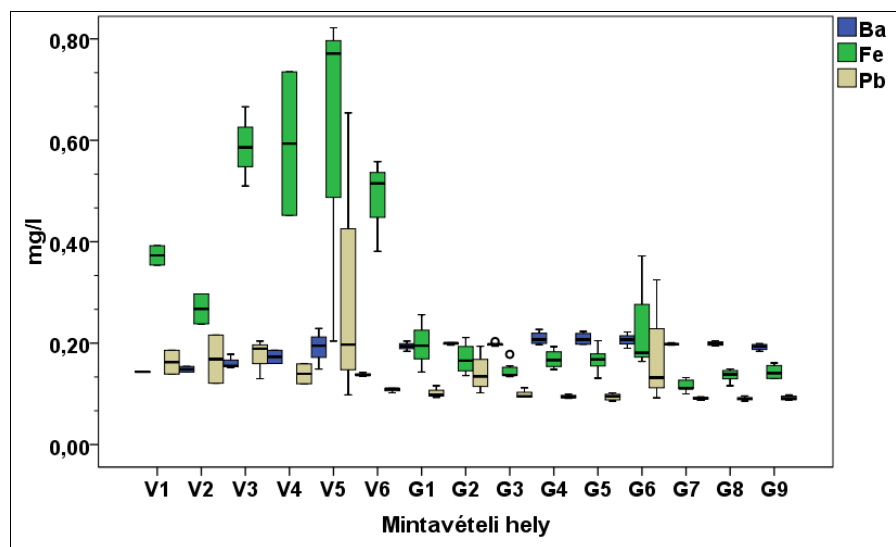
66. ábra. A Kacsató oxigéntelítettségének területi változása az őszi felméréskor



67. ábra. A Kacsató vezetőképesség értékeinek területi ingadozása az őszi felméréskor



68. ábra. A Kacsató nátrium és a kalcium mennyiségének területi változása az őszi felméréskor



69. ábra. A Kacsató bárium, vas és ólom mennyiségének területi ingadozása az őszi felméréskor

Statistikai vizsgálatnak vettem alá a két részre szakadt holtmeder mért értékeit, mely szerint az alumínium, a réz, valamint a mangán kivételével minden vízkémiai változó szignifikánsan eltért a Kacsató két területén (48. táblázat). Ez azt bizonyítja, hogy nemcsak fizikailag, hanem hidrobiológiai szempontból is elkülönül egymástól a két terület.

48. táblázat. A gávai és vencesellői részekben mért vízkémiai tulajdonságok különbségei (Kruskal-Wallis próba; $p < 0,01$)

	EC	pH	Ca	K	Mg	Na	Al
Khi-négyzet	32,917	12,143	32,8	5,798	32,807	32,802	2,961
Sig.	0	0	0	0,01	0	0	0,085
	Ba	Cu	Fe	Mn	Pb	Sr	Zn
Khi-négyzet	23,141	0,696	31,201	0,697	21,438	32,83	8,296
Sig.	0	0,404	0	0,404	0	0	0

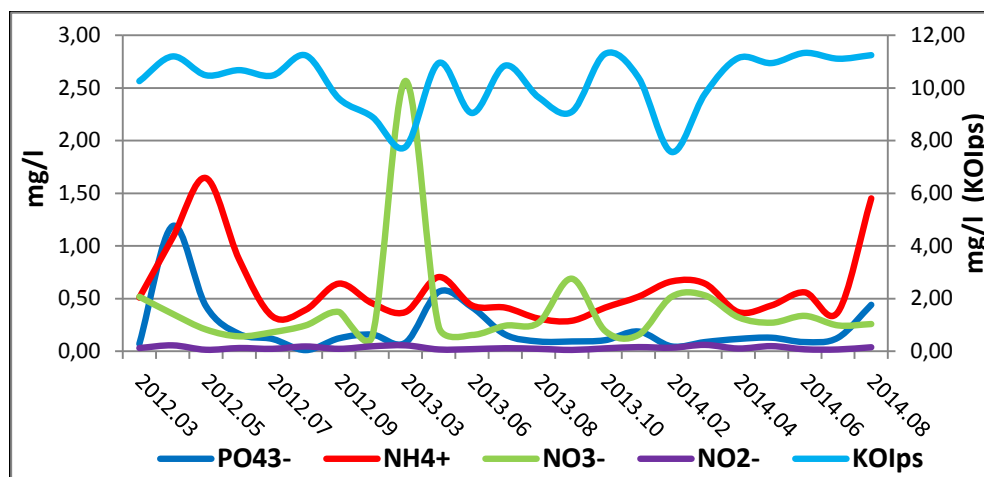
Az őszi vizsgálatkor nemcsak a holtmeder különült el két részre, hanem az oxigénviszonyok, a vezetőképesség és a makro-, illetve mikroelemek egyes képviselőinél is megfigyelhető volt a különbség. A mérés során azt is megállapítottam, hogy a vencesellői, sekélyebb területen az oxigéntartalom meghaladta a 100%-ot. Ebből arra következtettem, hogy a sekélyebb, hamarabb felmelegedő vízben nagyobb mennyiségben lehettek jelen oxigéntermelő szervezetek (algák, fitoplanktonok, hullámszáz okozta átkeveredés), szemben a mélyebb, nagyobb víztömeeggel rendelkező gávai területen (66. ábra). További különbséget tapasztaltam a vezetőképesség értékeiben is. A vezetőképesség a sekélyebb területen átlagosan 412,53 $\mu\text{S}/\text{cm}$ körül ingadozott ($\pm 6,62 \mu\text{S}/\text{cm}$), addig a nagyobb víztömegű területen ez az érték átlagosan 495,53 $\mu\text{S}/\text{cm}$ volt ($\pm 5,22 \mu\text{S}/\text{cm}$) (67. ábra). A vezetőképességgel párhuzamos jelenséget tapasztaltam a nátrium és a kalcium esetében is (68. ábra). Az eltérések abból adódhatnak, hogy a megjelenő algapopuláció a megfelelő fejlődésükhöz felveszik a vízben oldott ásványi anyagokat, ionokat, ami magyarázza a 2 terület közötti eltérést. További magyarázatot adhat az is, hogy a vízben oldott ionok kicsapódnak és az üledékben vagy pedig az üledék/víz határfelületen felhalmozódnak (Lijklema, 1986; Szilágyi és Orbán, 2007). A vizsgálat során nemcsak területi, hanem időbeli eltérést is tapasztaltam. Amíg a tavaszi felmérés során – az árhullám módosító hatásának következtében – a legkisebb vezetőképesség értékeket a terület gávai szakaszán mértem (56. ábra), addig az őszi időszakban a vencesellői területen volt kisebb ez a paraméter (67. ábra).

4.3.4. A Kacsató 2012-2014 között végzett vizsgálat eredménye

Ebben a részben összefoglalom a holtmedren végzett 1,5 éves vizsgálat sorozat eredményeit. Megvizsgálom, hogy van-e eltérés a szárazabb kisvízű és az árvízi elöntés során bekövetkezett állapotok között.

Ebben az időszakban a pH-értékek 7,10 és 8,57 ($7,71 \pm 0,33$), a vezetőképesség értékei pedig 364 és 826 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ($539 \pm 143,5 \mu\text{S}/\text{cm}$) között ingadoztak. A tápanyagforgalom elemei közül az ortofoszfát 2012. áprilisi, az ammónium 2012. májusi és a nitrát 2013. márciusi mérésekor tapasztaltam az átlagostól nagyobb koncentrációt és ez utóbbival együtt csökkenő KOIps mennyiséget (70. ábra). Ez utóbbi anaerob körülmények között, pl. elárasztott területeken vagy eutróf

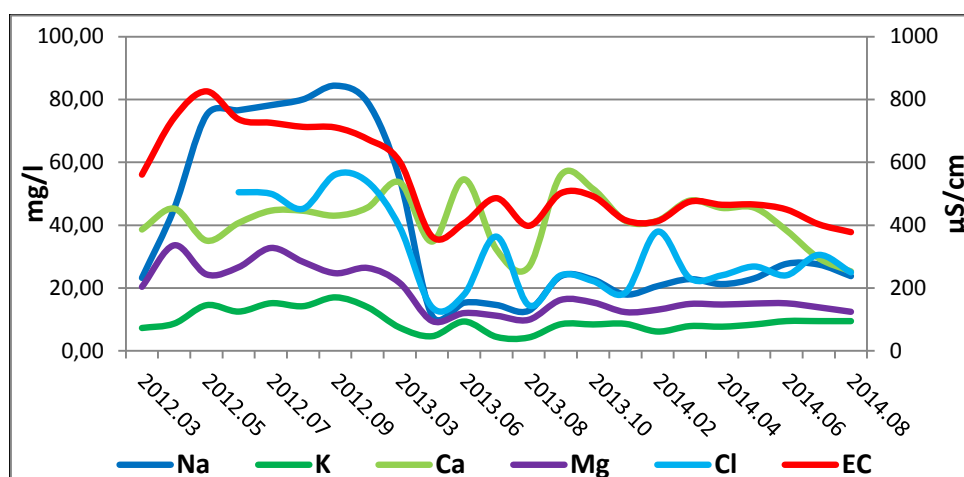
vizekben a baktériumok (pl.: *Pseudomonas sp.*) a NO_3^- ionokat oxigénforrásként hasznosítják, így a folyamat nitrítén keresztül az ammóniumionig (NH_4^+) jut. Ezzel együtt a nitrát folyamatos csökkenését tapasztaltam (70. ábra).



70. ábra. A Kacsató tápanyagforgalom elemeinek változása a vizsgált időszakban

A nitrát 2013. márciusi kiugró értéke a környező területeken végzett mezőgazdasági művelésből adódhat, aminek hatására a vetés és a fejtrágyázás során alkalmazott műtrágya egy része bemosódik, megnövelve ezáltal a szennyezettséget.

A makroelemeket összehasonlítva a nátrium 2012. május és 2013. március, a klorid 2012. július és 2013. március közötti időszakban nagyobb koncentrációban volt jelen, míg a többi mért komponens egyenletes eloszlást mutat (71. ábra). Velük párhuzamosan a vezetőképesség is hasonló tendenciában változott. Az ezt követő hónapokban mindhárom paraméter értéke hirtelen lecsökkent, ami egybeesett a tavaszi árhullám levonulásával. Ezután 2014. augusztusáig enyhe emelkedést tapasztaltam mindhárom vízminőségi mutatónál.



71. ábra. A Kacsató makroelemeinek változása a vizsgált időszakban

Ezeknek az eltéréseknek több magyarázata is lehet. Az eddigi mérések, illetve a rendszeres mintavételek során megfigyeltem, hogy a 2012-ben az ÉNy-i és DK-i nagyobb kiterjedésű területeket összekötő csatornaszakasz kiszáradt, jelentősen lecsökkent a vízszint. A kis vízállás következtében megnövekedett a vezetőképesség és ezzel együtt a nátrium és a klorid mennyisége is. Az áradás következtében a holtmeder vízzel feltöltődött, a kiszáradt csatornaszakasz víz alá került, aminek köszönhetően csökkent a makroelemek koncentrációja és a vezetőképesség.

A felmérésből kiderült, hogy a holtmeder a hullámtér nyújtotta előnyöket és hátrányokat egyaránt élvez. A Tisza közelsége miatt a holtmeder az árvizek idején friss vízzel töltődik fel, míg szárazabb időszakban drasztikusan lecsökken a vízszint, egyes területek ki is száradhatnak (Wittner et al., 2004; Wittner et al., 2005). A kiszáradást követő feltöltődés nemcsak szemmel látható változást eredményezett, hanem a mért komponensek esetében is eltérést tapasztaltam. Csökkent a vezetőképesség (-238 $\mu\text{S}/\text{cm}$), a nitrát mennyisége (-2,33 mg/l), valamint a makroelemek koncentrációja is (Na: -43,44 mg/l; K: -2,73 mg/l; Ca: -18,80 mg/l; Mg: -12,07 mg/l; Cl: -25,46 mg/l). Az ortofoszfát (+0,48 mg/l), az ammónium (+0,33 mg/l) és a szervesanyag-tartalom (+3,19 mg/l) szempontjából azonban emelkedés figyelhető meg. A hátrányos adottságok mellett egyrészt ki kell emelni, hogy a hullámtéri területen intenzív mezőgazdasági művelést végeznek, ennek köszönhetően műtrágya mosódhat a holtmederbe, növelve a szennyezettséget. Másrészt viszont egy-egy áradás során a holtmeder hordalékkal terhelődik, amely következtében elindul a feltöltődés útján, elősegítve a mederfenéken gyökerező növényzet elszaporodást.

Lövei és Antal (2010) nyolc holtmederben mérték a háttérváltozók évszakos és térbeli eloszlását. Megállapították, hogy a Nagy-Morotva pangóvízes rakamazi és a vízutánpótlás helyét jelentő tiszanagyfalui rész között a vezetőképesség tekintetében jelentős különbség van. Kimutatták, hogy a Tisza által időszakosan érkező vízutánpótlás alapvetően meghatározza az érintett mederszakasz fizikai, kémiai tulajdonságait. A Kacsató esetében is megfigyelhető, hogy az árvízmentes és az árvízi elöntés következtében jelentősen módosulnak a vízkémiai paraméterek. A vizsgált időszakban az árvízi elöntéshez képest a vezetőképesség és a makroelemek mennyisége 1,5-3-szor akkora, mint árvízi elöntést követő időszakban.

5. Összefoglalás

A víz fizikai, kémiai és biológiai tulajdonságai alapján mind az élet, mind a társadalom számára elengedhetetlen, ezért a Földön a legszélesebben használt természeti erőforrás. A társadalom fejlődésével és a termelés intenzívebbé válásával a víz iránti mennyiségi igény egyre nő, valamint a termelésben és fogyasztásban történő használatával minősége folyamatosan romlik; mind az ipari és mezőgazdasági tevékenységekkel, mind pedig az általános emberi felhasználással szennyezzük vizeinket. Ez a szennyezés napjainkra már olyan méreteket öltött, mely meghaladja az öntisztulási folyamatok sebességét és rontja a felszíni és felszín alatti vízkészletek minőségét.

