



1949

**AZ ANTROPOGÉN TERHELÉSEK
ÉS AZ ABIOTIKUS TÉNYEZŐK VÁLTOZÁSÁNAK
HIDROÖKOLÓGIAI ELEMZÉSE**

Egyetemi doktori (PhD) értekezés

Somlyai Imre

Témavezető:
Dr. Grigorszky István

DEBRECENI EGYETEM
Természettudományi és Informatikai Doktori Tanács
Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola
Debrecen, 2020.

Ezen értekezést a Debreceni Egyetem Természettudományi és Informatikai Doktori Tanács Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola Hidrobiológia programja keretében készítettem a Debreceni Egyetem természettudományi doktori (PhD) fokozatának elnyerése céljából.

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

Debrecen, 2020

*Somlyai Imre
a jelölt aláírása*

Tanúsítom, hogy Somlyai Imre doktorjelölt 2016 - 2020. között a fent megnevezett Doktori Iskola Hidrobiológia programjának keretében irányításommal végezte munkáját. Az értekezésben foglalt eredményekhez a jelölt önálló alkotó tevékenységével meghatározóan hozzájárult.

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

Az értekezés elfogadását javasolom.

Debrecen, 2020.

*Dr. Grigorszky István
a témavezető aláírása*

**AZ ANTROPOGÉN TERHELÉSEK
ÉS AZ ABIOTIKUS TÉNYEZŐK VÁLTOZÁSÁNAK
HIDROÖKOLÓGIAI ELEMZÉSE**

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

Írta: **Somlyai Imre**, okleveles hidrobiológus

Készült a Debreceni Egyetem Juhász-Nagy Pál doktori iskolája
(Hidrobiológia programja) keretében

Témavezető: **Dr. Grigorszky István**, egyetemi docens

Az értekezés bírálói:

Dr.
Dr.
Dr.

A bírálóbizottság:

elnök: Dr.
tagok: Dr.
Dr.
Dr.
Dr.

Az értekezés védésének időpontja: 2020.

TARTALOMJEGYZÉK

1. Bevezetés és célkitűzések	9
1.1. <i>Bevezetés</i>	9
1.2. <i>Célkitűzések</i>	12
2. Irodalmi áttekintés	14
2.1. <i>Antropogén hatások vizsgálata abiotikus tényezők segítségével a Tóción</i>	14
2.2. <i>Algataxonok dominancia-viszonyaira ható abiotikus tényezők vizsgálata a Német-zugi-Holt-Körösön</i>	17
2.3. <i>Algataxonok időbeli és térbeli mintázatait szabályozó tényezők vizsgálata a Lázbérci-tározóban</i>	22
3. Anyag és módszer	28
3.1. <i>A mintavételi helyek bemutatása</i>	28
3.1.1. <i>A Tóció, mint az antropogén hatások vizsgálatára kiválasztott kisvízfolyás</i>	28
3.1.2. <i>A Német-zugi-Holt-Körös, mint az algataxonok dominanciaviszonyainak vizsgálatára kiválasztott holtmeder</i> ..	33
3.1.3. <i>A Lázbérci-tározó, mint az algataxonok időbeli és térbeli mintázatainak vizsgálatára kiválasztott víztér</i>	34
3.2. <i>A vizsgálati módszerek leírása</i>	36
3.2.1. <i>Alkalmazott vizsgálati módszerek az antropogén hatások vizsgálata abiotikus tényezők segítségével a Tóción témakörben</i>	36
3.2.2. <i>Alkalmazott vizsgálati módszerek az algataxonok dominancia-viszonyaira ható abiotikus tényezők vizsgálata a Német-zugi-Holt-Körösön témakörben</i>	37
3.2.3. <i>Alkalmazott vizsgálati módszerek az algataxonok időbeli és térbeli mintázatait szabályozó tényezők vizsgálata a Lázbérci-tározóban témakörben</i>	38
3.3. <i>Az adatfeldolgozási módszerek</i>	39

3.3.1. Alkalmazott adatfeldolgozási módszerek az antropogén hatások vizsgálata abiotikus tényezők segítségével a Tóción témakörben.....	39
3.3.2. Alkalmazott adatfeldolgozási módszerek az algataxonok dominancia-viszonyaira ható abiotikus tényezők vizsgálata a Német-zugi-Holt-Körösön témakörben	40
3.3.3. Alkalmazott adatfeldolgozási módszerek az algataxonok időbeli és térbeli mintázatait szabályozó tényezők vizsgálata a Lázbérci-tározóban.....	40
4. Eredmények	42
4.1. <i>Antropogén hatások vizsgálata abiotikus tényezők segítségével a Tóción</i>	42
4.1.1. Tavaszi állapot.....	42
4.1.2. Nyári állapot	43
4.1.3. Őszi állapot.....	44
4.2. <i>Algataxonok dominancia-viszonyaira ható abiotikus tényezők vizsgálata a Német-zugi-Holt-Körösön</i>	46
4.3. <i>Algataxonok időbeli és térbeli mintázatait szabályozó tényezők vizsgálata a Lázbérci-tározóban</i>	52
5. Eredmények értékelése	59
5.1. <i>Antropogén hatások vizsgálata abiotikus tényezők segítségével a Tóción</i>	59
5.2. <i>Algataxonok dominancia-viszonyaira ható abiotikus tényezők vizsgálata a Német-zugi-Holt-Körösön</i>	65
5.3. <i>Algataxonok időbeli és térbeli mintázatait szabályozó tényezők vizsgálata a Lázbérci-tározóban</i>	67
6. Összefoglalás	71
6.1. <i>Antropogén hatások vizsgálata abiotikus tényezők segítségével a Tóción</i>	71
6.2. <i>Algataxonok dominancia-viszonyaira ható abiotikus tényezők vizsgálata a Német-zugi-Holt-Körösön</i>	73
6.3. <i>Algataxonok időbeli és térbeli mintázatait szabályozó tényezők vizsgálata a Lázbérci-tározóban</i>	75

7. Új tudományos eredmények összefoglalása.....	80
8. Summary	82
9. Summary of new scientific findings	90
10. Köszönetnyilvánítás	92
11. Irodalomjegyzék / References	94
12. Tudományos tevékenység jegyzéke.....	112

1. Bevezetés és célkitűzések

1.1. Bevezetés

A Föld megújuló vízkészletének megoszlása jelenleg is nagy területi különbségeket mutat (Postel 2000), melyben a jelenlegi trendek alapján joggal valószínűsíthető, hogy a jövőben kedvezőtlen változások várhatóak (Schewe és mtsai. 2014). Az éves csapadékmennyiség változása mellett, annak éven belüli és területi eloszlása is változik, ugyanakkor a szélsőséges időjárási események gyakorisága is nő (Wallace és mtsai 2014). A problémát tovább súlyosbítják azok az antropogén tevékenységek, melyek hatással vannak a vízi és a vizes élőhelyek vízjárására (Wilcox 1995). Mindez az aszályos időszakok hosszának és gyakoriságának növekedését jelenti, ami magával vonja a vízi és a vizes élőhelyek területének és jellegének is a megváltozását.

A víztereink állapotának jellemzésére régóta és általánosan használjuk a fizikai és kémiai változókat, melyek meghatározzák egy adott víztér jellegét, az egyes élőlények előfordulását, megmutathatják a lezajló folyamatok lehetséges irányát (Durand és Bernal-Brooks 2002, Dalkiran 2006, Granado és Henry 2008). Igen sok esetben jól ismert a szerepük a vízben lejátszódó folyamatokban, míg máskor nem tisztázott, hogy mely konkrét abiotikus tényező vagy tényezők játszanak kulcsszerepet egy-egy konkrét vízi vagy vizes élőhelyhez köthető folyamatban és adott élőlény, vagy élőlényegyüttes előfordulásában.

A fajok elterjedési mintázata mögött meghúzódó tényezők megértése az ökológia egyik központi kérdése. Egy adott víztér algaközösségének dominanciaviszonyaiban, szezonális dinamikájában eltéréseket, különbségeket találhatunk (Grove és Chrzanowski 2006, Al-Najjar 2007)

– akár az egymást követő években is – miközben az abiotikus tényezők jelentős része minden évben hasonló. Annak ellenére, hogy régóta próbálják megérteni az egyes algataxonok előfordulását befolyásoló tényezőket, az algataxonok jelentős része esetében kevéssé vagy alig ismerjük mely fizikai és kémiai változók játszanak szerepet a fajok előfordulásában és együttélésében.

A vízi és a vizes élőhelyek esetében a különböző antropogén tevékenységek hatásai nem csak a víz mennyiségét befolyásolhatják jelentősen, hanem annak minőségi állapotát is (Morrice és mtsai 2008). A folyószabályozások és a nagy lecsapolások előtt hazánkban a vízzel borított területek aránya jóval nagyobb volt, mint napjainkban. A 19. század közepétől jellemző volt, hogy a vízterek árterületeinek nagy része tájhasználat váltás következtében mezőgazdasági művelés alá került (Balogh 2002). Vizeink mellől eltűntek a korábban meglévő facsoportok és cserjés területek, kedvezőtlen állapotokat idézve elő. Emellett a mezőgazdasági termelés hatásfokát olyan beavatkozásokkal és műtárgyakkal igyekeztek növelni, amelyek megszüntették az időszakos árvízi elöntést, aminek hiányában a talajvízszint jelentősen csökkent. A különböző vízterekre települt szabályozatlan és helytelen vízhasználatok (pl. öntözés, halas- és horgásztavak feltöltése) következtében sokszor a vízi ökoszisztéma fennmaradásához szükséges minimális vízmennyiség sem biztosított. A települések környéki vagy azokon átfolyó vízterek gyakran szenvednek modern urbanizációs hatásoktól (Mitchella és mtsai 2001), ami elsősorban vízminőségi állapotuk kedvezőtlen irányú változásában nyilvánul meg. A vízminősítésben általánosan használt fizikai és kémiai változók mutatják a vizeket ért antropogén hatásokat. A

kisebb víztereket – mint a kisvízfolyásokat – sokszor igen sokféle antropogén hatás éri, ugyanakkor méretüknél fogva érzékenyebben reagálhatnak a klímaváltozásra és az antropogén hatásokra (McGregor és mtsai 1995).

A planktonikus algafajok általában szezonális dinamikát mutatnak. A kovaalgák és a páncélos ostorosok az édesvízi algaplankton kulcscsoportjai, melyek tavaszi algák okozta tömegprodukció kialakítására képesek. Elsődleges termelőkként ugyanakkor különösen fontosak a biogeokémiai ciklusokban és a táplálékhálózatban. Előfordul, hogy tavasszal ugyanabban a vízterben a páncélos ostorosok alakítanak ki tömegprodukciót a kovaalgák helyett. Azonban a biotikus tényezők, melyek a páncélos ostorosok és a kovaalgák életciklusát és az egyes életciklus átmeneteket szabályozzák kevésbé ismertek. Az évenkénti változó tavaszi dominanciát a fajok közötti tápanyagért és fényért való versengés mellett az életciklusok közötti interakciók, valamint az abiotikus tényezők hatásai eredményezhetik (Margalef 1978, Margalef és mtsai 1979). A meglévő információk alapján a legtöbb vizsgálat azokra a változókra összpontosított, amelyek a cisztaképzést befolyásolják (Anderson 1980, Kakizono és mtsai 1992), ugyanakkor keveset tudunk a cisztából való kifejlődési folyamatra. Valószínűsíthető, hogy a dominanciaviszonyok alakításában a cisztából való kifejlődésnek hasonlóan fontos szerepe lehet, mint a cisztaképzésnek, még ha jelenleg ezeket a folyamatokat kevésbé ismerjük is.

A víztározókban az algataxonok által is jelzett eutrofizáció jelentős probléma lehet. A trófia szintjének emelkedését a vízterben jelenlévő tápanyagok és az elsődleges termelő szervezetek mennyiségének

növekedése jelzi (Knut 1994). Antropogén tevékenységeknek köszönhetően jelentős mennyiségű tápanyag kerülhet be a vízterekbe, mely felhalmozódik a tározókban (Kennedy 1990). A nitrogént és a foszfort tekintik általában a mérsékeltövi állóvizekben az alga-növekedés fő tápanyagforrásának (Grover 1989a, Grover 1989b, Elser és mtsai 1990). Ugyanakkor a planktonszervezetek, mint elsődleges termelők, tükrözik a vízi ökoszisztémákban bekövetkező változásokat, és magukban hordozzák az alapvető információkat, amelyek szükségesek a víztér trofikus és vízminőségi állapotának felméréséhez. Az algaplankton gyarapodása különböző időskálán történik: a rövidtávú változásokat véletlenszerű zavarok által kiváltott helyi időjárás idézi elő, míg az éves változások vezetnek a szezonális szukcesszióhoz. Fejlődésük a belső közösségorientált folyamatok és a külső kényszerítő erők közötti kölcsönhatás eredménye, vagyis az abiotikus és biotikus tényezőké. A tározókban bekövetkező alga-tömegprodukciónak okait és folyamatát megismerve lehetőség van a nem kívánt hatások elkerülésére vagy enyhítésére.

1.2. Célkitűzések

Célkitűzéseim voltak:

- (i) *Antropogén hatások vizsgálata abiotikus tényezők segítségével a Tócon:* (a) egy eltérő antropogén hatásoknak kitett kisvízfolyás különböző szakaszainak elkülönítése fizikai és kémiai változók alapján a különböző évszakokban, és (b) azon változások felderítése, melyeket az antropogén hatások okoztak a vízterre vonatkozóan.

- (ii) *Algataxonok dominancia-viszonyaira ható abiotikus tényezők vizsgálata a Német-zugi-Holt-Körösön:* (a) mely abiotikus tényező vagy tényezők eredményezik, hogy egy víztérben két egymást követő évben más algaközösség lesz a domináns. Erre vonatkozó vizsgálatot végeztem a *Stephanodiscus minutulus* (Kützing) Cleve & Möller és a *Palatinus apiculatus* (Ehrenberg) Craveiro, Calado, Daugbjerg & Moestrup taxonokra vonatkozóan egy Körös-vidéki holtmederben, ahol a két faj dominanciájának változását vizsgáltam a 2013-as és 2014-es évben.
- (iii) *Algataxonok időbeli és térbeli mintázatait szabályozó tényezők vizsgálata a Lázberci-tározóban:* (a) az időbeli és térbeli mintázatok kapcsolatának meghatározása a víztározókban gyakorta, és nagy mennyiségben előforduló, ezáltal jelentős vízminőségi problémát okozó *Ceratium hirundinella* (páncélos ostoros) és *Microcystis aeruginosa* (cianobaktérium) alga taxonok között; (b) mely abiotikus tényező vagy tényezők okozzák a két vizsgált taxon együttes előfordulását; (c) a hidrológiai rendszer szerepének vizsgálata a *M. aeruginosa* tömeges előfordulása vonatkozásában.

2. Irodalmi áttekintés

2.1. Antropogén hatások vizsgálata abiotikus tényezők segítségével a Tóción

Az emberi települések rendszerint kisebb-nagyobb vízterek mentén helyezkednek el (Alexander és mtsai. 2000). Gyakran egyedül ezek az egyetlen vízfolyások vagy állóvizek a települések közelében, így sokkal fontosabb szerepük van, mint amit a méretük alapján gondolnánk (Bencala 1993). Az éghajlatváltozással egy kisvízfolyás vízminősége tovább romolhat (Gomi és mtsai. 2002), és a csökkenő csapadékmennyiség a csapadékhányos időszakokkal együtt azt jelentheti, hogy azok időszakossá válnak (Georgakakos és mtsai. 1987; Schertzer és mtsai. 2002; Rigby és mtsai. 2010). A mediterrán patakok és folyók esetében (Lake 2003) bizonyítékot találtak arra, hogy időszakos vizekké válnak, vagy akár ki is száradhatnak aszályos időszakokban. Néhány kutatás szerint az időszakos vizek a legösszetettebb és legdinamikusabb ökoszisztémák (Larned és mtsai. 2010). A települések számára a vízfolyások döntő jelentőségűek gazdasági, turisztikai, rekreációs és urbanizációs szempontból. Mivel a lakott területeket érintő vízfolyások különböző antropogén hatásoknak vannak kitéve, a vízfolyások minőségével kapcsolatos információk gyűjtése elengedhetetlen (Varol és mtsai. 2012; Thompson és mtsai. 2018; Diamantini és mtsai. 2019; Tian és mtsai. 2019; Yancheva és mtsai. 2019).

A nagyvízfolyásokkal kapcsolatban igen sok vizsgálat született az évek során, melyek nagyszámú mintavételi helyen, gyakran évtizedes időtartamú megfigyelések alkalmával gyűjtött adatsorokkal vannak alátámasztva. A bennük végbemenő folyamatokat és a rájuk ható

eseményeket – beleértve az éghajlatváltozást és a különféle emberi tevékenységeket – alaposan tanulmányozták (Ács és Kiss 1993; Kiss és mtsai. 1994; Bowes és House 2001; Dévai és Miskolczi 2001; Erős és mtsai. 2005; Antal és mtsai. 2015; Webb és Nobilis 2007; Pekárová és mtsai. 2009; Tu 2011; Chen és Lu 2014; Mainali és Chang 2018). A különféle típusú tájhasználat eltérő hatással van a vízfolyások vízminőségére (Sabater és mtsai. 2019). Számos tanulmányban találunk adatokat arról, hogy a vízszennyezések a legkülönbözőbb forrásokból származhatnak. Az emberi tevékenységek szintén jelentős szerepet játszanak a vizek tápanyag-ciklusában (Grizzetti és mtsai. 2008; Markovics és mtsai. 2010), és a tápanyagok felhalmozódása gyakran a víz trófikus szintjének növekedéséhez vezet (Vitousek és mtsai. 1997). A városi tájhasználat esetében a leggyakoribb szennyeződést a mosószeres, a városi és az ipari bemosódások, valamint a felszíni lefolyások okozzák (Korkanç és mtsai. 2017). Mezőgazdasági tájhasználat is okoz szennyeződést a vizekben (Weigelhofer és mtsai. 2018), leggyakrabban a szerves- és műtrágyák használatával.

Igen keveset tudunk kisvízfolyásaink tulajdonságairól, működési sajátosságairól, az őket érő szennyezésekről. Kevés kutatás van kisebb mesterséges vízterekkel kapcsolatban is (Dorotovicová 2013). Az a csekélyszámú vizsgálat is sok esetben a vízfolyás kis méretéből adódóan csupán csak egy-két mintavételi helyen történt, és ez alapján minősítették (Baattrup-Pedersen és mtsai. 2018) Fontos lenne a kisvízfolyásokban zajló folyamatokat is ismerni, mivel a vízgyűjtő területüket a mezőgazdasági és az erdészeti hasznosítás növekvő mértékben érinti (Chesterton 2009; Elozegi és mtsai. 2010). A kisebb vízfolyások összefolyásából jönnek létre

nagyobbak, így a kisebb vízfolyásokat érő hatások előbb-utóbb a nagyobb vízfolyásokban is manifesztálódnak (Biggs és mtsai. 2017). Sok esetben a kisebb vízfolyások sokkal gyorsabban és érzékenyebben reagálnak azokra a hatásokra, amelyek csak később jelennek meg nagyobb vizeinkben, tehát előrejelző szerepük is lehet. A szennyezések gyakran korlátozzák a rendelkezésre álló vízkészleteket (Trombulak és Frissell 2000; Munroe és mtsai. 2005; Sherestha és Kazama 2007; Gao és Li 2011), ezért a vízfolyásrendszerek szennyezésektől való védelme lenne igazán költséghatékony (Strobl és Robillard 2008). A romló vízminőség káros folyamat lehet településeink számára is, ami nemcsak a vízkészleteket érintheti, hanem veszélyeztetheti a várostervezési folyamatokat és a lakosok kikapcsolódási lehetőségeit is, ez a turisztikai mutatók csökkenésében is megjelenhet.

Kisvízfolyások esetében az Európai Unió Víz Keretirányelve (EU VKI) egy átfogó, de nagyléptékű tanulmányt tart szükségesnek. Gyakran csak egy vagy két mintavételi helyet vár el a teljes vízfolyás hosszának lefedéséhez. A kisvízfolyásokat már az eredésüknél is sok és változatos hatás éri. Ezeket az EU VKI által javasolt mintavételi skála nem képes nyomon követni, így a kisvízfolyásokat és az életközösségeiket érő hatásokat és változásokat sem jellemzi. Különösen fontos lenne a kisvízfolyásoknak részletesebb felbontású vizsgálata olyan felosztásban, amelyeknek eredése mentén természetközeli állapotot találunk, amelyeket antropogén hatások terhelnek, valamint amiknek az alsóbb szakasza nagyvárosi területeket is érint (Chesterton 2009; Larned és mtsai. 2010; Weigelhofer és mtsai. 2018; Sabater és mtsai. 2019). A jelenlegi

vízminősítési rendszerek a vízhozamuk miatt kevesebb figyelmet tulajdonítanak a kisvízfolyásoknak.

A kutatásunk tárgya egy alföldi ér típusú kisvízfolyás, a Tóció, volt, amelynek regionálisan fontos szerepe van, mivel a közelben nincs más – főleg nagyobb – vízfolyás. Eredése mezőgazdasági területen van, és átfolyik több településen, egy kisvároson és egy regionális nagyvároson is (Lóczy 1997; Lóczy és Juhász 1997; Lóczy és mtsai. 2009; B-Béres és mtsai. 2016; Hüse és mtsai. 2016). Így az esővíz mellett összegyűjti több mint 200 000 ember szennyvizét, ezután a Kondorossal egyesülve Köselyként nyugati irányba kanyarogva lesz a Hortobágy folyó bal oldali mellékfolyója, ami aztán a Hármas-Körösbe torkollik, majd a Tiszába, végül pedig a Dunába.

2.2. Algataxonok dominancia-viszonyaira ható abiotikus tényezők vizsgálata a Német-zugi-Holt-Körösön

Az ökológia alapvető vonatkoztatási rendszerében a környezet, azaz a hatóképesnek minősíthető tényezők, változása önmagában nem jó vagy rossznak minősülő esemény, a hatások változásának értékelését csak élőlényekkel kapcsolatban lehet értelmezni. A környezetben bekövetkező változások tehát csak úgy lehetnek indifferensek, pozitív, vagy negatív hatásúak, ha ezeket a változásokat egy adott élőlénycsoport szemszögéből, az adott hatásokkal szembeni toleranciájával kapcsolatban értelmezzük. Egy adott ható tényezővel szemben szűktűrésű fajok esetében a tényező megváltozása drasztikus hatással járhat, így azok jól azonosíthatóak és értékelhetőek. A több változóval szemben tágtűrésű fajok populációira gyakorolt hatás szempontjából az egyes változók értékelése sokkal összetettebb feladat. A fizikai és kémiai változóknak rendkívül fontos

szerepe van az élőlények időbeli, térbeli, valamint mennyiségbeli előfordulásának szabályozásában. Az élőlények számára – a fizikai vagy a kémiai változókkal szembeni tűrőképességük mellett – az anyagcserefolyamataikhoz felhasználható tápanyagok mennyisége is fontos. Az elsődleges termelőknek, így az algáknak is, fontos szerepe van az elemek biogeokémiai ciklusában. Az abiotikus tényezők módosulásának hatására az algák életciklusaiban változások következnek be. A kedvezőtlené váló környezet indukálja a nyugalmi fázist, míg a vegetatív fázis a kedvezővé válásával kezdődik. Ugyanakkor az abiotikus tényezők kedvezhetnek az algák tömeges elszaporodásának is.

A sekély tavak a mérsékelt övi térség minden kontinensén – az év során különböző időpontokban – nagy algasűrűséggel jellemezhetőek (Sommer és mtsai. 1986; Grigorszky és mtsai. 2000; Padisák és mtsai. 2003; Borics és mtsai. 2013; Borics és mtsai. 2014). A mérsékeltövi állóvizekben a planktonikus algafajok általában szezonális dinamikát mutatnak, a tavaszi alga-tömegprodukción pedig az éves termelés nagy részét adja (Reynolds 1984a; Reynolds 1984b). Az alga-tömegprodukción az elmúlt két évtizedben komoly globális érdeklődést váltott ki (Hense és Beckmann 2000; Hense 2010; Hense és Burkhard 2010). Az algaplanktonban 3400–4100 mikroalgafaj található, amelyekből 300 faj okozhat tömegprodukción (Smayda 1997). Az alga-tömegprodukción ökológiai fontossága ellenére a tanulmányok a tavaszi alga-tömegprodukción kezdeti periódusára és a fejlődésére összpontosítanak, míg az algaplankton-közösség felépítését meghatározó tanulmányok száma kevés (Lewis és mtsai. 1999; Peperzak 2006). Ráadásul az algaplankton fajösszetételének jelentősége a kisméretű, sekély állóvizekben szinte felderítetlen. Csak néhány

tanulmány fókuszál az egyes fajokhoz kapcsolódó alga-tömegprodukciók megkülönböztetésére (Kremp és mtsai. 2008). A tömegprodukció fejlődését szabályozó tényezők jobb megértése a tömegprodukció dinamikájának évenkénti változásainak elemzésével érhető el legjobban (Iriarte és Purdie 2004).

