HÁTTÉRVÁLTOZÓK SZEREPE A DUNA ÉS A TISZA ÖKOLÓGIAI MINŐSÍTÉSÉBEN

Doktori (Ph.D.) értekezés

Szabó Attila Péter

Debreceni Egyetem
Természettudományi és Technológiai Kar
Debrecen, 2008.

Ezen értekezést a Debreceni Egyetem TTK Környezettudományok Doktori Iskola Hidrobiológia programja keretében készítettem a Debreceni Egyetem TTK doktori (PhD) fokozatának elnyerése céljából.

Debrecen, 2008. április

Tanúsítom, hogy Szabó Attila Péter doktorjelölt 1999-2008 között a fent megnevezett Doktori Iskola Hidrobiológia programjának keretében irányításommal végezte munkáját. Az értekezésben foglalt eredményekhez a jelölt önálló alkotó tevékenységével meghatározóan hozzájárult. Az értekezés elfogadását javaslom.

Debrecen, 2008. április

Dr. Dévai György
témavezető

Tanúsítom, hogy Szabó Attila Péter doktorjelölt 1999-2008 között a fent megnevezett Doktori Iskola Hidrobiológia programjának keretében irányításommal végezte munkáját. Az értekezésben foglalt eredményekhez a jelölt önálló alkotó tevékenységével meghatározóan hozzájárult. Az értekezés elfogadását javaslom.

Debrecen, 2008. április

Dr. Zsuga Katalin
témavezető

Tartalomjegyzék

1. Bevezetés……1
2. Irodalmi áttekintés……..4
2.1. Vízminőség…….4
2.2. Víz Keretirányelv……....5
2.3. Vízminősítés……...7
2.3.1. A vízminősítés hazai gyakorlata – történeti áttekintés……9
2.3.2. A biológiai és az ökológiai vízminősítés……...12
2.4. Monitorozás és mintavételi gyakoriság…….15
2.5. A háttérváltozók szerepe a vízminősítésben…….17
3. Anyag és módszer…….20
3.1. A dunai adatsorok feldolgozása……20
3.2. A tiszai adatsorok feldolgozása…….22
3.2.1. Az ökológiai vízminősítés a tiszabecsi, a szolnoki és a tápéi adatsorok alapján.....…….23
3.2.2. A szolnoki szakaszra vonatkozó vizsgálatok……24
3.2.2.1. A vízjárás és a vízminőségi mutatók összefüggésére vonatkozó vizsgálatok…….…...24
3.2.2.2. A mintavételi gyakoriság vizsgálata napi adatsorok alapján……...26
4. Eredmények……..28
4.1. A dunai adatsorok értékelése……28
4.1.1. A hossz-szelvényben végzett vizsgálatok eredményei……..28
4.1.2. A keresztszelvényben végzett vizsgálatok eredményei…….38
4.2. A tiszai adatsorok értékelése…….47
4.2.1. Az ökológiai vízminősítés eredményei a tiszabecsi, a szolnoki és a tápéi adatsorok alapján….…….47
4.2.2. A szolnoki szakaszra vonatkozó vizsgálatok eredményei….54
4.2.2.1. A vízjárás és vízminőségi mutatók összefüggésére vonatkozó vizsgálatok eredményei……...54
4.2.2.2. A mintavételi gyakoriságra irányuló vizsgálatok eredményei……76
5. Összefoglalás……90
6. Summary…….100
7. Köszönetnyilvánítás……111
8. Irodalomjegyzék…….112

Melléklet

1. Bevezetés

A Földön található vízkészlet hasznosításának igénye egyidős az emberiséggel. A felszíni és felszín alatti vizek felhasználásának lehetőségét elsősorban minőségük határozza meg. A vízminőség a víz tulajdonságainak összessége, adott időpontban jellemző állapot (DÉVAI et al. 1992a). A vízminőség meghatározására, a változások leírására a környezetminősítésen belül a vízminősítés szolgál. A vízminősítés nem más, mint a víz minőségének megállapítása (FELFÖLDY 1974). A vízminősítés lehet fizikai, kémiai és biológiai szempontú. A vízminősítés célja a vizsgált víztér állapotának és tulajdonságainak leírása, jellemzése, majd a felhasználhatósági szint megadása. A mért, illetve származtatott adatok rendszerezését követően adhatjuk meg a felhasználástól, a minősítés szempontrendszerétől függő jósági szinteket. A minősítés elengedhetetlen eleme a tipizálás, kategorizálás majd osztályba sorolás.

A biológiai vízminőségről (HYNES 1971; FELFÖLDY 1974, 1980, 1981, 1987), mint új fogalomról az 1970-es évek elejétől beszélhetünk. A biológiai vízminőség egy olyan állapot, amelyet az élőlények térbeli, időbeli és mennyiségi reprezentáltsága tükröz (DÉVAI et al. 1992b).

A biológiai alapon történő minősítés alapvetően két nagy csoportra különíthető el: infraindividuális és szupraindividuális szintű vízminősítés. A szupraindividuális szint vizsgálata lehet szünfenobiológiai és ökológiai jellegű. Első esetben az élőlények populációinak térbeli, időbeli és mennyiségi eloszlási mintázatát, míg a második esetben az adott mintázat kialakulásának okát, a háttérmintázatot vizsgáljuk (DÉVAI et al. 1999).

Az ökológiai vízminősítés során jelentős számú háttérváltozó vizsgálata szükséges ahhoz, hogy tanulmányozni tudjuk az élőlény-populációk mintázat eloszlásának okait. A háttérváltozókon belül megkülönböztetjük a sztatikus (időben állandó) és dinamikus (időben változó) mutatókat. A dinamikus változók rendszeres, azonos mintavételi helyeken történő monitorozás jellegű vizsgálata elengedhetetlen a felszíni vizek állapotának nyomon követéséhez, vízminősítési osztályozásához.

A hazai felszíni vizek minősítéséhez szükséges rendszeres vizsgálatokat meghatározott mintavételi helyeken 1968 óta végeznek. 1990-ig a vízügyi igazgatóságok, majd a környezetvédelmi felügyelőségek feladata volt a felszíni vizek vízminősítése. Az öt osztályos minősítés alapjául elsősorban fizikai és kémiai mérések szolgáltak, a biológia vizsgálatok az a-klorofill, a mikrobiológiai jellemzők, a szaprobitási index és a toxikológiai mutatók meghatározására korlátozódtak. A vizsgálati gyakoriság egyedülálló volt Európában: 491 mintavételi helyen – melyből 150 db az országos törzshálózat részét

képezte – átlagban heti, majd kétheti gyakorisággal végeztek mintavételeket a szakemberek. A minősítést egységesen kellett alkalmazni vízfolyásokra és állóvizekre.

2007. január 1. óta az Európai Unió 2000/60/EK Víz Keretirányelvének (VKI) megfelelő monitorozást végeznek a környezetvédelmi, természetvédelmi és vízügyi felügyelőségek laboratóriumai. A Keretirányelv újfajta vízminősítési gyakorlat bevezetését követeli meg a hazai intézményektől. A fiziko-kémiai elemek vizsgálata mellett jelentős, meghatározó hangsúlyt kaptak a biológiai elemek is, különböző élőlénycsoportok kötelező vizsgálatával. A Víz Keretirányelv fő célja a felszíni és a felszín alatti vizek (víztestek) „jó" állapotának – kémiai, ökológiai és mennyiségi szempontból – elérése 2015-ig, illetve ennek a fenntartása. A kijelölt felszíni víztestek száma az Európai Uniónak 2005-ben megküldött Jelentésben 1250 db (1026 db vízfolyás víztest és 224 db tó víztest) volt (KvVM 2005). A felszíni víztestek kijelölése, felülvizsgálata jelenleg is zajlik.

A diploma megszerzése után a győri székhelyű Észak-dunántúli Környezetvédelmi Felügyelőség Vízvédelmi Osztályán kezdtem dolgozni, mint vízvédelmi felügyelő. A vízminősítéssel, háttérváltozók értékelésével a munkakörömből adódóan kezdtem foglalkozni. Munkám során tapasztaltam, hogy a felügyelőség birtokában lévő nagyszámú adatsor értékelése általában csak az adott vizsgálati évekre korlátozódott. Győrben a Duna magyarországi felső szakaszáról származó adatsorok vizsgálatát, újfajta értékelését végeztem el, majd 2001. februártól – munkahelyváltást követően – a Közép-Tisza-vidéki Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Felügyelőségen a tiszai, illetve alföldi kis vízfolyások adatsorainak feldolgozásába kezdtem bele. A Víz- és Csatornaművek Koncessziós ZRt. Szolnok felszíni vízművének napi tiszai adatsorai lehetőséget nyújtottak mintavételi gyakoriság vizsgálatok elvégzésére, valamint a Dévai György és munkatársai által kidolgozott ökológiai vízminősítési tipológiai rendszer (DÉVAI et al. 1992c, 1999) folyóvízi adaptálására.

Doktori értekezésemben különböző hazai vízfolyás típusok ökológiai szempontból meghatározó fiziko-kémiai háttérváltozóinak feldolgozásával, értékelésével foglalkozom. A hazai vízfolyások vízminősítése elsősorban az MSZ 12749:1993 szabvány szerint történt az elmúlt évtizedben. A rendelkezésre álló nagyszámú adatmennyiség lehetőséget biztosított különböző vízfolyás típusok háttérváltozók szerinti ökológiai vízminősítésre. Az értekezésemben a hazai vízfolyások közül a Dunát, mint Magyarország legnagyobb vízfolyását és egyben egyetlen folyamát, valamint a Tiszát, mint a legváltozatosabb folyónkat,

vizsgálom. A Duna magyarországi felső szakaszáról és a Tisza magyarországi szakaszáról származó háttérváltozók értékelése, alapján a célkitűzéseim az alábbiak voltak:

- A Duna magyarországi felső szakszán kijelölt rajkai, medvei és komáromi törzshálózati mintavételi helyek 1990., 1994. és 1998. évi sodorvonali mintái alapján történő DÉVAI és munkatársai által (1992c, 1999) kidolgozott ökológia vízminősítése.
- A Duna komáromi keresztszelvényéből származó 1990., 1994. és 1998. évek mintáinak összehasonlítása.
- A Tisza DÉVAI és munkatársai által (1992c, 1999) kidolgozott ökológiai vízminősítése a tiszabecsi, szolnoki és tápéi adatsorok alapján.
- A Tisza szolnoki szakaszáról származó hosszú idejű (1983-2000) adatsorok értékelése a vízjárás függvényében heti, kétheti és napi mintavételi adatok felhasználásával.
- Mintavételi gyakoriság vizsgálatok a Tisza szolnoki napi adatsorai alapján.

Az elvégzett értékelések, a statisztikai számítások, a nagyszámú adat feldolgozása lehetőséget adhat a Víz Keretirányelv szerinti monitorozás gyakorlati megvalósításához (mintavételi gyakoriság kérdése), valamint a háttérváltozók szerinti új minősítési rendszer kidolgozásához.

2. Irodalmi áttekintés

Ebben a fejezetben a témához kapcsolódó hazai és nemzetközi irodalmakat foglaltam össze.

2.1. Vízminőség

A vízminőség definíciója az elmúlt évtizedekben folyamatosan változott. A kívülállók számára a vízminőség valamilyen kémiai sajátságot jelent. Pedig vizeink minőségét számos tényező együttesen határozza meg. A tényezők közé sorolhatjuk a fizikai, a kémiai és a biológiai változókat. Az utóbbi időben mind inkább a vizek biológiai alapon való jellemzése, elkülönítése kerül előtérbe.
FELFÖLDY (1974, 1980, 1984) definíciója szerint: „A vízminőség a víz tulajdonságainak összessége. Olyan módszert, amivel ezt a vízminőséget meghatározhatnánk, nem ismerünk, és olyan skálánk vagy mutató számaink sincsenek, amelyekkel a vízminőség általában kifejezhető". Az utóbbi években a vízminőséget az azt meghatározó változók felsorolásával és azok fontosságának leírásával adják meg. Elsősorban a vízminőség változásának okaira keresik a választ (CANTER 1996.; CHAPMAN 1996a.; MORRIS és THERIVEL 2001) Munkáikban közös a biológiai rendszerek sérülékenységének kiemelése, valamint a biológiai monitorozás (JEFFRIES és MILLS 1997) fontosságának hangsúlyozása.
Dévai és munkatársai (1992a) a vízminőséget, mint állapotot írják le, amely egy attributum-térben vektoriálisan jellemezhető. Az állapotként történő leírás alapján a vizek fiziko-kémiai változói vízminőséget jelentő tulajdonság-komplexumok egyik meghatározó részei. A háttérváltozók közvetlenül hatnak az élővilágra, és alapvetően befolyásolják a vizek „társadalmi célú" felhasználhatóságát. A vízminőség mint állapot, független a vízhasználattól, így nem értelmezhető a jó és rossz vízminőség. A különböző vízterek, víztestek adott pillanatban más-más tulajdonságokkal jellemezhetőek, azaz eltérnek egymástól.

A biológiai vízminőség definíciója DÉVAI és munkatársai (1992b) szerint: „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 vektorális jellemzését élőlényközpontú szemlélettel kell elvégeznünk".

Az ökológiai vízminőség, a felszíni vizek ökológiai állapot fogalmának bevezetésére az Európai Unió országainak szakértői a 90-es évek közepétől tettek javaslatokat (SCHNEIDERS et al. 1996), melynek eredményeként 2000-ben elkészült a Víz Keretirányelv. A felszíni vizek ökológiai állapotát a Víz Keretirányelvben biológiai, kémiai, morfológiai és hidrológiai kritériumok alapján definiálják (EISELE et al. 2003; IRVINE 2004).

2.2. Víz Keretirányelv

Vízügyi, természet- és környezetvédelmi, továbbá hidrobiológiai szempontból napjaink talán legfontosabb feladata az Európai Unió 2000/60/EK Víz Keretirányelvének magyarországi alkalmazása, az abban előírtak teljesítése. A Keretirányelv – lényegét tekintve – egy útmutató a tagországok számára. Elsődleges célja, hogy 2015-ig egységes elbírálás alapján biztosítani lehessen a természetes víztereknél a „jó ökológiai és jó kémiai állapotot", míg erősen módosított és mesterséges víztereknél a „jó ökológiai és kémiai potenciált". A Keretirányelv a kiváló, jó és mérsékelt állapotokat definiálja.

CHAVE (2001) összefoglaló művében értelmezte, magyarázta a direktíva egyes előírásait. Hazánkban az első, a Víz Keretirányelvvel kapcsolatos összefoglaló mű – egyetemi jegyzet formájában – 2004-ben jelent meg (IJJAS és IJJAS 2004).

A Keretirányelv elfogadása óta számos tudományos publikáció, értekezés jelent meg, melyek elsősorban az ökológiai állapot és potenciál meghatározásához szükséges módszerek kidolgozásával (SKOULIKIDIS et al. 2002; EISELE et al. 2003; IRVINE 2004), egységesítésével, a környezetminőségi határértékekre való javaslat (HEININGER et al. 2005) megadásával foglalkoznak. A felszíni víztestek ökológiai állapotának meghatározásához a fiziko-kémiai változók, illetve a hidrológiai és morfológiai elemek mellett az alábbi biológiai elemeket-élőlénycsoportokat kell használni:

- fitoplankton,
- fitobentosz,
- vízi makrofitonok,
- vízi makroszkópikus gerinctelenek,
- halak

Hazánkban a Keretirányelv bevezetése a jogharmonizációval, a víztest típusok meghatározásával, a víztestek kijelölésével, valamint a biológiai minősítésre való felkészüléssel kezdődött. Az irányelv által előírt első Nemzeti Jelentést a Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium 2005 márciusában készítette el. A Jelentés alapján a Magyarországon kijelölt vízfolyás víztestek száma 1026 db, míg a tó víztestek száma 224 db volt. A vízfolyások 25, míg a tavak 10 típusba kerültek besorolásra. Az egyes víztest típusok felsorolását a kötelezően előírt mutatókkal (pl. víztest hossza, morfológiai jelleg, kockázatosság) a dokumentáció 2. számú melléklete tartalmazza, míg a térképi megjelenítést a 4. számú melléklet.

2003-2005 között a „RAGACS Projekt" keretében megtörtént három hazai kisvízfolyás vízgyűjtőjének – Rákos-patak, Galga-patak, Nagy-patak – Víz Keretirányelv szerinti felmérése (RAGACS 2006). A projekt keretében megtörtént a patakok vízgyűjtőjének feltáró monitorozása a hidrológiai, a fiziko-kémiai változók és a biológiai elemek alapján, majd az adatok értékelése.

2005-ben a Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium és az Európai Unió támogatásával – „Felszíni Vizek Ökológiai Vizsgálata, Magyarország" című PHARE projekt (ECOSURV) keretében – megtörtént az egész országra kiterjedő, a Víz Keretirányelv előírásainak megfelelő biológiai-ökológiai állapotfelvétel az egyes háttérváltozók figyelembe vételével. Az ECOSURV Műszaki zárójelentése (ECOSURV 2005a) alapján a projekt során 394 víztesten történtek mintavételek a felszíni víztestek ökológiai állapotának meghatározása céljából. A projekt keretében valamennyi, a Keretirányelv által megkövetelt biológiai minőségi elem vizsgálata megtörtént. A vízkémiai elemek vizsgálatát csak azon víztestek esetében végezték el, ahol nem álltak rendelkezésre a meglévő (országos törzshálózati, regionális vagy lokális mintavételi helyekről) felügyelőségi adatsorok. A vizsgált háttérváltozók közül vízkémiai adatok értékelését a Vízkémiai adatok kategorizálása című (ECOSURV 2005b) dokumentáció tartalmazza. Az értékelés során a 17 vízkémiai változóra egy alsó és egy felső határérték került meghatározásra, illetve a határértékek alapján egy hármas kódrendszert hoztak létre. A fiziko-kémiai elemek vizsgálata vonatkozásában az egyik legfontosabb megállapítása, ajánlása (ECOSURV 2005c) volt a projektnek, hogy „Az ökológiai mintavétel során saját fizikai-kémiai adatokat kell gyűjteni, különösen a makrogerinctelenek/fitobentosz és fitoplankton esetében".

Jelenleg a referencia állapotok meghatározása, a kijelölt víztestek állapotfelmérése, a jó állapot – mind kémiai, mind ökológiai – definiálása, illetve az egyes minősítő rendszerek kidolgozása folyik.

A jó ökológiai és kémiai állapot (potenciál) eléréséhez, illetve fenntartásához szükséges környezeti célkitűzéseket a vízgyűjtő gazdálkodási terveknek kell tartalmazniuk (LAWSON 2005). Az első vízgyűjtő gazdálkodási tervek, első egyeztetésre alkalmas változatát 2008 decemberére kell az egyes tagországoknak elkészíteniük (SZILÁGYI és ORBÁN 2007).

2.3. Vízminősítés

Mind a külföldi, mind a hazai szakemberek több évtizede tesznek kísérletet a felszíni és a felszín alatti vizekre vonatkozó egységes minősítési és osztályozási rendszerek kidolgozására. A minősítés célja minden esetben a dolgok és jelenségek belső, lényegi sajátosságaiból következő objektív kategóriarendszerbe történő beillesztés, ami a teljes lehetséges értéktartományon belüli osztályközöknek a valós (a természetben létező) állapotokat tükröző kialakítása révén valósítható meg eredményesen (SZABÓ et al. 2003). A minősítés ezért sem szemléletmódját, sem végeredményét tekintve nem azonos az ugyancsak jogos és fontos, de valamilyen szubjektív (többnyire antropocentrikus igények vagy követelmények szerinti) célállapothoz történő viszonyításon alapuló jósági kategorizálással.

A Víz Keretirányelv 2000. évi elfogadását megelőzően is léteztek a felszíni vizek minőségére előírt – elsősorban fiziko-kémiai alapú – irányelvek, melyek közül talán a legfontosabbak az alábbiak:

- 1975. június 16-i 75/440/EEC tanácsi irányelv az ivóvíz kitermelésre szánt felszíni vizek minőségi követelményeiről [hazai megfelelője a 24/2004. (XII. 18.) KvVM rendelettel módosított 6/2002. (XI. 5.) KvVM rendelet],
- 1975. december 8-i 76/160/EEC tanácsi irányelv a fürdésre alkalmas víz minőségéről,
- 1978. július 18-i 78/659/EEC tanácsi irányelv a halak életkörülményeinek biztosítása érdekében védelmet vagy javítást igénylő édesvizek minőségéről [hazai megfelelője a 24/2004. (XII. 18.) KvVM rendelettel módosított 6/2002. (XI. 5.) KvVM rendelet],
- 1979. október 9-i 79/869/EEC tanácsi irányelv a tagállamokban ivóvíz kivételére szánt felszíni víz mérési módszereiről és a mintavétel és analízis gyakoriságáról,

- 1979. október 30-i 79/923/EEC tanácsi irányelv a kagylótermesztésre szolgáló vizek minőségi követelményeiről.

A felszíni vizek minősítésére az egyes európai országokban más-más rendszereket használnak, kivéve a fentiekben felsorolt irányelvek alá tartozó vizeket, hiszen azoknál a rendeletek előírásait kell figyelembe venni. Németországban és Ausztriában 7 osztályos, Nagy-Britanniában, Finnországban, Belgiumban, Cseh Köztársaságban, Szlovákiában 5 osztályos, Romániában és Szlovéniában 4 osztályos, Bulgáriában 3 osztályos nemzeti felszíni vízminősítési rendszereket használnak, míg Ukrajnában és Moldáviában nincs integrált vízminősítő rendszer (CLEMENT et al. 2006).

A Duna menti országok 1994. június 29-én Szófiában írták alá a Duna Védelmi Nemzetközi Egyezményt, majd megalakították a Duna Védelmi Nemzetközi Bizottságot (ICPDR). Az Egyezmény alapján a Bizottság koordinálásával végeznek rendszeres biológiai és fiziko-kémiai vizsgálatokat a Duna vízgyűjtőjén. Az fiziko-kémiai változók alapján egy 5 osztályos vízminősítési rendszer segítségével minősítik a Dunát és mellékfolyóit. A minősítés alapja a 90%-os tartóssági érték, amennyiben az éves mintavételi gyakoriság több mint 11.

A Víz Keretirányelv a felszíni víztestek minősítésére vonatkozóan nem ad valamennyi tagország számára kötelezően alkalmazandó vízminősítő rendszert, csak arról rendelkezik (Víz Keretirányelv V. melléklete), hogy milyen főbb minőségi elemek vizsgálata, milyen minimális mintavételi gyakoriság mellett szükséges.

A minősítés során az öt biológiai élőlénycsoport vizsgálata élvez elsőbbséget. A vizsgált mutatócsoportok közül a legrosszabb határozza meg a víztest állapotát (SZILÁGYI és ORBÁN 2007). A felszíni víztestek biológiai minősítését, osztályozását a környezetminőségi arányok (EQR = Environmental Quality Ratio) alapján kell végezni. Az EQR értéke 0-1 között változhat. Az EQR használatához meg kell határozni tó és vízfolyás típusonként a referencia állapotokat (ECOSTAT 2003; REFCOND 2002). A fiziko-kémiai háttérváltozók esetében határértékeket, környezetminőségi standard értékeket (EQS = Environmental Quality Standards) kell meghatározni. A fiziko-kémiai változókra vonatkozóan a Víz Keretirányelv nem ad definíciót a gyenge és a rossz állapotra, csak a kiváló, jó és mérséklet állapotokat határozza meg.

2.3.1. A vízminősítés hazai gyakorlata – történeti áttekintés

A hazai felszíni vizek állapotára vonatkozó rendszeres vizsgálatok a KGST ajánlás alapján az 1960-as évek közepén kezdődtek meg. A felszíni vizek minősítése az Országos Vízügyi Hivatal (OVH) által 1964-ben kiadott „Egységes vízminőségi kritériumok és normák, valamint osztályozásuk elve." című dokumentáció iránymutatásai alapján kezdődött el. Az OVH 1966-ban adta ki az 1964-es dokumentáció első módosítását „Vízminőség-vizsgálatok és azok értékelése." címmel. A felszíni vizek vizsgálatát az akkori vízügyi igazgatóságok laboratóriumai és szakaemberei végezték. A vizsgálati módszerek egységesítése, szabványosítása érdekében a Vízgazdálkodási Tudományos Kutató Intézet (VITUKI) 1968-ban és 1970-ben jelentette meg magyar nyelven a KGST Egységes vízvizsgálati módszerek, I. Kémiai módszerek 1-2. kötetét. A második kiadásra 1975-1976-ban került sor, amikor már az előbbi köteteken túlmenően magyar nyelven került kiadásra a Radiokémiai módszerek (II.), a Biológiai módszerek (III.) és a Mikrobiológiai módszerek (IV.).

A KGST módszer szerinti vízminősítés alapjául az úgy nevezett vízminőségi normatívák – a víz összetételének és tulajdonságainak jellemzésére szolgáló mutatószámok határértékei – szolgáltak. A vízminőségi normatívák alapján történő minősítést elsősorban a vízfelhasználók igényei határozták meg. A KGST módszer alapján a felszíni vizeket négy vízminőségi osztályba sorolták:

- I. osztály: tiszta víz
- II. osztály: kissé szennyezett víz
- III. osztály szennyezett víz
- IV. osztály: osztályon kívüli, nagyon szennyezett víz, szennyvíz

A vizsgálandó változókat az alábbi módon csoportosította a KGST módszer:

- a) az oxigén-forgalom mutatói: oldott oxigén, oxigén telítettség, biológiai oxigénigény (BOI_5), kémiai oxigénfogyasztás (KOI_{SMn}), kénhidrogén tartalom, szaprobiológiai állapot
- b) ásványi anyag tartalom mutatói: klorid, szulfát, összes keménység, kalcium, magnézium, száraz maradék
- c) különleges mutatók
    - c': ammónium, nitrát, fenolok, szintetikus mosószerek, pH, összes vas, mangán, hőmérséklet, szag és íz, szín, olaj, Coli-érték

- c'': cianidok, kórokozó csírák, káros anyagok (ólom, arzén, higany, réz, cink, kadmium, króm (III), króm (VI), kobalt, ezüst, szulfid-ionok, vanádium, bór)

Az I-III. vízminőségi osztályokhoz tartozó határértékeket táblázatokban foglalták össze. Az osztályozást egyrészt – amennyiben arra lehetőség volt – a kisvizes időszakok értékei, valamint a legkedvezőtlenebb állapotok középértéke alapján kellett végezni. Adott víztér, víztest vízminőségi osztályát minden csoporton belül a legkedvezőtlenebb mutató határozta meg. Az egyes vizekre vonatkozó vízminőségi osztályokat egyrészt táblázatos formában, másrészt térképen minőségi színjelzéssel – I. osztály: kék; II. osztály: sárga; III. osztály: narancs; IV. osztály: barna – adták meg.

A KGST módszert használták az 1983. szeptember 30-ig, amikor is hazánkban áttértek az integrált minősítési rendszer alkalmazására, melyet az MSZ 10-172/1-83 szabvány vezetett be. Az integrált minősítés alapja az volt, hogy a felszíni vizeknek biztosítani kellett a vízi ökoszisztémák viszonylagos stabilitását, és egyidejűleg ki kellett elégítenie a vízhasználatok igényeit is.

A szabványhoz kapcsolódóan az Országos Vízügyi Hivatal (OVH) az MI 10-172/2-84 Műszaki Irányelvben adta meg a felszíni vízminőségi törzshálózati állomások pontos helyét, számát és a mintavételi gyakoriságot. Az Irányelv alapján 250 törzshálózati állomás került kijelölésre. A vízügyi igazgatóságok részére az országos törzshálózati állomásokon túlmenően külön vizsgálati hálózatot jelöltek ki az öntöző főművek, belvízöblözetek, tározók vizsgálatára 287 mintavételi hellyel.

A törzshálózati állomásokon vizsgálandó komponensek körét, a mérés gyakoriságát (nagy gyakoriságú, rendszeres vizsgálatok: minimum 26 mintavétel/év; kis gyakoriságú, időszakos vizsgálatok: legkevesebb 1-4 mérés évente; célvizsgálatok), valamint a minősítési rendszerekhez tartozó határértékeket az MI 10-172/3-85 Műszaki Irányelvben határozták meg. Az Irányelv alapján az alábbi minősítési rendszerek kerültek bevezetésre:

- felszíni vizek minősítése biológiai stabilitás szempontjából,
- felszíni vizek minősítése ivóvízellátás szempontjából,
- felszíni vizek minősítése ipari vízhasználat szempontjából,
- felszíni vizek minősítése öntözés szempontjából,
- felszíni vizek minősítése halgazdasági követelmények szempontjából,
- felszíni vizek minőségének integrált követelményrendszere,

- nyílt vizű strandok vízminőségi követelményei.

A fenti rendszerekhez három osztályos minősítés tartozott: kívánatos, tűrhető és nem kívánatos.

1994. január 1. óta a felszíni vizek minősítése az MSZ 12749:1993 szabvány szerint történik. A szabvány megadja az országos törzshálózati mintavételi helyeket (150 db), az egyes mintavételi helyeken alkalmazandó éves mintavételi gyakoriságot és a vizsgálandó elemek körét. A mintavételezést és a vizsgálatokat a környezetvédelmi, majd környezetvédelmi, természetvédelmi és vízügyi felügyelőségek laboratóriumai végezik. A vizsgálandó változókat öt főcsoportba és négy alcsoportba sorolták:

- A csoport: oxigénháztartás jellemzői
- B csoport: a nitrogén- és a foszforháztartás jellemzői
- C csoport: mikrobiológiai jellemzők
- D csoport: mikroszennyezők és toxicitás
    - D_1 alcsoport: szervetlen mikroszennyezők
    - D_2 alcsoport: szerves mikroszennyezők
    - D_3 alcsoport: toxicitás
    - D_4 alcsoport: radioaktív anyagok
- E csoport: egyéb jellemzők

A fenti fő- és alcsoportokba összesen 76 különböző fizikai, kémiai és biológiai változó tartozik. Azonban a ténylegesen biológiai, élőlénycsoportokhoz kapcsolódó vizsgálatok száma mindössze 10%-a a vizsgált elemeknek. A szabvány öt vízminőségi osztályt különböztet meg:

- I. osztály: kiváló víz
- II. osztály: jó víz
- III. osztály: tűrhető víz
- IV. osztály: szennyezett víz
- V. osztály: erősen szennyezett víz

A minősítés során minden egyes vízminőségi jellemző vizsgálati eredményeinek éves adatsorát külön-külön kell értékelni. Mértékadó értéknek általában (mintavételi gyakoriság nagyobb, mint 12/év) a 90%-os összegzett relatív gyakoriságú értéket kell venni. 12 minta/év alatti vizsgálati gyakoriság esetében pedig az osztályozás szempontjából mértékadó értéknek a legnagyobb vizsgálati eredményt tekintik. A mértékadó értékeket kellett a szabványban megadott az egyes vízminőségi osztályokhoz tartozó határértékkel összevetni. A

komponensenként adódott vízminőségi osztályok közül a legrosszabbat kell egy-egy jellemző csoporton belül mértékadónak tekinteni.

A szabvány nem ad lehetőséget a vízhasználatok figyelembe vételére, illetve a biológiai vízminősítésre. A rendszer nem biztosítja a különböző víztér, víztest típusok önálló minősítését, megkülönböztetését.

Az MSZ 12749:1993 szabvány felülvizsgálata, a Víz Keretirányelv előírásainak megfelelő új minősítő rendszer(ek) kidolgozása, a háttérváltozókra vonatkozó jó ökológiai állapothoz (potenciálhoz) tartozó határértékek meghatározása (CLEMENT et al. 2006) folyamatban van. A Keretirányelv a háttérváltozók közül az alábbiak rendszeres vizsgálatát írja elő a tagországok részére:

- fizikai-kémiai elemek
    - hőmérsékleti viszonyok
    - oxigénellátottság
    - sótartalom
    - tápanyagháztartás
    - savasodás
    - egyéb szennyezőanyagok
    - elsőbbségi anyagok
- hidrológiai-morfológiai elemek
    - folytonosság
    - hidrológia
    - morfológia

Az ivóvíz előállítás céljából vízkivétellel érintett felszíni vizek, valamint a kijelölt „halas" vizek minősítése a 24/2004. (XII. 18.) KvVM rendelettel módosított 6/2002. (XI. 5.) KvVM rendelet szerint történik.

2.3.2. A biológiai és az ökológiai vízminősítés

A magyarországi hidrobiológusok közül elsőként Felföldy Lajos (1974, 1987) tett javaslatot a hazai vizek biológiai minősítésére a halobitás, a trofitás, a szaprobitás és a toxicitás mutatóinak figyelembe vételével.

A Magyar Tudományos Akadémia Magyar Dunakutató Állomása 1957 óta végez rendszeres biológiai és kémiai vizsgálatokat a Duna magyarországi vízgyűjtőjén (NOSEK és OERTEL 2007). A hazai vízfolyások közül a Zala biológiai vízminősítését VÍZKELETY és LENTI (1977), míg a Duna magyarországi felső szakaszának minősítését

TEVANNÉ (1978, 1984, 1987) végezte. Különböző élőlénycsoportok biomonitorozásban, vízminőség szabályozásban (nehézfém szennyezések hatásának nyomon követése, jelzése) betöltött szerepét vizsgálta OERTEL (1994) a Duna főágában és a szigetközi mellékágakban. KISS (1985, 1994, 2000) a Duna trofitási szintjét tanulmányozta a fitoplankton mennyiségi viszonyai alapján. BORICS és munkatársai (2003) a planktonikus élőlényközösségek biológiai vízminősítésben betöltött szerepét kutatták.

A '90-es évek elején a Kossuth Lajos Tudományegyetem Ökológiai Tanszéke megbízást kapott a Környezetvédelmi és Területfejlesztési Minisztériumtól, hogy vizsgálják meg a környezetvédelmi felügyelőségeken folyó hidrobiológiai munka helyzetét, s tegyenek javaslatot a felszíni vizeknél egy újfajta, ökológiai alapokon nyugvó minősítési rendszerre (DÉVAI et al. 1992a, 1992b, 1992c). Az elméleti alapok megfogalmazása, illetve a tipológiai rendszer kidolgozása után 1992-ben a Tisza nagykörűi 363,68 fkm szelvényében (WAIJANDT et al. 1992), majd 1997-ben a Boroszló-kerti-Holt-Tiszán történt olyan vizsgálatsorozat, amelynek alapján elsőként került sor egy víztér teljes körű ökológiai minősítésére (DÉVAI et al. 1999).

A Dunára, három törzshálózati mintavételi helyére (Rajka, Medve és Komárom) vonatkozó háttérváltozók alapján kíséreltük meg alkalmazni az ökológiai minősítési rendszert (SZABÓ et al. 2000, 2001).

A Tisza hossz-szelvényében az ökológiai vízminősítést a tiszabecsi, szolnoki és tápéi mintavételi szelvények fiziko-kémiai változóinak felhasználásával adtuk meg. Külön értékeltük a szolnoki Tisza szakaszt, mivel ebben a szelvényben lehetőség adódott a VCSM ZRt. Szolnok felszíni vízkivételi művéből származó napi és az országos törzshálózati szelvény heti, majd kétheti adatsorainak feldolgozására és egymással történő összevetésére (SZABÓ et al. 2003, 2004a, 2004b, 2005).

Az alföldi kisvízfolyások közül a Hanyi-éren végeztünk ökológiai vízminősítést a Víz Keretirányelv előírásainak figyelembevételével (SZABÓ et al. 2006).

A hazai vízfolyásokon a Víz Keretirányelv szerint végzendő biológiai monitorozására elsőként Gulyás Pál tett javaslatot 2000-ben Tihanyban, majd 2003-ban DÉVAI és NAGY készítette el a biológiai-ökológiai minősítés végrehajtására vonatkozó javaslatait. 2003-tól kezdődtek azok a projektek, felmérések melyek a Víz Keretirányelv, illetve a megjelent útmutatók (HMWB 2002; REFCOND 2002; ECOSTAT 2003) alapján a hazai felszíni vizek ökológiai állapotának meghatározására tettek kísérletet. Ilyen volt a „RAGACS Projekt", az ECOSURV felmérés, az erősen módosított víztestek biológiai validálása (SZILÁGYI et al. 2004a),

referencia helyek jellemzése (SZILÁGYI et al. 2004b, 2004c). A vízfolyások Víz Keretirányelv szerinti csoportosításának, tipológiájának vízkémiai igazolását végezték el KOVÁCS és munkatársai (2005).

A felszíni vizeink ökológiai vízminősítése központi jelentőségű feladat az Európai Unió tagállamaiban (RUOPPOLA et al. 2003). A Víz Keretirányelv elfogadását és közzétételét követően számos útmutató készült, melyek az ökológiai állapot (potenciál) meghatározásának egy lehetséges módszerét tartalmazzák (REFCOND 2002; ECOSTAT 2003). A Keretirányelv előírásai szerint a felszíni vizek esetében a hidrológiai, a fiziko-kémiai háttérváltozók mellett kötelező az öt biológiai élőlénycsoport vizsgálata és a velük való vízminősítés (LEK et al. 2005).

A fitoplankton alapján történő vízminősítés egyik lehetséges módja lehet átmeneti és tengerparti vizek esetében a PCI index (Phytoplankton Community Index) használata (TETT et al. 2006), míg tavak esetében a fitoplankton funkcionális csoportokba sorolásán alapuló minősítési rendszer (ECOSURV 2005d; PADISÁK et al. 2006; HAJNAL és PADISÁK 2006).

A fitobentosz alapú minősítés legelterjedtebb és legáltalánosabb módszere a kovaalga alapú minősítés (ÁCS et al. 2004, 2007; KOVÁCS et al. 2005, ECOSURV 2005e). A minősítéshez az OMNIDIA szoftvert használják.

A vízi makrofitonok alapján történő minősítésre több rendszert, indexet (pl. STAR index) használnak Európában (G.-TÓTH et al. 2007). Hazánkban külön módszer, az úgynevezett Integrált Makrofita Minősítési Index (IMMI) került kidolgozásra (POMOGYI és SZALMA 2006; SZALMA és POMOGYI 2007).

A vízi makroszkópikus gerinctelenek alapján történő vízminősítésre Európában legelterjedtebben az AQEM módszert használják (HERING et al. 2004). Hazánkban az angol BMWP pontrendszer alapján kidolgozott Magyar Makrozoobenton Család Pontrendszer (CSÁNYI 1997) segítségével kezdődött meg a felszíni vizek vízi makroszkópikus gerinctelenekkel történő minősítése (GYÖRGY et al. 2005; KOVÁCS 2005; ADORJÁN 2007). Az AQEM hazai bevezetéséhez nem állnak rendelkezésre a hazai víztípusokra jellemző referencia állapotok meghatározásához szükséges adatsorok. Ezért az ECOSURV által kidolgozott karakterfaj-elemzés és a Q_{BAP} index alkalmazásának bevezetése hamarosan várható (ECOSURV 2005f; ADORJÁN 2007).

A halak alapján történő vízminősítés rendszerének kidolgozását a FAME (Fish-based Assessment Method for the Ecological Status of European Rivers) munkacsoport végezte. Az általuk kidolgozott minősítő rendszer (EFI = European Fish Index) hazai viszonyokra történő

adaptálása folyamatban van (ECOSURV 2005g; HALASI-KOVÁCS és TÓTHMÉRÉSZ 2007).

2.4. Monitorozás és mintavételi gyakoriság

A vízminősítés alapja a monitorozás. A monitorozó hálózatok tervezésekor az elsődleges kérdés, hogy mit és milyen célból kívánunk monitorozni. A monitorozás során fix hely(ek)ről rendszeres időközönként gyűjtünk különböző adatokat (CHAPMAN 1996b). Az adatok feldolgozása és értékelése már a vízminősítés folyamatának részét képezi.

A felszíni vizek monitorozó hálózatának kidolgozása (SANDERS et al. 1983; BARTRAM és BALLANCE 1998; BARTRAM és REES 1999; HARMANCIOGLU et al. 1999, 2004) egy összetett és időigényes, míg a fenntartása és üzemeltetése pedig igen költséges feladat (ONGLEY 2000).

A felszíni vizek monitorozásán belül a vízfolyások monitorozása (JANSKY et al. 2004) speciális igényeket, feltételeket támaszt a hálózat tervezésével, üzemeltetésével szemben (MURPHY 1997; SHAW 1994). A megfelelő hálózat kialakítása biztosíthatja csak a vízminősítés helyes módját, az adatokból származó értékelésekre épülő célkitűzések, modellek megalapozottságát (GORE és PETTS 1989; REICHERT et al. 2001; MCCUTCHEON 1990; BEST et al. 1998; CALOW és PETTS 1992; LAENEN és DUNNETTE 1997).

A monitorozó hálózat tervezésének és üzemeltetésének egyik – ha nem a legfontosabb – kérdése a megfelelő mintaszám biztosítása, azaz a mintavételi gyakoriság helyes megválasztása (GAUZER 1982; SANDERS et al. 1983; CHAPMAN 1996b). A felszíni vizek háttérváltozóinak rendszeres vizsgálata során, azonos mintavételi gyakoriság mellett az egyes változók eltérő pontossággal mérhetőek (CLEMENT et al. 2006). A hálózatok tervezése során figyelembe kell venni a különböző statisztikai módszereket is (COCHRAN 1977; GOUDEY és LLOYD-SMITH 1999).

A magyarországi hatósági gyakorlatban alkalmazott MSZ 12749:1993 szabvány szerinti monitorozás – jelenlegi formájában – nehezen feleltethető meg a Víz Keretirányelv követelményeinek. A hatvanas évek végétől országos törzshálózati mintavételi helyeken átlagosan évi 26 mintavételre került sor.

A Keretirányelv által megkívánt monitorozás elsődleges célja a vízterek (felszíni és felszín alatti) 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).

Az Irányelv 8. cikkének, valamint V. mellékletének 1.3. pontja szerint szükséges az új monitorozó hálózatot kialakítani. A Keretirányelv háromféle monitorozási típust határoz meg: felügyeleti, kivizsgálási és operatív monitorozást. Rendszeres észlelést csak az operatív monitorozás ír elő.

A minimális mintavételi gyakoriságot az V. melléklet 1.3.4. és 1.3.5. pontjai írják le. Vízfolyások esetében a fiziko-kémiai elemek (mutatócsoportok) minimális évenkénti vizsgálatának a gyakorisága az operatív monitorozás során az alábbiak szerint került meghatározásra:

- hőmérsékleti viszonyok: 3 havonként
- oxigénellátottság: 3 havonként
- sótartalom: 3 havonként
- tápanyagháztartás mutatói: 3 havonként
- savasodás mutatói: 3 havonként
- egyéb szennyezőanyagok: 3 havonként
- elsőbbségi anyagok: havonként

A Keretirányelvben meghatározott minimális évenkénti mintaszám jelentősen eltér a korábbi hazai vízminősítéshez előírt vizsgálati gyakoriságtól. A kijelölt felszíni víztestek nagy száma nem teszi lehetővé a korábbi gyakorlat szerint alkalmazott éves mintaszám fenntartását.

A felszíni víztestek osztályba sorolásánál a besorolás megbízhatóságát is meg kell adni a Keretirányelv előírásai szerint. A VTK Innosystem Kft. által készített jelentés (2007) a hazai vízminőségi adatsorok statisztikai elemzése alapján adja meg az osztályba sorolás megbízhatósági szintjeit a változó mintaszám függvényében (1. táblázat).

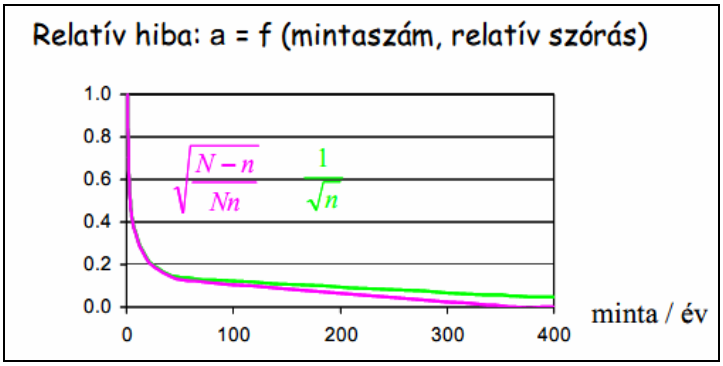
Komponens	Szezonális (n=4)	Havi (n=12)	Kétheti (n=26)
pH	>99	>99	>99
vezetőképesség	98	>99	>99
ionok	85-95	> 98	>99
Lebegőanyag	30	55	70
Oldott oxigén	85	99	>99
BOI_5, KOI_{ps}	60	90	98
KOI_{cr}	65	95	99
NH4-N	35	60	65
NO2-N	45	70	90
NO3-N	70	90	98
Szerves N	60	85	95

Komponens	Szezonális (n=4)	Havi (n=12)	Kétheti (n=26)
PO4-P, Összes P	50	75	90
Klorofill-a	30	50	70
Nehézfémek	40-60	60 -85	> 90
Szerves mikroszennyezők	45-95	> 70	> 90

1. táblázat. Az osztályba sorolás megbízhatósága (%) éves átlagkoncentrációk alapján, különböző mintaszámok esetén (VTK Innosystem 2007)

A fenti táblázat eredményei alapján látható, ha fiziko-kémiai változók éves mintaszámát a Víz Keretirányelv által előírt minimális gyakoriságra csökkentjük, úgy az osztályba sorolás megbízhatósága kritikus mérték alá fog csökkeni számos változó esetében.

A mintaszám csökkentésének hatását mutatja a becslési hibára vonatkozóan az 1. ábra (CLEMENT et al. 2006).



1. ábra. A mintaszám csökkentésének hatása a becslési hibára (CLEMENT et al. 2006)

A Tisza napi adatsorai alapján vizsgáltuk néhány fiziko-kémiai változó szélső- és átlagértékeinek alakulását a csökkenő mintaszám függvényében (SZABÓ et al. 2005). Az eredményeink azt mutatták, hogy az éves minimális mintavételi gyakoriság nem csökkenthető 12 minta/év alá.

2.5. A háttérváltozók szerepe a vízminősítésben

A felszíni vizek állapotának értékelése, vízminősítése a hidrológia és fiziko-kémiai változók ismerete nélkül nem képzelhető el. A vízminősítés történetében és gyakorlatában legnagyobb múltja a hidrológiai és fiziko-kémiai változók mérésének van. Ahogy változtak, egyszerűsödtek a vizsgálati módszerek, úgy bővült a vizsgálható elemek köre. Az általános fiziko-kémiai elemek, valamint a hidrológiai változók vizsgálatának, mérésének előnye, hogy relatíve gyorsan és nem túl nagy

költségráfordítással adnak információt a víztestek állapotáról. Megfelelő mintaszám/mintavételi gyakoriság mellett viszonylag nagy pontossággal lehet vízminősítést végezni velük.

A Víz Keretirányelv elfogadását követően a biológiai élőlénycsoportok és a háttérváltozók közötti összefüggések (LOGAN 2001; SKOULIKIDIS et al. 2002; HAIE és CABECINHA 2003), valamint a nagy számban vizsgált háttérváltozók szűkítésének (BOYACIOGLU et al. 2005; BOYACIOGLU 2006) és az ökológiai (kémiai) állapot meghatározásában (HELIOS-RYBICKA et al. 2005; NADDEO et al. 2005; DONOHUE et al. 2006) játszott szerepüknek a vizsgálata előtérbe került.

A háttérváltozók fontos vizsgálati elemei az ökológiai, biológiai vízminősítésnek is. Felföldy (1974, 1987) a biológiai vízminősítés során a halobitás jellemzésére a fiziko-kémiai változók közül a víz összes oldott anyag tartalmának meghatározását, a vízben oldott nyolc fő-ion mérését, valamint a víz fajlagos elektromos vezetőképesség értékének meghatározását ajánlotta. A trofitás jellemzésére az oldott oxigén-tartalom, az a-klorofill, a foszfor-formák és a nitrogén-formák mennyiségének meghatározását javasolta, a biológiai elemek mellett. A szaprobitás fokának meghatározásához az oldott oxigén tartalom, a nitrit, az ammónia, a kémiai oxigénigény (kálium-permanganáttal és kálium-dikromáttal), a biológiai oxigénigény (5 napos) és a járulékos oxigénigény mennyiségének mérésére adott javaslatot.

A DÉVAI és munkatársai (1992c) által kidolgozott ökológiai vízminősítés során is nagy számú háttérváltozó meghatározása szükséges a víztestek ökológiai állapotának meghatározásához. A háttérváltozókat sztatikus és dinamikus mutatókra osztották fel. A dinamikus mutatók esetében mért értékek az aktuális tipológia osztályközeibe kerülnek besorolásra. A dinamikus mutatók esetében három alcsoportot különítettek el:

- az első alcsoportba azok a mutatók tartoznak, amelyek alakulását zömmel az élettelen természet jelenségcsoportja határoz meg (reitás, locitás, termitás, halobitás);
- a második alcsoportba azok a mutatók tartoznak, amelyek alakulását az élettelen és élő természet jelenségei egyformán befolyásolják (luciditás, aerobitás, trofitás, szaprobitás, toxicitás);
- a harmadik alcsoportba azok a mutatók tartoznak, amelyek alakításában az élőlényeké a döntő szerep (konstruktivitás, destruktivitás).

A hazai vízminősítés történetét bemutató 2.3.1. fejezetben láthatjuk, hogy a felszíni vizek minősítése a hatósági gyakorlatban szinte kizárólag (kb. 95%-ban) a fiziko-kémiai változók alapján történt az elmúlt évekig. A Víz Keretirányelv előírásainak megfelelő hazai vízminősítő rendszer a háttérváltozók vonatkozásában sem készült még el. Nem lehet tudni, pontosan, hogy az Irányelv által megkövetelt nagyobb fiziko-kémiai vizsgálati csoportokba mely elemek, jellemzők fognak bekerülni.

A magyarországi vízfolyások – elsősorban nagy folyóink – rendszeres fiziko-kémiai vizsgálata a XX. század második felében kezdődött meg, köszönhetően a Magyar Tudományos Akadémia Magyar Dunakutató Állomás megalakításának, valamint a KGST szerinti vízminősítési monitorozó hálózat kiépítésének.

A magyarországi Duna szakasz vízkémiai viszonyainak változását számos kutató vizsgálta az elmúlt 50 évben. Vizsgálták a fiziko-kémiai elemek alapján a vízminőség változását (DVIHALLY 1978, 1987; ÁBRAHÁM és VÁRDAY 1977; VÁRDAY 1987, VÁRDAY és TEVANNÉ 1991; BENEDEK 1986; HORVÁTH és TEVANNÉ 1999; GÁNTI 2002; SCHMIDT et al. 2007; TÓTH 2007), a vízkémiai elemek vízhozam függését (DVIHALLY 1963; HOCK 1969), a fő- és mellékágak közötti kapcsolatot (OERTEL 1982).

A Tisza és vízgyűjtőjének vízkémiai vizsgálatával kapcsolatosan csak kevés tudományos publikáció született (HOCK 1984; JUHÁSZ et al. 1996; MAGYARI és FEKETE 1996; WAIJANDT 1996; BANCSI et al. 1996; KASZÁNÉ et al. 2002; ZSUGA 2003; NAGY et al 2004; PREGUN és TAMÁS 2004; ZSUGA és SZABÓ 2005; BALOGH és TAKÁCS 2006), mint a Duna esetében. A Tisza vízgyűjtőjére vonatkozóan a területileg illetékes környezetvédelmi, természetvédelmi és vízügyi felügyelőségek, illetve a KÖTI-KÖVIZIG szolnoki laboratóriuma készítenek évről-évre jelentéseket a Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium részére. A Tiszát ért 2000. évi cianid- és nehézfém szennyezést követően számos felmérés indult (CSÉPES et al. 2001; ZSUGA 2001; TESZÁRNÉ et al. 2002).

A Víz Keretirányelv hazai bevezetését követően egyre nagyobb igény mutatkozott a kisvízfolyások vizsgálatára (SZILÁGYI 2004; KISS et al. 2004; GRIBOVSZKI et al. 2005; TAKÁCS et al. 2005; SORÓCZKI-PINTÉR et al. 2006), mivel azok többségén nem volt kijelölt országos törzshálózati vagy regionális mintavételi hely.

3. Anyag és módszer

Az értekezésben felhasznált és kiértékelt fiziko-kémiai adatokat az Észak-dunántúli Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Felügyelőség (ÉDU-KTVF), a Közép-Tisza-vidéki Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Felügyelőség (KÖTI-KTVF), a Felső-Tisza-vidéki Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Felügyelőség (FETI-KTVF), az Alsó-Tisza-vidéki Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Felügyelőség (ATI-KTVF) és a Víz- és Csatornaművek Koncessziós ZRt. Szolnok (VCSM ZRt. Szolnok) bocsátotta rendelkezésemre. A mintavételeket, illetve a minták vizsgálatát a felügyelőségek és a ZRt. laboratóriumai végezték. A dolgozatban szereplő vízállás és vízhozam adatok pedig az Észak-dunántúli Környezetvédelmi és Vízügyi Igazgatóságtól (ÉDU-KÖVIZIG), a Felső-Tisza-vidéki Környezetvédelmi és Vízügyi Igazgatóságtól (FETI-KÖVIZIG), a Közép-Tisza-vidéki Környezetvédelmi és Vízügyi Igazgatóságtól (KÖTI-KÖVIZIG) és az Alsó-Tisza-vidéki Környezetvédelmi és Vízügyi Igazgatóságtól (ATI-KÖVIZIG) származnak.

A Duna és 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 nyílt a folyók fiziko-kémiai háttérváltozói szerint ökológiai vízminősítésre (DÉVAI et al. 1992c, 1999.), a vízminőségi mutatók és az azok jellemzésére alkalmas tényezők közötti összefüggések megállapítására.

3.1. A dunai adatsorok feldolgozása

A Duna Európa második legnagyobb folyója és többcélú hasznosítása mellett jelentős vízi út is. A Duna hazánk egyetlen folyama.

A hazai folyószabályozási gyakorlatban a magyar Felső-Dunának tágabb értelemben a Dévény-Gönyű, szűkebb értelemben a Rajka-Gönyű közötti folyószakaszt nevezik. A több mint egy évszázadra visszanyúló itteni folyószabályozási munkák lényegesen megváltoztatták a folyó természetes állapotát.