A vizek felhasználása életünk egyik legfontosabb, ugyanakkor költségekkel is járó eleme. A víz nemcsak természeti, hanem társadalmi, gazdasági értékeket is hordoz, jövedelemszerzési, költségmegtakarítási lehetőségeket is kínál. A vízkészletek megfelelő minőségének megőrzése napjaink környezetvédelmének fontos feladata. Ennek érdekében az Európai Unió tagállamai célul tűzték ki, hogy 2015-ig ökológiailag „jó állapotba” hoznak minden felszíni és felszín alatti vizet a közösség területén. A jó állapot elérése érdekében 2015. december 22-én elkészült az Országos Vízyűjtő-gazdálkodási Terv felülvizsgálata, ami meghatározza azokat a lépéseket, melyeket 2021-ig és 2027-ig végre kell hajtani.

Doktori kutatásom során célul tűztem ki a Felső-Tisza vidékén Tokaj-Tiszabercel-Kótaj által közrezárt terület felszíni vizeinek a vízminőség-vizsgálatát. A célok három fő területre és vizsgálatcsoportra tagolódnak: (1) Tisza, a Bodrog, valamint a Lónyay-főcsatorna Kótaj és a tiszai torkolat közötti szakaszának, és a Tiszabercel-Tokaj között a Tisza bal partján húzódó, hullámtéren elhelyezkedő 6 ha-tól nagyobb holtmedrek vízminőségének a vizsgálata; (2) a Lónyay-főcsatorna vízkémiai hatása a Tiszára; (3) a gávavencsellői Kacsató vízminőségi és medermorfológiai felmérése. Célom az volt, hogy rendszeres mintavétellel, a tápanyagforgalom, makro- és mikroelemek folyamatos vizsgálatával meghatározzam a vízminőség idő- és térbeli változásait, valamint statisztikai vizsgálatokkal feltárjam a víztestek közötti hasonlóságokat és különbségeket. Feltárjam, melyek azok az antropogén szennyező források amik leginkább veszélyeztetik a felszíni vizek ökológiai egyensúlyát. További célom az volt, hogy megvizsgáljam, hogy a Lónyay-főcsatorna csak lokálisan, vagy több km-rel távolabb is képes hatást gyakorolni a Tiszára. A Tisza környezetében a hullámtéren, valamint a mentett oldalon található holtmedrek európai szinten is jelentős értéket képviselnek. A gávavencsellői Kacsató esetében a holtmederben lejátszódó fizikai-kémiai- biológiai folyamatokat tártam fel árvízi és kisvízi időszakban. A kitűzött célok alapján a kutatási eredményeimet az alábbi pontokban foglalom össze.

A Tisza, a Lónyay-főcsatorna, és a holtmedrek vízminőségi állapota

A vizsgált területeken közel azonos számú mintavételi pontot jelöltem ki, így átfogó képet kaptam a három felszíni víztest vízminőségi állapotáról.

Az eredmények azt mutatták, hogy a **pH** a semleges és az enyhén lúgos tartományban ingadozott, egyik helyszínen sem tapasztaltam jelentősebb torzulást. Néhány holtmederben mértem egy-egy statisztikai értelemben vett kiugró értéket, de ez nem befolyásolta jelentős mértékben a vízminőséget.

A Tiszában, valamint a környezetükben elhelyezkedő holtmedrekben 700 $\mu\text{S}/\text{cm}$ alatti **vezetőképesség** értékeket mértem. A holtmedrekben főleg a nyári, aszályos időszakban, a vízszint csökkenésének a hatására emelkedett meg a vezetőképesség. A Lónyay-főcsatornán ez az érték az 1800 $\mu\text{S}/\text{cm}$ -t is meghaladta. Ez egyrészt annak köszönhető, hogy a területen több szennyvíztisztító telep üzemel, amelyek tisztított vizüket a főcsatornába bocsátják, továbbá a terület geológiai szerkezetéből adódóan a termálfürdők elhasznált vize is többletterhet jelent a vízfolyásra. Ezek mellett intenzív mezőgazdasági művelés folyik, állattartó-telepek üzemelnek a környéken, amelyek szintén potenciális szennyezők.

A **tápanyagforgalom** elemei közül a nitrátnál, az ammóniánál és a szerves anyagnál tapasztaltam eltéréseket, a nitrit és az ortofoszfát közel azonos koncentrációban volt mérhető. A Tiszán a nitrát, míg a holtmedreken az ammónia és a szerves anyag mennyisége volt nagyobb. Ez valószínűleg a holtmedrek intenzívebb ammonifikációs folyamatának, valamint a melegebb, aszályosabb időszakban fellépő oxigénhiánynak köszönhető. A Tiszán két helyen tapasztaltam nagyobb értéket: az egyik a Lónyay-főcsatorna torkolata utáni mintavételi hely, ahol a főcsatorna által szállított tápanyagdúsabb víz a Tiszával keveredik; a másik pedig a Bodrog, ahol a tokaji hegyoldalról történő bemosódás következtében lett nagyobb a nitrát koncentrációja. A Lónyay-főcsatornán a tápanyagforgalom minden eleme nagyobb koncentrációban volt jelen, mint a másik két felszíni víztestben. Közülük is a nitrát mennyisége volt a legnagyobb, ami egyértelműen antropogén (mezőgazdaság, szennyvíztisztító telepek stb.) terhelésre utalt. A torkolat irányába haladva fokozatosan csökkent a nitrát koncentrációja egészen a gávavencsellői szennyvíztelep csatlakozási pontjáig, ahol ismét megnövekedett a mennyisége, többletterhelés érte a vízfolyást.

A **makroelemek** a legkisebb mennyiségben a Tiszában voltak mérhetőek, majd ezt követték a holtmedrek, és a legnagyobb koncentrációt a Lónyay-főcsatornában tapasztaltam. Ezen belül a hidrogén-karbonát mellett a Tiszán és a holtmedrekben a kalcium, a Lónyay-főcsatornán pedig a nátrium és a klorid mennyisége volt domináns. A minőségi és a mennyiségi eltérés alapján arra következtettem, hogy a kalcium a természetes, a nátrium és a klorid az antropogén forrásból kerülhet a felszíni víztestekbe.

A **mikroelemek** közül szintén megállapítható mind a mennyiségi, mind pedig a minőségi elkülönülés. A főcsatornán a mért elemek közül a stroncium és a bárium, a Tiszán és a holtmedrekben a stroncium és a vas volt jelen dominánsan. Mivel ezek az elemek jellemzően geológiai eredetűek, de a stroncium műtrágyázás révén is beszivároghat a felszíni vizekbe, viszont mégsem magas a koncentráció, nem

veszélyezteteti ebben a mennyiségben az élővilágot. A többi vizsgált komponens egyik víztestben sem volt jelen toxikus mennyiségben.

A felszíni víztestek vízminőség szerinti kategorizálását mind az MSZ 12749:1993, mind pedig a 10/2010 (VIII. 18.) VM rendeletben meghatározott határértékek alapján osztályba soroltam. Ez alapján megállapítottam, hogy összességében a Tisza szennyezettsége a legkisebb, ezt követik a holtmedrek, majd pedig az antropogén hatások következtében a legszennyezettebb a Lónyay-főcsatorna.

A három víztest összehasonlítása

A mintaterületen mért tápanyagforgalom, makro- és mikroelem értékeket többváltozós statisztikai vizsgálattal hasonlítottam össze. Arra kerestem a választ, hogy az egyes területek mennyire különböznek el egymástól, illetve fednek át vízminőségük alapján, illetve a különböző vízkémiai alkotók között milyen irányú a kapcsolat.

Ebben az eljárásban első lépésben ordinációs diagramon ábrázoltam a mintaterületet, így láthatóvá vált, hogy vízminőségük alapján mely területek milyen mértékben hasonlítanak, vagy térnek el egymástól. Ebben a megközelítésben a legnagyobb vízminőségbeli eltérést a tápanyagforgalom elemeinél tapasztaltam, ahol az egyes területek csak kismértékben hasonlítanak egymáshoz. Nagyobb mértékű vízminőségi azonosságot észleltem a Tisza és a holtmedrek makro- és mikroelemeinek vizsgálatánál, azonban mindkét esetben a főcsatorna vízminőségi állapota eltérőnek bizonyult.

Második lépésben főkomponens-analízist (PCA) és korrelációs vizsgálatot végeztem. Ennek segítségével megállapíthattam, mely vízminőségi mutatók alkotnak szignifikáns kapcsolatot egymással. A PCA főkomponens súlyai arra adtak magyarázatot, hogy mely paraméterek dominálnak a vizsgált mintaterületen. A tápanyagforgalom elemei közül a PC1-et a nitrit, nitrát és az ortofoszfát alkotják, jelezve koncentrációjuk együttes ingadozását. Az ammónium (PC2) és a szerves anyag (PC3) bakteriális folyamatokra és a frissen bekerülő szennyezők megjelenésére utal. A makroelemek közül a Na, Cl, K és az EC alkotják a PC1-et. Ezeknek az elemeknek a fő megjelenése elsődlegesen antropogén forrásokhoz köthető (szennyvíztisztító- és állattartó telepek, termálfürdők), melyek dominánsabban vannak jelen, mint a természetesnek ítélt kalcium (PC2) és magnézium (PC3). A mikroelemek közül az Pb, Sr, Ba, és a Cu nemcsak kapcsolatot alkotnak egymással, de a főkomponens analízis is azt mutatta, hogy nagyobb mértékben befolyásolják a vízminőséget, mint a többi vizsgált mikroelem. Eredetüket tekintve szintén antropogén forrásból származnak.

Harmadik lépésben pedig a főkomponens-analízis során, a főkomponenseken végeztem ANOVA-t. Ennek segítségével sikerült bizonyítanom az ordinációs diagramon látottakat, miszerint a tápanyagforgalom szempontjából mindhárom mintaterület, a makro- és mikroelemek alapján pedig csak a Lónyay-főcsatorna mutat szignifikáns eltérést.

A Lónyay-főcsatorna hatása a Tiszára

A tápanyagforgalom, vezetőképesség és a nátrium vizsgálata alapján megállapítottam, hogy a főcsatorna szennyezettsége többszöröse a Tiszáénak, valamint minden vizsgált paraméter tekintetében szignifikánsan eltért egymástól a két felszíni víztest. Mivel a területen jelentősebb ipari létesítmény nem található, ami további veszélyt jelentene az élővizekre, így a mezőgazdasági területekről elszivárgó talajvíz okozhat, illetve a túlterhelt szennyvíztisztító telepek okoznak többletterhelést. A tiszai vizsgálatok eredményeiből kiderült, hogy a főcsatorna torkolatának környezetében nagyobb az elemkoncentráció, mint a felsőbb és az alsóbb folyószakaszról vett mintákban. A 3 tiszai pont között szignifikáns elkülönülést nem tapasztaltam, ami azt jelenti, hogy a főcsatorna Tiszára gyakorolt hatása csak helyi jelentőségű, de mégis meghatározó az élővilág szempontjából.

A Lónyay-főcsatorna vízgyűjtője potenciálisan arzénal szennyezett területnek minősül, mely természetes (földtani, geológiai) forrásból kerül be a felszíni vízfolyásba. Ennek következtében a főcsatornán az arzén mennyiségének szintén a többszörösét mértem, mint a Tiszában. Szignifikáns különbséget nemcsak a Lónyay-főcsatorna - Tisza között tapasztaltam, hanem a torkolat környezete is statisztikai eltérést mutatott a torkolat feletti és alatti értékektől. Szezonális szempontból mindkét víztesten mind a nyári, mind pedig a téli hónapok eltérést mutattak a többi évszak hónapjaitól.

A további elemzésekből az is megállapítható, hogy a vizsgált sókoncentráció (As, Na, EC) minden esetben negatív korrelációt mutatott a vízhozammal, illetve az arzén-vízhozam kapcsolatában hatvány jellegű összefüggést állapítottam meg mindkét felszíni víztest esetében. Ezeket a megállapításokat támasztják alá Hock (1969) észrevételei, miszerint az eredmények pontjai közé behúzható görbe a nagy vízfolyások (Tisza), vagy erősen, de egyenletesen terhelt kisvízfolyások (Lónyay-főcsatorna) esetében hiperbolára emlékeztet. Ez a tény mindkét víztest esetében igazolódott.

A statisztikai vizsgálatok alapján arra a következtetésre jutottam, hogy az arzén koncentrációja 4,5 km után (F3 pont) a felső folyószakaszhoz képest csökkent, azonban az elkeveredés csak részben ment végbe. Ezek alapján a 6/2002 (XI. 5.) KvVM rendelet a torkolat feletti Tisza szakaszt márnás-dévères, a torkolat alatti vízfolyást már csak dévères kategóriába sorolja.

A Kacsató felmérése

Térinformatikai eszközök és szoftverek segítségével megállapítottam, hogy a holtmeder a klasszikus holtmedrek mederviszonyait követi. A meder szerkezete homogén, egyenletesen mélyül, nem tapasztaltam hirtelen mederváltozást. Keresztmetszete a megszűnő vízáramlás és a fokozatos feltöltődés miatt homorú (csésze) alakú, átlagos mélysége nem sokkal haladja meg a 2,5 métert. A holtmeder két nagyobb kiterjedésű területre és az őket összekapcsoló csatornarészre osztható. Ez a keskeny szakasz jelentős mértékben feliszapolódott, nyári időszakban a

vízmélység 50 cm alá csökken, aszályos években ki is szárad. A vastag üledékréteg egyrészt az árhullám által lerakott hordalékból, másrészt pedig az elhalt növényi és állati szervezetek bomlásából származik.