A legtöbb víztípus esetében a hőmérséklet az egyik fő irányító tényező az algaplanktonfajok előfordulásában és dominanciaviszonyaiban, azonban ennek fontosságát alábecsülték. A mérsékeltövi vizekben az algaplankton tavaszi alga-tömegprodukcióját általában két fő csoport egyike uralja: a páncélos ostorosok vagy a kovaalgák (Sommer és mtsai. 1986; Grigorszky és mtsai. 2000; Gligora és mtsai. 2015). A páncélos ostorosok és a kovaalgák az édesvízi algaplankton kulcscsoportjai, és elsődleges termelőkként különösen fontosak a biogeokémiai ciklusokban és a táplálékhálózatban.

A tavaszi alga-tömegprodukciót általában a páncélos ostorosok uralják, viszont a dominancia fokozatosan a kovaalgákra tolódik (Jewson 1992; Broekhuizen 1999), aminek az okait nem értjük teljesen. Ez a „tavaszi alga-tömegprodukció” jellemző a magyar állóvizekre és vízfolyásokra (Grigorszky és mtsai. 1993; Grigorszky és mtsai. 1997; Grigorszky és mtsai. 2000; Grigorszky és mtsai. 2003), míg egy másik „típus” (csak a centrális kovaalgák dominanciája) gyakran fordul elő a Dunában és mellékágaiban (Kiss és Genkal 1993; Kiss és Genkal 1997).

Mindkét algaplankton-csoport dominanciájának és azok viszonylagosan közeli abundanciájának sajátos következményei vannak a tápanyagciklusra nézve. Feltételezték, hogy a páncélos ostorosok és a kovaalgák fiziológiai körülményei és életciklusai fontos szerepet játszanak

az algaplankton összetételének szabályozásában (Drebes 1966; Durbin 1978; Anderson 19807; Bravo és mtsai. 2010). A páncélos ostorosok gyengébb versenytársaknak tekinthetők a kovaalgákkal szemben, mivel a fotoszintetikus rátájuk alacsonyabb (Furnas 1983; Furnas 1990). További fontos tény, hogy az abiotikus tényezők mellett az inokulum/ciszták kifejlődését tekintik olyan releváns tényezőknek, amelyek megváltoztatják az algaplankton fajösszetételét (Kremp és mtsai. 2008; D’Alelio és mtsai. 2010; Klais és mtsai. 2011).

Azok a tényezők, melyek a páncélos ostorosok és a kovaalgák életsiklus- átmeneteit szabályozzák, kevésbé ismertek. A nitrát- és foszfátkoncentráció különböző kovaalga és páncélos ostoros fajokra gyakorolt hatása többé-kevésbé ismert és elfogadott, mint fontos tényező a fajok abundanciájának meghatározásában. Számos tanulmány azonosította a hőmérsékletet a cisztából való kifejlődés fő szabályozó tényezőjeként (Pfiester és Anderson 1987; Bravo és Anderson 1994; Kremp és Anderson 2000), fontos tehát figyelembe venni a hőmérsékletet a ciszták csírázó sejtekké történő átalakulása szempontjából. A csírázó sejtek a vízoszlop alsó rétegeiből felemelkednek a felső rétegekbe, ahol vegetatív sejtekké alakulnak. A legtöbb vizsgálat inkább azokra a változókra összpontosít, amelyek a cisztaképzést befolyásolják, kevésbé a cisztából való kifejlődési folyamatra (Olli és Anderson 2002; Kremp és mtsai. 2009; Heikkilä és mtsai. 2016).

Az életsiklusok összetettsége miatt hiányos az ismeretünk azokról a változókról, amelyek a ciszta és a vegetatív sejtek közötti átmenetet szabályozzák. Elsősorban cianobaktériumok esetében alkottak meg néhány teljes életsiklusmodellt (Hense és Beckmann 2006; Hellweger és

mtsai. 2008). Ezeket sikeresen alkalmazták a különböző állóvizekben (Hellweger és mtsai. 2008; Jöhnk és mtsai. 2011) és parti régiókban (Lancelot és mtsai. 2005; Hense és Burchard 2010), bizonyítva ezzel, hogy az ökoszisztéma-modelleknek az életciklus-folyamatokat tartalmaznia kell.

Kevés modelltanulmány foglalkozott eddig a kovaalgák és a páncélos ostorosok életciklus folyamataival és azok évente változó dominanciáival (Horner és Shrader 1982; Mann 1988; Hasle és Syvertsen 1997; Kremp és mtsai. 2008). Yamamoto és munkatársai (2002) munkájuk során a páncélos ostorosok életciklusára koncentráltak, míg a kovaalgák vonatkozásában csak a süllyedés dinamikáját vették figyelembe. A szerzők vizsgálták a szezonális dinamikát, de nem foglalkoztak a változó dominanciaviszonyokkal. Eilertsen és Wyatt (2000) egy életciklusmodellt javasolt mind a kovaalgák, mind a páncélos ostorosok számára. Feltételezték, hogy az életciklus-átmenetek és az interspecifikus dinamika időben és mennyiségben meghatározott külső folyamatoktól függ.

A vizsgált kovaalga, a *S. minutulus* kozmopolita faj (Round 2007); gyakran és nagy számban megtalálható az eltérő trofikus állapotú vízfolyásokban és sekély tavakban. A Duna egyik jellegzetes faja, főként a november és április közötti hideg időszakban (Kiss és mtsai. 2012).

A *P. apiculatus* sejtjei viszonylag szembetűnők és könnyen felismerhetők a páncélos ostorosok között, a faj biológiáját eddig nem vizsgálták. A fő határozó könyvek (Huitfeldt-Kaas 1900; West 1909; Lindemann 1919; Lindemann 1928; Lefevre 1932; Popovsky és Pfiester 1990) csak megemlítik, hogy ez a faj gyakran megtalálható különféle víztértípusokban, és előfordulhat Európa hidegebb régióiban és a

mérsékelt övi területeken is. A *P. apiculatus* az algafajok azon csoportjába tartozik, amelyekre vonatkozóan kevés ökológiai adatunk van (Grigorszky és mtsai. 1997), bár néhány vízfolyásban és állóvízben nagy egyedszámban megtalálható (Grigorszky és mtsai. 2003).

A közösségi ökológia alapvető célja, hogy felderítse az együttélő fajok szerveződési mintázatait, azok térbeli és időbeli szabályozó tényezőit, amelyek társulások létrejöttét eredményezik. A korai ökológiai tanulmányok a közösségen belüli verseny fontosságát hangsúlyozták (Diamond 1975; Huston 1979). Az utóbbi években azonban bebizonyosodott, hogy a közösségszerkezet dinamikáját nem lehet kizárólag a fajok közötti verseny alapján megmagyarázni. A régi modell csak akkor alkalmazható sikeresen, ha az egyik változó – például valamelyik tápanyag egy meghatározott formája – rendkívül kis vagy rendkívül bőséges mennyiségben áll rendelkezésre. Különösen nehéz felismerni az eloszlási mintázatok mögöttes okait, ha az érintett fajok ökológiai funkciójukban közel azonosak, ha számos változóval szemben tág tűrőképességűek, s ha az élőhelyi feltételek évről-évre csaknem állandóak. A szárazföldi élőlényeken végzett kutatások eredményeként egyre több kutató kezdte felismerni, hogy a közösségi szerveződési minták erősen függenek az élőlények biológiai tulajdonságaitól. Algák esetében ezek a biológiai tulajdonságok magukban foglalhatják a sajátos cisztaképző vagy a cisztából történő kifejlődési folyamataikat is.

2.3. Algataxonok időbeli és térbeli mintázatait szabályozó tényezők vizsgálata a Lázberci-tározóban

Az utóbbi években világossá vált, hogy az ivóvízellátásra használt tározókban az eutrofizáció jelentős probléma. Az eutrofizáció magában

foglalja a magas klorofill-a szintet (Boynton és mtsai. 1982; Nixon és Pilson 1983; Conley és Malone 1992), a rendkívül nagy makrofíton-biomasszát, az alga-tömegprodukciónkat, az anoxia és a hipoxia előfordulását (Gerlach 1990; Franks 1997; Seda és mtsai. 2000; Oudra és mtsai. 2002; Jeppesen és mtsai. 2015).

A természetben található fajok elterjedési mintázata mögött meghúzódó tényezők megértése egy központi kérdés a hidrobiológiában. A planktonszervezetek, mint elsődleges termelők, tükrözik a vízi ökoszisztémákban bekövetkező változásokat, és magukban hordozzák az alapvető információkat, amelyek szükségesek a vízi környezet trofikus állapotának és vízminőségének felméréséhez. Az édesvízi planktonikus algaközösségekben gyakran megfigyelhető, hogy az algaplankton egy sor szezonális változáson megy keresztül mind egyedszámban, mind biomasszában, valamint változik az összetétele is. A szukcessziót széles körűen értelmezik a planktonökológiában, lefedve az éves fejlődési mintázatot, és a fajok dominanciájának egymást követő változásait is (Smayda 1980). A planktonszervezetek gyarapodása különböző időskálán történik: a rövidtávú változásokat pl. időjárás által előidézett véletlenszerű zavarások okozhatják, míg az éves változások vezetnek szezonális szukcesszióhoz. Fejlődésük a belső közösségorientált folyamatok és a külső kényszerítő erők közötti kölcsönhatás eredménye (Kiss 1996; Reynolds 2000; Reynolds 2003), ugyanakkor nem független az abiotikus és más biotikus tényezőktől sem. A tápanyagok feldúsulása gyakran vezet a mikrobiális biomassza növekedéséhez (Jones és Knowlton 1993), különösképpen a cianobakteriális dominancia kialakulásához (van Liere és

Walsby 1982; Izaguirre 1992; Izaguirre és mtsai. 1998, 2007; Bouvy és mtsai. 2003; Izydorczyk és mtsai. 2009; Noyma és mtsai. 2016).

Az páncélos ostorosok gyakran válnak domináns élőlénycsoporttá a melegvízi időszakban, és időnként alga-tömegprodukción is okoz (Heaney 1976; Reynolds 1976). A taxon populációdinamikáját azonban eddig kevésbé vizsgálták víztározókban. Az irodalmi áttekintés alapján a *C. hirundinella* egy széles körűen elterjedt, viszonylag nagy méretű és lassú növekedésű faj, ami jellegzetesen nyár végén található meg a víztározókban, a meleg és stabil epilimnióval rendelkező, alacsony tápanyag-koncentrációjú vizekben (Nicolls és mtsai. 1980; Whittington és mtsai. 2000; Inkel és mtsai. 2001; Pérez-Martínez és Sánchez-Castillo 2001, 2002; Grigorszky és mtsai. 2003). Az a képessége, hogy jelentős függőleges migrációra képes, alacsony átlátszósági viszonyok mellett, preferálva a csökkent fényintenzitást, lehetővé teszi a fény és a tápanyagok optimális kiaknázását, melyek elérhetősége pont ellentétes vertikálisan a rétegzettség idején (Heaney 1976; Heaney és Furnass 1980; James és mtsai. 1992; Whittington és mtsai. 2000). A *C. hirundinella* szezonális periodicitása változó. Pérez-Martínez és Sánchez-Castillo (2001) egyértelmű téli maximumokról számoltak be egy sor spanyol víztározóban, de később kiemelték az esemény változékonyságát. Alacsony tápanyagszintnél feltételezett előnye ellenére (Whittington és mtsai. 2000) a *C. hirundinella* az eutróf tavakban is előfordul (pl. Frempong 1984), és a késő-nyári algaplankton-társulások alkotóelemeként jellemző az oligotróf, mezotróf és eutróf mérsékelt övi vizekben (Reynolds 1996). Dél-Afrikában a *Ceratium* tömegprodukciónak 57 víztározóból 17-ben regisztráltak (van Ginkel és mtsai. 2007). Ezekben a tározókban az alga-

tömegprodukció minden évszakban és a trofikus állapot teljes skáláján bekövetkezett. A tanulmányok azt mutatják, hogy a *C. hirundinella* gyakran jelen van a vízterekben különböző évszakokban és különböző trofikus állapotokban is, az okára azonban még nincs pontos magyarázat.

A cianobaktériumok tömegprodukciója általában az eutróf, állóvizekre jellemző (Smith. 1983; Paerl 1988; Paerl és mtsai. 2001; Phieler és mtsai. 2009; Quin és mtsai. 2010). A felszíni vizek tápanyagokban, különösen hozzáférhető foszforban való dúsulásával az algaplankton-közösség gyakran cianobaktérium-dominancia felé mozdul el (Smith 1983, Wang és Wang 2009, Zhai és mtsai. 2009). Az üledék tápanyag-kibocsátása elősegítheti a cianobaktériumok tömegprodukcióját, ezt különböző víztestek esetében már leírták (Forbes és mtsai. 2008, Paerl 2009). Johnston és Jacoby (2003) egy seattle-i tó esetében szintén feltételezték, hogy a belső tápanyag-felszabadulás fontos tényező a cianobaktériumok tömegprodukciójának elősegítésében. A rétegzett állapotot követően, amikor a hőmérsékleti különbségek kora ősszel minimálissá válnak, a szélsébség és a csapadékmennyiség növekedésével az állóvíz felkeveredik (Wang és Wang, 2009). A *Microcystis aeruginosa* az egyik domináns cianobaktérium-faj, amely tömegprodukciót okozhat eutróf állóvizekben, és sok figyelmet kapott, mint vízgazdálkodási probléma (Dokulil és Teubner 2000). A *M. aeruginosa* eloszlását és egyedsűrűségét nagymértékben befolyásolják olyan tényezők, mint a fény és a tápanyagok rendelkezésre állása, amelyek szinergikusan hatnak más fizikai és kémiai tényezőkkel. A nitrogén- és a foszforformákat tekintik általában a mérsékeltövi állóvizekben az algák növekedéséért felelős fő tápanyagoknak. Úgy tartják, hogy a kisebb nitrogén:foszfor arány

elősegítheti a cianobaktérium tömegprodukciónak kialakulását (Smith 1983). Egy elmélet szerint a lebegő cianobaktériumok, mint a *Microcystis*, ökológiai előnyt élveznek a fénylimitált vizekben a felhajtóképesség szabályozása miatt (Huisman és mtsai. 2004). Ezért úgy tartják, hogy a csekély fény mennyiség és a kevés nitrátion kedvező feltételeket teremt a *M. aeruginosa* dominanciájának. Kevés információ áll rendelkezésre azonban a nitrogén- és a foszforkoncentráció, valamint a fényintenzitás együttes hatásairól a *M. aeruginosa* populációdinamikájával kapcsolatban, akárcsak más populációkkal való együttélésük tekintetében.

Az algaplankton közösségek hasonló feltételek melletti együttélése lehetővé tette a hasonló morfológiai és élettani jellemzőkkel rendelkező fajokból álló funkcionális csoportok azonosítását. Reynolds tizennégy algaplanktoncsoportot azonosított (Reynolds 1980a, b). Azóta néhányat felosztottak, de a legnagyobb változást az újnevezésük jelentette (Reynolds 1984). Reynolds modelljének LM-csoportjába tartozik a *C. hirundinella* és a *M. aeruginosa* is. Az újratervezett modell esetében is ez a két faj az adott csoportban maradt. Gyakran nagy mennyiségben, együtt fordulnak elő különféle típusú állóvizekben az egész világon. Ugyanakkor előfordul, hogy évről-évre hol az egyik, hol a másik lesz domináns ugyanabban a víztérben. Sok szempontból azonban e két faj ökológiai igényei rendkívül eltérőek. A *M. aeruginosa* és a *C. hirundinella* faj gyakran azonos élőhelyen, együtt található meg, ennek pontos magyarázata jelenleg is ismeretlen. A heves esőzések és a szél felkavaró hatására létrejött lecsökkent átlátszóság miatt kedvezőbbek a feltételek egyes cianobaktérium taxonok növekedésének, mivel néhány taxon jobban tolerálja ezeket a viszonyokat. (Kosten és mtsai. 2011). Továbbá pozitív

visszacsatolás lehet a víztározókban a tekintetben, hogy a planktonszervezetek függőleges vándorlása eredményeképpen azok jelentős része a felső régióba csoportosul. Ennek következtében tovább csökken az átlátszóság. Presing (1996) szintén megállapította, hogy a cianobaktérium biomassza növekedése önmagában elősegítette az átlátszóság csökkenését és stabilizálta a tartós jelenlétüket. A cianobaktérium tömegprodukciónak gyakori az ivóvíztározókban, és összefüggésben van a kellemetlen íz- és szagjelenségekkel (Saadoun 1999; Smith és mtsai. 2002).

3. Anyag és módszer

3.1. A mintavételi helyek bemutatása

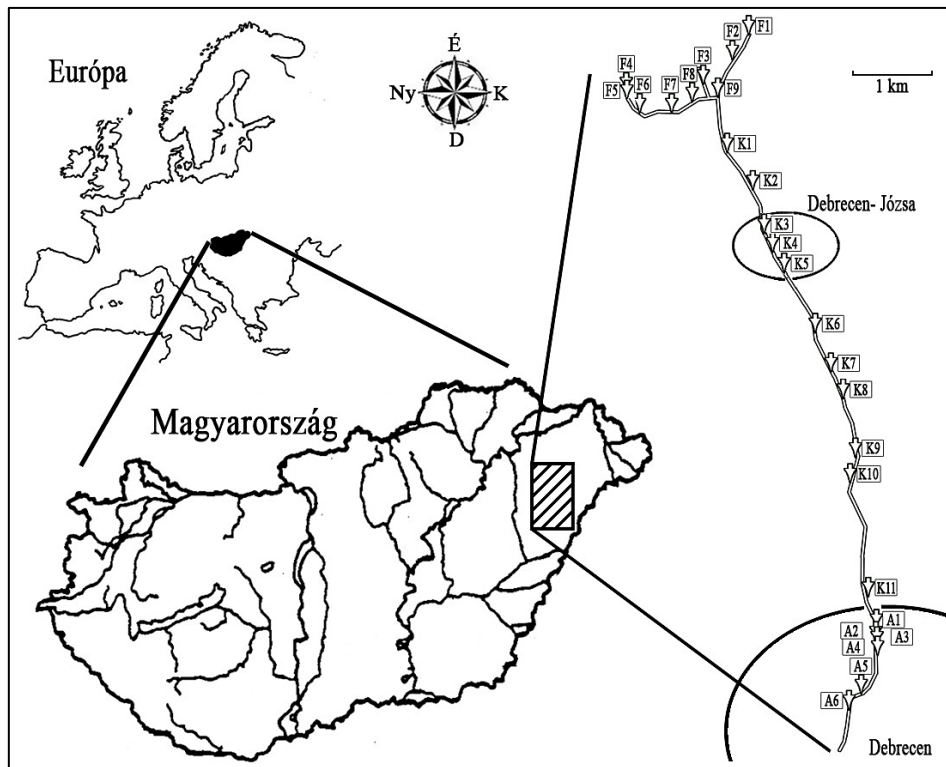
3.1.1. A Tóció, mint az antropogén hatások vizsgálatára kiválasztott kisvízfolyás

A témakör tanulmányozásához mindenféleképpen egy sokféle antropogén hatásnak kitett vízfolyást kerestünk, mely méreténél fogva érzékenyen reagál a különböző terhelésekre, így alkalmas a hatások kimutatására. A fenti szempontok figyelembevételével a témakör vizsgálatára alkalmas objektum a Tóció, mivel az alföldi ér típusú vízfolyások karakteres képviselőjeként mezőgazdasági területek környékén ered és érint egy regionális nagyvárost is, így kellően változatos hatások érik, ugyanakkor kevés ismeretünk van róla, mivel egy időszakos vízfolyás vált belőle.

Kisvízfolyásaink jellegzetes típusai az erek, melyek kis szintkülönbségű és csekély lefolyású területeken alakulnak ki, így jellemzőek rájuk a lassú folyású, szinte pangóvízes szakaszok. Unikális élőhelynek tekinthetők, kis méretük és csekély vízhozamuk ellenére is. Az alföldi ér típusú kisvízfolyások egyik jellegzetes képviselője a Tóció, melynek völgye Magyarország keleti részén, az Alföld két középtájának, a Nyírségnek és a Hajdúságnak a találkozásánál, kistáji szinten a Dél-Nyírség és a Hajdúhát érintkezési sávjában (Dövényi 2010), északi-déli irányban fekszik (1. ábra).

Forráságait a Hajdúhát déli részein találjuk, melynek legmagasabb pontja a 161,3 m magas Csege-halom. Debrecen után a Kondorossal egyesül, majd vizük nyugati irányban Kösely néven vezetődik le a Hortobágy-medencében. A vízfolyás hossza 25 km, vízgyűjtő területe 130

km². A terület évi csapadékösszege 550 mm körül alakul. A kisvízfolyás vízellátása nagymértékben függ a talajvízkészlettől, melynek szintje a 6 méteres mélységre is süllyedhet a Hajdúhát kistáj déli területein (Dövényi 2010).



1. ábra. A kis vízfolyás mintavételi területe és annak mintavételi helyei. Felső terület: F1-F9; Középső terület: K1-K11; Alsó terület: A1-A6.

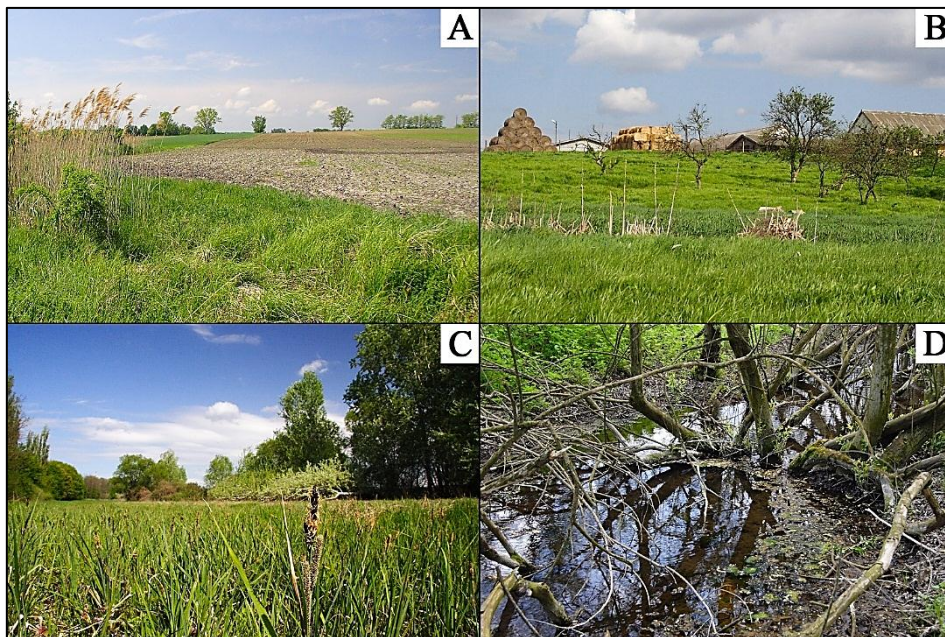
A terület vízfolyásaira kora tavasszal vagy nyár elején jellemző csak a bővebb vízhozam. Az Alföld legnagyobb vízfolyása, a Tisza, a múltban rendszeresen elárasztotta a területet, biztosítva ezzel a térség vizes élőhelyeinek vízellátását. A vizes élőhelyek területe a Tisza szabályozása következtében jelentősen kisebb lett (Szlávik 2001, Szombati 2007). A régió tipikus tájhasználatát megváltozott, egyre jellemzőbbé vált az

intenzív szántóföldi gazdálkodás. Kisebb lett az erdővel borított területek aránya (Konkoly-Gyuró és Balázs 2016, Web1), ami ugyancsak negatív hatással volt a talaj vízháztartására. Következésképpen sok esetben a fennmaradó vizes élőhelyek tovább zsugorodtak vagy ki is kiszáradtak.