A dolgozatban az alábbi három felső-dunai – az országos törzshálózat részét képező – mintavételi szelvény (Melléklet - 1. fotó) 1990., 1994. és 1998. évi adatsorait értékeltük ki:

- Rajka (1848,4 fkm): 01FF01 – sodorvonal

- Medve (1806,2 fkm): 01FF02 – sodorvonal
- Komárom (1766,8 fkm): 01FF07 – bal part, sodorvonal, jobb part

Az 1990. év előtti időszakot tekinthetjük referenciaalapnak, míg az 1994. év a Duna egyoldalú elterelését és a szivattyús vízpótlást követő változásokat mutatja, az 1998. év pedig a fenékküszöbös vízpótlás hatását jelzi.

Komárom és Medve között torkollik a Dunába a Mosoni-Duna Véneknél, a Cuhai-Bakony-ér Gönyünél és a Concó-patak Koppánymonostornál, valamint néhány belvízlevezető csatorna a bal parton a Csallóköz területén. Mindhárom vízfolyás, de közülük is elsősorban a Mosoni-Duna, jelentősen befolyásolják a Duna vízminőségét.

A mintavételt, a kémiai és a biológiai feldolgozást az ÉDU-KTVF szakemberei végezték az érvényben lévő nemzeti szabványok alapján. A mintavétel gyakorisága 52/év és 26/év között változott.

Komáromnál az adatok lehetőséget adtak a keresztszelvény-vizsgálatok eredményeinek elemzésére, valamint a sodorvonalból és a két partról származó adatok összevetésére.

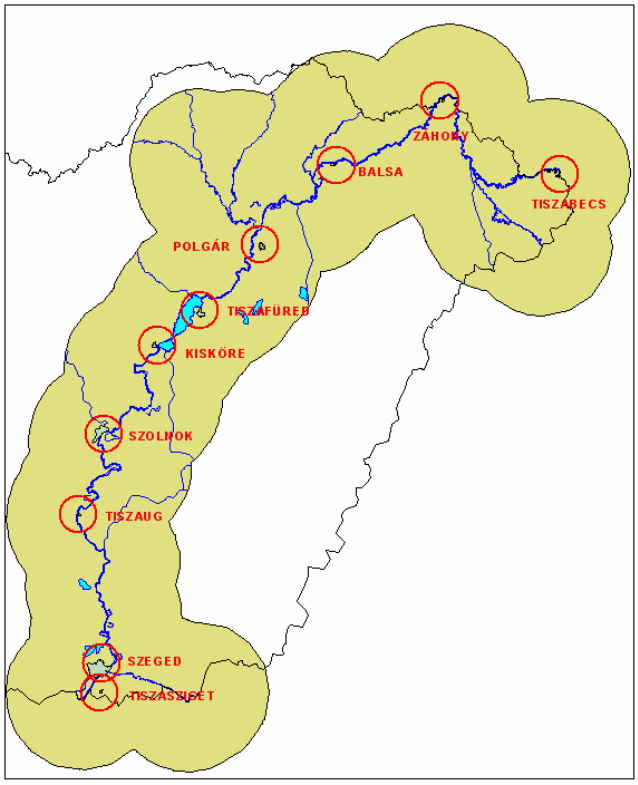
Az adatsorokból az alábbi háttérváltozókat értékeltük ki az idő, a hossz- és keresztszelvény függvényében: vízhozam, fajlagos elektromos vezetőképesség, oldott ortofoszfát- és összes foszfor tartalom, szervetlen kötésű (ásványi/anorganikus) és szerves nitrogén tartalom, savas kálium-permanganáttal mért kémiai oxigénigény (KOI_{ps}), a-klorofill (keresztszelvény vizsgálatoknál csak 1998. évi adatok álltak rendelkezésre hiánytalanul) tartalom.

Az adott évekből származó adatsorokat az idő függvényében ábrázoltuk, és az ábrákon szürke vízszintes vonallal jelöltük az ökológiai vízminősítés aktuális tipológia kódérték tartományainak határait (DÉVAI et al. 1999.). A három vizsgált évre vonatkozóan megadtuk minden változó esetében az éves szélső- és átlagértékeket. Megállapítottuk az egyes vizsgált változók mért értékeihez tartozó aktuális tipológia kódját, majd meghatároztuk az egyes évekre jellemző globális tipológia kódját is. Az eredményeket táblázatokban foglaltuk össze.

3.2. A tiszai adatsorok feldolgozása

A Tisza magyarországi szakaszán az MSZ 12749:1993 szabvány alapján az alábbi országos törzshálózatba tartozó mintavételi helyek (2. ábra) kerültek kijelölésre:

- Tiszabecs (757,0 fkm): 07FF01
- Záhony (636,8 fkm): 07FF04
- Balsa (565,0 fkm): 07FF05
- Polgár (498,3 fkm): 08FF04
- Tiszafüred (433,5 fkm): 10FF02
- Kisköre alatt (401,6 fkm): 10FF78
- Szolnok (334,2 fkm): 10FF12
- Tiszaug (266,4 fkm): 10FF14
- Tápé (177,5 fkm): 11FF35
- Tiszasziget (162,5 fkm): 11FF12



2. ábra. Törzshálózati mintavételi helyek a Tiszán

Az értekezésemben az országos törzshálózatba tartozó mintavételi helyek közül a tiszabecsi, a szolnoki és a tápéi szelvények adatsorainak értékelésével foglalkozom.

Az országos törzshálózati szelvények mellett felhasználtam a Víz- és Csatornaművek Koncessziós ZRt. Szolnok felszíni vízművének (Melléklet - 2. fotó) napi adatsorait is.

3.2.1. Az ökológiai vízminősítés a tiszabecsi, a szolnoki és a tápéi adatsorok alapján

A Tisza tiszabecsi, szolnoki és tápéi szelvényeinek ökológiai vízminősítését a Felső-Tisza-vidéki, a Közép-Tisza-vidéki és az Alsó-Tisza-vidéki Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Felügyelőségek hat éves (1995-2000) adatsorainak felhasználásával végeztük. Elemző munkánk során az ökológiai vízminősítésnek a halobitási, az aerobitási, a trofitási, a szaprobitási és a konstruktivitási viszonyokat tükröző mutatóival dolgoztunk, jellemzésükre pedig az alábbi tényezőket használtuk: fajlagos elektromos vezetőképesség, oxigéntelítettség, szervetlen kötésű nitrogén, savas kálium-permanganáttal mért kémiai oxigénigény, a-klorofill.

A vizsgált háttérváltozók adatsorait az idő függvényében ábrázoltuk, és az ábrákon szürke vízszintes vonallal jelöltük az ökológiai vízminősítés aktuális tipológia kódérték tartományainak határait. Az ökológiai vízminősítés során megállapítottuk az egyes vizsgált változók mért értékeihez tartozó aktuális tipológiai kódérték tartományokat, majd a halobitás- és konstruktivitás-tipológia esetében meghatároztuk az egyes évekre jellemző globális tipológia kódját is. Az eredményeket táblázatokban foglaltuk össze.

A mintavételi szelvények összehasonlítását elvégeztük az egyes vizsgálati évek maximum, minimum és átlag értékeinek meghatározásával is. A felügyelőségek vízminősítési gyakorlata alapján, az MSZ 12749:1993 szabvány szerint is megtörtént a Tisza folyó vízminőség változásának értékelése.

3.2.2. A szolnoki szakaszra vonatkozó vizsgálatok

3.2.2.1. A vízjárás és a vízminőségi mutatók összefüggésére vonatkozó vizsgálatok

Az értékeléshez az 1983-2000. évek közötti időszakot választottuk. A vizsgált időszakra vonatkozó adatsorokat a Közép-Tisza-vidéki Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Felügyelőség, a Víz- és Csatornaművek Koncessziós ZRt. Szolnok és a Közép-Tisza-vidéki Környezetvédelmi és Vízügyi Igazgatóság bocsátotta rendelkezésünkre.
A Kisköre és Szolnok közötti szakaszon a vízminőséget befolyásoló jelentős vízfolyás nem torkollik a folyóba.

A Víz- és Csatornaművek Koncessziós ZRt. Szolnok laboratóriuma napi gyakorisággal vizsgálja mind a Tiszából „kivett" víz, mind az egyes tisztítási folyamatokon átjutott víz legfontosabb fiziko-kémiai változóinak értékét, valamint a víz minőségét. A Közép-Tisza-vidéki Környezetvédelmi, Természetvédelmi, és Vízügyi Felügyelőség laboratóriuma a szabványok szerint előírt gyakorisággal vett évi 52 (1994-ig), illetve 26 (1994-től 2006-ig) mintát dolgozta fel. A Közép-Tisza-vidéki Környezetvédelmi és Vízügyi Igazgatóság munkatársai napi gyakorisággal olvassák le a vízállásértékeket, melyek felhasználásával a vízhozamot számítják.

Vizsgálataink során az ökológiai vízminősítésnek a vízforgalmi, a halobitási, a szaprobitási és a konstruktivitási viszonyokat tükröző mutatóival dolgoztunk, jellemzésükre pedig egy-egy tényező – a vízhozam, a fajlagos elektromos vezetőképesség, a savas kálium-permanganáttal mért kémiai oxigénigény és az a-klorofill – adatsorait használtuk az alábbi időszakokra vonatkozóan:

- fajlagos elektromos vezetőképesség értékének változása a vízhozam függvényében
    - 1983-1988 és az 1995-2000 közötti évek KÖTI-KTVF adatsorai alapján
    - 1984-1988 és az 1996-2000 közötti évek VCSM ZRt. Szolnok adatsorai alapján
    - 1984-1988 és az 1996-2000 közötti évek KÖTI-KTVF adatsorai alapján
- a savas kálium-permanganáttal mért kémiai oxigénigény mennyiségének változása a vízhozam függvényében
    - 1984-1988 és az 1996-2000 közötti évek a VCSM ZRt. Szolnok adatsorai alapján

    - 1984-1988 és az 1996-2000 közötti évek KÖTI-KTVF adatsorai alapján
- az a-klorofill mennyiségének változása a vízhozam függvényében
    - 1989-1994 és az 1995-2000 közötti évek KÖTI-KTVF adatsorai alapján

Az adatsorok elemzése a mind a négy tényező esetében kétféleképpen történt. A változás irányát egyrészt az előző adathoz történő viszonyítással állapítottuk meg, másrészt az adott tényező adott időszaki átlagértékétől való eltérés alapján kerestünk összefüggést. Ha az összehasonlított tényezők mért (fajlagos elektromos vezetőképesség, savas kálium-permanganáttal mért kémiai oxigénigény, a-klorofill) vagy számított (vízhozam) értékei azonos irányúan változtak (azaz ugyanarra az időpontra vonatkoztatva mindkét tényező értéke nőtt vagy csökkent), akkor azt együttváltozásnak tekintettük. Amennyiben a mutatók értékei ellentétes módon változtak (azaz ugyanarra az időpontra vonatkoztatva az egyik tényező értéke nőtt, a másiké pedig csökkent), akkor azt különváltozásként kezeltük.

Az adatsorok összehasonlító vizsgálatát mindig a mért vagy a számított („tényleges") értékek elemzésével kezdtük, de kísérletképpen származtatott („simított") adatsorokat is használtunk az elemzéshez. Az állandó, gyors és különböző mértékű változással jellemezhető értéksorok „simítására" alkalmas – elsősorban biológiai változók értékelésénél alkalmazható – két lépeses mozgó átlag módszerrel az egymást követő értékek átlagait vettük alapul az összehasonlításhoz.

A vízhozam és a fajlagos elektromos vezetőképesség, a vízhozam és a savas kálium-permanganáttal mért kémiai oxigénigény, illetve a vízhozam és az a-klorofill adatsorait egymással összevetve megvizsgáltuk az együttváltozások és a különváltozások számát. Elemeztük az egyes adatok egymáshoz viszonyított változását mind a tényleges, mind a simított adatsorokra vonatkozóan, megállapítottuk továbbá az egyes adatoknak a tényleges átlagértékektől, valamint a simított átlagértékektől való eltérését is. Mindkét elemzési módszerrel értékeltük a tényezőpárok változása közötti összefüggés szorosságát, amelyet 60% fölött tekintettünk értékelhetőnek, az eredmények részletes elemzésénél pedig 60–70% között elfogadhatónak, 70–80% között számottevőnek, 80% fölött jelentősnek. A kapott eredményeket táblázatokba foglaltuk, s a 70%-ot meghaladó adatokat sárga árnyalással jelöltük.

A felügyelőségi adatsorok közül a fajlagos elektromos vezetőképesség (1983-1988 és az 1995-2000 közötti évek adatsorai alapján), valamint az a-klorofill (1989-1994 és az 1995-2000 közötti évek adatsorai alapján)

esetében külön elemeztük a változások időbeliségét, egyrészt hidrológiai, másrészt biológiai szempontok alapján. Az 1983-2000 közötti napi vízállás és vízhozam adatsorok felhasználásával meghatároztuk a nulla vízálláshoz tartozó átlagos vízhozam értéket (305,6 m^3/s). A három vizsgálati időszak adatsoraiból a számított átlagérték alapján 0 cm-es (78,78 mBf) vízállás alatti (<305,6 m^3/s) és feletti (>305,6 m^3/s) időszakokat különítettünk el.

A Balatonon és a Zalán végzett árvaszúnyog-aktivitási vizsgálatok tapasztalataira (DÉVAI et al. 1984; DÉVAI GY. 1988), illetve a tiszai zooplankton-dinamikai adatsorokból levonható következtetésekre (ZSUGA 1995) alapozva biológiailag kevésbé aktív és biológiailag aktív időszakokat jelöltünk ki. Biológiailag aktív időszaknak az április elejétől október végéig tartó periódust vettük, kevésbé aktívnak pedig a november elejétől március végéig tartót. Mindegyik vizsgálati időszak adatsoraira megtörtént az ezeknek az időintervallumoknak megfelelő elemzés és értékelés.

Végül megvizsgáltuk a kémiai oxigénigény és a fajlagos elektromos vezetőképesség mért 1984-1988 és 1996-2000 közötti értékeinek az ökológiai tipológia egyes kódértékei szerinti megoszlását a vízműves és a felügyelőségi adatok esetében is. A vizsgált háttérváltozók adatsorait az idő függvényében ábrázoltuk, és az ábrákon szürke vízszintes vonallal jelöltük az ökológiai vízminősítés aktuális tipológia kódérték tartományainak határait. Az eredményeket táblázatokban foglaltuk össze.

3.2.2.2. A mintavételi gyakoriság vizsgálata napi adatsorok alapján

A mintavételi gyakorisággal kapcsolatos elemzéseinkhez a Víz- és Csatornaművek Koncessziós ZRt. Szolnok 1987. és 1998. évi méréseiből a fajlagos elektromos vezetőképességre, a zavarosságra, szervetlen kötésű nitrogénre és a savas kálium-permanganáttal mért kémiai oxigénigényre vonatkozó napi adatsorokat dolgoztuk fel. A napi adatsorok (365) leválogatásából következőképpen határoztuk meg a mintavételi gyakoriságokat:

- 53: heti gyakoriságú,
- 27: kétheti gyakoriságú
- 14: négyheti gyakoriságú
- 5: tízhetenkénti gyakoriságú
- 12: havi gyakoriságú
- 4: háromhavi gyakoriságú

- 3: negyedéves gyakoriságú
- 2: féléves gyakoriságú

Meghatároztuk az egyes évekhez tartozó szélső- és átlagértéket, majd változó mintaszám mellett vizsgáltuk az adott mintaszámhoz tartozó értékek alakulását, a napi mintavételek alapján kapott értékektől való eltérés függvényében. Az eredményeket táblázatban foglaltuk össze és oszlop diagramokon jelenítettük meg.

Az értékeléshez cluster analízist is végeztünk (Euklédeszi távolság, csoportátlag eljárás alapján), melyek eredményét dendogramokon mutattuk be (LEGENDRE és LEGENDRE 1998).

4. Eredmények

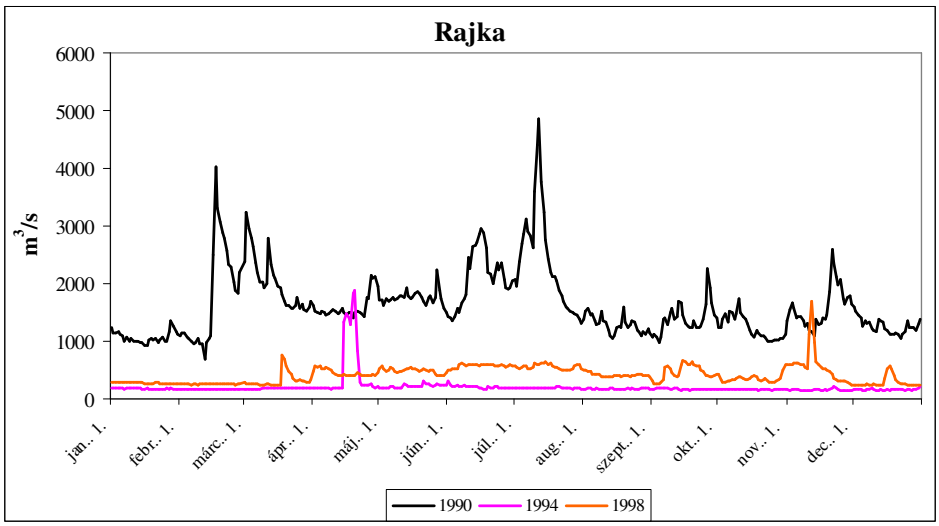
Az eredményeket vízfolyás típusonként, az Anyag és módszer fejezetben bemutatott sorrend szerint két alfejezetben ismertetem.

4.1. A dunai adatsorok értékelése

4.1.1. A Hossz-szelvényben végzett vizsgálatok eredményei

A folyóvizek minőségét meghatározó abiotikus tényezők közül talán a legfontosabb a vízjáráshoz kapcsolódó fizikai tényezők változása. Ezek a tényezők együttesen alakítják a folyóvízi élőlény társulások kialakulását, a mikrohabitatok létrejöttét és fennmaradását.

A vízminőségi mérések idején mért vízmennyiségek változásai jól mutatják a Duna felső szakaszán történt antropogén beavatkozások hatását (Melléklet - 3. ábra). Az 1990. évben a Duna a szezonális változásoknak megfelelő vízhozamértékeket mutatta. Egy kora tavaszi (jeges ár) és egy kora nyári (zöldár) nagyobb vízhozamot, majd pedig nyár végétől egy csökkenő tendenciát tapasztalhatunk.



4. ábra. Vízhozam változása a Duna rajkai szelvényében

Az áradások alkalmával a vízhozamértékek meghaladták a 2500 m^3/s-ot, ez azért fontos, mert a szigetközi mellékágak ilyenkor jutottak vízpótláshoz. Az 1992-es elterelést követően a vízmennyiségek a régi

Duna-mederben drasztikusan csökkentek, ezt a rajkai mintavételi hely vízhozam adatai mutatják (4. ábra). A Rajka Medve közötti szakaszon ennek hatására megszűnt a mellékágak természetes vízpótlása és azt mesterségesen kell biztosítani.

A dinamikus mutatók csoportján belül összesen hét vízminőségi változót vizsgáltunk, a három adott évre és a három mintavételi pontra vonatkoztatva és elvégeztük az aktuális és a globális tipológiába való besorolást.

Az élettelen természet mutatói közül – a halobitás-tipológián belül – a fajlagos elektromos vezetőképességet vizsgáltuk (Melléklet - 5. ábra).
Az oldott szervetlen anyagok mennyiségére utaló fajlagos vezetőképesség a vízjárásnak megfelelő dinamikát mutatott: a tél végi, kora tavaszi és a késő őszi időszakokban a víz valamelyest töményedik, míg az áradásokat követően hígul.

A diagramok alapján megállapítható, hogy a hossz-szelvény mentén a fajlagos elektromos vezetőképesség értékek a három mintavételi szelvény adatsorai alapján nem mutatnak számottevő mértékű eltérést. A vezetőképesség értékek 250-550 µS/cm között változtak, azaz az aktuális tipológia 2. tartományába estek, ahogy azt a Melléklet - 5. ábra is mutatja. A legmagasabb 479 µS/cm-es vezetőképesség érték a komáromi szelvényben (1998), míg a legkisebb 294 µS/cm-es érték a rajkai szelvényben (1998) jelentkezett, ahogy azt a 2. táblázat is mutatja.

Mintavételi szelvény	Dátum	Éves maximumérték	Éves minimumérték	Éves átlagérték
Rajka	1990	456	297	375,6
	1994	426	316	364,7
	1998	441	**294**	366,5
Medve	1990	458	304	380,4
	1994	421	315	359,3
	1998	472	307	372,8
Komárom	1990	461	307	378,2
	1994	469	328	373,6
	1998	**479**	296	387,0

2. táblázat. Fajlagos elektromos vezetőképesség szélső- és átlagértékei (µS/cm)

A hossz-szelvény mentén Rajkától Komáromig a vezetőképesség éves szélső- és átlagértékeinek kis mértékű növekedése volt tapasztalható az azonos évek vonatkozásában.

A vezetőképesség éves maximum, minimum és számtani átlagértékeiből számított globális tipológia érték (3. táblázat) az 1994. évi medvei adatok kivételével 4-nek adódott, azaz közepesen változó sótartalmat ($S_{év}$ 30-100 közötti) mutatott alacsony vezetőképesség érték mellett (V_{max} kisebb, mint 550 µS/cm). Az 1994. évi medvei vezetőképesség értékekből számított globális tipológia 1-nek adódott, azaz gyengén változó sótartalom ($S_{év}$ kisebb, mint 30) alacsony vezetőképesség érték mellett (V_{max} kisebb, mint 550 µS/cm).

	Rajka			**Medve**			**Komárom**		
	$S_{év}$	V_{max}	globális tipológia	$S_{év}$	V_{max}	globális tipológia	$S_{év}$	V_{max}	globális tipológia
1990	42,3	456	**4**	40,5	458	**4**	40,7	461	**4**
1994	30,2	426	**4**	29,5	421	**1**	37,7	469	**4**
1998	40,1	441	**4**	44,3	472	**4**	47,3	479	**4**

3. táblázat. A fajlagos elektromos vezetőképesség értékek alapján számított globális tipológia értékei ($S_{év}$ = sótartalom éves változása; V_{max} = a vezetőképesség éves maximuma)

A Duna Védelmi Nemzetközi Bizottság (ICPDR) koordinációja alatt működő Nemzetközi Dunai Monitoring Rendszernek (TNMN) Magyarország is tagja. A monitorrendszert a Duna menti országok 1992 óta működtetik. A vizsgálatok mind a Dunára, mind jelentősebb mellékvízfolyásaira terjednek ki. Hazánkban 9 db szelvényből történnek a mintavételek, melyek közül 5 db a Dunán került kijelölésre. A dunaiak között szerepel az általunk is vizsgált medvei és komáromi szelvény. A 2004. évre vonatkozó jelentés (LISKA 2007) alapján a Duna fajlagos elektromos vezetőképesség értékei a teljes hossz-szelvény mentén 121-833 µS/cm között változtak.

Az élettelen és az élő természet által közösen meghatározott mutatócsoportból a trofitást és szaprobitást elsődlegesen jellemző komponenseket vizsgáltuk.

A szervetlen növényi tápanyagok közül a szervetlen kötésű (ásványi/anorganikus) nitrogén mennyiségének alakulása (Melléklet - 6. ábra) is periodikus volt. Az ásványi nitrogén mennyisége a vegetációs periódus kezdetével fokozatos csökkenést (nyári minimum értékek), majd a vegetációs periódus végének közeledtével lassú növekedést (téli maximum értékek) mutatott. A szervetlen kötésű nitrogén tartalomból számított éves átlagértékek és szélsőértékek mindhárom szelvényben

csökkenő tendenciát mutatnak (Melléklet - 4. táblázat) a vizsgált időszakban.

A vizsgált három év és három mintavételi szelvény vonatkozásában a legmagasabb értéket (4,24 mg N/l) Medvénél, míg a legkisebbet (0,95 mg N/l) Komáromnál mérték.

A szervetlen kötésű nitrogén tartalomra vonatkozó Melléklet - 6. ábra alapján is látható, hogy a mért értékek a három vizsgált év és a három mintavételi szelvény esetében négy aktuális tipológiai kódérték tartományba (5-8) estek. A mért értékek darabszámát/százalékos megoszlását az egyes aktuális tipológiai kódérték tartományok vonatkozásában az 5. táblázat mutatja.

Aktuális tipológiai kódok	**Ökológiai tipológiai határértékek**	**Rajka**		
		1990	**1994**	**1998**
5	0,75-1,00 mg N/l	0 db / 0%	0 db / 0%	0 db / 0%
6	1,00-1,50 mg N/l	0 db / 0%	1 db / 3,7%	**9 db / 34,6%**
7	1,50-2,50 mg N/l	24 db / 47,1%	**17 db / 62,9%**	**9 db / 34,6%**
8	2,50-5,00 mg N/l	**27 db / 52,9%**	9 db / 33,4%	8 db / 30,8 %
Aktuális tipológiai kódok	**Ökológiai tipológiai határértékek**	**Medve**		
		1990	**1994**	**1998**
5	0,75-1,00 mg N/l	0 db / 0%	0 db / 0%	0 db / 0%
6	1,00-1,50 mg N/l	1 db / 2%	1 db / 3,8%	8 db / 32%
7	1,50-2,50 mg N/l	24 db / 47,1%	**15 db / 57,7%**	**9 db / 36%**
8	2,50-5,00 mg N/l	**26 db / 50,9%**	10 db / 38,5%	8 db / 32%
Aktuális tipológiai kódok	**Ökológiai tipológiai határértékek**	**Komárom**		
		1990	**1994**	**1998**
5	0,75-1,00 mg N/l	0 db / 0%	0 db / 0%	1 db / 4%
6	1,00-1,50 mg N/l	0 db / 0%	1 db / 4%	5 db / 20%
7	1,50-2,50 mg N/l	**14 db / 53,8%**	**14 db / 56%**	8 db / 32%
8	2,50-5,00 mg N/l	12 db / 46,2%	10 db / 40%	**11 db / 44%**

5. táblázat. Szervetlen kötésű nitrogén tartalom szerinti tipológia

A rajkai és a medvei szelvényben a vizsgált időszakban 1990-es adatokhoz képest jelentősen lecsökkent a 8. aktuális tipológiai kódérték tartományba (2,50-5,00 mg N/l) eső értékek száma. A magasabb értékekbe tartozó esetek számának csökkenésével párhuzamosan jelentősen megnőtt a 6. kódérték tartományba (1,00-1,500 mg N/l) tartozó értékek száma. A komáromi szelvényben 1998-ban azonban kis

mértékben ugyan, de megnőtt a 8. kódérték tartományba tartozó esetek száma.

A szervetlen kötésű nitrogén tartalom esetében számított aktuális tipológia kódszámaiból képzett éves átlagértékek alapján határoztuk meg a globális tipológiai értékeket (Melléklet - 6. táblázat). Ha a kódszámok átlagértéke 3,5 alatti, akkor szervetlen kötésű nitrogénben szegény (globális tipológia: 1), ha 3,5-6,5 közötti, akkor szervetlen kötésű nitrogénben gazdag (globális tipológia: 2), míg ha 6,5 fölötti, akkor szervetlen kötésű nitrogénben igen gazdag (globális tipológia: 3) a víz. Mindhárom vizsgált évben és mindhárom mintavételi szelvényben a globális tipológia értéke 3 volt, azaz szervetlen kötésű nitrogénben igen gazdag volt a vizsgált Duna szakasz.

Az oldott ortofoszfát-foszfor mennyisége a nyolc év viszonylatában jelentősen csökkent (Melléklet - 7. ábra), mely nagyrészt az országhatár feletti vízgyűjtőn a szennyező anyag terhelés csökkentés következménye. Az oldott ortofoszfát-foszfor értékek változásában is kimutatható bizonyos periodicitás, amely részben a konstruktív folyamatoknak köszönhető.

A Melléklet - 7. ábra alapján megállapítható, hogy 1990-ben jelentős mértékű különbségek voltak elsősorban a rajkai szelvény vonatkozásában. Ez a nagyfokú eltérés sem 1994-ben, sem 1998-ban nem volt tapasztalható.

A diagramok lefutása alapján is látható évek közötti értékcsökkenést jól mutatják az éves szélső- és átlagértékek (Melléklet - 7. táblázat). Az éves átlagértékek több mint 50%-al csökkentek mindhárom vizsgált szelvényben: Rajkánál 64,7%-al, Medvénél 59,8%-al, Komáromnál 54,8%-al. Mind az éves maximum, mind az éves minimum értékek is csökkentek 1998-ra. A legnagyobb értéket (251 µg P/l) Medvénél mérték 1990-ben, míg az éves legkisebb minimum érték esetében mindhárom vizsgált szelvényben 1998-ban azonos értékeket kaptunk (7 µg P/l). A Melléklet - 7. táblázat eredményei alapján megállapítható, hogy nagyon tág határok között változott az oldott ortofoszfát-foszfor tartalom az általunk vizsgált időszakban, ahogy ezt a szélsőértékek közötti különbségek is jól mutatják.

A 2004. évre vonatkozó jelentés (LISKA 2007) alapján a Duna oldott ortofoszfát-foszfor mennyisége a teljes hossz-szelvény mentén 3-820 µg P/l között változott.

A vizsgált időszakban az oldott ortofoszfát-foszfor mért értékei az 1-7. aktuális tipológiai kódérték tartományba tartoztak (Melléklet - 8. táblázat).

Mindhárom szelvényben a mért értékek egyes aktuális tipológiai kódérték tartományban betöltött százalékos aránya hasonló módon változott a vizsgált időszakban. Az oldott ortofoszfát-foszfor mennyiségének csökkenésével párhuzamosan az 5-7. kódérték tartományba eső értékek száma lecsökkent, miközben az 1-4. tartományba tartozók száma megnőtt.

A legtöbb mért érték mindhárom szelvény esetében 1990-ben a 6. kódérték tartományba tartozott, míg 1998-ban Rajkánál a 3., Medvénél és Komáromnál pedig a 4. kódérték tartományba.

Az oldott ortofoszfát-foszfor tartalom globális tipológiai értékekeit a Melléklet - 9. táblázat mutatja. A globális tipológia meghatározása azonos módon történt, mint a szervetlen kötésű nitrogén tartalom esetében. Rajkánál mindhárom vizsgált évben a globális tipológia értéke 2 volt, azaz oldott ortofoszfát-foszforban gazdag volt a vizsgált Duna szakasz. A medvei és komáromi szelvényeknél kapott globális tipológiai értékek megegyezők, és időben hasonló módon változóak voltak. 1990-ben és 1994-ben oldott ortofoszfát-foszforban gazdag, míg 1998-ban szegény volt a két vizsgált dunai szelvény.

A szervetlen növényi tápanyagban (szervetlen kötésű nitrogénben és oldott ortofoszfát-foszforban) való ellátottságra vonatkozó – Melléklet - 6. és 9. táblázatok alapján meghatározott – globális tipológia értékeit a 10. táblázatban foglaltuk össze.

A szervetlen növényi tápanyagtartalom (trofitás) alapján elvégzett ökológiai minősítés szerint a Duna magyarországi felső szakasza Rajkánál mindhárom vizsgált évben, míg Medvénél és Komáromnál 1990-ben és 1994-ben oldott ortofoszfát-foszforban gazdag, míg szervetlen kötésű nitrogénben igen gazdag víz volt. Az 1998-ra az oldott ortofoszfát-foszfor tartalom csökkenés miatt Medvénél és Komáromnál oldott ortofoszfát-foszforban szegény, míg a szervetlen kötésű nitrogénben igen gazdag víz volt a jellemző.

	Rajka	**Medve**	**Komárom**
1990	**7**	**7**	**7**
1994	**7**	**7**	**7**
1998	**7**	**5**	**5**

10. táblázat. Trofitás-tipológia

A szerves táplálékellátottságot jelző komponensek közül az összes foszfor, a savas kálium-permanganáttal mért kémiai oxigénigény és a szerves kötésű nitrogén mennyiségének változását vizsgáltuk.

A savas kálium-permanganáttal mért kémiai oxigénigény mennyiségének változása a három vizsgált időszakban és mindhárom szelvényben csökkenő tendenciát mutatott (Melléklet - 8. ábra).

A csökkenés az egyes vizsgált évek átlagértékeinek változása is mutatja (Melléklet - 11. táblázat). A legnagyobb arányú (15,4%) értékcsökkenést az átlagértékek vonatkozásában a rajkai szelvény esetében kaptuk. A legnagyobb (10,9 mg O_2/l) és legkisebb (2,0 mg O_2/l) értékek szintén a rajkai szelvényben jelentkeztek 1990-ben, míg az átlagértékek tekintetében 1990-ben a komáromi szelvényben kaptuk a legnagyobb értéket (4,1 mg O_2/l).

A 2004. évre vonatkozó jelentés (LISKA 2007) alapján a Duna savas kálium-permanganáttal mért kémiai oxigénigény mennyisége a teljes hossz-szelvény mentén <0,25-9,2 mg O_2/l között változott.

A vizsgált három év vonatkozásában a savas kálium-permanganáttal mért kémiai oxigénigény értékek a 2-5. aktuális tipológiai kódérték tartományba estek, ahogy ezt a Melléklet - 8. ábra is mutatja. A grafikononok alapján az is megállapítható, hogy a mért értékek jellemzően a 3. aktuális tipológiai kódérték tartományba (2,5-5,0 mg O_2/l) estek.

A mért értékek egyes aktuális tipológiai kódérték tartományokon belüli megoszlását a Melléklet - 12. táblázatban foglaltuk össze.

Mindhárom vizsgált évben és mintavételi szelvényben a 3. aktuális tipológiai kódérték tartományba esett a mért értékek 73,1-92,6%-a. Egyetlen érték tartozott az 5. kódérték tartományba (Rajka, 1990).

Az összes foszfor tartalom változását mutatja a Melléklet - 9. ábra. Az összes foszfor mennyisége a három vizsgált időszak alapján, mindhárom szelvényben csökkenő tendenciát mutatott.

A vizsgált időszakban a rajkai és a medvei szelvényben egyaránt 550 µg P/l maximális értéket mértek (Melléklet - 13. táblázat). A legkisebb 40 µg P/l érték szintén a medvei szelvényben kaptuk 1998-ban. Mind az éves szélsőértékek, mind az éves átlagértékek jelentősen lecsökkentek a vizsgált időszakban a három szelvényben. Az éves átlagértékek szerinti csökkenés mértéke a medvei szelvényben volt a legnagyobb: 175 µg P/l (62,8%).

A 2004. évre vonatkozó jelentés (LISKA 2007) alapján a Duna összes foszfor mennyisége a teljes hossz-szelvény mentén 10-750 µg P/l között változott.

Az összes foszfor tartalom szerint elvégzett aktuális tipologizálás alapján megállapítható (Melléklet - 14. táblázat), hogy mindhárom vizsgálati szelvényben a vizsgált időszakban kódérték tartomány váltás következett be. A mért értékek közül a legtöbb – mindhárom mintavételi

szelvényben – 1990-ben az 5. kódérték tartományba (200-400 µg P/l) esett. A rajkai szelvény adatsorai alapján a legtöbb érték 1994-ben 4. kódérték tartományba (100-200 µg P/l), míg 1998-ban a 3. kódérték tartományba (50-100 µg P/l) tartozott. A medvei szelvénynél részben hasonló változást tapasztaltunk, azonban ott 1998-as adatsorok alapján nem volt különbség a 3-4. kódérték tartományok esetszámai között. A komáromi szakaszon a vizsgált időszakban csak egy kódérték tartományi a változás mértéke, a mért értékek többsége a 4. kódérték tartományba esett 1994-ben és 1998-ban.

A Melléklet - 14. táblázat alapján az is megállapítható, hogy 1990-ben mindhárom vizsgált szelvényben voltak értékek, melyek a 6. kódérték tartományba (400-800 µg P/l estek), míg 1994-ben és 1998-ban már nem kaptunk ebbe a tartományba eső értékeket. A nagy értékek csökkenésével párhuzamosan a kisebb kódérték tartományba (2-3.) eső értékek száma növekedett meg.

A szerves kötésű nitrogén tartalom változását mutatja a Melléklet - 10. ábra az általunk vizsgált Duna szakaszon. A grafikonok alapján megállapítható, hogy a szerves kötésű nitrogén tartalom mindhárom vizsgálati szelvényben jelentős mértékben növekedett a vizsgált időszakban.

A mért értékek növekedése mind az évenkénti szélsőértékek, mind az átlagértékek tekintetében jelentős mértékű volt (Melléklet - 15. táblázat) mindhárom mintavételi szelvényben. Medvénél kaptuk a legnagyobb arányú növekedést, az éves maximum érték 1998-ra 7,5-szeresére, az éves minimum érték 2,4-szeresére, míg az átlagérték 3,8-szeresére nőtt.

A 2004. évre vonatkozó jelentés (LISKA 2007) alapján a Duna szerves nitrogén mennyisége a teljes hossz-szelvény mentén 0,02-5,40 mg N/l között változott.

A három vizsgált Duna szakasz szerves kötésű nitrogén mennyisége szerinti aktuális tipológiai kódérték tartományok esetében jelentős különbségek alakultak ki 1990 és 1998 között (Melléklet - 16. táblázat). Míg 1990-ben a mért értékek többsége a 2-3. kódérték tartományokba (0,2-1,0 mg N/l) tartozott, addig 1998-ban 4-5. tartományokba (1,0-3,5 mg N/l) került a legtöbb érték.

1998-ban egyik szelvényben sem kaptunk 2. kódérték tartományba (0,2-0,5 mg N/l) eső értéket. Ezzel párhuzamosan nőtt a nagyobb kódérték tartományokba jutó esetek száma. 1990-ben egyik szelvényben sem volt 5-7. kódérték tartományba (2,0-10,0 mg N/l) tartozó érték.

A szerves táplálékellátottságot (szaprobitás) jelző komponensek mennyisége (a kémiai oxigénigény értéke, a szerves kötésű nitrogén és az összes foszfor mennyisége) alapján a vizsgált Duna szakasz 1990-ben és

1994-ben szerves táplálékban szegény (2,5-4,0), míg 1998-ban mérsékelten gazdagnak (4,0-6,0) bizonyult. A szerves táplálékellátottság szerinti globális tipológiai kódértékeket (SZ_{GK}) a 17. táblázatban foglaltuk össze.

	Rajka	Medve	Komárom
1990	**3,6**	**3,6**	**3,5**
1994	**3,4**	**3,5**	**3,9**
1998	**4,1**	**4,1**	**4,0**

17. táblázat. Szaprobitás-tipológia

Az élő természet által meghatározott mutatócsoport elemei közül a konstruktivitás tipológián belül a vízben élő algák a-klorofill tartalmának változását vizsgáltuk a Duna felső szakaszán.

Az a-klorofill mennyiségének változása 1990-ben és 1998-ban szezonális dinamikát mutatott (Melléklet - 11. ábra), kora és késő nyári csúcsokkal. 1994-ben több csúcsot láthatunk. A mért értékek széles tartományon belül változtak. A komáromi szelvényből származó adatsorok alapján készített grafikonok esetében nagyobb eltérést kaptunk, a rajkai és medvei idősorok hasonlóan változtak.

Az egyes mintavételi szelvények éves szélsőértékei között jelentős mértékű eltérés tapasztalható (Melléklet - 18. táblázat). A legnagyobb mértékű különbséget (124,1 µg/l) a medvei szelvény 1990. évi maximum és minimum értékei között kaptuk. Az éves maximum értékek esetében a három szelvényben határozott mértékű csökkenés volt kimutatható a vizsgált időszakban. Az éves átlagértékek közötti különbség nagysága nem számottevő.

A 2004. évre vonatkozó jelentés (LISKA 2007) alapján a Duna a-klorofill tartalma a teljes hossz-szelvény mentén <0,1-99 µg/l között változott.

A három mintavételi szelvényben mért a-klorofill értékek, ahogy az a Melléklet - 11. ábrán is látható az 1-5. aktuális tipológiai kódérték tartományba estek. A rajkai szelvény esetében a vizsgált időszakban 1-2. kódérték tartományba (<10-25 µg/l) esett a mért értékek többsége, valamint ebben a szelvényben kaptunk mindhárom időszakban az 5. kódérték tartományba (100-175 µg/l) tartozó értékeket is (Melléklet - 19. táblázat). A medvei és komáromi szakaszokon mindhárom vizsgált évben a mért értékek többsége az 1. kódérték tartományba (<10 µg/l) esett.

Az a-klorofill tartalom a globális tipológiai számítás szerint (20. táblázat) alacsony és nagy mértékben változó volt mindhárom szelvényben a vizsgált időszakokban.

	Rajka	Medve	Komárom
1990	**7**	**7**	**7**
1994	**7**	**7**	**7**
1998	**7**	**7**	**7**

20. táblázat. Konstruktivitás-tipológia

A Duna 1992. október 25-ei elterelésének legjelentősebb hatását a vízhozam változásában tapasztaltuk, a Rajka és Medve közötti szakaszon.

Az „elhagyott" Duna mederbe vezetett vízhozam önmagában nem volt elegendő a szigetközi mellékágak vízpótlásához, ezért vízügyi beavatkozásra volt szükség.

A fajlagos vezetőképesség értékei alapján a vizsgált Duna szakasz jellemzően közepesen változó sótartalmat mutatott alacsony vezetőképesség érték mellett.

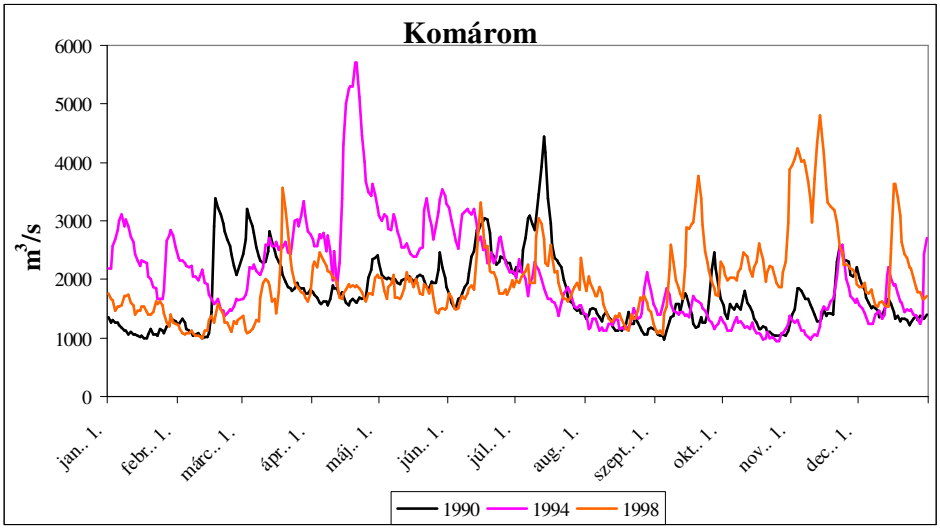
A szervetlen növényi tápanyagok mennyiségi viszonyait tekintve a vizsgált Duna szakaszon az oldott ortofoszfát-foszfor mennyisége a nyolc év viszonylatában jelentősen le csökkent, az 1998-as év adatai alapján a víz oldott ortofoszfát-foszforban szegénynek minősíthető; az ásványi nitrogén tekintetében pedig igen gazdagnak tekinthető.

A szerves táplálékellátottság tekintetében a Duna jellemzően szegénynek minősíthető,

A vizsgált Duna szakaszon az a-klorofill tartalom alacsony és nagy mértékben változónak bizonyult.

4.1.2. A keresztszelvényben végzett vizsgálatok eredményei

Ha megnézzük a mintavételi szelvény vízhozam adatait (12. ábra) 1994-ben és 1998-ban, és azokat összehasonlítjuk a 1990-es év adataival, láthatjuk, hogy a műszaki beavatkozás hatására változás következett be a folyó vízdinamikájában. Ez a Dunacsúnyi-tározó működésének a következménye, amelyet leginkább az 1998-as vízhozamértékek mutatnak.



12. ábra. Komáromi szelvény vízhozam változása

A keresztszelvény vizsgálatok során a halobitás-tipológia tényezői közül a fajlagos elektromos vezetőképesség értékének változását vizsgáltuk (Melléklet - 13. ábra). A fajlagos elektromos vezetőképesség értékei között a keresztszelvény három mintavételi pontján 1990-ben alig lehet különbségeket kimutatni. 1994-ben a téli és a tavaszi értékeket már kis mértékű eltérés jellemzi. 1998-ban pedig jól észrevehető különbségeket láthatunk a diagramon szinte egész évben, de elsősorban nyár végétől, amikortól a keresztszelvény egyes mintavételi pontjain kapott értékek elválnak egymástól, s a sodorvonali értékek többnyire nagyobbak a jobb és bal partiaknál.

Összehasonlítva a vezetőképesség értékeinek alakulását a három kiválasztott évben, azt láthatjuk, hogy a változás mértéke elhanyagolható. A kapott diagramok mindhárom évben jól mutatják a töményedésnek és a hígulásnak a folyamatát.

A keresztszelvény egyes mintavételi pontjai között az adott években kis mértékű eltérés tapasztalható a vezetőképesség értékek alapján (Melléklet - 21. táblázat). A jobb parti éves maximum és átlagértékek magasabbak mindhárom vizsgált évben, mint a bal partiak és sodorvonaliak. A vizsgált időszakban kis mértékű növekedés volt tapasztalható a vezetőképesség éves maximuma és éves átlagértékei alapján.

Ahogy az a Melléklet - 13. ábrán is látható, a teljes keresztszelvényben mért vezetőképesség értékek mindhárom vizsgált évben a 2. aktuális tipológiai kódérték tartományba (250-550 µS/cm) estek. A fajlagos elektromos vezetőképesség szerinti globális tipológiai értékeket a 22. táblázat tartalmazza. A Duna komáromi keresztszelvényét közepesen változó sótartalom ($S_{év}$ 30-100 közötti) jellemzi alacsony vezetőképesség értékek mellett (V_{max} kisebb, mint 550 µS/cm), azaz az évenként meghatározott globális tipológia értéke 4 volt.

	Komárom – bal part			**Komárom – sodorvonal**			**Komárom – jobb part**		
	$S_{év}$	V_{max}	globális tipológia	$S_{év}$	V_{max}	globális tipológia	$S_{év}$	V_{max}	globális tipológia
1990	41,7	465	**4**	40,7	461	**4**	43,3	472	**4**
1994	38,7	464	**4**	37,6	469	**4**	49,0	504	**4**
1998	49,2	479	**4**	47,3	479	**4**	45,8	481	**4**

22. táblázat. A fajlagos elektromos vezetőképesség értékek alapján számított globális tipológia értékei a Duna komáromi keresztszelvényében

A szervetlen növényi tápanyagok közül a szervetlen kötésű nitrogén és az oldott ortofoszfát-foszfor tartalom változását vizsgáltuk.

A szervetlen kötésű nitrogén esetében a keresztszelvény mintavételi pontjai között (Melléklet - 14. ábra) 1990-ben és 1994-ben – főleg a kora tavaszi adatoknál – csekély mértékű eltérés látható, és a partközeli értékek jelentős része mindkét évben kissé meghaladta a sodorvonali értékeket. 1998-ban már jelentősebbnek mondható különbségek észlelhetők az előző két vizsgálati évhez viszonyítva. Az év első hat hónapjában a bal és a jobb parti értékek nagyobbak a sodorvonaliaknál, legkifejezettebben május-június táján. Augusztustól kezdődően a sodorvonali minták értékei váltak nagyobbá, és határozottan elkülönültek a partiaktól, az utóbbiak között viszont nem volt számottevő különbség.

A vizsgált időszakban, mind az éves szélsőértékek, mind az átlagértékek csökkenő tendenciát mutatnak (Melléklet - 23. táblázat). Mindhárom évben a parti minták éves maximum értékei – kivéve 1990. év jobb parti adatok – magasabbak voltak, mint a sodorvonaliak. A

keresztszelvény egyes mintavételi pontjai közötti eltérést valószínűleg a Dunába torkolló vízfolyások, valamint a diffúz és pontszerű szennyezőforrások okozhatják.

A szervetlen kötésű nitrogén tartalom mért értékeinek az aktuális tipológiai kódérték tartományokon belüli megoszlását a Melléklet - 24. táblázatában foglaltuk össze.

A szervetlen kötésű nitrogén tartalom esetében a Duna komáromi keresztszelvényében a mért értékek négy kódérték tartományba (5-8.) estek. 1990-ben és 1994-ben a legtöbb adat a teljes keresztszelvényben a 7. kódérték tartományba (1,50-2,50 mg N/l) tartozott. Az 1990. évi bal parti adatoknál látjuk azt, hogy 50-50%-os a megoszlás a 7. és 8. kódérték tartományba tartozó adatok esetében. 1998-ban mind a parti, mind a sodorvonali értékek többsége a 8. kódérték tartományba (5,50-5,00 mg N/l) esett. 1998-ra jelentősen megnőtt 6. kódérték tartományba jutó mért értékek száma, azaz növekedett a kisebb értékek százalékos aránya.

A szervetlen kötésű nitrogén tartalom esetében számított éves globális tipológiai értékek is jól mutatják a vizsgált időszakban bekövetkezett csökkenést (25. táblázat).

	Komárom – bal part		**Komárom – sodorvonal**		**Komárom – jobb part**	
	aktuális tipol. átlagok	globális tipológia	aktuális tipol. átlagok	globális tipológia	aktuális tipol. átlagok	globális tipológia
1990	7,5	**3**	7,5	**3**	7	**3**
1994	7	**3**	7	**3**	7,5	**3**
1998	6,5	**2**	6,5	**2**	6,5	**2**

25. táblázat. Szervetlen kötésű nitrogén tartalom alapján számított globális tipológia értékei a Duna komáromi keresztszelvényében

1990-ben és 1994-ben a Duna komáromi keresztszelvényében a folyó szervetlen kötésű nitrogénban igen gazdagnak (3.), míg 1998-ban gazdagnak (2.) adódott.

Az oldott ortofoszfát-foszfor esetén mindhárom vizsgált évben jelentős különbségeket tapasztaltunk a keresztszelvény egyes mintavételi pontjai között (Melléklet - 15. ábra). A jobb parti mintákban az oldott ortofoszfát-foszfor mennyisége mindhárom évben többnyire nagyobb volt a keresztszelvény másik két pontjáról származó mintákénál. 1990-ben és 1998-ban a jobb parti értékek esetén láthatjuk a legnagyobb arányú eltérést a másik két mintavételi ponthoz képest, főként télen. Míg 1990-ben mindkét partközeli minta értékei jórészt nagyobbak voltak a

sodorvonaliaknál, addig 1994-ben és 1998-ban a sodorvonaliakhoz képest a bal parti mintákban mért mennyiségek általában kisebbek voltak.

Az oldott ortofoszfát-foszfor vonatkozásában a jobb partról vett vízminták esetében kaptuk a legnagyobb (1990: 326 µg P/l) és a legkisebb (1998: 3 µg P/l) értéket (Melléklet - 26. táblázat). A teljes komáromi keresztszelvény esetében az éves szélső- és átlagértékek a vizsgált időszakban jelentős mértékben lecsökkentek. A legnagyobb arányú csökkenést a szélső- és átlagértékek vonatkozásában a jobb parti minták esetében kaptuk.

Az oldott ortofoszfát-foszfor mért értékei a vizsgált időszakban az 1-7. aktuális tipológiai kódérték tartományokba tartoztak (Melléklet - 27. táblázat).

Mindhárom mintavételi pont esetében a vizsgált időszakban a legtöbb mért értéket adó aktuális tipológiai kódérték tartományon belül váltás következett be. 1990-ben a legtöbb mért érték a 6. kódérték tartományba (100-200 µg P/l), míg 1998-ban a 4. kódérték tartományba (50-75 µg P/l) esett. A kategória váltás jól jelzi a komáromi keresztszelvényben az oldott ortofoszfát-foszfor tartalom csökkenését a vizsgált időszakban.

	Komárom – bal part		**Komárom – sodorvonal**		**Komárom – jobb part**	
	aktuális tipol. átlagok	globális tipológia	aktuális tipol. átlagok	globális tipológia	aktuális tipol. átlagok	globális tipológia
1990	4	**2**	4	**2**	4,5	**2**
1994	4	**2**	4	**2**	4	**2**
1998	3	**1**	3	**1**	3,7	**2**

28. táblázat. Oldott ortofoszfát-foszfor tartalom alapján számított globális tipológia értékei a Duna komáromi keresztszelvényében

A komáromi keresztszelvény bal parti és sodorvonali mintáinak oldott ortofoszfát-foszfor tartalma alapján számított éves globális tipológiai értékek alapján (28. táblázat) megállapítható, hogy a Duna 1990-ben és 1994-ben oldott ortofoszfát-foszforban gazdag (2.), míg 1998-ban szegény (1.) volt. A jobb parti minták esetében a jelentős éves szélső- és átlagérték csökkenés ellenére is a Duna mindhárom vizsgált évben oldott ortofoszfát-foszforban gazdag (2.) volt.

A szervetlen kötésű nitrogén és az oldott ortofoszfát-foszfor tartalom alapján jellemezhető trofitás-tipológia évenkénti globális tipológia értékeiben a keresztszelvény egyes mintavételi pontjai és a vizsgált évek között jelentős mértékű eltérést kaptunk (29. táblázat).

	Komárom – bal part	Komárom – sodorvonal	Komárom – jobb part
1990	7	7	7
1994	7	7	7
1998	2	2	4

29. táblázat. Trofitás-tipológia a Duna komáromi keresztszelvényében

A parti és sodorvonali trofitás-tipológiai értékek alapján 1990-ben és 1994-ben a víz oldott ortofoszfát-foszforban gazdag, szervetlen kötésű nitrogénben igen gazdag (7.), míg 1998-ban oldott ortofoszfát-foszforban szegény, szervetlen kötésű nitrogénben gazdag (2.) volt. A jobb part esetében 1998-ban a Duna oldott ortofoszfát-foszforban és szervetlen kötésű nitrogénben gazdag (4.) volt.

A szerves táplálékellátottságot jelző komponensek közül az összes foszfor, a savas kálium-permanganáttal mért kémiai oxigénigény és a szerves kötésű nitrogén tartalom változását vizsgáltuk.