A felmérés idején a tiszai árhullám előntötte a hullámteret, így megvizsgálhattam az árvíz holtmederre kifejtett hatását. Az eredmények azt mutatják, hogy az árhullám hatására a holtmeder friss vízzel keveredik, azonban ez a keveredés nem egyszerre, hanem folyamatosan történik. Az árhullám levonulásának a kezdetén a holtmeder két egymástól elkülöníthető heterogén területre tagolódik. Az egyik a DK-i terület, ahol az északi csatornaszakaszon (egykori folyómeder révén) leghamarabb érintkezik a Tiszával, így itt történik meg a leggyorsabban a keveredés, valamint, az ettől távolabbi ÉNy-i területre, ahol az áradás még nem érezteti hatását. Ezt bizonyítja a vezetőképesség területi megoszlása is. Az átkeveredés során előbb a felsőbb vízréteg, majd ezt követően a mélyebb rétegek is kapcsolatba kerülnek az árhullámmal. A makro- és mikroelemek mérése alapján bizonyítottam, hogy a holtmeder vizének teljes keveredése részben az áradás kezdeti szakaszához, a beáramláshoz, illetve a legnagyobb vízálláskor jelentkező legintenzívebb vízfelszín alatti áramlásokhoz köthető. Ez az adott időszak vízállásától és a turbulens áramlások erősségétől függően különböző eredménnyel zárulhat az elkeveredés szempontjából. Tehát olyan állapot is előfordulhat, hogy a holtmeder vize nem keveredik át teljesen. Ezt bizonyítja a klaszteranalízis is, mely szerint a DK-i területet 3 részre lehet osztani: (a) átkeveredés megtörtént; (b) adott pillanatban végbemenő turbulencia; (c) az árhullám által még nem befolyásolt terület.

A nyári vizsgálat során a 24 óra alatt lejátszódó fizikai-kémiai- és biológiai változásokat követtem nyomon az oxigéntelítettség, vezetőképesség és vízkémiai alkotók segítségével. Az eredmények azt mutatják, hogy az oxigénszint mind vertikálisan, mind pedig időben előrehaladva folyamatosan csökkent, a legmélyebb ponton 20%-nál is kisebb oxigéntelítettséget mértem. Az éjszakai órákban a fény és vele együtt a fotoszintézis megszűnésével rohamosan csökken az oldott oxigén mennyisége, majd a hajnali óráktól kezdve folyamatos emelkedést tapasztaltam. Hasonló változást mutattak a pH és a vezetőképesség értékek. Mivel eutróf tóról van szó, erőteljes a szervesanyag-termelés, intenzív az autotróf termelés és a heterotróf lebontás, intenzívek az aerob és anaerob mikrobiális lebontó folyamatok, melyek a holtmeder vízkémiai állapotát pozitív vagy negatív irányba is elmozdíthatják. Ehhez még hozzájárul az intenzív horgászat, valamint a környező területek mezőgazdasági művelése, aminek következtében tovább növekszik a szerves üledék mennyisége. Ennek hatására az O₂ változása mélység felé haladva fokozatosan közelít az oxigénhiányt jelentő 0% felé. Ez a jelenség más kémiai tulajdonságok megváltozását is okozza, aminek következtében biológiai okok miatt kémiai rétegzettség alakul ki. Az átvilágított fedőréteg és a kevésbé megvilágított alsó réteg biológiai aktivitásának függvényében bizonyos mélységen túl kevesebb az oxigén, melynek biológiai és kémiai kihatása is lehet. Ilyen esetben a fenéken, illetve annak környezetében élénk a vas, a mangán és a foszfor felszabadulása, a szerves nitrogénvegyületekből és a nitrátból ammónium, a szulfátból kénhidrogén

keletkezik. Ezt a jelenséget mederfenék közeléből vett vízminták kiugró ammónium, ortofoszfát, vas, stroncium értékei bizonyították.

A holtmeder vizsgálata során tehát nemcsak területi, hanem időbeli eltérést is tapasztaltam. A tavaszi tiszai elöntés hatására a terület víz alá került, majd a csapadékszegény időjárás, a párolgás és az oldalirányú elszivárgás következtében novemberre két különálló részre szakadt, ami a hidrobiológiai folyamatokban is elkülönülést okozott. Az őszi vizsgálatkor nemcsak a holtmeder különült el két részre, hanem az oxigénviszonyok, a vezetőképesség és a makro-, illetve mikroelemek egyes változói is szignifikáns különbséget mutattak.

6. Summary

Since water is essential for both life and society based on its physical, chemical and biological properties it is the most widely used natural resource on Earth. With the development of the society and the intensification of production demand for water also increases, however, its quality deteriorates gradually as it is used in production and consumption and natural waters are contaminated via industrial and agricultural activities and usage. This contamination increased by today so that it exceeds self-purification and the quality of surface and subsurface waters deteriorates gradually.

Using water is one of the most important elements of our life, however, it has its costs. Water bears not only natural but social and economic values as well offering income and saving possibilities also. Preserving the appropriate quality of water is one of the most important tasks today. In order to do so, member states of the European Union targeted to achieve an ecologically “good state” for all surface and subsurface waters in the area of the EU by 2015. In order to achieve the good state overhaul of the National Water Catchment Management Plan was performed on 22nd December 2015 identifying the steps to be performed by either 2021 or 2027.

My primary aim in this research was to study the water quality of an area enclosed by Tokaj – Tiszabercel – Kótaj in the Upper Tisza Region. Aims could be divided into three major groups of study: (1) studying the water quality of oxbow lakes larger than 6 ha located along the wave-plain of the Tisza and the Bodrog Rivers and of the section of the Lónyay Main Channel between Kótaj and its estuary into the Tisza and on the left shore of the Tisza River between Tiszabercel and Tokaj; (2) water chemical effect of the Lónyay Main Channel on the Tisza; (3) surveying the water quality and bed morphology of the Kacsa Lake at Gávavencsellő. My aim was to study the temporal and spatial changes in water quality by regular sampling and by studying the nutrient cycle and macro- and micro-elements and also to reveal similarities and differences between water bodies using statistical methods. I also tried to expose the anthropogenic hazard resources that may endanger the ecological balance of surface waters. My further aim was to study whether the effects of the Lónyay Main Channel are only local or they effect the system from several kilometres as well. Oxbow lakes found in the wave-plain and on the saved side of the Tisza River represent significant values at European level as well. In the case of the Kacsa Lake at Gávavencsellő the physical-chemical-biological processes were exposed at the time of flooding and shallow water as well. Based on the aims, the results of my research are presented in the following:

Water quality state of the Tisza, Lónyay Main Channel and the oxbow-lakes

Number of sampling sites was around the same in the studied areas therefore a general view regarding the water quality state of the three surface water bodies was obtained.

Based on the results, *pH* varied in the neutral and slightly basic range, significant distortion was not detected in either sites. Although a few statistically different values were gained in some of the oxbow-lakes they had no significant influence on water quality.

Less than 700 $\mu\text{S}/\text{cm}$ was measured for *conductivity* in the Tisza and in the oxbow-lakes along it. Conductivity increased in the oxbow-lakes due to the decrease of water level in the dry periods of the summer. This value exceeded 1800 $\mu\text{S}/\text{cm}$ in the Lónyay Main Channel. This is the result of the operation of several water treatment plants in the area that release treated sewage into the channel and the used water of thermal spa-s is also released into the channel. Apart from these intense agriculture and cattle farms are also potential pollution sources.

Regarding the elements of *nutrient circle* difference was found in the case of nitrate, ammonia and organic matter while nitrite and orthophosphate was measured in almost similar concentrations. In the Tisza and in the oxbow-lakes the concentrations of nitrate and ammonia together with organic matter were higher respectively. This can be the result of more intense ammonification processes and lack of oxygen in the oxbow-lakes in the drier warmer periods. Higher values were detected at two locations along the Tisza: at the sampling site after the estuary of the Lónyay Main Channel where the higher nutrient concentrations of the channel mix with the water of the Tisza and the other is the Bodrog in which nitrate concentrations are higher due to in-wash from the hillside of the Tokaj Hills. Every element of the nutrient budget was present in higher concentrations in the Lónyay Main Channel than in the other two surface water bodies. Concentrations of nitrate were highest suggesting clearly anthropogenic (agriculture, sewage treatment plants) load. Concentration of nitrate decreased gradually towards the mouth until the joining of the sewage treatment plant at Gávavencselő where it increased again.

Macro-elements were measured in smallest quantity in the Tisza followed by the oxbow-lakes and highest concentrations were found in the Lónyay Main Channel. Apart from hydrogen carbonate calcium and in the Lónyay Main Channel sodium and chloride were dominant. Based on the quality and quantity differences, calcium probably originated from natural while sodium and chloride originated from anthropogenic sources.

Quantity and quality separation can be determined among micro-elements as well. In the channel strontium and barium while in the Tisza and the oxbow-lakes strontium and iron were present in dominant amount regarding the measured elements. Since these elements are mainly of geological origin and strontium may infiltrate into surface waters from artificial fertilizers as well but its concentrations are not high it does not endanger the biosphere in this amount. The rest of the studied components were not present in either water bodies in toxic amount.

Categorizing of surface water bodies according to water quality is based on the limit values found in Hungarian Standard MSZ 12749:1993 and the Ministry of Water decree 10/2010 (VIII. 18.). On the basis of this the contamination of Tisza is smallest followed by oxbow-lake basements and then by the Lónyay Main Channel that is the most contaminated due to anthropogenic effects.

Comparison of the three water bodies

Nutrient circle, macro- and micro-element values measured in the study area were compared using multi-variable statistical analyses. Differences and similarities among the areas regarding water quality were searched and the direction of relationship between various water chemical elements was studied.

In this procedure as a first step the study areas were depicted in an ordination diagram therefore the similarities and differences of the areas became visible. In this way greatest difference in water quality was found in the elements of the nutrient circle, the study areas are similar to each other only in a small extent. Greater similarities were found in the case of the Tisza and the oxbow-lakes while in both cases the water quality of the channel was different.

As a second step primary component analysis and correlation analyses were performed. Based on these the water quality parameters that have significant connection with each other were identified. Weights of PCA gave explanation to the dominant parameters in the study areas. Regarding nutrient cycle PC1 is composed of nitrite, nitrate and orthophosphate indicating the joint fluctuation of their concentrations. Presence of ammonium (PC2) and organic matter (PC3) suggest bacterial processes and fresh contaminants. Appearance of these elements is associated primarily with anthropogenic sources such as calcium (PC2) and magnesium (PC3) regarded to be natural. Among micro-elements Pb, Sr, Ba and Cu are not only in connection with each other but primary component analysis revealed that they influence water quality in greater volume than the rest of the studied micro-elements. They are originated from anthropogenic sources.

As a third step ANOVA was performed on the primary components. Based on this, facts appearing on ordination diagrams were proved, i.e. all three study areas while only the Lónyay Main Channel show significant differences according to nutrient circle and macro- and micro-elements respectively.

Effect of Lónyay Main Channel on the Tisza

Based on the nutrient circle, conductivity, and the study of sodium it was determined that the contamination of the channel is several times that of the Tisza and the two water bodies differed from each other significantly from the aspect of every studied parameter. Since no significant industrial establishment can be found groundwater filtrating away from agricultural areas can present further environmental risk on waters and overloaded sewage treatment plants cause further load. Results of measurements along the Tisza revealed that element concentrations are higher at the mouth of the channel than in the samples from the bottom sections of the river. No significant differences could be found among the three sampling point along the Tisza, i.e. effects of the channel on the Tisza is only of local significance, however, it is decisive regarding biosphere.

Catchment area of the Lónyay Main channel is regarded to be potentially polluted by arsenic that enters the river from natural (geological) sources. As a

result the channel showed several times higher values of arsenic than the Tisza. Significant differences were measured not only between the Lónyay Main Channel and the Tisza but in the vicinity of the mouth of the channel as well comparing to the areas above and below the mouth. Both summer and winter months showed significant differences compared to the months of the rest of the seasons.

Concentrations of the studied salts (As, Na, EC) showed negative correlation to discharge in all cases and considering arsenic and discharge power like correlation was found in the case of both surface water bodies. These are supported by the notes of Hock (1969) stating that a curve could be drawn among the points of the results and this curve resembles a hyperbole in the case of the great rivers (Tisza) and the strongly but evenly loaded smaller rivers (Lónyay Main Channel) as well. This was proved in the case of both water bodies.

In the longitudinal distribution of concentration maximums turbulent dispersion plays an important role resulting in the formation of a sewage “plume”. Based on statistical analyses, the quantity of arsenic is dispersed across the complete bed after 4.5 km (F3 point) and although its concentration decreases compared to the upper river section but mixing is only partial. On this basis the section of the Tisza above the mouth is classified as barbell – bream while the section below the mouth is classified as bream water.

Survey of the Kacs Lake

Using geoinformatic devices and softwares it was revealed that the oxbow-lake follows the bed conditions of classic oxbow-lakes. Structure of the bed is homogeneous, deepening continuously. Its cross section is concave due to gradual accumulation and its average depth just exceeds 2.5 metres. The lake can be divided into two larger areas and the channel segment connecting them. This narrow section has thick silt accumulation therefore the depth of water in summer decreases below 50 cm and it dries out in dry years. Thick sediments are composed of flooding load and the decay of dead plant and animal organisations.

At the time of my survey a flood along the Tisza filled the wave-plain therefore the effects of a flooding on the oxbow-lake could be studied. Results show that the water of the oxbow-lake mixes with fresh water, however, this mixing is continuous. Initially the oxbow-lake was separated into two well defined parts. One part is the southeastern area where the oxbow-lake connects to the Tisza along the northern channel section (via an abandoned riverbed) thus mixing is fastest here. This part is followed by the narrow channel section where conductivity values are smaller than those of the southeastern, larger area. Spatial distribution of conductivity also proves this. During mixing the upper then the lower layers contact with the flooding. Based on the measurement of macro- and micro-elements I proved that the complete mixing of the water of the oxbow-lake is partly associated with the initial section of the flooding, and with the most intensive currents under the water surface at the time of highest water level. This may have various results depending on the water level of the given period and on the strength

of the turbulent currents. In this way a state can be imagined when the water of the oxbow-lake does not mix completely. This is supported by cluster analysis according to which, the southeastern area can be divided into 3 parts: (a) mixing is complete; (b) turbulence currently underway; (c) area not influenced by flooding.