Mindezeknek köszönhetően a Tóció szerepe megnőtt, mivel ez lett a térség egyetlen vízfolyása. A Tóció érinti a régió legnagyobb települését, ami mindig nagy gazdasági jelentőséggel bír. A régiót egyre növekvő csapadékhiány jellemzi, az éves csapadék mennyiség változása mellett annak időbeli eloszlása is változott (Domokos és Tar 2002, Fórián és Tamás 2013). A Tóció völgyének területe jóval nagyobb annál, mint amit a mostani vízjárási viszonyok alapján az ér létre tudott volna hozni. A terület csapadékával és hidrológiai körülményeivel foglalkozó tanulmány szerint az elmúlt 50 évben az esős időszakok száma csökkent, ebből kifolyólag néhány kisvízfolyás időszakossá vált, ilyen például Tóció is (Szabó és mtsai. 2018). Míg a Tóció vízhozama a XIX. században több debreceni vízimalmot is ellátott, addig napjainkban a medre gyakran kiszárad, állandó vízfolyásból időszakossá vált. Manapság ez a kisvízfolyás a mezőgazdasági tevékenységekből származó hatások mellett modern városi problémáktól is szenved, ami elsősorban vízminőségi állapotuk kedvezőtlen irányú változásában nyilvánul meg.

Elmondható, hogy a Tóció forrása és folyása mentén sokféle tájhasználati típus megtalálható. A kisvízfolyás eredésétől a nagyvárosig tartó szakaszát három, egymástól különböző, egységre lehet osztani (1. ábra). A Felső-szakaszon (F) találhatóak a vízfolyás eredési ágai, amit kisebb vagy nagyobb pufferzónákkal körülvett szántóföldek vesznek körül (2.A. ábra). A szakaszon működik egy állattartó telep (2.B. ábra), valamint

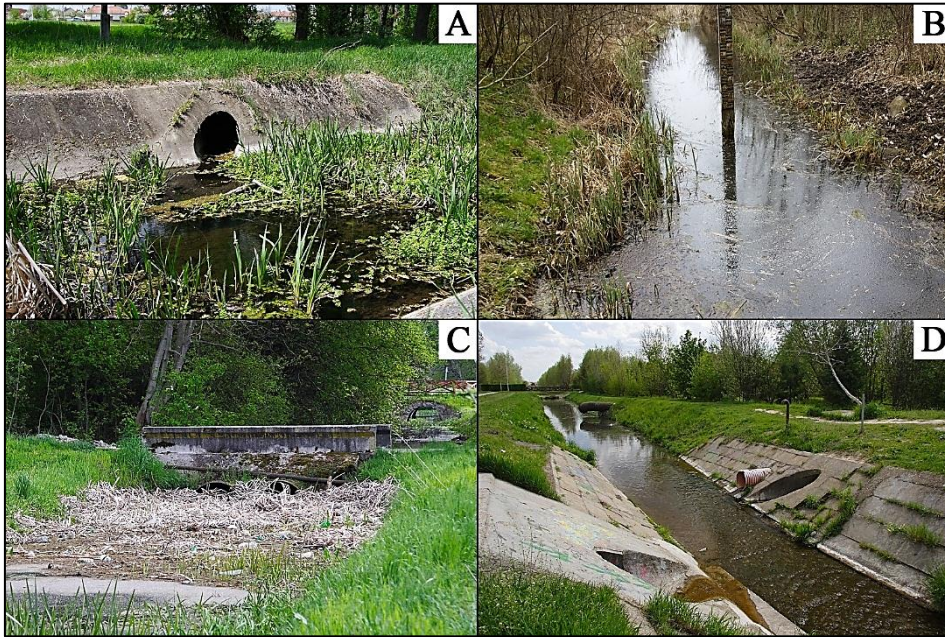
az egyik eredési ág mellett halad el a 35-ös számú főút vonal. A Tóció több helyi jelentőségű védett természeti területet is érint (2.C. ábra). Földrajzi helyének és irányának köszönhetően zöld folyosóként is jelentős szerepet játszik (1. ábra).



2. ábra. Jellegzetes területek a Tóció mintavételi helyei közelében. **A.:** Szántóföldi terület a Tóció egyik forrásánál (F1 mintavételi hely, 1. ábra). **B.:** Állattartó telep a Tóció egyik forrása mellett (F7 mintavételi hely, 1. ábra). **C.:** Helyi jelentőségű védett mocsárrét a Tóció mellékén (F6 mintavételi hely, 1. ábra). **D.:** A Tóció természetközeli állapotú, alföldi érre jellemző mederrészlete (K1 mintavételi hely, 1. ábra).

A Középső-szakasz (K) az eredési ágak összefolyásától Debrecen határáig tart. Ennek az elején egy viszonylag természetközeli, vízminőség tekintetében kedvező állapotú szakasz található (2.D. ábra). Ezt követően a Tóció átfolyik egy kisebb, de gyors fejlődésnek indult településen, a Debrecenhez tartozó Józsán (3.A. ábra). A terület további részén időnként visszaduzzasztás történik (3.B. ábra).

Az Alsó-szakasz (A) egy városi vízkormányzási beavatkozásokkal (duzzasztás, szűk átereszek, 3. C. ábra) és rendszeres csapadékvíz bevezetésekkel (3.D.ábra) jellemezhető nagyvárosi szakasz.



3. ábra. Jellegzetes területek a Tócsó mintavételi helyei közelében. **A.:** Csapadékvíz bevezetés Debrecen–Józsán (K5 mintavételi hely, 1.ábra). **B.:** Visszaduzzasztás miatt pangóvá váló mederrészlet (K7 mintavételi hely, 1.ábra). **C.:** Kis keresztmetszetű áteresz a Tócsó debreceni szakaszán (A6 mintavételi hely, 1.ábra). **D.:** Betonozott partmegerősítésű mederszakasz csapadékvíz-bevezetésekkel a Tócsó nagyvárosi szakaszán (A1 mintavételi hely, 1.ábra).

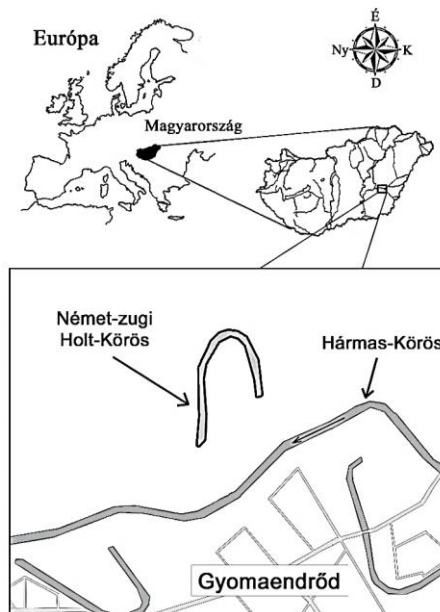
A mintavételi időszak 2013. április 28-tól 2015. március 31-ig tartott. Ezen időszak alatt a Tócsót minden tipikus időszakban és a jellemző hidrológiai viszonyok között vizsgáltuk. A mintavételi időpontok a következők voltak: 2013. április 28., 2014. augusztus 2. és 5., 2014. november 5. és 2015. március 31. (a Tócsó az év különböző évszakaiban kiszáradt, így nem tudtuk egy egész éven át vizsgálni). Mintavételi

helyeinket a Tóció eredési ágaitól – Debrecen-Józsán át – Debrecenben a 33-as számú főútig jelöltük ki, kb. 15 km hosszan.

3.1.2. A Német-zugi-Holt-Körös, mint az algataxonok dominanciaviszonyainak vizsgálatára kiválasztott holtmeder

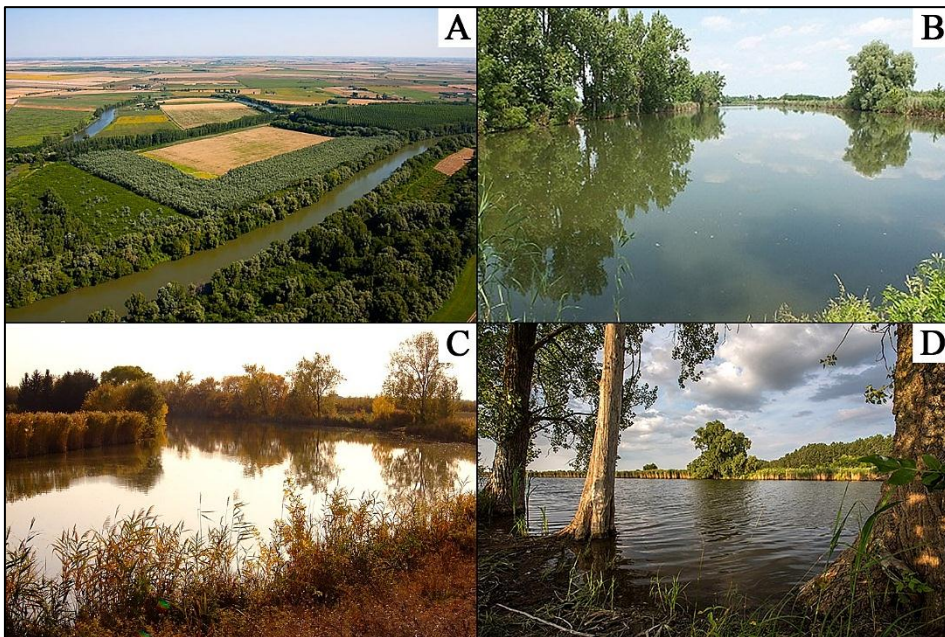
A témakör tanulmányozásához egy olyan vízteret kellett választani, ahol előfordul két tavaszi tömegprodukció kialakítására képes taxon, így lehetőség van arra, hogy megvalósuljon az évenként változó dominancia kialakulása. A Német-zugi-Holt-Körösben megtalálható volt a *Palatinus apiculatus* (páncélos ostoros), és a *Stephanodiscus minutulus* (kovaalga) is, melyek egyenként képesek a tavaszi dominancia létrehozására, ugyanakkor nem volt ismert közöttük az évenként változó dominancia kialakulásának magyarázata.

A vizsgált holtmeder DK-Magyarországon, Békés megyében, Gyomaendrőd település határában (4. ábra), a Hármaskörös jobb partján, a mentett oldalon található (rámutató geokoordinátái: $46^{\circ} 57' 15.06''$ É, $20^{\circ} 49' 13.50''$ K). A területe 12 hektár ($A_0 = 12$ ha), maximális mélysége 3,5 m ($d_{max} = 3.5$ m), az átlagos mélysége 2,2 m ($d_{avg} = 2.2$ m), hossza 2 km (Pálfai 1995).



4. ábra. A vizsgált holtmeder (Német-zugi-Holt-Körös) a Hármaskörös mentén.

A holtmeder feliszapolódása és makrovegetációval való borítottsága kis mértékű. Többcélú hasznosítás jellemzi, a belvív- és öntözővíz-tározás mellett a horgászat is jelentős. Ennek ellenére természeti értékekben gazdag maradhatott (5. ábra), mivel vízutánpótlása a Hármas-Körösből megoldott (Pálfai 1995).

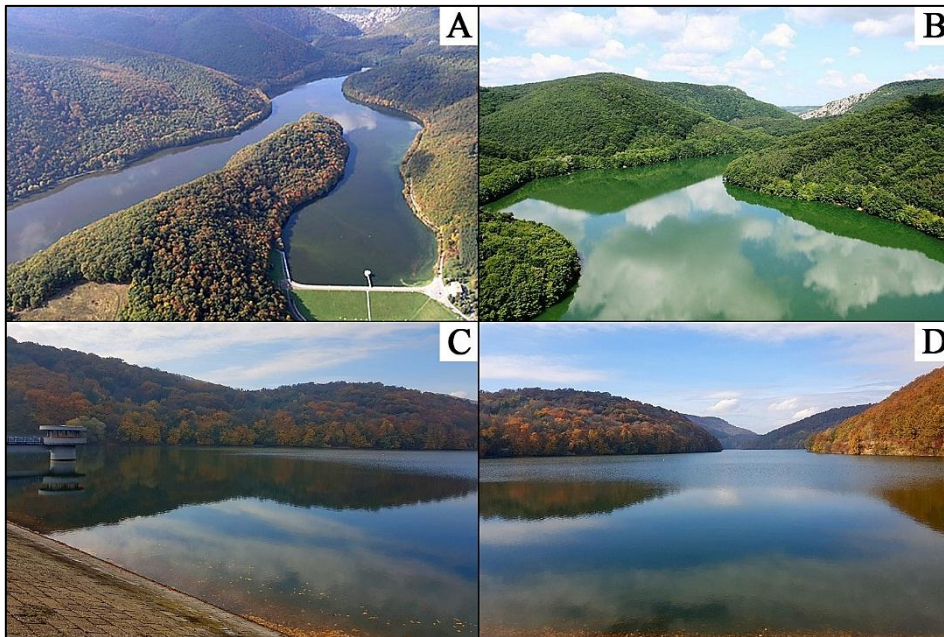


5. ábra. A Német-zugi-Holt Körös légi- (A., Web2), és habitatfelvételei (B., Web3; C., Web4; D., Web2).

3.1.3. A Lázbérci-tározó, mint az algataxonok időbeli és térbeli mintázatainak vizsgálatára kiválasztott víztér

A témakör tanulmányozásához. előzetes vizsgálataink alapján a Lázbérci-tározót választottuk ki, ahol a *Ceratium hirundinella*, és a *Microcystis aeruginosa* együttes előfordulása valószínűsíthető volt. Ezen élőlények eltérő ökológiai igényű fajok, mégis képesek ugyanazon víztérben, egyidőben tömegprodukciónak kialakítására.

A Lázbérci-tározó Magyarország északkeleti részén, egy alacsony hegyvidéki területen található (rámutató geokoordinátái: 48° 12' 25.53" É, 20° 27' 56.03" K, 6. ábra). 1967 és 1969 között építették, hogy biztosítsák az ivóvízellátást Észak-Magyarország gyorsan növekvő régiójában.



6. ábra. A Lázbérci-víztározó légifelvétele (A., Web5); légifelvétel a tározó felső és középső régióiról (B., Web6); felvételek az alsó régióról (C-D.).

A tározó térfogata 5,9 millió m³. Átlagos mélysége 7,5 m, maximális mélysége 17,2 m. A tározó területe 77 ha, amelyet az árvízvédelmi műveletek során 92,2 ha-ra lehet kiterjeszteni. A tározó befolyói a 23,9 km hosszú Bán-patak és a 17,2 km-es Csernely. A tározó retenciós ideje körülbelül 1 év. Vizgyűjtő területe közel 217,5 ha.

Az éves csapadékmennyiség a tározó területén 2007-ben 806 mm volt, 2008-ban pedig 911 mm, ami jóval meghaladja az átlagos csapadékmennyiséget Magyarországon (500–700 mm). A hőmérséklet

mindkét évben júliusban érte el a maximális értéket. A szél intenzitása tavasszal (áprilistól-júniusig) és késő nyártól ősziig (szeptembertől novemberig) növekedett.

3.2. A vizsgálati módszerek leírása

3.2.1. Alkalmazott vizsgálati módszerek az antropogén hatások vizsgálata abiotikus tényezők segítségével a Tóción témakörben

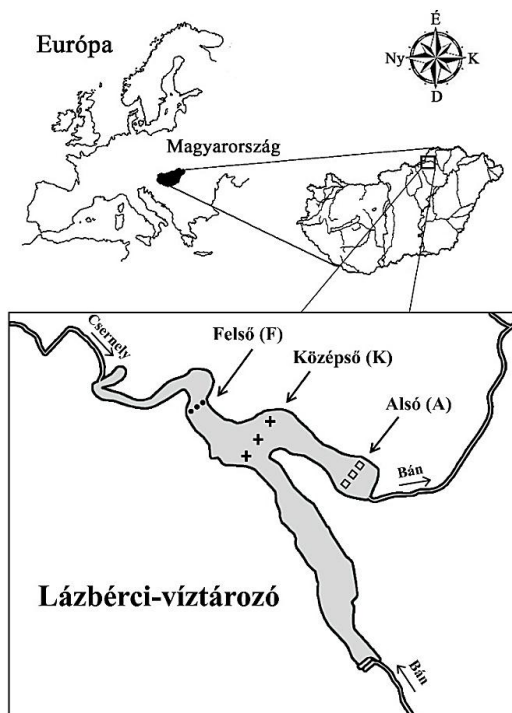
A mintavételi helyek meghatározását Garmin eTrex30 típusú GPS készülékkel végeztük. A mintavételi helyeken a vízhőmérsékletet, a pH-t, a vezetőképességet (mS cm^{-1}), az összes oldott szilárd anyagot (mg L^{-1}), az oxigén telítettséget (%), az oldott oxigént (mg L^{-1}), a zavarosságot (FNU), a klorofill-a koncentrációját ($\mu\text{g L}^{-1}$), a cianobaktérium-koncentrációt ($\mu\text{g L}^{-1}$) mértük az YSI EXO-2-S3 szondával. A mintákat tiszta műanyag edényekben gyűjtöttük, melyeket a laboratóriumi feldolgozásig hűtőtáskában tároltuk. A laboratóriumi vizsgálatok során a nitrition, a nitrácion, az oldott ortofoszfácion, az ammóniumion koncentrációját és a kémiai oxigénigényt (KOI_k) állapítottuk meg a Methods for Chemical Analysis of Water and Wastes (United States Environmental Protection Agency 1983) alapján. A nitrition koncentráció meghatározása az Egyesült Államok Környezetvédelmi Ügynökségének (EPA) 354.1:1971 szabványán, míg a nitrácion koncentráció meghatározása az EPA 352.1:1971 szabványán alapul. Az ortofoszfácion koncentráció meghatározása az EPA 365.3:1978 szabványa, míg az ammóniumion koncentráció meghatározását az EPA 350.2:1974 szabványa szerint történt. A KOI meghatározását az EPA 410.3:1978 szabványa alapján végeztük.

3.2.2. Alkalmazott vizsgálati módszerek az algataxonok dominancia-viszonyaira ható abiotikus tényezők vizsgálata a Német-zugi-Holt-Körösön témakörben

A vízminták gyűjtése január és június között havonta történt 2013-ban és 2014-ben. A vízmintákat oszlopmintavevővel vettük, így a teljes vízoszlopot mintáztuk. A kémiai elemzéshez és az algák számlálásához a mintákat súlyozott műanyagcsővel gyűjtöttük a holtmeder legmélyebb részén. A fizikai és kémiai változókat a magyar vízminőség-ellenőrző szolgálat nemzetközileg elfogadott analitikai módszerei alapján mértük. A vízhőmérséklet, a pH, a vezetőképesség, és az oldott oxigén tartalom mérését az YSI EXO-2-S3 szondával a mintavételi helyen végeztük el. A víz zavarosságának meghatározása az MSZ EN ISO 7027:2000, az összes foszfor mérése az MSZ 260-20:1980, a nitrácion és a nitrition meghatározása az MSZ 1484-13:2009 szerint történt. Míg a kalcium, a magnézium, a nátrium, a kálium és a kén mennyiségi meghatározását az MSZ EN ISO 11885:2009 szabvány szerint végeztük. Az üledéket a ciszta- és a spóraszámláláshoz „Hargrave-típusú” üledék-mintavevővel gyűjtöttük. Az Utermöhl-féle fordított mikroszkópos algaszámlálási technikához a mintákat azonnal a terepen Lugol-oldattal tartósítottuk. A mikroszkópos vizsgálatot Olympus-IX73 fordított és Olympus-BX53 mikroszkóppal végeztük fáziskontraszt és Nomarski-kontraszt technológiák alkalmazásával.

3.2.3. Alkalmazott vizsgálati módszerek az algataxonok időbeli és térbeli mintázatait szabályozó tényezők vizsgálata a Lázbérci-tározóban témakörben

A víztározókban a fizikai, kémiai és biológiai tulajdonságok szerint megkülönböztethető hosszanti gradiensek vannak, „folyó-tó hibrid” természetük miatt. E gradiensek jellemzése céljából kilenc mintavételi helyet választottunk ki a tó morfológiája alapján (főleg hely és mélység), amiket három kategóriába soroltunk (felső, középső és alsó régiók, 6. és 7. ábra). A mintavételi időszak 2007. áprilistól novemberig tartott, mely időtartam alatt a kilenc mintavételi helyen havonta vettünk mintákat. A minták különböző mélységekből történő begyűjtéséhez 2 literes Van-Dorn-féle mintavevőt használtunk. Az adott mintavételi helyeken a következő mélységekben vettünk mintát: felszín/0,25 m, 1,5 m, 3 m, 6 m, 9 m és 12 m. Az algaplankton számlálását Utermöhl (1931) szerint fordított mikroszkóppal (Axiovert-100) végeztük. A mintákat legalább 400 egyedig számoltuk, így a 95%-os



7. ábra. Mintavételi helyek a Lázbérci-tározón. Felső régió: tele kör (●); Középső régió: kereszt (+); Alsó régió: üres négyzet (□).

pontosságú megbízhatósági határ 10%-nál kisebb a teljes algaplanktonra vetítve. Az algaplankton biomasszájának meghatározása a fajok térfogatának kiszámításán alapult.

Az NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ és PO_4^{3-} meghatározására vett mintákat az elemzés előtt 0,45 μm -es ionkromatográfiás akrodiszken szűrtük át. A nitrát-, a nitrit-, és az ortofoszfátion mennyiségi meghatározása az MSZ EN ISO 10304-1:1998, míg az ammóniumion koncentrációjának mérése az MSZ ISO 7150-1:1992 szerint történt. A mintavétel során mértük a hőmérsékletet, a vezetőképességet, az oldott oxigént és a pH-t, melyeket a Hydrolab - Multiparameter Sonde műszerrel végeztünk. Az összes nitrogén (TN) és az összes foszfor (TP) koncentrációját fotometrikus eljárással határoztuk meg (Ebina és mtsai. 1983). A teljes lúgosságot titrimetriásan mértük (APHA 1995). A klorofill-a koncentrációjának meghatározása az MSZ ISO 10260:1993 szabvány szerint történt, amit feofitin-a-val korrigálva, fotometrikusán határoztuk meg. Az összes laboratóriumi vizsgálatot a minta begyűjtésétől számított 48 órán belül elvégeztük.

3.3. Az adatfeldolgozási módszerek

3.3.1. Alkalmazott adatfeldolgozási módszerek az antropogén hatások vizsgálata abiotikus tényezők segítségével a Tóción témakörben

Főkomponens-analízissel (PCA) határoztuk meg a kulcstrendeket a Tóció jellemzésére kiválasztott változók mintavételi helyenkénti alakulása között. A változók normál eloszlását Mardia-tesztel ellenőriztük. Az adatsorok linearizálására logaritmus transzformációt alkalmaztunk. Az

összes adatelemzést PAST (PAleontological STatistics) szoftverrel végeztük (Hammer és mtsai. 2001).

Csak azokat az elemzéseket mutatjuk be, amelyek az egyes évszakokra és hidrológiai állapotokra jellemzőek voltak, s a következtetéseket az elemzések alapján vontunk le.

3.3.2. Alkalmazott adatfeldolgozási módszerek az algataxonok dominancia-viszonyaira ható abiotikus tényezők vizsgálata a Németzugi-Holt-Körösön témakörben

Lineáris regresszió-analízist végeztem a koegzisztens kovaalgák és a páncélos ostorosok vegetatív sejtjeinek, valamint a kovaalgák spóráinak és a páncélos ostorosok cisztáinak korrelációjának vizsgálatára. A statisztikai elemzéshez a PAST (Paleontological Statistical Software Package) 1.78 verzióját használtuk (Hammer és mtsai. 2001).