A savas kálium-permanganáttal mért kémiai oxigénigény esetében a legnagyobb mértékű eltérés a keresztszelvény mintavételi pontjai között az 1998-as adatokban látható, főleg a sodorvonali mintáknál, s ekkor a nagy csúcsok nemcsak nagyságukban, hanem időbeni lefutásukban is eltértek egymástól (Melléklet - 16. ábra). Ilyen jellegű különbség sem 1990-ben, sem 1994-ben nem mutatható ki. A bal és a jobb parti mintákat mindhárom évben közel azonos értékekkel lehet jellemezni, néhány kivételtől eltekintve, amikor általában a jobb parti, olykor pedig a bal parti értékek voltak nagyobbak.

A savas kálium-permanganáttal mért kémiai oxigénigény éves átlagértékei a Duna komáromi keresztszelvényének mindhárom mintavételi pontján a vizsgált időszakban csökkenő tendenciát mutatnak (Melléklet - 30. táblázat). A legnagyobb arányú csökkenést (13,6%) a jobb parti minták esetében kaptuk. A kémiai oxigénigény esetében a bal parton kaptuk a legmagasabb (1990: 8,8 mg O_2/l) és a legkisebb (1998: 2,1 mg O_2/l) mért értéket a három vizsgált év vonatkozásában. A sodorvonali éves maximum értékek mutatnak kis mértékű növekedést.

A savas kálium-permanganáttal mért kémiai oxigénigény értékei, ahogy az a Melléklet - 16. ábrán is látható, a 2-4. aktuális tipológiai kódérték tartományokba estek, azon belül is az esetek többsége jellemzően a 3. kódérték tartományba (2,5-5,0 mg O_2/l) tartozott. A vizsgált keresztszelvény mindhárom mintavételi pontján lecsökkent a 4. kódérték tartományba (5,0-10,0 mg O_2/l) eső értékek száma, miközben megnőtt a 2. kódérték tartományba (1,0-2,5 mg O_2/l) esőké (Melléklet - 31. táblázat). A vizsgált időszakban a kémiai oxigénigény mért értékeinek

döntő többsége (59,2-92,3%) a 3. kódérték tartományba esett a teljes komáromi keresztszelvényben. Ez legkifejezettebben az 1994. évi adatsoroknál látszik.

Az összes foszfor esetében is jelentős eltérések észlelhetők a keresztszelvény pontjai között (Melléklet - 17. ábra). Az egyes mintavételi pontok közötti különbségek 1990-ben elég jelentősek, s 1998-ban is számottevőek voltak. Az 1994-ben a téli, a késő nyári és az őszi időszakban mutathatók ki nagyobb mértékű eltérések.

1990-ben mindhárom mintavételi pont esetében kaptunk 400 µg P/l t meghaladó értékeket. 1994-ben és 1998-ban a csúcsok maximum értéke nem érte el 300 µg P/l-t sem.

Az összes foszfor mennyisége a teljes komáromi keresztszelvényben jelentős mértékben lecsökkent, ahogy ezt a Melléklet - 32. táblázatban szereplő szélső- és átlagértékek mutatják. Az éves maximum értékek esetében a bal parti mintáknál kaptuk a legnagyobb arányú csökkenést (66,7%) a vizsgált időszakban.

A komáromi keresztszelvényben az összes foszfor értékek a 3-6. aktuális tipológiai kódérték tartományokba estek (Melléklet - 33. táblázat). 1990-ben mindhárom mintavételei ponton kaptunk a 6. kódérték tartományba (400-800 µg P/l) eső értékeket, míg 1994-ben és 1998-ban ezen tartományba egy mért érték sem tartozott. A mért értékek többsége 1990-ben az 5. kódérték tartományba (200-400 µg P/l), míg 1994-ben és 1998-ban a 4. kódérték tartományba (100-200 µg P/l) tartozott. A kategóriaváltással párhuzamosan, fokozatosan nőtt a 3. kódérték tartományba (50-100 µg P/l) tartozó értékek száma.

A szerves kötésű nitrogén esetében is egyértelműen elkülöníthető a három mintavételi hely egymástól mindhárom évben (Melléklet - 18. ábra). 1990-ben a különbségek viszonylag csekélyek, 1994-ben számottevőek, míg 1998-ban jelentősek, főként ősztől tavaszig.

A három diagram alapján jól látható, hogy növekedett a vizsgált időszakban a Duna komáromi keresztszelvényében a szerves kötésű nitrogén mennyisége.

A szerves kötésű nitrogén tartalom növekedését mutatják a Melléklet - 34. táblázatban bemutatott évenkénti szélső- és átlagértékek is. A teljes keresztszelvényre jellemző a vizsgált időszakban a mért értékek szélső- és átlagértékeinek jelentős mértékű növekedése. A bal parti adatsorok esetében volt a legerőteljesebb a növekedés mértéke. A vizsgált három év vonatkozásában a maximum érték 9,8-szeresére, a minimum érték 2,9-szeresére, míg az éves átlagérték 4,3-szeresére növekedett a keresztszelvény bal parti mintáinál.

A szerves kötésű nitrogén tartalom vizsgált időszakon belüli növekedését mutatja a mért értékek aktuális kódérték tartományokon belüli megoszlásának változása is (Melléklet - 35. táblázat). 1990-ben mindhárom mintavételi pont esetében a legtöbb mért érték a 3. kódérték tartományba (0,5-1,0 mg N/l) tartozott, valamint nem volt az 5-7. kódérték tartományba jutó érték. 1994-ben és 1998-ban a parti mintáknál már a legtöbb mért érték a 4. kódérték tartományban (1,0-2,0 mg N/l) volt. 1998-ban mindkét parti mintavételi helynél kaptunk az 5-7. kódérték tartományba tartozó értékeket, miközben az 1-2. kódérték tartományba nem esett egyetlen érték sem.

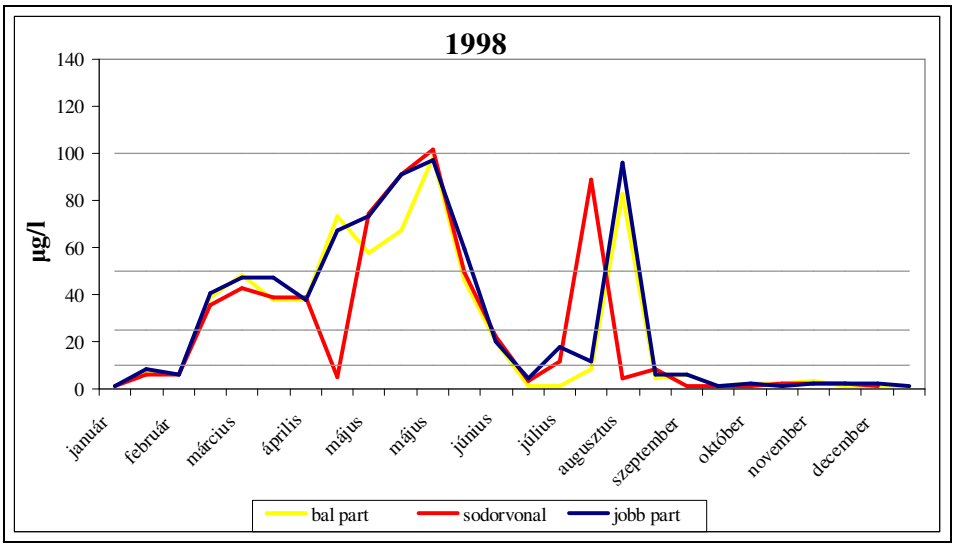
A sodorvonali minták esetében 1994-ben a legtöbb mért érték az 5., míg 1998-ban a 4-5. kódérték tartományokba esett, azaz kettős kategória váltás történt.

A szerves táplálékellátottságot (szaprobitás) jelző komponensek mennyisége (a savas kálium-permanganáttal mért kémiai oxigénigény értéke, a szerves kötésű nitrogén és az összes foszfor mennyisége) alapján a vizsgált komáromi keresztszelvény 1990-ben és 1994-ben szerves táplálékban szegény (2,5-4,0), míg 1998-ban mérsékelten gazdagnak (4,0-6,0) bizonyult. A szerves táplálékellátottság szerinti globális tipológiai kódértékeket (SZ_{GK}) a 36. táblázatban foglaltuk össze.

	Komárom – bal part	**Komárom – sodorvonal**	**Komárom – jobb part**
1990	3,6	3,5	3,6
1994	3,6	3,5	3,9
1998	4,3	4,0	4,3

36. táblázat. Szaprobitás-tipológia a Duna komáromi keresztszelvényében

A konstruktivitás tipológián belül az a-klorofill tartalom változását vizsgáltuk az 1998. évi adatsorok alapján (19. ábra). A diagram alapján két kiugró csúcsot láthatunk, egyet késő tavasszal egyet pedig késő nyáron. Mindkét időszakban az a-klorofill értékek meghaladták a 80 µg/l-t.



19. ábra. A-klorofill tartalom változása a Duna komáromi keresztszelvényében

A legnagyobb éves a-klorofill értéket a sodorvonalban kaptuk, míg az éves minimum érték a keresztszelvény mindhárom pontjában megegyező volt (36. táblázat).

a-klorofill (µg/l) – 1998			
Mintavételi szelvény	**Éves maximum érték**	**Éves minimum érték**	**Éves átlagérték**
bal part	98,3	**1,2**	25,3
sodorvonal	**101,8**	**1,2**	25,7
jobb part	97,1	**1,2**	28,9

36. táblázat. A-klorofill mennyiségének szélső- és átlagértékei (µg/l)

Ahogy az a 19. ábrán is látható az a-klorofill értékek 1-5. aktuális tipológiai kódérték tartományba estek. A mért értékek kódérték tartományokon belüli megoszlását mutatja a 37. táblázat. A legtöbb mért érték a teljes keresztszelvényben az 1. aktuális tipológiai kódérték tartományba esett. Egyetlen esetben kaptunk az 5. kódérték tartományba jutó értéket (sodorvonal).

a-klorofill tipológia (1998)							
Aktuális tipológiai kódok	**Ökológiai tipológiai határértékek**	**Komárom – bal part**		**Komárom – sodorvonal**		**Komárom – jobb part**	
		tényleges adatok	**%-os megoszlás**	**tényleges adatok**	**%-os megoszlás**	**tényleges adatok**	**%-os megoszlás**
1	<10 µg/l	**15**	**57,7**	**14**	**56**	**13**	**50**
2	10-25 µg/l	1	3,9	2	8	3	11,5
3	25-50 µg/l	5	19,2	5	20	4	15,4
4	50-100 µg/l	5	19,2	3	12	6	23,1
5	100-175 µg/l	0	0	1	4	0	0

37. táblázat. A-klorofill tartalom szerinti tipológia

Az a-klorofill tartalom a globális tipológiai számítás szerint (38. táblázat) a két parti mintavételi ponton alacsony és nagy mértékben változó (7.), míg a sodorvonalban közepesen magas és nagy mértékben változó (8.) volt a vizsgált időszakban.

	Komárom – bal part	**Komárom – sodorvonal**	**Komárom – jobb part**
1998	7	8	7

38. táblázat. Konstruktivitás-tipológia

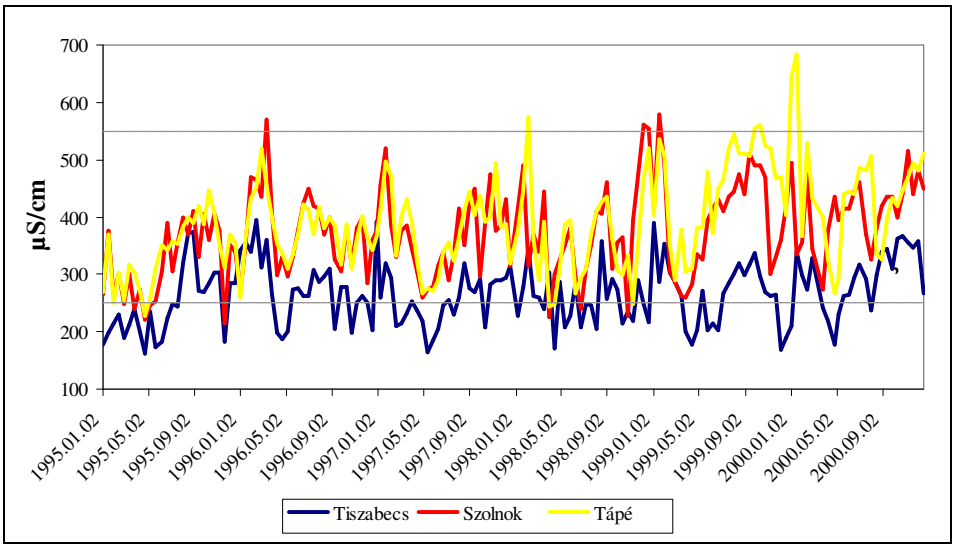
A Duna komáromi keresztszelvényében elvégzett ökológiai vízminősítés alapján megállapítható, hogy az egyes mintavételi pontok között a vizsgált változók vonatkozásában jelentős különbségek nem alakultak ki. A parti mintavételi pontok alapján elvégzett vízminősítés aktuális és globális tipológiai értékei nem adnak többlet információt a sodorvonali értékekhez képest.

4.2. A tiszai adatsorok értékelése

4.2.1. Az ökológiai vízminősítés eredményei a tiszabecsi, a szolnoki és a tápéi adatsorok alapján

Az ökológiai vízminősítés egyes mutatócsoportjainál felhasznált háttérváltozók mért értékei az ökológiai aktuális tipológia egyes kódértékei szerinti megoszlásuk alapján jelentős különbségeket mutatnak a vizsgált mintavételi szelvényekben.

A halobitás esetében vizsgált fajlagos elektromos vezetőképesség értékének mintavételi szelvényenkénti változását mutatja a 20. ábra. A tápéi szelvény vezetőképesség értékei a vizsgált időszakban jól látható módon eltértek, kisebbek voltak, mint a tiszabecsi és szolnoki értékek.



20. ábra. A fajlagos elektromos vezetőképesség értékének változás a Tisza tiszabecsi, szolnoki és tápéi szakaszán

A fajlagos elektromos vezetőképesség értékek (39. táblázat) jelentős része a 2. aktuális tipológiai kódérték tartományba (250-550 µS/cm) tartozott mindhárom mintavételi szelvény esetében, ahogy azt a 20. ábra grafikonjai is mutatják.

Aktuális tipológiai kódok	Ökológiai tipológiai határértékek	Tiszabecs		Szolnok		Tápé	
		tényleges adatok	%-os megoszlás	tényleges adatok	%-os megoszlás	tényleges adatok	%-os megoszlás
1	0-250 µS/cm	61	39	8	5	4	3
2	250-550 µS/cm	95	**61**	144	**92**	147	**94**
3	550-1000 µS/cm	0	0	4	3	5	3

39. táblázat. Fajlagos elektromos vezetőképesség szerinti tipológia

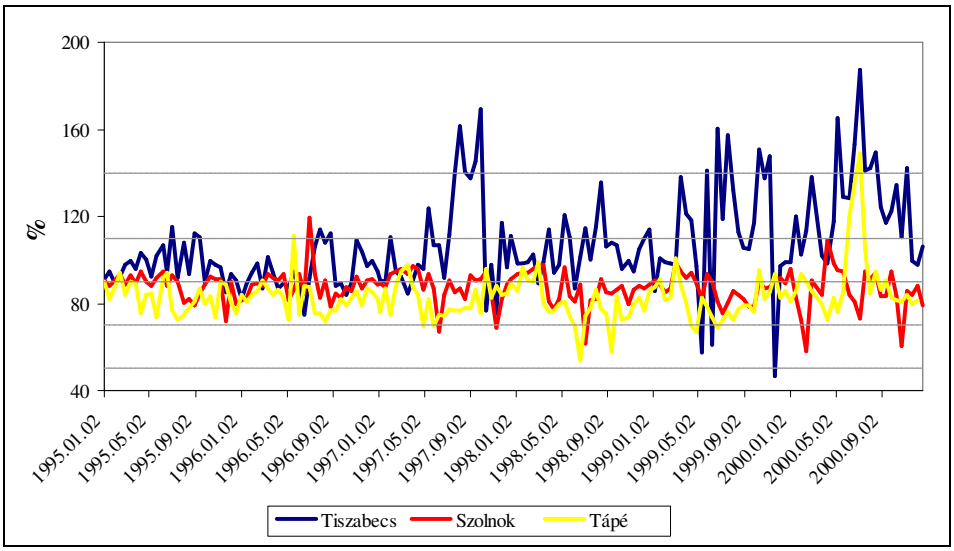
Tiszabecsnél a mért értékek az első két tartományban, míg Szolnoknál és Tápénál az első három tartományban találhatóak. A százalékos megoszlás alapján az adtok, több mint 90 %-a (92-94%) tartozott a 2. kódérték tartományba a szolnoki és tápéi eredmények alapján. A fajlagos elektromos vezetőképesség értéke a folyásirányban növekedett. A Tiszabecsnél kapott alacsonyabb vezetőképességi értékek mutatják a folyó felső szakasz jellegét. Megvizsgálva a szélső- és az átlagértékek változását hasonló következtetéseket tudunk levonni (Melléklet - 40. táblázat). A Tiszabecs Tápé vonalban mindhárom érték nagysága növekedett.

Az egyes évek globális tipológiai értéki a fajlagos elektromos vezetőképesség mért értékeinek alapján is eltérést mutatnak a három mintavételi szelvény esetében (41. táblázat).

	Tiszabecs		Szolnok		Tápé	
	$S_{év}$	Globális tipológia	$S_{év}$	Globális tipológia	$S_{év}$	Globális tipológia
1995	86,9	**4**	61,4	**4**	64,7	**4**
1996	74,1	**4**	79,6	**5**	68,5	**4**
1997	60,5	**4**	70,7	**4**	61,1	**4**
1998	73,3	**4**	92,1	**5**	93,3	**5**
1999	83,0	**4**	79,3	**5**	59,4	**5**
2000	64,5	**4**	58,7	**4**	95,1	**5**

41. táblázat. Fajlagos elektromos vezetőképesség érték szerinti globális tipológia ($S_{év}$ = sótartalom éves változása)

A tiszabecsi szelvénynél mind a hat vizsgálati évben egységesen 4-es globális tipológiai értéket kaptunk, azaz a folyó közepesen változó sótartalmú volt alacsony vezetőképesség mellett. A szolnoki és tápéi szelvények a 4-es globális tipológiai érték mellett, már 5-ös értéket is mutatnak: gyengén változó sótartalom magas vezetőképesség mellett.



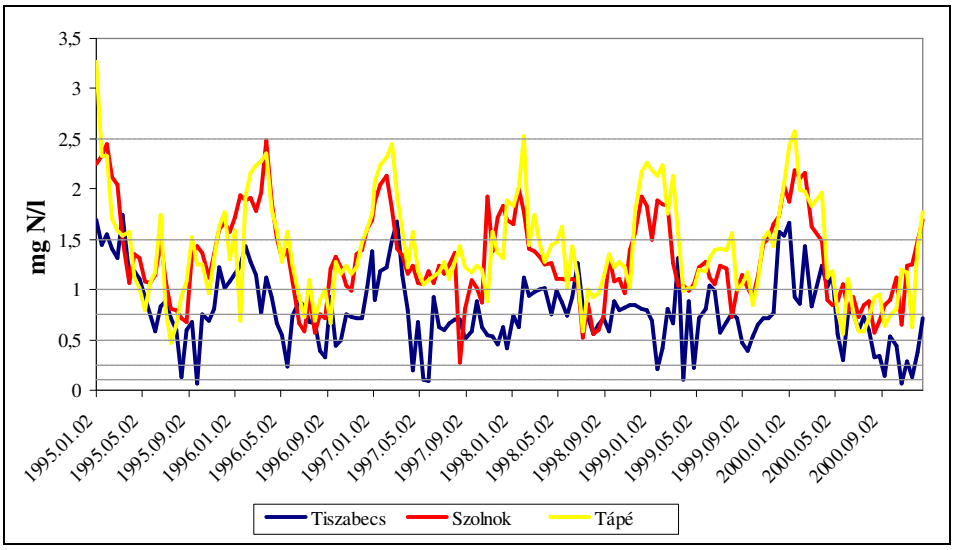
21. ábra. Az oxigéntelítettség mértékének változás a Tisza tiszabecsi, szolnoki és tápéi szakaszán

Az aerobitás-tipológiában vizsgált oxigéntelítettségi mutató mért értékei az aktuális tipológia 4-9. kódértékeihez tartoztak (21. ábra). A tiszabecsi adatok mind a hat tartományban (4-9.), a szolnoki adatok négy tartományban (5-8.), míg a tápéi adatok öt tartományban (5-9.) vettek fel értékeket. Tiszabecs esetében az adatok 50 %-a a 7. aktuális tipológiai kódérték tartományba (90-110%) esett. Szolnoknál és Tápénál a legtöbb mért érték (56-77%) a 6. kódérték tartományba tartozott, mutatva ezzel a folyószakasz középső-alsó jellegét (Melléklet - 41. táblázat).

A szélső- és az átlagértékek változása alapján megállapítható, hogy a legmagasabb maximum- (187,1%) és átlagérték (125,6%) Tiszabecsnél jelentkezett, míg a legkisebb maximum- (94%) és átlagérték (79,5%) Tápénál (Melléklet - 42. táblázat). Az átlagértékek a hossz-szelvény irányában, a felső szakasztól csökkentek.

A szervetlen kötésű nitrogéntartalom változása a három mintavételi szelvény esetében jelentős eltéréseket mutat, ahogy ezt a 22. ábra is mutatja.

A grafikonon látható különbségeket jól mutatják a Melléklet - 43. táblázat eredményei. A három mintavételi szelvény adatai az 1-8. aktuális tipológiai kódérték tartományokba tartoztak. A Tiszabecsnél mért értékek az 1-7. tartományban, a Szolnoknál mért értékek 3-7. tartományban, míg a Tápénál mért értékek 3-8. tartományban oszlanak meg.

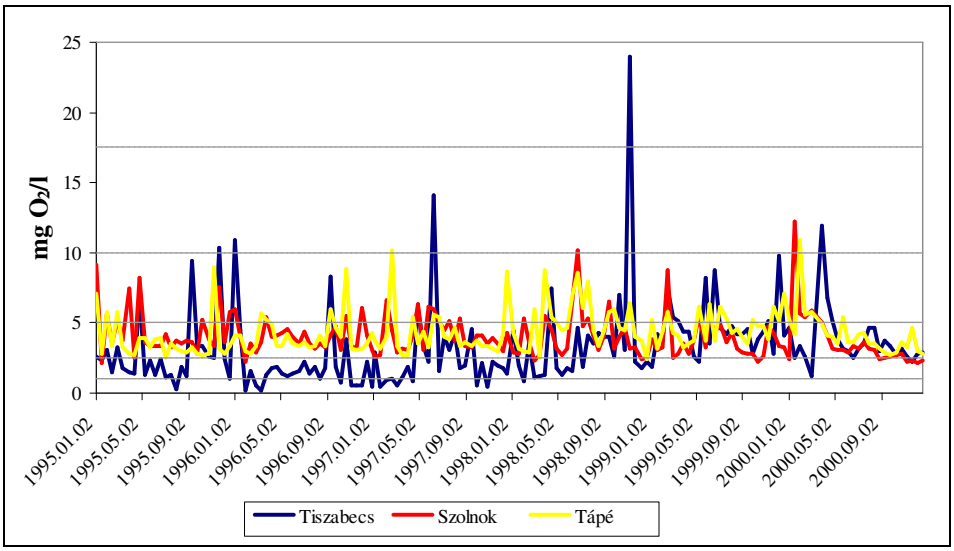


22. ábra. A szervetlen kötésű nitrogén mennyiségének változás a Tisza tiszabecsi, szolnoki és tápéi szakaszán

A tényleges adatok 32 %-a esett a 4. tipológiai kódérték tartományba (0,50-0,75 mg N/l) a Tiszabecsi szelvényben. Szolnok és Tápé esetében a legtöbb mért érték a 6. tipológiai kódérték tartományba (1,00-1,50 mg N/l) tartozott. A folyó felső és középső-alsó szakasza között jelentősnek mondható (két kategória) különbség volt kimutatható a vizsgált trofitás mutató esetében.

A szervetlen kötésű nitrogén tartalom alapján elvégzett globális tipológia alapján a Tisza mindhárom vizsgált szelvényében, a teljes vizsgált periódusra vonatkozóan egységesen 2-es kódértéket kaptunk, azaz a folyó szervetlen kötésű nitrogénben gazdagnak adódott.
Mind a maximum- (1,75-2,45-3,26), mind a minimum- (0,06-0,27-0,47), mind az átlagértékek (0,79-1,31-1,39) növekedést mutattak Tiszabecs-Tápé vonalban (Melléklet - 44. táblázat). A fentiek alapján megállapítható, hogy a folyó a Tiszabecs alatti szakaszán jelentős mértékű tápanyag készlettel rendelkezik. A tápanyagdúsulást valószínűleg a becsatlakozó mellékvízfolyások okozzák.

A szaprobitás-tipológia keretében vizsgált savas kálium-permanganáttal mért kémiai oxigénigény értékek aktuális tipológiai kódértékei estében azt kaptuk, hogy mindhárom vizsgált mintavételi szelvényben a tényleges adatok többsége a 3. kategóriába (2,5-5,0 mg O_2/l) tartozik. Részletesebben megvizsgálva a Melléklet - 45. táblázat eredményeit láthatjuk, hogy a tiszabecsi szelvényben a mért kémiai oxigénigény értékek az 1-6. tartományba tartoznak.

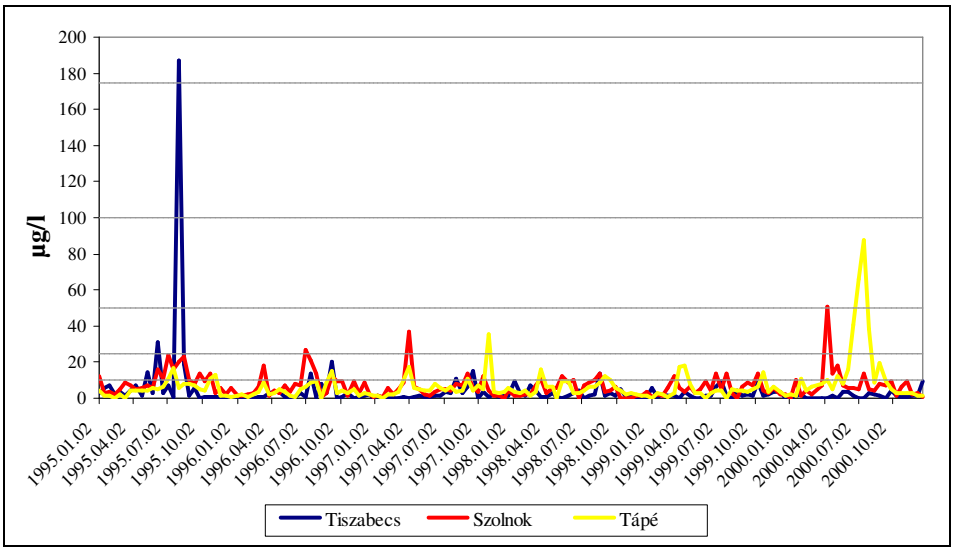


23. ábra. Savas kálium-permanganáttal mért kémiai oxigénigény értékének változás a Tisza tiszabecsi, szolnoki és tápéi szakaszán

A legtöbb adat a 2. (37%) és 3. (40%) tartományba tartozik, ahogy azt a 23. ábra is mutatja. A szolnoki és tápéi eredmények csak négy tartományban (2-5.) vesznek fel értékeket. A tényleges adatok 72% és 74%-a a 3. aktuális tipológiai kódérték tartományában található. Összehasonlítva a szolnoki és a tápéi szelvények adatait a tiszabecsi szelvényével azt látjuk, hogy a folyó középső-alsó szakaszán a 3. kódérték mellett a legtöbb mért érték a 4. tartományban (5,0-10,0 mg O_2/l) van.

Tiszabecstől Tápé felé haladva a kémiai oxigénigény maximumértéke lecsökkent, míg a minimum- és átlagértéke megnőtt (Melléklet - 46. táblázat). A Tiszába közvetlenül vagy közvetve bevezetett tisztított, részben tisztított vagy tisztítatlan szennyvizek jelentős mértékű szervesanyag terhelést okoznak.

A konstruktivitás-tipológián belül az a-klorofill mennyiségének alakulását hasonlítottuk össze a Tisza hossz-szelvényében (24. ábra). Tiszabecsnél a mért értékek az 1-3., illetve a 6. tipológiai kódértékhez, Szolnoknál és Tápénál az 1-4. tipológiai kódértékhez tartoznak (Melléklet - 47. táblázat). Tiszabecs esetében a tényleges adatok 94%-a, Szolnoknál 81%-a, míg Tápénál 85%-a az 1. kódértékhez tartozó tartományban (0-10 µg/l) vannak.



24. ábra. Az a-klorofill tartalom változása a Tisza tiszabecsi, szolnoki és tápéi szakaszán

A konstruktivitás-tipológia esetében számolt globális tipológiai értékek mind a három mintavételi szelvényben, és mind a hat vizsgált évben egységesen hetes kódértéket adtak, azaz az a-klorofill tartalom alacsony és nagy mértékben változó volt (48. táblázat).

	Tiszabecs		Szolnok		Tápé	
	$KP_{év}$	**Globális tipológia**	**$KP_{év}$**	**Globális tipológia**	**$KP_{év}$**	**Globális tipológia**
1995	1560,5	**7**	231,9	**7**	317,0	**7**
1996	759,0	**7**	363,6	**7**	357,7	**7**
1997	628,6	**7**	629,6	**7**	564,1	**7**
1998	485,0	**7**	276,4	**7**	286,3	**7**
1999	378,8	**7**	239,2	**7**	361,0	**7**
2000	590,8	**7**	644,6	**7**	597,6	**7**

48. táblázat. A-klorofill tartalom szerinti globális tipológia ($KP_{év}$ = a-klorofill tartalom éves változása)

A vízben élő algákból mérhető a-klorofill tartalom éves változásának ($KP_{év}$) meghatározásához a tényleges adatok éves maximumának, minimumának és számtani átlagának értékeit használtuk föl (Melléklet - 49. táblázat).

A három mintavételi szelvényben az a-klorofill tartalom átlagértékei a Tiszabecs Tápé vonalban növekedtek. A trofitás-tipológiánál korábban bemutatott szervetlen kötésű nitrogén tartalom növekedés, azaz a

felvehető tápanyagtartalom nagysága és az a-klorofill tartalom változása között szoros összefüggés mutatható ki.

Munkánk során a Tisza három országos törzshálózati mintavételi szelvényeiből származó hatéves adatsorok elemzését végeztük el.

A tiszabecsi, a szolnoki és a tápéi szelvények esetében elvégeztük az ökológiai vízminősítést.

A kapott eredmények alapján megállapítható, hogy az ökológiai vízminősítés (DÉVAI et al. 1992c, 1999) aktuális tipológiai kódérték tartományaiba eső tényleges adatok százalékos megoszlása alapján az egyes mutatócsoportok esetében jelentős különbségek jelentkeznek a mintavételi szelvények között.

A halobitás-tipológia esetében mindhárom vizsgált szelvény fajlagos elektromos vezetőképesség értékeinek jelentős hányada (61-94%) az aktuális tipológia 2. kódérték tartományba tartozik, miközben Tiszabecstől Tápé felé haladva a maximum-, minimum és átlagértékek növekednek. A halobitás-tipológia keretében meghatározott éves globális tipológiai értékek alapján a tiszabecsi szelvény közepesen változó sótartalmú alacsony vezetőképesség értékek mellett (4. kategória). A szolnoki és tápéi mintavételi pontokat a 4. és 5. kategóriák (gyengén változó sótartalom magas vezetőképesség mellett) jellemzik.

Az aerobitás-tipológia alapján, az oxigéntelítettség komponensre vonatkozóan egy kódérték tartománybeli különbség mutatható ki a tiszabecsi (7.) és a szolnoki-tápéi (6.) szelvények között. A folyó oxigéntelítettségének éves átlagértékei a Tiszabecs-Szolnok-Tápé vonalban csökkennek.

A trofitás-tipológiánál vizsgált szervetlen kötésű nitrogéntartalom változás azt mutatja, hogy a folyó felső és középső-alsó szakaszai között két kategóriányi különbség van. Tiszabecsre a 4. aktuális tipológiai kódérték tartomány, míg Szolnokra és Tápéra a 6. kódérték tartomány a legjellemzőbb. A szervetlen kötésű nitrogén tartalom alapján elvégzett globális tipológia alapján a Tisza mindhárom vizsgált szelvényében, a teljes vizsgált periódusra vonatkozóan egységesen 2-es kódértéket kaptunk, azaz a folyó szervetlen kötésű nitrogénben gazdagnak adódott. A maximum-, minimum- és átlagértékek változása alapján is azt kaptuk, hogy a folyó Tiszabecstől Tápé felé haladva tápanyagban gazdagodik.

A szaprobitás-tipológia keretében vizsgált savas kálium-permanganáttal mért kémiai oxigénigény változás alapján megállapítható, hogy a Tisza felső szakasza szerves anyagban szegényebb, mint a középső-alsó szakasz. Tiszabecsnél a tényleges adatok 37-40%-a a 2-3. aktuális tipológiai kódérték tartományba tartozik, míg a szolnoki és tápéi szakaszok esetében a 3. kategória (72-74%) a legmeghatározóbb. Az éves

maximumértékek csökkenése mellett az átlagértékek növekedése jellemzi a Tisza Tiszabecs-Tápé közötti szakaszát.

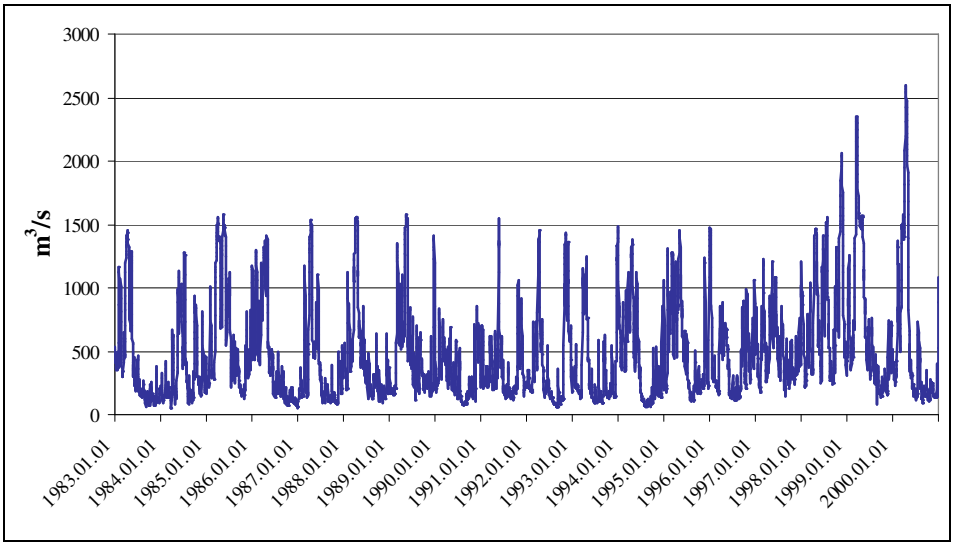
Az a-klorofill vizsgálatok eredménye alapján konstruktivitás-tipológia vonatkozásában a teljes magyarországi folyószakaszra vonatkozóan egységesen 1. aktuális tipológiai kódértéket kaptunk, azonban a tápanyagtartalom növekedésével párhuzamosan az a-klorofill tartalom is növekszik, ahogy ezt az éves átlagértékek eredményei mutatják. A konstruktivitás globális tipológia esetében meghatározott 7. kategória (az a-klorofill tartalom alacsony és nagy mértékben változó) mind a három szelvényt jellemzi az összes vizsgálati évre vonatkozóan.

4.2.2. A szolnoki szakaszra vonatkozó vizsgálatok eredményei

4.2.2.1. A vízjárás és vízminőségi mutatók összefüggésére vonatkozó vizsgálatok eredményei

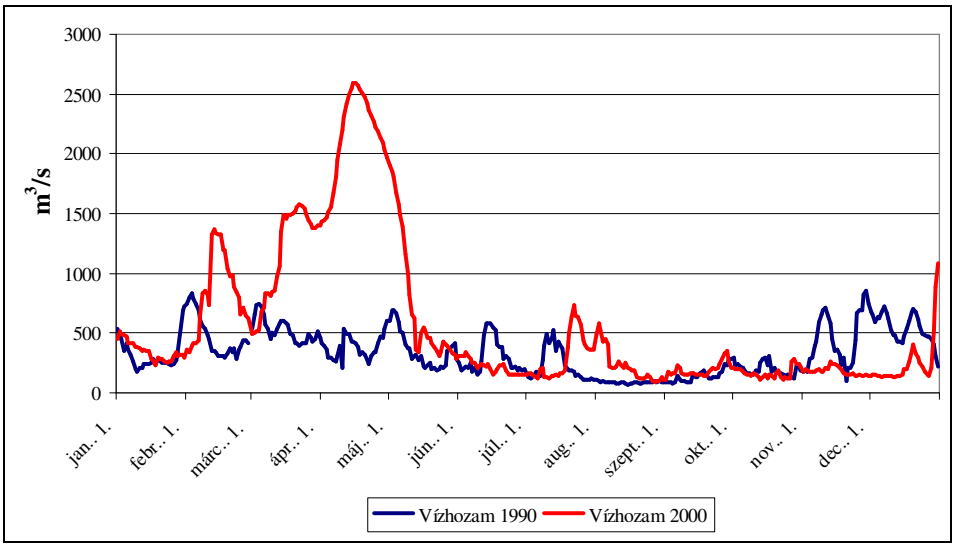
Felügyelőségi adatsorok

A Tisza szolnoki szakaszának 1983-2000 közötti napi adatsorok alapján elkészített vízhozam grafikonját a 25. ábra mutatja. A vízhozam maximum értékei 1983-1997 között jellemzően 1500 m^3/s érték körül alakultak. A legnagyobb vízhozamérték az 1983-1997 közötti időszakban 1580 m^3/s volt 1985. május 16-án.



25. ábra. Vízhozam változása a Tisza szolnoki szakaszán

1998-2000 között a vízhozam maximumok jelentősen meghaladták az 1500 m^3/s-os értéket. 1998. november 19-én 2030 m^3/s, 1999. március 21-én 2350 m^3/s, míg 2000. április 16-án 2600 m^3/s volt a vízhozamok éves maximális értéke.



26. ábra. A Tisza szolnoki szakaszának 1990 és 2000 évi vízhozamértékei

A vizsgált időszakból kiválasztottunk egy tipikusan száraz (1990.), valamint egy csapadékos (2000.) évet, melyek vízhozam adatait egy grafikonon (26. ábra) ábrázoltuk. A két kiválasztott év maximális vízhozamértékei (1990: 858 m^3/s; 2000: 2600 m^3/s) közötti különbség 1742 m^3/s volt.

A Tisza vízjárása évről-évre hasonló dinamikát mutat, a tavaszi zöld árt, egy nyári kisvizes, majd egy korai őszi és egy téli áradás követ. Azonban az egyes éveken, illetve a teljes vizsgált időszakon belül a maximum és minimum vízhozam, illetve vízállás értékek közötti jelentős különbségek (Melléklet - 50. táblázat) a folyóra jellemző szélsőséges vízjárást mutatják.

Az 52. és a 54-62. táblázatokban részletesen bemutatott adatsorokból kitűnik, hogy az egyes adatok egymáshoz viszonyítása alapján végzett értékelésnél az együttváltozás (E.v. %) mértéke egyetlen esetben sem érte el a 70%-os határt. Ebben a tekintetben közel hasonló a helyzet a különváltozások (K.v. %) esetében is, hiszen a tényleges értékeknél mindössze két esetben (azaz az esetek 10%-ában – vö. 52. és 56. táblázatok), s a származtatott (simított) értékeknél is csak öt esetben (25% – vö. 52., 56., 59. és 60. táblázatok) volt megállapítható 70% fölötti

összefüggés. Emellett a táblázatok adatsorai arról is tanúskodnak, hogy a pozitív irányú együttváltozás (+ +) és az egyedileg önállóan értelmezett különváltozás (azaz a + – %, ill. a – + %) esetében sem fordul elő 70%-ot meghaladó érték, nemcsak az egyes (mind a tényleges, mind a simított) adatok, hanem az átlagértékek alapján végzett értékelésnél sem.

Mindezek miatt a dolgozat további részében csak az átlagértékek alapján történő, s csak az összesített különváltozásra (K.v. %) és a negatív együttváltozásra (– – %) vonatkozó adatsorok értékelésével foglalkoztam.

A fajlagos elektromos vezetőképesség értékének változását mutatja a Melléklet - 27. ábra a vízhozam függvényében a vizsgált két időszakban. A grafikonok lefutása alapján jól látható a folyó töményedésének és hígulásának periodikus dinamikája a vízhozam változás függvényében.

	Vízhozam (m^3/s)			**Vezetőképesség (µS/cm)**		
	Maximum-érték	Minimum-érték	Átlag	Maximum-érték	Minimum-érték	Átlag
1983-1988	1580	46,9	454,1	672	217	408,6
1995-2000	2060	115	567,1	580	214	373,9

51. táblázat. A vízhozam és a fajlagos elektromos vezetőképesség szélső- és átlagértékei a Tisza szolnoki szakaszán

A vizsgált két időszak fajlagos elektromos vezetőképesség értékeinek és vízhozam adatainak szélső- és átlagértékeit az 51. táblázatban foglaltuk össze.

A vízhozam adatok és a fajlagos elektromos vezetőképesség értékei között a tényleges és a simított átlagértékek alapján az összesített különváltozás mértéke mindkét vizsgált időszakban 70,6-78,2% közötti volt (52. táblázat). Hasonlóan szoros összefüggést mutat (mindkét időszakban 70,6-84,1%-os szinten) a negatív irányú együttváltozás mind a tényleges, mind a simított átlagok esetében.

Vízhozam – fajlagos elektromos vezetőképesség (1983-1988, 310 napi adatsor)													
N_0	Felirat	Együttes változás (db)			Külön változás (db)			E.v. %	K.v. %	+ + %	- - %	+ - %	- + %
		+ +	- -	Σ	+ -	- +	Σ						
1	Tényleges értékek alapján	85	61	146	59	104	163	47,2	52,8	58,2	41,8	36,2	63,8
2	Tényleges átlag alapján	19	72	91	89	130	219	29,4	**70,6**	20,9	**79,1**	40,6	59,4
3	Simított értékek alapján	57	50	107	83	118	201	34,7	65,3	53,3	46,7	41,3	58,7
4	Simított átlag alapján	14	74	88	93	128	221	28,5	**71,5**	15,9	**84,1**	42,1	57,9
Vízhozam – fajlagos elektromos vezetőképesség (1995-2000, 156 napi adatsor)													
1	Tényleges értékek alapján	29	25	54	40	61	101	34,8	65,2	53,7	46,3	39,6	60,4
2	Tényleges átlag alapján	10	24	34	50	72	122	21,8	**78,2**	29,4	**70,6**	41	59
3	Simított értékek alapján	23	18	41	54	59	113	26,6	**73,4**	56,1	43,9	47,8	52,2
4	Simított átlag alapján	9	25	34	51	70	121	21,9	**78,1**	26,5	**73,5**	42,1	57,9

52. táblázat. A vízhozam és a fajlagos elektromos vezetőképesség összefüggés-vizsgálatának eredményei a KÖTI-KTVF mért adatsorai alapján

Az a-klorofill tartalom változását mutatja a Melléklet - 28. ábra a vízhozam függvényében. Az a-klorofill tartalom szempontjából vizsgált két időszak közötti jelentős eltérések a grafikonok alapján is jól láthatóak. 1989-1994 között a nyári-kora őszi a-klorofill csúcsok kialakulása jellemezte a szolnoki Tisza szakaszt. 1995-2000 közötti időszakban ez a periodikus változás már nem tapasztalható, a legnagyobb értékek áprilisban és májusban alakultak ki.

A vizsgált időszakokra számított szélső- és átlagértékek közül a maximumértékek esetében jelentős különbségek alakultak ki (53. táblázat). Míg a legnagyobb vízhozamértékeket 1995-2000 között kaptuk, addig az a-klorofill tartalom maximumai 1989-1994 között alakultak ki.

	Vízhozam (m^3/s)			**a-klorofill (µg/l)**		
	Maximum-érték	Minimum-érték	Átlag	Maximum-érték	Minimum-érték	Átlag
1989-1994	1560	60,9	402,5	107,9	0,4	14
1995-2000	2060	115	567,1	51	0	6,9

53. táblázat. A vízhozam és az a-klorofill tartalom szélső- és átlagértékei a Tisza szolnoki szakaszán

Vízhozam – a-klorofill (1989-1994, 285 napi adatsor)													
N_0	Felirat	Együttes változás (db)			Külön változás (db)			E.v. %	K.v. %	+ + %	- - %	+ - %	- + %
		+ +	- -	Σ	+ -	- +	Σ						
1	Tényleges értékek alapján	60	76	136	67	81	148	48	52	44,1	55,9	45,3	54,7
2	Tényleges átlag alapján	19	89	108	87	90	177	38	62	17,6	**82,4**	49,2	50,8
3	Simított értékek alapján	60	86	146	66	71	137	52	48	41,1	58,9	48,2	51,8
4	Simított átlag alapján	22	74	96	88	100	188	34	66	22,9	**77,1**	46,8	53,2
Vízhozam – a-klorofill (1995-2000, 156 napi adatsor)													
1	Tényleges értékek alapján	36	41	77	33	45	78	50	50	46,8	53,2	42,3	57,7
2	Tényleges átlag alapján	12	49	61	48	47	95	39	61	19,7	**80,3**	50,5	49,5
3	Simított értékek alapján	34	31	65	43	46	89	42	58	52,3	47,7	48,3	51,7
4	Simított átlag alapján	11	44	55	49	51	100	36	65	20	**80**	49	51

54. táblázat. A vízhozam és az a-klorofill tartalom összefüggés-vizsgálatának eredményei a KÖTI-KTVF mért adatsorai alapján

A vízhozam és az a-klorofill esetében az összesített különváltozásra vonatkozóan nem kaptunk érdemi összefüggést mutató eredményt (54. táblázat), a negatív irányú együttváltozás azonban – az előző tényezőpárhoz hasonlóan – a tényleges és a simított átlagok esetében is mindkét vizsgált időszakban nagyon szoros (77,1-82,4%-os) kapcsolatról tanúskodik.

A 0 cm-es vízállás alatti időszakokban (<305,6 m^3/s) a vízhozam adatoknak és a fajlagos elektromos vezetőképesség értékeinek mind az összesített különváltozása, mind a negatív irányú együttváltozása csak egyetlen esetben (az első vizsgálati periódusban, s akkor is csak a simított átlagértékek alapján) haladta meg a 70%-ot (55. táblázat).

Vízhozam – fajlagos elektromos vezetőképesség (1983-1988, 153 napi „0 cm alatti” adatsor)													
N_0	Felirat	Együttes változás (db)			Külön változás (db)			E.v.%	K.v.%	+ + %	- - %	+ - %	- + %
		+ +	- -	Σ	+ -	- +	Σ						
1	Tényleges értékek alapján	47	32	79	25	48	73	52	48	59,5	40,5	34,2	65,8
2	Tényleges átlag alapján	17	33	50	49	54	103	32,7	67,3	34	66	47,6	52,4
3	Simított értékek alapján	34	36	70	31	50	81	46,4	53,6	48,6	51,4	38,3	61,7
4	Simított átlag alapján	12	30	42	57	53	110	27,6	**72,4**	28,6	**71,4**	51,8	48,2
Vízhozam – fajlagos elektromos vezetőképesség (1995-2000, 48 napi „0 cm alatti” adatsor)													
1	Tényleges értékek alapján	12	12	24	10	13	23	51,1	48,9	50	50	43,5	56,5
2	Tényleges átlag alapján	10	13	23	13	12	25	47,9	52,1	43,5	56,5	52	48
3	Simított értékek alapján	16	11	27	10	9	19	58,7	41,3	59,3	40,7	52,6	47,4
4	Simított átlag alapján	11	12	23	11	13	24	48,9	51,1	47,8	52,2	45,8	54,2

55. táblázat. A vízhozam és a fajlagos elektromos vezetőképesség összefüggés-vizsgálatának eredményei „0 cm alatti” adatsorok alapján

A 0 cm-es vízállás feletti időszakokban (>305,6 m^3/s) viszont a vízhozam és a fajlagos elektromos vezetőképesség értékeinél az összesített különváltozás és a negatív irányú együttváltozás mértéke is túllépte a 70%-os szintet (56. táblázat). Megjegyzendő azonban, hogy a második vizsgálati periódusban csak az egyes értékek alapján végzett elemzésnél adódtak 70% fölötti értékek, az átlagok alapján történő elemzésnél ettől valamivel kisebb értékeket kaptunk.

Vízhozam – fajlagos elektromos vezetőképesség (1983-1988, 157 napi „0 cm feletti” adatsor)													
N_0	Felirat	Együttes változás (db)			Külön változás (db)			E.v.%	K.v.%	+ + %	- - %	+ - %	- + %
		+ +	- -	Σ	+ -	- +	Σ						
1	Tényleges értékek alapján	35	27	62	44	50	94	39,7	60,3	56,5	43,5	46,8	53,2
2	Tényleges átlag alapján	9	35	44	54	59	113	28	**72**	20,5	**79,5**	47,8	52,2
3	Simított értékek alapján	23	18	41	57	57	114	26,5	**73,5**	56,1	43,9	50	50
4	Simított átlag alapján	9	24	33	58	65	123	21,2	**78,9**	27,3	**72,7**	47,2	52,8
Vízhozam – fajlagos elektromos vezetőképesség (1995-2000, 108 napi „0 cm feletti” adatsor)													
1	Tényleges értékek alapján	21	11	32	32	43	75	29,9	**70,1**	65,6	34,4	42,7	57,3
2	Tényleges átlag alapján	7	29	36	31	41	72	33,3	66,7	19,4	**80,6**	43,1	56,9
3	Simított értékek alapján	13	9	22	39	45	84	20,8	**79,2**	59,1	40,9	46,4	53,6
4	Simított átlag alapján	8	28	36	31	40	71	33,6	66,4	22,2	**77,8**	43,7	56,3

56. táblázat. A vízhozam és a fajlagos elektromos vezetőképesség összefüggés-vizsgálatának eredményei „0 cm feletti” adatsorok alapján

A 0 cm-es vízállás alatti időszakokban a vízhozamnak és az a-klorofill mennyiségének a változása között az összesített különváltozásnál egyáltalán nem volt, a negatív irányú együttváltozásnál pedig csak egyetlen esetben volt 70%-os szintet éppen meghaladó (70,8%-os) kapcsolat. Az 57. táblázat adatai azonban annyit tükröznek, hogy az összesített együttváltozás százalékos értéke az 1989-1994 közötti időszakban jóval kisebb volt, mint az összesített különváltozásé. Nem mondható el ugyanez az 1995-2000 közötti időszakról (ekkor a simított átlagértékek alapján, ha csekély különbséggel is, de az együttváltozás volt a jellemzőbb, nyilván a negatív irányú együttváltozás jelentős súlya miatt).

Vízhozam – a-klorofill (1989-1994, 151 napi „0 cm alatti” adatsor)													
N_0	Felirat	Együttes változás (db)			Külön változás (db)			E.v. %	K.v. %	+ + %	- - %	+ - %	- + %
		+ +	- -	Σ	+ -	- +	Σ						
1	Tényleges értékek alapján	26	36	62	37	51	88	41,3	58,7	41,9	58,1	42,1	57,9
2	Tényleges átlag alapján	17	30	47	60	44	104	31,1	68,9	36,2	63,8	57,7	42,3
3	Simított értékek alapján	22	36	58	48	43	91	38,9	61,1	37,9	62,1	52,7	47,3
4	Simított átlag alapján	19	27	46	57	47	104	30,7	69,3	41,3	58,7	54,8	45,2
Vízhozam – a-klorofill (1995-2000, 48 napi „0 cm alatti” adatsor)													
1	Tényleges értékek alapján	14	16	30	7	10	17	63,8	36,2	46,7	53,3	41,2	58,8
2	Tényleges átlag alapján	9	13	22	14	12	26	45,8	54,2	40,9	59,1	53,8	46,2
3	Simított értékek alapján	10	8	18	15	13	28	39,1	60,9	55,6	44,4	53,6	46,4
4	Simított átlag alapján	7	17	24	13	10	23	51,1	48,9	29,2	**70,8**	56,5	43,5

57. táblázat. A vízhozam és az a-klorofill tartalom összefüggés-vizsgálatának eredményei „0 cm alatti” adatsorok alapján

A vízhozam és az a-klorofill mennyisége esetében az összesített különváltozás a 0 cm-es vízállás feletti időszakokban sem tekinthető jellemzőnek (58. táblázat), azt viszont mindenképpen figyelemre méltónak tartjuk, hogy a negatív irányú együttváltozások esetében – mindkét típusú átlagértéknél és mindkét időszakban – a 70%-os szintet jóval meghaladó (79,6-85,7% közötti) összefüggés tapasztalható.