During the measurements in the summer, physical-chemical and biological variations under 24 hours were traced with the help of oxygen saturation, conductivity and water chemical components. Results show that oxygen level decreased continuously in both time and space (vertical). Around 20% less oxygen saturation was measured at the deepest point. As light and photosynthesis ceased in the dark hours the amount of dissolved oxygen decreased continuously and then from the dawn hours it was increasing again. Similar variations were found in the case of pH and conductivity values as well. Since this lake is an eutrophic lake its organic matter production is strong while autotrophic production and heterotrophic are intense as well together with aerobic and anaerobic microbial decaying processes that may influence the water chemical state of the oxbow lake in positive or negative directions. Intense fishing also adds to these processes together with the agricultural cultivation of increasing the organic matter content of the lakes. As a result O_2 changes towards §% indicating the lack of oxygen with depth. This phenomenon results in the change of other chemical properties as well causing chemical layering in the oxbow-lakes. Depending on the biological activity of the photic upper and less light lower layers the amount of oxygen decreases under a certain depth that may have biological and chemical effects as well. In such cases the release of iron, manganese and phosphorous is intense on the bottom and ammonium forms from organic nitrogen compounds and nitrate and hydrogen sulphide forms from the sulphate. These phenomena are shown by the striking ammonium, orthophosphate, iron and strontium values of the water samples taken from close to the bottom.

In the course of studying the oxbow-lake not only spatial but temporal differences were detected as well. Due to flooding from the Tisza at spring the area was covered by water and then it was divided into two separate parts due to the lack of precipitation, evaporation and horizontal filtration. This caused separation in hydrobiological processes as well. In the case of the survey in autumn not only the oxbow-lake was divided into two parts but certain variables of oxygen conditions, conductivity and macro- and micro-elements showed also significant differences.

7. Irodalomjegyzék

- 10/2010. (VIII. 18.) VM rendelet a felszíni víz vízszennyezettségi határértékeiről és azok alkalmazásának szabályairól
- 1127/2010. (V. 21.) Kormány Határozat Magyarország vízgyűjtő-gazdálkodási tervéről
- 2000/60/EC Directive: The EU Water Framework Directive – integrated river basin management for Europe
- 2008/105/EC Directive of the European Parliament and of the Council of 16. December 2008 on environmental quality standard in the field of water policy, amending and subsequently repealing Council Directives 82/176/EEC, 83/513/EEC, 84/156/EEC, 84/491/EEC and amending Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council
- 201/2001. X. 25. Kormány Rendelet az ivóvíz minőségi követelményeiről és az ellenőrzés rendjéről
- 2013/39/EU Directive of the European Parliament and of the Council of 12 August 2013 amending Directives 2000/60/EC and 2008/105/EC as regards priority substances in the field of water policy Text with EEA relevance
- 219/2004. (VII. 21.) Kormány Rendelet a felszín alatti vizek védelméről
- 220/2004. (VII. 21.) Kormány Rendelet a felszíni vizek minősége védelmének szabályairól
- 221/2004. (VII. 21.) Kormány Rendelet a vízgyűjtő-gazdálkodás egyes szabályairól
- 24/2004. (XII. 18.) KvVM rendelet a vízszennyező anyagok kibocsátásaira vonatkozó határértékekről és alkalmazásuk egyes szabályairól
- 25/2002. (II. 27.) Kormány Rendelet a Nemzeti Települési Szennyvízelvezetési és tisztítási Megvalósítási Programról
- 6/2002. (XI. 5.) KvVM rendelet az ivóvízkivételre használt vagy ivóvízbázisnak kijelölt felszíni víz, valamint a halak életfeltételeinek biztosítására kijelölt felszíni vizek szennyezettségi határértékeiről és azok ellenőrzéséről
- Abonyi A., Krasznai E., Borics G., Várbíró G., Grigorszky I., Tóthmérész B., Padisák J. 2009. Két Tisza-menti holtág rétegződési sajátosságai. Hidrológiai közlöny, 89 (6), pp. 196-198.
- Alföldi L. 1986. A felszín alatti vízáramlások szerepe a vízkészletek megújulásában. Földtani Kutatás, 29 (4). pp. 3-9.
- Allen, H.E., Mancy, K.H. 1972. Design of measurement systems for water analysis. In: Ciaccio, L.L., ed. Water and water pollution handbook. New York, NY: Marcel Dekker
- Andorkó S. (szerk.) 1979. Árvízvédelem, folyó- és tószabályozás, víziutak Magyarországon. Országos Vízügyi Hivatal, Budapest.
- Aradi Cs., Lengyel Sz. 2003. A Tisza mente természetvédelme és környezetvédelme. In: Teplán I. szerk.: A Tisza és vízrendszere. MTA Budapest, pp. 263-277.
- Babka B. 2013. A Felső-Tisza és holtmedreinek komplex környezetanalitikai vizsgálata. PhD Doktori Értekezés, Debrecen.

- Babka B., Futó I., Szabó Sz. 2009. Felső-Tisza-vidéki holtmedrek csoportosítása stabil izotópos vizsgálatok alapján. Hidrológiai közlöny, 89 (6), pp. 5-8.
- Babka B., Futó I., Szabó Sz. 2011. Clustering oxbow lakes in the Upper-Tisza Region on the basis of stable isotope measurements. Journal of Hydrology, 410 (1-2), pp. 105-113.
- Bakács K., Biczók Gy., Borossay J. 2000. Víztisztítás, vízkezelés. Tessedik Sámuel Főiskola Mezőgazdasági Víz- és Környezetgazdálkodási Főiskolai Kar, Szarvas. pp. 10-82.
- Balázs S., Boyko N. 2007. Szennyeződések, szennyezők, hatások a Felső-Tisza-vidék ökológiailag érzékeny területein. Bessenyei György Könyvkiadó Nyíregyháza. pp. 183-216.
- Balogh E. 2007. Egy nagyváros hatása a rajta keresztülfolyó kisvízfolyásra – első eredmények. Hidrológiai közlöny, 87 (6). pp. 166-167.
- Balogh E., Takács P. 2006. A 2003. és a 2004. évi anyagáram-bebecslések összehasonlítása a Lónyay főcsatornán és vízrendszerén. Hidrológiai közlöny, 86 (6). pp. 13-15.
- Banics I. 2000. A Tisza és mellékfolyóinak vízminősége. In: Pálfi I. ed.: A víz szerepe és jelentősége az Alföldön. A Nagyalföld Alapítvány kötetei 6. pp. 118-125.
- Baráti S., Demeter Z. (ed.) 1997. Ökológiai hálózatok Európában. CEEWEB (Central and East European Working Group for the Enhancement of Biodiversity). Miskolc.
- Bartram, J., Balance, R., 1996. Water Quality Monitoring: A Practical Guide to the Design and Implementation of Freshwater Quality Studies and Monitoring Programmes. Chapman & Hall, London.
- Beke, G.J.; Entz, T.; Graham, D.P. 1993. Long-term quality of shallow ground water at irrigated sites. Journal of Irrigation and Drainage Engineering, 119 (1), pp. 116-128.
- Benedek P., Litheráthy P. 1979. Vízminőség szabályozás a környezetvédelemben. Műszaki Könyvkiadó, Budapest.
- Bezdán M. 2011. A szabályozott Tisza vízjárása tulajdonságai a Tiszafüred alatti folyószakaszokon. PhD Doktori értekezés, Szeged.
- Bíró, T., Thyll, Sz., Tamás, J. 1998. Risk assessment of nitrate pollution in lower watershed of the Berettyó River. In: Filep, Gy. szerk: Soil water environment relationships. Wageningen - Debrecen. pp. 239-247.
- Blanka V., Kiss T. 2006. Ártérfejlődés és növényzet kapcsolatának vizsgálata a Maros hullámterén. (Biogeomorfológia). Tájékológiai Lapok, 4 (2), pp. 301-308.
- Bogárdi J. 1971. Vízfolyások hordalékszállításai. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Borhidi A. 2007. Magyarország növényvilága. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Borsy Z. 1961. A Nyírség természeti földrajza. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Borsy Z. 1972. Üledék- és morfológiai vizsgálatok a Szatmári-síkságon az 1970. évi árvíz után. Földrajzi Közlemények. 90 (1), pp. 31-58.
- Borsy Z., Félegyházi E., Csongor É. 1989. A Bodroghoz kialakulása és vízvezetékének változásai. Alföldi Tanulmányok 13. pp. 65-81.

- Braun M. 1998. Tavak, lápok és a környezet múltbeli állapotváltozásainak történeti rekonstrukciója az üledék elemösszetétele alapján, PhD Doktori Értekezés, KLTE, Debrecen.
- Braun M., Papp I., Korponai J., Lukács V., Gyulai I., Forró L., Hubay K., Szalóki I. 2010. A Tisza vízjárásának nyomai a Marótzugi-Holt-Tisza üledékében. *Hidrológiai közlöny*, 90 (6), pp. 20-22.
- Braun M., Papp I., Szalóki I., Leermakers M. 2008. A Borsabányai nehézfémzennyezés utóélete a Boroszlókerti-Holt-Tisza üledékében. IV. Kárpát-medencei Környezettudományi Konferencia kiadványa. I. Kötet. pp. 289-294.
- Braun M., Szalóki I., Posta J., Dezső Z. 2003. Üledék felhalmozódás sebességének becslése a Tisza hullámterén. MHT XXI. Vándorgyűlés 2003. július 2-4. CD-kiadvány.
- Bulla M. 2002. *Vízminőségvédelem (egyetemi jegyzet)*. Széchenyi István Egyetem Építési és Környezetmérnöki Intézet Környezetmérnöki Tanszék, Győr.
- Cabezas, A., Garcia, M., Gallardo, B., Gonzalez, E., Gonzalez-Sanchis, M., Comin, F. A. 2009. The effect of anthropogenic disturbance on the hydrochemical characteristics of riparian wetlands at the Middle Ebro River (NE Spain). *Hydrobiologia*, 617 (1), pp. 101-116.
- Capo R. C., Stewart B. W., Chadwick O. A. 1998. Strontium isotopes as tracers of ecosystem processes: theory and methods. *Geoderma*, 82 (1-3), pp. 197-225.
- Carmen, Z. 2012. Evaluation of environmental impact produced by different economic activities with the global pollution index. *Environmental Science and Pollution Research*, 19 (6), pp. 2448-2455.
- Chapman, D. (ed.) 1996a. *Water quality assessments*.- E&FN Spon, London.
- Chapman, D. (ed.) 1996b. *Water Quality Assessments: Guide to the Use of Biota Sediments and Water in Environmental Monitoring*. Taylor & Francis, Inc.
- Chauhan, V.S., Yunus, M., Sankararamkrishan, N. 2011. Geochemistry and mobilization of arsenic in Shuklaganj area of Kanpur–Unnao district, Uttar Pradesh, India. *Environmental Monitoring and Assessment*, 184 (8), pp. 4889-4901.
- Chave, P. 2001. *The EU Water Framework Directive An Introduction*. IWA Publishing.
- Chellaney, B. 2013. *Water, Peace, and War. Confronting the Global Water Crisis*. Rowman & Littlefield, New York.
- Clement A. 2007. *Vízminőség szabályozás*. BME Vízi Közmű és Környezetmérnöki Tanszék, Budapest.
- Clement A., Kovács Á. S., Bácskai Gy. 2006. *Víz Keretirányelv végrehajtásának elősegítése II. fázis. Felszíni vizek kémiai állapota*. – ÖKO Zrt.-BME-VTK Innosystem-ARCADIS 3. Előrehaladási jelentés, kézirat, Budapest.
- Csalagovits, I. 1999. Arsenic-bearing artesian waters of Hungary. *A Magyar Állami Földtani Intézet Évi Jelentése 1992–1993/II*. pp. 85-92.
- Csanády M., Bozsai G., Deák Zs. 1985. Arzén előfordulása alföldi rétegvizekben. *Egészségtudomány* 29, pp. 240-249.