3.3.3. Alkalmazott adatfeldolgozási módszerek az algataxonok időbeli és térbeli mintázatait szabályozó tényezők vizsgálata a Lázberci-tározóban témakörben

Shapiro-Wilks tesztet használtunk a csoportokon belüli vezetőképesség, a TP és az NH_4^+ normalitásának vizsgálatára. A többváltozós normalitás feltételeit a többváltozós kanonikus varianciaanalízishez (CVA) Mardia-teszttel állapítottuk meg a vezetőképesség, a TP és az NH_4^+ esetében. Mivel az utóbbi tesztnek nagyon hasonlóak voltak a normál eloszlásai, a tározó felső, középső és alsó részét CVA-t alkalmazva hasonlítottuk össze. A csoportok összehasonlítását egyirányú ANOVA és Tukey post hoc teszttel (normál eloszlás esetén), vagy Kruskal-Wallis- és Mann-Whitney-teszttel (nem-normál eloszlás esetén) végeztük. A statisztikai elemzéshez a PAST

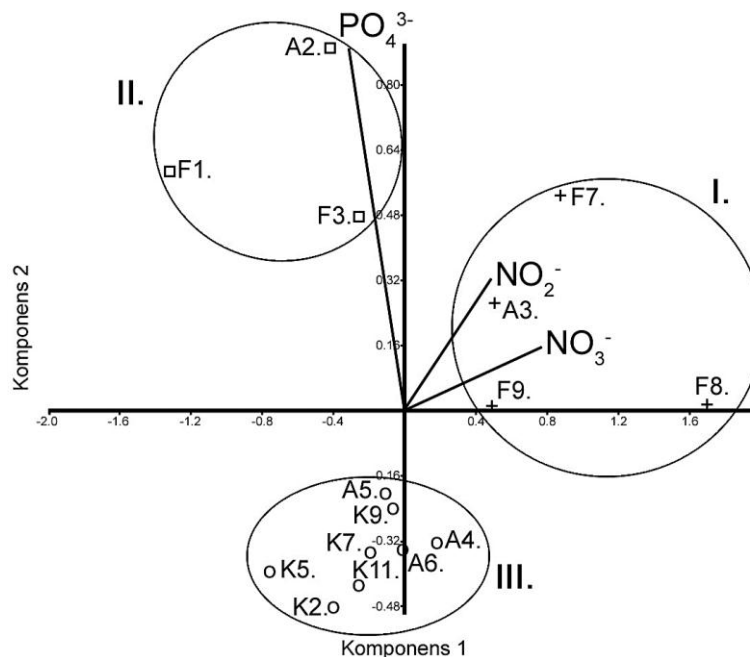
(Paleontological Statistical Software Package) 1.78 verzióját használtuk
(Hammer és mtsai. 2001).

4. Eredmények

4.1. Antropogén hatások vizsgálata abiotikus tényezők segítségével a Tóción

4.1.1. Tavaszi állapot

A két tavaszi mintavételi időpont alkalmával a Tóción rendkívül hasonló képet kaptunk. Külön-külön elemezve mindegyik időpontban ugyanazt az eredményt kaptuk. Így úgy döntöttünk, hogy összevonjuk és átlagoljuk a mért eredményeket, és azok alapján készítjük el az analízist. Melynek eredményeképpen a tavaszi időszakra jellemző, hogy a mintavételi helyeket a főkomponens-analízis alapján három csoportba sorolhatjuk (8. ábra). Az első tengely a teljes variancia 60,92%-át, míg a második tengely a teljes variancia 23,78%-át magyarázza.



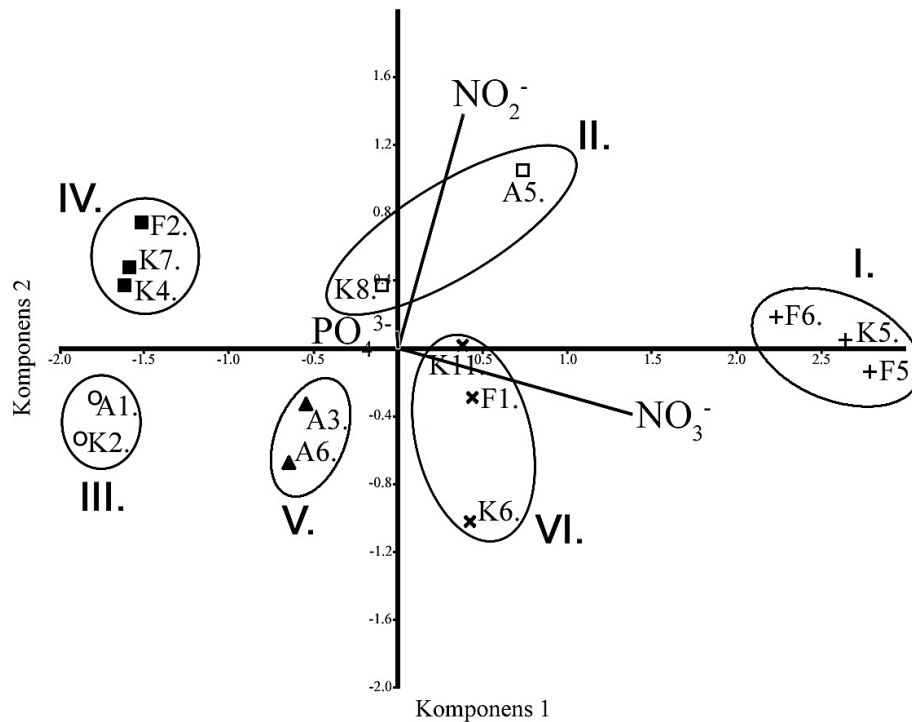
8. ábra. A tavaszi időszakban a Tóció mintavételi helyein mért fizikai és kémiai változókra alkalmazott főkomponens-analízis eredménye. I. csoport: kereszt (+), II. csoport: üres négyzet (□), III. csoport: üres kör (o); Felső-szakasz: F1-F9, Középső-szakasz: K1-K11, Alsó-szakasz: A1-A6.

A tavaszi időszakban az I. csoportba tartozott az F7, F8, F9, valamint az A3 mintavételi hely, melyek elkülönülését az igen nagy nitrátion- és nitrition-koncentráció adja. A főkomponens-analízis alapján a II. csoportba tartozott az F1, F3, valamint az A2 mintavételi hely, melyek elkülönülését a nagy ortofoszfátion-koncentráció adja. A III. csoportba azok a mintavételi helyek tartoztak, melyekre az igen kicsi koncentrációja jellemző a nitrit-, nitrát- és ortofoszfátionoknak. Az ebbe a csoportba tartozó helyek jó része a Középső-szakaszból (K2, K5, K7, K9, K11), a kisebb része pedig az Alsó-szakaszból származik (A4, A5, A6).

4.1.2. Nyári állapot

A nyári időszakra jellemző, hogy a mintavételi helyeket a főkomponens analízis alapján hat csoportba sorolhatjuk (9. ábra). Az első tengely a teljes variancia 87,49%-át, míg a második tengely a teljes variancia 10,42%-át magyarázza. A mintavételi helyeken mért koncentrációk alapján elvégzett PCA szerint ez az időszak volt a leginkább heterogén a vizsgált évszakok között. A nyári időszakban az I. csoportba tartozott az F5, F6 és a K5 mintavételi hely, melyek elkülönülését a nagy nitrátion- és nitrition-koncentráció okozza. A II. csoportba tartozik a K8 és az A5 mintavételi hely, melyek elkülönülését a nagy ortofoszfátion- és nitrition-koncentráció adja. A III. csoportba tartozott a K2 és az A1 mintavételi hely, melyekre a kis nitrátion-koncentráció mellett a csekély nitrition-koncentráció is jellemző. A főkomponens-analízis alapján a IV. csoportba tartozott az F2, valamint a K4 és a K7 mintavételi hely, melyek elkülönülését az előző csoporttal ellentétben csak a kis nitrátion-koncentráció adta. Az V. csoportba az A3 és az A6 mintavételi hely került, melyekre jellemző a kis

nitrition-koncentráció. A főkomponens-analízis alapján a VI. csoportba az F1, valamint a K6 és a K11-es mintavételi helyek tartoztak. Jellemző rájuk a nitrátion nagy, valamint a nitrition kis koncentrációja.

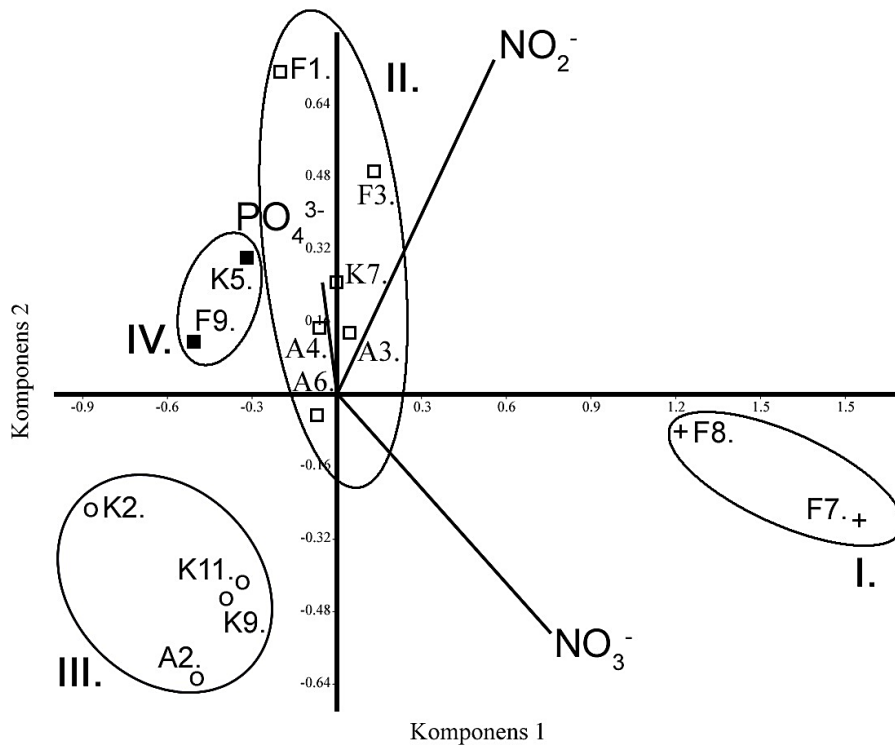


9. ábra. A nyári időszakban a Tóció mintavételi helyein mért fizikai és kémiai változókra alkalmazott főkomponens-analízis eredménye. I. csoport: kereszt (+), II. csoport: üres négyzet (□), III. csoport: üres kör (○), IV. csoport: tele négyzet (■), V. csoport: tele háromszög (▲), VI. csoport: forgatott kereszt (×); Felső-szakasz: F1-F9, Középső-szakasz: K1-K11, Alsó-szakasz: A1-A6.

4.1.3. Őszi állapot

Az őszi időszakra jellemző, hogy a mintavételi helyeket a főkomponens-analízis alapján négy csoportba sorolhatjuk (10. ábra). Az első tengely a teljes variancia 75,038%-át, míg a második tengely a teljes

variancia 21,462%-át magyarázza. Az I. csoportba tartozott az F7 és az F8 hely, melyek elkülönülését a nagy nitrátion- és nitrition-koncentráció okozta. A II. csoportba az F1, F3, K7, A3, A4 és A6 mintavételi helyek tartoznak. A csoport elkülönülését a nagy nitrition- és ortofoszfátion-koncentráció okozta. A III. csoportba a K2, K9, K11 és az A2-es mintavételi hely sorolható, rájuk a kis nitrition- és ortofoszfát-ion-koncentráció jellemző. A IV. csoportot alkotó F9 és K5 mintavételi helyek elkülönülését a kis nitrátion-koncentráció adta.



10. ábra. Az őszi időszakban a Tóció mintavételi helyein mért fizikai és kémiai változókra alkalmazott főkomponens-analízis eredménye. I. csoport: kereszt (+), II. csoport: üres négyzet (\square), III. csoport: üres kör (o), IV. csoport: tele négyzet (\blacksquare); Felső-szakasz: F1-F9, Középső-szakasz: K1-K11, Alsó-szakasz: A1-A6.

4.2. Algataxonok dominancia-viszonyaira ható abiotikus tényezők vizsgálata a Német-zugi-Holt-Körösön

2013-ban és 2014-ben is a vezetőképesség viszonylag alacsony volt, az éves minimumértékeket (89 és $87 \mu\text{S cm}^{-1}$) februárban mértük (11.A. ábra). Mindkét évben a vezetőképesség márciusban kezdett nőni, majd április, május és június folyamán tovább nőtt. A vezetőképesség maximuma (422 és $418 \mu\text{S cm}^{-1}$) júliusban volt mindkét évben.

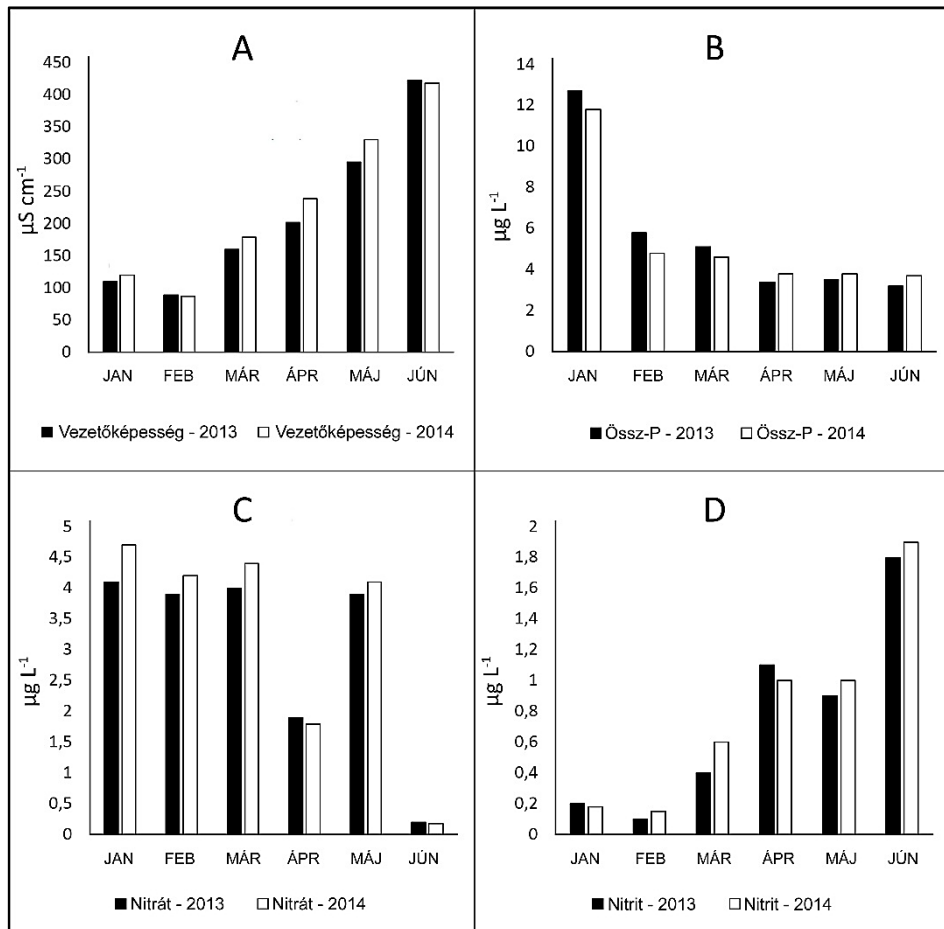
Az összes foszfor koncentrációja mindkét évben januárban érte el a maximális szintet ($12,6$, illetve $11,8 \mu\text{g L}^{-1}$), februárban erősen lecsökkent ($5,8$ és $4,8 \mu\text{g L}^{-1}$), majd március és április folyamán enyhén tovább csökkent (11.B. ábra). Az össz-foszfor koncentrációja nem változott jelentősen májusban és júniusban.

2013-ban és 2014-ben a nitrátion koncentrációja közel azonos volt. A maximális nitrátion-koncentrációt mind 2013-ban, mind pedig 2014-ben januárban mértük ($4,1$ és $4,7 \mu\text{g L}^{-1}$), ez februárban enyhén csökkent (11.C. ábra).

A nitrátion-koncentráció erőteljes csökkenését mindkét évben áprilisban mértük ($1,9$ és $1,8 \mu\text{g L}^{-1}$), míg a koncentráció májusban ismét erősen emelkedett ($3,9$ és $4,1 \mu\text{g L}^{-1}$). Végül szignifikáns csökkenés történt júniusban, amikor a nitrátion minimális koncentrációját ($0,2$ és $0,18 \mu\text{g L}^{-1}$) mértük.

A nitrition koncentrációja mindkét évben alacsony volt januárban, februárban pedig a minimális szintre ($0,1$ és $0,15 \mu\text{g L}^{-1}$) csökkent (11.D. ábra). Márciusban a nitrition-koncentráció nőni kezdett, s áprilisban tovább emelkedett. Májusban enyhe csökkenés volt megfigyelhető a nitrition-koncentrációban mind a két évben, majd júniusban jelentősen

megnőtt a nitrition-koncentráció, elérve a maximális értéket (1,8 és 1,9 $\mu\text{g L}^{-1}$).



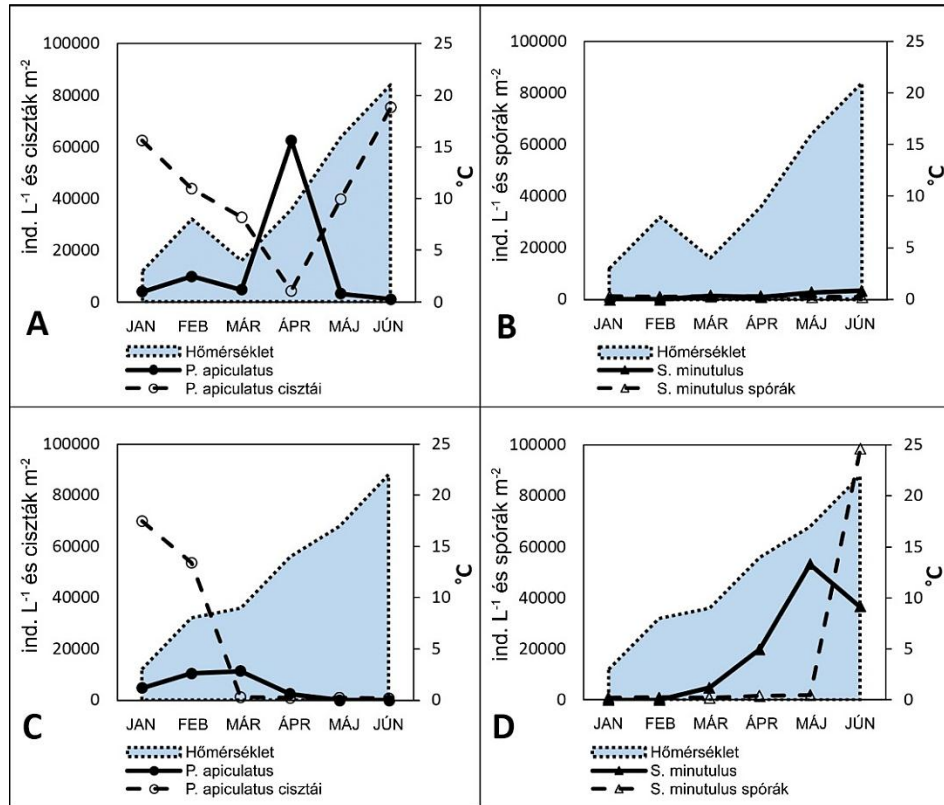
11. ábra. A vizsgált főbb háttérváltozók a Német-zugi-Holt-Körösben 2013-ban és 2014-ben. **A** = vezetőképesség, **B** = összes foszfor, **C** = nitrát, **D** = nitrit.

Nem találtunk szignifikáns különbséget egyik változó esetében sem a két vizsgált év értékei között (1. táblázat; 11.A – D. ábra).

	Átlag	Tartomány	Szórás	Átlag	Tartomány	Szórás
	2013			2014		
Hőmérséklet (°C)	12,7	4,8-21,1	4,8	13,2	4,6-22,4	5,1
pH	7,4	7,0-7,8	0,3	7,5	7,1-7,9	0,34
Vezetőképesség (mS cm ⁻¹)	213,0	89,0-422,0	29,0	229,0	87,0-418,0	27,0
Secchi mélység (m)	1,8	1,5-3,2	0,3	1,9	1,4-3,4	0,3
Oxigén (mg L ⁻¹)	9,1	7,14-10,8	1,8	8,9	6,85-11,4	1,9
Kalcium (mg L ⁻¹)	6,2	6,0-6,4	0,2	6,3	6,0-6,5	0,2
Magnézium (mg L ⁻¹)	1,6	0,93-2,24	0,42	1,8	0,90-2,52	0,43
Nátrium (mg L ⁻¹)	3,4	3,0-4,3	0,02	3,6	3,1-4,6	0,25
Kálium (mg L ⁻¹)	0,42	0,39-0,45	0,03	0,43	0,40-0,47	0,03
Kén (mg L ⁻¹)	1,56	0,98-2,28	0,71	1,63	0,94-2,20	0,68
Össz-foszfor (mg L ⁻¹)	5,6	3,2-12,7	2,7	5,4	3,7-11,8	2,5
Nitrát (mg L ⁻¹)	3,7	0,20-4,1	0,7	3,8	0,18-4,7	0,8
Nitrit (mg L ⁻¹)	0,8	0,1-1,8	0,28	0,7	0,15-1,9	0,25

1. táblázat. A főbb fizikai és kémiai változók értékei a Német-zugi-Holt-Körösben 2013-ban és 2014-ben.

2013 februárjában a *P. apiculatus* ciszták elkezdtek kikelni, ami a páncélos ostorosok első populációs csúcsát eredményezte (12.A. ábra). A márciusi növekedést azonban a viszonylag alacsony hőmérséklet (4 °C) korlátozta, így ekkor a páncélos ostorosok egyedsűrűsége csökkent. Az áprilisi magasabb hőmérséklet mellett (9 °C) a vegetatív páncélos ostorosok koncentrációja gyorsan nőtt, ami április végén a páncélos ostorosok második jelentős elszaporodását eredményezte. Májusban a növekvő hőmérséklet miatt megkezdődött a cisztaképződés, ami a vegetatív páncélos ostorosoknál a sejtek mennyiségének csökkenését, ugyanakkor cisztáik fokozott képződését okozta. A ciszták a vízoszlop aljára, az üledékbe süllyedtek, ahol az érési folyamatuk a következő évig tartott. Ugyanakkor a vegetatív kovaalgák (860–3210 ind. L⁻¹) és a spórák (980–1300 spóra m⁻²) abundanciája is nagyon alacsony volt a teljes 2013-as év során (12.B. ábra).



12. ábra. A víz hőmérséklet értékének, ill. a két vizsgált algafaj vegetatív sejtjeinek és szaporító képleteinek mennyiségi változása a Német-zugi-Holt-Körösben 2013-ban és 2014-ben. **A** = a víz hőmérsékletnek, a *Palatinus apiculatus* vegetatív sejtjeinek és cisztáinak szezonális eloszlása 2013-ban. **B** = a víz hőmérsékletnek, a *Stephanodiscus minutulus* vegetatív sejtjeinek és spóráinak szezonális eloszlása 2013-ban. **C** = a víz hőmérsékletnek, a *Palatinus apiculatus* vegetatív sejtjeinek és cisztáinak szezonális eloszlása 2014-ben. **D** = a víz hőmérsékletnek, a *Stephanodiscus minutulus* vegetatív sejtjeinek és spóráinak szezonális eloszlása 2014-ben.

Ezzel szemben a 2014-es évben a kovaalgák domináltak tavasszal a vizsgált holtmederben. Az év elején a *P. apiculatus* ciszták abundanciája nagyobb volt, mint az *S. minutulus* spóráknak. Januárban a *P. apiculatus* cisztái kikeltek, ami februárban egy kisebb páncélos ostoros

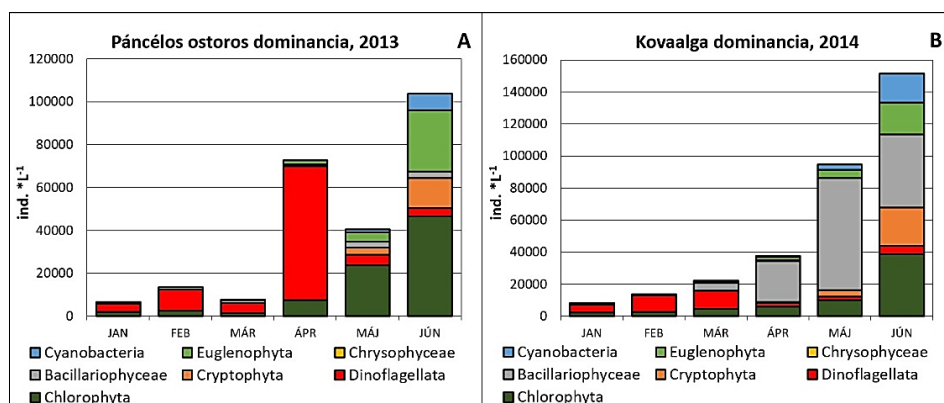
tömegprodukciónak okozott (12.C. ábra). A márciustól májusig tartó gyors hőmérséklet növekedéssel együtt a vegetatív pánccélos ostorosok koncentrációja 11240 ind. L⁻¹-ről lecsökkent 2320 ind. L⁻¹-re, ugyanakkor a hőmérséklet további növekedése miatt a cisztaképződés is elkezdődött. Ez okozta a pánccélos ostorosok ciszta számának csökkenését (69840 ciszta m⁻²-ről 740 ciszta m⁻²-re), mielőtt a populáció létszáma növekedni kezdett volna. Januártól márciusig a hőmérsékleti növekedési feltételek nem voltak kedvezőek a kovaalgák számára (12.D. ábra). Ezért a spórák nem változtak vegetatív kovaalgává. Áprilisban és májusban a hőmérsékleti értékek emelkedtek, a kovaalgák átlagos növekedési üteme elérte a legmagasabb értéket, a spórák vegetatív kovaalgákká alakultak. A vegetatív kovaalgák megnőtt mennyisége május végére alga-tömegprodukciónak alakított ki (12. ábra).