Vízhozam – a-klorofill (1989-1994, 134 napi „0 cm feletti” adatsor)													
N_0	Felirat	Együttes változás (db)			Külön változás (db)			E.v. %	K.v. %	+ + %	- - %	+ - %	- + %
		+ +	- -	Σ	+ -	- +	Σ						
1	Tényleges értékek alapján	36	31	67	35	31	66	50,4	49,6	53,7	46,3	53	47
2	Tényleges átlag alapján	10	49	59	37	38	75	44	56	17	**83**	49,3	50,7
3	Simított értékek alapján	31	37	68	31	33	64	51,5	48,5	45,6	54,4	48,4	51,6
4	Simított átlag alapján	8	48	56	38	39	77	42,1	57,9	14,3	**85,7**	49,3	50,7
Vízhozam – a-klorofill (1995-2000, 108 napi „0 cm feletti” adatsor)													
1	Tényleges értékek alapján	24	22	46	29	32	61	43	57	52,2	47,8	47,5	52,5
2	Tényleges átlag alapján	10	43	53	28	27	55	49,1	50,9	18,9	**81,1**	50,9	49,1
3	Simított értékek alapján	19	19	38	34	34	68	35,8	64,2	50	50	50	50
4	Simított átlag alapján	10	39	49	29	29	58	45,8	54,2	20,4	**79,6**	50	50

58. táblázat. A vízhozam és az a-klorofill tartalom összefüggés-vizsgálatának eredményei „0 cm feletti” adatsorok alapján

A vízhozam és a fajlagos elektromos vezetőképesség értékeinél a biológiailag aktív periódusban (59. táblázat) az összesített különváltozás mértéke mindkét átlagérték alapján, és mindkét időszakban meghaladta a 70%-ot (77,5-84,9%), míg a biológiailag kevésbé aktív időszakban (60. táblázat) csak egyetlen esetben (az első időszak simított átlagánál) kaptunk 70% fölötti értéket. Feltétlenül említésre méltó, hogy az összesített különváltozásnál a második vizsgálati periódusban nem az átlagértékek, hanem a tényleges adatok alapján történő értékelés eredményezett magasabb (72,1-80,0%-os) értékeket. Az első vizsgálati periódusban a két tényező negatív irányú együttváltozása mind a biológiailag aktív, mind a kevésbé aktív időszakban mindkét típusú átlagérték alapján szoros (82,9-93,7%, illetve 73,8-82,8% szintű) összefüggést mutat. A második vizsgálati periódusban azonban ebben az esetben is némileg eltérőek a negatív irányú együttváltozásra vonatkozó eredmények, mivel a biológiailag aktív periódusban csak a simított átlagnál, a kevésbé aktívban viszont csak a tényleges átlagnál kaptunk 70% fölötti értéket.

Vízhozam – fajlagos elektromos vezetőképesség (1983-1988, 182 napi „biológiailag aktív periódus”)													
N_0	Felirat	Együttes változás (db)			Külön változás (db)			E.v.%	K.v.%	+ + %	- - %	+ - %	- + %
		+ +	- -	Σ	+ -	- +	Σ						
1	Tényleges értékek alapján	44	37	81	40	60	100	44,8	55,2	54,3	45,7	40	60
2	Tényleges átlag alapján	7	34	41	56	85	141	22,5	**77,5**	17,1	**82,9**	39,7	60,3
3	Simított értékek alapján	30	32	62	45	73	118	34,4	65,6	48,4	51,6	38,1	61,9
4	Simított átlag alapján	2	30	32	60	89	149	17,7	**82,3**	6,3	**93,7**	40,3	59,7
Vízhozam – fajlagos elektromos vezetőképesség (1995-2000, 94 napi „biológiailag aktív periódus”)													
1	Tényleges értékek alapján	17	15	32	22	39	61	34,4	65,6	53,1	46,9	36,1	63,9
2	Tényleges átlag alapján	7	13	20	32	42	74	21,3	**78,7**	35	65	43,2	56,8
3	Simított értékek alapján	15	12	27	26	39	65	29,3	**70,7**	55,6	44,4	40	60
4	Simított átlag alapján	3	11	14	33	46	79	15,1	**84,9**	21,4	**78,6**	41,8	58,2

59. táblázat. A vízhozam és a fajlagos elektromos vezetőképesség összefüggés-vizsgálatának eredményei a biológiailag aktív időszakok adatsorai alapján

Vízhozam – fajlagos elektromos vezetőképesség (1983-1988, 128 napi „biológiailag kevésbé aktív periódus”)													
N_0	Felirat	Együttes változás (db)			Külön változás (db)			E.v.%	K.v.%	+ + %	- - %	+ - %	- + %
		+ +	- -	Σ	+ -	- +	Σ						
1	Tényleges értékek alapján	37	23	60	22	45	67	47,2	52,8	61,7	38,3	32,8	67,2
2	Tényleges átlag alapján	11	31	42	35	51	86	32,8	67,2	26,2	**73,8**	40,7	59,3
3	Simított értékek alapján	22	22	44	40	42	82	34,9	65,1	50	50	48,8	51,2
4	Simított átlag alapján	5	24	29	47	51	98	22,8	**77,2**	17,2	**82,8**	47,9	52,1
Vízhozam – fajlagos elektromos vezetőképesség (1995-2000, 62 napi „biológiailag kevésbé aktív periódus”)													
1	Tényleges értékek alapján	9	8	17	18	26	44	27,9	**72,1**	52,9	47,1	40,9	59,1
2	Tényleges átlag alapján	4	15	19	20	23	43	30,6	69,4	21,1	**78,9**	46,5	53,5
3	Simított értékek alapján	8	4	12	26	22	48	20	**80**	66,7	33,3	54,2	45,8
4	Simított átlag alapján	8	16	24	15	22	37	39,3	60,7	33,3	66,7	40,5	59,5

60. táblázat. A vízhozam és a fajlagos elektromos vezetőképesség összefüggés-vizsgálatának eredményei a biológiailag kevésbé aktív időszakok adatsorai alapján

A vízhozam és az a-klorofill mennyiségének változása közötti összefüggést a biológiailag aktív és kevésbé aktív periódusban vizsgálva a következőket állapíthatjuk meg (61-62. táblázatok). Mindkét periódusban kizárólag a negatív irányú együttváltozás esetében kaptunk 70% fölötti értékeket. Az aktív periódusban tapasztalt összefüggés mindkét típusú átlagnál és mindkét vizsgálati időszakban markáns volt (84,5-87,9%, illetve 77,1-81,1%). Ettől csak némileg eltérő kép rajzolódik ki a biológiailag kevésbé aktív periódust szemlélve, ahol – egyetlen esettől, az első vizsgálati periódus simított átlagértékétől eltekintve – szintén kizárólag a negatív irányú együttváltozásnál mutatkozik értékelhető összefüggés, bár nem olyan szoros (csupán 75% körüli), mint az előbbi esetben.

Vízhozam – a-klorofill (1989-1994, 168 napi „biológiailag aktív periódus”)													
N_0	Felirat	Együttes változás (db)			Külön változás (db)			E.v. %	K.v. %	+ + %	- - %	+ - %	- + %
		+ +	- -	Σ	+ -	- +	Σ						
1	Tényleges értékek alapján	31	43	74	41	52	93	44,3	55,7	41,9	58,1	44,1	55,9
2	Tényleges átlag alapján	11	60	71	48	49	97	42,3	57,7	15,5	**84,5**	49,5	50,5
3	Simított értékek alapján	31	44	75	46	45	91	45,2	54,8	41,3	58,7	50,5	49,5
4	Simított átlag alapján	7	49	58	51	58	109	34,7	65,3	12,1	**87,9**	46,8	53,2
Vízhozam – a-klorofill (1995-2000, 94 napi „biológiailag aktív periódus”)													
1	Tényleges értékek alapján	19	26	45	20	28	48	48,4	51,6	42,2	57,8	41,7	58,3
2	Tényleges átlag alapján	8	27	35	31	28	59	37,2	62,8	22,9	**77,1**	52,5	47,5
3	Simított értékek alapján	17	18	35	25	32	57	38	62	48,6	51,4	43,9	56,1
4	Simított átlag alapján	7	30	37	29	27	56	39,8	60,2	18,9	**81,1**	51,8	48,2

61. táblázat. A vízhozam és az a-klorofill tartalom összefüggés-vizsgálatának eredményei a biológiailag aktív időszakok adatsorai alapján

Vízhozam – a-klorofill (1989-1994, 117 napi „biológiailag kevésbé aktív periódus”)													
N_0	Felirat	Együttes változás (db)			Külön változás (db)			E.v.%	K.v. %	+ + %	- - %	+ - %	- + %
		+ +	- -	Σ	+ -	- +	Σ						
1	Tényleges értékek alapján	27	30	57	29	30	59	49,1	50,9	47,4	52,6	49,1	50,9
2	Tényleges átlag alapján	17	53	70	24	23	47	59,8	40,2	24,3	**75,7**	51,1	48,9
3	Simított értékek alapján	30	39	69	20	26	46	60	40	43,5	56,5	43,5	56,5
4	Simított átlag alapján	23	50	73	25	18	43	62,9	37,1	31,5	68,5	58,1	41,9
Vízhozam – a-klorofill (1995-2000, 62 napi „biológiailag kevésbé aktív periódus”)													
1	Tényleges értékek alapján	14	15	29	13	19	32	47,5	52,5	48,3	51,7	40,6	59,4
2	Tényleges átlag alapján	8	24	32	16	14	30	51,6	48,4	25	**75**	53,3	46,7
3	Simított értékek alapján	14	13	27	20	13	33	45	55	51,8	48,2	60,6	39,4
4	Simított átlag alapján	7	21	28	16	17	33	45,9	54,1	25	**75**	48,5	51,5

62. táblázat. A vízhozam és az a-klorofill tartalom összefüggés-vizsgálatának eredményei a biológiailag kevésbé aktív időszakok adatsorai alapján

Munkánk során a Tisza szolnoki törzshálózati mintavételi szelvényének három időszakból származó adatsorainál a fajlagos elektromos vezetőképességet és az a-klorofill tartalmat a vízhozammal összefüggésben vizsgáltuk.

A kapott eredmények alapján megállapítható, hogy az esetek döntő többségében az egyes (tényleges és simított) adatok szerinti összehasonlítás, továbbá az átlagértékeken alapuló pozitív irányú együttváltozás, ill. az egyedileg értelmezett különváltozás szerinti összevetés sem ad értékelhető eredményeket. Az átlagértékeken alapuló összesített különváltozás, ill. az együttváltozáson belül a negatív irányú együttváltozás értékelésekor azonban – különösen a vízhozam és a fajlagos elektromos vezetőképesség esetében, ill. mindkét tényezőpárosnál főként a nagyvízi és a biológiailag aktív időszakban – szoros összefüggést kaptunk. Ezek az eredmények azt tanúsítják, hogy a fajlagos elektromos vezetőképesség értéke és az a-klorofill mennyisége a Tiszában túlnyomórészt a vízhozammal ellentétes irányban változik.

Meglepő, s további elemzést érdemlőnek tekinthető az a tény, hogy együttváltozás esetén a vízhozam csökkenése többnyire mind a fajlagos

elektromos vezetőképesség, mind az a-klorofill hasonló irányú változásával jár együtt.

A simítás módszerének alkalmazása a felügyelőségi adatsorok esetében – a vizsgált háttérváltozókra vonatkozóan – nem adott többlet információt.

A bemutatott eljárás alkalmazásával lehetőséget látunk a törzshálózati mintavételi helyek hosszú idejű adatsorainak egyszerű és gyors elemzésére, továbbá a különböző tényezők mért vagy számított értékei közötti összefüggések feltárására, és az egymáshoz viszonyított változási irányok kimutatására.

Vízműves adatsorok

A VCSM ZRt. Szolnok tiszai felszíni vízkivételi művének 1984-1988 és 1996-2000 közötti napi fajlagos elektromos vezetőképesség értékeit ábrázoltuk a vízhozam függvényében (Melléklet - 29. ábra). A grafikonokon jól látszik a fajlagos elektromos vezetőképesség értékének periodikus, a vízhozam által meghatározott változása. Az 1984-1988 közötti időszakban a fajlagos elektromos vezetőképesség értékek egy szélesebb skálán mozogtak, mint 1996-2000 között, ezt a két vizsgált időszakra számított szélsőértékek is jól mutatják (63. táblázat).

	Vízhozam (m^3/s)			**Vezetőképesség (µS/cm)**		
	Maximum érték	Minimum érték	Átlag	Maximum érték	Minimum érték	Átlag
1984-1988	1580	46,9	463,1	856	199,2	422,2
1996-2000	2600	79,8	605,1	603	98	363,6

63. táblázat. A vízhozam és a fajlagos elektromos vezetőképesség szélső- és átlagértékei a Tisza szolnoki szakaszán

A táblázat alapján megállapítható, hogy a fajlagos elektromos vezetőképesség szélső értékei jelentős mértékben lecsökkentek 1996-2000 közötti időszakban. A csökkenést valószínűsíthetően a csapadékosabb, nagyobb vízhozamú évekkel lehet magyarázni. A második vizsgálat időszakban a hígulás dominált, míg az elsőben a töményedés.

A 64–66. táblázatok a fajlagos elektromos vezetőképesség és a vízhozam értékei közötti összefüggés-vizsgálat eredményeit mutatják be. Közülük a 64. táblázat a vízműves napi, a 65. táblázat a felügyelőségi heti/kétheti adatok alapján a kétszer öt éves időszakra (1984–1988. és 1996–2000.), míg a 66. táblázat a vízműves napi adatok alapján a két vizsgált időszak egy-egy évére (1984. és 1999.) vonatkozó eredményeket

tartalmazza. A táblázatokban az egyedileg önállóan értelmezett különváltozás értékeit (+ - %, illetve - + %) elhanyagolható szerepük miatt nem tüntettük fel.

Vízhozam –fajlagos elektromos vezetőképesség (1984-1988, 1755 napi adatsor) - VCSM ZRt. Szolnok											
N_0	Felirat	Együttes változás (db)			Külön változás (db)			E.v.%	K.v.%	+ + %	- - %
		+ +	- -	Σ	+ -	- +	Σ				
1	Tényleges értékek alapján	454	400	854	390	510	900	48,7	51,3	53,2	46,8
2	Tényleges átlag alapján	130	529	659	477	619	1096	37,5	62,5	19,7	**80,3**
3	Simított értékek alapján	410	412	822	416	515	931	46,9	53,1	49,9	50,1
4	Simított átlag alapján	133	521	654	474	626	1100	37,3	62,7	20,3	**79,7**
Vízhozam – fajlagos elektromos vezetőképesség (1996-2000, 1794 napi adatsor) - VCSM ZRt. Szolnok											
1	Tényleges értékek alapján	465	395	860	389	544	933	48	52	54,1	45,9
2	Tényleges átlag alapján	110	375	485	539	770	1309	27	**73**	22,7	**77,3**
3	Simított értékek alapján	452	416	868	357	567	924	48,4	51,6	52,1	47,9
4	Simított átlag alapján	102	374	476	545	772	1317	26,5	**73,5**	21,4	**78,6**

64. táblázat. A vízhozam és a fajlagos elektromos vezetőképesség összefüggés-vizsgálatának eredményei kétszer öt éves napi adatsorok alapján

A fajlagos elektromos vezetőképesség és a vízhozam közötti összefüggést a kétszer öt éves periódusban vizsgálva (64-65. táblázat) megállapíthatjuk, hogy csak a különváltozásnál, illetve az együttváltozáson belül csak a negatív irányúnál kaptunk számottevő (70% fölötti) kapcsolatra utaló értékeket (70,8-74,4%, illetve 73,5-85,3%), s azon belül is a tényleges (73-73,8, ill. 73,5-80,3) és a simított átlagok (70,8-74,4%, ill. 75,8-85,3%) szerinti értékelésnél.

Vízhozam –fajlagos elektromos vezetőképesség (1984-1988, 258 napi adatsor) KÖTI-KTVF labor											
N_0	Felirat	Együttes változás (db)			Külön változás (db)			E.v.%	K.v.%	+ + %	- - %
		+ +	- -	Σ	+ -	- +	Σ				
1	Tényleges értékek alapján	69	48	117	53	87	140	45,5	54,5	59	41
2	Tényleges átlag alapján	16	64	80	75	103	178	31	69	20	**80**
3	Simított értékek alapján	48	42	90	68	98	166	35,2	64,8	53,3	46,7
4	Simított átlag alapján	11	64	75	78	104	182	29,2	**70,8**	14,7	**85,3**
Vízhozam – fajlagos elektromos vezetőképesség (1996-2000, 130 napi adatsor) KÖTI-KTVF Labor											
1	Tényleges értékek alapján	27	20	47	32	50	82	36,4	63,6	57,4	42,6
2	Tényleges átlag alapján	9	25	34	40	56	96	26,2	**73,8**	26,5	**73,5**
3	Simított értékek alapján	31	20	51	31	46	77	39,8	60,2	60,8	39,2
4	Simított átlag alapján	8	25	33	41	55	96	25,6	**74,4**	24,2	**75,8**

65. táblázat. A vízhozam és a fajlagos elektromos vezetőképesség összefüggés-vizsgálatának eredményei kétszer öt éves törzshálózati vizsgálatok alapján

A második vizsgált időszaknál (1996-2000) a különváltozás egységesen nagyobb arányú, de a két adatsornál különböző mértékű (a vízműves adatsornál a tényleges átlag szerint 10,5%-os, a simított átlag szerintinél 10,8%-os; a felügyelőségi adatoknál viszont csak 4,8%-os, ill. 3,6%-os). Ha a vízműves adatok alapján egy-egy jellemző évet vizsgálunk (66. táblázat), akkor az előbbi összefüggések ellentétesen változnak, hiszen a különváltozás aránya nagyobb, a két időszak közötti különbség viszont kisebb.

Vízhozam –fajlagos elektromos vezetőképesség (1984, 337 napi adatsor) - VCSM ZRt. Szolnok											
N_0	Felirat	Együttes változás (db)			Külön változás (db)			E.v.%	K.v.%	+ + %	- - %
		+ +	- -	Σ	+ -	- +	Σ				
1	Tényleges értékek alapján	79	88	167	73	96	169	49,7	50,3	47,3	52,7
2	Tényleges átlag alapján	17	73	90	106	141	247	26,7	**73,3**	18,9	**81,1**
3	Simított értékek alapján	75	88	163	73	99	172	48,7	51,3	46	54
4	Simított átlag alapján	9	81	90	71	175	246	26,8	**73,2**	10	**90**
Vízhozam – fajlagos elektromos vezetőképesség (1999, 355 napi adatsor) - VCSM ZRt. Szolnok											
1	Tényleges értékek alapján	95	85	180	71	103	174	50,8	49,2	52,8	47,2
2	Tényleges átlag alapján	9	57	66	104	185	289	18,6	**81,4**	13,6	**86,4**
3	Simított értékek alapján	88	84	172	72	109	181	48,7	51,3	51,2	48,8
4	Simított átlag alapján	11	54	65	103	186	289	18,4	**81,6**	16,9	**83,1**

66. táblázat. A vízhozam és a fajlagos elektromos vezetőképesség összefüggés-vizsgálatának eredményei két kiemelt év napi adatsorai alapján

A savas kálium-permanganáttal mért kémiai oxigénigény mennyiségének a változását a vízhozam függvényében a Melléklet - 30. ábra grafikonjai mutatják. A grafikonok alapján látható, hogy a kémiai oxigénigény mennyisége a növekvő vízhozammal párhuzamosan megnő, majd hirtelen lecsökken. A vízjárás függvényében kialakul egy periodikus változás. A második vizsgált időszakban a kémiai oxigénigény esetében magasabb csúcsokat kaptunk. A vizsgált két időszak maximumértékei között 2 mg O_2/l-es eltérést kaptunk (67. táblázat). Miközben a maximumértékek növekedtek, a minimum- és átlagértékek csökkentek. Az eredmények alapján valószínűsíthető, hogy a csapadékosabb, 1996-2000 közötti időszakban a folyó szerves terhelése csökkent, azonban az árvízi csúcsok kialakulása idején, rövid ideig tartó, gyors felfutású csúcsok alakultak ki.

	Vízhozam (m^3/s)			Kémiai oxigénigény (mg O_2/l)		
	Maximum-érték	Minimum-érték	Átlag	Maximum-érték	Minimum-érték	Átlag
1984-1988	1580	46,9	466,5	15,6	2,8	5,2
1996-2000	2600	79,8	602,3	17,6	1,9	4,1

67. táblázat. A vízhozam és a savas kálium-permanganáttal mért kémiai oxigénigény szélső- és átlagértékei a Tisza szolnoki szakaszán

A kémiai oxigénigény és a vízhozam közötti összefüggést a kétszer öt éves periódusban vizsgálva megállapíthatjuk, hogy csak az együttváltozásnál, ill. az együttváltozáson belül csak a negatív irányúnál kaptunk számottevő (70% fölötti) kapcsolatra utaló értékeket (70,5-78,1%, illetve 71,6–71,8%), s azon belül is elsősorban a tényleges (73,6-78,0, illetve 71,6) és a simított átlagok (78,1%, illetve 71,8%) szerinti értékelésnél, ahogy ezt a 68-69. táblázatok mutatják.

Vízhozam – kémiai oxigénigény (1984-1988, 1807 napi adatsor) - VCSM ZRt. Szolnok											
N_0	Felirat	Együttes változás (db)			Külön változás (db)			E.v.%	K.v.%	+ + %	- - %
		+ +	- -	Σ	+ -	- +	Σ				
1	Tényleges értékek alapján	463	449	912	408	486	894	50,5	49,5	50,8	49,2
2	Tényleges átlag alapján	339	855	1194	293	320	613	66,1	33,9	28,4	**71,6**
3	Simított értékek alapján	466	497	963	388	454	842	53,4	46,6	48,4	51,6
4	Simított átlag alapján	336	854	1190	294	322	616	65,9	34,1	28,2	**71,8**
Vízhozam – kémiai oxigénigény (1996-2000, 1794 napi adatsor) - VCSM ZRt. Szolnok											
1	Tényleges értékek alapján	420	505	925	441	427	868	51,6	48,4	45,4	54,6
2	Tényleges átlag alapján	426	973	1399	218	177	395	**78**	22	30,5	69,5
3	Simított értékek alapján	413	556	969	402	421	823	54,1	45,9	42,6	57,4
4	Simított átlag alapján	426	975	1401	217	175	392	**78,1**	21,9	30,4	69,6

68. táblázat. A vízhozam és a savas kálium-permanganáttal mért kémiai oxigénigény összefüggés-vizsgálatának eredményei kétszer öt éves napi adatsorok alapján

Vízhozam – kémiai oxigénigény (1984-1988, 258 napi adatsor) KÖTI-KTVF Labor											
N_0	Felirat	Együttes változás (db)			Külön változás (db)			E.v.%	K.v.%	+ + %	- - %
		+ +	- -	Σ	+ -	- +	Σ				
1	Tényleges értékek alapján	79	76	155	43	59	102	60,3	39,7	51	49
2	Tényleges átlag alapján	54	136	190	37	31	68	**73,6**	26,4	28,4	**71,6**
3	Simított értékek alapján	78	90	168	38	50	88	65,6	34,4	46,4	53,6
4	Simított átlag alapján	62	137	199	27	31	58	**77,4**	22,6	31,2	68,8
Vízhozam – kémiai oxigénigény (1996-2000, 130 napi adatsor) KÖTI-KTVF Labor											
1	Tényleges értékek alapján	38	47	85	21	23	44	65,9	34,1	44,7	55,3
2	Tényleges átlag alapján	34	62	96	15	19	34	**73,8**	26,2	35,4	64,6
3	Simított értékek alapján	42	49	91	20	17	37	**71,1**	28,9	46,2	53,8
4	Simított átlag alapján	34	57	91	15	23	38	**70,5**	29,5	37,4	62,6

69. táblázat. A vízhozam és a savas kálium-permanganáttal mért kémiai oxigénigény összefüggés-vizsgálatának eredményei kétszer öt éves törzshálózati vizsgálatok alapján

A hosszú idejű adatsorok esetében a felügyelőségi heti/kétheti adatoknál öt esetben számottevő volt az együttváltozás aránya (69. táblázat), míg a vízműves napi adatoknál ez csak két esetben mondható el (68. táblázat). A második vizsgált időszaknál az együttváltozás egyetlen kivételtől eltekintve nagyobb arányú, de a két adatsornál egészen különböző mértékű (a vízműves adatsornál a tényleges átlag szerint 11,9%-os, a simított átlag szerintinél 12,2%-os; a felügyelőségi adatoknál viszont csak 0,2%-os, illetve -6,9%-os).

Ha a vízműves napi adatok alapján egy-egy jellemző évet vizsgálunk (70. táblázat), akkor az előbbi összefüggések sokkal kevésbé markánsak, hiszen az együttváltozás aránya jóval kisebb (az első időszakban a tényleges átlagok szerint 5,3%-kal, a simított átlagok szerintinél 3,9%-kal, a második időszakban 15,1%-kal, ill. 16,1%-kal), a két időszak közötti különbség pedig jelentéktelen (a tényleges átlagok alapján 2,1%-os, a simított átlagok alapján 0,0%-os).

A 70 . táblázat alapján jól látható, hogy 1984-ben egyetlen esetben sem kaptunk 70%-ot meghaladó értéket, és 1999-ben is csak a negatív irányú

együttes változásnál (- - %) volt 70% fölötti érték (tényleges és simított átlag alapján).

Vízhozam – kémiai oxigénigény (1984, 362 napi adatsor) VCSM ZRt. Szolnok											
N_0	Felirat	Együttes változás (db)			Külön változás (db)			E.v.%	K.v.%	+ + %	- - %
		+ +	- -	Σ	+ -	- +	Σ				
1	Tényleges értékek alapján	85	99	184	82	95	177	51	49	46,2	53,8
2	Tényleges átlag alapján	76	144	220	57	85	142	60,8	39,2	34,5	65,5
3	Simított értékek alapján	92	106	198	68	94	162	55	45	46,5	53,5
4	Simított átlag alapján	77	147	224	54	83	137	62	38	34,4	65,6
Vízhozam – kémiai oxigénigény (1999, 356 napi adatsor) - VCSM ZRt. Szolnok											
1	Tényleges értékek alapján	85	103	188	84	83	167	53	47	45,2	54,8
2	Tényleges átlag alapján	62	162	224	54	78	132	62,9	37,1	27,7	**72,3**
3	Simított értékek alapján	86	108	194	76	84	160	54,8	45,2	44,3	55,7
4	Simított átlag alapján	59	161	220	56	79	135	62	38	26,8	**73,2**

70. táblázat. A vízhozam és a savas kálium-permanganáttal mért kémiai oxigénigény összefüggés-vizsgálatának eredményei két kiemelt év napi adatsorai alapján

Az adatsorok egymáshoz viszonyítása alapján a következőket állapíthatjuk meg. Értékelhető eredményt mindkét tényezőpárnál 28-28 esetben kaptunk, amelyek közül 4-4 a konkrét (tényleges vagy simított) értékek alapján számolt adatsorokra vonatkozik. Az átlagértékek alapján számolt adatsoroknál (24-24) a vízhozammal való összefüggés a fajlagos elektromos vezetőképesség esetében jóval erősebbnek tekinthető (ennél 3 adat az elfogadható, 12 a számottevő, 9 pedig a jelentős kategóriába esik, míg a kémiai oxigénigénynél 13 az elfogadhatóba, 11 a számottevőbe). A konkrét értékek szerint végzett elemzés mindkét esetben csak a felügyelőségi adatsoroknál eredményezett értékelhető, de egy kivételtől eltekintve csak elfogadható szintű összefüggést. Ebből következően valószínűsíthető, hogy csak nagy mintasorozatok alkalmasak igazán az ilyen típusú összefüggések megfelelő szintű feltárására. A vízjárási szempontból jellemzőnek tekintett egy-egy év naponkénti adatsorai

alapján ellentétes következtetésre lehet jutni a két tényezőpárnál, mivel a fajlagos elektromos vezetőképesség esetében erősebbnek, a kémiai oxigénigénynél viszont gyengébbnek bizonyult az összefüggés az öt éves adatsorokhoz viszonyítva.

A simítás módszerének alkalmazása a vízműves napi adatsorok esetében – a vizsgált háttérváltozókra vonatkozóan – sem adott többlet információt.

A fajlagos elektromos vezetőképesség értékeinek döntő hányada – mind a vízműves (83,2 és 88,9%), mind a felügyelőségi (91,1 és 94,6%) adatsorok alapján – a 2. aktuális tipológiai kódérték tartományba (250–550 µS/cm) esett (71. táblázat).

KÖTI-KTVF Labor - Fajlagos elektromos vezetőképesség tipológia					
Aktuális tipológiai kódok	**Ökológiai tipológiai határértékek**	**1984-1988**		**1996-2000**	
		tényleges adatok	**%-os megoszlás**	**tényleges adatok**	**%-os megoszlás**
1	0-250 µS/cm	2	0,8	3	2,3
2	250-550 µS/cm	235	**91,1**	123	**94,6**
3	550-1000 µS/cm	21	8,1	4	3,1
VCSM ZRt. Szolnok - fajlagos elektromos vezetőképesség tipológia					
Aktuális tipológiai kódok	**Ökológiai tipológiai határértékek**	**1984-1988**		**1996-2000**	
		tényleges adatok	**%-os megoszlás**	**tényleges adatok**	**%-os megoszlás**
1	0-250 µS/cm	44	2,5	188	10,5
2	250-550 µS/cm	1460	**83,2**	1594	**88,9**
3	550-1000 µS/cm	251	14,3	12	0,7

71. táblázat. Fajlagos elektromos vezetőképesség érték szerinti tipológia

A kémiai oxigénigény értékei esetében az adatok jelentősebb (50% fölötti) hányada a 3. aktuális tipológiai kódérték tartományba (2,5-5,0 mg O_2/l) esett, kivéve az 1984–1988. évek felügyelőségi adatsorát, amelynél a 4. tipológiai kódérték tartományba (5,0-10,0 mg O_2/l) került az adatok 66,3%-a (72. táblázat).

Az eltérő eredmény további elemzése céljából elvégeztük a vízműves adatsorokból a felügyelőségiekkel azonos időpontúak leválogatását, s mivel az így kapott adatok 56,6%-a a 3. tipológiai kódérték tartományba tartozik (73. táblázat), kizárható, hogy a mintavételi gyakoriságból adódó jelentős különbség okozta a felügyelőségi adatsor esetében kapott eltérést. Valószínűsíthető, hogy mintavételi különbségek miatt adódott hosszú távon ilyen jelentős mértékű eltérés, ami a jövőbeli monitorozás

szempontjából a gyakori egyeztetés feltétlen szükségességére hívja fel a figyelmet.

KÖTI-KTVF Labor - kémiai oxigénigény tipológia					
Aktuális tipológiai kódok	**Ökológiai tipológiai határértékek**	**1984-1988**		**1996-2000**	
		tényleges adatok	**%-os megoszlás**	**tényleges adatok**	**%-os megoszlás**
2	1,0-2,5 mg O_2/l	0	0	10	7,7
3	2,5-5,0 mg O_2/l	66	25,6	95	**73,1**
4	5,0-10,0 mg O_2/l	171	**66,3**	23	17,7
5	10,0-17,5 mg O_2/l	18	6,9	2	1,5
6	17,5-25,0 mg O_2/l	2	0,8	0	0
7	25,0-40,0 mg O_2/l	1	0,4	0	0
VCSM ZRt. Szolnok - kémiai oxigénigény tipológia					
Aktuális tipológiai kódok	**Ökológiai tipológiai határértékek**	**1984-1988**		**1996-2000**	
		tényleges adatok	**%-os megoszlás**	**tényleges adatok**	**%-os megoszlás**
2	1,0-2,5 mg O_2/l	0	0	75	4,2
3	2,5-5,0 mg O_2/l	1004	**55,6**	1403	**78,2**
4	5,0-10,0 mg O_2/l	757	41,9	280	15,6
5	10,0-17,5 mg O_2/l	46	2,5	35	2
6	17,5-25,0 mg O_2/l	0	0	1	0,1

72. táblázat. Savas kálium-permanganáttal mért kémiai oxigénigény szerinti tipológia

KÖTI-KTVF Labor - kémiai oxigénigény tipológia			
Aktuális tipológiai kódok	**Ökológiai tipológiai határértékek**	**1984-1988**	
		tényleges adatok	**%-os megoszlás**
3	2,5-5,0 mg O_2/l	66	25,6
4	5,0-10,0 mg O_2/l	171	**66,3**
5	10,0-17,5 mg O_2/l	18	7
6	17,5-25,0 mg O_2/l	2	0,8
7	25,0-40,0 mg O_2/l	1	0,4
VCSM ZRt. Szolnok - kémiai oxigénigény tipológia			
Aktuális tipológiai kódok	**Ökológiai tipológiai határértékek**	**1984-1988**	
		tényleges adatok	**%-os megoszlás**
3	2,5-5,0 mg O_2/l	146	**56,6**
4	5,0-10,0 mg O_2/l	101	39,1
5	10,0-17,5 mg O_2/l	11	4,3

73. táblázat. Savas kálium-permanganáttal mért kémiai oxigénigény szerinti tipológia azonos időpontban vett vízminták eredményeire vonatkozóan

A kapott eredmények alapján megállapítható, hogy mindkét időszak esetében a fajlagos elektromos vezetőképesség és a vízhozam között a különváltozás, a kémiai oxigénigény és a vízhozam között pedig az együttváltozás mutatott értékelhető összefüggést, elsősorban az átlagértékek vonatkozásában. Érdekes viszont, hogy a negatív irányú együttváltozásnál mindkét esetben – de különösen a fajlagos elektromos vezetőképesség esetén – jól értékelhető kapcsolatra utaló értékeket kaptunk. Az adatsorok elemzése azt mutatja, hogy a mintavételi gyakoriságból adódó különbségek nem befolyásolják számottevően az egyes tényezőpárok közötti összefüggés szorosságát.

A fajlagos elektromos vezetőképesség és a kémiai oxigénigény értékei a két különböző gyakoriságú adatsor esetében túlnyomórészt az ökológiai vízminősítés tipológiájának egy-egy azonos osztályközébe estek.

Eredményeink azt mutatják, hogy a napi adatsorok felhasználásával kedvező lehetőség nyílhat a vízfolyások esetében a jól és egyértelműen használható ökológiai minősítési rendszer tipológiájának további finomítására.

4.2.2.2. A mintavételi gyakoriságra irányuló vizsgálatok eredményei

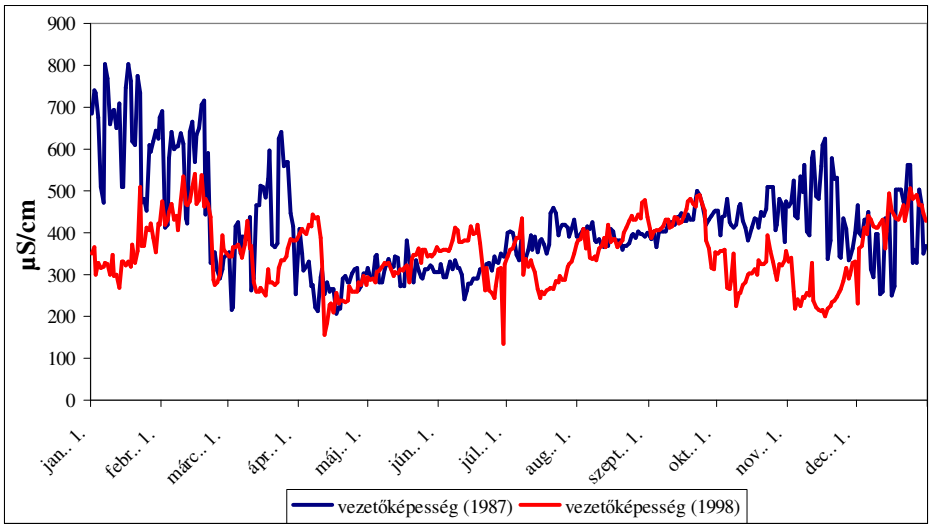
A felszíni vízmű 1987. és 1998. évi, napi mintáiból mért zavarosság, fajlagos elektromos vezetőképesség, savas kálium-permanganáttal mért kémiai oxigénigény és szervetlen kötésű nitrogén adatsorának felhasználásával idősorelemzést végeztünk. Csökkenő mintaszám mellett vizsgáltuk a maximum, a minimum és az átlag változását.

A kapott eredményeket a 74. táblázat tartalmazza. Viszonyítási alapnak a napi mintavételhez tartozó maximumot, minimumot és átlagértéket tekintettük.

			Mintavételi gyakoriság/év								
			365	***53***	***27***	***14***	***12***	***5***	***4***	***3***	***2***
1987	**Zavarosság (NTU)**	**min.**	**8**	11	14	14	18	20	36	36	36
		max.	**714**	602	602	602	451	118	250	118	62
		átlag	**77,3**	73,2	70,9	91,7	97,0	59,4	103,2	76,5	49,0
	Vezetőképes-ség (µS/cm)	**min.**	**207**	212	212	280	306	290	399	290	399
		max.	**802**	770	685	685	690	685	685	685	685
		átlag	**417,8**	422,2	394,7	416,2	443,3	472,2	486,1	455,0	541,8
	Szervetlen kötésű nitrogén (mg N/l)	**min.**	**0,85**	2,13	2,39	2,39	4,11	4,38	5,13	5,04	5,30
		max.	**18,17**	14,01	14,01	14,00	12,12	9,56	9,56	9,56	9,56
		átlag	**7,02**	6,93	7,00	6,79	6,96	6,69	6,87	7,14	7,43
	Kémiai oxigénigény (mg O_2/l)	**min.**	**2,8**	3,0	3,2	3,3	3,2	3,3	4,6	4,4	5,4
		max.	**14,4**	10,7	10,7	10,7	11,4	6,3	6,3	6,3	6,3
		átlag	**4,9**	4,9	5,0	5,0	5,2	4,7	5,5	5,1	5,9
1998	**Zavarosság (NTU)**	**min.**	**7**	7	7	7	15	20	15	40	102
		max.	**772**	510	330	330	108	102	108	102	108
		átlag	**87,6**	85,2	75,7	87,2	42,8	52,0	61,3	73,0	105,0
	Vezetőképes-ség (µS/cm)	**min.**	**135**	208	225	242	230	344	345	350	345
		max.	**540**	508	470	429	475	419	398	419	350
		átlag	**351,6**	355,8	356,4	343,6	355,3	379,0	361,0	379,7	347,5
	Szervetlen kötésű nitrogén (mg N/l)	**min.**	**1,48**	1,69	1,84	2,60	2,73	2,60	4,98	3,87	4,98
		max.	**10,97**	10,39	7,14	6,64	7,99	6,64	6,64	6,64	6,64
		átlag	**5,10**	5,27	5,05	5,01	5,35	4,63	5,51	5,07	5,81
	Kémiai oxigénigény (mg O_2/l)	**min.**	**2,1**	2,1	2,1	2,1	2,9	2,1	2,9	3,7	4,1
		max.	**17,6**	10,5	10,5	10,5	6,9	4,1	6,9	4,1	6,9
		átlag	**4,9**	4,8	4,7	4,8	4,0	3,5	4,2	3,9	5,5

74. táblázat. Szélső- és átlagértékek változása a csökkenő mintaszám függvényében

A fajlagos elektromos vezetőképesség 1987. és 1998. évi napi értékeinek változását mutatja a 31. ábra. Az ábra alapján jól látható, hogy a csúcsok értékei 1998-ra jelentősen lecsökkentek, a töményedés mértéke kisebb lett.



31. ábra. Fajlagos elektromos vezetőképesség értékének változása napi adatsorok alapján a Tisza szolnoki szakaszán

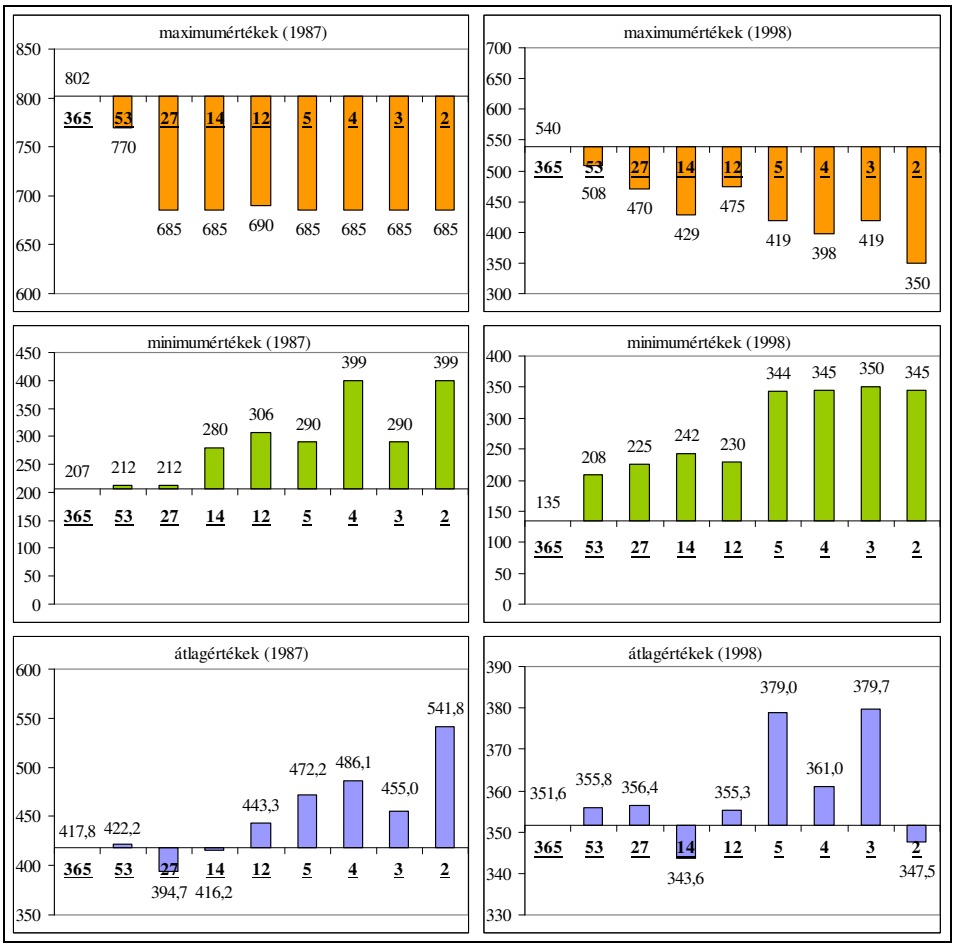
A csökkenő mintaszám függvényében jelentős különbségeket kaptunk a szélső- és átlagértékek vonatkozásában (32. ábra). A 32. ábrán lévő diagramok oszlopain feltüntettük az adott mintavételi gyakorisághoz számított értékeket, illetve az X tengelyen aláhúzott kivastagított számokkal jelöltük az éves mintavételi gyakoriságot. A maximumértékek mindkét vizsgált évben jelentős mértékben lecsökkentek a teljes évre (365 nap) számított értékekhez képest. A csökkenés mértéke a legnagyobb számított eltérés alapján 1987-ben (802 µS/cm – 685 µS/cm között) 14,6%, míg 1998-ban (540 µS/cm – 350 µS/cm között) 35,2% volt.

A minimumértékeknél valamennyi vizsgált esetben, míg az átlagértékeknél 1987-ben egy, míg 1998-ban két mintavételi gyakoriság kivételével érték növekedést kaptunk a csökkenő éves mintaszám függvényében. A minimumértékek esetében a növekedés nagysága a legnagyobb számított eltérés alapján 1987-ben (207 µS/cm – 399 µS/cm között) 92,8%, míg 1998-ban (135 µS/cm – 350 µS/cm között) 159,3% volt.

Az átlagértékek esetében mindkét vizsgált évben kaptunk a napi gyakorisághoz tartozó értéktől pozitív és negatív irányú eltérést. 1987-ben

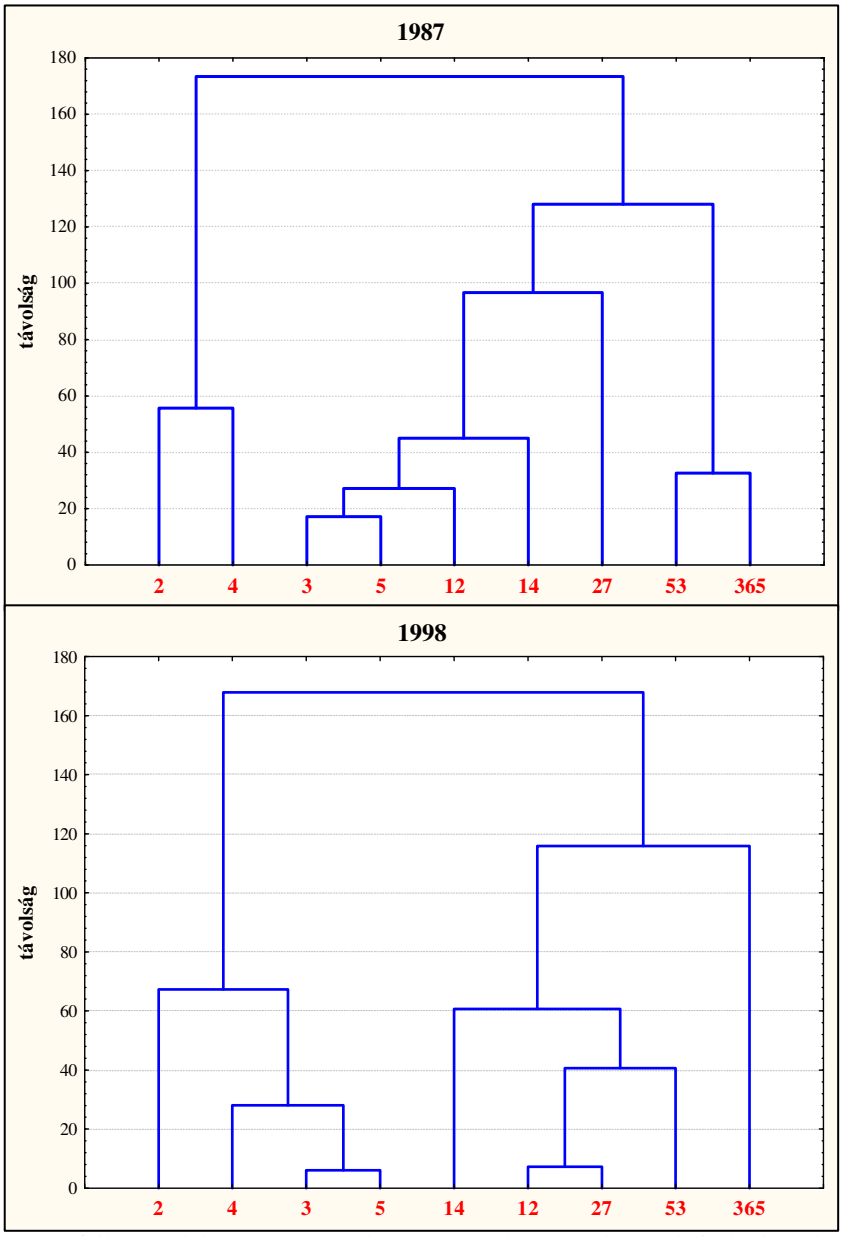
a pozitív irányú (417,8 µS/cm – 541,8 µS/cm között) legnagyobb eltérés mértéke 29,7%, míg a negatív irányú (417,8 µS/cm – 394,7 µS/cm között) eltérés mértéke 5,5% volt. 1998-ban a pozitív irányú (351,6 µS/cm – 379,7 µS/cm között) legnagyobb eltérés 8%, míg a negatív irányú (351,6 µS/cm – 343,6 µS/cm között) 2,3% volt.

A fenti eltérés számítások alapján megállapítható, hogy a fajlagos elektromos vezetőképesség szélsőértékeinek – különös képen a minimumértékek – változása, a napi gyakoriságú mintavételhez számított értékektől való eltérés nagysága a csökkenő mintaszám függvényében 1998-ban jelentősebb mértékű volt, mint 1987-ben. Az éves átlagértékek esetében 1987-ben kaptunk nagyobb arányú eltéréseket.



32. ábra. Fajlagos elektromos vezetőképesség szélső- és átlagértékének változása a csökkenő mintaszám függvényében (µS/cm)

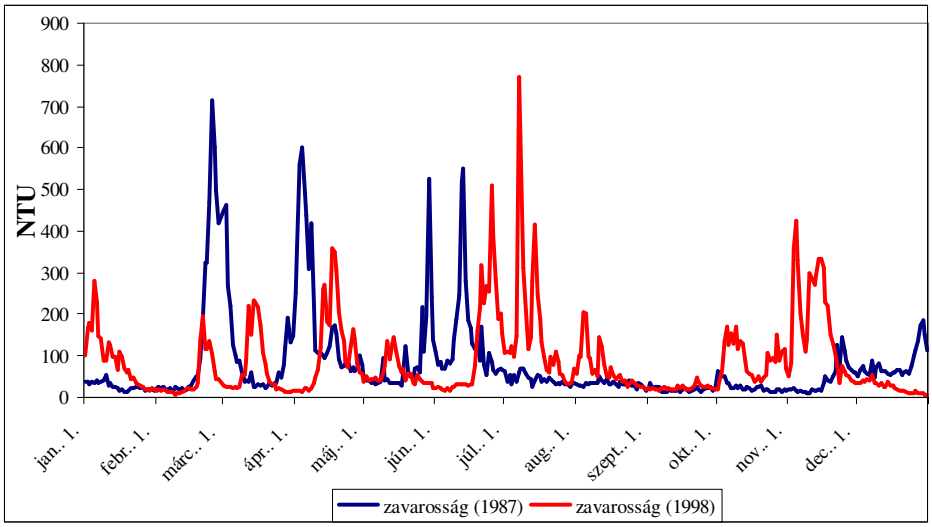
A két vizsgált év számított szélső- és átlagértékei alapján csoportátlag eljárással (UPGMA) elvégzett hierarchikus osztályozás eredményeként kapott dendogramokat 33. ábra mutatja.



33. ábra. A fajlagos elektromos vezetőképesség szélső- és átlagértékei alapján elvégzett cluster analízis dendogramja

Az 1987. év szélső- és átlagértékei alapján kapott dendogramon három, míg 1998-ban két csoportot tudunk elkülöníteni az éves mintavételi gyakoriság alapján.

A zavarosság napi adatsorai alapján készített éves grafikonokat a 34. ábra mutatja.



34. ábra. Zavarosság értékének változása napi adatsorok alapján a Tisza szolnoki szakaszán

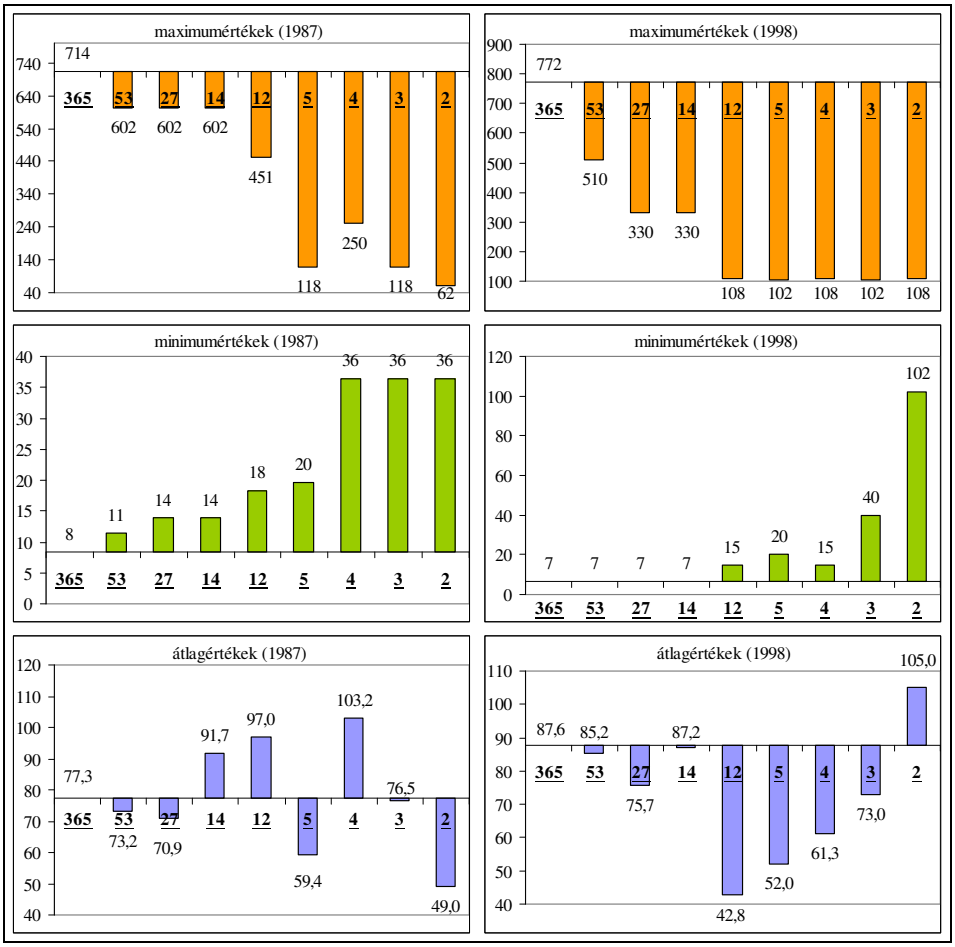
A zavarosság éves maximumértékei a csökkenő mintaszám függvényében mindkét vizsgált évben jelentős mértékben lecsökkentek a napi gyakorisághoz tartozó értékhez képest (35.ábra). A legnagyobb arányú csökkenés mértéke 1987-ben (714 NTU – 62 NTU között) 91,3%, míg 1998-ban (772 NTU – 102 NTU között) 86,8% volt.

Az éves minimumértékek esetében kaptuk a legnagyobb mértékű eltérést a napi gyakoriságú mintavételhez képest. 1987-ben minden esetben a napi gyakorisághoz tartozó éves minimumértéktől nagyobb értékeket kaptunk. 1998-ban a napi gyakoriságú mintavételre meghatározott minimumérték csak a 12 minta/év gyakoriságtól növekedett meg. Azonban a két vizsgált évben a legnagyobb arányú eltérés mértéke jelentős különbségeket mutatott. 1987-ben (8 NTU – 36 NTU között) az eltérés mértéke 350%, míg 1998-ban (7 NTU – 102 NTU között) 1357% volt, azaz 14,6-szeres volt az eltérés nagysága.

Az éves átlagértékek esetében változó irányú – hol pozitív, hol negatív irányú – és mértékű különbségek alakultak ki a csökkenő mintaszám mellett. 1987-ben a legnagyobb pozitív irányú (77,3 NTU – 103,2 NTU

között) eltérés mértéke 33,5%, míg a negatív irányúé (77,3 NTU – 49 NTU között) 36,6% volt. 1998-ban a pozitív (87,6 NTU – 105 NTU között) eltérés mértéke 19,9%, míg a negatívé (87,6 NTU – 42,8 NTU között) 51,1% volt.