- Császár J. 1999. Water quality of Hungarian reach of the River Szamos. Tiscia monograph series, (3), pp. 105-131.
- Csépes E. T., Nagy. M., Bancsi I., Végvári P., Kovács P., K. Szilágyi E. 2000. A vízminőségi jellemzők alakulása a Tisza középső szakaszán az évszázad legnagyobb árvizének tükrében. Hidrológiai közlöny. 80 (5), pp. 285-287.
- Davis, J. 2003. Statistics and data analysis in geology, Wiley, USA, p. 656.
- Davison, W., Heaney, S. I., Talling, J. F., Rigg, E. 1980. Seasonal transformations and movements of iron in a productive English lake with deep-water anoxia. Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie, 42 (2), pp. 196-224.
- Day, R.W., Quinn, G.P. 1989. Comparisons of treatments after an analysis of variance in ecology. Ecological Monographs, 59 (4), pp. 433-463.
- Debreczeni B. 1979. Kis agrokémiai útmutató. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- Demeter G., Püspöki Z., Lazányi J., Buday T. 2010. Szekvenciasztratigráfiai alapú földtani kutatás Nyíregyháza-Szatmárnémeti térségében. Debrecen, HURO/0801/121 projekt, pp. 8–224.
- Dévai Gy. (szerk.) 1998. A vízi és vizes élőhelyek sajátosságai és tipológiája. Oktatási segédanyag. KLTE Ökológiai Tanszéke, Hidrobiológiai Részleg, Debrecen.
- Dévai Gy., Aradi Cs., Wittner I., Olajos P., Göri Sz., Nagy S. A. 2001. Javaslat a Tiszai-Alföld vízi és vizes élőhelyeinek állapotértékelésére a holt medrek példáján. In: Borhidi Attila - Botta-Dukát Zoltán (szerk.) Ökológia az ezredfordulón III. Diverzitás, konzerváció, szukcesszió, regeneráció. MTA. pp. 183-205.
- Dévai Gy., Dévai I., Felföldy L., Wittner I. 1992c: A vízminőség fogalomrendszerének egy átfogó koncepciója. 3. rész: Az ökológiai vízminőség jellemzésének lehetőségei. Acta biologica Debrecina. Supplementum oecologica hungarica, (4), pp. 49-185.
- Dévai Gy., Juhász-Nagy P., Dévai I. 1992a: A vízminőség fogalomrendszerének egy átfogó koncepciója. 1. rész: A tudománytörténeti háttér és az elvi alapok. Acta biologica Debrecina. Supplementum oecologica hungarica, (4), pp. 13-28.
- Dévai Gy., Juhász-Nagy P., Dévai I. 1992b. A vízminőség fogalomrendszerének egy átfogó koncepciója. 2. rész: A hidrobiológia és a biológiai vízminőség fogalomkörének értelmezése. Acta biologica Debrecina. Supplementum oecologica hungarica, (4), pp. 29-47.
- Dévai Gy., Lakatos Gy., Grigorszky I., Juhász P., Kaszáné Kiss M., Kiss M., Nagy S. A., Tóth A., Pethő K., Varga Gy-né. 1995. Ökológiai állapotfelmérés és adatszolgáltatás a Rakamaz és Tiszanagyfalu közigazgatási területéhez tartozó Nagy-morotva holtág rekonstrukciójához. Zárójelentés (kézirat), Debrecen, pp. 1-126.
- Dévai Gy., Nagy S. A. 2003. Az Európai Unió (EU) víz keretirányelvének ökológiai alapozású magyarországi végrehajtásával kapcsolatos javaslatok kidolgozása felszíni vizekre (kézirat), Debrecen.
- Dévai Gy., Nagy S. A., Csabai Z., Ebesfalvi S., Kiss B., Lukács B. A., Miskolczi M., Müller Z., Némeczki M. 2003. A Hordódi-Holt-Tisza állapotértékelése a

- vegetációfelmérések és az oxigénháztartás-vizsgálatok alapján. Hidrológiai közlöny, 83 (1-12 klnsz), pp. 38–41.
- Domokos M. 1989. Pietro Paleocapa és a magyarországi Tisza-szabályozás Hidrológiai közlöny, 69 (2) pp. 99-110.
- Dövényi Z. (szerk.) 2010. Magyarország kistájainak katasztere. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest, pp. 222–242.
- Dunka S., Fejér L., Vágás I., 1996. A verítékes honfoglalás... A Tisza-szabályozás története. Vízügyi Múzeum, Levéltár és könyvgyűjtemény, Budapest.
- Dzombak, D. A., Morel, F. M. M., 1990. Surface complexation modelling: Hydrous Ferric Oxide. John Wiles & Sons, New York.
- Eisele, M., Steinbrich, A., Hildebrand, A., Leibundgut, C. 2003. The significance of hydrological criteria for the assessment of the ecological quality in river basins. European Water Framework Directive and River Catchment Management. Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C, 28 (12-13), pp. 529-536.
- Elek Á., Svingor É., Szántó Zs., Futó I., Palcsu L. 2006. Környezeti izotópok vizsgálata a Lónyay-főcsatornán. Hidrológiai közlöny, 86 (6), pp. 36-38.
- Erdélyi M. 1990. A tiszántúli arzénos rétegvíz hidrogeológiája. In: Szederkényi T. (red.) 1990: Az arzéntartalom származása és alakulásának kérdései Békés megye vízmű kútjaiban. Az MTA Szegedi Akadémiai Bizottságának Kiadványai, Szeged, pp. 71-86.
- Erdélyi M. 1991. A tiszántúli arzénos rétegvíz hidrogeológiája. Földrajzi Értesítő, 40 (3-4), pp. 231-250.
- Falus I., Ollé J. 2000. Statisztikai módszerek pedagógusok számára. Okker Kiadó, Budapest.
- 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), pp. 119-126.
- Felföldy L. 1974. A biológiai vízminősítés VHB 3. Budapest.
- Felföldy L. 1981. A vizek környezettana. Általános hidrobiológia. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- Felföldy L. 1984. Hidrobiológia - szavakban. VHB 13. Budapest.
- Felföldy L. 1987. A biológiai vízminősítés 4. kiadás. Vízügyi Hidrobiológia VÍZDOK, Budapest.
- Ferencz I., Fehér G., Zellei L., Lakatos Gy. 2004. A Nyéki- Holt-Duna ökológiai alap-állapot felmérése. Hidrológiai közlöny, 84 (5-6), pp. 37-40.
- Ferrier, R. C., Edwards, A. C., Hirst, D., Littlewood, I. G., Watts, C. D. and Morris, R., 2001. Water quality of Scottish rivers: spatial and temporal trends. Science of the Total Environment, 265 (1-3), pp. 327–342.
- Fiala K., Sipos Gy., Kiss T., Lázár M. 2007. Morfológiai változások és a vízvezető-képesség alakulása a Tisza algyői és a Maros makói szelvényében a 2000. évi árvíz kapcsán. Hidrológiai közlöny, 87 (5), pp. 37-45. old.
- Fleit E. 2000. Bioakkumulációs hatások és a nehézfémek eloszlási mintázata a Tiszán és a Szamoson. Acta biologica Drebricina. Supplementum oecologica hungarica, 11 (1), p. 61.

- Fleit, E., Lakatos, G. 2003. Accumulative heavy metal patterns in the sediment and biotic compartments of the Tisza watershed. *Toxicology Letters*, 140–141 (11), pp. 323–332.
- Fletcher, T., Leonardi, G., Hough, R. Goessler, W., Gurzau, E., Koppova, K., Rudnai, P., Clemens, F., Kumar, R., Vahter, M. 2006. Long-term arsenic exposure and cancer risk – sensitivity to choice of indicators based on recent and lifetime arsenic intake. *Epidemiology*, 17 (6), S307.
- Földváriné V. M. 1975. A területi geokémiai kutatás elméleti és gyakorlati módszerei. A Magyar Állami Földtani Intézet alkalmi kiadványa, Budapest.
- Fügedi U., Szurkos G., Vermes J. 2004. Éghajlatváltozások geokémiai hatásai Magyarország középső és keleti részén. A Magyar Állami Földtani Intézet Évi Jelentése, 65-71.
- Fügedi, U., Kuti, L., Tolmács, D., Szentpétery, I., Kerék, B., Dobos, T., Sebők, A., Szeiler, R. 2014. Regional patterns of the accumulation of toxic and nutrient elements in the superficial formations of Hungary. *Central European Geology*, 57 (3), pp. 231–251.
- Gábris Gy., Telbisz T., Nagy B., Belardinelli E. 2002. A tiszai hullámtér feltöltődésének kérdése és az üledékképződés geomorfológiai alapjai. *Vízügyi Közlemények*, 84 (3), pp. 305-322.
- Gácsai M., Czégény I., Nagy G., Bánfalvi G. 2005. Survival of fish upon removal of cyanide from water. *Environmental Research*, 97 (3), pp. 293–299.
- Gallé L. 1995. Az ökológiai sajátosságok felmérése és értékelése a Tisza-völgy Szeged-Kisköre közötti szakaszán. JATE. Ökológiai Tanszék. Szeged.
- Garnier, M., Recanatesi, F., Ripa, M. N., Leone, A. 2010. Agricultural nitrate monitoring in a lake basin in Central Italy: a further step ahead towards an integrated nutrient management aimed at controlling water pollution. *Environmental Monitoring and Assessment*, 170 (1), pp. 273–286.
- Gergely E. 1997. Árvízelvezetés és tározási lehetőségek vizsgálata a Tisza zöldfolyosó program figyelembevételével – a Tisza Kisköre – déli országhatár szakaszán. ÖKO Rt. Budapest.
- Gilbert, R. O. 1987. Statistical methods for environmental pollution monitoring. Van Nostrand Reinhold, New York.
- Gleick, P. H., 1987. Regional hydrologic consequences of increase in atmospheric CO₂ and other trace gases. *Climatic Change*, 10 (2), pp. 137–161.
- Gleick, P. H., 1989. Climate change, hydrology and water resources. *Reviews of Geophysics*, 27 (3), pp. 329–344.
- Goldman, C. R. 1988. Primary productivity, nutrients, and transparency during the early onset of eutrophication in ultra-oligotrophic Lake Tahoe, California-Nevada. *Limnology and Oceanography*, 33 (6), pp. 1321-1333.
- Gondwe, E. 1991. Saline water intrusion in southeast Tanzania. *Geoexploration*, 27 (1-2), pp. 25-34.
- Gönczy S., Molnár J. 2004. A Tiszai vízjárás változások valószínű okai. (Possible causes of fluctuations in the water level of the Tisza river). *Műszaki Szemle*. 7. évf. 25. sz. 9. old.

- Gönczy S., Orbán K., Molnár J., 2005. Vízázó szintek földtani környezete és veszélyeztetettségi állapotfelmérése Beregszász környékén. A fenntartható vízgazdálkodás eszközeinek bővítése Mátészalka – Beregszász térségében. Westsik Vilmos Nyírségi Tájfejlesztési Alapítvány, Nyíregyháza, pp. 103-132.
- Grasselly Gy. 1988. Ásványi nyersanyagok (Ásványtan II.). Tankönyvkiadó, Budapest.
- Grigorszky I., Borics G., Várbíró G., Grigorszky B. T., Béres V., Krasznai E., Schnitchen Cs. 2008. A nitrát és nitrit ion hatása az üledékből történő foszfor felszabadulásra két Körös-vidéki holtmederben. Hidrológiai közlöny, 88 (6), pp. 61-63.
- Gumell, A. M., Brown, G. H., Tranter, M. 1994. Sampling strategy to describe the temporal hydrochemical characteristics of an alpine proglacial stream. Hydrological Processes, 8 (1), pp. 1-25.
- Gyulai I., Kandrát J. T., Balogh Zs., Veres Z., Tóth A., Lakatos Gy. 2012. Rakamazi holtmedrek összehasonlító *Cladocera* vizsgálata. Hidrológiai közlöny, 92 (5-6), pp. 36-37.
- Haas, J. Péro, Cs. 2004. Mesozoic evolution of the Tisza Mega-unit. International Journal of Earth Sciences, 93 (2), pp. 297-313.
- Hajdu Z., Füleky Gy. 2008. A nitrátszennyezés vizsgálata Nyárad vízgyűjtőterületén. Hidrológiai közlöny, 88 (3), pp. 43-48.
- Halasi-Kovács B., Tóthmérész B. 2007. Az EU Víz Keretirányelv előírásainak megfelelő minősítési eljárás a hazai vízfolyások halai alapján. Hidrológiai közlöny, 87 (6), pp. 179-182.
- Hanssen-Bauer, I., Forland, E. J., 1998. Long-term trends in precipitation and temperature in the Norwegian Arctic: can they be explained by changes in atmospheric circulation patterns? Climate Research, 10, pp. 143–153.
- Harmancioglu, N. B., Fistikoglu, O., Ozkul, S. D., Singh, V. P., Alpaslan, M. N., 1999. Water Quality Monitoring Network Design. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands.
- Herzog, F., Prasuhn, V., Spiess, E., Richner, W. 2008. Environmental cross-compliance mitigates nitrogen and phosphorus pollution from Swiss agriculture. Environmental Science & Policy, 11 (7), pp. 655–668.
- Hetényi M. 1999. Környezetgeokémia I. A hidroszféra. JATEPress, Szeged.
- Hirsch, R. M., Alexander, R. B., Smith, R. A. 1991. Selection of methods for the detection and estimation of trends in water quality. Water Resources Research, 27 (5), pp. 803–813.
- Hock B. 1969. Vízhözam és vízminőség közötti összefüggések alkalmazása vízminőség-szabályozási feladatok megoldására. Hidrológiai közlöny, 49 (11), pp. 491-497.
- Homokiné Ú. K., Makainé N. Zs., Takács Á. 1981. Az 1980. évi Tisza-völgyi árvíz időjárási feltételei. Vízügyi Közlemények, 63 (2), pp. 183-203.
- Howard, K.W.F.; Haynes, J. 1993. Groundwater contamination due to road de-icing chemicals - salt balance implications. Geoscience Canada, 20 (1), pp. 1-8.