A koncentrációik szignifikánsan nagyobbak voltak a pánccélos ostorosokhoz képest, amelyek ekkor már elkezdtek cisztát képezni. Június elején a kovaalgák növekedési rátája csökkent a kimerült tápanyagkészletek miatt. Ekkortól a folyamat megfordult, és a kovaalgák vegetatív formái spórákká alakultak.

2013-ban a *P. apiculatus* volt a domináns a tavaszi hónapokban, ekkor más taxon nem volt jelen jelentős számban. 2014-ben kovaalga-dominanciával jellemezhető tavaszi alga-tömegprodukciónak volt áprilisban és májusban, ekkor a *S. minutulus* volt a domináns taxon (13. ábra).

A teljes egyedszám 2013 januárjában volt a legalacsonyabb, majd enyhén növekedett februárban, melyet főként a *P. apiculatus* egyedei okoztak. Márciusban az egyedszámmértékek visszacsökkentek közel a januári legalacsonyabb szintre (13.A. ábra). Ebben az időszakban a *S. minutulus*

is megjelent, de csak kis számban (1320 ind. L⁻¹). Áprilisban a *P. apiculatus* egyedszáma elérte a maximális értéket (62430 ind. L⁻¹), míg a *S. minutulus* mennyisége tovább csökkent (860 ind. L⁻¹). Májusban a teljes egyedszám – beleértve a *P. apiculatus* előfordulását is – erősen csökkent. A zöldalgák áprilisban jelentek meg először, majd májusban és júniusban voltak jelen számottevő mennyiségben. Az ostoros moszatok májusban jelentek meg, de csak júniusban tették ki a teljes egyedszám jelentős részét. Az egybarázdás moszatokkal együtt a zöldalgák és az ostoros moszatok váltak az teljes algaegyedszám meghatározó elemeivé júniusban.

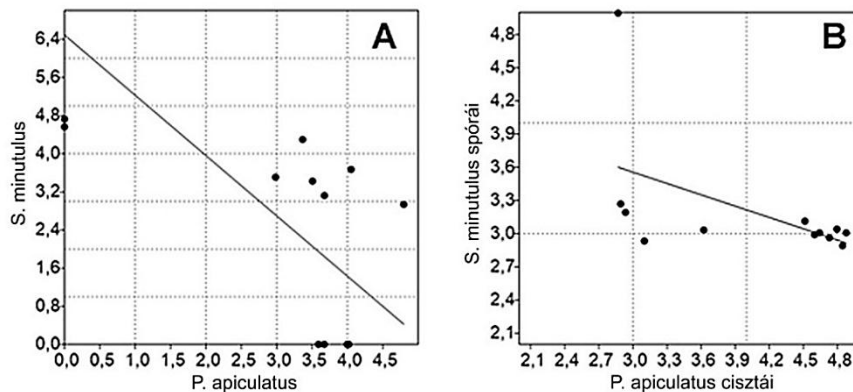


13. ábra. A fő algataxonok szezonális változásai a Német-zugi-Holt-Körösben 2013-ban (A) és 2014-ben (B).

2014-ben januárban találtuk a legkisebb egyedszámot (13.B. ábra), hasonlóan az előző évhez. A teljes egyedszám kissé nőtt februárban és márciusban, köszönhetően a *P. apiculatus*-nak (11240 ind. L⁻¹). Megjelent a *S. minutulus* is, de elhanyagolható számú egyeddel (4680 ind. L⁻¹). Áprilisban a teljes egyedszám növekedett, amit a *S. minutulus* megnőtt egyedszáma okozott (19800 ind. L⁻¹), míg a *P. apiculatus* egyedszáma erősen csökkent (2320 ind. L⁻¹). Májusban a teljes egyedsűrűség jelentősen megnőtt, főként a kovaalgák egyedszámának gyarapodása miatt (69200

ind. L⁻¹). Májusban és júniusban a *Parvodinium umbonatum* váltotta a *P. apiculatus*-t, mint domináns páncélos ostoros faj. A teljes egyedszám maximuma júniusban volt. Ebben az időben a zöldalgák, az ostoros moszatok, a kovaalgák és a páncélos ostorosok fajai domináltak.

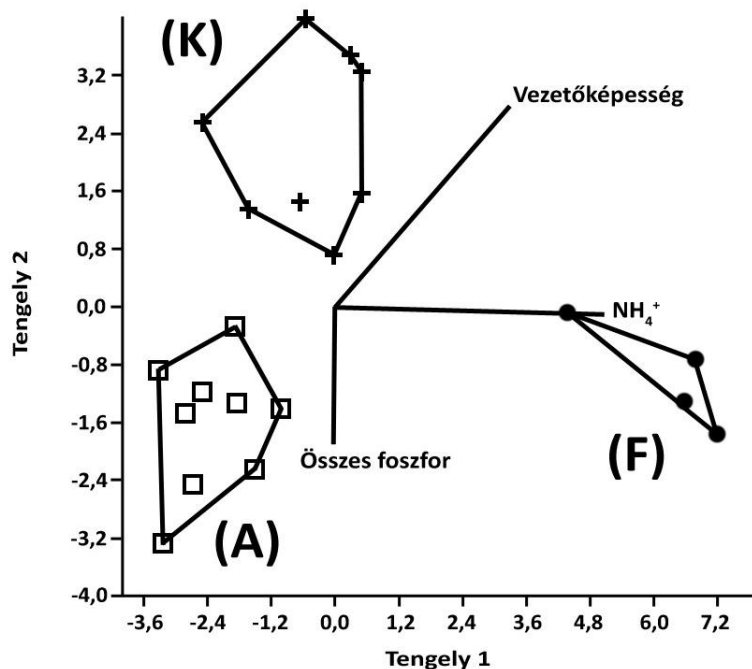
Az illesztett lineáris modell szerint negatív korreláció van a két faj abundanciája között ($r = -0,54$; $p = 0,07$), és szintén negatív korreláció van az *S. minutulus* spórái és a *P. apiculatus* cisztái között ($r = -0,51$; $p = 0,08$) 10 %-os szignifikancia szint mellett (14. ábra).



14. ábra. Az illesztett lineáris modell a Német-zugi-Holt-Körösben vizsgált két algafaj egyidejűleg jelen lévő vegetatív sejtjeinek (A), valamint cisztáinak és spóráinak (B) a korrelációjára, az adatok logaritmikus értékei szerinti feldolgozásban.

4.3. *Algataxonok időbeli és térbeli mintázatait szabályozó tényezők vizsgálata a Lázbérci-tározóban*

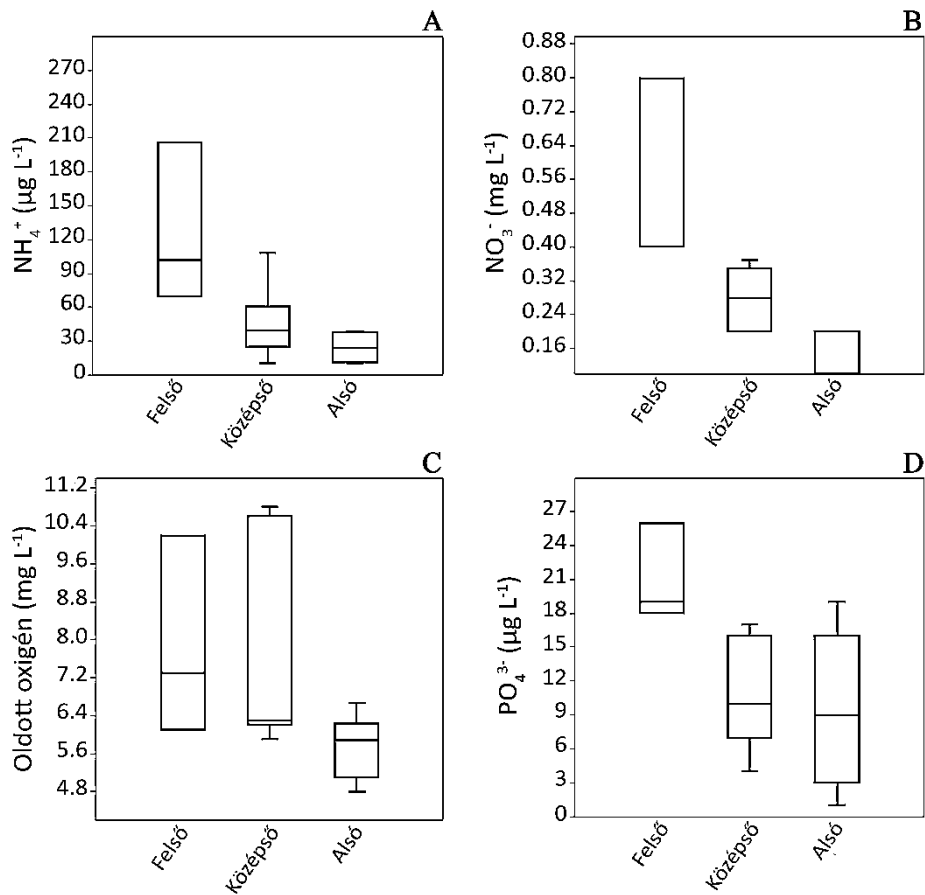
A *Microcystis aeruginosa* és a *Ceratium hirundinella* biomasszájának kanonikus varianciaanalízise az összes foszfor (TP), az ammónium-ion (NH₄⁺) és a vezetőképesség vonatkozásában azt mutatta, hogy a tározó vizsgálati helyeit három különböző csoportra lehet osztani (15. ábra).



15. ábra. A kanonikus varianciaanalízis eredménye a Lázberci-tározó és a főbb abiotikus változók vonatkozásában. Az első tengely szignifikáns ($p < 0,0001$) volt, és a teljes variancia 74,76 %-át adta. A második tengely szintén szignifikáns volt ($p < 0,0001$) és a teljes variancia 25,24 %-át magyarázta. Az adott mintavételi helyen: nincs vizsgált faj: tele kör (•); csak a *C. hirundinella* van jelen: kereszt (+); a *M. aeruginosa* és a *C. hirundinella* együtt van jelen: üres négyzet (□).

A tározó felső részén (F) lévő mintavételi helyek – melyekre jellemző volt a nagy ammónium-koncentráció – korreláltak azokkal a helyekkel, ahol sem a *M. aeruginosa*, sem a *C. hirundinella* nem volt jelen. A mintavételi helyek második csoportját – a tározó középső részét (K) – a nagy vezetőképesség és csak a *C. hirundinella* jelenléte jellemezte. A harmadik csoportban olyan helyek voltak – a tározó alsó része (A) – ahol mindkét faj jelen volt, és az elkülönülésük az kis foszfortartalom alapján (15. ábra).

Az ammóniumion, a nitrácion és az ortofoszfácion átlagos koncentrációja alapján a mintavételi helyek két csoportra különültek (16. ábra).



16. ábra. A kémiai változók a Lázberci-tározó különböző részein (felső, középső, alsó régió): **A** = NH_4^+ ; **B** = NO_3^- ; **C** = Oldott oxigén; **D** = PO_4^{3-} .

Az első csoport a felső régió mintáiból állt, amelyekben nem volt jelen sem a *C. hirundinella* sem a *M. aeruginosa*, ugyanakkor nagy volt az ammóniumion, a nitrácion és az ortofoszfácion koncentrációja is. A második csoport a középső és az alsó régiókból származott, ahol a *C. hirundinella* vagy önmagában fordult elő, vagy olyan helyekről, ahol

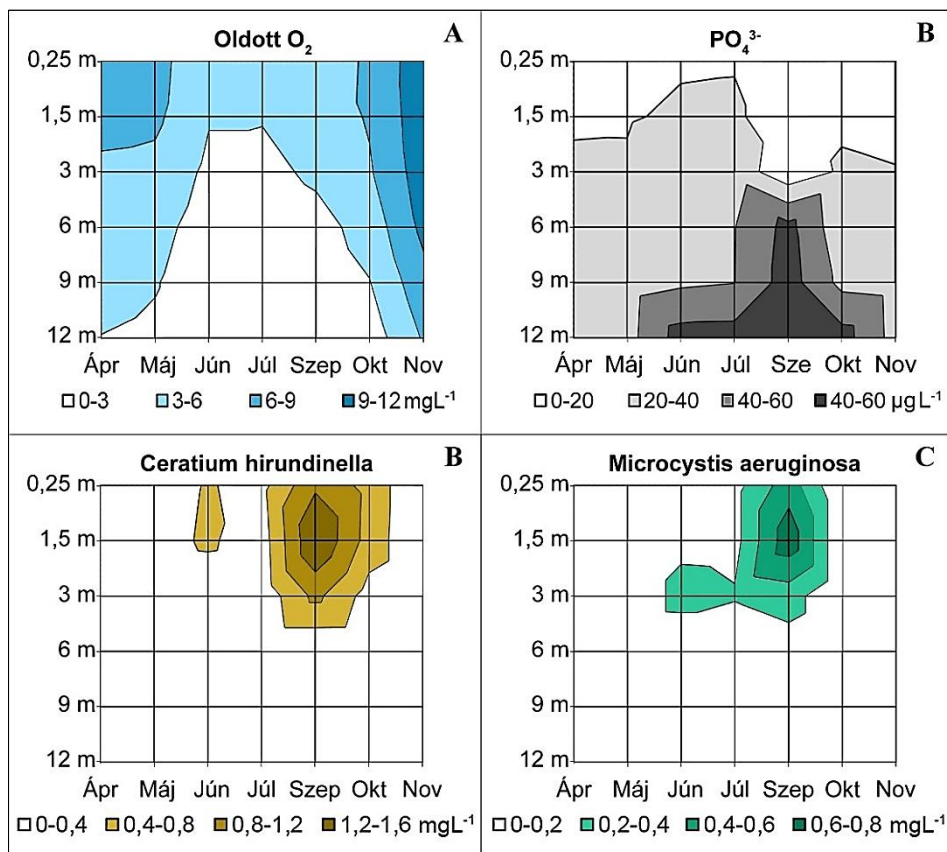
mindkét faj megtalálható volt. A második csoportban az ammóniumion, a nitrition és az ortofoszfátion kis koncentrációban volt jelen (16. ábra).

Az oldott oxigén átlagos koncentrációja alapján a mintavételi helyek két csoportra váltak szét (16.C. ábra). Az oldott oxigén nagyobb koncentrációja volt jellemző azokra a helyekre, ahol a két faj közül egyik sem fordult elő, vagy azokra, ahol a *C. hirundinella* önmagában fordult elő. A kisebb oldott-oxigén-koncentrációt azokon a helyeken mértük, ahol mindkét faj megtalálható volt.

Megvizsgáltuk továbbá azokat a változókat, amelyek a két faj együttes előfordulását befolyásolták a tározó alsó részén, különös tekintettel a kis oldott-oxigén-koncentrációra. Áprilisban a tározó felső rétegeiben viszonylag sok volt az oldott-oxigén mennyisége, ugyanakkor a mélyebb rétegekben (2,5m mélység alatt) a meder aljáig is mértünk kisebb értékeket. Májusban az oldott-oxigén-szint kicsi ($0-3 \text{ mg L}^{-1}$) volt a tározó alsó részén (9 m mélység alatt) (17.A ábra). Júniusban és júliusban a csekély oldott-oxigén-tartalom a sekélyebb részekre is jellemző lett (1,5 m-ig). Szeptemberre a kis oldott-oxigén-tartalmú zóna ismét 3 m alá helyezkedett el, majd októberben ismét a 9 m-es mélységű vízrétegek alatt volt kimutatható. Novemberben a teljes vízoszlop oldott-oxigén-tartalma jelentősen nagyobb volt az év előző időszakához képest.

Áprilisban, májusban és júniusban az ortofoszfátion koncentrációja mind a felszín közelében, mind a mélyebb vízrétegekben jellemzően kicsi volt (17.B ábra). Megfigyelhető, hogy az ortofoszfátion koncentrációja júniusban és júliusban nagyobb lett, szinte az egész vízoszlopban (17.B ábra). Szeptemberben az ortofoszfátion-hiányos vízréteg kb. 4 méter mélyen volt (17.B ábra), s ezt a réteget a vizsgált fajok tömeges

előfordulása jellemezte (17. ábra, C, D). Áprilisban és májusban a *C. hirundinella* egyik mélységben sem fordult elő (17.C ábra).



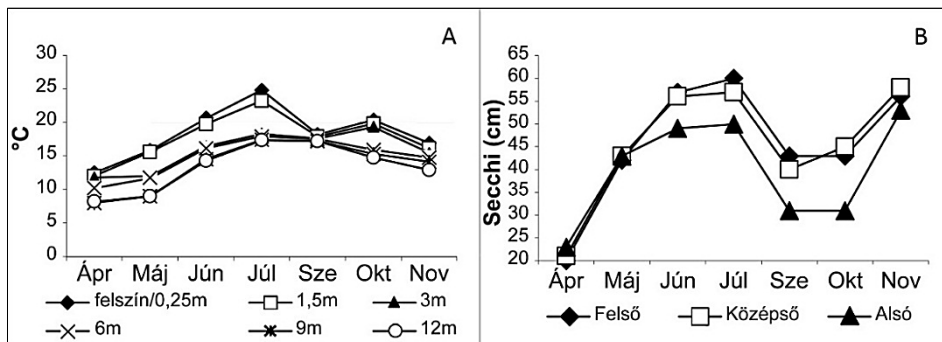
17. ábra. Az oldott oxigén (A) és a PO₄³⁻ (B) mennyisége, ill. a *C. hirundinella* (C) és az *M. aeruginosa* (D) biomasszája a Lázbérci-tározó alsó részének különböző mélységeiben.

Júniusban az algafajok kisebb mennyiségben fordultak elő a felső két mintavételi mélységben, míg júliusban ismét eltűntek a vízszlopból. Szeptemberben a *C. hirundinella* biomasszája mindhárom felső mintavételi mélységben jelentős mennyiségű lett, 1,5 m-nél elérte a vizsgálati időszak maximális értékét (1,6 mg L⁻¹). Októberben a *C.*

hirundinella csak a két felső mintavételi mélységben fordult elő, csekély biomassza mellett.

Áprilisban és májusban a *M. aeruginosa* egyik mélységben sem fordult elő (17.D ábra). Júniusban a faj mérsékelt egyedszámban, 3 m-es mélységben fordult elő, s ez júliusban változatlan maradt. Szeptemberben a *M. aeruginosa* biomasszája minden mélységben jelentősen megnőtt 3 m-ig, s 1,5 m-en érte el a maximális értéket ($0,8 \text{ mg L}^{-1}$). A faj októberben és novemberben nem volt megtalálható.

Áprilisban volt a víz hőmérséklete a legalacsonyabb, s minden vízrétegben júliusban érte el a maximális értéket. Ekkorra a felszín közeli és az 1,5 m-es réteg hőmérséklete magasabb volt, és teljesen elkülönült a mélyebb rétegek hőmérsékletétől. Szeptemberben az összes réteg hőmérséklete azonos értékre csökkent (18.A ábra). Októberben a víz hőmérséklete a felszínen, 1,5 m-en, és 3 m-en kissé nőni kezdett, miközben az összes többi rétegben csökkent. Novemberben az egész víztest hőmérséklete közel azonos értékre esett vissza.



18. ábra. A hőmérséklet és az átlátszóság idő- és mélységbeli változásai a Lázbérci-tározóban: **A** = hőmérsékleti változások különböző mélységekben a tározó alsó régiójában; **B** = Secchi-átlátszóság szerinti mélységváltozások a tározó különböző régióiban.

A víz átlátszósága áprilisban volt a legcsekélyebb mindhárom mintavételi régióban (felső, középső, alsó), majd májusban jelentősen megnőtt (18.B ábra). Júniusban és júliusban a mintavételi helyeken tovább nőtt a víz átlátszósága, míg szeptemberben a lehullott csapadék következtében jelentősen lecsökkent (18.B. ábra). Októberben a víz átlátszósága a középső mintavételi régióban nőtt, míg a felsőben és az alsóban továbbra is csekély maradt. A víz átlátszósága novemberben mindhárom vizsgált helyszínen nagy volt.

5. Eredmények értékelése

5.1. *Antropogén hatások vizsgálata abiotikus tényezők segítségével a Tóción*

Munkánk során önálló és összetett antropogén terhelésekkel és azok vízminőségre gyakorolt hatásaival foglalkoztunk, valamint ezek kölcsönhatásainak az elemzésével egy olyan vízfolyáson, amely eredése természetes környezetben van, majd városi területen folyik keresztül. A kutatás a terhelések mintázatának, ezek kombinációinak és interakcióik természetének vizsgálatán alapult.

A tavaszi időszakban a mintavételi helyeket a főkomponens-analízis alapján három csoportba sorolhatjuk (8. ábra). Az I. csoportba tartozó mintavételi helyek elkülönülésének alapja az igen nagy nitrát- és nitrition-koncentráció. A nitrit- és a nitrátformák együttes jelenléte külső forrásból való származásra utal, hiszen a mezőgazdaságban használt nitrogéntartalmú műtrágyák nitrogéntartalma jellemzően nitritként és nitrátként detektálható a kisebb vízfolyásokban (Yaqoob és mtsai. 1992; van Cleemput és Samater 1996). Az F7, F8 és F9 helyre jellemző nagy nitrátion tartalom az eredés környéki mezőgazdasági területeken (Felsőszakasz) a nitrát tartalmú műtrágyák használatával magyarázható. Ennek következtében megnövekszik a talajvíz és a felszíni lefolyás nitrátion-tartalma (Bouchard és mtsai. 1992; Savci 2012), ami sok helyen a minimális vagy a nem létező pufferzónával magyarázható. A pufferzóna olyan sáv a védett terület határán, amely mérsékli vagy megóvja azt a kedvezőtlen hatásoktól. Ebben az esetben azok a területek minősülnek annak, melyek a mezőgazdasági művelés alatt álló földek és a vízfolyás között vannak, elválasztva azokat egymástól. A megfelelően nagyméretű

pufferzóna a mezőgazdasági művelésben alkalmazott kemikáliák és műtrágyák csurgalékvizek általi bemosódásának arányát csökkentik, vagy teljesen meggátolják (Chaplot és mtsai. 2004). A pufferzónák szűrő hatása akkor igazán jelentős, ha növényzet van rajtuk (Sahu és Gu 2009). Az A3 mintavételi helyen megjelenő nagy nitrátion-koncentráció a nagyvárosi területen (Alsó-szakasz) a vízfolyásba érkező városi csatornahálózat csapadékvíz-bevezetéseinek köszönhető. Ugyanis elvezethetnek nitráttal terhelt csurgalékvizet (pl. kertekből, parkokból), valamint az ipari tevékenységekből és a közlekedés kipufogógázaiból származó, a levegőből kiülepedett, nitrogén-oxidokat tartalmazó csapadékot is (Cole és mtsai. 1993). Az ilyen jellegű terhelés jelentősen megnőhet heves esőzések idején (Buda és DeWalle 2009). A II. csoportba tartozó helyek elkülönülését a nagy ortofoszfátion-koncentráció adja. Az élőlények az életfolyamataikhoz az ortofoszfátionokat nagyon gyorsan felhasználják, ezért annak koncentrációja rendkívül gyorsan változhat. Ugyanakkor a Liebig-féle minimum-elv értelmében az ortofoszfát-ion az eutrofizáció elsődleges gerjesztője lehet. Az F1 és az F3 mintavételi helyre jellemző nagy ortofoszfátion-koncentráció az eredési ágak körüli mezőgazdasági területek (Felső-szakasz) művelésével kapcsolatos foszfát tartalmú műtrágyák használatára utal. Mivel a szántóföldek mellett nincs megfelelő szélességű pufferzóna, így az a csapadékvízzel nagy területen, nem pontszerűen, akadály nélkül jut a vízfolyásba (Daniel és mtsai. 1998). A nagyvárosi A2 mintavételi hely, ahol a terület csapadékvize a vízfolyásba érkezik, szintén nagy ortofoszfátion-tartalommal jellemezhető, mely lokális szennyezésre utal, mivel sem a mintavételi hely felett, sem alatta nem volt jellemző a nagy ortofoszfátion-koncentráció. Az 1980-as évek

óta elérhetőek a foszformentes mosó- és mosogatószeres, ellenben a háztartások foszfor kibocsátása így is jelentős (Kristensen és mtsai. 2005). A III. csoportba tartozó mintavételi helyekre jellemző az igen kis nitrition-, nitrátion- és ortofoszfátion-koncentráció, ami a kisvízfolyás természetközeli állapotát jelzi.