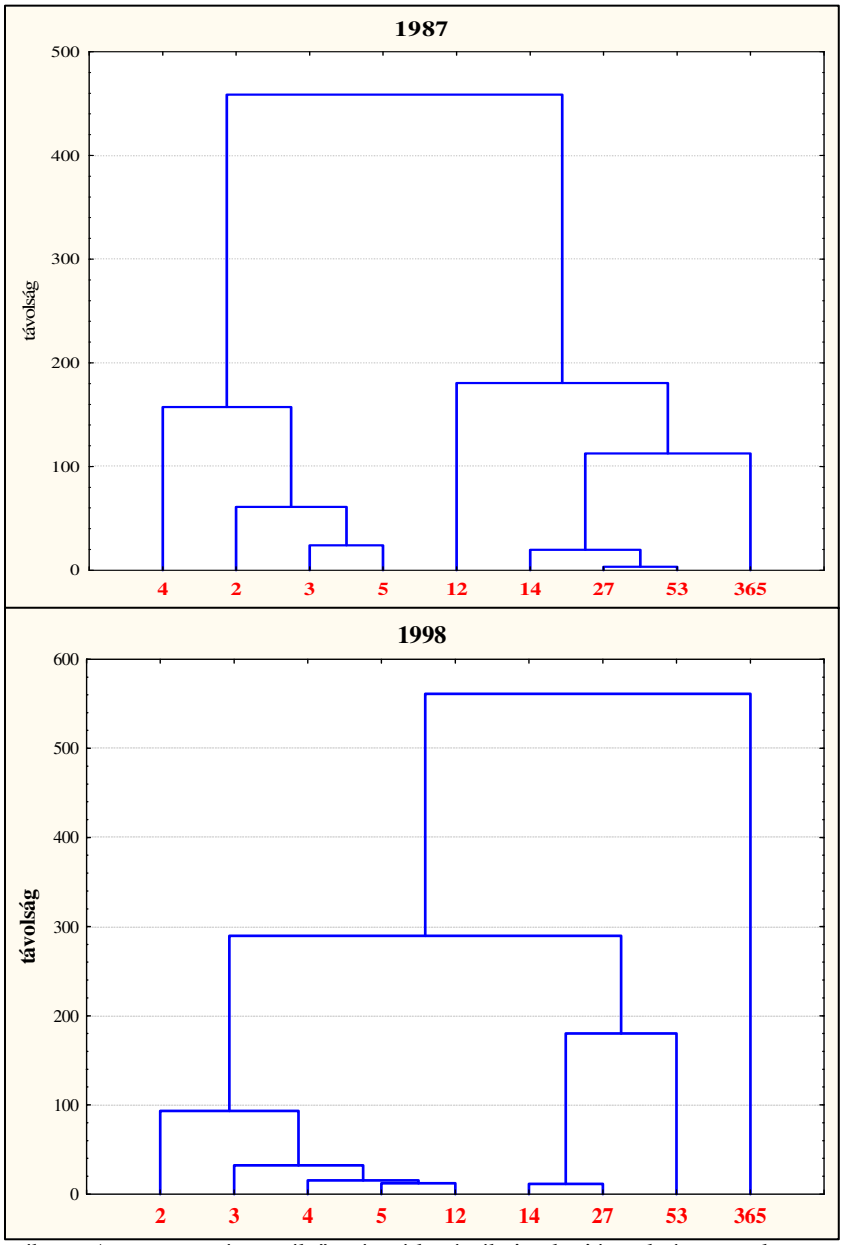
A 35. ábra alapján a fenti nagymértékű eltérések ellenére is megállapíthatjuk, hogy a két vizsgált év napi mintavételi gyakorisága esetén kapott szélső- és átlagértékek között nincs jelentős mértékű eltérés.



35. ábra. Zavarosság szélső- és átlagértékének változása a csökkenő mintaszám függvényében (NTU)

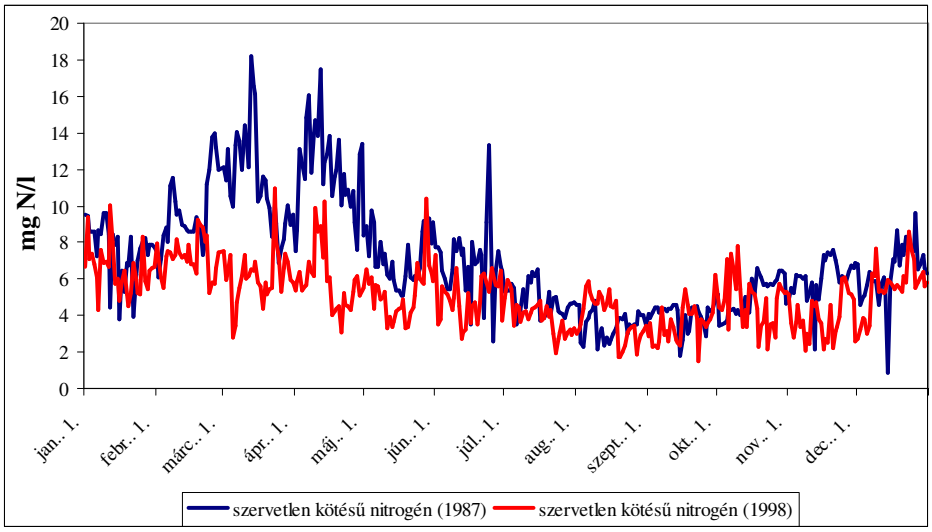
A zavarosság éves szélső- és átlagértékei alapján elvégzett cluster analízis dendogramjait a 36. ábra mutatja. 1987-es adatok alapján két nagy csoportot kaptunk, ahol a havi (12/év) gyakoriságtól kisebb éves mintaszámok külön csoportot alkotnak. 1998-as adatok alapján három

csoport alakult ki: napi mintavétel, 14-53 minta/év, valamint a 2-12 minta/év csoportokkal.



36. ábra. A zavarosság szélső- és átlagértékei alapján elvégzett cluster analízis dendogramja

A szervetlen kötésű nitrogén tartalom éves változását mutatja a 37. ábra. 1987-ben a tavaszi időszakban magas 12 mg N/l-t meghaladó csúcsokat kaptunk. Az 1998. évi adatsorok alapján kapott grafikon esetében nem láthatunk 12 mg N/l-t meghaladó értékeket, jóval kisebbek az éven belüli különbségek.



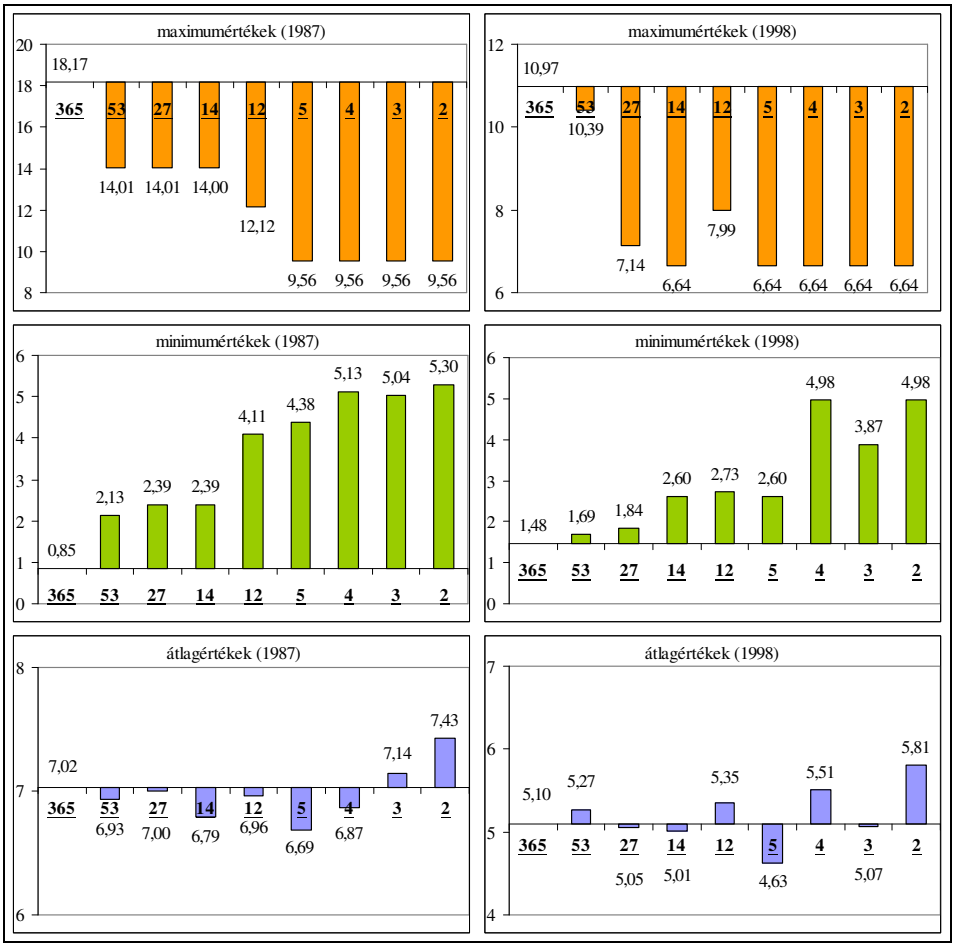
37. ábra. Szervetlen kötésű nitrogén tartalom változása napi adatsorok alapján a Tisza szolnoki szakaszán

A szervetlen kötésű nitrogén tartalom esetében is a napi mintavételi gyakoriságnál kisebb mintaszámokban a maximumértékek lecsökkentek (38. ábra). A legnagyobb arányú csökkenés mértéke a két vizsgált évben közel azonos nagyságrendű volt. 1987-ben (18,17 mg N/l – 9,56 mg N/l között) az eltérés mértéke 47,4%, míg 1998-ban (10,97 mg N/l – 6,64 mg N/l között) 39,5% volt.

A minimumértékek esetében már jelentős nagyságú eltérést kaptunk a két vizsgált év vonatkozásában, azonban a változás/eltérés iránya a napi mintavételnél számított értékhez képest mindig pozitív volt. 1987-ben a legnagyobb arányú (0,85 mg N/l – 5,30 mg N/l között) eltérés mértéke 523,5%, míg 1998-ban (1,48 mg N/l – 4,98 mg N/l között) 236,5% volt.

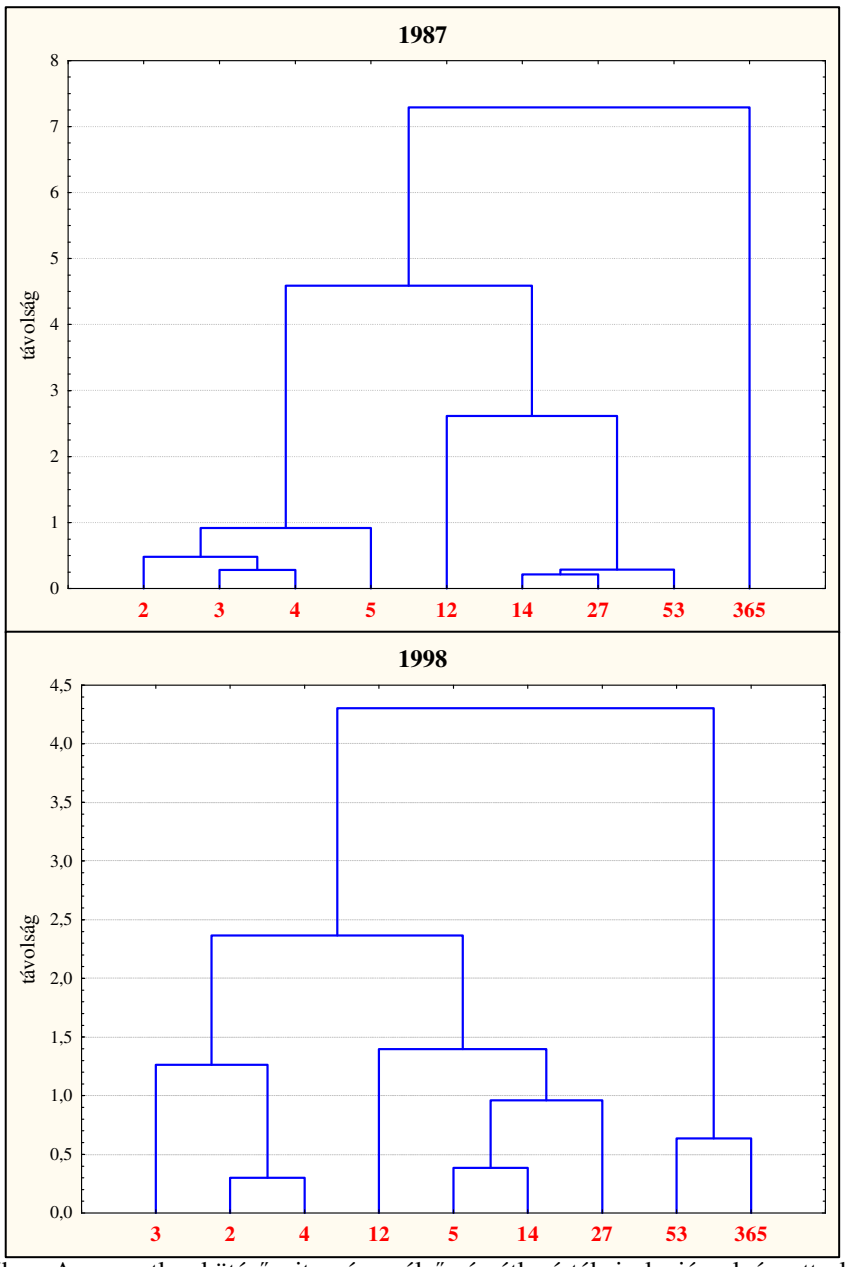
A csökkenő mintaszám mellett meghatározott éves átlagértékek esetében a két vizsgált év között majd kétszeres különbséget látunk az eltérés változásának mértékén belül. 1987-ben a legnagyobb arányú pozitív (7,02 mg N/l – 7,43 mg N/l között) eltérés mértéke 5,8%, míg a negatív eltérésé (7,02 mg N/l – 6,69 mg N/l között) 4,7% volt. 1998-ban a

pozitív eltérés (5,10 mg N/l – 5,81 mg N/l között) mértéke 13,9%, míg a negatívé (5,10 mg N/l – 4,63 mg N/l között) 9,2% volt.



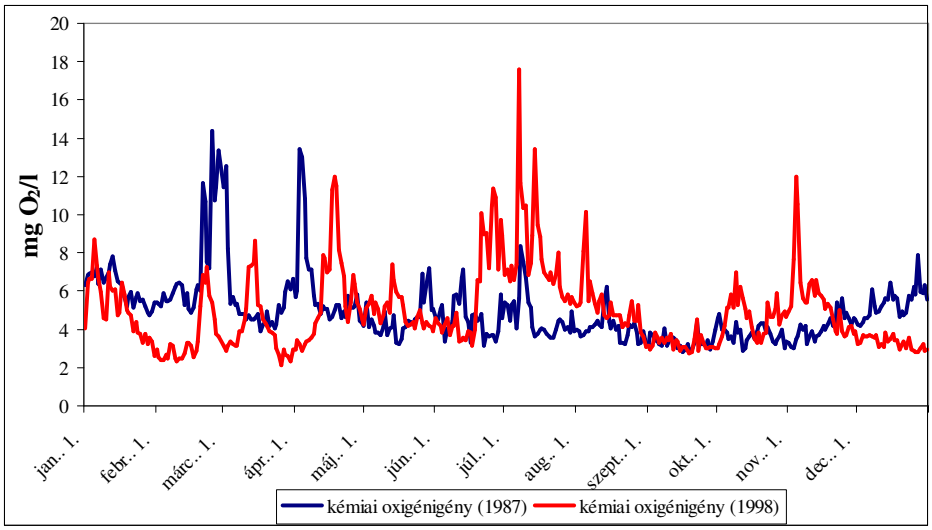
38. ábra. Szervetlen kötésű nitrogén tartalom szélső- és átlagértékének változása a csökkenő mintaszám függvényében (mg N/l)

A szélső- és átlagértékek alapján elvégzett cluster analízis eredményét bemutató dendogramok (39. ábra) alapján mindkét vizsgált évben három csoportot kaptunk. 1987-ben a napi mintavétel mellett a 12-53 minta/év, valamint a 2-5 minta/év alkottak egy-egy csoportot. 1998-ban a 2-4 minta/év, az 5-12 minta/év és az 53-365 minta/év szerinti csoportokat láthatjuk.



39. ábra. A szervetlen kötésű nitrogén szélső- és átlagértékei alapján elvégzett cluster analízis dendogramja

A savas kálium-permanganáttal mért kémiai oxigénigény éves grafikonjait a 40. ábra mutatja.



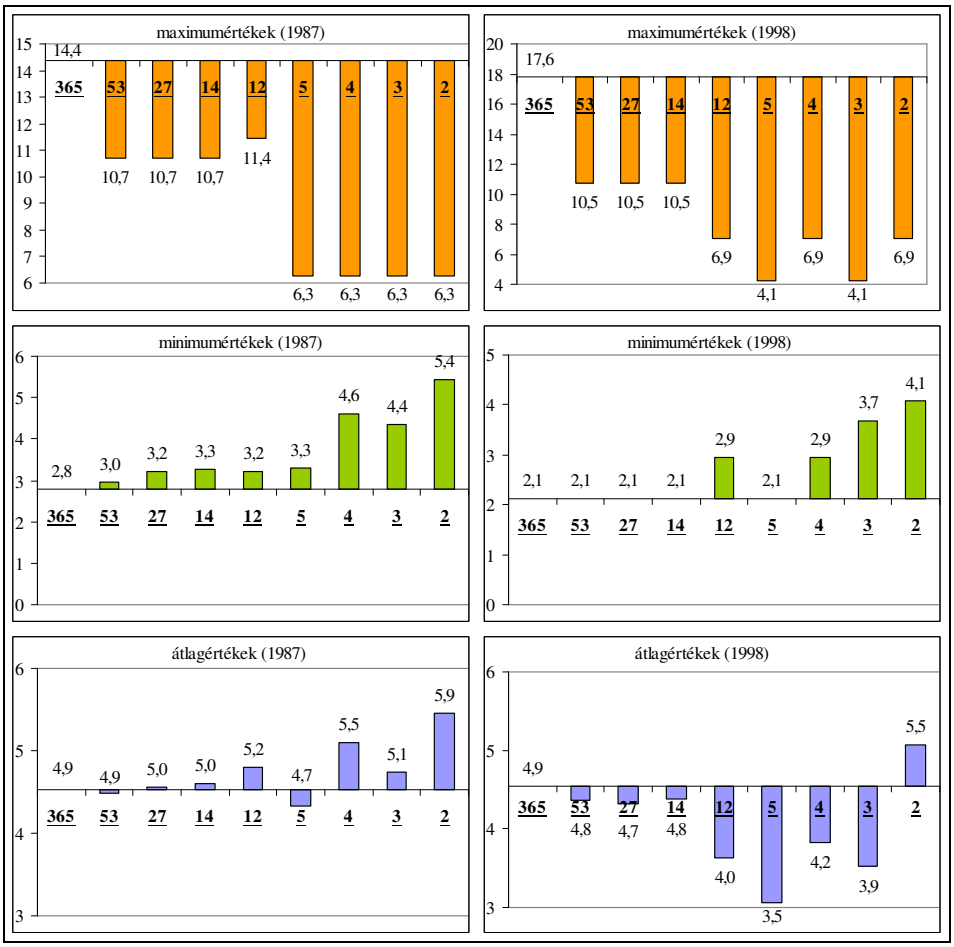
40. ábra. Savas kálium-permanganáttal mért kémiai oxigénigény mennyiségének változása napi adatsorok alapján a Tisza szolnoki szakaszán

A 41. ábra oszlopdiagramjai alapján megállapítható, hogy a két vizsgált évben a napi gyakoriságú mintavételhez tartozó szélső- és átlagértékek között nincs jelentős mértékű eltérés.

Az éves maximumértékek mindkét vizsgált évben azonos irányban változtak a csökkenő mintaszám függvényében. A napi gyakoriságú mintavétel esetében számított maximumértékekhez képest kisebb értékeket kaptunk, ahogy az éves mintaszám csökkent. 1987-ben a legnagyobb arányú eltérés (14,4 mg O_2/l – 6,3 mg O_2/l között) mértéke 56,2%, míg 1998-ban (17,6 mg O_2/l – 4,1 mg O_2/l között) 76,7% volt.

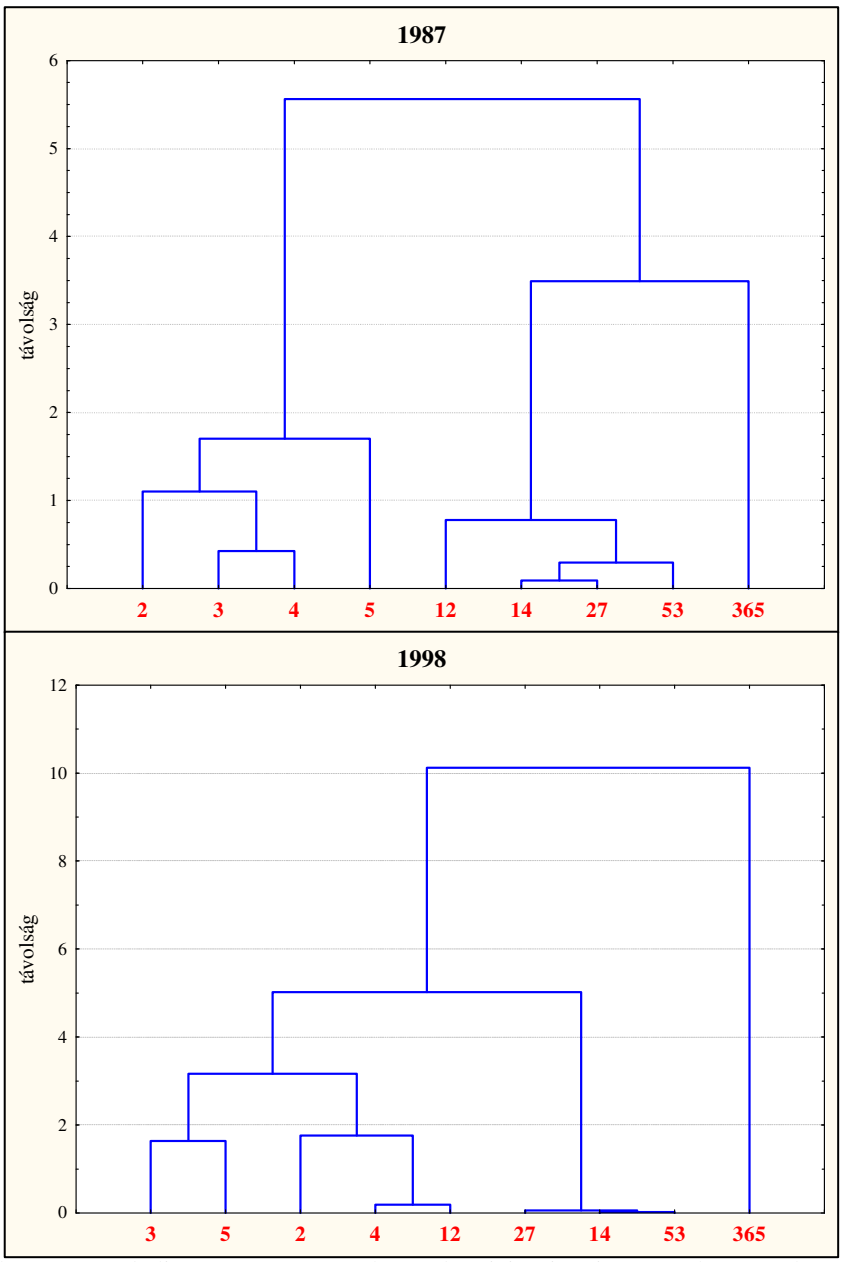
Az éves minimumértékek esetében a 365 minta/év gyakorisághoz számított minimumtól nagyobb értékeket kaptunk, ahogy a mintaszám csökkent. A két vizsgált év vonatkozásában a legnagyobb arányú eltérés mértéke közel azonos volt. A legnagyobb arányú eltérés mértéke 1987-ben (2,8 mg O_2/l – 5,4 mg O_2/l között) 92,9%, míg 1998-ban (2,1 mg O_2/l – 4,1 mg O_2/l között) 95,2% volt.

Az éves átlagértékek változásán belül 1987-ben a legnagyobb arányú pozitív eltérés (4,9 mg O_2/l – 5,9 mg O_2/l között) mértéke 20,4%, míg a negatívé (4,9mg O_2/l – 4,7 mg O_2/l között) 4,1% volt. 1998-ban a pozitív irányú eltérés (4,9 mg O_2/l – 5,5 mg O_2/l között) mértéke 12,2%, míg a negatív irányúé (4,9 mg O_2/l – 3,5 mg O_2/l között) 28,6% volt.



41. ábra. Savas kálium-permanganáttal mért kémiai oxigénigény szélső- és átlagértékének változása a csökkenő mintaszám függvényében (mg O_2/l)

A savas kálium-permanganáttal mért kémiai oxigénigény éves szélső- és átlagértékei alapján elvégzett cluster analízis dendogramjait a 42. ábra mutatja. Mindkét vizsgált évben három elkülönülő csoportot kaptunk az osztályozás során. 1987-ben 2-5 minta/év, 12-53 minta/év, valamint a 365 minta/év alkottak egy-egy csoportot. 1998-ban az alábbi csoportokat kaptuk: 2-12 minta/év, 14-53 minta/év, valamint 365 minta/év.



42. ábra. A savaskálium-permanganáttal mért kémiai oxigénigény szélső- és átlagértékei alapján elvégzett cluster analízis dendogramja

Az elvégzett értékelések alapján megállapíthatjuk, hogy a csökkenő mintaszám függvényében az egyes háttérváltozókra számított szélső- és átlagértékek jelentősen eltérnek egymástól. Az eltérés mértéke a napi gyakoriságú mintavétel alapján meghatározott szélsőértékek esetében

mindig azonos irányú volt: az éves maximumértékek csökkentek, míg a minimumértékek növekedtek. A legnagyobb arányú eltérést (365 minta/év gyakorisághoz viszonyítva) mindig a minimumértékek esetében kaptuk. A vizsgált háttérváltozók közül a zavarosság esetében kaptuk a legnagyobb arányú eltérést a minimumértékek vonatkozásában.

Az éves átlagértékek hol pozitív, hol negatív irányban tértek el a napi gyakoriságú mintavétel alapján meghatározott értékektől.

A háttérváltozók éves szélső- és átlagértékei szerint elvégzett cluster analízisek eredményei alapján a legalább 12 minta/év gyakoriságot tartjuk szükségesnek a vízminőség változásának nyomon követésére, valamint a vízminősítéshez.

5. Összefoglalás

A vízminősítéssel, háttérváltozók értékelésével a munkakörömből adódóan kezdtem foglalkozni. Munkám során tapasztaltam, hogy a felügyelőségek birtokában lévő nagyszámú adatsor értékelése általában csak az adott vizsgálati évekre korlátozódott.

Dolgozatomban a Duna és a Tisza ökológiai szempontból meghatározó fiziko-kémiai háttérváltozóinak értékelésével foglalkoztam jelentős számú (21254 adat) adatsor feldolgozása révén. A rendelkezésre álló nagy adatmennyiség lehetőséget biztosított különböző vízfolyás típusok háttérváltozók szerinti ökológiai vízminősítésére (DÉVAI et al. 1992c, 1999), valamint a mintavételi gyakorisággal kapcsolatos vizsgálatok végzésére. A háttérváltozók értékelése, feldolgozása az alábbi főbb szempontok szerint történt:

- A Duna magyarországi felső szakszán kijelölt rajkai, medvei és komáromi törzshálózati mintavételi helyek 1990., 1994. és 1998. évi sodorvonali mintái alapján történő DÉVAI és munkatársai által (1992c, 1999) kidolgozott ökológia vízminősítése.
- A Duna komáromi keresztszelvényéből származó 1990., 1994. és 1998. évek mintáinak összehasonlítása.
- A Tisza DÉVAI és munkatársai által (1992c, 1999) kidolgozott ökológiai vízminősítése a tiszabecsi, szolnoki és tápéi adatsorok alapján.
- A Tisza szolnoki szakaszáról származó hosszú idejű (1983-2000) adatsorok értékelése a vízjárás függvényében heti, kétheti és napi mintavételi adatok felhasználásával.
- Mintavételi gyakoriság vizsgálatok a Tisza szolnoki napi adatsorai alapján.

Dolgozatomban a fiziko-kémiai adatsorok értékelését, feldolgozását egyrészt a DÉVAI és munkatársai (1992c, 1999) által kidolgozott ökológiai vízminősítő rendszer, másrészt egyszerű statisztikai módszerek alkalmazásával végeztem el.

A Duna esetében az Észak-dunántúli Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Felügyelőség illetékességi területére eső, az országos törzshálózati mintavételi helyek közül a rajkai, a medvei és a komáromi szelvényekből származó fiziko-kémiai adatsorok feldolgozása történt meg. Három kiválasztott év (1990, 1994 és 1998) fiziko-kémiai változói alapján végeztem el a DÉVAI és munkatársai (1992c, 1999) szerinti ökológiai vízminősítést. Az adatsorokból az alábbi

háttérváltozókat értékeltem ki az idő, a hossz- és keresztszelvény függvényében: vízhozam, fajlagos elektromos vezetőképesség, oldott ortofoszfát- és összes foszfor tartalom, szervetlen kötésű (ásványi/anorganikus) és szerves nitrogén tartalom, savas kálium-permanganáttal mért kémiai oxigénigény (KOI_{ps}), a-klorofill (keresztszelvény vizsgálatoknál csak 1998. évi adatok álltak rendelkezésre hiánytalanul) tartalom.

A Duna magyarországi felső szakaszának három országos törzshálózati mintavételi szelvényének ökológiai vízminősítését 2556 fiziko-kémiai adat feldolgozásával végeztem el. Az ökológiai vízminősítés dinamikus mutatócsoportján belül hét vízminőségi változó hossz-szelvény menti változását vizsgáltam három kiválasztott évben.

A halobitás-tipológiába (sótartalom és sóösszetétel alapján) tartozó fajlagos elektromos vezetőképesség értékek mindhárom vizsgált szelvényben a 2. aktuális tipológiai kódérték tartományban (250-550 µS/cm) estek. A hossz-szelvény mentén Rajkától Komáromig a vezetőképesség éves szélső- és átlagértékeinek kis mértékű növekedése volt tapasztalható az azonos évek vonatkozásában. A három mintavételi szelvény fajlagos elektromos vezetőképesség értékei alapján számított globális tipológia 4-nek adódott (az 1994. évi medvei adatok kivételével), azaz a vizsgált Duna-szakaszt közepesen változó sótartalmat mutatott alacsony vezetőképesség értékek mellett.

A trofitás-tipológián (szervetlen növényi tápanyagtartalom alapján) belül a szervetlen kötésű (ásványi/anorganikus) nitrogén és az oldott ortofoszfát-foszfor mennyiségének változását vizsgáltam. Az ásványi nitrogén mennyisége a vegetációs periódus kezdetével fokozatos csökkenést (nyári minimum értékek), majd a vegetációs periódus végének közeledtével lassú növekedést (téli maximum értékek) mutatott. A szervetlen kötésű nitrogén tartalomból számított éves átlagértékek és szélsőértékek mindhárom szelvényben csökkenő tendenciát mutattak. A szervetlen kötésű nitrogén tartalom értékei a három vizsgált év és a három mintavételi szelvény vonatkozásában négy aktuális tipológiai kódérték tartományba (5-8) estek. Mindhárom vizsgált évben és mindhárom mintavételi szelvényben a globális tipológia értéke 3 volt, azaz szervetlen kötésű nitrogénben igen gazdag volt a vizsgált Duna szakasz. Az oldott ortofoszfát-foszfor mennyiségének éves átlagértékei 1990-től 1998-ra több mint 50%-al csökkentek mindhárom vizsgált szelvényben: Rajkánál 64,7%-al, Medvénél 59,8%-al, Komáromnál 54,8%-al. Mind az éves maximum, mind az éves minimum értékek is csökkentek 1998-ra. A vizsgált időszakban az oldott ortofoszfát-foszfor mért értékei az 1-7. aktuális tipológiai kódérték tartományba tartoztak. Rajkánál mindhárom

vizsgált évben, Medvénél és Komáromnál 1990-ben és 1994-ben a globális tipológia értéke 2 volt, azaz oldott ortofoszfát-foszforban gazdag volt a vizsgált Duna szakasz. A medvei és komáromi szakaszon 1998-ban 1 volt a globális tipológia értéke, azaz oldott ortofoszfát-foszforban szegény volt a víz.

A szervetlen növényi tápanyagtartalom alapján elvégzett ökológiai minősítés alapján megállapítottam, hogy a Duna magyarországi felső szakasza Rajkánál mindhárom vizsgált évben, míg Medvénél és Komáromnál 1990-ben és 1994-ben oldott ortofoszfátban gazdag, míg szervetlen kötésű nitrogénben igen gazdag víz volt. Az 1998-ra az oldott ortofoszfát tartalom csökkenés miatt Medvénél és Komáromnál oldott ortofoszfátban szegény, míg a szervetlen kötésű nitrogénben igen gazdag víz volt a jellemző.

A szerves táplálékellátottságot (szaprobitás-tipológia) jelző komponensek közül az összes foszfor, a kémiai oxigénigény és a szerves kötésű nitrogén mennyiségének változását vizsgáltam. A kémiai oxigénigény, az összes foszfor mennyiségének változása a három vizsgált időszakban és mindhárom szelvényben csökkenő, míg a szerves kötésű nitrogén tartalom növekvő (jelentős mértékű) tendenciát mutatott. Mindhárom vizsgált évben és mintavételi szelvényben a 3. aktuális tipológiai kódérték tartományba esett a mért kémiai oxigénigény értékek 73,1-92,6%-a. Az összes foszfor tartalom és a szerves kötésű nitrogén mennyiség szerint elvégzett aktuális tipologizálás alapján megállapítottam, hogy mindhárom vizsgálati szelvényben a vizsgált időszakban kódérték tartomány váltás következett be. A szerves táplálékellátottságot (szaprobitás) jelző komponensek mennyisége alapján megállapítottam, hogy a vizsgált Duna szakasz 1990-ben és 1994-ben szerves táplálékban szegénynek, míg 1998-ban mérsékelten gazdagnak bizonyult.

Az élő természet által meghatározott mutatócsoport elemei közül a konstruktivitás-tipológián belül az a-klorofill tartalom változását vizsgáltam a Duna felső szakaszán. Az egyes mintavételi szelvények éves szélsőértékei között jelentős mértékű eltérés mutattam ki. A legnagyobb mértékű különbséget (124,1 µg/l) a medvei szelvény 1990. évi maximum és minimum értékei között kaptam. Az éves maximum értékek esetében a három szelvényben határozott mértékű csökkenés volt kimutatható a vizsgált időszakban. Az éves átlagértékek közötti különbség nagysága nem számottevő. Az a-klorofill tartalom a globális tipológiai számítás szerint alacsony és nagymértékben változó volt mindhárom szelvényben a vizsgált időszakokban.

A komáromi keresztszelvény ökológiai vízminősítéséhez 2097 fizikokémiai adat feldolgozását végeztem el a három kiválasztott évből. Az ökológiai vízminősítéshez hét vízminőségi változót használtam fel.

A keresztszelvény egyes mintavételi pontjai között az adott években kis mértékű eltérés tapasztalható a fajlagos elektromos vezetőképesség értékek alapján. A jobb parti éves maximum és átlagértékek magasabbak mindhárom vizsgált évben, mint a bal partiak és sodorvonaliak. A vizsgált időszakban kis mértékű növekedés volt tapasztalható a vezetőképesség éves maximum és éves átlagértékei alapján. A Duna komáromi keresztszelvényét közepesen változó sótartalom jellemzi alacsony vezetőképesség értékek mellett, azaz az évenként meghatározott globális tipológia értéke 4 volt.

A szervetlen kötésű nitrogén tartalom esetében a Duna komáromi keresztszelvényében a mért értékek négy kódérték tartományba (5-8.) estek. A vizsgált időszakban, mind az éves szélsőértékek, mind az átlagértékek csökkenő tendenciát mutattak. Mindhárom évben a parti minták éves maximum értékei – kivéve 1990. jobb parti adatok – magasabbak voltak, mint a sodorvonaliak. A szervetlen kötésű nitrogén tartalom globális tipológiai értékei alapján megállapítottam, hogy 1990-ben és 1994-ben a Duna komáromi keresztszelvényében a folyó szervetlen kötésű nitrogénban igen gazdagnak, míg 1998-ban gazdagnak adódott. Az oldott ortofoszfát-foszfor esetén mindhárom vizsgált évben jelentős különbségeket mutattam ki a keresztszelvény egyes mintavételi pontjai között. A jobb parti mintákban az oldott ortofoszfát-foszfor mennyisége mindhárom évben többnyire nagyobb volt a keresztszelvény másik két pontjáról származó mintákénál. A komáromi keresztszelvény bal parti és sodorvonali mintáinak oldott ortofoszfát tartalma alapján számított éves globális tipológiai értékek alapján megállapítottam, hogy a Duna 1990-ben és 1994-ben oldott ortofoszfát-foszforban gazdag, míg 1998-ban szegény volt. A jobb parti minták esetében a jelentős éves szélső- és átlagérték csökkenés ellenére is a Duna mindhárom vizsgált évben oldott ortofoszfát-foszforban gazdag volt. A parti és sodorvonali trofitás-tipológiai értékek alapján 1990-ben és 1994-ben a víz oldott ortofoszfátban gazdag, szervetlen kötésű nitrogénben igen gazdag, míg 1998-ban oldott ortofoszfátban szegény, szervetlen kötésű nitrogénben gazdag volt. A jobb part esetében 1998-ban a Duna oldott ortofoszfátban és szervetlen kötésű nitrogénben gazdag volt.

A kémiai oxigénigény esetében a legnagyobb mértékű eltérés a keresztszelvény mintavételi pontjai között az 1998-as adatokban látható, főleg a sodorvonali mintáknál, s ekkor a nagy csúcsok nemcsak nagyságukban, hanem időbeni lefutásukban is eltértek egymástól. Ilyen

jellegű különbség sem 1990-ben, sem 1994-ben nem volt kimutatható. A kémiai oxigénigény éves átlagértékei a Duna komáromi keresztszelvényének mindhárom mintavételi pontján a vizsgált időszakban csökkenő tendenciát mutattak. Az összes foszfor esetében is jelentős eltéréseket állapítottam meg a keresztszelvény pontjai között. Az összes foszfor mennyisége a teljes komáromi keresztszelvényben jelentős mértékben lecsökkent, ahogy ezt a szélső- és átlagértékek változása alapján igazoltam. A szerves kötésű nitrogén esetében is egyértelműen elkülöníthető a három mintavételi hely egymástól mindhárom évben, de eltérő mértékben. 1990-ben a különbségek viszonylag csekélyek, 1994-ben számottevőek, míg 1998-ban jelentősek voltak, főként ősztől tavaszig. Az adatsorok alapján bizonyítottam, hogy a vizsgált időszakban a Duna komáromi keresztszelvényében a szerves kötésű nitrogén mennyisége növekedett. A teljes keresztszelvényre jellemző volt a vizsgált időszakban a mért értékek szélső- és átlagértékeinek jelentős mértékű növekedése. A bal parti adatsorok esetében volt a legerőteljesebb a növekedés mértéke. A szerves táplálékellátottságot (szaprobitás) jelző komponensek mennyisége alapján megállapítottam, hogy a vizsgált komáromi keresztszelvény 1990-ben és 1994-ben szerves táplálékban szegény, míg 1998-ban mérsékelten gazdagnak bizonyult.

Az a-klorofill tartalom a globális tipológiai számítás szerint a két parti mintavételi ponton alacsony és nagy mértékben változó, míg a sodorvonalban közepesen magas és nagy mértékben változó volt a vizsgált időszakban.

A dunai háttérváltozók feldolgozásával elsőként igazoltam, hogy folyam nagyságú vízfolyás esetében is használható az ökológiai vízminősítő rendszer. Az ökológiai vízminősítés háttérváltozóinak aktuális és globális kódértékei alapján kimutattam az egyes mintavételi helyek, valamint a vizsgált időszakok közötti különbségeket. A változást az aktuális tipológia esetében a kódérték tartományok, míg a globális tipológia esetében a kódértékek közötti kategória váltással bizonyítottam több háttérváltozó esetében.

A Duna komáromi keresztszelvényében elvégzett ökológiai vízminősítés alapján megállapítottam, hogy az egyes mintavételi pontok között a vizsgált változók vonatkozásában jelentős különbségek nem alakultak ki. A parti mintavételi pontok alapján elvégzett vízminősítés aktuális és globális tipológiai értékei nem adnak többlet információt a sodorvonali értékekhez képest.

A tiszai háttérváltozók feldolgozásával lehetőségem nyílt három mintavételi szelvény (Tiszabecs, Szolnok, Tápé) hossz-szelvény menti összehasonlítására, ökológiai vízminősítésére, egyes változók

vízhozamtól való függésének vizsgálatára, valamint csökkenő mintaszám függvényében vizsgálni a szélső- és átlagértékek alakulását.

A Tisza tiszabecsi, szolnoki és tápéi szelvényeinek ökológiai vízminősítését (DÉVAI et al. 1992c, 1999) a Felső-Tisza-vidéki, a Közép-Tisza-vidéki és az Alsó-Tisza-vidéki Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Felügyelőségek hat éves (1995-2000) adatsorainak felhasználásával végeztem. Elemző munkám során az ökológiai vízminősítésnek a halobitási, az aerobitási, a trofitási, a szaprobitási és a konstruktivitási viszonyokat tükröző mutatóival dolgoztam, jellemzésükre pedig az alábbi tényezőket használtam: fajlagos elektromos vezetőképesség, oxigéntelítettség, szervetlen kötésű nitrogén, savas kálium-permanganáttal mért kémiai oxigénigény, a-klorofill.

A Tisza hossz-szelvény vizsgálata esetében elsőként alkalmaztam az ökológiai vízminősítés rendszerét. A Tisza három országos törzshálózati mintavételi szelvényeiből származó hatéves adatsorainak elemzését végeztem el 3388 mért érték alapján. A tiszabecsi, a szolnoki és a tápéi szelvények esetében elvégeztem az ökológiai vízminősítést. Az ökológiai vízminősítés keretében mintavételi szelvényenként meghatároztam az egyes vizsgált évek halobitás és konstruktivitás mutatóihoz tartozó globális tipológiai értékek változását. Vizsgáltam az egyes komponensek mért értékeinek az ökológiai tipológia egyes kódértékei szerinti megoszlását a hossz-szelvény függvényében. Külön tanulmányoztam az adott minőségi mutatóhoz tartozó átlag-, maximum- és minimumértékek változását.

A kapott eredmények alapján megállapítottam, hogy az ökológiai vízminősítés aktuális tipológiai kódérték tartományaiba eső tényleges adatok százalékos megoszlása alapján az egyes mutatócsoportok esetében jelentős különbségek jelentkeznek a mintavételi szelvények között. A halobitás-tipológia esetében mindhárom vizsgált szelvény fajlagos elektromos vezetőképesség értékeinek jelentős hányada (61-94%) az aktuális tipológia 2. kódérték tartományába tartozott, miközben Tiszabecstől Tápé felé haladva a maximum-, minimum és átlagértékek növekedtek. A halobitás-tipológia keretében meghatározott éves globális tipológiai értékek alapján a tiszabecsi szelvényt közepesen változó sótartalom jellemezte alacsony vezetőképesség értékek mellett (4. kategória). A szolnoki és tápéi mintavételi szelvényekre vonatkozóan 4. és 5. kategóriákat (gyengén változó sótartalom magas vezetőképesség mellett) kaptam.

Az aerobitás-tipológia alapján, az oxigéntelítettség komponensre vonatkozóan egy kódérték tartománybeli különbséget mutattam ki a tiszabecsi és a szolnoki-tápéi szelvények között. A folyó

oxigéntelítettségének éves átlagértékei a Tiszabecs-Szolnok-Tápé vonalban csökkentek.

A trofitás-tipológiánál vizsgált szervetlen kötésű nitrogéntartalom változása alapján igazoltam, hogy a folyó felső és középső-alsó szakaszai között az aktuális tipológia alapján két kódérték tartományi különbség van. A maximum-, minimum- és átlagértékek változása alapján is kimutattam, hogy a folyó Tiszabecstől Tápé felé haladva tápanyagban gazdagodik.

A szaprobitás-tipológia keretében vizsgált kémiai oxigénigény változás alapján megállapítottam, hogy a Tisza felső szakasza szervesanyagban szegényebb, mint a középső-alsó szakasz. Tiszabecsnél a tényleges adatok 37-40%-a a 2-3. aktuális tipológiai kódérték tartományba tartozott, míg a szolnoki és tápéi szakaszok esetében a 3. kategória (72-74%) volt a legmeghatározóbb. Az éves maximumértékek csökkenése mellett az átlagértékek növekedése jellemezte a Tisza Tiszabecs-Tápé közötti szakaszát.

Az a-klorofill vizsgálatok eredménye alapján konstruktivitás-tipológia vonatkozásában a teljes magyarországi folyószakaszra vonatkozóan egységesen 1. aktuális tipológiai kódértéket kaptam, azonban a tápanyagtartalom növekedésével párhuzamosan az a-klorofill tartalom is növekedett, ahogy ezt az éves átlagértékek eredményei mutatták. A konstruktivitás-tipológia esetében meghatározott 7. kategória (az a-klorofill tartalom alacsony és nagy mértékben változó) mind a három szelvényt jellemezte az összes vizsgálati évre vonatkozóan.

A vízjárás és vízminőségi mutatók összefüggésére vonatkozó vizsgálatokhoz az 1983-2000. évek közötti időszakot választottam. A vizsgált időszakra vonatkozó adatsorokat a Közép-Tisza-vidéki Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Felügyelőség, a Víz- és Csatornaművek Koncessziós ZRt. Szolnok és a Közép-Tisza-vidéki Környezetvédelmi és Vízügyi Igazgatóság bocsátotta rendelkezésemre. Vizsgálataim során az ökológiai vízminősítésnek a vízforgalmi, a halobitási, a szaprobitási és a konstruktivitási viszonyokat tükröző mutatóival dolgoztam, jellemzésükre pedig egy-egy tényező – a vízhozam, a fajlagos elektromos vezetőképesség, a savas kálium-permanganáttal mért kémiai oxigénigény és az a-klorofill – adatsorait használtam.

Munkám során a Tisza szolnoki szakaszának három időszakból származó heti/kétheti adatsorainál a fajlagos elektromos vezetőképességet és az a-klorofill tartalmat a vízhozammal összefüggésben vizsgáltam 907 mért érték alapján. A kapott eredmények alapján megállapítottam, hogy az esetek döntő többségében az egyes (ténylegesen mért és simított)

adatok szerinti összehasonlítás, továbbá az átlagértékeken alapuló pozitív irányú együttváltozás, ill. az egyedileg értelmezett különváltozás szerinti összevetés sem adott értékelhető eredményeket. Az átlagértékeken alapuló összesített különváltozás, ill. az együttváltozáson belül a negatív irányú együttváltozás értékelésekor azonban – különösen a vízhozam és a fajlagos elektromos vezetőképesség esetében, ill. mindkét tényezőpárosnál főként a 0 cm vízállás feletti és a biológiailag aktív időszakban – szoros összefüggést kaptam. Ezek az eredmények azt tanúsítják, hogy a fajlagos elektromos vezetőképesség értéke és az a-klorofill mennyisége a Tiszában túlnyomórészt a vízhozammal ellentétes irányban változik.

A számításaim szerint a vízhozam csökkenése többnyire mind a fajlagos elektromos vezetőképesség, mind az a-klorofill hasonló irányú (azzal ellentétes) változásával jár együtt.

A Tisza szolnoki szakaszának kétszer öt éves időszakából származó napi gyakoriságú adatsorok alapján a fajlagos elektromos vezetőképesség és a savas kálium-permanganáttal mért kémiai oxigénigény értékeit a vízhozammal összefüggésben vizsgáltam 7926 mért érték alapján.

A kapott eredmények alapján igazoltam, hogy mindkét időszak esetében a fajlagos elektromos vezetőképesség és a vízhozam között a különváltozás, a kémiai oxigénigény és a vízhozam között pedig az együttváltozás mutatott értékelhető összefüggést, elsősorban az átlagértékek vonatkozásában. A negatív irányú együttváltozásnál mindkét esetben, de különösen a fajlagos elektromos vezetőképességnél jól értékelhető kapcsolatra utaló értékeket kaptam. Az adatsorok elemzése azt mutatta, hogy a mintavételi gyakoriságból adódó különbségek nem befolyásolják számottevően az egyes tényezőpárok közötti összefüggés szorosságát.

A napi, heti és kétheti adatsorok feldolgozása révén kimutattam, hogy a simítás módszerének alkalmazása a vizsgált háttérváltozók esetében nem ad többlet információt.

A fajlagos elektromos vezetőképesség és a kémiai oxigénigény értékei a két különböző gyakoriságú adatsor esetében túlnyomórészt az ökológiai vízminősítés tipológiájának egy-egy azonos osztályközébe estek, azaz a mintavételi gyakoriságból adódó eltérő mintaszámok nem befolyásolták az ökológiai vízminősítés eredményeit.

Eredményeim azt mutatják, hogy a napi adatsorok felhasználásával kedvező lehetőség nyílhat a vízfolyások esetében a jól és egyértelműen használható ökológiai minősítési rendszer tipológiájának további finomítására.

A mintavételi gyakorisággal kapcsolatos elemzésemhez a Víz- és Csatornaművek Koncessziós ZRt. Szolnok 1987. és 1998. évi méréseiből a fajlagos elektromos vezetőképességre, a zavarosságra, szervetlen kötésű nitrogénre és a savas kálium-permanganáttal mért kémiai oxigénigényre vonatkozó napi adatsorokat dolgoztam fel. Az adatsorok felhasználásával idősorelemzést végeztem 4380 mért érték alapján. Csökkenő mintaszám mellett vizsgáltam a maximum, a minimum és az átlagértékek változását.

Az elvégzett értékelések alapján megállapítottam, hogy a csökkenő mintaszám függvényében az egyes háttérváltozókra számított szélső- és átlagértékek jelentősen eltérnek egymástól. Az eltérés mértéke a napi gyakoriságú mintavétel alapján meghatározott szélsőértékek esetében mindig azonos irányú volt: az éves maximumértékek csökkentek, míg a minimumértékek növekedtek. A legnagyobb arányú eltérést (365 minta/év gyakorisághoz viszonyítva) mindig a minimumértékek esetében kaptam. Az éves átlagértékek hol pozitív, hol negatív irányban tértek el a napi gyakoriságú mintavétel alapján meghatározott értékektől.

Az elvégzett értékelések alapján megállapítottam, hogy a vizsgált változók esetében legalább évi 12 mintavétel szükséges. Mintavételi gyakoriság vizsgálataim igazolták, hogy a Víz Keretirányelv alapján fiziko-kémiai változókra előírt legalább évi 4 mintavétel a Tisza esetében nem elégséges.

Vizsgálataim, az elvégzett értékelések azt mutatják, hogy a vízfolyások vízminősítése hidrológiai és fiziko-kémiai változók rendszeres mérése nélkül elképzelhetetlen. A hosszú idejű adatsorok lehetőséget adnak az évszakos, illetve a trend jellegű változások nyomon követésére, kimutatására.

A mintavételi gyakoriság kapcsán elvégzett értékeléseink azt mutatják, hogy szükséges biztosítani a legalább 12 minta/év gyakoriságú vízvizsgálatot. Víztest típusonként referencia jelleggel ajánlott lehet a nagyobb, akár napi gyakoriságú mintavételek végzése. A vizsgálandó háttérváltozók körét egyrészt a kiválasztott víztest jellege alapján, másrészt gazdasági és gyakorlati szempontok szerint szükséges meghatározni. Így például, mind a Tisza, mind a Duna esetében javaslom, hogy hossz-szelvényben vizsgálják az alábbi háttérváltozókat napi rendszerességgel:

- pH,
- fajlagos elektromos vezetőképesség,
- összes lebegőanyag vagy zavarosság,
- oxigéntelítettség,
- oldott ortofoszfát-foszfor,

- szervetlen kötésű nitrogén,
- összes foszfor,
- a-klorofill (napi gyakorisággal csak vegetációs időszakban)

Eredményeink rámutattak, hogy a keresztszelvény vizsgálatok monitorozó jellegű, rendszeres végzése nem indokolt a vízminősítés szempontjából. A vizsgálatokat havária jellegű szennyezések, valamint terhelés vizsgálatok végzése esetén tartjuk indokoltnak.

A nagyszámú adat értékelése, illetve a rendelkezésemre álló szakirodalom alapján indokoltnak látom, hogy az ökológiai vízminősítés rendszerét (DÉVAI 1992c, 1999) a vízfolyásokra is dolgozzuk ki. A vízfolyásokra vonatkozóan, a minősítési elemek közé – a dinamikus mutatócsoporton belül – javaslom felvenni a zavarosság és/vagy összes lebegőanyag, valamint a biokémiai oxigénigény (5 napos) mérését. Az a-klorofill esetében javaslom, az aktuális tipológiai osztályközök felülvizsgálatát, a skálázás megváltoztatását.

Remélem, hogy a munkám segítséget adhat a hazai vízfolyásokra kidolgozandó, a Víz Keretirányelv elvárásainak is megfelelő új vízminősítő rendszer elkészítéséhez.

6. Summary

I have started to deal with water qualification and valuation of background variables resulting from my scope of activities. During my work I have experienced that the valuation of numerous data-lines owned by the inspectorates has been limited to the given years of the examinations.

I have treated the evaluation of those physical- and chemical background variables of Danube and the river Tisza, which are characteristic from ecological viewpoint, by processing numerous data lines (21254 data). This available and huge amount of data has made possible ecological water qualification of different types of water courses according to background variables (DÉVAI et al. 1992c, 1999) as well as carrying out examinations in connection with sampling frequency. Evaluation and processing of background variables have happened according to the following main aspects:

- Ecological water qualification elaborated by DÉVAI and his research workers (1992c, 1999) of the sampling sites of the master network of Upper Danube located at Rajka, Medve and Komárom on the basis of the stream-line samples of 1990, 1994 and 1998.
- Comparison of the samples of 1990, 1994 and 1998 taken from the cross section of Danube at Komárom.
- Ecological water qualification elaborated by DÉVAI and his research workers (1992c, 1999) of the river Tisza on the basis of the data-lines of Tiszabecs, Szolnok and Tápé.
- Valuation of long term (1983-2000) data lines originated from the section of the river Tisza at Szolnok as a function of water regime using up data of weekly, fortnightly and daily sampling.
- Examinations in connection with sampling frequency on the basis of the daily data-lines of the river Tisza at Szolnok.