- Hrabovszki E. 2003. A Körös medence felszín alatti vizeinek nyomelem tartalmát szabályozó geokémiai folyamatok. Hidrológiai közlöny, 83 (4), pp. 207-213.
- Huzsvai L., Vincze Sz. 2012. SPSS-könyv. Seneca Books.
- Ihrig D. 1973. A vízgazdálkodási tudományos kutatás húsz éve. Vízügyi Közlemények, 55 (1), pp. 119-121.
- Ijjas, I., Ijjas I. Zs. 2004. Az Európai Unió Víz Keretirányelve. Mezőgazdasági vízgazdálkodás szakirányú továbbképzési szak. – Egyetemi jegyzet. Budapest-Gödöllő.
- Illés L., Juhász V. M., Konecsny K. 1998. A Lónyay-főcsatorna vízgyűjtőjének vízháztartása. Vízügyi Közlemények, 80 (1), pp. 102-131.
- Irimus, I. A., Toma, B., Petrea D., Cioban, T., Toganel, C. 2014. Vulnerability of diapiric regions under the impact of anthropic activities. Case studies in Zakarpattia (UA) and the Transylvania Depression (RO). 14th SGEM GeoConference on Ecology, Economics, Education And Legislation, www.sgem.org, SGEM2014 Conference Proceedings. Vol. 2, pp. 819-830.
- Irvine, K. 2004. Classifying ecological status under the European Water Framework Directive: the need for monitoring to account for natural variability. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 14 (2), pp. 107-112.
- Jeffries, M., Mills, D. 1997. Freshwater ecology. John Wiley & Sons, New York.
- Jolliffe, I., T. 2002. Principal Component Analysis, 2nd Edition, Springer, New York-Berlin-Heidelberg.
- Judová, P., Jansky, B. 2005. Water quality in rural areas of the Czech Republic. Limnologica, 35 (3), pp. 160–168.
- K. Kiss M., Deák Cs., Borics G., Kovács B., Lakatos Gy. 2003. A Helmecezi Holt-Tisza hidrobiológiai állapota Hidrológiai közlöny, 83 (1-12. klsz.), pp. 83-84.
- K. Kiss M., Lakatos Gy., Borics G., Braun M., Deák Cs. 2002. Tiszai hullámtéri holtmedrek hidrobiológiai vizsgálata. Hidrológiai közlöny, 82 (1-12. klsz.), pp. 48-49.
- Kádár I. 1992. A növény táplálás alapelvei és módszerei. MTA TAKI, Budapest.
- Kádár I. 2007. N×P kölcsönhatások vizsgálata tartamkísérletben rozsnövénnyel. Növénytermelés, 56 (4), pp. 213–224.
- Kádár I., Pusztai A. 1983. Az NPK-túltrágyázás hatása a talaj és a növény tápanyagforgalmára. Növénytermelés, 32 (1), pp. 49-60.
- Kádár L. 1969. A turbulens diffúzió jelentősége a vízminőség szabályozásban. Hidrológiai közlöny, 49 (9), pp. 418-425.
- Kádár L. 1970. A szennyvizek elkeveredése folyóban. Hidrológiai közlöny, 50 (6), pp. 278-285.
- Kádár L. 1978. A Duna vízminősége. Magyar Vízgazdálkodás, 18 (6), pp. 22-23.
- Katona E. 1989. A vízminőség-szabályozás kézikönyve. Aqua Kiadó, Budapest.
- Kerényi A. 1995. Általános környezetvédelem. Mozaik Kiadó, Szeged.
- Kerényi A. 2003. Európa természet- és környezetvédelme. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest.

- Kerényi A., Fazekas I., Szabó Gy., Szabó Sz. 2003. Környezeti problémák és megoldási lehetőségek In: Teplán I (szerk.) A Tisza és vízrendszere I-II. Budapest: MTA Társadalomkutató Központ pp. 179-202. (Magyarország az ezredfordulón. Stratégiai tanulmányok a Magyar Tudományos Akadémián. A Területfejlesztési Program Tudományos Alapozása. A Tisza; 4.
- Kerényi A., Szabó G. 2007. Human impact on topography and landscape pattern in the Upper Tisza Region, NE Hungary – Geogr. Fis. Dinam. Quaternary, 30. pp. 193-196.
- Kerepeczki É., Zsigri A., Pekár F. 2005. Hipertróf halastavak oxigénforgalma. Hidrológiai közlöny, 85 (6), pp. 52-54.
- Kersebaum, K. C., Steidel, J., Bauer, O., Piorr, H.-P. 2003. Modelling scenarios to assess the effects of different agricultural management and land use options to reduce diffuse nitrogen pollution into the river Elbe. Physics and Chemistry of the Earth, 28 (12-13), pp. 537–545.
- Kertész K. A. 2000. Az 1998. évi felső-tiszai árvíz tájékoztatási feladatai a Felső-Tisza vidéki Vízügyi Igazgatóság területén. Hidrológiai közlöny, 80 (1), pp. 32-34.
- Kiss T. 2014. Fluviális folyamatok antropogén hatásra megváltozó dinamikája: egyensúly és érzékenység vizsgálata folyóvízi környezetben. Akadémiai Doktori Értekezés, Szeged.
- Kiss T., Sipos Gy., Fiala K. 2002. Recens üledék-felhalmozódás sebességének vizsgálata az Alsó-Tiszán. Vízügyi Közlemények, 84 (3), pp. 456-472.
- Konecsny K. 1999. Water developments and their impact on runoff in the Upper Tisza catchment. The Upper Tisza Waley. Preparatory proposal for Ramsar site designation and an ecological background Hungarian, Romanian, Slovakian and Ukrainian co-operation. TISCIA monograph series Szeged.
- Konecsny K. 2003. A Lónyay-főcsatorna árvízkapu kiépítésének és a kapcsolódó árvízvédelmi rendszer tervezésének hidrológiai megalapozása. MHT. XXI. Országos Vándorgyűlés 2003. július 2-3. Szolnok.
- Konecsny K. 2006. Experience from operation of the joint Hungarian-Ukrainian hydrological telemetry system of the Upper-Tisza. J. Marsalek et al. (ed.) Transboundary Floods Reducing Risks Through Flood Management, pp. 33-44.
- Korponai J., Braun M., Gyulai I., Forró L., Nédli J., Papp I. 2010. Természetes úton lefűződött holtág (tímári Morotva-tó) paleolimnológiája üledékkémiai mutatók és *Cladocera* maradványok alapján. Hidrológiai közlöny, 90 (6), pp. 68-70.
- Kovács Gy., Galyas I. 2003. Nyírségi tározók szerepe a mezőgazdasági vízszolgáltatásban. Magyar Hidrológiai Társaság XXI. Országos Vándorgyűlés, Szolnok, 2003. július 2–3. – CD-kiadvány, Magyar Hidrológiai Társaság, Budapest.
- Kovács Zs., Kovács Cs., Királykúti I., Soróczki-Pintér É., Padisák, J. 2005. A magyarországi folyóvizek csoportosítása az EU Víz Keretirányelv tipológiai követelményei szerint. Hidrológiai közlöny, 85 (6), pp. 78-81.

- Kraft, C., von Tümpling jr., W., Zachmann, D. W. 2006. The effects of mining in Northern Romania on the heavy metal distribution in sediments of the rivers Szamos and Tisza (Hungary). *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*, 34 (3), pp. 257–264.
- KSH: Központi Statisztikai Hivatal
- Kumaraswamy, K.; Sivagnanam, N. 1991. Diagnosing salt water intrusion in Vaippar Estuary of the Cholamandal Coast, India. *Transactions of the Institute of Indian Geographers*, 13, pp. 43-51.
- Kundrát J. T., Gyulai I., Bakai G., Szűcs G., Balogh Zs., Lakatos Gy. 2012. Üledék és vízkémiai vizsgálatok a Felső-Tisza vidéken. *Hidrológiai közlöny*, 92 (5-6), pp. 47-49.
- Lajter I., Schnitcher Cs., Dévai Gy., Nagy S. A. 2008. Hosszú távú adatsorok felhasználási lehetőségei vízfolyások ökológiai minőségében a Tisza vízrendszerének példáján. *Hidrológiai közlöny*, 88 (6), pp. 121-124.
- Lakatos Gy. 2001. Vizes élőhelyek (wetlands) és védelme Magyar Humánökológus Társaság Tiszántúli Képviselőtestületében, Debrecen, pp. 2-28.
- Lakatos Gy., Fleit E., Mészáros I. 2003. Ecotoxicological studies and risk assessment on the cyanide contamination in Tisza river. *Toxicology Letters*, 140–141 (11), pp. 333–342.
- Lakatos Gy., Hannu M., Szilágyi F., 2000. *Hidrobiológia mérnököknek (egyetemi jegyzet)*, Budapest.
- Lassaletta, L., Garcia-Gómez, H., Gimeno, B.S., Rovira, J.V. 2009. Agriculture-induced increase in nitrate concentrations in stream waters of a large Mediterranean catchment over 25 years (1981–2005). *Science of the Total Environment*, 407 (23), pp. 6034-6043.
- Lawson, J. (ed.) 2005. *River Basin Management progress towards implementation of the European Water Framework Directive*. ICE, London.
- Leech, N. L., Onwuegbuzie, A. J. 2002. A call for a greater use of nonparametric statistics. *Annual Meeting of Mid-South Educational Research Association*, Chattanooga, p. 22.
- Liang N., Yang L., Dai J., Pang, X. 2011. Heavy Metal Pollution in Surface Water of Linglong Gold Mining Area, China. *Procedia Environmental Sciences*, 10, pp. 914-917.
- Libiszewski, S. 1999. „International conflicts over freshwater resources.”, in: Suliman, Mohamed (ed.). *Ecology, Politics, and Violent Conflict*. Zed Book, London-New York.
- Liebetrau, A. M. 1979. Water quality sampling: some statistical considerations. *Water Resources Research*, 15 (6), pp. 1717-1728.
- Lijkelma, L., Gelencsér, P., Szilágyi, F., Somlyódy, L. 1986. Sediment and its interaction with water. *Modeling and Managing Shallow Lake Eutrophication*, pp. 156-182.
- Litauszki I. 1980. Az 1980. július-augusztusi Tisza-völgyi árvíz. *Magyar Vízgazdálkodás*. 20 (9), pp. 28-32.
- Literáthy P. 1973. *Egységes vízvizsgálati módszerek*. I. kötet. Kémiai módszerek 1. kötet. *Vízgazdálkodási Tudományos Kutató Intézet*, Budapest.

- Littlewood, I. G., Watts, C. D. and Custance, J. M., 1998. Systematic application of United Kingdom river flow and quality databases for estimating annual river mass loads (1975-1994). *Science of the Total Environment*, 210-211 (24), pp. 21–40.
- Loch J., Nosticzius Á. 2004. *Agrokémia és növényvédelmi kémia*. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- Loucks, D. P., Van Beek, E., Stedinger, J. R., Dijkman, P. M., Villars, M. T. 2005. *Water resources system planning and management: an introduction to methods, models and applications*. UNESCO, Paris.
- Louis de Mesnard 2013. Pollution and inverse distance weighting: Some critical remarks. *Computer & Geosciences*, 52 (March 2013), pp. 459-469.
- Lövei G. Zs., Antal L. 2010. Tisza-menti holtmedrek ökológiai állapotának elemzése helyszíni vízvizsgálatok alapján. *Hidrológiai közlöny*, 90 (6), pp. 96-99.
- Maacklin, M. G., Brewer, P. A., Balteanu, D. B., Coulthard, T. J., Driga, B., Howard, A. J., Zaharia, S. 2003. The long term fate and environmental significance of contaminant metals released by the January and March 2000 mining tailings dam failures in Maramures, County, upper Tisa Basin, Romania. *Applied Geochemistry*, 18 (2), pp. 241–257.
- Maasdam, R.; Smith, D. G. 1994. New Zealand's national river water quality network. 2. Relationships between physico-chemical data and environmental factors. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 28 (1), pp. 37-54.
- Marosi S., Somogyi S. 1990. Magyarország kistájainak katasztere I. MTA Földrajztudományi Kutató Intézet, Budapest.
- Marosi S., Szilárd J. (szerk.) 1969. A tiszai Alföld. Magyarország tájfeldrajza 2. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Martin P., Allen J. T., Cooper M. J., Johns D. G., Lampitt R. S., Sanders R., Teagle D. A. H. 2010. Sedimentation of acantharian cysts in the Iceland Basin: Strontium as a ballast for deep ocean particle flux, and implications for acantharian reproductive strategies. *Limnology and Oceanography*, 55 (2), pp. 604–614.
- Marton L. 2009. *Alkalmazott hidrogeológia*. ELTE Eötvös Kiadó, Budapest
- McCutcheon, S.C.; Martin, J.; Barnwell, T.O., Jr. 1993. Water quality. In: Maidment, D., ed. *Handbook of hydrology*. New York, NY: McGraw-Hill, Inc.
- Mencio, A., Mas-Pla, J. 2008: Assessment by multivariate analysis of groundwater–surface water interactions in urbanized Mediterranean streams. *Journal of Hydrology*, 352 (3-4), pp. 355–366.
- Miller J.D., Hirst, D. 1998. Trends in concentrations of solutes in an upland catchment in Scotland. *Science of the Total Environment*, 216 (1-2), pp. 77–88.
- Molnár Zs. 2013. Az Alsó-Tisza-völgyi holtágak tájvizsgálata és tájrehabilitációs elvei. PhD Doktori Értekezés, Budapest

- Monitoring 2003. Monitoring under the Water Framework Directive. Guidance Document No. 7. CIS Working Group 2.7
- Morris, P., Therivel, R. (eds.) 2001. Methods of environmental impact assessment. 2nd edition. – Taylor & Francis, Inc.
- Moser M., Pálmai Gy. 2006. A környezetvédelem alapjai. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest.
- MSZ 10-172/1-83. 1983. Felszíni vizek minősége. Értékelési és minősítési rendszer. – Vízügyi Ágazati Szabvány.
- MSZ 12749:1993. Felszíni vizek minősége, minőségi jellemzők és minősítés. – Magyar Szabvány.
- MSZ 12750-2:1971. Felszíni vizek vizsgálata. Mintavétel és mintatartósítás.
- MSZ EN ISO 11969:1998. vízminőség. Az arzén meghatározása. Atomabszorpciós spektrometriás (hidridtechnikás) módszer (ISO 11969:1996)
- Nagy S. A., Tóth A., Gőri Sz. 2008. Összeegyeztethető-e a természetvédelmi értékeség és az ökológiai állapot megítélése (az oxigénháztartás példáján)? Hidrológiai közlöny, 88 (6), pp. 144-146.
- Nagy S. A., Dévai Gy., Takács P., Gecsei J. 2004. Helyszíni vízvizsgálatok a Lónyai-főcsatornán és főbb mellékvízfolyásain. Hidrológiai közlöny 84 (5-6), pp. 94-96.
- Nagy S. A., Takács P., Czégény I., Vadnay Á., Pataki Z., Papp Zs. 2005. A Lónyay-főcsatorna vízrendszerében előforduló halfajok nehézfém-tartalmának elemzése a veszélyeztetettségi állapot (perniciozítás) szemszögéből. Hidrológiai közlöny, 85 (6). pp. 102-104.
- Němec, J., Schaake, J. 1982. Sensitivity of water resource systems to climate variation. Hydrological Sciences Journal, 27 (3), pp. 327-343.
- Németh J. 1998. A biológiai vízminősítés módszerei. Környezet-gazdálkodási Intézet, Budapest.
- Ódor L., Horváth I., Fügedi U. 1997. Low-density geochemical mapping in Hungary. Journal of Geochemical Exploration, 60 (1), pp. 55-66.
- Öllős G. 2013. Környezetvédelem. Új Levédia Kiadó.
- Padisák J. 2005. Általános limnológia. ELTE Eötvös Kiadó, Budapest.
- Pálfai I. (szerk.) 2000. A víz szerepe és jelentősége az Alföldön. A Nagyalföld Alapítvány kötetei 6. Nagyalföld Alapítvány, Békéscsaba
- Pálfai I. 1994. A Tisza-völgyi holtágak fölmérésének néhány tapasztalata az ATIVIZIG területén. in: Pálfai Imre (szerk.). Tisza-völgyi holtágak rehabilitációs programja. Az I. Szegedi Holtág-konferencia Kötete. Szeged.
- Pálfai I. 1995. Tisza-völgyi holtágak. KHVM, Budapest.
- Pálfai I. 2001. Magyarország holtágai. Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium, Budapest.
- Pálfai I. 2002. Adatok a Magyarországi holtágokról. Vízügyi Közlemények, 84 (2), pp. 214-238.
- Papp K., Fűrész Gy. 2003. vízminőség, vízvizsgálatok, Magyar Országos Horgász Szövetség, Budapest.
- Papp S., Rolf K. 1992. Környezeti kémia. Tankönyvkiadó, Budapest.