A főkomponens-analízis szerint a nyári időszak volt a legváltozatosabb a vizsgált évszakok között. Hat csoportot tudunk elkülöníteni (9. ábra). Az I. csoportba tartozó mintavételi helyek elkülönülését a nagy nitrátion- és nitrition-koncentráció okozza. Az F5, F6 helyre jellemző nagy nitrátion-tartalom az eredés környéki mezőgazdasági területekről (Felső-szakasz) a nyári nagy esőzések következtében és a pufferzónák hiányában bemosódó műtrágyahasználatból származó jelentős és folyamatos nitráatterhelést jelzi. Ezeken a helyeken a nagy nitrition-koncentráció az anaerob baktériumok jelenlétét mutatja oxigénhiányos környezetben, melyek a nitrition képződését segítik elő a nitrátionnal szemben a denitrifikáció folyamata során (Ruiz és mtsai. 2005). Szintén az I. csoportba tartozik az K5-ös mintavételi hely, amely a kisvárosi területen (Középső-szakasz) található. Itt ugyancsak jellemző a nagy nitrition- és nitrátion-koncentráció, ezek együttes jelenléte egyértelműen külső forrásra (Vrzel és mtsai. 2016) – a kisváros csapadékvízgyűjtő rendszerének bevezetésére – utal. A II. csoport mintavételi helyeinek elkülönülését a nagy ortofoszfátion- és nitrition-koncentráció adja. A csoportba tartozó két mintavételi hely nagyobb távolságra van egymástól, viszont mind a két helyre jellemző a lelassuló folyás következtében a szerves anyagok nagy mennyiségű felhalmozódása, ami magyarázza a nagyobb ortofoszfátion-koncentrációt (Patrick Jr és Khalid, 1974). Ugyanakkor a hosszabb ideig

tartó oxigénszegény időszakot a nagy koncentrációjú nitrition jelzi (Abeling és Seyfried 1992). A III. csoportra jellemző a kis nitrátion-koncentráció mellett a kicsi nitrition-koncentráció is, jelezve hogy a csoportba tartozó mintavételi helyek környezetében nem éri terhelés a vízfolyást, a csekély érték az alföldi vízfolyások alapvető karaktere (Heathwaite és Johnes 1996). A IV. csoportba tartozó mintavételi helyek elkülönülését a kis nitrátion-koncentráció adta. Az azonos területen (Felső) előforduló kifejezetten nagy (F5, F6) és kicsi (F2) nitrition-koncentrációk azt mutatják, hogy egymáshoz viszonylag közel lévő mintavételi helyek között is jelentős különbségek vannak, és jól kimutathatók a kisvízfolyást érő terhelések. Az V. csoportra jellemző a kis nitrition-koncentráció. A csoporthoz tartozó mindkét mintavételi hely nagyvárosi környezetben van. A redukáltabb nitrogénforma hiánya áramlóvizes és oxigéntelítettebb viszonyokra utal (Stratton és McCarty 1967). A VI. csoportba tartozó mintavételi helyekre jellemző a nagy nitrátion-, valamint a kis nitrition-koncentráció. E csoport helyei földrajzilag nagy távolságra vannak egymástól, a főkomponens-analízis alapján mégis azonos csoportba sorolhatjuk őket. Hasonlóságuk magyarázata az ásványi-nitrogén-bevitel, ami oxigéndús, áramló vizes környezetben játszódik le, ahol nitrition nem képződik vagy gyorsan tovább alakul nitrátionná (Bansal 1976).

Az őszi időszakban a mintavételi helyeket a főkomponens-analízis alapján négy csoportba sorolhatjuk (10. ábra). Az I. csoportba tartozó helyek elkülönülését a nagy nitrátion- és nitrition-koncentráció adta. Mind a két ide tartozó hely a mezőgazdasági területen (Felső-szakasz) lévő egyik eredési ágon van, ahol igen csekély pufferzóna választja el a termőföldeket a vízfolyástól, ez magyarázza a nagy nitrátion-koncentrációt (Heathwaite

és mtsai. 1998). Ráadásul a vízfolyás eredési ágainak talajvíz-utánpótlása az őszi időszakban is gyakran elapad, így a meder kiszárad. Ilyenkor a megmaradó vízzel borított állóvízszerű foltokra jellemző lesz az anaerob állapot, ami kedvez a nitrition képződésének. A II. csoport elkülönülését a nagy nitrition- és ortofoszfátion-koncentráció okozza. Ez a két ion jelentős mennyiségben oxigénszegény környezetben, szerves anyagok lebomlása közben jelenik meg (Meinholda és mtsai. 1999). A csoport mintavételi helyei a mezőgazdasági területen (Felső-szakasz) lévő eredési ágakon, a kisváros utáni részen (Középső-szakasz), valamint a nagyvárosi területen (Alsó-szakasz) egymástól igen nagy földrajzi távolságban találhatók. A III. csoportba tartozó mintavételi helyekre jellemző a kis nitrition és ortofoszfátion-koncentráció. A helyek közül több is nagy földrajzi távolságra van a csoport többi tagjától. Az alacsony ortofoszfátion- és nitrition-koncentráció jelzi, hogy a víz ezeken a helyeken áramlik, ennek következtében jó oxigénellátottságú. Ugyanakkor nincs nagy mennyiségű szerves anyag sem benne, ami anaerob viszonyok között bomlana el. Az alacsony ortofoszfátion koncentráció mutatja, hogy a vízfolyást ezeken a helyeken nem éri foszfáttartalmú műtrágya terhelés (Osborne és Kovacic 1993). Mindez az ilyen típusú vízfolyás tipikus tulajdonságait jelzi. A IV. csoportot alkotó mintavételi helyek elkülönülése a kis nitrátion-koncentráción alapszik, ami az áramló vízre utal ezeken a területeken, szintén kedvező állapotokat jelezve.

Vizsgálataink alapján elmondható, hogy a tanulmányozott vízfolyás mintavételi helyeinek elkülönülését legnagyobb mértékben befolyásoló fő változók koncentrációi (nitrit-, nitrát- és ortofoszfát-ion) igen változatosan alakultak a különböző mintavételi helyeken – mind azonos időszakban,

Szintén nem különíthetők el egymástól egy-egy karakterisztikus változó alapján a különböző szakaszok (Felső-szakasz, Középső-szakasz, Alsó-szakasz). Egy adott évszakban történt vizsgálat során is azt tapasztaltuk, hogy az egyes szakaszokon belül az egyes mintavételi helyek között is markáns eltérések vannak.

5.2. *Algataxonok dominancia-viszonyaira ható abiotikus tényezők vizsgálata a Német-zugi-Holt-Körösön*

A vizsgált víztérben a hidegvízi páncélos ostoros *Palatinus apiculatus* és a kovaalga *Stephanodiscus minutulus* is tavasszal nagy mennyiségben fordult elő, ami lehetőséget biztosított esetükben az életsiklus-átmenetek és a hőmérséklet közötti kapcsolat vizsgálatára. Többéves időskálán eredményeink a páncélos ostorosok és a kovaalgák közötti évenként változó dominanciájáról tanúskodnak, jóllehet a kovaalgák legnagyobb egyedszáma háromszorosa a páncélos ostorosokénak. Az eredményeket úgy értelmeztük, mintha az életsiklus-kölcsönhatások, a hőmérséklet és a fajok közötti versengés eredményeznék az évek közötti variabilitást.

A vizsgált háttérváltozók értékeinek alakulása a Német-zugi-Holt-Körösben 2013-ban és 2014-ben hasonlóan alakult. Nem találtunk szignifikáns különbséget egyik változó esetében sem a két vizsgált év értékei között

A vizsgálati időszak kezdetén, 2013. januárban, befejeződött a *P. apiculatus* ciszták nyugalmi periódusa, és a szokatlanul enyhe idő (6 °C hőmérséklet) kedvező volt a cisztából való kifejlődéshez, s így a ciszták csírázó sejtekké alakultak (12.A. ábra). A cisztából való átalakulás folyamata a *P. apiculatus* kezdeti sejtszámcsúcsát eredményezte

februárban. Később a viszonylag hideg idő korlátozta a növekedési ütemet februárban és márciusban. Áprilisban a magasabb hőmérséklet (9 °C-ig) a vegetatív sejtek számának gyors növekedését eredményezte (12.A. ábra). A sejtszám növekedése egy második csúcsot eredményezett április elején. Bizonyos jellemzők, például a gyenge fényviszonyokhoz való alkalmazkodás, a mixotrófia, valamint a legelő szervezetek hiánya magyarázhatják a *P. apiculatus* egyedeinek nagyszámú jelenlétét. A vegetatív sejtek számának május végén tapasztalt csökkenését részben a cisztaképzés kezdete okozta (12.A. ábra). Ilyenkor a vegetatív sejtek nyugvó ciszta állapotba alakulnak. A ciszták a mederfenékre süllyednek, ahol a következő évig érnek, amikor a ciklus újra kezdődik.

A vegetatív páncélos ostorosok növekedése alacsonyabb hőmérsékleten (8 °C) kezdődik, mint a cisztaképzésük (14 °C). A gyors hőmérsékletnövekedés következtében a cisztaképződés viszonylag korán elkezdődik, még mielőtt a vegetatív páncélos ostorosok képesek lennének kialakítani a tavaszi tömegprodukciónkat (12.C. ábra). Ilyen esetben a *P. apiculatus*-nak rövid ideje van növekedni, ami kovaalga-dominanciájú tavaszi alga-tömegprodukciónhoz vezethet (13.B. ábra). Ezzel szemben a hőmérséklet tavaszi lassú növekedése lehetővé teszi a vegetatív páncélos ostoros sejtek elszaporodását, és késlelteti a cisztaképződésüket. Ilyenkor a vegetatív páncélos ostorosok tavasszal létrehozzák a tömegprodukciónkat, mielőtt a cisztaképződésük megkezdődne, ami a páncélos ostorosok által uralt évet eredményez (13.A. ábra). Ezért kijelenthetjük, hogy esetünkben tavasszal a lassú hőmérsékleti növekedés a meghatározó tényező.

5.3. *Algataxonok időbeli és térbeli mintázatait szabályozó tényezők vizsgálata a Lázberci-tározóban*

Az ökológiai közösségeket számos sztochasztikus és determinisztikus folyamat alakítja. Úgy gondolják, hogy azonos trofikus szinten két determinisztikus folyamatnak van jelentős szerepe a fajok együttélésének meghatározásában: a fajok közötti kompetíciónak és az élőhelyei feltételeknek, mint szűrő funkciónak – amikor is a fajok kizáródnak a közösségből, mivel adott élőhelyi viszonyok között nem képesek túlélni és szaporodni. E folyamatoknak a különféle szituációkban betöltött viszonylagos jelentőségére vonatkozó általános szabályok továbbra is nagymértékben megoldatlanok. A cianobaktériumok tömegprodukciónak okozó tényezők azonosítása fontos első lépés az ivóvíztározók vízminőségi problémáinak kezelésében.

Az alga-tömegprodukciónak kialakulását és folyamatainak összetettségét nem lehet teljesen megérteni költséges mezokozmosz- vagy mikrokozmosz-modellkísérletekkel. Rendkívül fontos tehát, hogy megértsük azokat a jelenségeket, amelyek a tározókban természetes körülmények között előfordulnak, majd tapasztalatainkat – mint egy modellt – más vízterekre alkalmazzuk. Így képesek leszünk megérteni az alga-tömegprodukciónak kialakulását szabályozó különböző ökoszisztéma-folyamatokat, valamint azt, hogy ezek miként működnek és hogyan reagálnak a különböző bemenetekre.

A kémiai változóknál elvégzett kanonikus varianciaanalízis (CVA) alapján az egyes mintavételi helyek és a hozzájuk kapcsolódó két algafaj előfordulása elkülönül a tározó területén. A tározó három különböző régióra osztható fel. Különálló csoportot képeznek azok a minták, amelyek

a tározó felső régiójából (F) származnak, itt az év folyamán a két faj egyike sem fordult elő. A tározó középső régiójából (K) származó minták is külön csoportot képeztek, ezeken a helyeken csak a *Ceratium hirundinella* fordult elő. A tározó alsó régiójára (A) a *C. hirundinella* és a *Microcystis aeruginosa* együttes előfordulása volt jellemző.

A vizsgált taxonok együttes előfordulásában meghatározó jelentőségű abiotikus tényező volt az ammóniumion- és az ortofoszfátió-koncentráció, a vezetőképesség, a kialakuló oxigénhiány, a vízhőmérséklet, a megváltozott fényáteresztési és zavarossági viszonyok, ugyanakkor a légköri nitrogénnek is fontos szerepe volt a nitrogénkötő cianobaktériumok tömegprodukciónjában.

Egész évben azokon a mintavételi helyeken volt a legnagyobb az ammóniumion-koncentráció, ahol a vizsgált fajok egyike sem fordult elő. Itt találtuk továbbá a legnagyobb változást is az ammóniumion-koncentrációban a vizsgálati időszak alatt. Az ammóniumion-koncentráció éves átlaga szignifikánsan kisebb volt azokon a mintavételi helyeken, ahol csak a *C. hirundinella* fordult elő. Az ammóniumion-koncentráció azokon a mintavételi helyeken volt a legkisebb, ahol mindkét vizsgált faj előfordult.

Az egész év átlagát tekintve az ortofoszfátió koncentrációja a legnagyobb volt azokon a mintavételi helyeken, ahol a vizsgált fajok egyike sem fordult elő. Az ortofoszfátió-koncentráció éves átlaga szignifikánsan alacsonyabb volt azokon a mintavételi helyeken, ahol csak a *C. hirundinella* fordult elő. A legalacsonyabb viszont azokon a mintavételi helyeken volt, ahol mindkét faj előfordult, itt változott leginkább az ortofoszfátió koncentrációja a vizsgálati időszak alatt.

A tározó alsó régiójában volt a legnagyobb az algabiomassza, ugyanakkor itt a tápanyag-koncentrációk kicsik voltak, mivel a nagy mennyiségű élőlény felhasználta azokat, csökkentve ezzel a víztestben a tápanyagok mennyiségét.

A vizsgálati időszak alatt kialakuló nyár végi hideg, esős időjárás a tározóban a direkt rétegzettség megszűnését eredményezte. A megelőző időszakban az üledékfelszín közeli vízrétegek anoxikussá váltak, mely lehetőséget biztosított arra, hogy az üledékből nagy mennyiségű foszfát szabaduljon fel, és a hipolimnionban felhalmozódjon. A felkeveredéssel a hipolimnion foszfáttartalma feljutott a felső vízrétegekbe is, mely a nitrogénszegény környezetben elősegítette a cianobaktériumok tömegtermelését. Saját vizsgálataink alapján így kijelenthetjük, hogy pozitív kapcsolat van a nyári esőzések gyakoriságának növekedése, s ebből fakadóan a rétegződés megszűnése, és a belső foszfor-felszabadulás, valamint a cianobaktérium tömegtermelés között. A hideg, esős időjárás okozta felkeveredés lecsökkentette a víztérre jellemző átlátszóságot, amit a megnövekedett cianobaktérium biomassza tovább fokozott, így kedvezett a *C. hirundinella* tömeges elszaporodásának.

Tanulmányunkat prediktív eszközként is lehet használni az interdiszciplináris ökoszisztéma-menedzsment támogatására, mivel segítséget nyújthat a különféle gazdálkodási döntések következményeinek áttekintésében és előrejelzésében. Javasoljuk, hogy a vezetői döntések esetében a mezotróf/eutróf tározók vízforgalmi folyamatainak irányítása kapjon nagyobb figyelmet. Az anaerob körülmények kialakulása következtében ugyanis a víztér fenekéről nagy mennyiségű foszfor szabadul fel, ezért a nagy foszfor tartalmú vizeket időnként el kell engedni

a hipolimnionból. Különösen fontos lehet ez a nyári hónapokban, a tartós esőzések előtt, így megelőzve a cianobaktériumok és/vagy az algák nemkívánatos tömegprodukciónak.

6. Összefoglalás

6.1. *Antropogén hatások vizsgálata abiotikus tényezők segítségével a Tóción*

Eredményeink alapján elmondható, hogy a vizsgált vízfolyás mintavételi pontjainak elkülönülését legnagyobb mértékben befolyásoló fő változók koncentrációi (nitrit-, nitrát- és ortofoszfátió) igen változatosan alakultak a különböző mintavételi helyeken – mind azonos időszakban, mind a három évszakra vonatkoztatva (19. ábra). Nincs egyetlen olyan mintavételi hely sem, ahol valamennyi vizsgált évszakban ugyanaz lenne az élőhely jellemzőit és vízminőségi állapotát befolyásoló fő változó. Szintén nem különíthetők el egymástól egy-egy karakterisztikus változó alapján a különböző szakaszok (Felső-, Középső- és Alsó-szakasz). Még egy-egy évszak vizsgálata során is azt tapasztaltuk, hogy az egyes szakaszokon belüli mintavételi pontok között is markáns eltérések vannak. A legváltozatosabb képet nyáron találtuk (9. ábra), amikor a főkomponens-analízis alapján 6 csoportot különítettünk el. A legkevesebb csoportot pedig tavasszal állapíthattuk meg (8. ábra). A csoportokat alkotó mintavételi pontok szinte minden esetben a három szakasz közül legalább kettőhöz tartoztak. A vízfolyás vízminőségi állapotát ugyanazon a szakaszon nagyon különböző feltételek és hatások határozzák meg.

A napjainkban használatos vízminősítési rendszerek, amilyen az EU VKI is, költséghatékonyan és egyszerűen próbálják kezelni a víztesteken történő mintavételeket – mind a mintavételek, mind a minták számát figyelembe véve. Ez a kisvízfolyások esetében sokszor csak egy-két mintavételi pontot jelent a monitorozás és minősítés során. Munkánk során

igen nagy változatosságot találtunk a mintavételi pontok között a vizsgált kisvízfolyás esetében (2. táblázat).

- Sokféle antropogén hatásnak kitett vízfolyás:
 - mezőgazdasági területek környékén ered,
 - és érint egy regionális nagyvárost is.
- Az alföldi ér típusú kisvízfolyások karakteres képviselője:
 - unikális élőhelynek tekinthető,
 - jelentős befolyása van a köré szerveződött tájra.
- Időszakos vízfolyásként kevés ismeretünk van róla.

2. táblázat. A Tóció, mint vizsgálandó víztér kiválasztásának szempontjai.

A főkomponens-analízis alapján sokszor kis földrajzi távolságon belül is eltérő mértékű terhelést találtunk. A vízfolyás minőségi állapota és a terhelés mértéke nem csak földrajzi távolságok alapján, de időben is változott. Ugyanarra a mintavételi helyre igen sok esetben más terhelés volt jellemző a különböző évszakokban.

A különböző antropogén terhelések nem egy jól elhatárolható nagyobb területen és nem állandóan jelentkeztek a Tóció mentén. Minden egyes régióban találunk olyan kisebb szakaszokat, ahol nem jelenik meg terhelés a vizsgált évszakokban. Ilyen a Tóció forráságainak összefolyása utáni terület, ahol minden évszakban természetközeli állapotot találtuk. Ugyanakkor azt is kijelenthetjük, hogy a vizsgált kisvízfolyás több része jelentős és változatos antropogén hatásnak van kitéve. A forráságak mentén markánsan megjelenik az elégtelen pufferzónával övezett mezőgazdasági területek terhelése, aminek mértéke és helye évszakonként változik. Különböző mértékben kimutatható a 35-ös számú főút csapadékvizének a Tócióba vezetése által okozott terhelés a Tóció egyik

forráságán. Bár a kisvízfolyás aszályosabb időben rendszerint vízhiánnyal küzd – gyakran ki is szárad – ennek ellenére a vízutánpótlást nem csak mennyiségi oldalról kell megközelíteni, az ökológiai vízigénynek minőségi oldala is van. A Tóción több helyen találunk duzzasztásokat, melyek az áramló vizet szinte állóvá alakítják. A Tóció alsóbb részén a vízfolyás a 'modern városi problémáktól' is szenved: medrét több helyen mesterségesen alakították, találunk duzzasztást, jellemzőek a szűk átérsek, a csapadékvíz-bevezetések pedig ugyancsak jelentős terhelést jelentenek. Mindez igen sok esetben az alföldi ér vízminőségi állapotának változását, és természetes jellegének elvesztését eredményezi. Vizsgálatunkkal igyekeztünk rámutatni, hogy egy kisvízfolyás esetén is fontos a nagyobb részletességű monitorozás, mint amit esetükben például az EU VKI előír.

6.2. *Algataxonok dominancia-viszonyaira ható abiotikus tényezők vizsgálata a Német-zugi-Holt-Körösön*

A kovaalgákat erősebb kompetitoroknak tartják a páncélos ostorosokkal szemben, mégis az évenkénti dominancia tavasszal jellemzően a hidegvízi kovaalgák és a páncélos ostorosok között dől el a mérsékelt övi vízterekben. A vizsgált *Stephanodiscus minutulus* kozmopolita faj, ugyanakkor a *Palatinus apiculatus* gyakori a mérsékelt övben és Európa hidegebb területein is (3. táblázat).

A két vizsgált faj esetében a tápanyagok elérhetőségének szezonális különbségei nem befolyásolják az előfordulásukat, viszont eltérően reagálnak a tavaszi hőmérsékleti viszonyokra különböző életciklusuk miatt.

<ul style="list-style-type: none"> • Az évenként változó dominancia vizsgálatához elő kell fordulnia a vizsgálandó víztérben két tavaszi tömegprodukció kialakítására képes taxonnak. • Előzetes vizsgálataink alapján megtalálható volt a <i>Palatinus apiculatus</i>, és a <i>Stephanodiscus minutulus</i> is a víztérben. 	A
<ul style="list-style-type: none"> • <i>A Palatinus apiculatus</i>: <ul style="list-style-type: none"> • biológiájáról felületes ismereteink vannak, • kevés ökológiai adatunk van. • <i>A Stephanodiscus minutulus</i>: <ul style="list-style-type: none"> • kozmopolita faj, • számos változóval szemben tág tűrőképességű, • az eloszlási mintázatainak mögöttes okainak magyarázata nem ismert. • A vizsgált fajok egyenként képesek a tavaszi dominancia létrehozására. • Nem volt ismert a vizsgált fajok közötti évenként változó dominancia kialakulásának magyarázata. • Nem ismertek azok a tényezők, melyek a páncélos ostorosok és a kovaalgák életciklusát és az egyes életciklus átmeneteket szabályozzák. • A legtöbb vizsgálat a cisztaképzést befolyásoló változókra összpontosított, viszont keveset tudunk a cisztából való kifejlődési folyamatra. 	B

3. táblázat. **A** = A Német-zugi-Holt-Körös, mint vizsgálandó víztér kiválasztásának szempontjai. **B** = A vizsgált fajok kiválasztásának szempontjai a témakör tanulmányozásához.

A kis hőmérsékletváltozás a *P. apiculatus* vegetatív sejtjeinek fejlődését segíti elő, míg cisztaképződésüket késlelteti, így lehetőséget teremt tavasszal a páncélos ostorosok dominanciájának kialakulásához. Ellenben a gyorsan emelkedő tavaszi vízhőmérséklet sietteti a *P. apiculatus* cisztaképződését, ami a kovaalga-dominanciát segíti elő. Számos tanulmány foglalkozott a fajok kitartó képleteinek képzésére ható

tényezőkkel, ugyanakkor az életciklus és a dominancia változó kialakulásának megértéséhez ugyanolyan fontos az életciklusok egyik meghatározó fázisát, a vegetatív sejtek cisztából való kialakulásának feltételeit is ismerni. Szeretnénk hangsúlyozni, hogy a jövőbeli tanulmányoknak többet kellene a szervezetek biológiai tulajdonságaira is összpontosítani az algaplanktonfajok esetében is. Ezek a sajátosságok hosszú evolúciós folyamatok során fejlődtek ki, így ez lehet egy adott faj biotikus potenciálja – azaz a lehető legmagasabb életképességi mutatója –, amikor legnagyobb a születési és legkisebb a halálozási arány. Egy adott faj előfordulásának megértéséhez elengedhetetlen a biológiai tulajdonságainak ismerete, különös tekintettel a sok változóval szemben tágtűrésű fajoknál.