In my dissertation I have performed the processing and evaluation of physical- and chemical data-lines on the one hand by applying ecological water qualification system elaborated by DÉVAI and his research workers (1992c, 1999) and on the other hand by applying simple statistical methods.

In the case of Danube evaluation of the physical- and chemical data-lines originated from the sections located at Rajka, Medve and Komárom - venue of Inspectorate for Environment, Nature and Water of the North Transdanubian Region - and belonging to the sampling sites of the

national regular network has happened. I have performed ecological water qualification elaborated by DÉVAI and his research workers (1992c, 1999) on the basis of the physical- and chemical variables of three chosen years (1990, 1994 and 1998). From the data-lines I have evaluated the following background variables as a function of time, longitudinal- and cross section: water discharge; specific electric conductivity; dissolved orthophosphate content and total phosphorous content; inorganically bounded (mineral/inorganic) nitrogen content and organic nitrogen content; chemical oxygen demand with potassium permanganate(KOIps); chlorophyll-a (in the case of the examinations executed in the cross sections only the data of 1998 were available without loss).

I have performed ecological water qualification of the three sampling sections of the national regular network located at the Hungarian upper region of Danube by processing 2556 physical-chemical data. In the three chosen years I have examined the changes of seven variables of water qualification within the dynamic attributes of ecological water qualification along a longitudinal section.

Values of specific electric conductivity belonging to the halobity-typology (on the basis of salt content and salt composition) were in the range of the 2nd actual typological code-value (250-550 µS/cm) in every examined section. In the same years a small increase of annual extreme- and mean values of conductivity has been experienced along the longitudinal section from Rajka to Komárom. The global typological code-value reckoned on the basis of the values of specific electric conductivity of the three sampling sections was 4 (except the data of Medve in 1994), id est the examined reach of Danube has shown moderate changing salt content by low values of conductivity.

Within the trophity-typology I have examined the changing of the amount of inorganically bounded (mineral/inorganic) nitrogen and dissolved orthophosphate (on the basis of inorganic plant nutrient content). The amount of inorganic nitrogen has decreased gradually with the beginning of the growing season (summer minimum values), then it has increased slowly with the coming of the end of the growing season (winter maximum values). The annual extreme- and mean values reckoned from the content of inorganically bounded (mineral/inorganic) nitrogen have shown decreasing tendency in every section. The values of the content of inorganically bounded (mineral/inorganic) nitrogen were in four ranges of the actual typological code-value (from 5 to 8) in the case of the three sampling sections. In the three examined years the global typological value was 3 in every sampling section, id est the examined reach of Danube was very reach in inorganically bounded

(mineral/inorganic) nitrogen. From 1990 to 1998 the annual mean values of the amount of dissolved orthophosphate have decreased with more than 50 percent in every sampling section: with 64,7% at Rajka, with 59,8% at Medve, with 54,8% at Komárom. Both annual maximum values and annual minimum values have also decreased to 1998. In the examined period the measured values of dissolved orthophosphate has fell within the 1st–7th ranges of actual typological code-value. The value of global typology was 2 at Rajka in every examined year and at Medve and Komárom in 1990 and 1994, id est the examined reach of Danube was reach in dissolved orthophosphate. In 1998 the value of global typology was 1 at the sections of Medve and Komárom, id est water was poor in dissolved orthophosphate.

On the basis of ecological qualification performed by inorganic plant nutrient content I have established that water was reach in dissolved orthophosphate and very reach in inorganically bounded (mineral/inorganic) nitrogen at the Hungarian upper region of Danube of Rajka in the three examined years while this was the situation at Medve and Komárom in 1990 and 1994. As dissolved orthophosphate content has decreased to 1998 water was poor in dissolved orthophosphate and very reach in inorganically bounded (mineral/inorganic) nitrogen at Medve and Komárom.

Among the components indicating the organic nutrient supply (saprobity-typology) I have examined the changing of the amount of total phosphorus, chemical oxygen demand and organically bounded nitrogen. The changing of chemical oxygen demand the changing of the amount of total phosphorus have shown decreasing tendency at every section in every examined year while the amount of organically bounded nitrogen has shown (significantly) increasing tendency. The 73,1-92,6 percent of the measured values of chemical oxygen demand has fell in the 3rd range of actual typological code-value at every sampling section in every examined year. On the basis of the actual typology performed by the amount of total phosphorus and organically bounded nitrogen I have established that there was a change in the range of code value at every sampling section in the examined periods. On the basis of the amount of the components indicating organic nutrient supply (saprobity) I have established that the examined reach of Danube was poor in organic nutrients in 1990 and 1994 while it was moderately reach in 1998.

Among the elements of the attributes determined by living organisms - within constructivity-typology - I have examined the changing of chlorophyll-a content at the upper region of Danube. I have detected significant difference between the annual extreme values of the single

sampling sections. The largest difference (124,1 µg/l) has been shown between the maximum and minimum values of 1990 at the section of Medve. In the case of the annual maximum values a definite decrease was demonstrable at the three sections in the examined periods. The difference between the annual mean values is not significant. According to the calculation of global typology chlorophyll-a content was low and greatly changing at the three sections in the examined periods.

For ecological water qualification of the cross section at Komárom I have processed 2097 physical-chemical data from the three chosen years. I have used seven variables of water qualification for ecological water qualifying.

On the basis of the values of specific electric conductivity a small degree of difference can be experienced between the single sampling sites of the cross section in the given years. In the three examined years the annual maximum- and mean values of the right bank were higher than the values of the left bank and stream-line. In the examined period a small degree of increase can be experienced on the basis of the annual maximum- and mean values of conductivity. Moderately changing salt content is characteristic of the cross section of Danube at Komárom by low values of conductivity, id est the annually determined value of global typology was 4.

In the case of inorganically bounded nitrogen content the measured values have fell in four ranges of code value (from the 5th to the 8th) at the cross section of Komárom. In the examined period both the annual extreme values and mean values have shown decreasing tendency. In all three years the annual maximum values of the samples of the banks – except the data of the right bank in 1990 – were higher than the values of the samples from the stream-line. On the basis of the global typological values of inorganically bounded nitrogen content I have established that the river has proved very reach in inorganically bounded nitrogen at the cross section of Komárom in 1990 and 1994 while it has proved rich in 1998. In the case of dissolved orthophosphate-phosphorus I have shown significant differences between the single sampling sites of the cross section in all three examined years. In the samples of the right bank the amount of dissolved orthophosphate-phosphorus was mostly higher than in the samples originated from the two other sampling sites of the cross section in all three examined years. On the basis of the annual global typological values reckoned by the orthophosphate content of the samples of the left bank and stream-line at Komárom I have established that in 1990 and 1994 Danube was reach in dissolved orthophosphate-phosphorus while it was poor in 1998. In the case of the samples of the

right bank Danube was reach in dissolved orthophosphate-phosphorus in spite of the significant annual decrease of the extreme- and mean values in all three examined years. On the basis of the trophity-typological values of the bank and stream-line water was reach in dissolved orthophosphate and very reach in inorganically bounded nitrogen in 1990 and 1994, while it was poor in dissolved orthophosphate and reach in inorganically bounded nitrogen. In the case of the right bank Danube was reach in dissolved orthophosphate and inorganically bounded nitrogen in 1998.

In the case of chemical oxygen demand the largest difference between the sampling sites of the cross section can be seen in the data of 1998 mainly at the stream-line samples and at this point the high peaks are different not in their extent but in their runs in time too. This kind of the difference was not detectable neither in 1990 nor in 1994. The annual mean values of chemical oxygen demand have shown decreasing tendency at every sampling site of the cross section at Komárom in the examined period. In the case of total phosphorus I have also established significant differences between the sampling sites of the cross section. The amount of total phosphorus significantly has decreased in the whole cross section of Komárom as I have proved on the basis of the change of the extreme- and mean values. In the case of organically bounded nitrogen the three sampling sites can be separated unambiguously but in different degree in all three years. In 1990 the differences were relatively small, in 1994 they were considerable while in 1998 they were significant mainly from autumn to spring. On the basis of the data-lines I have proved that the amount of organically bounded nitrogen has increased in the cross section at Komárom in the examined period. Significant increase of the extreme- and mean values of the measured values was characteristic of the whole cross section in the examined period. The degree of this increase was the most dynamic in the case of the data-lines of the left bank. On the basis of the amount of the components indicating the organic nutrient supply (saprobity) I have established that the examined cross section at Komárom was poor in organic nutrients in 1990 and 1994, while it was moderately reach in 1998.

Chlorophyll-a content reckoned by global typology was low and very changing at the two sampling sites of the banks, while it was moderately high and very changing at the stream-line in the examined period.

By processing the background variables of Danube I have proved first that ecological water qualification system can be also used in the case of a big river. On the basis of the actual- and global typological values of the background variables of ecological water qualification I have shown

differences between the single sampling sites as well as between the examined periods. In the case of actual typology the changing has been proved by the change in the range of the code-values, while in the case of global typology it has been proved by the change between the categories of the code-values at many background variables.

On the basis of ecological water qualification performed in the cross section of Danube at Komárom I have established that significant differences have not developed among the single sampling sites in the relation of the examined variables. The actual- and global typological values of water qualification performed on the basis of the sampling sites of the banks have not given surplus information in comparison with the values of the stream-line.

By processing the background variables of the river Tisza I have had chance to compare three sampling sites (Tiszabecs, Szolnok and Tápé) along a longitudinal section, to make ecological water qualification, to examine the dependence of some variables from water discharge and to examine the formation of the extreme- and mean values as a function of the decreasing number of the samples.

Ecological water qualification (DÉVAI et al. 1992c, 1999) of the sections of the river Tisza at Tiszabecs, Szolnok and Tápé has been performed by using data–lines of six years (1995-2000) owned by the Inspectorates for Environment, Nature and Water of the Upper-Middle- and Lower-Tisza Region. During my analytic task I have worked with those attributes of ecological water qualification which reflect the relations of halobity, aerobity trophity, saprobity and constructivity. I have used the following factors to characterise them: specific electric conductivity, oxygen saturation, inorganically bounded nitrogen, chemical oxygen demand with potassium permanganate, chlorophyll-a.

In the case of the examination of the river Tisza along a longitudinal section I have applied first the system of ecological water qualification. On the basis of 3388 measured values I have performed the analysis of the data-lines of six years originated from three sampling sections of the national regular network of the river Tisza. In the case of the sections of Tiszabecs, Szolnok and Tápé I have performed ecological water qualification. In the frame of ecological water qualification I have determined the changes of the global typological values belonging to the halobity- and trophity indices of the single examined years for the sampling sections. I have examined the distribution of the measured values of the components according to the single code values of ecological typology as a function of the longitudinal section. I have

separately investigated the changes of the mean- maximum- and minimum values belonging to the given qualitative attribute.

On the basis of the obtained results I have established that significant differences have appeared between the sampling sections in some attributes-groups with respect to the percental distribution of real data falling in the ranges of the actual typological code-values of ecological water qualification. In halobity-typology major proportion (61-94%) of the specific electric conductivity values has belonged to the range of the 2nd code-value in actual typology in all three examined sections, while the maximum-, minimum- and mean values have increased moving from Tiszabecs to Tápé. On the basis of the annual global typological values determined in the frame of halobity-typology moderately changing salt content was characteristic of the sampling section of Tiszabecs with low values of conductivity (the 4th category). I have got the 4th and the 5th categories (slightly changing salt content by high conductivity) referring to the sampling sections of Szolnok and Tápé.

On the basis of aerobity-typology I have demonstrated a difference in the range of code-value between the sections of Tiszabecs and Szolnok with respect to the component of oxygen saturation. The annual mean values of oxygen saturation of the river have decreased along the line of Tiszabecs-Szolnok-Tápé.

On the basis of the changing of inorganically bounded nitrogen examined at trophity-typology I have proved that there is a difference of two ranges of the code-value according to actual typology between the upper-, middle- and lower regions of the river. On the basis of the changing of maximum, minimum and mean values I have also demonstrated that the river has become reach in nutrients moving from Tiszabecs to Tápé.

On the basis of the changing of chemical oxygen demand examined in the frame of saprobity-typology I have established that the upper region of the river Tisza is poorer in organic materials than the middle- and lower regions. 37-40 percent of real data have belonged to the 2nd and 3rd ranges of actual typological code-value at Tiszabecs, while in the case of the sections at Szolnok and Tápé the 3rd category (72-74%) was the most characteristic. Increase of the mean values by decrease of annual maximum values was characteristic of the reach of the river Tisza between Tiszabecs and Tápé.

On the basis of the examinations of chlorophyll-a in connection with constructivity-typology I have got the 1st code-value of actual typology uniformly for the whole Hungarian reach of the river. However, the content of chlorophyll-a has also increased in parallel with the increase of

nutrient content as it was shown by the results of the annual mean values. In constructivity-typology the 7th category (chlorophyll-a content is low and changing in large degree) was characteristic of the all three sections in the all examined years.

I have chosen the period of 1983-2000 for the examinations concerning to the relationship of the attributes of water regime and water qualification. The data-lines of the examined period have been released for me by Inspectorate for Environment, Nature and Water of the Middle-Tisza Region, Water and Sewage Works Franchising Joint Stock Limited Company Szolnok and Middle-Tisza District Environment and Water Directorate. During my examinations I have worked with the attributes reflecting the relations of water regime, halobity, saprobity and constructivity and I have used the data-lines of a singe factor (water discharge, specific electric conductivity, chemical oxygen demand with potassium permanganate, chlorophyll-a).

During my work I have examined specific electric conductivity and chlorophyll-a content in relation with water discharge on the basis of 907 measured values of the weekly/fortnightly data-lines originated from three periods of the section of the river Tisza at Szolnok. On the basis of the obtained results I have established that in the majority of cases neither the comparison according to the single (really measured and smoothed) data item positive common changing based on mean values nor the comparison according to distinct changing interpreted individually have given evaluable results. However, I have got close connection during the evaluation of distinct changing based on mean values as well as during the evaluation of negative common changing especially in the case of water discharge and specific electric conductivity or rather mainly in the biologically active period and when the water level was above 0 cm for both factor-couples. These results have shown that in the majority of cases the value of specific electric conductivity and the amount of chlorophyll-a have changed in the opposite direction with water discharge in the river Tisza.

According to my calculation the decrease of water discharge has come mostly with similar (opposite) change of specific electric conductivity and chlorophyll-a.

On the basis of the daily data-lines of the section of the river Tisza at Szolnok originating from the period of twice five years I have examined the values of specific electric conductivity and chemical oxygen demand with potassium permanganate in relation with water discharge on the basis of 7926 measured values.

On the basis of the obtained results I have proved that in both periods the distinct changes between specific electric conductivity and water discharge while the common changes between chemical oxygen demand and water discharge have shown evaluable result mainly in respect to mean values. In both cases of negative common changes but mainly in the case of specific electric conductivity I have got values relating to a relationship which can be evaluated well. Analysis of data-lines has shown that the differences arising from the frequency of sampling have not considerably influenced the tightness of the relationship between the single factor-couples.

By processing the daily, weekly, fortnightly data-lines I have shown that the use of smoothing method has not given surplus information in the case of the examined background variables.

In the case of the two data-lines with different frequency the values of specific electric conductivity and chemical oxygen demand fell into the same class-gap of the typology of ecological water qualification in the majority of the cases, id est the sample-numbers differing because of the frequency of sampling have not influenced the results of ecological water qualification.

My results have shown that in the case of water courses a good opportunity could open to refine further the typology of ecological water qualification system which can be used well and unambiguously.

For analysing the sampling-frequency I have processed the daily data-lines of specific electric conductivity, turbidity, inorganically bounded nitrogen chemical oxygen demand with potassium permanganate originated from the measurements of 1987 and 1998 owned by Water and Sewage Works Franchising Joint Stock Limited Company Szolnok. On the basis of 4380 measured values I have performed a time-series-analysis by using the data-lines. I have examined the change of maximum-, minimum- and mean values by decreasing sample-number.

On the basis of the completed evaluations I have established that the extreme- and mean values reckoned for the single background variables have significantly differed from each other in the function of the decreasing sample-number. In the case of the extreme values determined on the basis of daily sampling the degree of the difference had always the same direction: the annual maximum values always decreased, while the minimum values always increased. I have got the largest difference (compared to the frequency of 365 sample/year) always in the case of minimum values. The annual mean values have deviated from values determined on the basis of daily sampling on one occasion to positive direction, on another occasion to negative direction.

On the basis of the completed evaluations I have established that in the case of the examined variables at least 12 samplings are necessary in a year. My examinations referring to the sampling frequency have proved that minimum 4 samplings in a year ordered by Water Frame Directive are not enough in the case of the river Tisza.

My examinations and the completed evaluations have shown that the qualification of water courses is unthinkable without measuring regularly the hydrological- and physical-chemical variables. The long time data-lines afford possibility to track the seasonal and tendency-like changes.

Our evaluations performed in connection with the sampling frequency have shown that it is necessary to insure water-examinations with the minimum frequency of 12 sample/year. According to the types of water bodies it can be recommended to perform samplings more frequently – daily – as a reference. It is necessary to determine the sphere of the background variables being examined on the one hand on the basis of the character of the chosen water body and on the other hand according to economical and practical aspects. Therefore in the case of Danube and the river Tisza I suggest examining the following background variables with daily regularity in a longitudinal section:

- pH
- specific electric conductivity
- total suspended solids or turbidity
- oxygen saturation
- dissolved orthophosphate-phosphorus
- inorganically bounded nitrogen
- total phosphorus
- chlorophyll-a (only in growing season with daily frequency)

Our results have shown that the regular executing of the examinations at cross sections with monitoring character is not justified from the viewpoint of water qualification. We consider the examinations reasonable in the case of water pollution and in the case of the execution of loading examinations.

On the basis of the evaluation of numerous data and on the basis of the available scientific literature I think justified that the system of ecological water qualification (DÉVAI 1992c, 1999) should be elaborated for water courses too. With respect to water courses I suggest adding the measurement of turbidity and/or total suspended solids as well as biochemical oxygen demand (five-day) to the qualification elements within the dynamic group of the attributes. In the case of chlorophyll-a I

suggest revising the class-gaps of actual typology and changing the scaling.

I hope my dissertation can help to prepare a new water qualifying system in compliance with Water Frame Directive which ought to elaborate for Hungarian water courses.

7. Köszönetnyilvánítás

Hálás köszönetet mondok elsőként témavezetőmnek, Dr. Dévai Györgynek, aki hasznos szakmai tanácsaival, értékes javaslataival, mindvégig támogatott és segített. Szegeden végzett diákként nem voltam tanítványa, de később, mint doktorandusz hallgató nagyon sokat tanulhattam tőle.

Ugyancsak szívből köszönöm másik témavezetőmnek, Dr. Zsuga Katalinnak a szakmai segítségét, külső témavezetőként végzett tevékenységét. A disszertáció elkészítésekor szakmai tudásával, iránymutatásával, hasznos tanácsaival nagy segítségemre volt.

Köszönöm Dr. Tóthmérész Bélának, hogy hasznos észrevételeivel, útmutatásával segítségemre volt, és akihez problémáimmal bármikor fordulhattam.

Továbbá köszönöm kedves kollégáimnak, barátaimnak az önzetlen segítséget kutatói munkám végzéséhez, és a disszertációm elkészüléséhez. Szeretettel mondok köszönetet mindazoknak, akikkel hosszú éveken át együtt dolgozhattam és remélem, ez a jövőben is folytatódik. Akik önzetlen, baráti támogatásukkal mellettem álltak, szakmai tanácsaikkal segítettek: Dr. Kelemenné Dr. Szilágyi Enikő, Dr. Teszárné Dr. Nagy Mariann, Dr. Beregi László, Kaposvári Kázmér, Dr. Horváth Lajos, Tevanné Bartalis Éva.

Ezúton köszönöm meg Dr. Nagy Sándor Alexnak, Dr. Grigorszky Istvánnak, hogy segítettek megoldani az időnkénti nehézségeket.

Megköszönöm előző és jelenlegi munkahelyeim, az Észak-dunántúli Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Felügyelőség, a Közép-Tisza-vidéki Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Felügyelőség és a Víz- és Csatornaművek Koncessziós ZRt. Szolnok vezetőinek, kollégáimnak, laboratóriumi munkatársaimnak, hogy a kutatásaimhoz, a dolgozat elkészítéséhez lehetőséget, támogató biztatást nyújtottak.

A legnagyobb szeretettel és hálával köszönöm szüleimnek, családomnak, kislányomnak azt a sok-sok türelmet és megértést, amit irántam tanúsítottak az eltelt 10 évben, és különösképpen a disszertáció írásának időszakában.

8. Irodalomjegyzék

ÁBRAHÁM, M. – VÁRDAY, N. 1977: A Rajka-Esztergom közötti Duna-szakasz vízminőségi problémái. Hidrológiai Közlöny, 57. évf. 2: 60-64.

ÁCS, É. – SZABÓ, K. – TÓTH, B. – KISS, K.T. 2004: Investigations of benthic algal community (with special attention to bentic diatoms) in connection with reference conditions in WFD. – Acta Botanica Hungarica 46: 255-278.

ÁCS, É. – BORICS, G. – KISS, G. – RESKÓNÉ, N.M. – VÁRBÍRÓ, G. – KISS, K.T. 2007: Fitobenton vizsgálatok tanulságai a Balaton és vízgyűjtője patakjainak példáján. MHT XXV. Országos Vándorgyűlés, CD.

ADORJÁN, G. 2007: A makrozoobentonnal történő vízminősítés a VKI rendszerében. MHT XXV. Országos Vándorgyűlés, CD.

BALOGH, E. – TAKÁCS, P. 2006: A 2003. és a 2004. évi anyagáram-becslések összehasonlítása a Lónyay-főcsatornán és vízrendszerén. Hidrológiai Közlöny, 86. évf. 6: 13-15.

BANCSI, I. – VÉGVÁRI, P. – ZSUGA, K. – TESZÁRNÉ, N.M. 1996: A Kiskörei tározó és a duzzasztott Tisza ökológiai jellemzői. A víz és a vízi környezetvédelem a Kárpát-medencében I. kötet. Magyar Hidrológiai Társaság: 303-325.

BARTRAM, J. – BALLANCE, R. (eds.) 1998: Water Quality Monitoring: A Practical Guide to the Design and Implementation of Freshwater Quality Studies and Monitoring Programmes. Taylor & Francis, Inc.

BARTRAM, J. – REES, G. (eds.) 1999: Monitoring Bathing Waters: A Practical Guide to the Design and Implementation of Assessments and Monitoring Programmes. Taylor & Francis, Inc.

BENEDEK, P. 1986: A Duna vízminőségéről. Hidrológiai Közlöny, 66. évf. 4-5: 193-205.

BEST, G.A. – BOGACKA, T. – NIEMIRYCZ, E. (eds.) 1998: International River Water Quality: Pollution and Restoration. Taylor & Francis, Inc.

BORICS, G. – VÁRBÍRÓ, G. – GRIGORSZKY, I. 2003: A biológiai vízminősítés lehetőségei planktonikus élőlényközösségek alapján. Hidrológiai Közlöny, 83. évf. 1-12: 22-24.

BOYACIOGLU, H. – BOYACIOGLU, H. – GUNDUZ, O. 2005: Application of Factor Analysis in the Assessment of Surface Water Quality in Buyuk Menderes River Basin. European Water 9/10: 43-49.

BOYACIOGLU, H. 2006: Surface water quality assessment using factor analysis. Water SA Vol. 32, No. 3: 389-393.
CALOW, P. – PETTS, G.E. (eds.) 1992: The Rivers Handbook: Hydrological and Ecological Principles, Vol. 2., John Wiley & Sons, Inc.
CANTER, L.W. 1996: Environmental impact assessment. – McGraw-Hill, Inc., New York
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.
CHAVE, P. 2001: The EU Water Framework Directive An Introduction. IWA Publishing
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
COCHRAN, G.W. 1977: Sampling Techniques. Third edition. John Wiley & Sons, Inc.
COUNCIL DIRECTIVE 75/440/EEC of 16 June 1975 concerning the quality required of surface water intended for the abstraction of drinking water in the Member States. – Off. J. Eur. Communities 194: 26-31.
COUNCIL DIRECTIVE 76/160/EEC of 8 December 1975 concerning the quality of bathing water. – Off. J. Eur. Communities 31: 1-7.
COUNCIL DIRECTIVE 78/659/EEC of 18 July 1978 on the quality of fresh waters needing protection or improvement in order to support fish life. – Off. J. Eur. Communities 222: 1-10.
COUNCIL DIRECTIVE 79/869/EEC of 9 October 1979 concerning the methods of measurement and frequencies of sampling and analysis of surface water intended for the abstraction of drinking water in the Member States. – Off. J. Eur. Communities 271: 44-53.
COUNCIL DIRECTIVE 79/923/EEC of 30 October 1979 on the quality required of shellfish waters. – Off. J. Eur. Communities 281: 47-52.
COUNCIL DIRECTIVE 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. – Off. J. Eur. Communities 43: 1-72.
CSÁNYI, B. 1997: Módszertani kézikönyv a vízi makroszkópikus gerinctelen (makrozoobenton) élőlényegyüttessel végzett biológiai vízminősítés céljára. VITUKI Rt., Budapest

CSÉPES, E. – ARANYNÉ, R.A. – TESZÁRNÉ, N.M. – VÁRINÉ, SZ.I. 2001: A nehézfém szennyezés során végzett keresztszelvény vizsgálatok eredményei. Hidrológiai Közlöny, 81. évf. 5-6: 342-345.

DÉVAI, GY. 1988: Emergence patterns of chironomids in Keszthely-basin of Lake Balaton (Hungary) (Diptera, Chironomidae). – Spixiana, Suppl. 14: 201–211.

DÉVAI, GY. – CZÉGÉNY, I. – DÉVAI, I. – HEIM, CS. – MOLDOVÁN, J. – PRECZNER, ZS. 1984: Balatoni és zalai üledékek ökológiai hatásvizsgálata az árvaszúnyogok (Diptera: Chironomidae) példáján. – Acta biol. debrecina, Suppl. oecol. hung. 1: 3–183, 1–7. tábl., 1–59. ábra.

DÉVAI, GY. – JHÁSZ-NAGY, P. – DÉVAI, I. 1992a: A vízminőség fogalomrendszerének egy átfogó koncepciója. 1. rész: A tudománytörténeti háttér és az elvi alapok. – Acta biol. debrecina, Suppl. oecol. hung. 4: 13-28.

DÉVAI, GY. – JHÁSZ-NAGY, P. – DÉVAI, I. 1992b: A vízminőség fogalomrendszerének egy átfogó koncepciója. 2. rész: A hidrobiológia és a biológiai vízminőség fogalomkörének értelmezése. – Acta biol. debrecina, Suppl. oecol. hung. 4: 29-47.

DÉVAI, GY. – DÉVAI, I. – FELFÖLDY, L. – WITTNER, I. 1992c: A vízminőség fogalomrendszerének egy átfogó koncepciója. 3. rész: Az ökológiai vízminőség jellemzésének lehetőségei. – Acta biol. debrecina, Suppl. oecol. hung. 4: 49-185.

DÉVAI, GY. – VÉGVÁRI, P. – NAGY, S. – BANCSI, I. (szerk.) 1999: Az ökológiai vízminősítés elmélete és gyakorlata. 1. rész. – Acta biol. debrecina, Suppl. oecol. hung. 10/1., 216 pp.

DÉVAI, GY. – NAGY, S.A 2003: Az Európai Unió (EU) víz keretirányelvének ökológiai alapozású magyarországi végrehajtásával kapcsolatos javaslatok kidolgozása felszíni vizekre - Kézirat, Debrecen

DONOHUE, I. – MCGARRIGLE, M.L. – MILLS, P. 2006: Linking catchment characteristics and water chemistry with the ecological status of Irish rivers. Water Research 40: 91-98.

DVIHALLY, T.ZS. 1963: Adatok a Duna-víz kémiai viszonyainak értékeléshez. – Hidrológiai Közlöny, 43. évf. 3: 268-271.

DVIHALLY, T.ZS. 1978: A Duna. – 1. Elsődleges termelés 1976-77. Hidrológiai továbbképző tanfolyam – Tihany 1976. november 1-6. és 1977. április 18-22.

DVIHALLY, T.ZS. 1987: A kisalföldi Duna-szakasz oxigén-viszonyainak néhány sajátossága. – A kisalföldi Duna-szakasz ökológiája, VEAB 1987: 102-118.

ECOSTAT 2003: Overall approach to the classification of ecological status and ecological potential: Final version. – CIS Working Group 2/a, Report
ECOSURV Konzorcium 2005a: Műszaki zárójelentés. –Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium, Budapest
ECOSURV Konzorcium 2005b: Vízkémiai adatok kategorizálása. – Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium, Budapest
ECOSURV Konzorcium 2005c: ECOSURV Vezetői összefoglaló. – Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium, Budapest
ECOSURV Konzorcium 2005d: Biológiai minősítési elemek: fitoplankton. – Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium, Budapest
ECOSURV Konzorcium 2005e: Biológiai minősítési elemek: fitobentosz. – Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium, Budapest
ECOSURV Konzorcium 2005f: Biológiai minősítő élőlénycsoport jelentés: vízi makroszkópikus gerinctelen. – Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium, Budapest
ECOSURV Konzorcium 2005g: Biológiai minősítési elemek: halak. – Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium, Budapest
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 Volume 28, Issues 12-13: 529-536. Elsevier
FELFÖLDY, L. 1974: A biológiai vízminősítés VHB 3. Budapest
FELFÖLDY, L. 1980: A biológiai vízminősítés 3. kiadás. VHB 9. Budapest
FELFÖLDY, L. 1981: A vizek környezettana. Általános hidrobiológia. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, 290.
FELFÖLDY, L. 1984: Hidrobiológia - szavakban. VHB 13. Budapest.
FELFÖLDY, L. 1987: A biológiai vízminősítés 4. kiadás. VHB 16. Budapest
G.-TÓTH, L. – POIKANE, S. – FREE, G. – PENNING, E. – MÄEMETS, H. – KOLADA, A. – HANGANU, J. 2007: Makrofiton alapú vízminősítő módszerek összehasonlítása a Közép/Balti interkalibrációs gyakorlat keretében. Hidrológiai Közlöny, 87. évf. 6: 51-54.
GÁNTI, G. 2002: A Duna vízkémiai vizsgálatának néhány tanulsága. Hidrológiai Közlöny, 82. évf. 1-12: 36-38.
GAUZER, B. 1982: Gondolatok a mintavételi gyakoriság meghatározásáról. Vízügyi Közlemények. LXIV. évfolyam 3: 496-501.
GORE, J.A. – PETTS, G.E. 1989: Alternatives in Regulated River Management. CRC Press

GOUDEY, R. – LLOYD-SMITH, B. 1999: Statistical assessment of compliance with water quality objectives. Environmental Protection Authority, Victoria, Australia

GRIBOVSZKI, Z. – GYÖRGY, K. – KALICZ, P. – KISS, K.A. – PINTÉR, B. 2005: A Rák-patak felső vízgyűjtőjének (Soproni-hegység, Hidegvíz-völgy) komplex vizsgálata az EU VKI alapján. Hidrológiai Közlöny, 85. évf. 6: 40-42.

GULYÁS, P. 2001: A hazai vízfolyások vízminősítés célú biomonitorozó rendszerének kidolgozása az EU előírások tükrében. Hidrológiai Közlöny, 81: 369-370.

GYÖRGY, K. – KRISKA, GY. – BARDÓCZYNÉ, SZ.E. 2005: A makrogerinctelen élőlényegyüttes változása a mederviszonyok és az antropogén hatások tükrében a Rák-patak (Soproni-hegység, Hidegvíz völgy). Hidrológiai Közlöny, 85. évf. 6: 42-43.

HAIE, N. – CABECINHA, E. 2003: A stochastic-dynamic modelling of mountain river watersheds of NE Portugal. Intl. J. River Basin Management Vol. 1, No. 3: 1-9.

HAJNAL, É. – PADISÁK, J. 2006: Balatoni fitoplankton adatbázis (ALMOBAL) létrehozása és alkalmazhatósága vízminőségi monitorozásra. Hidrológiai Közlöny, 86. évf. 6: 149-150.

HALASI-KOVÁCS, B. – TÓTHMÉRÉSZ, B. 2007: Az EU Víz Keretirányelv előírásainak megfelelő minősítési eljárás a hazai vízfolyások halai alapján. Hidrológiai Közlöny, 87. évf. 6: 179-182.

HARMANCIOGLU, N.B. – FISTIKOGLU, O. – OZKUL, S.D. – SINGH, V.P. – ALPASLAN, M.N. 1999: Water Quality Monitoring Network Design. Series: Water Science and Technology Library, Vol. 33. Springer

HARMANCIOGLU, N.B. – ICAGA, Y. – GUL, A. 2004: The Use o fan Optimization Method in Assessment of Water Quality Sampling Sites. European Water Publications 5/6: 25-34.

HEININGER, P. – CLAUS, E. – PELZER, J. – PFITZNER, S. 2005: The relevance of a sound long-term monitoring of sediment quality for the objectives of the EU Water Framework Directive. – Geophysical Research Abstracts, Vol. 7., 04760.

HELIOS-RYBICKA, E. – HOŁDA, A. – JAROSZ, E. 2005: Monitoring and Quality Assessment of Selected Physical and Chemical Parameters of the Sola River System, South Poland. INŻYNIERA ŚRODOWISKA, Tom 10, Zeszyt 1: 45-58.

HERING, D. – VERDONSCHOT, P.F.M. – MOOG, O. – SANDIN, L. (eds.) 2004: Integrated Assessment of Running Waters is Europe. Hydrobiologia, Volume 516, Numbers 1-3, pp. 1-379.

HMWB 2002: Guidance document on designation and identification on heavily modified and artificial water bodies. – CIS Working Group 2.3., Manuscript
HOCK, B. 1969: Vízhozam és vízminőség közötti összefüggések alkalmazása vízminőségszabályozási feladatok megoldására. – Hidrológiai Közlöny, 49. évf. 11: 491-497.
HOCK, B. 1984: Vízminőségi adatsorok periodikus jelensége. Hidrológiai Közlöny, 64. évf. 2: 98-102.
HORVÁTH, L. – TEVANNÉ, B.É. 1999: A vízkémiai viszonyok jellemzése a Duna Rajka-Szob közötti szakaszán. Vízügyi Közlemények. LXXXI. évfolyam 1: 54-85.
HYNES, H.B.N. 1971: The biology of polluted waters. – Liverpool University Press, Liverpool, pp. XIV + 202.
IJJAS, I. – IJJAS, I.ZS. 2004: Az Európai Unió Víz Keretirányelve. Mezőgazdasági vízgazdálkodás szakirányú továbbképzési szak. – Egyetemi jegyzet. Budapest-Gödöllő
IRVINE, K. 2004: Classifying ecological status under the European Water Framework Directive: the need for monitoring to account for natural variability. – Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst. 14: 107-112. Wiley InterScience
JANSKY, L. – MURAKAMI, M. – PACHOVA, N.I. 2004: Danube: Environmental Monitoring of an International River. Water Resources Management and Policy. United Nations University Press
JEFFRIES, M. – MILLS, D. 1997: Freshwater ecology. – John Wiley & Sons, New York.
JUHÁSZ, A. – PÁDÁR, I. – TÖRÖK, CS. 1996: A Tiszántúli Környezetvédelmi Felügyelőség működési területén található jelentősebb felszíni vizek minőségének változása 1968-1995. között. A víz és a vízi környezetvédelem a Kárpát-medencében I. kötet. Magyar Hidrológiai Társaság: 185-214.
KASZÁNÉ, K.M. 2002: Tisza hullámtéri holtmedrek hidrobiológiai vizsgálata. Hidrológiai Közlöny 82. évf. 1-12: 48-49.
KISS, K.T. 1985: Changes of trophity conditions in the River Danube at Göd. Danubialia Hungarica XCIV. Ann. Univ. Sci. Budapest Sect. Biol. 24/26: 47-59.
KISS, K.T. 1994: Trophic level and eutrophication of the River Danube in Hungary. – Verh. Internat. Verein. Limnol. 25: 1688-1691.
KISS, K.T. 2000: Növekedett-e a Duna trofitási szintje a Bősi-vízlépcső hatására? – Hidrológiai Közlöny, 80. évf. 5-6: 316-318.
KISS, ZS. – KOVÁCS, CS. – PADISÁK, J. – SCHMIDT, A. 2004: Hidrogeográfiai és vízkémiai vizsgálatok néhány Közép-

magyarországi kis vízfolyásban. Hidrológiai Közlöny, 84. évf. 5-6: 79-81.
KOVÁCS, K. 2005: A Malom-patak (Visegrádi-hegység), a Bikol (Gerecse) és a Sokorói-Bakony-ér gerinctelen makrofaunájáról. Hidrológiai Közlöny, 85. évf. 6: 75-77.
KOVÁCS, ZS. – KOVÁCS, CS. – KIRÁLYKUTI, I. – SORÓCZKI-PINTÉR, É. – PADISÁK, J. 2005: A magyarországi folyóvizek csoportosítása az EU Víz Keretirányelv tipológiai követelményei szerint. Hidrológiai Közlöny, 85. évf. 6: 78-81.
KÖRNYEZETVÉDELMI ÉS VÍZÜGYI MINISZTÉRIUM 2005: Az Európai Parlament és Tanács 2000/60/EK sz. „Az európai közösségi intézkedések kereteinek meghatározásáról a víz politika területén" c. irányelvben 2005. március 22.-ei határidővel előírt jelentés a Duna vízgyűjtőkerület magyarországi területének jellemzőiről, az emberi tevékenységek környezeti hatásairól és a vízhasználatok gazdasági elemzéséről. – Budapest
LAENEN, A. – DUNNETTE, D.A. 1997: River Quality: Dynamics and Restoration. CRC Press
LAWSON, J. (ed.) 2005: River Basin Management progress towards implementation of the European Water Framework Directive. ICE, London
LEGENDRE, P. – LEGENDRE, L. 1998: Numerical Ecology. – Elsevier Science, Amsterdam, The Netherland.
LEK, S. – SCARDI, M. – VERDONSCHOT, P.F.M. – DESCY, J.-P. – PARK, Y.-S. (Eds.) 2005: Modelling Community Structure in Freshwater Ecosystems. Springer
LISKA, I. (edt.) 2007: Water Quality in the Danube River Basin – 2004. TNMN – Yearbook 2004. International Commission for the Protection of the Danube River. Austria.
LOGAN, P. 2001: Ecological quality assessment of rivers and integrated catchment management in England and Wales. – Scientific and legal aspects of biological monitoring in freshwater. J. Limnol., 60 (Suppl. 1): 25-32.
MAGYARI, E.M. – FEKETE, S. 1996: A Sebes Körös folyó vízminőségének román területi kérdései (1985. és 1995. között). A víz és a vízi környezetvédelem a Kárpát-medencében I. kötet. Magyar Hidrológiai Társaság: 215-235.
MCCUTCHEON, S.C. 1990: Water Quality Modeling: River Transport and Surface Exchange, Vol. 1. CRC Press
MI 10-172/2-84. 1985: Felszíni vizek minősége. Vízminőségi törzshálózat. – Országos Vízügyi Hivatal, Műszaki Irányelv

MI 10-172/3-85. 1985: Felszíni vizek minősége. A törzshálózati mintavételi helyeken vizsgálandó komponensek körének, a mérések gyakoriságának és a határértékeknek a meghatározása. – Országos Vízügyi Hivatal, Műszaki Irányelv

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.

MSZ 10-172/1-83. 1983: Felszíni vizek minősége. Értékelési és minősítési rendszer. – Vízügyi Ágazati Szabvány

MSZ 12749:1993. 1993: Felszíni vizek minősége, minőségi jellemzők és minősítés. – Magyar Szabvány

MURPHY, I.L. 1997: Protecting Danube River Basin Resources: Ensuring Access to Water Quality Data and Information. Proceedings of the NATO Advanced Research Workshop on an International Data-Sharing Programme for the Effective Management of Danube River Basin Resources, Budapest, Hungary 27-30 May 1996 Series: NATO Science Partnership Sub-Series: 2: , Vol. 24.

NADDEO, V. – ZARRA, T. – BELGIORNO, V. 2005: European procedures to river quality assessment. Global NEST Journal, Vol 7, No 3: 306-312.

NAGY, S.A. – DÉVAI, GY. – TAKÁCS, P. – GECSEI, J. 2004: Helyszíni vizsgálatok a Lónyai-főcsatornán és mellék vízfolyásain. Hidrológiai Közlöny, 84. évf. 5-6: 94-96.

NOSEK, J. – OERTEL, N. (szerk.) 2007: „A Dunának, mely múlt, jelen s jövendő…" 50 éves az MTA Magyar Dunakutató Állomása (1957-2007). Szemelvények az Állomás tudományos eredményeiből. MTA ÖBKI-MDÁ, Göd-Vácrátót

OERTEL, N. 1982: A Duna fő- és mellékágának kapcsolata Gödnél néhány vízkémiai komponens vizsgálata alapján. Hidrológiai Közlöny, 71. évf. 10: 469-474.

OERTEL, N. 1994: Bio-monitoring in water quality control. With particular reference to bio-monitoring techniques used int he River Danube for detection of hevy metals. Acta biol. debrecina, Suppl. oecol. hung. 5: 81-90.

ONGLEY, E.D. 2000: Water quality management: design, financing and sustainability considerations – II. Invited presentation at the World Bank's Water Week Conference: Towards A Strategy For Managing Water Quality Management, April 3-4, 2000, Washington, D.C. USA

ORSZÁGOS VÍZÜGYI HIVATAL 1964: Egységes vízminőségi kritériumok és normák, valamint osztályozásuk elve. Budapest, 1-18.

PADISÁK, J. – BORICS, G. – GRIGORSZKY, I. – SORÓCZKI-PINTÉR, É. 2006: Use of Phytoplankton Assemblages for Monitoring Ecological Status of Lakes within the Water Framework Directive: The Assemblage Index. Hydrobiologia, Volume 553, Number 1, pp. 1-14.

POMOGYI, P. – SZALMA, E. 2006: A VKI szerinti makrofita minősítés módszertani kérdései. MHT XXIV. Országos Vándorgyűlés, CD.

PREGUN, CS. – TAMÁS, J. 2004: A Berettyó folyó hidrológiai és ökológiai kapcsolatrendszerének vizsgálata. Hidrológiai Közlöny, 84. évf. 5-6: 125-127.

RAGACS 2006: Komplex monitorozó rendszer és adatbázis kidolgozása különböző környezetterhelésű kisvízfolyásokon az EU VKI ajánlásainak figyelembevételével. – OM Projekt, SZIE-BME-VITUKI témabeszámoló, kézirat, Budapest

REFCOND 2002: Guidance on establishing reference conditions and ecological status class boundaries for inland surface waters. – CIS Working Group 2.3

REICHERT, P. – BORCHARDT, D. – HENZE, M. – RAUCH, W. – SHANAHAN, P. – SOMLYODY, L. – VANROLLEGHEM, P.A. 2001: River Water Quality Model No.1. Scientific & Technical Report No. 12. IWA Publishing

RUOPPOLA, M. – HEINONEN, P. – PILKE, A. – REKOLAINEN, S. – TOIVONEN, H. – VUORISTO, H. (eds.), 2003: How to assess and monitor ecological quality in freshwaters. – TemaNord 2003:547, Copenhagen

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, Littleton, Colorado

SCHMIDT, A. – FEHÉR, G. – KULCSÁR, ZS. 2007: Egyes vízminőségi mutatók anyagáramának hosszútávú változása a Duna magyarországi alsó szakaszán. Hidrológiai Közlöny, 87. évf. 6: 115-116.

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 Volume 6, number 1: 8-16. Elsevier

SHAW, E. 1994: Hydrology in Practice. Thornes, Nelson.

SKOULIKIDIS, N.TH. – GRITZALIS, K. – KOUVARDA, TH. 2002: Hydrochemical and ecological quality assessment of a mediterranean river system. – Global Nest: the Int. J. Vol 4. No 1: 29-40.

SOKAL R.R. – ROHLF F.J. 1995. Biometry. Freeman, New York, USA

SORÓCZKI-PINTÉR, É. – KIRÁLYKUTI, I. – KOVÁCS, ZS. – PADISÁK, J. – VARANKA, I. 2006: Balatoni befolyók vízkémiai jellegének vizsgálata. Hidrológiai Közlöny, 86. évf. 6: 113-115.
SZABÓ, A. – T. BARTALIS, É. – HORVÁTH, L. 2000: Ecological and water quality changes in the Danube (1848-1766 rkm) in the last decade. International Association For Danube Research, 33: 365-372.
SZABÓ, A. – DÉVAI, GY. – TÓTHMÉRÉSZ, B. – HORVÁTH, L. – T. BARTALIS, É. 2001: A Duna vízminőségének alakulása a komáromi keresztszelvényben. Hidrológiai Közlöny, 81: 465-467.
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, A. – DÉVAI, GY. – ZSUGA, K. 2004a: Javaslat a vízjárás és a vízminőségi mutatók hosszú távú összefüggésének egy lehetséges elemzési módszerére a Tisza példáján. Hidrológiai Közlöny, 84. évf. 5-6: 139-142.
SZABÓ, A. – DÉVAI, GY. – ZSUGA, K. – KAPOSVÁRI, K. 2004b: A vízjárás és a vízminőségi mutatók összefüggésének elemzése napi vízminőségi adatsorok felhasználásával a Tisza példáján. Hidrológiai Közlöny, 84. évf. 5-6: 143-146.
SZABÓ, A. – KISS, G. – TÓTHMÉRÉSZ, B. – ZSUGA, K. – KAPOSVÁRI, K. 2005: Determination of optimal sampling frequency for water quality attributes at River Tisza, Szolnok (Hungary). Verh. Intenat. Verein. Limnol. 29:956-960.
SZABÓ, A. – HÁFRA, M. – BANCSI, I. – A. RÓZSAVÁRI, A. – BEREGI, L. 2006: A Hanyi-ér állapotfelmérése a Víz Keretirányelv szempontjai szerint I. – vízgyűjtő jellemzői morfológiai, hidrológiai és vízkémiai mutatók alapján. Hidrológiai Közlöny, 86. évf. 6: 151-154.
SZALMA, E. – POMOGYI, P. 2007: Integrált Makrofita Minősítési Index (IMMI) – hazai módszer a VKI szerinti makrofita minősítésre. Hidrológiai Közlöny, 87. évf. 6: 129-131.
SZILÁGYI, E. 2004: A hazai kisvízfolyások kémiai monitoring rendszerének kidolgozása: Nagy-patak esettanulmány. Tudományos Diákköri Dolgozat
SZILÁGYI, F. – AMBRUS, A. – GUTI, G. – JUHÁSZ, P. – KOVÁCS, T. – KOVÁCS, CS. – PADISÁK, J. – POMOGYI, P. – SIMONFFY, Z. 2004a: Erősen módosított víztestek helyszíni bejárása, és biológiai validálása. – KvVM témabeszámoló, kézirat, Budapest
SZILÁGYI, F. – AMBRUS, A. – JUHÁSZ, P. – KOVÁCS, T. – KOVÁCS, CS. – PADISÁK, J. – SZALMA, E. 2004b: Referencia

helyek jellemzése, passzportok véglegesítése. – KvVM témabeszámoló, kézirat, Budapest
SZILÁGYI, F. – PADISÁK, J. – SZALMA, E. 2004c: Természetes tavak tipológiájának és specifikus referenciaviszonyainak jellemzése. – KvVM témabeszámoló, kézirat, Budapest
SZILÁGYI, F. – ORBÁN, V. (szerk.) 2007: Alkalmazott hidrobiológia. – Magyar Víziközmű Szövetség, Budapest
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. évf. 6: 137-140.
TESZÁRNÉ, N.M. – ARANYNÉ, R.A. – CSÉPES, E. – VÉGVÁRI, P. – BANCSI, I. – SZÍTÓ, A. 2002: A Kiskörei-tározó üledékének állapota a Tisza 2000. évi szennyezése előtt és után. Hidrológiai Közlöny, 82. évf. 1-12: 134-136.
TETT, P. – MILLS, D.K. – LEEUWEN, S.V. – MOLEN, J.V.D. – BRESNAN, E. –EDWARDS, M. 2006: Changes in the North Sea Phytoplankton Community Index. Poster presented at Marine Science 2006/Challenger Society meeting, Oban, 11-14 September 2006.
TEVANNÉ, B.É. 1978: A Duna Rajka-Nagymaros közötti szakaszának biológiai vízminősége. Hidrológiai Közlöny, 58. évf. 7: 311-318.
TEVANNÉ, B.É. 1984: Egyes környezeti tényezők és biológiai mutatók egybevetése a Duna rajkai és bajai szelvényében. Hidrológiai Közlöny, 64. évf. 2: 91-97.
TEVANNÉ, B.É. 1987: A Duna szigetközi szakaszának és hullámtéri vizeinek biológiai vízminősége. – A kisalföldi Duna-szakasz ökológiája, VEAB 1987: 42-76.
TÓTH, B. 2007: Vízkémiai vizsgálatok a magyar Duna-szakaszon. „A Dunának, mely múlt, jelen s jövendő…" 50 éves az MTA Magyar Dunakutató Állomása (1957-2007). Szemelvények az Állomás tudományos eredményeiből. MTA ÖBKI-MDÁ, Göd-Vácrátót: 23-31.
VÁRDAY, N. 1987: A kisalföldi Duna-szakasz hidrológiai, hidrográfiai és vízkémiai viszonyai. – A kisalföldi Duna-szakasz ökológiája, VEAB 1987: 7-41.
VÁRDAY, N. – TEVANNÉ, B.É. 1991: Vízminőségi állapotfelmérés és hatásbecslés a tervezett Bős-Nagymaros vízlépcsőrendszerben. Hidrológiai Közlöny, 71. évf. 3: 153-175.
VÍZGAZDÁLKODÁSI TUDOMÁNYOS KUTATÓ INTÉZET 1968: KGST Egységes vízvizsgálati módszerek. I. Kémiai módszerek 1. kötet. Budapest

VÍZGAZDÁLKODÁSI TUDOMÁNYOS KUTATÓ INTÉZET 1970: KGST Egységes vízvizsgálati módszerek. I. Kémiai módszerek 2. kötet. Budapest
VÍZGAZDÁLKODÁSI TUDOMÁNYOS KUTATÓ INTÉZET 1975: KGST Egységes vízvizsgálati módszerek. I. Kémiai módszerek 1. kötet. Budapest
VÍZGAZDÁLKODÁSI TUDOMÁNYOS KUTATÓ INTÉZET 1975: KGST Egységes vízvizsgálati módszerek. I. Kémiai módszerek 2. kötet. Budapest
VÍZGAZDÁLKODÁSI TUDOMÁNYOS KUTATÓ INTÉZET 1975: KGST Egységes vízvizsgálati módszerek. II. Radiokémiai módszerek. Budapest
VÍZGAZDÁLKODÁSI TUDOMÁNYOS KUTATÓ INTÉZET 1976: KGST Egységes vízvizsgálati módszerek. III. Biológiai módszerek. Budapest
VÍZGAZDÁLKODÁSI TUDOMÁNYOS KUTATÓ INTÉZET 1976: KGST Egységes vízvizsgálati módszerek. IV. Mikrobiológiai módszerek. Budapest
VÍZKELETY, É. – LENTI, L. 1977: A Zala biológiai vízminősége különös tekintettel az antropogén hatásokra. Hidrológiai Közlöny, 57. évf. 9: 413-416
VTK INNOSYSTEM KFT. 2007: Módszertan a felszíni vizek környezetminőségi követelményeinek és terhelhetőségének meghatározására. KvVM munkazáró jelentés, kézirat, Budapest
WAIJANDT, J. (szerk.) 1992: Az új ökológiai vízminősítési rendszer adaptációja. – KÖTI-KVF Környezetvédelmi Laboratórium, Kutatási témajelentés, kézirat, Szolnok
WAIJANDT, J. 1996: A Maros folyó kémiai vizsgálatának eredményei. A víz és a vízi környezetvédelem a Kárpát-medencében I. kötet. Magyar Hidrológiai Társaság: 236-248.
ZSUGA, K. 1995: A Tisza biológiai vízminőségének alakulása az 1988-1995 közötti években. Összefoglaló értékelés. – Kézirat, Szolnok
ZSUGA, K. 2001: Cianid- és nehézfém szennyezés a Tiszán. Hidrológiai Közlöny, 81. évf. 5-6: 508-509.
ZSUGA, K. 2003: Közép-tiszai védett holtágak vízminőségi állapota. Hidrológiai Közlöny, 83. évf. 1-12: 159-160.
ZSUGA, K. – SZABÓ, A. 2005: A Tisza hazai vízgyűjtő területének ökológiai állapota, környezetvédelmi problémái. Hidrológiai Közlöny, 85. évf. 6: 168-170.
6/2002. (XI. 5.) KvVM rendelet az ivóvízkivételre használt vagy ivóvízbázisnak kijelölt felszíni víz, valamint a halak életfeltételeinek

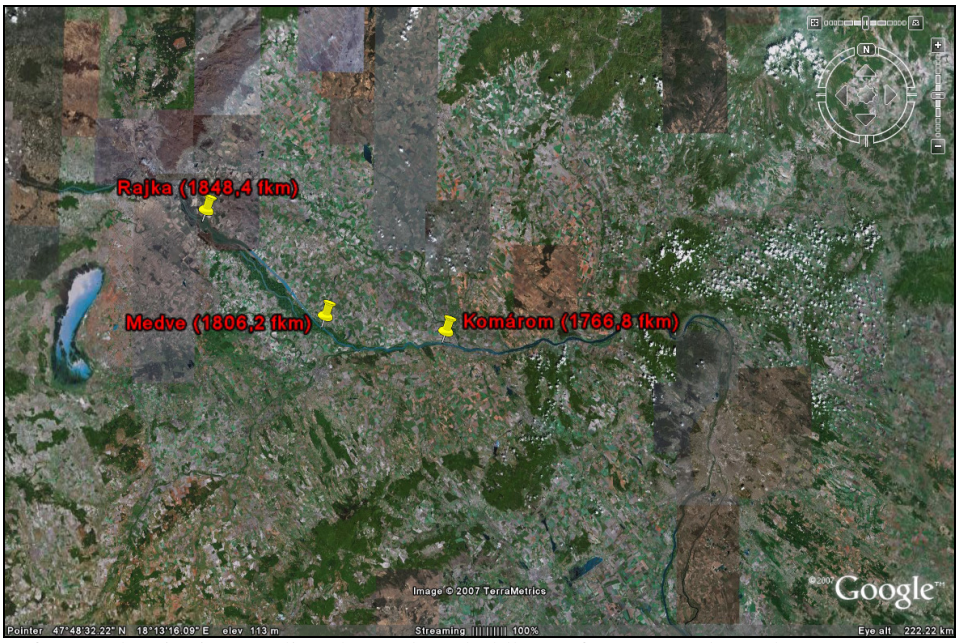
biztosítására kijelölt felszíni vizek szennyezettségi határértékeiről és azok ellenőrzéséről