- Papp Sz. 1965. Felszíni vizek minősége. Hidrológiai közlöny, 45 (1), pp. 30-36.
- Papp Sz., Tóth I., Simonyi A. 1953. A Tisza vizének szennyeződései. Hidrológiai közlöny, 33 (9-10), pp. 334-342.
- 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), pp. 253–290.
- Pásztó P. 1998. Vízminőségvédelem, vízminőségsszabályozás. Veszprémi Egyetemi Kiadó, Veszprém.
- Pecsenye K. 2006. Populációgenetika. Egyetemi Tankönyv. PARS Könyvek, Nagykovácsi.
- Pécsi M. (szerk) 1969. A tiszai Alföld. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Pintér B., Takács P., Mozsár A., Zlinszky A., Boros G. 2010. A tihanyi Belső-tó meder-morfológiájának és a tavon végzett 24 órás vízfizikai és kémiai mérések eredményeinek bemutatása. *Hidrológiai közlöny*, 90 (6), pp. 114-116.
- Pirkhoffer E., Czigány Sz., Hegedűs P., Balatonyi L., Lóczy D. 2013. Lefolyási viszonyok talajszempontú analízise ultra-kisméretű vízgyűjtőkön. *Tájökológiai Lapok*, 11 (1), pp. 105-123.
- Prygiel, J., Coste, M. 1993. The assessment of water quality in the Artois- Picardie water (France) by the use of diatom indices. *Developments in Hydrobiology*, 90, pp. 343-349.
- Püspöki, Z., Demeter, G., Tóth-Makk, Á., Kozák, M., Dávid, Á., Virág, M., Kovács-Pállfy, P., Kónya, P., Guricza, Gy., Kiss, J., McIntosh, R.W., Forgács, Z., Buday, T., Kovács, Z., Gombos, T., Kummer, I. 2013. Tectonically controlled Quaternary intracontinental fluvial sequence development in the Nyírség–Pannonian Basin, Hungary. *Sedimentary Geology*, 283 (1), pp. 34–56.
- Rao, P.G., 1993. Climatic changes and trends over a major river basin in India. *Climate Research*, 2, pp. 215–223.
- Reichman, G. A., Trooien, T. P. 1993. Corn yield and salinity response to irrigation on slowly permeable subsoils. *Soil Science Society of America Journal*, 57 (6), pp. 1549-1554.
- Resh, V. H., Unzicker, J. D. 1975. Water quality monitoring and aquatic organism: the important os species identification. *Water Pollution Control Federation*, 47 (1), pp. 9-19.
- Rikard, M., Kunkle, S. 1990. Sulfate and conductivity as field indicators for detecting coal-mining pollution. *Environmental Monitoring and Assessment*, 15 (1), pp. 49-58.
- Rózsavölgyi J., Kádár I., Sarkadi J. 1986. Tartós műtrágyázás hatása a talajok agyagásványaira. *Növénytermelés*, 35 (4), pp. 325-331.
- Sajtos L., Mitev A. 2007. SPSS kutatási és adatelemzési kézikönyv. Alinea Kiadó. Budapest.
- Salma I. (szerk.) 2012. Környezetkémia. ELTE Természettudományi Kar, Typotex Kiadó.

- Sanders, T. G., Ward, R. C., Loftis, J. C., Steele, T. D., Adrian, D. D., Yevjevich, V. 1983. Design of Networks for Monitoring Water Quality. Water Resources Publications LLC, Highlands Ranch, CO.
- Sándor A., Kiss T. 2006. A hullámtéri üledék-felhalmozódás mértékének vizsgálata a Közép- és az Alsó-Tiszán. Hidrológiai közlöny, 86 (2), pp. 58-62.
- Sakan, S. M., Đorđević, D. S., Manojlović, D. D., Predrag, P. S. 2009. Assessment of heavy metal pollutants accumulation in the Tisza river sediments. Journal of Environmental Management, 90 (11), pp. 3382–3390.
- Sárkány-Kiss E., Hamar J., Mihailescu, N. 1999. Description of sampling sites along the Upper Tisza. Tiscia monograph series, 4, pp. 127-133.
- Sarmiento, A. M., Nieto, J. M., Casiot, C., Elbaz-Poulichet, F., Egal, M. 2009. Inorganic arsenic speciation at river basin scales: The Tinto and Odiel Rivers in the Iberian Pyrite Belt, SW Spain. Environmental Pollution, 157 (4), pp. 1202-1209.
- Schneiders, A., Wils, C., Verheyen, R. F., Pauw, DE N. 1996. Ecological water quality objectives, a useful frame of reference for ecological impact assessment? European Water Pollution Control, 6 (1), pp. 8-16.
- Senesi, N., Polemio, M., Lorusso, L. 1983. Evaluation of barium, rubidium and strontium contents in commercial fertilizers. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 4 (2), pp. 135-144.
- Sipos, P., Németh, T., May, Z., Szalai, Z. 2011. Accumulation of trace elements in the Fe-rich nodules in a neutral-slightly alkaline floodplain soil. Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences, 6 (1), pp. 13-22.
- Smith, R. A., Schwarz, G. E., Alexander, R. B. 1997. Regional interpretation of water-quality monitoring data. Water Resources Research, 33 (12), pp. 2781–2798.
- Somlyódi L. (szerk.) 2002. A hazai vízgazdálkodás stratégiai kérdései. Magyar Tudományos Akadémia, Budapest.
- Stoyko, S. 1997. The causes of floods in the Ukrainian Carpathians and the system of ecological measures of their prevention. CERECO'97. The 2nd International Conference on Carpathian Euroregion Ecology. Miskolc-Lillafüred.
- Stündl L. 2002. A természetes vízi halgazdálkodás fejlesztési lehetőségei. PhD Doktori Értekezés, Debrecen.
- Stündl, L., Karácsonyi, Z., Pócsi, L. 2001. Assessment of morphology and fish stock of water habitats with the simultaneous use of modern acoustic (fishfinder) and positioning (GPS) equipment. Aquaculture and its Role in Integrated Coastal Zone Management. Oostende, Belgium April 19-21, pp.142-143.
- Sulyok L., Kádár I. 1988. A műtrágyázás hatása a talaj biológiai aktivitására és kapcsolata a növényi tápelemfelvétellel. Növénytermelés, 37 (1), pp. 53-60.
- Szabó A., Dévai Gy., Kaposvári K., 2003. Összefüggések az ökológiai vízminősítés és az EU Víz Keretirányelv között a Tisza szolnoki törzshálózati szelvényének példáján. MHT XXI. Országos Vándorgyűlés, CD.

- Szabó Gy., Angyal A., Csikós A., Bessenyei É., Tóth E., Kiss P., Csorba P., Szabó Sz. 2010a: Examination of the groundwater pollution at lowland settlements. *Studia Universitatis Vasila Goldos Arad – Seria Stiintele Vietii (Life Sciences Series)* 20 (4), pp. 89-95.
- Szabó Gy., Elek Z., Szabó Sz. 2008. Study of heavy metals in the soil-plant system. *Cereal Research Communications*, 36, pp. 403-406.
- Szabó M. 2008. A bioszféra sokfélesége – az élővilág változatossága és veszélyeztettsége. *Földrajzi Közlemények*, 132 (4), pp. 441-449.
- Szabó Sz., Babka B. 2007. Felső-Tisza menti holtmedrek vízkémiai állapota. In: Süli-Zakar I. (szerk.): *A FLAPP Projekt szerepe és jelentősége a Felső-Tisza völgyében, a határon átnyúló vízgazdálkodás területén*, Debrecen, pp. 83-90.
- Szabó Sz., Gosztonyi Gy., Prokisch J. 2010b. Measure of heavy metal load in the floodplain of River Tisza. *Scientific Annals School of Geology Aristotle University of Thessaloniki*, Thessaloniki: Carpathian-Balkan Geological Association, pp. 133-139.
- Szabó Sz., Szabó Gy., Fodor Cs., Papp L. 2008. Investigation of two sewage disposal sites from the aspect of environmental impacts on soil and groundwater in the County of Hajdú-Bihar (Hungary). *Moravian Geographical Reports*, 16 (1), pp. 37-45.
- Szalai Gy. 1987. *Ember és víz*. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- Szalai Z. 1998. Nyomelem-eloszlási típusok természeteshez közeli állapotú ártéri területek talajaiban és üledékeiben. (A Háros-sziget mintaterület alapján.) *Földrajzi Értesítő*, 47 (1), pp. 19-30.
- Szalai Z., Balogné di Gléria M., Jakab G., Csuták M., Bádonyi K., Tóth A. 2005. A folyópartok alakjának szerepe a hullámtereken kiülepedő üledékek szemcse- és nehézfém frakcionációjában, a Duna és a Tisza példáján. *Földrajzi Értesítő*, 54 (1-2), pp. 61-84.
- Szalai Z., Jakab G., Madarász B. 2004: Estimating the vertical distribution of groundwater Cd and Cu contents in alluvial sediments (River Danube) In: Aagard P (szerk.) *Proceedings of the International Workshop : Saturated and unsaturated zone: integration of process knowledge into effective models: COST action 629, Fate, Impact and Indicators of Water Pollution in Natural Porous Media*, pp. 303-312.
- Szilágyi F., Orbán V. (szerk.) 2007. *Alkalmazott hidrobiológia*. Magyar Víziközmű Szövetség, Budapest.
- Szlávik L. 2001. A Tisza-völgy árvízvédelme és fejlesztése. I. Magyar Földrajzi Konferencia. Szeged, CD-kiadvány.
- Szlávik L. 2002. Árvízvédelem. In: Somlyódy L. (szerk.) *A hazai víz-gazdálkodás stratégiai kérdései*. Budapest, MTA, pp. 205-244.
- Szlávik L., Sziebert J., Zellei L. 2009. Lónyai-főcsatorna vízháztartási viszonyainak és a szivattyútelepek belvízbeemelési feltételeinek vizsgálata. In: *MHT XXVII. Országos Vándorgyűlés*, Baja, 2009. július 1–3.
- Szodfridt I. 2001. A XIX. századi folyószabályozások és ármentesítések földrajzi és ökológiai hatásai. *Erdészeti Lapok*, 136 (4), p. 134.

- Szűcs P., Sallai F., Zákányi B., Madarász T., 2009. Vízkészletvédelem. Bíbor Kiadó, Miskolc.
- Takács P., Lukács B. A., Wittner I., Vadnay Á., Szilágyiné P. E., Vadnayné B. É., Bárkányi M. 2005. A vízminőség kémiai és biológiai nézőpontú megközelítésének viszonya a Lónyay-főcsatorna vízrendszerének példáján. Hidrológiai közlöny, 85 (6), pp. 137-140.
- Tamás M., Farsang A. 2010. Folyóvízi rendszerekre gyakorolt antropogén hatások feltárása holtágak üledékvizsgálatán keresztül. In: Lóczy D (szerk.) Geográfia a Kultúra Fővárosában I.: az V. magyar Földrajzi Konferencia természetföldrajzi közleményei Konferencia helye, ideje: Pécs, Magyarország, 2010.11.04-2010.11.06. Pécs: Publikon Kiadó, pp. 283-296.
- Tamás M., Farsang A. 2012. Alsó-Tisza-vidéki és Hármas-Körös menti holtágak környezeti szempontú értékelése iszapvizsgálatok eredményei alapján. Tájökológiai Lapok, 10 (2), pp. 231-245.
- Tanos P., Kovács J., Magyar N., Hatvani I. G., Kovácsné Sz. I. 2012. A Tisza vízminőségi adatsorainak vizsgálata többváltozós adatelemző módszerekkel. Hidrológiai közlöny, 92 (5-6), pp. 78-81.
- Tardy J. (szerk.) 2007. A magyarországi vadvizek világa. Hazánk Ramsari területei. Alexandra Kiadó. Budapest.
- Telbisz T., Székely B., Timár G. 2013. Digitális terepmodellek. Adat, látvány, elemzés. ELTE TTK Földrajz- és Földtudományi Intézet Természetföldrajzi Tanszék Kiadványa, Budapest.
- Teplán I. (szerk.) 2003. A Tisza és vízrendszere I-II., MTA Társadalomkutató Központ, Budapest.
- Tessier, A., Fortin, D., Belzele, N., Devitre, R. R., Lepperd, G. G. 1995. Metal sorption to diagenetic iron and manganese oxyhydroxides and associated organic matter: Narrowing the gap between field and laboratory measurements. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 60 (3), pp. 387-404.
- Teszárné N. M., Csépes E., Végvári P., Márialigeti K., Dévai Gy. 2007. Fizikai, kémiai és mikrobiológiai folyamatok évszakos változása egy kopolya típusú állóvíz vízoszlopában. Hidrológiai közlöny, 87. (6), pp. 137-140.
- Tirsch, F.S., Male, J.W., 1984. River basin water quality monitoring network design: options for reaching water quality goals. In: Schad, T.M. (Ed.), *Proceedings of the Twentieth Annual Conference of American Water Resources Associations*. AWRA Publications.
- Tóth Gy., Egerer F., Namesánszky, K. 1985. Magyarország Vízegeokémiai Atlasza. (Hydrogeochemical Atlas of Hungary.) M=1:1 000 000. — MÁFI kiadvány. Kézirat.
- Tóth L., Stündl L., Lénárt Cs., Karácsonyi Z. 2001 GPS alapú medertérképezés halradar segítségével. Halászatfejlesztés, 26, pp. 67-71.
- Tölgyesi L. 1998. A Vízyűjtő-gazdálkodás fejlesztésének lehetőségei a Közép-Nyírségben. FETIVIZIG-VIZITERV. Nyíregyháza-Budapest.
- Török I. Gy 2000. Az alföldi folyók hullámterének szerepe és hasznosítása. In: Pálfai I. (szerk.): *A víz szerepe és jelentége az Alföldön*. Békéscsaba, pp. 125-132.