6.3. *Algataxonok időbeli és térbeli mintázatait szabályozó tényezők vizsgálata a Lázberci-tározóban*

A tározó karakterisztikus fajösszetétele és a domináns fajok által kialakított közössége a víztér fizikai és kémiai tulajdonságaitól, valamint a meteorológia körülményektől függ.

A kémiai változóknál elvégzett kanonikus varianciaanalízis (CVA) alapján látható, hogy az egyes mintavételi helyek és a hozzájuk kapcsolódó két algafaj elkülönül a tározó területén. A tározó három különböző régióra osztható fel. Különálló csoportot képeznek azok a minták, amelyek a tározó felső régiójából származnak, itt az év folyamán a két faj egyike sem fordult elő. A tározó középső régiójából származó minták is külön csoportot képeztek, ezeken a helyeken csak a *Ceratium hirundinella*

fordult elő. A tározó alsó régiójára a *C. hirundinella* és a *Microcystis aeruginosa* együttes előfordulása volt jellemző (4. táblázat).

<ul style="list-style-type: none"> • Előzetes vizsgálataink alapján a <i>Ceratium hirundinella</i>, és a <i>Microcystis aeruginosa</i> együttes előfordulásának víztere. 	A
<ul style="list-style-type: none"> • Eltérő ökológiai igényű fajok: <ul style="list-style-type: none"> • A <i>Ceratium hirundinella</i> sokféle trofikus állapotú, meleg-hideg víztérben is előfordul. • A <i>Microcystis aeruginosa</i> jellemzően eutróf állóvizekben fordul elő. • A páncélos ostorosok populációdinamikája kevésbé vizsgált víztározókban. • A <i>M. aeruginosa</i> populációinak esetében kevés információnk van a nitrogén-, a foszforkoncentráció, és a fényintenzitás együttes hatásaival kapcsolatban. • Mind a két vizsgálatra kiválasztott faj képes tömegprodukciónak kialakítására. • A <i>M. aeruginosa</i> és a <i>C. hirundinella</i> azonos élőhelyen való együttes előfordulásának pontos magyarázata jelenleg is ismeretlen. • Előfordul egyidejű tömegprodukciónak ugyanazon víztérben. 	B

4. táblázat. **A** = A Lázberci tározó, mint vizsgálandó víztér kiválasztásának szempontjai. **B** = A vizsgált fajok kiválasztásának szempontjai a témakör tanulmányozásához.

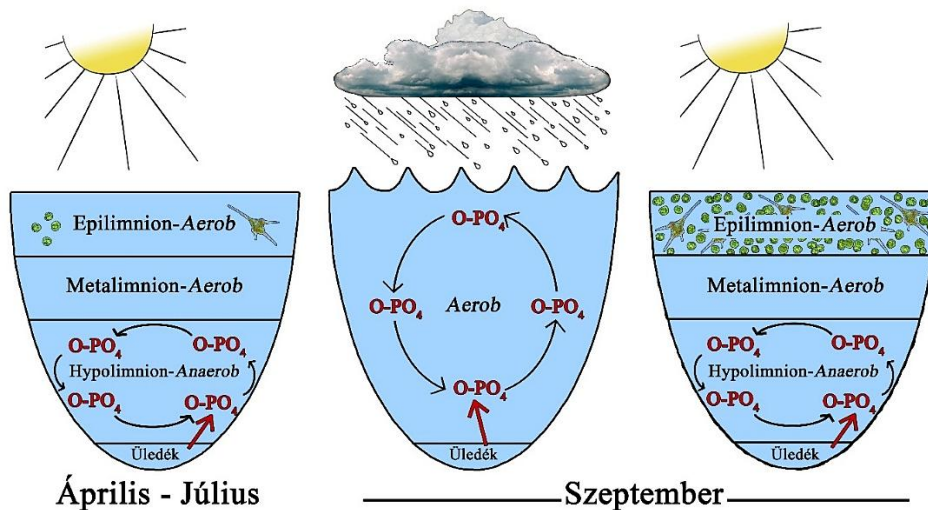
A vizsgált taxonok együttes előfordulásában meghatározó jelentőségű abiotikus tényező volt az ammoniumion- és az ortofoszfátiókoncentráció, a vezetőképesség, a kialakuló oxigénhiány, a megváltozott fényáteresztési és zavarossági viszonyok, de ugyanakkor a légköri nitrogénnek is fontos szerepe volt a nitrogénkötő cianobaktériumok tömegprodukciónak. Egész évben azokon a mintavételi helyeken volt a legnagyobb az ammóniumion-koncentráció, ahol a vizsgált fajok egyike

sem fordult elő. Itt találtuk továbbá a legnagyobb változást is az ammóniumion-koncentrációban a vizsgálati időszak alatt. Az ammóniumion-koncentráció éves átlaga szignifikánsan kisebb volt azokon a mintavételi helyeken, ahol csak a *C. hirundinella* fordult elő. Az ammóniumion-koncentráció azokon a mintavételi helyeken volt a legkisebb, ahol mindkét vizsgált faj előfordult. Az egész év átlagát tekintve az ortofoszfátion koncentrációja a legnagyobb volt azokon a mintavételi helyeken, ahol a vizsgált fajok egyike sem fordult elő. Az ortofoszfátion-koncentráció éves átlaga szignifikánsan alacsonyabb volt azokon a mintavételi helyeken, ahol csak a *C. hirundinella* fordult elő. A legalacsonyabb viszont azokon a mintavételi helyeken volt, ahol mindkét faj előfordult, itt változott leginkább az ortofoszfátion koncentrációja a vizsgálati időszak alatt.

A tározó alsó régiójában volt a legnagyobb az algabiomassza, ugyanakkor itt a tápanyag-koncentrációk kicsik voltak, mivel a nagy mennyiségű élőlény felhasználta azokat, csökkentve ezzel a víztestben a tápanyagok mennyiségét.

Vizsgálataink alapján leírtuk a cianobaktériumok és az eukarióta algák tömegprodukciónak kialakulását elősegítő okokat és folyamatokat (20. ábra). Egy szeptemberi esős, hideg időszak után az algabiomassza mennyiségének növekedését figyeltük meg. A megelőző időszakban anoxikussá vált a hipolimnion, ami a foszfor belső felszabadulását eredményezte az üledékből. Az esős időszak alatt a tározóban rövid ideig rétegzettség nélküli állapot alakult ki. Így ezek a speciális hidrológiai és éghajlati körülmények lehetővé tették, hogy a felkeveredéssel a foszfor a

felső, fotikus rétegbe kerüljön, ezáltal a cianobaktériumok és az eukarióta algák tömegprodukciója következett be.



20. ábra. A cianobaktériumok és az eukarióta algák tömegprodukcióját kiváltó folyamat a Lázbérci-tározóban.

Számos bizonyíték utal arra, hogy a rendelkezésre álló tápanyagok mennyiségi különbségei elősegíthetik a cianobaktériumok dominanciáját. Ennek magyarázata meglehetősen nyilvánvaló, hiszen a légköri nitrogént megkötni képes cianobaktérium-taxonok kompetitív előnyt élveznek kis nitrogénkoncentrációjú környezetben. Adataink alátámasztják azt a hipotézist, miszerint a kis nitrogénkoncentráció elősegíti a cianobaktériumok dominanciáját, ha elegendő foszfor áll rendelkezésre. Míg a tápanyagok koncentrációkülönbségei fontosak voltak a cianobaktériumok fejlődésének elősegítésében, a tó hidrológiai rendszere szintén fontos szerepet játszhatott a *C. hirundinella* biomasszájának növekedésében. Pozitív visszacsatolás lehetett a vízoszlop felső részében a megnőtt cianobaktérium biomassza a *C. hirundinella*-ra nézve, ugyanis

a felkeveredés következtében megváltozott fényviszonyokat a nagy mennyiségű cianobaktérium árnyékoló hatása tovább csökkentette. Az így kialakuló még kisebb átlátszóság elősegítette az fénysegregényebb viszonyokat kedvelő *C. hirundinella* elszaporodását.

7. Új tudományos eredmények összefoglalása

- Kimutattam, hogy a vizsgált alföldi ér típusú kisvízfolyás, a Tóció vízminőségi állapotát leginkább befolyásoló fő változók koncentrációi (nitrit-, nitrát- és ortofoszfátion) igen változatos és különböző mértékű antropogén terhelést jeleznek a vízfolyás mintavételi helyein – mind földrajzi távolságban, mind különböző időszakokban.

- Nincs a Tóciónak egyetlen olyan mintavételi helye sem, amely esetében valamennyi vizsgált évszakban ugyanaz lenne az élőhelyi jellemzőket és a vízminőség állapotát befolyásoló fő változó, így nem különíthetők el egymástól egy-egy karakterisztikus változó alapján a vizsgált vízfolyás különböző szakaszai (Felső-szakasz, Középső-szakasz, Alsó-szakasz).

- Leírtam, hogy a vizsgált alföldi ér típusú kisvízfolyást érő antropogén hatások a Tóció esetében milyen változásokat okoztak.

- Vizsgálataimmal rámutattam, hogy egy kisvízfolyás esetén is fontos a nagyobb részletességű monitorozás, mint amit esetükben például az EU VKI előír.

- Megállapítottam, hogy a hőmérséklet tavaszi lassú növekedése a *Palatinus apiculatus* vegetatív sejtjeinek fejlődését segíti elő, míg cisztaképződésüket késlelteti, így lehetőséget teremt tavasszal a páncélos ostorosok dominanciájának kialakulásához. Ellenben a gyorsan növekvő tavaszi vízhőmérséklet sietteti a *P. apiculatus* cisztaképződését, ami a *Stephanodiscus minutulus* tömegprodukciónak segíti elő.

- Meghatároztam, hogy milyen térbeli és időbeli mintázattal jellemezhető a *Ceratium hirundinella* és a *Microcystis aeruginosa* előfordulása a Lázbérci-tározóban.
- Azonosítottam azokat az abiotikus tényezőket, amelyek elősegítették a *Ceratium hirundinella* és a *Microcystis aeruginosa* együttes előfordulását.
- Leírtam a Lázbérci-tározóban azt a hidrológiai rendszert, ami a cianobaktériumok és az eukarióta algák tömegprodukciónak kialakulását lehetővé teszi.
- Vizsgálati eredményeimmel alátámasztottam azt a hipotézist, miszerint – a rendelkezésre álló foszfor mellett – a kis nitrogénkoncentrációk elősegítik a nitrogénkötő cianobaktériumok tömegprodukciónak kialakulását.

8. Summary

We have long and commonly used physical and chemical variables to characterize the status of our water bodies. These variables determine the nature of the given water body, the occurrence of individual organisms, and may indicate the possible direction of the ongoing processes. In many cases, they are well known for their role in aquatic processes. While it is not always clear, which specific abiotic factor or factors plays the key role in processes of aquatic or wetland habitat and the co-occurrence of a given species or assemblages?

In the case of aquatic or wetland habitats, the effects of different anthropogenic activities can significantly affect not only the quantity of water but also its quality status. Water bodies in or around settlements often suffer from the effects of modern urbanization. It is primarily manifested in unfavourable changes in their water quality status. Physical and chemical variables commonly used in water qualification, show anthropogenic effects on water. Small water bodies – such as small watercourses – are often subject to a wide range of anthropogenic impacts, but are more sensitive to climate change and anthropogenic impacts due to their size. For small watercourses, the European Union Water Framework Directive (EU WFD) calls for a comprehensive, but large-scale study.

Understanding the underlying factors behind species distribution is a central issue in ecology. We can find differences in the dominance and seasonal dynamics of the algal community of a given water body – even in successive years –, while the majority of abiotic factors are similar in every year. Despite long-term attempts to understand the factors influencing the occurrence of certain algae taxon, for most of them, we

have little or no knowledge which physical and chemical variables that play a role in species occurrence and coexistence.

My objectives are as follows:

- (i) *Investigation of anthropogenic effects on the Tóció based on abiotic factors:* (a) differentiation of different sections of a small watercourse exposed to different anthropogenic influences based on physical and chemical variables in different seasons, and (b) to identify changes caused by anthropogenic effects on the watercourse.
- (ii) *Investigation of abiotic factors affecting the relationship of algae taxon dominance in the Némét-zugi-Holt-Tisza:* (a) which abiotic factor or factors leading to the predominance of another algal community in the same water body for two consecutive years. I investigated the taxa of *Stephanodiscus minutulus* (Kützing) Cleve & Möller and *Palatinus apiculatus* (Ehrenberg) Craveiro, Calado, Daugbjerg & Moestrup in an oxbow lake near Körös, where I examined the changes in the dominance of these two species in 2013 and 2014.
- (iii) *Investigation of factors controlling temporal and spatial patterns of algae taxon in the Lázberci Reservoir:* (a) to determine the relationship between temporal and spatial patterns of *Ceratium hirundinella* and *Microcystis aeruginosa*, which are frequent in large reservoirs and cause significant water quality problems, (b) determine which abiotic factor or factors cause the coexistence of these two taxa examined, (c)

to investigate the role of the hydrological system in the mass occurrence of *M. aeruginosa*.

Investigation of anthropogenic effects on the Tóco based on abiotic factors

In the light of our results, it can be stated that the concentrations of the principal variables (nitrite, nitrate, and orthophosphate), which had the greatest effect on the classification of the sampling points of the studied small watercourse, were very various at different sampling sites, both in the same period and in relation to the three seasons studied. There was no single point that had the same main variable (in all of the seasons examined) affecting its characteristics and water quality. Moreover, the different areas (Upper, Middle, and Lower Areas) could not be classified on the basis of a specific variable. Even during one season, we found that there were differences between the individual sampling points within each area. The most mixed picture was found in summer when six groups were identified based on the PCA. The fewest groups were found in spring. In almost all cases, the sampling points constituting the groups belonged to at least two of the three large areas (Upper, Middle, and Lower Areas). The water quality of the small watercourse was shaped by very diverse circumstances and effects in the same area.

Currently, water classification systems such as the EU WFD are being used cost-effectively and merely to sample water bodies, taking both sampling and sample numbers into consideration. This often means only one or two sampling points for small watercourses during monitoring and

authentication. Within our work, we found a wide range between the sampling sites in terms of the water quality in the small watercourse investigated. Often, within a small geographical distance, we detected different loads on the basis of the PCA. The water quality of the small watercourse and the load on the water modified not only by areal and geographical distance but also in time. On many occasions, the same sampling point was characterized by different loads in distinct months.

The various anthropogenic loads are not well defined in a larger area and do not occur continuously along the Tóccó. In each region, there are smaller sections where no load appears during the studied seasons. Like the area after the confluence of the source branches of Tóccó, where a near-natural state was found in every season. However, it can also be stated that many parts of the small watercourse examined are exposed to significant and varied anthropogenic effects. Along the source branches, load from agricultural areas surrounded by an inadequate buffer zone has appeared, the extent and location of which vary seasonally. To a varying degree, the load caused by the rainwater from the 35. Main road to the Tóccó can be detected at one of the source branches of the Tóccó. Although this small watercourse usually struggles with water scarcity during drought conditions – often dries out – water supply needs to be approached not only from the quantitative but also from the ecological water demand point of view. In the Tóccó, we can find dykes that make the flowing water almost stationary. In the lower part of Tóccó, the small watercourse also suffers from ‘modern urban problems’: the river bed is artificially shaped in several places, we can find damming, small leakages are typical, and rainwater inlets are also significant loads. In many cases, this often leads

to a change in the water quality status of the Tóció and the loss of its natural character. In our study, we tried to point out that in the case of small watercourses, it is important to have more detailed monitoring than can be provided by, e.g., the EU WFD.

Investigation of abiotic factors affecting the relationship of algae taxon dominance in the Németségi-Holt-Körös

Dinoflagellates can be considered as minor competitors to diatoms, phytoplankton spring blooms in temperate waters have been usually dominated by one of two main groups: dinoflagellates or diatoms. Our examined diatom, *Stephanodiscus minutulus*, is a cosmopolitan species and our investigated dinoflagellates, *P. apiculatus* can be commonly found in various water types and can appear in the cooler regions in temperate regions. We examined here two species whose occurrences were unaffected by the seasonal dissimilarities in nutrient availability. That the two species responded differently to spring temperature conditions, however, was based on their different life cycles. The slowly increasing temperature supports a spring bloom of vegetative *P. apiculatus* before encystment begins. Thus, it creates an opportunity for the dominance of Dinoflagellate in spring. In contrast, rapidly rising water temperature accelerate cyst formation of *P. apiculatus*, which promotes diatom dominance. Studies have dealt with the factors which influence the formation of a cyst. At the same time, to understand the evolution of life cycle and dominance, it is equally important to know the decisive stages of the life cycle and the conditions for the development of vegetative cells from the cyst. We would also like to underline that future researches need

to focus more on the biological characteristics of organisms, especially with regard to phytoplankton species. These characteristics developed over lengthy evolutionary processes so that the biotic potential of a given species – the highest possible vital index of a species when the species has its highest birth rate and lowest mortality rate – could be understood. In our opinion, it is foremost to consider the biological characteristics of a given species, specifically species with broad tolerances, in order to better understand their occurrences.

Investigation of factors controlling temporal and spatial patterns of algae taxon in the Lázberci Reservoir

The typical species composition and the community formed by the dominant species of a reservoir rely on meteorological, physical and chemical characteristics.

Based on the result of Canonical Variance Analysis with regard to the chemical variables, it can be noted that the individual sampling sites and the related two algae species are separated in the reservoir area. The reservoir was divided into three different sections. A discrete group is formed of those samples that arise from the upper part of the reservoir and during the year none of the two species occurred in this region (Upper). Samples from the middle part of the reservoir were grouped individually, i.e. locations where only *C. hirundinella* occurred (Medium), and the lower part of the reservoir (Lower) where the co-occurrence of *C. hirundinella* and *M. aeruginosa* was regular.

Ammonium-ion and orto-phosphate-ion concentration, the conductivity, the developing oxygen deficiency, the changed light

transmission and turbidity conditions were the decisive abiotic factors in the coexistence of the taxa examined. At the same time, atmospheric nitrogen also played an important role in the mass production of nitrogen-binding cyanobacteria. The ammonium-ion concentration over the whole year was the highest at the sampling site where one none of the studied species did not occur. Here we found the greatest transform in the ammonium-ion concentration over the studied period. The yearly average of the ammonium-ion concentration was significantly lower at those sampling points where just the *C. hirundinella* has occurred. The lowest ammonium-ion concentration was found at those sampling sites where both examined species occurred. Taking into account the average for the entire year, the concentration of the orthophosphate-ion with the consideration of the whole annual mean was the highest at those sampling sites where none of the studied species was occurred. The annual average of orthophosphate ion concentration was substantially lower at those sampling sites where only *C. hirundinella* occurred. The annual average concentration of the orthophosphate ion was even lower – the lowest – at those sampling sites where both two species occurred. Here, the concentration of the orthophosphate ion varied most during the period of the study.

The lower parts of the reservoir were defined by the highest algal biomass, but lower nutrient concentrations, because the large quantities of living organisms used the nutrients and thus the amount of nutrients in the water body reduced.

Within our study, we were able to explain the potential mechanisms facilitating the regular cyanobacterial and eukaryotic algal blooms. We

observed rises in algal biomass concentrations in September after a rainy, cold period. During this period, the reservoir faced a brief period of non-stratification and parts of the hypolimnion became anoxic potentially resulting in the internal release of nutrients from the sediment. As these special hydrological and climatic conditions allowed phosphorus to move up from the anoxic bottom region to the upper, photic layers, cyanobacterial and eukaryotic algal blooms occurred.

Important evidence suggests that nutrient conditions can promote the dominance of cyanobacteria. The descriptions of the occurrence of Cyanobacteria taxa occurrence are quite clear if the given Cyanobacteria taxa tend to have a competitive advantage in low N environments because such taxa are able to fix atmospheric nitrogen. Therefore, our data ensure support for the hypothesis that low N concentrations favour cyanobacterial dominance if the provided phosphorus is present. While nutrient concentrations were essential in facilitating cyanobacterial development, the hydrologic regime of the lake may also have played a major role in the biomass increase of *C. hirundinella*. There may have been certain feedback in the reservoir with increased biomass of cyanobacteria and more turbid conditions, which in turn, increased *C. hirundinella* growth.

9. Summary of new scientific findings

- I have demonstrated that the main variables (nitrite-ion, nitrate-ion and ortho-phosphate-ion) which influencing the water quality status of the Tóció (lowland streamlet) shows a very diverse and varying degree of anthropogenic loads at the sampling sites – both over time and geographical distance.
- There is not a single sampling site in the Tóció, where the main variables influencing the habitat characteristics and water quality status are the same in all investigated seasons. Thus, different sections of the examined watercourse (Upper section, Middle section and Lower section) cannot be separated from each other on the basis of a characteristic variable.
- I described the changes caused by anthropogenic effects on the examined plain streamlet type small watercourse in case of the Tóció.
- With my research, I pointed out that even in the case of a small watercourse, it is important to monitor in greater detail than is required by the EU WFD.
- It was found that the slow increase of the temperature in spring promotes the development of the vegetative cells of *Palatinus apiculatus*, while it slows down their cyst formation, thus providing an opportunity for the dominance of dinoflagellate in spring. Conversely, the rapidly rising water temperature in spring is accelerating the cyst formation of *P. apiculatus*, which promotes the mass production of *Stephanodiscus minutulus*.

- I determined the spatial and temporal patterns of the occurrence of *Ceratium hirundinella* and *Microcystis aeruginosa* in the Lázberc-reservoir.
- I identified the abiotic factors that promoted the coexistence of *Ceratium hirundinella* and *Microcystis aeruginosa*.
- I have described the hydrological system in the Lázberc-reservoir that allows the mass production of cyanobacteria and eukaryotic algae.
- With the results of my research I supported the hypothesis that, besides the available phosphorous, low nitrogen concentrations promote the mass production of nitrogen-fixing cyanobacteria.

10. Köszönetnyilvánítás

Nem lehet tudni, hogy az életünket, a véletlen, vagy a sorsszerűség, melyik pillanat alakítja jelentősen. Abban viszont biztos vagyok, hogy életemben az egyik ilyen meghatározó esemény, még az elmúlt évezredben volt, amikor Dr. Grigorszky István lett a növényélettan gyakorlatvezetőm. Az évek során a szakmai érdeklődésem formálása mellett, sokat tanultam Tőle emberileg is. Baráti biztatása, segítsége és iránymutatása példaértékű számomra. Igen szerencsésnek tartom magam, hogy témavezetőmként elkísért ezen az úton. Mindezt nehéz csupán szavakkal megköszönni! Kívánom az összes PhD hallgatónak, hogy legyen hasonló pillanat az életében!

Hálásan köszönöm egykori egyetemi tanáromnak, Prof. Dr. Dévai Györgynek a szakmai beszélgetéseket, a tanácsokat, valamint a közös terepi kiszállások alkalmával tett igen hasznos megfigyeléseket, amelyek a mai napig inspirálóak számomra! Ugyancsak köszönöm a disszertáció elkészítésében nyújtott igen értékes segítségét.

Köszönettel tartozom Dr. Nagy Sándor Alexnek, a bizalomért és a támogatásért, valamint hogy az idők során mindig azt éreztem, jó helyen vagyok. Köszönöm továbbá a számos hasznos tanácsot, amiket a disszertáció elkészítése során kaptam Tőle.

Köszönetemet szeretném kifejezni a tudományos munkáimban résztvevő szerzőtársaknak. Külön köszönöm Dr. Szabó László Józsefnek a folyamatos biztatást és azt, hogy bármikor fordulhattam Hozzá tanácsért!

Szeretném megköszönni Berta Csabának a mindenkori segítségét, a közös eszmefuttatásokat és a baráti beszélgetéseket, melyek sokszor átsegítettek a nehezebb napokon.

Köszönet illeti a laboratóriumi munkákban nyújtott hathatós segítségért Dr. Bácsi Istvánt és Kovácsné Gábor Anikót. Segítőkész hozzáállásuk és tanácsaik nagyban hozzájárultak a terepi munkák sikeres végrehajtásához és a minták feldolgozásához.