24/2004. (XII. 18.) KvVM rendelet az ivóvízkivételre használt vagy ivóvízbázisnak kijelölt felszíni víz, valamint a halak életfeltételeinek biztosítására kijelölt felszíni vizek szennyezettségi határértékeiről és azok ellenőrzéséről szóló 6/2002. (XI. 5.) KvVM rendelet módosításáról

Internet forrás:
http://earth.google.com/

Melléklet

Fotók

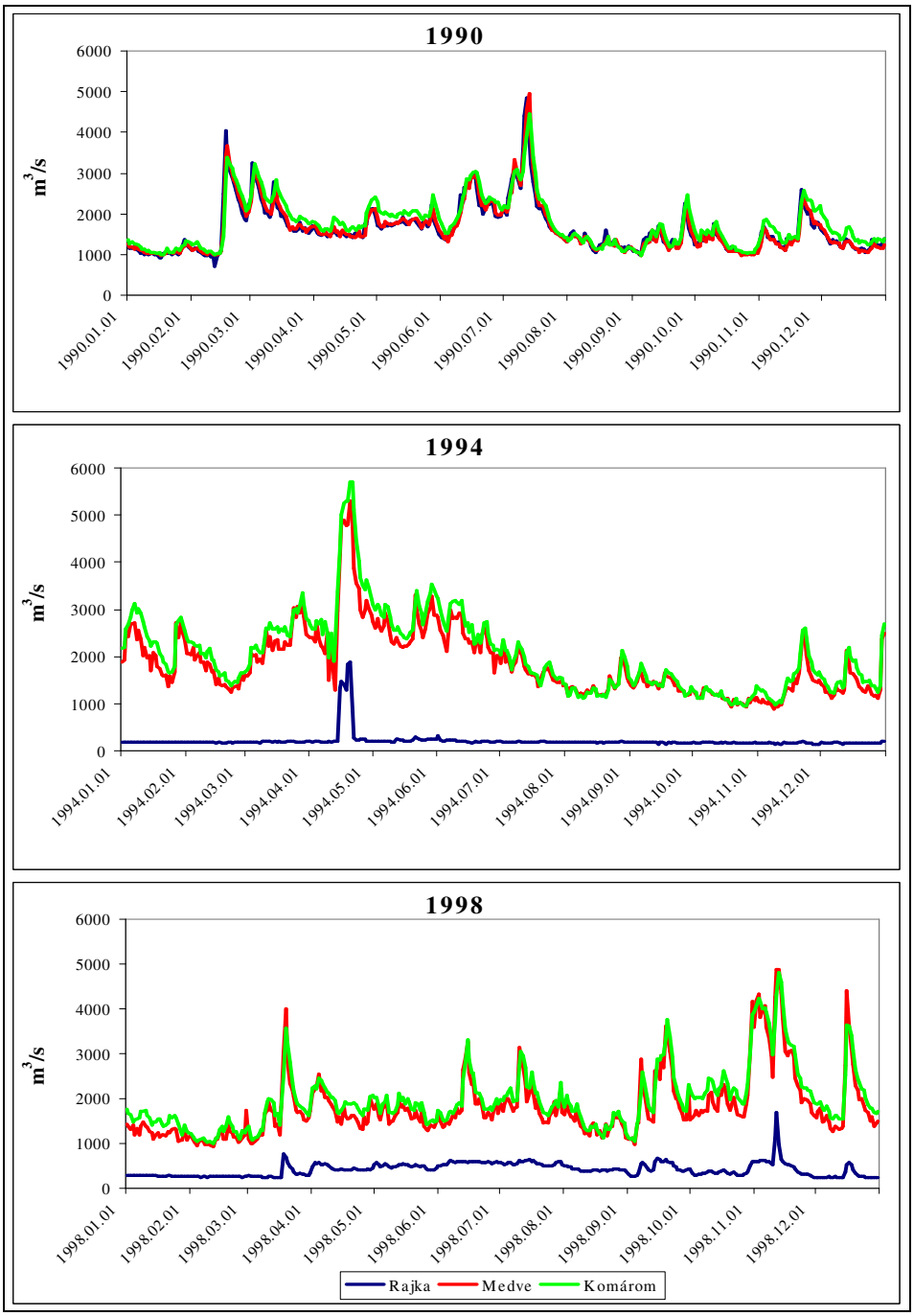


1. fotó. A dunai mintavételi szelvények műholdképe (forrás: google earth)

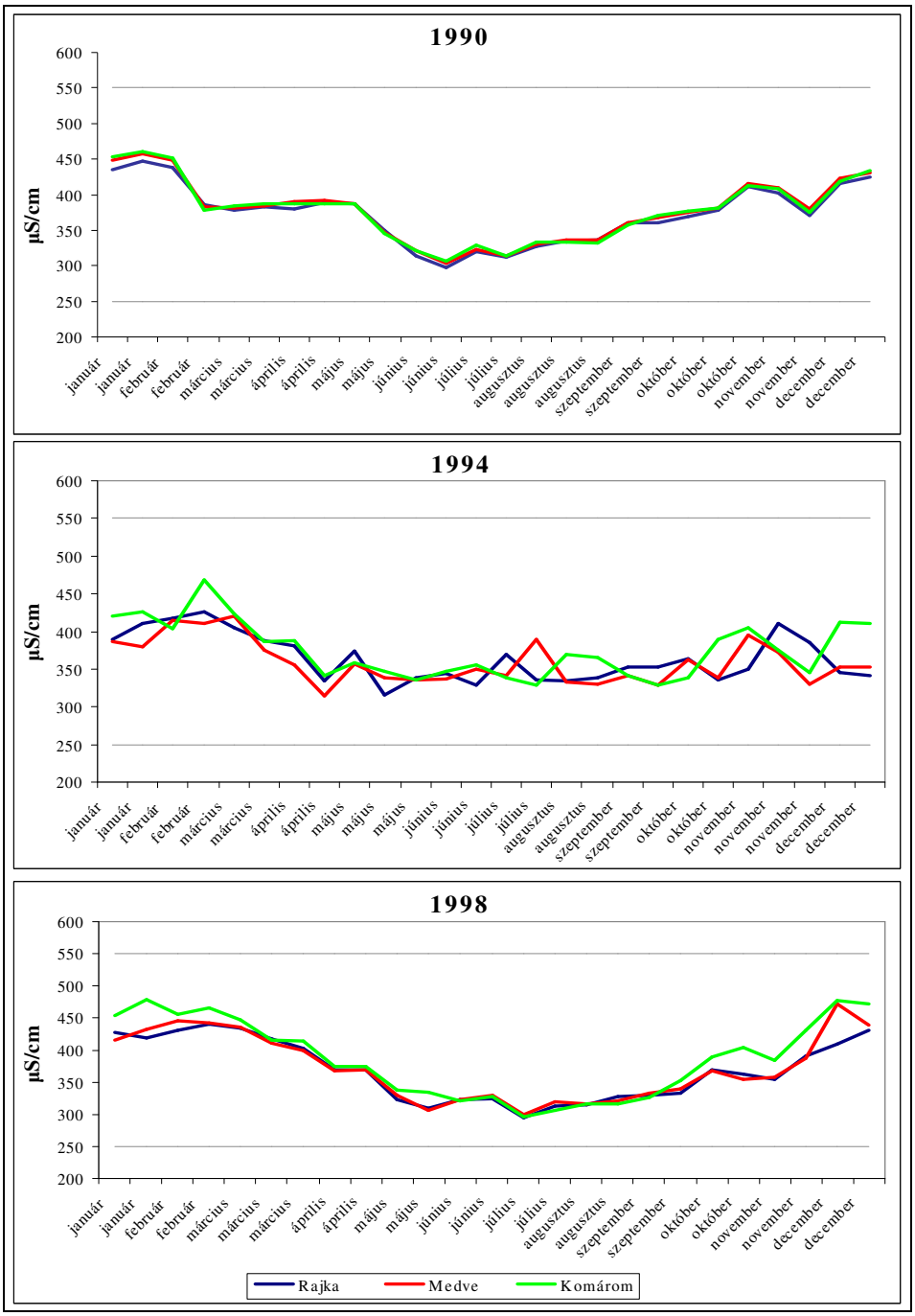
2. fotó. Víz- és Csatornaművek Koncessziós ZRt. Szolnok felszíni vízkivételi műve a Tisza 336,6 fkm szelvényében

Melléklet

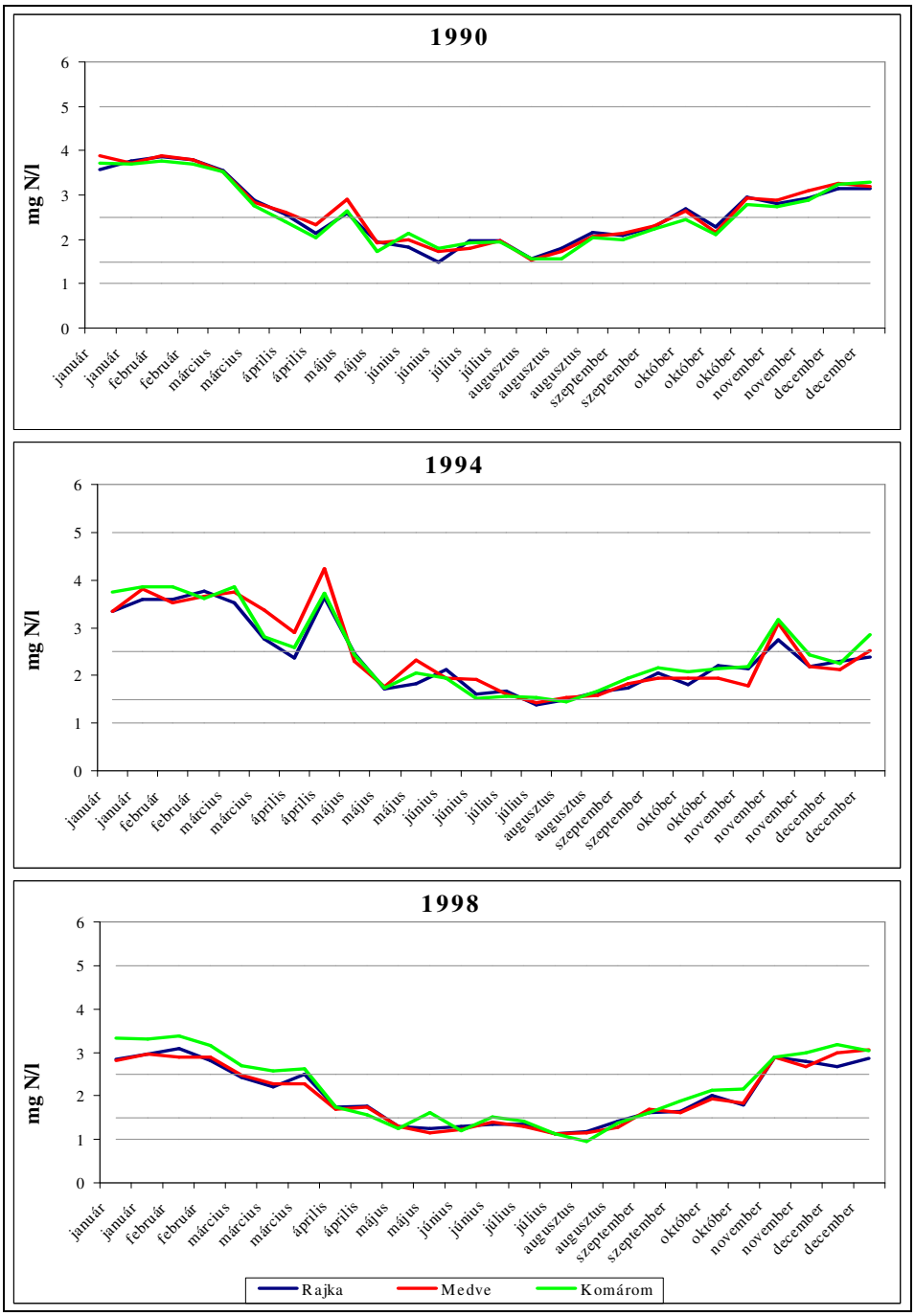
Ábrák



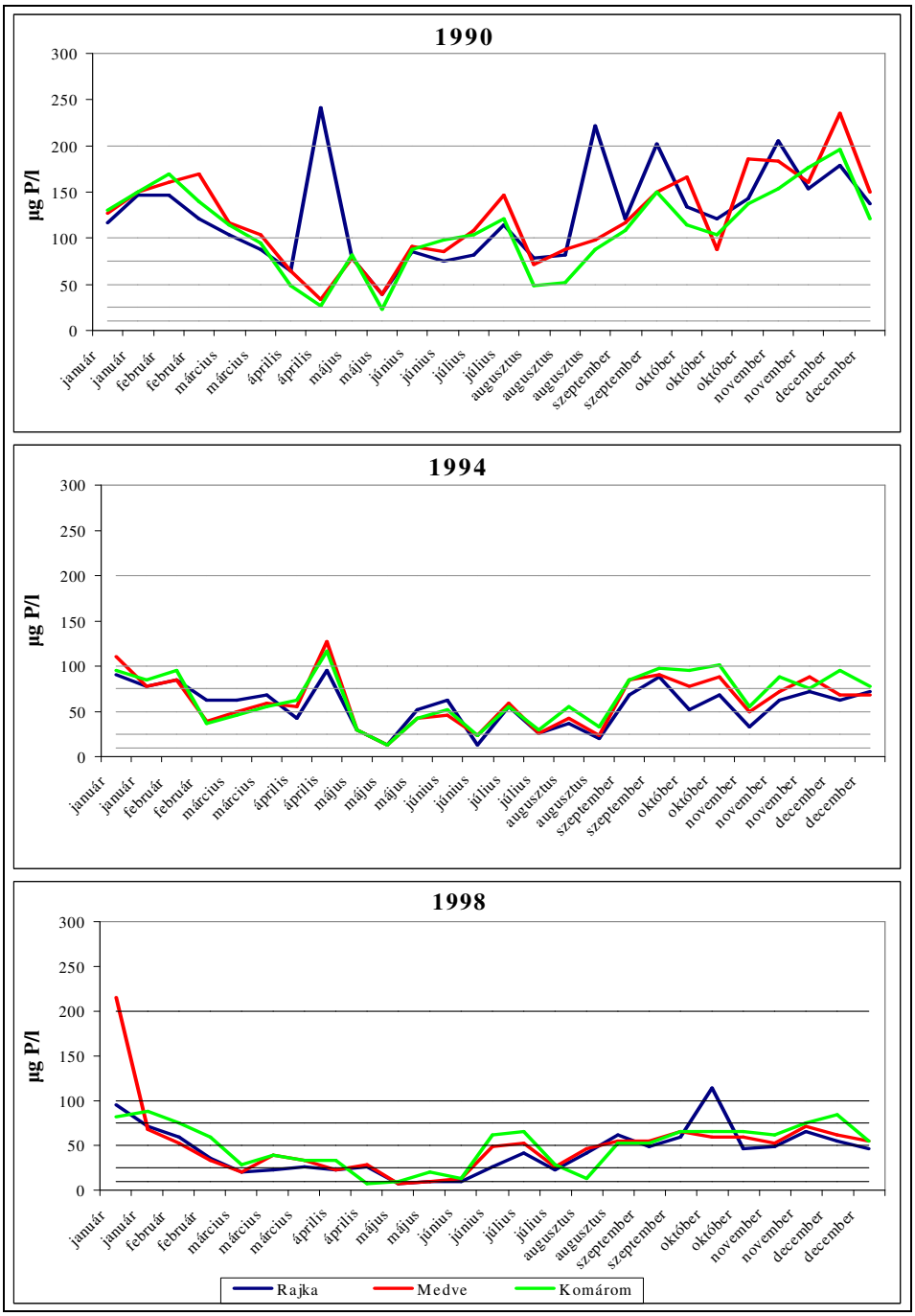
3. ábra. Vízhozam változás a Duna magyarországi felső szakaszán



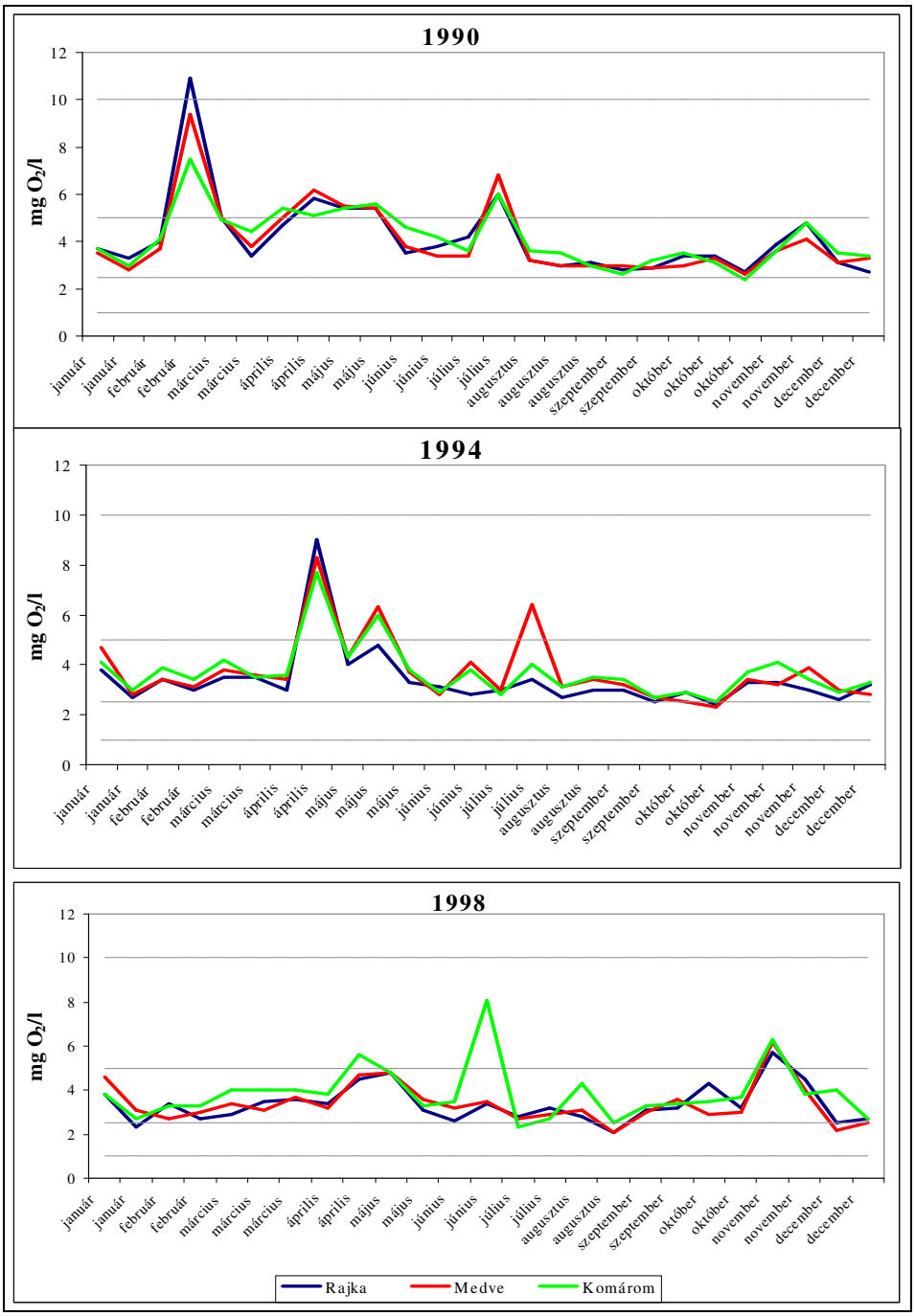
5. ábra. A fajlagos elektromos vezetőképesség változása



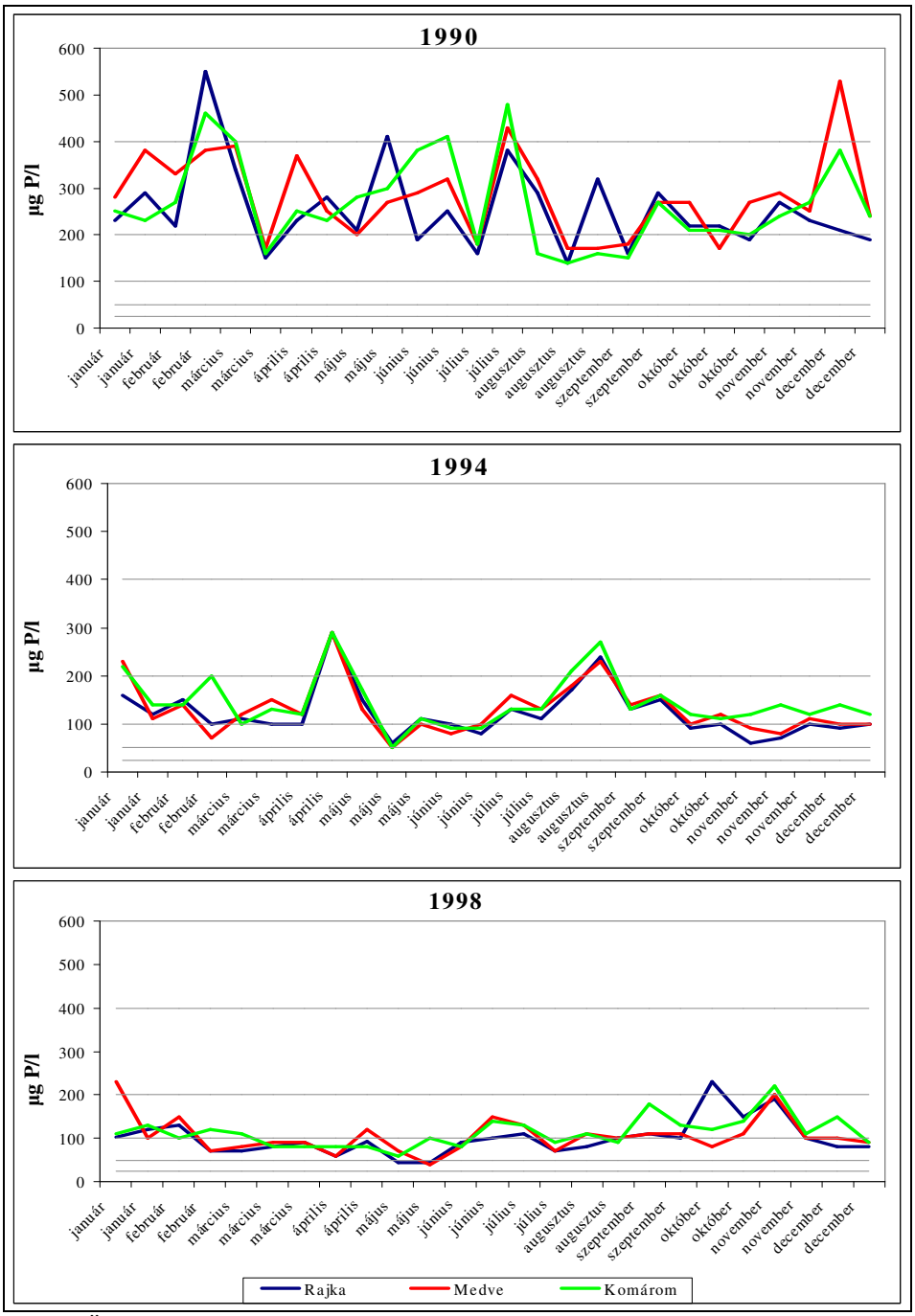
6. ábra. A szervetlen kötésű nitrogén mennyiségének változása



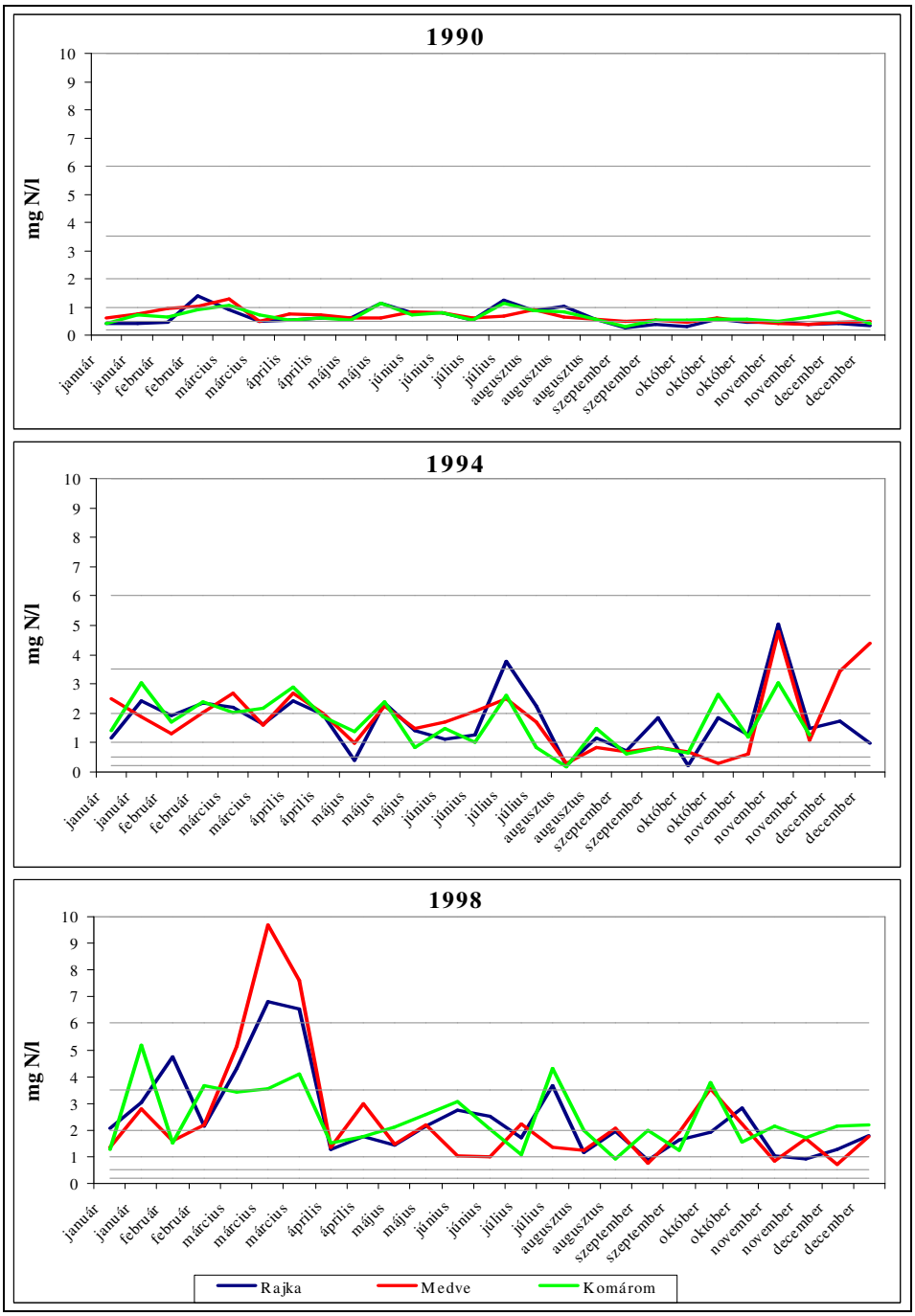
7. ábra. Az oldott ortofoszfát-foszfor mennyiségének változása



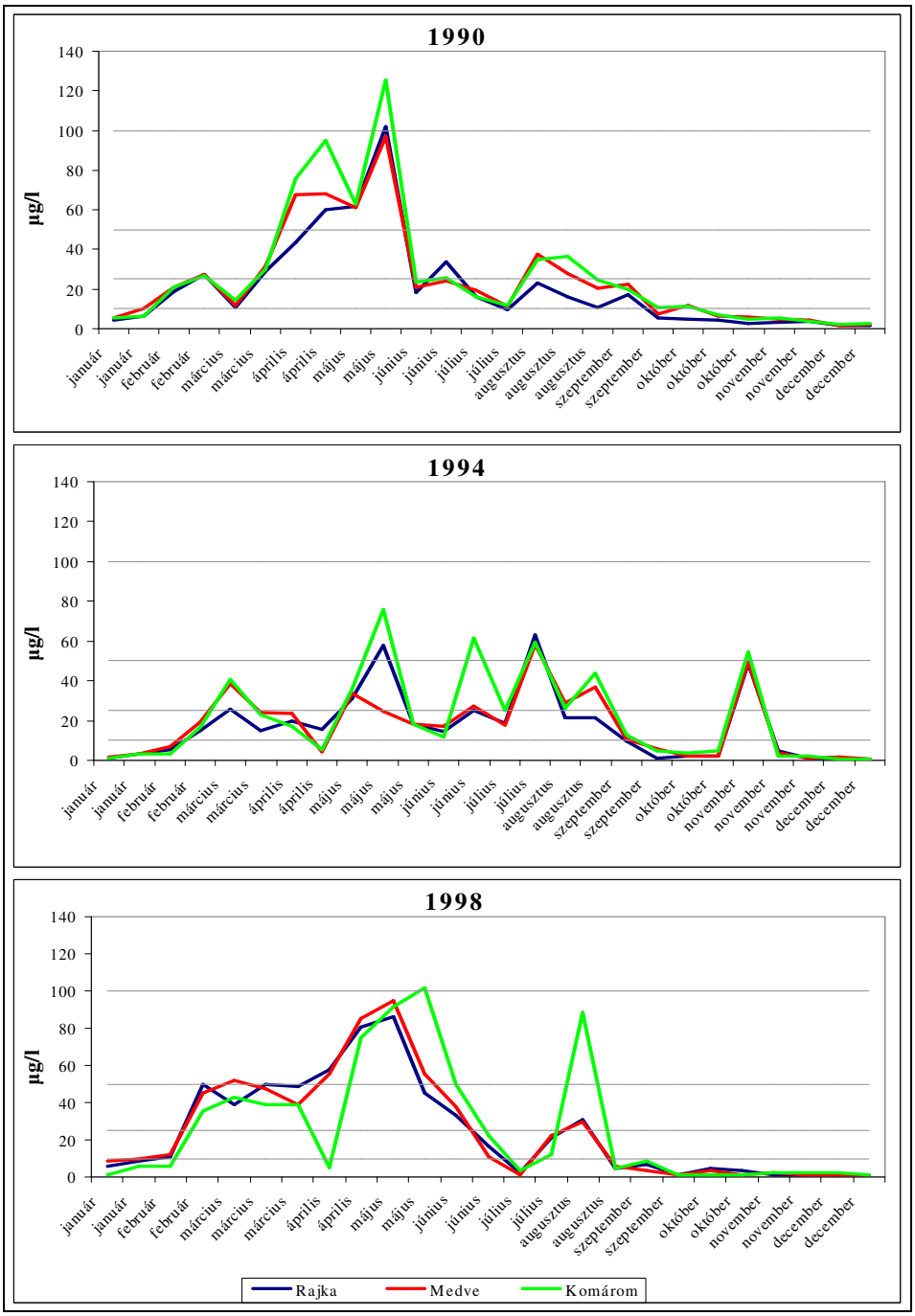
8. ábra. A savas kálium-permanganáttal mért kémiai oxigénigény értékének változása



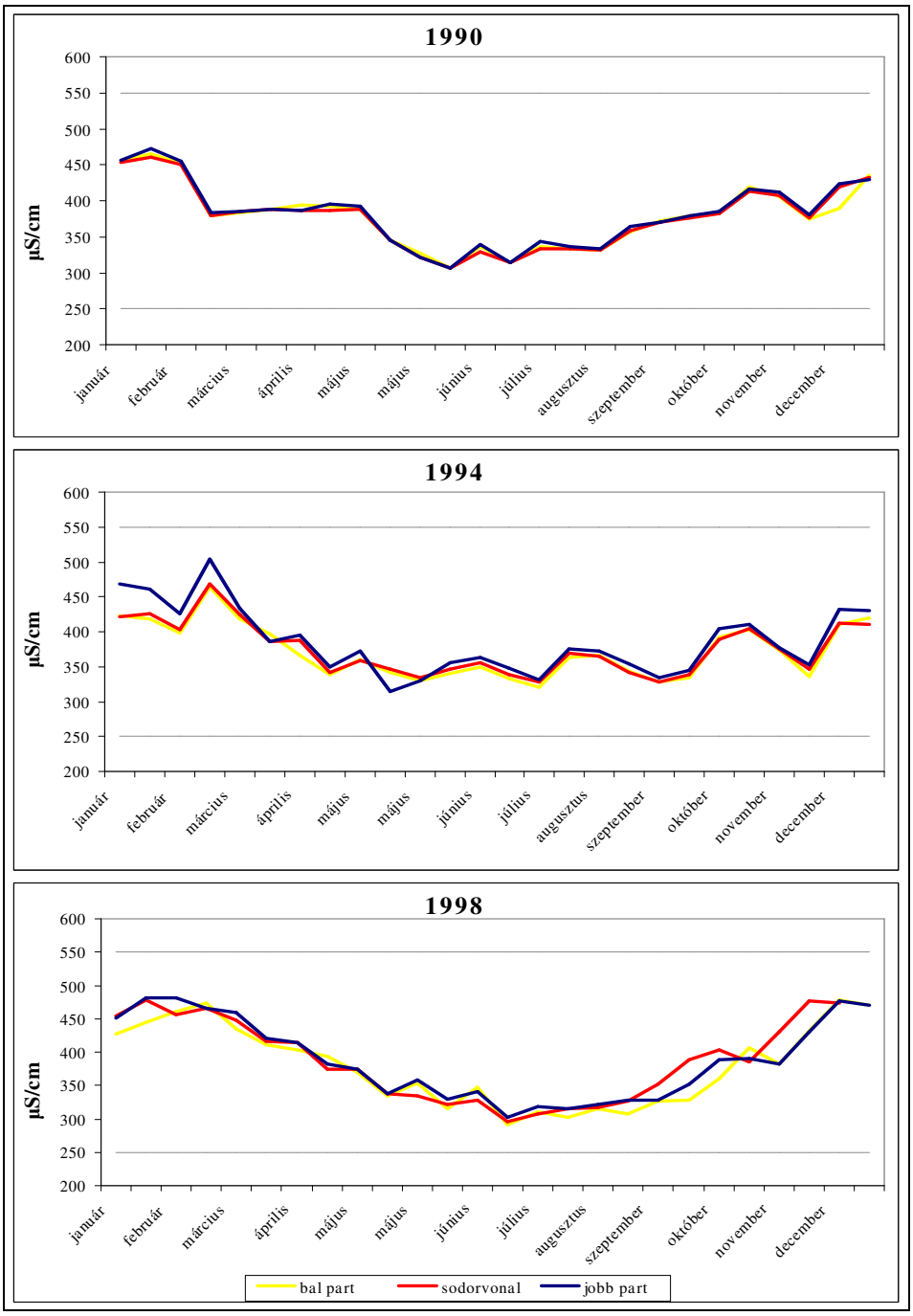
9. ábra. Összes foszfor tartalom változása



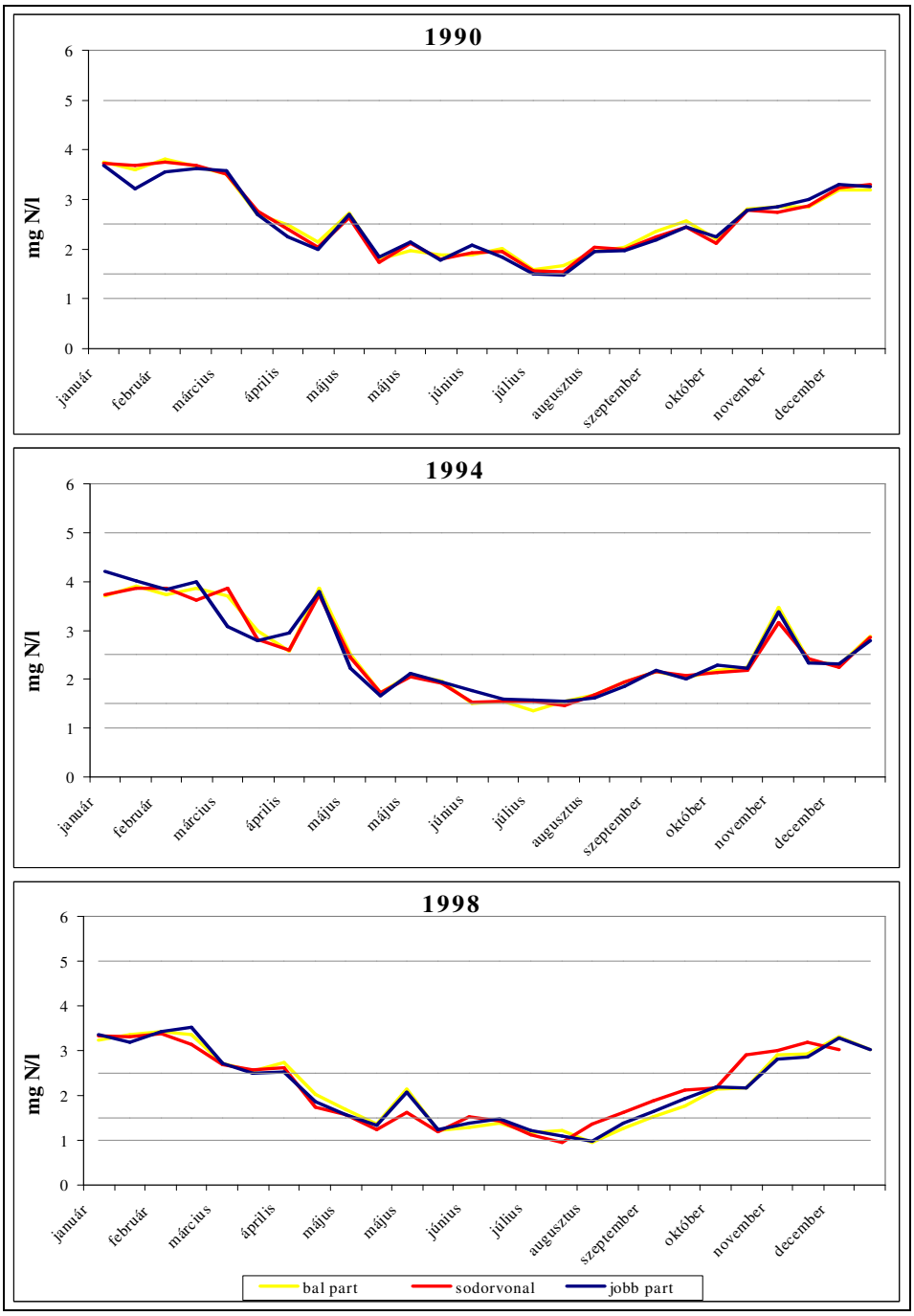
10. ábra. A szerves kötésű nitrogén tartalom változása



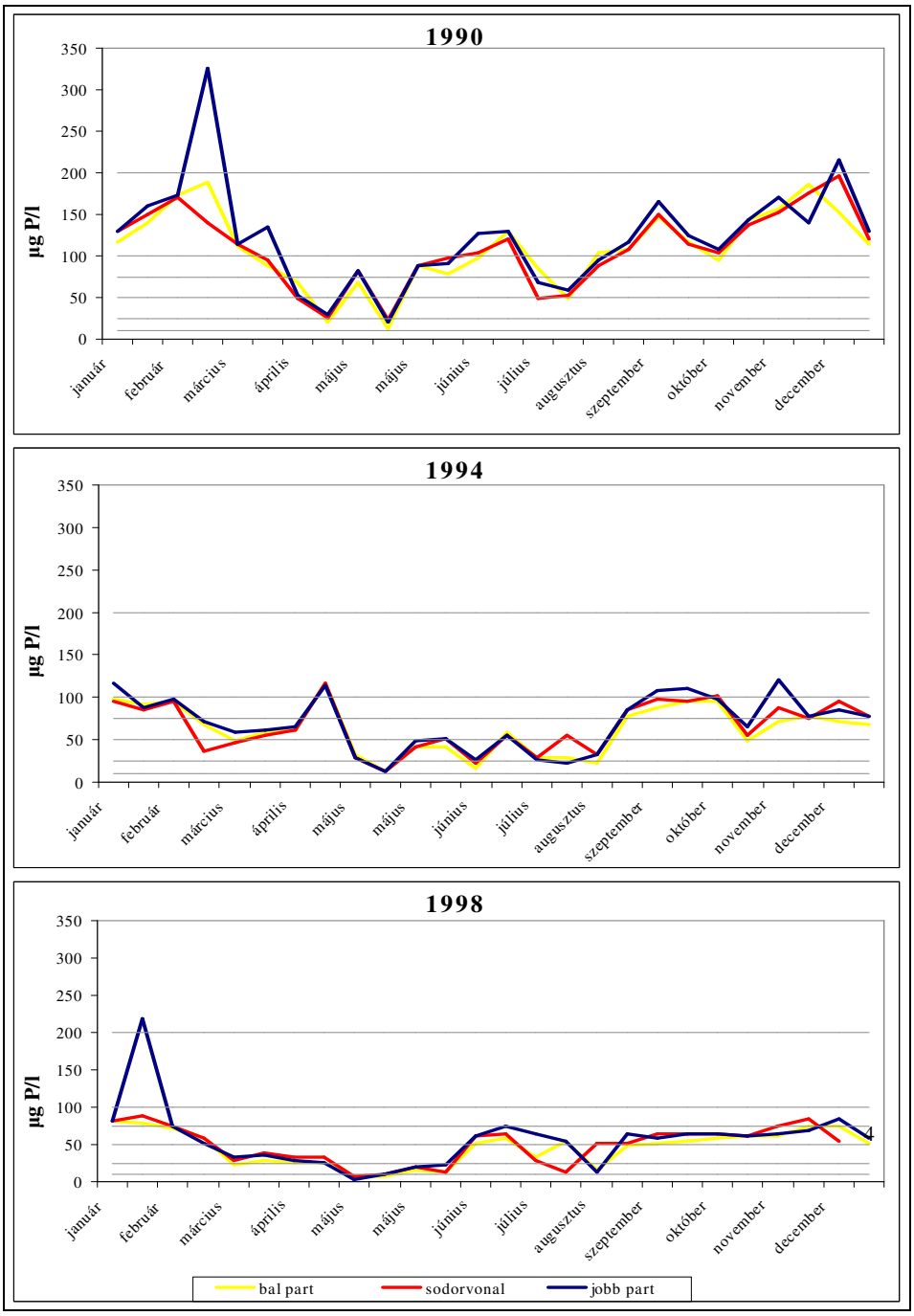
11. ábra. A-klorofill tartalom változása



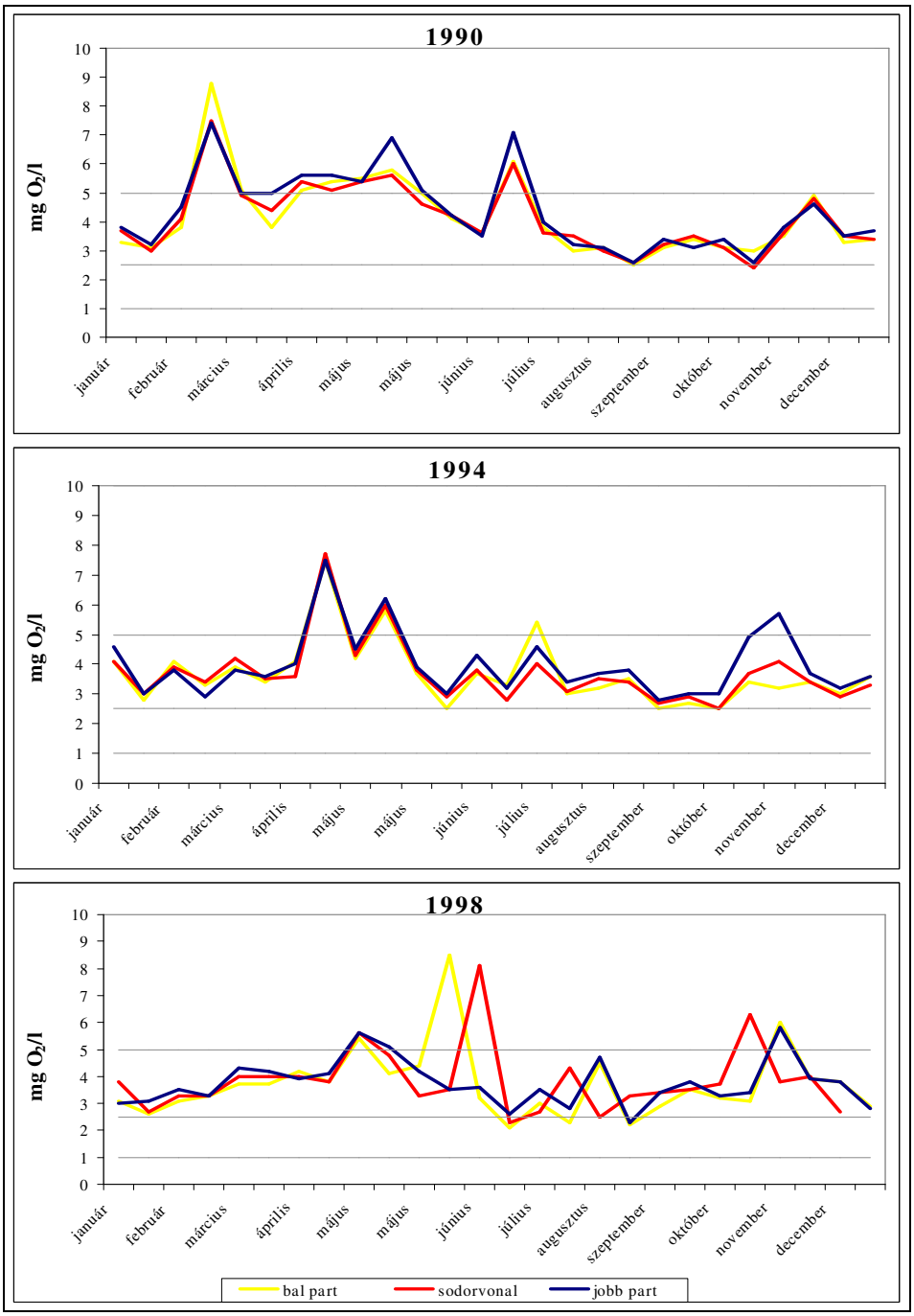
13. ábra. Fajlagos elektromos vezetőképesség értékének változása a Duna komáromi keresztszelvényében



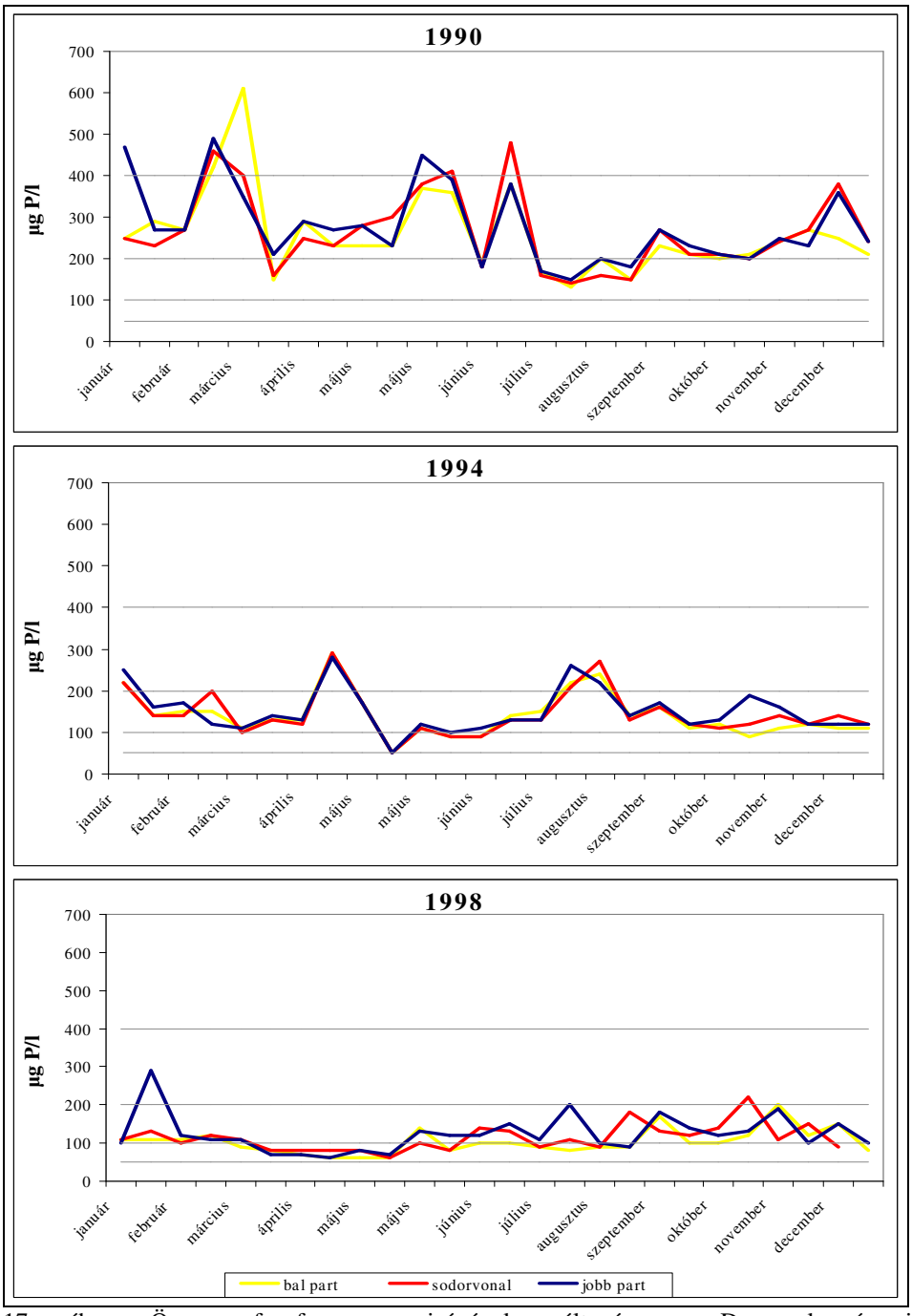
14. ábra. Szervetlen kötésű nitrogén mennyiségének változása a Duna komáromi keresztszelvényében



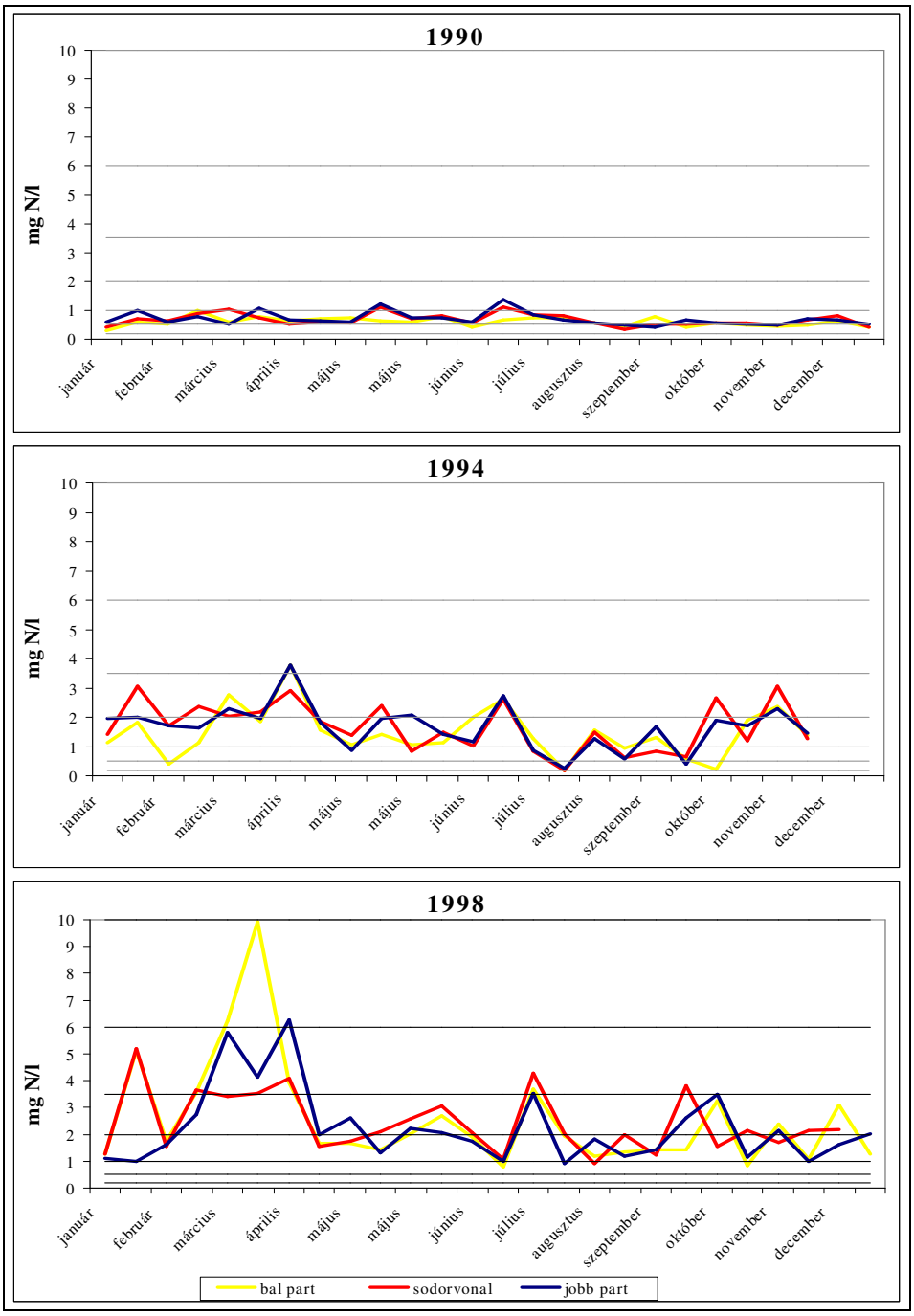
15. ábra. Oldott ortofoszfát-foszfor tartalom változása a Duna komáromi keresztszelvényében