- Tyson, J. 1988. Analysis: What analytical chemists do. The Royal Society of Chemistry, London.
- Urbancsek J. 1981. Magyarország mélyfúrású kútjainak katasztere. – OVH Vízgazdálkodási Intézet X., Budapest.
- Vágás I. 1987. A Tisza-szabályozás kára? Magyar Vízgazdálkodás, 27 (7), pp. 22-24.
- Varsányi, I., Ó. Kovács, L. 2002. Factors influencing the As content of subsurface water in the Pannonian Basin, Hungary. In: BOCANEGRA, E., MARTÍNEZ, D., MASSONE, H. (eds.): Proc. Groundwater and Human Development Congress 2002, mar del Plata, Argentina, pp. 1533–1541.
- Verhoeven, J. T. A., Arheimer, B., Chengqing, Y., Hefting, M. M. 2005. Regional and global over weatland and water quality. Trends in Ecology & Evolution, 21 (2), pp. 96-103.
- Virág M. 2011. Az ivóvízminőség-javító program Szabolcs-Szatmár-Bereg megyei sajátosságai Miskolci Egyetem, Multi diszciplináris tudományok, 1. kötet 1. szám, pp. 315-324.
- Virág M. 2013. Felszín alatti vízáadó összletek komplex hidrogeológiai vizsgálata a Felső-Tisza vidéken. Doktori (PhD) értekezés, Miskolci Egyetem.
- Virág M., Siskáné Sz. B., Szűcs P., Völgyesi I. 2014. A Felső-Tisza-vidék hidrogeológiai viszonyainak pontosítása. Földtani közlöny, 144 (1), pp. 49-62.
- Vízügyi és Környezetvédelmi Központi Igazgatóság, Felső-Tisza-vidéki Környezetvédelmi és Vízügyi Igazgatóság 2009. A Víz Keretirányelv hazai megvalósítása Vízgyűjtő-gazdálkodási Terv. 2-1. Felső-Tisza vízgyűjtő.
- Vízügyi és Környezetvédelmi Központi Igazgatóság, Felső-Tisza-vidéki Környezetvédelmi és Vízügyi Igazgatóság 2010a. A Víz Keretirányelv hazai megvalósítása Vízgyűjtő-gazdálkodási Terv. 2-3. Lónyay-főcsatorna.
- Vízügyi és Környezetvédelmi Központi Igazgatóság, Felső-Tisza-vidéki Környezetvédelmi és Vízügyi Igazgatóság 2010b. A Víz Keretirányelv hazai megvalósítása Vízgyűjtő-gazdálkodási Terv. 2-5. Tokaj-hegyalja.
- Vízgyűjtő-gazdálkodási Terv felülvizsgálata (VGT2). „Avíz élet, gondozzuk közösen!” Tisza részvízgyűjtő. Közép-Tisza-vidéki Vízügyi Igazgatóság, 2015. november.
- Ward, R. C., 1996. Water quality monitoring: where's the beef? JAWRA Journal of the American Water Resources Association, 32 (4), pp. 673–680.
- Welch, A. H., Westjohn, D. B., Helsel, D. R., Wanty, R. B., 2000. Arcenic in ground water of the United States: occurrence and geochemistry. Ground Water, 34 (4), pp. 589-604.
- Wittner I.- Dévai Gy.- Kiss B.- Müller Z.- Miskolczi M.- Nagy S. A. 2004. A Felső-Tisza menti holtmedrek állapotfeltárása 2. rész: Állapotértékelés Hidrológiai közlöny 85. (6), pp. 171-173.
- Wittner I., Dévai Gy., Kiss B., Müller Z., Miskolczi M., Nagy S A. 2004. A Felső-Tisza menti holtmedrek állapotfeltárása. 1. rész Állapotfelmérés Hidrológiai közlöny 84. (5-6), pp. 172-175.

- Wittner I., Dévai Gy., Nagy S.A., Takács P., Vadnay Á., Puskás E.SZ., Bogár É.V, Bárkányi M. 2004: A Lónyay-főcsatorna vízrendszerének vízminőségi állapotértékelése. In: Kókai Sándor (szerk.) A Magyar Tudományos Akadémia Szabolcs-Szatmár-Bereg Megyei Tudományos Testületének XIII. évi közgyűléssel egybekötött tudományos ülésének előadásai: Nyíregyháza, Nyíregyházi Főiskola, 2004. október 1-2.
- Ying O. 2005. Evaluation of river water quality monitoringstations by principal component analysis. Water Research, 39 (12), pp. 2621–2635.
- Zar, J. H. 1995. Biostatistical Analysis, Prentice-Hall International Edition.

Internetes hivatkozások

- HTTP1. <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=COM:2011:0571:FIN:HU:PDF>
- HTTP2. www.nyirsegviz.hu
- HTTP3. www.kormany.hu
- HTTP4. <http://www.euvki.hu>
- HTTP5. www.rivermonitoring.hu
- HTTP6. <https://www.vizugy.hu>
- HTTP7. <http://www.ramsar.hu>

8. Köszönetnyilvánítás

Hálás köszönettel tartozok témavezetőmnek, Dr. Szabó Szilárdnak, aki a doktori kutatásom, PhD tanulmányaim, és az értekezés megírása során számos szakmai, baráti segítséget és támogatást nyújtott.

Szeretném megköszönni a Szervetlen és Analitikai Tanszék dolgozóinak, Fehérné Dr. Baranyai Edinának, Harangi Sándornak, Keresiné Vári Juditnak a segítséget. A mérésekhez szükséges MP-AES készüléket a Novo-Lab Kft. bocsátotta rendelkezésemre. A műszeres mérések az Agilent Atomspektroszkópiai Partner Laboratóriumban történtek.

Köszönöm Dr. Prokisch Józsefnek, Dr. Babka Beátának és Sztrik Attilának az arzénmérésben nyújtott segítségüket.

Köszönöm Dr. Balázs Boglárkának, Mecser Nikolettának és Bertalan Lászlónak a térképek elkészítésében és a terepi vizsgálatokban nyújtott segítségét.

Köszönettel tartozok Dr. Simon Edinának és Gyulai Istvánnak, akik ökológiai, hidrobiológiai segítséget, tanácsokat adtak a terepmunkához és a dolgozat megírásához.

Szeretném megköszönni Horváthné Ábrányi Tündének, Dr. Kamber Waffiné Bakó Valériának, Sósne Mező Krisztinának és Grenzerné Tóth Csillának a vízminták laboratóriumi feldolgozásában nyújtott segítségüket.

Köszönöm Kóczián Zoltánnak, a NYÍRSÉGVÍZ Zrt. munkatársának a szakmai segítségét.

Köszönettel tartozok a FETIVIZIG-nek, hogy az aktuális vízállás és vízhozam adatokat a rendelkezésemre bocsátották.

Köszönetemet szeretném kifejezni a gávavencsellői Tiszaparti Horgászegyesület vezetőségének és horgászainak, akik biztosították a zavartalan terepmunkát.

Köszönettel tartozok a Természetföldrajzi és Geoinformatikai Tanszék, illetve a Tájvédelmi és Környezetföldrajzi Tanszék oktatóinak, dolgozóinak a baráti, szakmai támogatásukért.

Végül, de nem utolsó sorban köszönöm családomnak, barátnőmnek, barátaimnak azt a türelmet és segítséget, amit a kutatás és a dolgozat elkészítése közben kaptam tőlük.

A kutatás a TÁMOP 4.2.4.A/2-11-1-2012-0001 azonosító számú Nemzeti Kiválóság Program – Hazai hallgatói, illetve kutatói személyi támogatást biztosító rendszer kidolgozása és működtetése országos program című kiemelt projekt keretében zajlott. A projekt az Európai Unió támogatásával, az Európai Szociális Alap társfinanszírozásával valósult meg.

This research was supported by the European Union and the State of Hungary, co-financed by the European Social Fund in the framework of TÁMOP 4.2.4. A/2-11-1-2012-0001 ‘National Excellence Program’.

A dolgozat elkészültét az „Az egyedi fejlesztést biztosító ösztöndíjak” című, NTP-EFÖ-P-15 kódjelű pályázat finanszírozta.

9. A szerző fontosabb publikációi

Az értekezés témájából megjelent publikációk

Külföldi, referált folyóiratban megjelent közlemények

Türk Gábor, Bertalan László, Balázs Boglárka, Fehérné Baranyai Edina, Szabó Szilárd. Process of overturning due to a floodwave in an oxbow lake of Tisza River. *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences* 11:(1) pp. 255-264. IF: 0,63 (2016) (ISSN Online:1844 - 489X) (Referált, lektorált, nemzetközi)

Türk Gábor, Prokisch József, Simon Edina, Szabó Szilárd. Loading and dilution: arsenic, sodium and nutrients in a section of the River Tisza, Hungary. *Open Geosciences* 7:(1) pp. 627-636. IF: 0,663 (2015) (ISSN Online: 2391-5447) (Referált, lektorált nemzetközi)

Szabó Szilárd, Gosztanyi Gyöngyi, Babka Beáta, Dócs Nikoletta, Braun Mihály, Csorba Péter, **Türk Gábor**, Molnár Lajos Szabolcs, Bakos Beáta, Szabó György, Futó István, Gönczy Sándor, Ágoston Csaba, Szabó Magdolna, Szabó Gergely, Prokisch József: GIS database of heavy metals in the floodplain of the River Tisza. *Studia Universitatis Vasile Goldis Arad – Seria Stiintele Vietii (Life Sciences Series)* 20:(4) pp. 97-104. (2010) (ISSN: 1584-2363) (Referált, lektorált, nemzetközi)

Közlemények magyar nyelven

Türk Gábor, Prokisch József. Növényi tápanyagforgalom, nátrium és az arzén koncentrációjának vizsgálata a Felső-Tiszán. *Tájökológiai Lapok* 12:(1) pp. 11-24. (2014) (ISSN: 1589-4673) (Lektorált, referált, angol absztrakttal)

Türk Gábor, Balázs Boglárka, Harangi Sándor, Fehérné Baranyai Edina, Gyulai István, Szabó Szilárd: A vízminőség vizsgálata egy Felső-Tisza menti holtmedren. *Hidrológiai közlöny* 94:(2) pp. 41-46. (2014) (ISSN: 0018-1323) (Lektorált, referált, angol absztrakttal)

Türk Gábor, Balázs Boglárka, Mecser Nikoletta: Medermorfológia és a vezetőképesség modellezése egy tiszai holtmedren. *Hidrológiai közlöny* 93:(4) pp. 61-65. (2013) (ISSN: 0018-1323) (Lektorált, referált, angol absztrakttal)

Türk Gábor, Szabó Szilárd: A Lónyay-főcsatorna vízkémiai hatása a Tiszára a nitrogénformák szemszögéből. *Hidrológiai közlöny* 92:(2) pp. 45-48. (2012) (ISSN: 0018-1323) (Lektorált, referált, angol absztrakttal)

Túri Zoltán, **Türk Gábor**, Négyesi Gábor, Szabó Szilárd, Demeter Gábor, Lóki József: A hidrológiai elemek térbeli sajátosságainak vizsgálata a Lónyay-csatorna vízgyűjtő területén. ACTA BIOLOGICA DEBRECINA-SUPPLEMENTUM OECOLOGICA HUNGARICA 27:(1) pp. 237-249. (2012) (ISSN: 0236-8684)

Konferencia kiadványokban megjelent magyar nyelvű absztrakt

Türk Gábor, Balázs Boglárka: Vízkémiai paraméterek 3D modellezése egy tiszai holtágon. In: Lóki József (szerk.) Az elmélet és a gyakorlat találkozása a térinformatikában IV.: Térinformatika Konferencia és Szakkiállítás. pp. 520-521. (2013). (ISBN: 978-963-318-334-2)

Türk Gábor, Balázs Boglárka: Medermorfológia és a vezetőképesség modellezése egy tiszai holtmedren. In: Princz Péter (szerk.) XI. Környezetvédelmi Analitikai és Technológiai Konferencia: Innovatív környezetdiagnosztikai módszerekkel és technológiákkal az egészségesebb emberi környezetért. 111 p.(ISBN: 978-963-9970-40-3)

Egyéb publikációk

Türk Gábor, Balázs Boglárka: Magyarország térképének utolsó fehér foltjai. Mit rejt a mélység? Élet és Tudomány 69:(15) pp. 463-465. (2014) (ISSN: 0013-6077)

Túri Zoltán, Négyesi Gábor, **Türk Gábor**, Lóki József, Balázs Boglárka, Szabó Szilárd. Spatiotemporal analysis of the hydrological factors in the subcatchment of the River Tisza, NE-Hungary. Advanced Research in Engineering Science 1:(1) pp. 43-51. (2013) (E-ISSN: 2347- 4130)