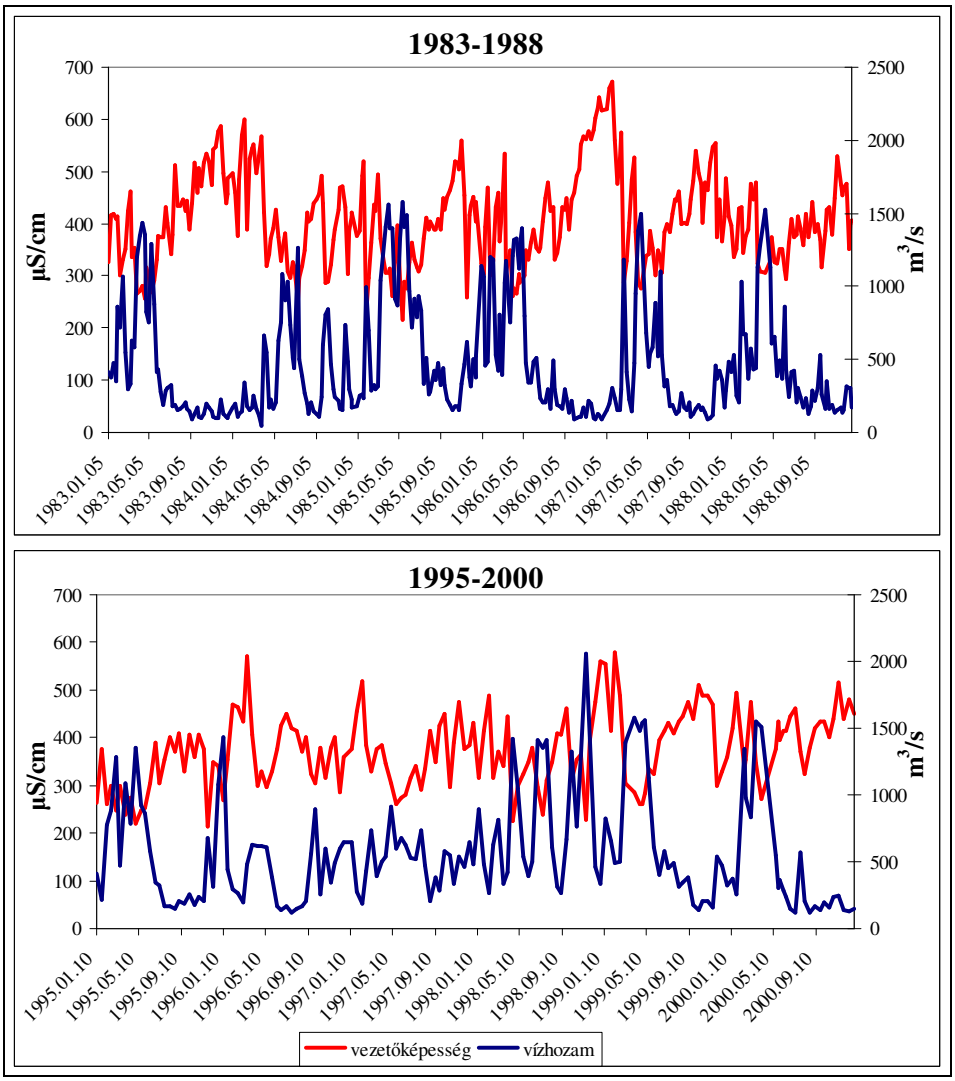
16. ábra. Savas kálium-permanganáttal mért Kémiai oxigénigény értékének változása a Duna komáromi keresztszelvényében



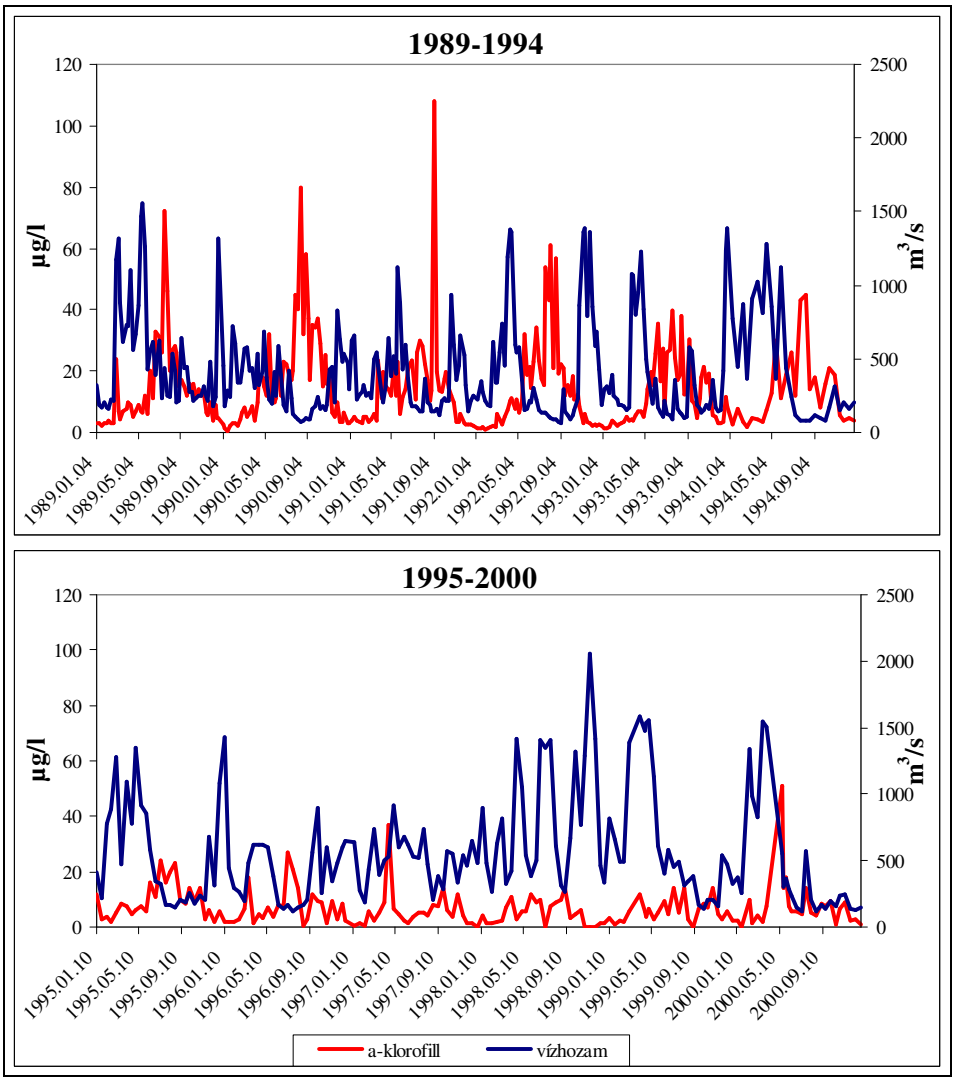
17. ábra. Összes foszfor mennyiségének változása a Duna komáromi keresztszelvényében



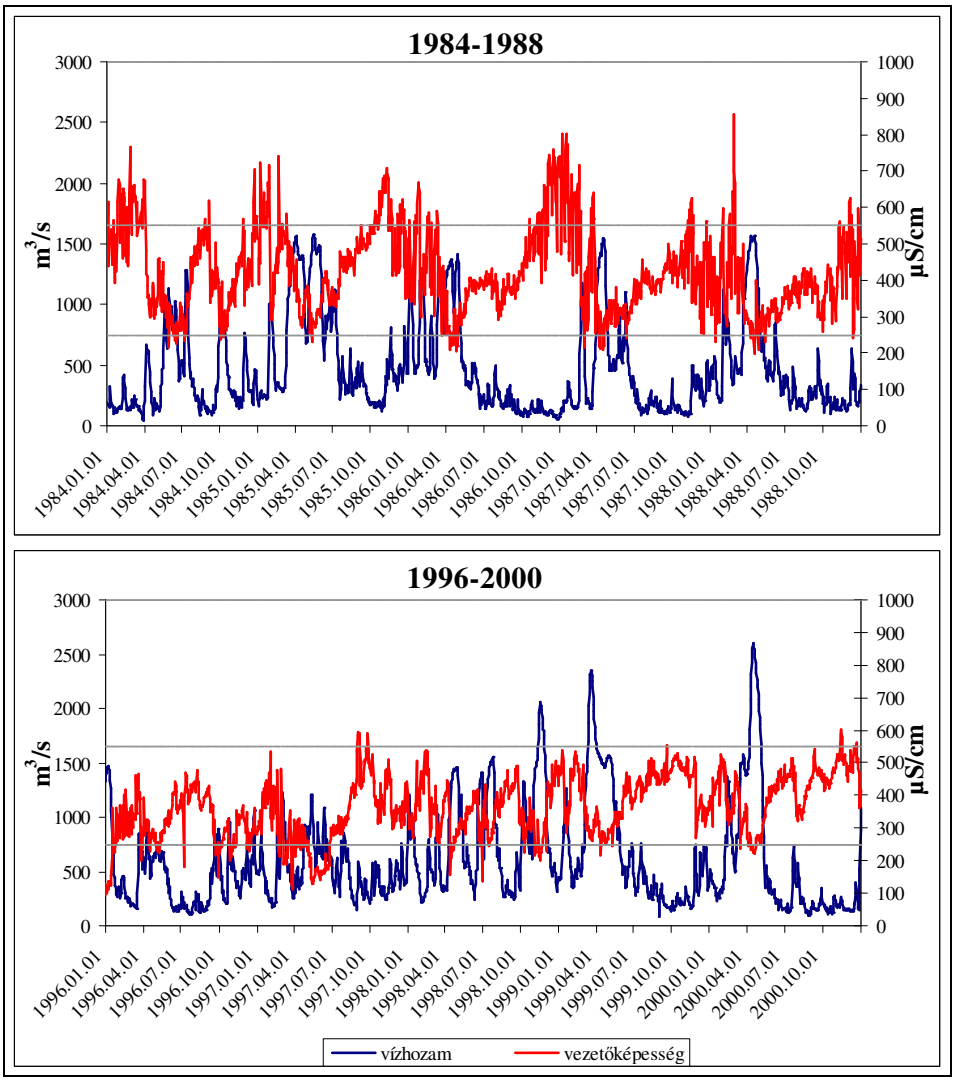
18. ábra. Szerves kötésű nitrogén mennyiségének változása a Duna komáromi keresztszelvényében



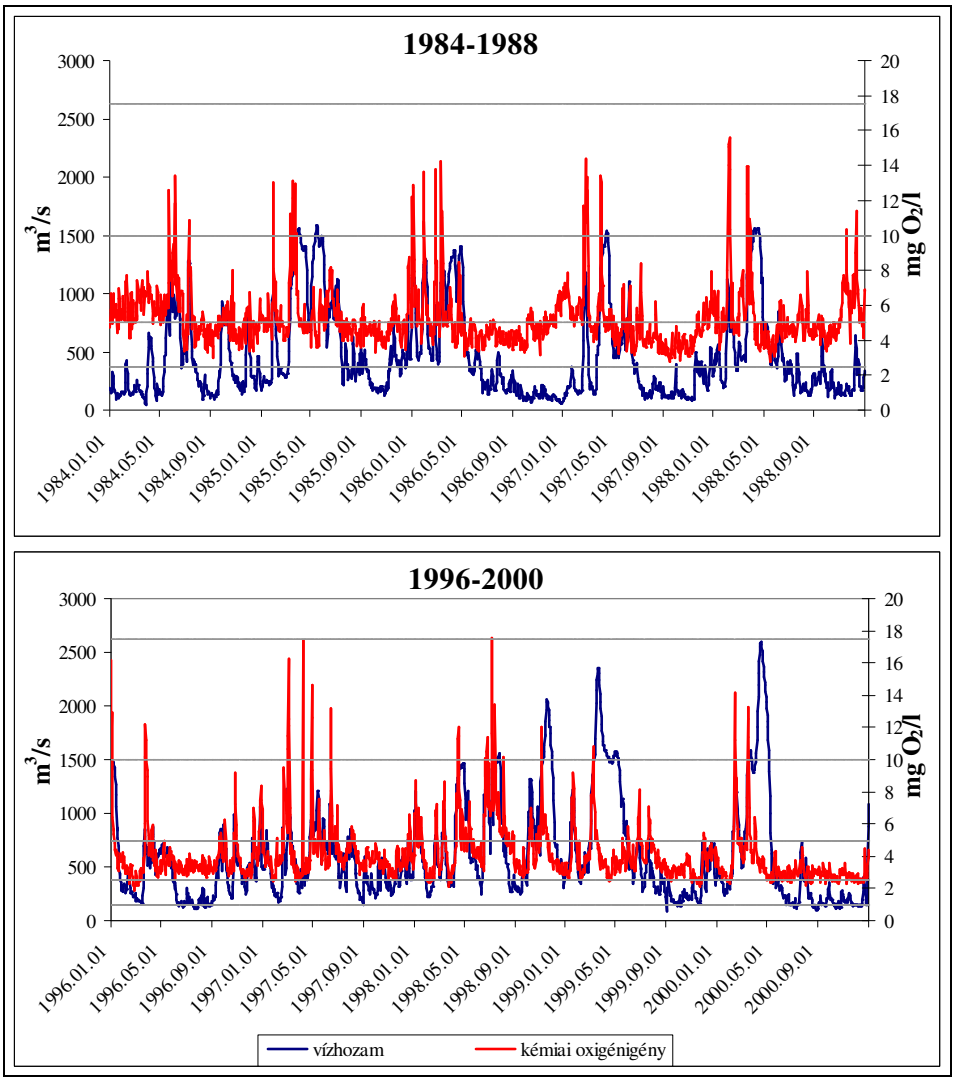
27. ábra. Fajlagos elektromos vezetőképesség értékének változása a vízhozam függvényében a Tisza szolnoki szakaszán



28. ábra. A-klorofill tartalom változása a vízhozam függvényében a Tisza szolnoki szakaszán



29. ábra. A fajlagos elektromos vezetőképesség értékének változása a Tisza szolnoki szakaszán



30. ábra. A savas kálium-permanganáttal mért kémiai oxigénigény mennyiségének változása a Tisza szolnoki szakaszán

Melléklet

Táblázatok

Mintavételi szelvény	Dátum	Éves maximumérték	Éves minimumérték	Éves átlagérték
Rajka	1990	3,96	1,50	2,58
	1994	3,76	1,39	2,42
	1998	3,09	1,12	2,00
Medve	1990	3,89	1,31	2,60
	1994	**4,24**	1,42	2,48
	1998	3,07	1,10	2,02
Komárom	1990	3,76	1,55	2,56
	1994	3,86	1,46	2,52
	1998	3,37	**0,95**	2,19

4. táblázat. A szervetlen kötésű nitrogén tartalom szélső- és átlagértékei (mg N/l)

	Rajka		**Medve**		**Komárom**	
	aktuális tipol. átlagok	globális tipológia	aktuális tipol. átlagok	globális tipológia	aktuális tipol. átlagok	globális tipológia
1990	7,5	**3**	7	**3**	7,5	**3**
1994	7	**3**	7	**3**	7	**3**
1998	7	**3**	7	**3**	6,5	**3**

6. táblázat. A szervetlen kötésű nitrogén tartalom alapján számított globális tipológia értékei

Mintavételi szelvény	Dátum	Éves maximumérték	Éves minimumérték	Éves átlagérték
Rajka	1990	241	39	124,2
	1994	95	13	56,8
	1998	114	**7**	43,8
Medve	1990	**251**	33	123,8
	1994	127	13	61,3
	1998	215	**7**	49,7
Komárom	1990	196	23	109,2
	1994	117	13	63,9
	1998	88	**7**	49,3

7. táblázat. Az oldott ortofoszfát-foszfor tartalom szélső- és átlagértékei (µg P/l)

Aktuális tipológiai kódok	Ökológiai tipológiai határértékek	Rajka		
		1990	1994	1998
1	<10 µg P/l	0 db / 0%	0 db / 0%	1 db / 3,8%
2	10-25 µg P/l	0 db / 0%	3 db / 11,1%	6 db / 23,1%
3	25-50 µg P/l	3 db / 5,9%	5 db / 18,5%	**10 db / 38,5%**
4	50-75 µg P/l	3 db / 5,9%	**14 db / 51,9%**	7 db / 27%
5	75-100 µg P/l	11 db / 21,6%	5 db / 18,5%	1 db / 3,8%
6	100-200 µg P/l	**27 db / 52,9%**	0 db / 0%	1 db / 3,8%
7	200-500 µg P/l	7 db / 13,7%	0 db / 0%	0 db / 0%
Aktuális tipológiai kódok	**Ökológiai tipológiai határértékek**	**Medve**		
		1990	**1994**	**1998**
1	<10 µg P/l	0 db / 0%	0 db / 0%	1 db / 4%
2	10-25 µg P/l	0 db / 0%	3 db / 11,5%	4 db / 16%
3	25-50 µg P/l	4 db / 7,8%	**8 db / 30,8%**	8 db / 32%
4	50-75 µg P/l	2 db / 3,9%	6 db / 23,1%	**11 db / 44%**
5	75-100 µg P/l	11 db / 21,6%	7 db / 26,9%	0 db / 0%
6	100-200 µg P/l	**31 db / 60,8%**	2 db / 7,7%	0 db / 0%
7	200-500 µg P/l	3 db / 5,9%	0 db / 0%	1 db / 4%
Aktuális tipológiai kódok	**Ökológiai tipológiai határértékek**	**Komárom**		
		1990	**1994**	**1998**
1	<10 µg P/l	0 db / 0%	0 db / 0%	1 db / 4%
2	10-25 µg P/l	1 db / 3,9 %	2 db / 8%	4 db / 16%
3	25-50 µg P/l	3 db / 11,5%	6 db / 24%	5 db / 20%
4	50-75 µg P/l	1 db / 3,9 %	6 db / 24%	**10 db / 40%**
5	75-100 µg P/l	5 db / 19,2%	**9 db / 36%**	5 db / 20%
6	100-200 µg P/l	**16 db / 61,5%**	2 db / 8%	0 db / 0%
7	200-500 µg P/l	0 db / 0%	0 db / 0%	0 db / 0%

8. táblázat. Oldott ortofoszfát-foszfor tartalom szerinti tipológia

	Rajka		Medve		Komárom	
	aktuális tipol. átlagok	globális tipológia	aktuális tipol. átlagok	globális tipológia	aktuális tipol. átlagok	globális tipológia
1990	5	**2**	5	**2**	4	**2**
1994	3,5	**2**	4	**2**	4	**2**
1998	3,5	**2**	3,4	**1**	3	**1**

9. táblázat. Az oldott ortofoszfát-foszfor tartalom alapján számított globális tipológia értékei

Mintavételi szelvény	Dátum	Éves maximumérték	Éves minimumérték	Éves átlagérték
Rajka	1990	**10,9**	**2,0**	3,9
	1994	9,0	2,4	3,4
	1998	5,7	2,1	3,3
Medve	1990	9,4	2,5	3,9
	1994	8,3	2,3	3,7
	1998	6,2	2,1	3,4
Komárom	1990	7,5	2,4	4,1
	1994	7,7	2,5	3,7
	1998	8,1	2,3	3,9

11. táblázat. A savas kálium-permanganáttal mért kémiai oxigénigény mennyiségének szélső- és átlagértékei (mg O2/l)

Aktuális tipológiai kódok	Ökológiai tipológiai határértékek	Rajka		
		1990	**1994**	**1998**
2	1,0-2,5 mg O_2/l	1 db / 2%	1 db / 3,7%	3 db / 11,6%
3	2,5-5,0 mg O_2/l	**43 db / 84,3%**	**25 db / 92,6%**	**22 db / 84,6%**
4	5,0-10,0 mg O_2/l	6 db / 11,7%	1 db / 3,7%	1 db / 3,8%
5	10,0-17,5 mg O_2/l	1 db / 2%	0 db / 0%	0 db / 0%
Aktuális tipológiai kódok	**Ökológiai tipológiai határértékek**	**Medve**		
		1990	**1994**	**1998**
2	1,0-2,5 mg O_2/l	0 db / 0%	1 db / 3,8%	3 db / 12%
3	2,5-5,0 mg O_2/l	**40 db / 78,4%**	**22 db / 84,6%**	**21 db / 84%**
4	5,0-10,0 mg O_2/l	11 db / 21,6%	3 db / 11,6%	1 db / 4%
5	10,0-17,5 mg O_2/l	0 db / 0%	0 db / 0%	0 db / 0%
Aktuális tipológiai kódok	**Ökológiai tipológiai határértékek**	**Komárom**		
		1990	**1994**	**1998**
2	1,0-2,5 mg O_2/l	1 db / 3,8%	0 db / 0%	1 db / 4%
3	2,5-5,0 mg O_2/l	**19 db / 73,1%**	**23 db / 92%**	**21 db /84%**
4	5,0-10,0 mg O_2/l	6 db / 23,1%	2 db / 8%	3 db / 12%
5	10,0-17,5 mg O_2/l	0 db / 0%	0 db / 0%	0 db / 0%

12. táblázat. Savas kálium-permanganáttal mért kémiai oxigénigény szerinti tipológia

Mintavételi szelvény	Dátum	Éves maximumérték	Éves minimumérték	Éves átlagérték
Rajka	1990	**550**	130	254,7
	1994	290	60	124,4
	1998	230	44	98,9
Medve	1990	**550**	140	278,6
	1994	290	50	130,4
	1998	230	**40**	103,6
Komárom	1990	480	140	265,8
	1994	290	50	144,4
	1998	220	60	113,2

13. táblázat. Az összes foszfor mennyiségének szélső- és átlagértékei (µg P/l)

Aktuális tipológiai kódok	Ökológiai tipológiai határértékek	Rajka		
		1990	**1994**	**1998**
2	25-50 µg P/l	0 db / 0%	0 db / 0%	2 db / 7,7%
3	50-100 µg P/l	0 db / 0%	6 db / 22,2%	**12 db / 46,2%**
4	100-200 µg P/l	15 db / 29,4%	**19 db / 70,4%**	11 db / 42,3%
5	200-400 µg P/l	**31 db / 60,8%**	2 db / 7,4%	1 db / 3,8%
6	400-800 µg P/l	5 db / 9,8%	0 db / 0%	0 db / 0%
Aktuális tipológiai kódok	**Ökológiai tipológiai határértékek**	**Medve**		
		1990	**1994**	**1998**
2	25-50 µg P/l	0 db / 0%	0 db / 0%	1 db / 4%
3	50-100 µg P/l	0 db / 0%	5 db / 19,2%	**11 db / 44%**
4	100-200 µg P/l	14 db / 27,5%	**18 db / 69,2%**	**11 db / 44%**
5	200-400 µg P/l	**33 db / 64,7%**	3 db / 11,6%	2 db / 8%
6	400-800 µg P/l	4 db / 7,8%	0 db / 0%	0 db / 0%
Aktuális tipológiai kódok	**Ökológiai tipológiai határértékek**	**Komárom**		
		1990	**1994**	**1998**
2	25-50 µg P/l	0 db / 0%	0 db / 0%	0 db / 0%
3	50-100 µg P/l	0 db / 0%	3 db / 12%	9 db / 36%
4	100-200 µg P/l	6 db / 23,1%	**17 db / 68%**	**15 db / 60%**
5	200-400 µg P/l	**16 db / 61,5%**	5 db / 20%	1 db / 4%
6	400-800 µg P/l	4 db / 15,4%	0 db / 0%	0 db / 0%

14. táblázat. Összes foszfor tartalom szerinti tipológia

Mintavételi szelvény	Dátum	Éves maximumérték	Éves minimumérték	Éves átlagérték
Rajka	1990	1,39	0,26	0,62
	1994	5,04	0,22	1,71
	1998	6,83	0,86	2,45
Medve	1990	1,29	0,29	0,64
	1994	4,77	0,28	1,82
	1998	**9,68**	0,71	2,43
Komárom	1990	1,12	0,32	0,67
	1994	3,06	**0,17**	1,71
	1998	5,19	0,90	2,43

15. táblázat. A szerves kötésű nitrogén mennyiségének szélső- és átlagértékei (mg N/l)

Aktuális tipológiai kódok	Ökológiai tipológiai határértékek	Rajka		
		1990	**1994**	**1998**
2	0,2-0,5 mg N/l	**22 db / 43,1%**	3 db / 11,1%	0 db / 0%
3	0,5-1,0 mg N/l	**22 db / 43,1%**	3 db / 11,1%	2 db / 7,7%
4	1,0-2,0 mg N/l	7 db / 13,8%	**13 db / 48,2%**	**12 db / 46,2%**
5	2,0-3,5 mg N/l	0 db / 0%	6 db / 22,2%	7 db / 26,9%
6	3,5-6,0 mg N/l	0 db / 0%	2 db / 7,4%	3 db / 11,5%
7	6,0-10,0 mg N/l	0 db / 0%	0 db / 0%	2 db / 7,7%
Aktuális tipológiai kódok	**Ökológiai tipológiai határértékek**	**Medve**		
		1990	**1994**	**1998**
2	0,2-0,5 mg N/l	12 db / 23,5%	2 db / 7,7%	0 db / 0%
3	0,5-1,0 mg N/l	**36 db / 70,6%**	6 db / 23%	3 db / 12%
4	1,0-2,0 mg N/l	3 db / 5,9%	**8 db / 30,8%**	**11 db / 44%**
5	2,0-3,5 mg N/l	0 db / 0%	**8 db / 30,8%**	7 db / 28%
6	3,5-6,0 mg N/l	0 db / 0%	2 db / 7,7%	2 db / 8%
7	6,0-10,0 mg N/l	0 db / 0%	0 db / 0%	2 db / 8%
Aktuális tipológiai kódok	**Ökológiai tipológiai határértékek**	**Komárom**		
		1990	**1994**	**1998**
2	0,2-0,5 mg N/l	4 db / 15,4%	0 db / 0%	0 db / 0%
3	0,5-1,0 mg N/l	**19 db / 73%**	5 db / 20,8%	1 db / 4%
4	1,0-2,0 mg N/l	3 db / 11,6%	9 db / 37,5%	**9 db / 36%**
5	2,0-3,5 mg N/l	0 db / 0%	**10 db / 41,7%**	**9 db / 36%**
6	3,5-6,0 mg N/l	0 db / 0%	0 db / 0%	6 db / 24%
7	6,0-10,0 mg N/l	0 db / 0%	0 db / 0%	0 db / 0%

16. táblázat. A szerves kötésű nitrogén tartalom szerinti tipológia

Mintavételi szelvény	Dátum	Éves maximumérték	Éves minimumérték	Éves átlagérték
Rajka	1990	115,5	1,5	23,7
	1994	62,8	**0,6**	16,5
	1998	86,4	1,2	23,9
Medve	1990	**125,6**	1,5	28,0
	1994	58,0	**0,6**	17,8
	1998	94,7	1,2	25,5
Komárom	1990	125,3	2,4	27,0
	1994	76,0	**0,6**	22,2
	1998	101,8	1,2	25,7

18. táblázat. A-klorofill mennyiségének szélső- és átlagértékei (µg/l)

Aktuális tipológiai kódok	Ökológiai tipológiai határértékek	Rajka		
		1990	1994	1998
1	<10 µg/l	**23 db / 45,1%**	**12 db / 44,4%**	**13 db / 50%**
2	10-25 µg/l	12 db / 23,5%	10 db / 37,1%	3 db / 11,5%
3	25-50 µg/l	9 db / 17,7%	3 db / 11,1%	7 db / 27%
4	50-100 µg/l	4 db / 7,8%	2 db / 7,4%	3 db / 11,5%
5	100-175 µg/l	3 db / 5,9%	0 db / 0%	0 db / 0%
Aktuális tipológiai kódok	**Ökológiai tipológiai határértékek**	**Medve**		
		1990	**1994**	**1998**
1	<10 µg/l	**17 db / 33,3%**	**11 db / 42,3%**	**11 db / 44%**
2	10-25 µg/l	**17 db / 33,3%**	8 db / 30,8%	4 db / 16%
3	25-50 µg/l	7 db / 13,7%	6 db / 23,1%	5 db / 20%
4	50-100 µg/l	8 db / 15,7%	1 db / 3,8%	5 db / 20%
5	100-175 µg/l	2 db / 4%	0 db / 0%	0 db / 0%
Aktuális tipológiai kódok	**Ökológiai tipológiai határértékek**	**Komárom**		
		1990	**1994**	**1998**
1	<10 µg/l	8 db / 30,8%	**10 db / 40%**	**14 db / 56%**
2	10-25 µg/l	**9 db / 34,6%**	7 db / 28%	2 db / 8%
3	25-50 µg/l	5 db / 19,2%	4 db / 16%	5 db / 20%
4	50-100 µg/l	3 db / 11,5%	4 db / 16%	3 db / 12%
5	100-175 µg/l	1 db / 3,9%	0 db / 0%	1 db / 4%

19. táblázat. A-klorofill tartalom szerinti tipológia

Mintavételi hely	Dátum	Éves maximumérték	Éves minimumérték	Éves átlagérték
bal part	1990	465	307	378,7
	1994	464	320	372,1
	1998	479	**292**	380,3
sodorvonal	1990	461	307	378,2
	1994	469	328	375,1
	1998	479	296	387,0
jobb part	1990	472	307	381,3
	1994	**504**	315	385,7
	1998	481	303	388,6

21. táblázat. Fajlagos elektromos vezetőképesség szélső- és átlagértékei (µS/cm)

Mintavételi szelvény	Dátum	Éves maximumérték	Éves minimumérték	Éves átlagérték
bal part	1990	3,81	1,59	2,59
	1994	3,90	1,35	2,53
	1998	3,42	0,96	2,19
sodorvonal	1990	3,76	1,55	2,56
	1994	3,86	1,46	2,51
	1998	3,37	**0,95**	2,19
jobb part	1990	3,69	1,47	2,54
	1994	**4,22**	1,54	2,54
	1998	3,53	0,98	2,18

23. táblázat. Szervetlen kötésű nitrogén tartalom szélső- és átlagértékei (mg N/l)

Aktuális tipológiai kódok	Ökológiai tipológiai határértékek	Komárom – bal part		
		1990	1994	1998
5	0,75-1,00 mg N/l	0 db / 0%	0 db / 0%	1 db / 3,9%
6	1,00-1,50 mg N/l	0 db / 0%	1 db / 3,9%	7 db / 26,9%
7	1,50-2,50 mg N/l	**13 db / 50%**	**14 db / 53,8%**	7 db / 26,9%
8	2,50-5,00 mg N/l	**13 db / 50%**	11 db / 42,3	**11 db / 42,3%**
Aktuális tipológiai kódok	**Ökológiai tipológiai határértékek**	**Komárom - sodorvonal**		
		1990	**1994**	**1998**
5	0,75-1,00 mg N/l	0 db / 0%	0 db / 0%	1 db / 4%
6	1,00-1,50 mg N/l	0 db / 0%	1 db / 3,9%	5 db / 20%
7	1,50-2,50 mg N/l	**14 db / 53,8%**	**15 db / 57,6%**	8 db / 32%
8	2,50-5,00 mg N/l	12 db / 46,2%	10 db / 38,5%	**11 db / 44%**
Aktuális tipológiai kódok	**Ökológiai tipológiai határértékek**	**Komárom – jobb part**		
		1990	**1994**	**1998**
5	0,75-1,00 mg N/l	0 db / 0%	0 db / 0%	1 db / 3,9%
6	1,00-1,50 mg N/l	1 db / 3,9%	0 db / 0%	7 db / 26,9%
7	1,50-2,50 mg N/l	**13 db / 50%**	**16 db / 61,5%**	7 db / 26,9%
8	2,50-5,00 mg N/l	12 db / 46,1%	10 db / 38,5%	**11 db / 42,3%**

24. táblázat. Szervetlen kötésű nitrogén tartalom szerinti tipológia a Duna komáromi keresztszelvényének adatsorai alapján

Mintavételi szelvény	Dátum	Éves maximumérték	Éves minimumérték	Éves átlagérték
bal part	1990	189	13	109,2
	1994	117	13	62,3
	1998	82	7	45,9
sodorvonal	1990	196	23	109,2
	1994	117	13	65,1
	1998	88	7	49,3
jobb part	1990	**326**	20	122,7
	1994	121	13	69,6
	1998	218	**3**	56,5

26. táblázat. Oldott ortofoszfát-foszfor tartalom szélső- és átlagértékei (µg P/l)

Aktuális tipológiai kódok	Ökológiai tipológiai határértékek	Komárom – bal part		
		1990	1994	1998
1	<10 µg P/l	0 db / 0%	0 db / 0%	2 db / 7,7%
2	10-25 µg P/l	2 db / 7,7%	3 db / 11,5%	4 db / 15,4%
3	25-50 µg P/l	1 db / 3,9%	7 db / 26,9%	5 db / 19,2%
4	50-75 µg P/l	2 db / 7,7%	7 db / 26,9%	**11 db / 42,3%**
5	75-100 µg P/l	6 db / 23%	**8 db / 30,8%**	4 db / 15,4%
6	100-200 µg P/l	**15 db / 57,7%**	1 db / 3,9%	0 db / 0%
7	200-500 µg P/l	0 db / 0%	0 db / 0%	0 db / 0%
Aktuális tipológiai kódok	**Ökológiai tipológiai határértékek**	**Komárom – sodorvonal**		
		1990	**1994**	**1998**
1	<10 µg P/l	0 db / 0%	0 db / 0%	1 db / 4%
2	10-25 µg P/l	1 db / 3,9%	2 db / 7,7%	4 db / 16%
3	25-50 µg P/l	3 db / 11,5%	6 db / 23%	5 db / 20%
4	50-75 µg P/l	1 db / 3,9%	6 db / 23%	**10 db / 40%**
5	75-100 µg P/l	5 db / 19,2%	**10 db / 38,6%**	5 db / 20%
6	100-200 µg P/l	**16 db / 61,5%**	2 db / 7,7%	0 db / 0%
7	200-500 µg P/l	0 db / 0%	0 db / 0%	0 db / 0%
Aktuális tipológiai kódok	**Ökológiai tipológiai határértékek**	**Komárom – jobb part**		
		1990	**1994**	**1998**
1	<10 µg P/l	0 db / 0%	0 db / 0%	1 db / 3,8%
2	10-25 µg P/l	1 db / 3,85%	2 db / 7,7%	4 db / 15,4%
3	25-50 µg P/l	1 db / 3,85%	5 db / 19,2%	4 db / 15,4%
4	50-75 µg P/l	3 db / 11,5%	**7 db / 26,9%**	**12 db / 46,2%**
5	75-100 µg P/l	4 db / 15,4%	**7 db / 26,9%**	4 db / 15,4%
6	100-200 µg P/l	**15 db /57,7%**	5 db / 19,2%	0 db / 0%
7	200-500 µg P/l	2 db / 7,7%	0 db / 0%	1 db / 3,8%

27. táblázat. Oldott ortofoszfát-foszfor tartalom szerinti tipológia a Duna komáromi keresztszelvényének adatsorai alapján

Mintavételi szelvény	Dátum	Éves maximumérték	Éves minimumérték	Éves átlagérték
bal part	1990	**8,8**	2,5	4,2
	1994	7,5	2,5	3,7
	1998	8,5	**2,1**	3,7
sodorvonal	1990	7,5	2,4	4,1
	1994	7,7	2,5	3,7
	1998	8,1	2,3	3,9
jobb part	1990	7,4	2,6	4,4
	1994	7,5	2,8	4,0
	1998	5,8	2,3	3,8

30. táblázat. A savas kálium-permanganáttal mért kémiai oxigénigény szélső- és átlagértékei (mg O_2/l)

Aktuális tipológiai kódok	Ökológiai tipológiai határértékek	Komárom – bal part		
		1990	1994	1998
2	1,0-2,5 mg O_2/l	0 db / 0%	0 db / 0%	3 db / 11,5%
3	2,5-5,0 mg O_2/l	**18 db / 59,2%**	**23 db / 88,5%**	**20 db / 77%**
4	5,0-10,0 mg O_2/l	8 db / 30,8%	3 db / 11,5%	3 db / 11,5%
Aktuális tipológiai kódok	**Ökológiai tipológiai határértékek**	**Komárom – sodorvonal**		
		1990	**1994**	**1998**
2	1,0-2,5 mg O_2/l	1 db / 3,9%	0 db / 0%	1 db / 4%
3	2,5-5,0 mg O_2/l	**19 db / 73,1%**	**24 db / 92,3%**	**21 db / 84%**
4	5,0-10,0 mg O_2/l	6 db / 23%	2 db / 7,7%	3 db / 12%
Aktuális tipológiai kódok	**Ökológiai tipológiai határértékek**	**Komárom – jobb part**		
		1990	**1994**	**1998**
2	1,0-2,5 mg O_2/l	0 db / 0%	0 db / 0%	1 db / 3,9%
3	2,5-5,0 mg O_2/l	**17 db / 65,4%**	**23 db / 88,5%**	**22 db / 84,6%**
4	5,0-10,0 mg O_2/l	9 db / 34,6%	3 db / 11,5%	3 db / 11,5%

31. táblázat. Savas kálium-permanganáttal mért kémiai oxigénigény szerinti tipológia a Duna komáromi keresztszelvényének adatsorai alapján

Mintavételi szelvény	Dátum	Éves maximumérték	Éves minimumérték	Éves átlagérték
bal part	1990	**610**	130	259,2
	1994	290	**50**	140,4
	1998	200	60	103,1
sodorvonal	1990	480	140	265,8
	1994	290	**50**	144,2
	1998	220	60	113,2
jobb part	1990	490	150	277,7
	1994	280	**50**	150,8
	1998	290	60	123,5

32. táblázat. Összes foszfor mennyiségének szélső- és átlagértékei (µg P/l)

Aktuális tipológiai kódok	Ökológiai tipológiai határértékek	Komárom – bal part		
		1990	1994	1998
3	50-100 µg P/l	0 db / 0%	4 db / 15,4%	12 db / 46,2%
4	100-200 µg P/l	5 db / 19,2%	**18 db / 69,2%**	**13 db / 50%**
5	200-400 µg P/l	**19 db / 73,1%**	4 db / 15,4%	1 db / 3,8%
6	400-800 µg P/l	2 db / 7,7%	0 db / 0%	0 db / 0%
Aktuális tipológiai kódok	**Ökológiai tipológiai határértékek**	**Komárom – sodorvonal**		
		1990	**1994**	**1998**
3	50-100 µg P/l	0 db / 0%	3 db / 11,54%	9 db / 36%
4	100-200 µg P/l	6 db / 23,1%	**18 db / 69,23%**	**15 db / 60%**
5	200-400 µg P/l	**16 db / 61,5%**	5 db / 19,23%	1 db / 4%
6	400-800 µg P/l	4 db / 15,4%	0 db / 0%	0 db / 0%
Aktuális tipológiai kódok	**Ökológiai tipológiai határértékek**	**Komárom – jobb part**		
		1990	**1994**	**1998**
3	50-100 µg P/l	0 db / 0%	1 db / 3,8%	6 db / 23,1%
4	100-200 µg P/l	4 db / 15,4%	**21 db / 80,8%**	**18 db / 69,2%**
5	200-400 µg P/l	**19 db / 73,1%**	4 db / 15,4%	2 db / 7,7%
6	400-800 µg P/l	3 db / 11,5%	0 db / 0%	0 db / 0%

33. táblázat. Összes foszfor tartalom szerinti tipológia a Duna komáromi keresztszelvényének adatsorai alapján

Mintavételi szelvény	Dátum	Éves maximumérték	Éves minimumérték	Éves átlagérték
bal part	1990	1,01	0,28	0,60
	1994	3,77	0,18	1,52
	1998	**9,92**	0,81	2,57
sodorvonal	1990	1,12	0,32	0,67
	1994	3,06	**0,17**	1,71
	1998	5,19	0,90	2,43
jobb part	1990	1,38	0,40	0,69
	1994	3,78	0,26	1,68
	1998	6,26	0,91	2,25

34. táblázat. Szerves kötésű nitrogén mennyiségének szélső- és átlagértékei (mg N/l)

Aktuális tipológiai kódok	Ökológiai tipológiai határértékek	Komárom – bal part		
		1990	1994	1998
1	<0,2 mg N/l	0 db / 0%	1 db / 4%	0 db / 0%
2	0,2-0,5 mg N/l	8 db / 30,8%	2 db / 8%	0 db / 0%
3	0,5-1,0 mg N/l	**17 db / 65,4%**	2 db / 8%	2 db / 7,7%
4	1,0-2,0 mg N/l	1 db / 3,8%	**14 db / 56%**	**13 db / 50%**
5	2,0-3,5 mg N/l	0 db / 0%	5 db / 20%	5 db / 19,2%
6	3,5-6,0 mg N/l	0 db / 0%	1 db / 4%	4 db / 15,4%
7	6,0-10,0 mg N/l	0 db / 0%	0 db / 0%	2 db / 7,7%
Aktuális tipológiai kódok	**Ökológiai tipológiai határértékek**	**Komárom – sodorvonal**		
		1990	**1994**	**1998**
1	<0,2 mg N/l	0 db / 0%	1 db / 4%	0 db / 0%
2	0,2-0,5 mg N/l	4 db / 15,4%	0 db / 0%	0 db / 0%
3	0,5-1,0 mg N/l	**19 db / 73,1%**	5 db / 20%	1 db / 4%
4	1,0-2,0 mg N/l	3 db / 11,5%	9 db / 36%	**9 db / 36%**
5	2,0-3,5 mg N/l	0 db / 0%	**10 db / 40%**	**9 db / 36%**
6	3,5-6,0 mg N/l	0 db / 0%	0 db / 0%	6 db / 24%
7	6,0-10,0 mg N/l	0 db / 0%	0 db / 0%	0 db / 0%
Aktuális tipológiai kódok	**Ökológiai tipológiai határértékek**	**Komárom – jobb part**		
		1990	**1994**	**1998**
1	<0,2 mg N/l	0 db / 0%	0 db / 0%	0 db / 0%
2	0,2-0,5 mg N/l	3 db / 11,5%	2 db / 8%	0 db / 0%
3	0,5-1,0 mg N/l	**19 db / 73,1%**	3 db / 12%	3 db / 11,5%
4	1,0-2,0 mg N/l	4 db / 15,4%	**13 db / 52%**	**11 db / 42,3%**
5	2,0-3,5 mg N/l	0 db / 0%	6 db / 24%	7 db / 26,9%
6	3,5-6,0 mg N/l	0 db / 0%	1 db / 4%	4 db / 15,4%
7	6,0-10,0 mg N/l	0 db / 0%	0 db / 0%	1 db / 3,9%

35. táblázat. Szerves kötésű nitrogén tartalom szerinti tipológia a Duna komáromi keresztszelvényének adatsorai alapján

	Mintaszám	Maximum	Minimum	Átlag
	Tiszabecs			
1995	26	374	161	245,1
1996	27	394	187	279,4
1997	26	319	165	254,4
1998	26	357	171	253,7
1999	26	390	169	266,3
2000	25	366	177	292,9
1995-2000	156	394	161	265,2
	Szolnok			
1995	26	410	214	319,0
1996	26	570	269	378,1
1997	26	520	260	367,7
1998	26	560	226	362,7
1999	26	580	260	403,5
2000	26	515	273	412,6
1995-2000	156	580	214	373,9
	Tápé			
1995	26	446	228	336,8
1996	26	520	260	379,3
1997	26	498	266	379,7
1998	26	575	244	354,8
1999	26	560	290	454,5
2000	26	685	266	440,6
1995-2000	156	685	228	390,9

40. táblázat. A fajlagos elektromos vezetőképesség szélső- és átlagértékeinek változása a Tisza tiszabecsi, szolnoki és tápéi szakaszán (µS/cm)

Aktuális tipológiai kódok	**Ökológiai tipológiai határértékek**	**Tiszabecs**		**Szolnok**		**Tápé**	
		tényleges adatok	**%-os megoszlás**	**tényleges adatok**	**%-os megoszlás**	**tényleges adatok**	**%-os megoszlás**
4	30-50%	1	1	0	0	0	0
5	50-70%	2	1	5	3	8	5
6	70-90%	21	13	88	**56**	120	**77**
7	90-110%	78	**50**	62	40	20	13
8	110-140%	38	24	1	1	3	2
9	140% <	16	10	0	0	1	1

41. táblázat. Oxigéntelítettség szerinti tipológia

	Mintaszám	Maximum	Minimum	Átlag
	Tiszabecs			
1995	26	115,4	85,1	97,8
1996	27	114,1	74,6	94,6
1997	26	169,3	75,4	109,8
1998	26	135,8	87,0	104,5
1999	26	160,6	46,8	111,7
2000	25	187,1	98,0	125,6
1995-2000	156	187,1	46,8	107,1
	Szolnok			
1995	26	94,8	72,1	88,3
1996	26	119,6	78,4	89,0
1997	26	97,3	66,9	88,2
1998	26	97,8	61,5	86,7
1999	26	98,9	75,6	87,2
2000	26	109,1	57,8	85,8
1995-2000	156	119,6	57,8	87,5
	Tápé			
1995	25	94,0	72,3	83,4
1996	26	111,2	71,8	82,6
1997	26	97,7	69,2	81,8
1998	26	98,7	54,0	79,5
1999	26	101,0	67,1	80,9
2000	26	148,6	72,7	90,6
1995-2000	155	148,6	54,0	83,1

42. táblázat. Az oxigéntelítettség szélső- és átlagértékeinek változása a Tisza tiszabecsi, szolnoki és tápéi szakaszán (%)

Aktuális tipológiai kódok	**Ökológiai tipológiai határértékek**	**Tiszabecs**		**Szolnok**		**Tápé**	
		tényleges adatok	**%-os megoszlás**	**tényleges adatok**	**%-os megoszlás**	**tényleges adatok**	**%-os megoszlás**
1	0-0,10 mg N/l	3	2	0	0	0	0
2	0,10-0,25 mg N/l	9	6	0	0	0	0
3	0,25-0,50 mg N/l	15	10	1	1	1	1
4	0,50-0,75 mg N/l	50	**32**	15	10	13	8
5	0,75-1,00 mg N/l	41	26	20	13	16	10
6	1,00-1,50 mg N/l	30	19	73	**47**	69	**44**
7	1,50-2,50 mg N/l	8	5	47	30	54	35
8	2,50-5,00 mg N/l	0	0	0	0	3	2

43. táblázat. Szervetlen kötésű nitrogén tartalom szerinti tipológia

	Mintaszám	Maximum	Minimum	Átlag
	Tiszabecs			
1995	26	1,75	0,07	0,96
1996	27	1,43	0,23	0,82
1997	26	1,68	0,09	0,73
1998	26	1,26	0,56	0,84
1999	26	1,57	0,10	0,73
2000	25	1,66	0,06	0,67
1995-2000	156	1,75	0,06	0,79
	Szolnok			
1995	26	2,44	0,68	1,41
1996	26	2,49	0,57	1,36
1997	26	2,13	0,27	1,35
1998	26	2,00	0,52	1,23
1999	26	1,89	0,73	1,30
2000	26	2,19	0,57	1,22
1995-2000	156	2,49	0,27	1,31
	Tápé			
1995	26	3,26	0,47	1,39
1996	26	2,36	0,67	1,38
1997	26	2,44	0,89	1,45
1998	26	2,53	0,58	1,42
1999	26	2,26	0,85	1,47
2000	26	2,57	0,56	1,25
1995-2000	156	3,26	0,47	1,39

44. táblázat. A szervetlen kötésű nitrogén tartalom szélső- és átlagértékeinek változása a Tisza tiszabecsi, szolnoki és tápéi szakaszán (mg N/l)

Aktuális tipológiai kódok	**Ökológiai tipológiai határértékek**	**Tiszabecs**		**Szolnok**		**Tápé**	
		tényleges adatok	**%-os megoszlás**	**tényleges adatok**	**%-os megoszlás**	**tényleges adatok**	**%-os megoszlás**
1	0-1,0 mg O_2/l	16	10	0	0	0	0
2	1,0-2,5 mg O_2/l	58	37	11	7	1	1
3	2,5-5,0 mg O_2/l	62	**40**	112	**72**	116	**74**
4	5,0-10,0 mg O_2/l	15	10	31	20	37	24
5	10,0-17,5 mg O_2/l	4	3	2	1	2	1
6	17,5-25,0 mg O_2/l	1	1	0	0	0	0

45. táblázat. Savas kálium-permanganáttal mért kémiai oxigénigény érték szerinti tipológia

	Mintaszám	Maximum	Minimum	Átlag
	Tiszabecs			
1995	26	10,4	0,3	2,8
1996	27	10,9	0,2	2,1
1997	26	14,1	0,5	2,6
1998	26	24,0	0,8	3,8
1999	26	9,8	1,9	4,7
2000	25	11,9	1,2	3,7
1995-2000	156	24,0	0,2	3,3
	Szolnok			
1995	26	9,1	2,1	4,4
1996	26	6,1	2,2	4,0
1997	26	6,6	2,6	4,1
1998	26	10,2	2,3	4,2
1999	26	8,8	2,2	3,7
2000	26	12,2	2,1	3,6
1995-2000	156	12,2	2,1	4,0
	Tápé			
1995	26	9,0	2,5	3,8
1996	26	8,9	2,8	4,1
1997	26	10,2	2,7	4,1
1998	26	8,8	2,5	5,2
1999	26	6,3	2,4	4,5
2000	26	10,9	2,7	4,3
1995-2000	156	10,9	2,4	4,3

46. táblázat. A savas kálium-permanganáttal mért kémiai oxigénigény szélső- és átlagértékeinek változása a Tisza tiszabecsi, szolnoki és tápéi szakaszán (mg O_2/l)

Aktuális tipológiai kódok	**Ökológiai tipológiai határértékek**	**Tiszabecs**		**Szolnok**		**Tápé**	
		tényleges adatok	**%-os megoszlás**	**tényleges adatok**	**%-os megoszlás**	**tényleges adatok**	**%-os megoszlás**
1	0-10 µg/l	147	**94**	126	**81**	133	**85**
2	10-25 µg/l	7	4	27	17	18	12
3	25-50 µg/l	1	1	2	1	3	2
4	50-100 µg/l	0	0	1	1	2	1
5	100-175 µg/l	0	0	0	0	0	0
6	175-250 µg/l	1	1	0	0	0	0

47. táblázat. A-klorofill tartalom szerinti tipológia

	Mintaszám	Maximum	Minimum	Átlag
	Tiszabecs			
1995	26	187,20	0,00	12,00
1996	27	20,10	0,00	2,65
1997	26	15,40	0,00	2,45
1998	26	13,60	0,30	2,74
1999	26	9,50	0,00	2,51
2000	25	9,50	0,00	1,61
1995-2000	156	187,20	0,00	4,00
	Szolnok			
1995	26	24,00	1,90	9,53
1996	26	27,00	0,60	7,26
1997	26	37,00	0,00	5,88
1998	26	14,00	0,00	5,07
1999	26	14,00	0,00	5,85
2000	26	51,00	0,00	7,91
1995-2000	156	51,00	0,00	6,92
	Tápé			
1995	26	16,80	0,00	5,30
1996	26	14,90	0,00	4,17
1997	26	35,30	0,00	6,26
1998	26	15,70	0,00	5,48
1999	26	17,80	0,00	4,93
2000	26	87,60	1,20	14,46
1995-2000	156	87,60	0,00	6,77

49. táblázat. Az a-klorofill tartalom szélső- és átlagértékeinek változása a Tisza tiszabecsi, szolnoki és tápéi szakaszán (µg/l)

	Vízállás (cm)			Vízhozam (m^3/s)		
	Maximum	**Minimum**	**Különbség**	**Maximum**	**Minimum**	**Különbség**
1983	702	-238	940	1450	60,4	1389,6
1984	616	-258	874	1280	**46,9**	1233,1
1985	777	-137	914	1580	121	1459
1986	706	-252	958	1410	55,3	1354,7
1987	756	-230	986	1540	70,3	1469,7
1988	773	-192	965	1560	93,8	1466,2
1989	770	-171	941	1580	110	1470
1990	358	-258	616	858	69,8	788,2
1991	644	-201	845	1550	118	1432
1992	658	**-276**	934	1450	59,7	1390,3
1993	662	-236	898	1480	88,5	1391,5
1994	685	-269	954	1450	62,6	1387,4
1995	704	-208	912	1450	101	1349
1996	750	-198	948	1470	110	1360
1997	609	-127	736	1230	146	1084
1998	897	-101	998	2060	215	1845
1999	974	-149	1123	2350	79,8	2270,2
2000	**1041**	-230	1271	**2600**	93	2507
1983-2000	***1041***	***-276***	***1317***	***2600***	***46,9***	***2553,1***

50. táblázat. A Tisza szolnoki szakaszának vízjárása (1983-2000)

HÁTTÉRVÁLTOZÓK SZEREPE A DUNA ÉS A TISZA ÖKOLÓGIAI MINŐSÍTÉSÉBEN

Értekezés a doktori (PhD) fokozat megszerzése érdekében a biológia tudományágában

Írta: Szabó Attila Péter, okleveles biológus

Készült a Debreceni Egyetem Környezettudományok Doktori Iskolája (Hidrobiológia programja) keretében

Témavezetők: Dr. Dévai György
Dr. Zsuga Katalin

A doktori szigorlati bizottság:

elnök: Dr. Posta József	……
tagok: Dr. Nagy Sándor Alex	……
Dr. Csányi Béla	……

A doktori szigorlat időpontja: 2006. szeptember 20.

Az értekezés bírálói:

Dr. Oertel Nándor	…….....
Dr. Müller Zoltán	……

A bírálóbizottság:

elnök: Dr. Szabó József	……
tagok: Dr. Lakatos Gyula	……
Dr. Kertész György	……
Dr. Györffy György	……
Dr. Braun Mihály	……

Az értekezés védésének időpontja: 2008.