Szeretném megköszönni a Debreceni Egyetem Hidrobiológiai Tanszék összes dolgozójának és a PhD társaknak az itt töltött éveket, a közös beszélgetéseket és programokat, amik nélkül szürke hétköznapi lett volna az együtt töltött időszak. Máté, Neked külön köszönöm a beszélgetős sétákat!

Hálásan köszönöm a családomnak, hogy hittek bennem és biztosították azt a szerető háttérrel, ami nélkül biztos nem jutottam volna el idáig! Édesanyámnak és édesapámnak köszönöm a mindenkori támogatásukat, és azokat a mosolyokat, amelyek a nehezebb időszakokban is tartották bennem a lelket! Nehéz szavakba foglalni azt a hálát és szeretetet, ami páromat, Anitát illeti. Köszönöm, hogy végig kitartott mellettem és akkor is biztatott, amikor feladtam volna! Ugyanakkor, teljes szívemből remélem, hogy kisfiam, Bencus, is megérti azt, hogy a disszertáció elkészülte alatt apa nem tudott annyit foglalkozni velem, mint amennyit szeretett volna! Szeretetükkel mindenen átsegítették!

11. Irodalomjegyzék / References

- Abeling, U.; Seyfried, C. F., Anaerobic-Aerobic Treatment of High-Strength Ammonium Wastewater - Nitrogen Removal via Nitrite, *Water Sci. Technol.*, 1992 26(5-6): 1007-1015.
- Ács É.; Kiss K. T., Effects of the water discharge on periphyton abundance and diversity in a large river (River Danube, Hungary), *Hydrobiologia*, 1993 249: 125-133
- Alexander, R.B.; Smith R.A., Schwarz G.E., Effect of stream channel size on the delivery of nitrogen to the Gulf of Mexico, *Nature*, 2000 403: 758-761.
- Al-Najjar, T.; Badran, M. I.; Richter, C.; Meyerhoefer, M.; Sommer, U., Seasonal dynamics of phytoplankton in the Gulf of Aqaba, Red Sea. *Hydrobiologia* 2007 vol. 579: 69–83.
- Anderson, D. M., Physiology and bloom dynamics of toxic *Alexandrium* species, with emphasis on life cycle transitions. – In: Anderson, D. M., Cembella, A. D. & Hallegraff, G. M. (eds): *Physiological Ecology of Harmful Algae*. NATO ASI Series G: Ecological Sciences, 1998 41: 29-48.
- Anderson, D. M.; Kulis, D. M.; Binder, B. J., Sexuality and cyst formation in the dinoflagellate *Gonyaulax tamarensis*: cyst yield in batch cultures. *J. Phycol.* 1984.(20): 418-25.
- Antal, L.; Székely, C.; Molnár, K., Parasitic infections of two invasive fish species the Caucasian dwarf goby and the Amur sleeper in Hungary, *Acta Vet. Hung.*, 2015 63(4): 472-484.
- Association Apha. Standard methods for the examination of water and wastewater, Washington, D. C., 1995
- Baattrup-Pedersen, A.; Larsen, S.E.; Andersen, D.K.; Jepsen, N.; Nielsen, J.; Rasmussen, J.J., Headwater streams in the EU Water Framework Directive: Evidence-based decision support to select streams for river basin management plans, *Sci. Total Environ.*, 2018 613-614: 1048-1054.
- Balogh P., Az ártéri tájgazdálkodás koncepciója. ELTE Természetföldrajzi Tanszék, Budapest. 2002.: 1-20.
- Bansal, M.K., Nitrification in Natural Streams, *Water Pollut. Control*, 1976 48: 2380-2393.
- B-Béres, V., Lukács, Á.; Török, P.; Kókai, Zs.; Novák, Z.; T-Krasznai, E.; Tóthmérész, B.; Bácsi, I., Combined eco-morphological functional

- groups are reliable indicators of colonisation processes of benthic diatom assemblages in a lowland stream, *Ecol. indic.*, 2016 64: 31-38.
- Bencala, K.E., A perspective on stream-catchment connections, *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 1993 12(1): 44–47.
- Biggs, J.; von Fumetti, S.; Kelly-Quinn, M., The importance of small waterbodies for biodiversity and ecosystem services: implications for policy makers, *Hydrobiologia*, 2017 793: 3–39.
- Borics, G.; Lukács, B. A.; Grigorszky, I.; László-Nagy, Z.; GTóth, L.; Bolgovics, Á.; Szabó, S.; Görgényi, J.; Várbíró, G., Phytoplankton-based shallow lake types in the Carpathian basin: steps towards a bottom-up typology, *Fundam. Appl. Limnol.*, 2014 184(1): 23-34.
- Borics, G.; Nagy, L.; Miron, S.; Grigorszky, I.; László-Nagy, Z.; Lukács, B. A.; G-Tóth, L., Várbíró, G., Which factors affect phytoplankton biomass in shallow eutrophic lakes?, *Hydrobiologia*, 2013 714: 93-104.
- Bouchard, V.C.; Williams, M.K.; Surampalli, R.Y., Nitrate contamination of Groundwater: Sources and potential health effects, *American Water works association*, 1992 84: 85-90.
- Bouvy, M.; Nascimento, M. S.; Molica, R. J. R.; Ferreira, M.; Huszar, V., Azevedo, M. F. O. S., Limnological features in Tapacurá reservoir (northeast Brazil) during a severe drought, *Hydrobiologia*, 2003 493(1-3): 115-130. DOI: 10.1023/A: 1025405817350
- Bowes, M.J.; House, W.A., Phosphorus and dissolved silicon dynamics in the River Swale catchment, UK: a mass-balance approach, *Hydrol. Process.*, 2001 15: 261–280.
- Boynton, W. R.; Kemp, W. M.; Keefe, C. W., Estaurine comparisons, A comparative analysis of nutrients and other factors influencing estuarine phytoplankton production, Academic Press, New York, 1982, 69-90 DOI: 10.1016/ B978-0-12-404070-0.50011-9
- Bravo, I.; Anderson, D. M., The effects of temperature, growth medium and darkness on excystment and growth of the toxic dinoflagellate *Gymnodinium catenatum* from northwest Spain, *J. Plankton Res.* 1994 16(5): 513-525.
- Bravo, I.; Fraga, S.; Figueroa, R. I.; Pazos, Y.; Massanet, A.; Ramilo, I., Bloom dynamics and life cycle strategies of two toxic dinoflagellates in a coastal upwelling system (NW Iberian Peninsula), *Deep-Sea Res. Part II*, 2010 57(3-4): 222-234.
- Broekhuizen, N., Simulating motile algae using a mixed Eulerian-Lagrangian approach: does motility promote dinoflagellate

- persistence or co-existence with diatoms?, *J. Plankton Res.*, 1999 21(7): 1191-1216.
- Buda, A. R.; DeWalle, D. R., Dynamics of stream nitrate sources and flow pathways during stormflows on urban, forest and agricultural watersheds in central Pennsylvania, USA, *Hydrol. Process.*, 2009 23: 3292 – 3305.
- Chaplot, V.; Saleh, A.; Jaynes, D. B.; Arnold, J. G., Predicting water, sediment and NO₃-N loads under scenarios of land-use and management practices in a flat watershed, *Water Air Soil Poll.*, 2004 154: 271–293.
- Chen, J., Lu, J., Effects of land use, topography and socio-economic factors on river water quality in a mountainous watershed with intensive agricultural production in East China, *PLoS One*, 2014 (9(8)) e102714.
- Chesterton, C., Environmental impacts of land management, *Nature England*, England, Sheffield, 2009, 175.
- Cole, J. J.; Peierls, B. L.; Caraco, N. F.; Pace, M. L., Nitrogen Loading of Rivers as a Human-Driven Process, *Humans as Components of Ecosystems*, Springer, New York, 1993 141-157.
- Conley, D. J.; Malone, T. C., Annual cycle of dissolved silicate in Chesapeake Bay: implications for the production and fate of phytoplankton biomass, *Marine Ecology Progress Series*, 1992 81(2): 121-128. DOI: 10.3354/meps081121
- D'Alelio, D.; D'Alcala, M.; Dubroca, L.; Sarno, D.; Zingone, A.; Montresor, M., The time for sex: A biennial life cycle in a marine planktonic diatom, *Limnol. Oceanogr.*, 2010 55(1): 106-114.
- Dalkiran, N.; Karacaog˘lu, D.; Dere, Œ.; Œent˘rk, E.; Torunog˘lu, T., Factors affecting the current status of a eutrophic shallow lake (Lake Ulubat, Turkey): Relationships between water physical and chemical variables. *Chemistry and Ecology* 2006 vol22(4): 279-298.
- Daniel, T. C.; Sharpley, A. N.; Lemunyon, J. L., Agricultural Phosphorus and Eutrophication: A Symposium Overview, *J. Environ. Qual.*, 1998 27(2): 251-257.
- D˘vai G.; Miskolczi M., Alapvet˘s a szitak˘t˘kkel (Insecta: Odonata) v˘gzett hosszú t˘v˘ biodiverzit˘s-monitoroz˘shoz a Tisza-mente Tiszabercel ˘s Balsa k˘z˘tti szakasz˘n (MNBM Program, Pilot Projekt), *Studia Odonatologica Hungarica*, 2001 7: 13-37.

- Diamantini, E.; Lutz, S. R.; Mallucci, S.; Majone, B.; Merz, R.; Bellin, A., Driver detection of water quality trends in three large European river basins, *Sci. Total Environ.*, 2019 612: 49-62.
- Dokulil, M. T.; Teubner K., Cyanobacterial Dominance in Lakes, *Hydrobiologia*, 2000 438(1-3), 1-12. DOI: 10.1023/A:1004155810302
- Domonkos, P. és Tar, K., Long-term changes in observed temperature and precipitation series 1901–1998 from Hungary and their relations to larger scale changes. *Theor. Appl. Climatol.* 2003 75: 131–147. DOI: 10.1007/s00704-002-0716-2
- Dorotovicová, Cs., Man-made canals as a hotspot of aquatic macrophyte biodiversity in Slovakia, *Limnologica*, 2013 43: 277-287.
- Dövényi Z., Magyarország kistájainak katasztere, MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest, 2010.
- Drebes, G., On the life history of the marine plankton diatom *Stephanopyxis palmeriana*, *Helgoland Mar. Res.*, 1966 13(1): 101-114.
- Durand, J. A.; Bernal-Brooks, F. W., Spatial and temporal heterogeneity of physical and chemical variables for an endorheic, shallow water body: Lake Pátzcuaro, Mexico. *Archiv für Hydrobiologie* 2002 vol. 155(2): 239-253.
- Durbin, E. G., Aspects of the biology of resting spores of *Thalassiosira nordenskiöldii* and *Detonula confervacea*, *Mar. Biol.*, 1978 45(1): 31-37.
- Ebina, J.; Tsutsui, T.; Shirai, T., Simultaneous determination of total nitrogen and total phosphorus in water using peroxodisulfate oxidation, *Water Research*, 1983 17(12): 1721-1726. DOI: 10.1016/0043-1354(83) 90192-6
- Eilertsen, H.; Wyatt, T., Phytoplankton models and life history strategies, *Afr. J. Mar. Sci.*, 2000 22(1): 323-338.
- Elosegi, A.; Díez, J.; Mutz, M., Effects of hydromorphological integrity on biodiversity and functioning of river ecosystems, *Hydrobiologia* 2010 657(1): 199-215.
- Elser, J. J.; Marzolf, E. R.; Goldman, C. R., Phosphorus and Nitrogen Limitation of Phytoplankton Growth in the Freshwaters of North America: A Review and Critique of Experimental Enrichments, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 1990 47(7): 1468-1477. DOI: 10.1139/f90-165

- Erős T.; Sevcsik A.; Tóth B., Abundance and night-time habitat use patterns of Ponto-Caspian gobiid species (Pisces, Gobiidae) in the littoral zone of the River Danube, Hungary, *J. Appl Ichthyol*, 2005 21: 350-357
- Forbes, M. G.; Doyle, R. D.; Scott, J. T.; Huang, H.; Brooks, B. W., Physical factors control phytoplankton production and nitrogen fixation in eight Texas reservoirs, *Ecosystems*, 2008 11(7): 1181-1197. DOI: 10.1007/s10021-008-9188-2
- Fórian, S. és Tamás, J., Temporal trends of precipitation in Debrecen (Hungary) in the period 1901–2011, *International Journal of Geomatics and Geosciences*, 2013 vol4(1): 232-241.
- Franks, P. J. S., Spatial patterns in dense algal blooms, *Limnology and Oceanography*, 1997 42(5): 1297-1305. DOI: 10.4319/lo.1997.42.5_part_2.1297
- Frempong, E., A seasonal sequence of diel distribution patterns for the planktonic Dinoflagellate *Ceratium hirundinella* in a eutrophic lake, *Freshwater Biology*, 1984 14(4): 401-421. DOI: 10.1111/j.1365-2427.1984.tb00163.x
- Furnas, M. J., In situ growth rates of marine phytoplankton: approaches to measurement, community and species growth rates, *J. Plankton Res.*, 1990 12(6): 1117-1151.
- Gao, J.; Li S., Detecting spatially non-stationary and scale-dependent relationships between urban landscape fragmentation and related factors using Geographically Weighted Regression, *Appl. Geogr.*, 2011 31(1): 292–302.
- Georgakakos, K. P., Kavvas, M. L., Precipitation analysis, modeling, and prediction in hydrology, *Rev Geophys.*, 1987 25(2): 163–78.
- Gerlach, S. A., Nitrogen, phosphorus, plankton and oxygen deficiency in the German Bight and in Kiel Bay, *Kieler Meeresforschungen, Sonderheft*, 1990 7: 341.
- Gligora, U. M.; Žutinić, P.; Borojević, K. K.; Plenković-Moraj, A., Co-occurrence of functional groups in phytoplankton assemblages dominated by diatoms, chrysophytes and dinoflagellates, *Fundam. Appl. Limnol.*, 2015 187: 101-111.
- Gomi, T.; Sidle R. C., Richardson, J. S., Understanding processes and downstream linkages of headwater systems, *Bioscience*, 2002 52: 905–916.
- Granado, DC.; Henry, R., The influence of the hydrologic pulse on the water physical and chemical variables of lateral lakes with different

- connection levels to Paranapanema River in the mouth zone at Jurumirim Reservoir (São Paulo, Brazil). *Acta Limnol. Bras.* 2008 vol. 20(4): 265-275.
- Grigorszky, I.; Borics, G.; Padisák, J.; Tóthmérész, B.; Vasas, G.; Nagy, S.; Borbély, G., Factors controlling the occurrence of Dinophyta species in Hungary, *Hydrobiologia* 2003 503-506: 203-207.
- Grigorszky, I.; Borics, G.; Padisák, J.; Tóthmérész, B.; Vasas, G.; Nagy, S.; Borbély, G., Factors controlling the occurrence of Dinophyta species in Hungary, *Hydrobiologia*, 2003 506(1-3): 203-207. DOI: 10.1023/B:HYDR.0000008552.60232.68
- Grigorszky, I.; Mészáros, I.; Sümegei, A.; Vasas, F., Data on regularity of occurrence of *Peridinium palatinum* Laut. *Limnological Basis and Lake Management, Proceedings of the ILEC/UNEP International Training Course*, 1993 pp. 192-193.
- Grigorszky, I.; Nagy, S.; Krienitz, L.; Kiss, K. T.; Mikó, H. M.; Tóth, A.; Borics, G.; Máthé, C.; Kiss, B.; Borbély, G.; Dévai, G.; Padisák, J., Seasonal succession of phytoplankton in a small eutrophic oxbow and some consideration to the PEG model, *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 2000 27(1): 152-156.
- Grigorszky, I.; Padisák, J.; Borics, G.; Vasas, G., The Cris/Körös Rivers' Valleys. A Study of the Geography, Hydrobiology and Ecology of the River and its Environment, Data on knowledge of *Peridinium palatinum* (Dinophyta in Körös Area (SE, Hungary), *TISCIA Monograph Series 2*, Szolnok, 1997, 123-133.
- Grizzetti, B.; Bouraoui, F.; De Marsily, G., Assessing nitrogen pressures on European surface water, *Global Biogeochem. Cy.*, 2008 22: GB4023.
- Grover, J. P., Influence of cell shape and size on algal competitive ability, *J. Phycol.* 1989 25:402-405.
- Grover, J. P., Phosphorus-dependent growth kinetics of 11 species of freshwater algae, *Limnol. Oceanogr.*, 1989 34(2): 341-348.
- Grover, J. P.; Chrzanowski, T. H., Seasonal dynamics of phytoplankton in two warm temperate reservoirs: association of taxonomic composition with temperature. *Journal of Plankton Research* 2006 vol. 28(1): 1-17. DOI: 10.1093/plankt/fbi095
- Hammer, Ø.; Harper, D. A. T.; Ryan, P. D., PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis, *Palaeontologia Electronica* 2001 4(1): art. 4, 1-9. http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm

- Hargraves, P. E.; French, F., Survival strategies of the algae, Diatom resting spores: significance and strategies, Cambridge University Press, Cambridge, 1983, 49-68.
- Hasle, G. R.; Syvertsen, E. E., Identifying Marine Phytoplankton, Marine Diatoms, Academic Press, San Diego CA, 1997, 1-385.
- Heaney, S. I., Temporal and spatial distribution of the dinoflagellate *Ceratium hirundinella* O. F. Müller within a small productive lake, *Freshwater Biology*, 1976 6(6): 531-542. DOI: 10.1111/j.1365-2427.1976.tb01644.x
- Heaney, S. I.; T. I. Furnass, Laboratory models of diel vertical migration in the dinoflagellate *Ceratium hirundinella*, *Freshwater Biology*, 1980 10(2): 163-170. DOI: 10.1111/j.1365-2427.1980.tb01190.x
- Heathwaite, A. L.; Griffiths, P.; Parkinson, R. J., Nitrogen and phosphorus in runoff from grassland with buffer strips following application of fertilizers and manures, *Soil Use Manage.*, 1998 14: 142-148.
- Heathwaite, A. L.; Johnes, P. J., Contribution of nitrogen species and phosphorus fractions to stream water quality in agricultural catchments, *Hydrol. Process.*, 1996 10: 971-983.
- Heikkilä, M.; Pospelova, V.; Forest, A.; Stern, G. A.; Fortier, L.; Macdonald, R. W., Dinoflagellate cyst production over an annual cycle in seasonally ice-covered Hudson Bay, *Mar. Micropaleont.*, 2016 125: 1-24.
- Hellweger, F. L.; Kravchuk, E. S.; Novotny, V.; Gladyshev, M. I., Agent based modelling of the complex life cycle of a cyanobacterium (*Anabaena*) in a shallow reservoir, *Limnol. Oceanogr.*, 2008 53(4): 1227-1241.
- Hense, I., Approaches to model the life cycle of harmful algae, *J. Mar. Syst.*, 2010 83: 108-114.
- Hense, I.; Beckmann, A., Towards a model of cyanobacteria life cycle effects of growing and resting stages on bloom formation of N₂-fixing species, *Ecol. Modelling*, 2006 195 (3-4): 205-218.
- Hense, I.; Burchard, H., Modelling cyanobacteria in shallow coastal seas, *Ecol. Modelling*, 2010 221(2): 238-244.
- Horner, R.; Schrader, G. C., Relative contributions of ice algae, phytoplankton and benthic microalgae to primary production in nearshore regions of the Beaufort Sea, Arctic, 1982 35: 485-503.
- Huisman, J.; Sharples, J.; Stroom, J. M.; Visser, P. M.; Kardinaal, W. E. A.; Verspagen, J. M. H.; Sommeijer, B., Changes in turbulent mixing

- shift competition for light between phytoplankton species, *Ecology*, 2004 85(11): 2960-2970. DOI: 10.1890/03-0763
- Huitfeldt-Kaas, H., Die limnetischen Peridineen in norwegischen Binnenseen, *Skr. Vidensk.-Selsk. Christiana, Math.-Naturvidensk. Kl. I* 1900 (2): 1-7.
- Hungarian National Standards MSZ 12749, Felszíni vizek minősége, minőségi jellemzők és minősítés. [Quality of surface water, quality characteristics and classification], Hungarian National Standards Institution, Budapest, 1993.
- Hüse, B.; Szabó, S.; Deák, B.; Tóthmérész B., Mapping an ecological network of green habitat patches and their role in maintaining urban biodiversity in and around Debrecen city (Eastern Hungary), *Land Use Policy*, 2016 57: 574-581.
- Inkel, C. E. Van; Hohls, B. C.; Vermaak, E., A *Ceratium hirundinella* (O. F. Müller) bloom in Hartbeespoort Dam, *Water SA*, 2001 27(2): 269-276. DOI: 10.4314/wsa.v27i2. 5000
- Iriarte, A.; Purdie, D. A., Factors controlling the timing of major spring bloom events in an UK south coast estuary, *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 2004 61: 679-690.
- Izaguirre, G., A copper-tolerant *Phormidium* species from Lake Mathews, California, that produces 2-methylisoborneol and geosmin, *Water Science and Technology*, 1992 25(2): 217-223. DOI: 10.2166/wst.1992.0055
- Izaguirre, G.; Taylor, W. D., A *Pseudoanabaena* species from Castaic Lake, California, that produces 2-methylisoborneol, *Water Research*, 1998 32(5): 1673-1677. DOI: 10.1016/S0043-1354(97)00379-5
- Izydorczyk, K.; Carpentier, C.; Mrówczyński, J.; Wagenvoort, A.; Jurczak, T.; Tarczyńska, M., Establishment of an Alert Level Framework of cyanobacteria in drinking water resources by using the Algae Online Analyser for monitoring cyanobacterial chlorophyll a., *Water Research*, 2009 43(4): 989-996. DOI: 10.1016/j.watres.2008.11.048
- James, W. F.; Taylor, W. D.; Barko, J. W., Production and vertical migration of *Ceratium hirundinella* in relation to phosphorus availability in Eau Galle Reservoir, Wisconsin, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 1992 49(4): 694-700. DOI: 10.1139/f92-078
- Jeppesen, E.; Brucet, S.; Naselli-Flores, L.; E. Papastergiadou; K. Stefanidis & T. Nöges, Ecological impacts of global warming and

- water abstraction on lakes and reservoirs due to changes in water level and related changes in salinity, *Hydrobiologia*, 2015 750(1): 201-227. DOI: 10.1007/s10750-014-2169-x
- Jewson, D. H., Size reduction, reproductive strategy and the life cycle of a centric diatom, *Phil. Transact. Roy. Soc. London. Ser. B. Biol. Sci.*, 1992 336(1277): 191-213.
- Johnston, B. R.; Jacoby, J. M., Cyanobacterial toxicity and migration in a mesotrophic lake in western Washington, USA, *Hydrobiologia*, 2003 495(1-3): 79-91. DOI: 10.1023/A:1025496922050
- Jones, J. R.; Knowlton, M. F., Limnology of Missouri Reservoirs: An analysis of regional patterns, *Lake and Reservoir Management*, 2003 8(1): 17-30. DOI: 10.1080/07438149309354455
- Jöhnk, K. D.; Brüggemann, R.; Rucker, J.; Luther, B.; Simon, U.; Nixdorf, B.; Wiedner, C., Modelling life cycle and population dynamics of Nostocales (cyanobacteria), *Environ. Modelling Software*, 2011 26: 669-677.
- Kakizono, T.; Kobayashi, M.; Nagai, S., Effect of carbon/nitrogen ratio on encystment accompanied with astaxanthin formation in a green alga, *Haematococcus pluvialis*. *Journal of Fermentation and Bioengineering* 1992 vol. 74(6): 403-405.
- Kennedy, R. H.; Walker, W. W., Reservoir Nutrient Dynamics, in Thornton, K. W.; Kimmel, B. L.; Payne, F. E. [eds.]: *Reservoir limnology: Ecological perspectives*. 1990. John Wiley & Sons, Inc., Somerset, New Jersey.
- Kiss K. T.; Ács É., Kovács A., Ecological observations on *Skeletonema potamos* (Weber) Hasle in the River Danube, near Budapest (1991-92, daily investigations), *Hydrobiologia* 1994 289: 163-170.
- Kiss, K. T., Diurnal change of planktonic diatoms in the River Danube near Budapest (Hungary), *Arch. Hydrobiol. Algol. Studies*, 1996 80: 113-122.
- Kiss, K. T., Diurnal change of planktonic diatoms in the River Danube near Budapest (Hungary), *Algological Studies/ Archiv für Hydrobiologie*, 1996 Supplement 80: 113-122.
- Kiss, K. T.; Genkal, S. I., Télvégi-koratavaszi Centrales (Bacillariophyceae) vízvirágzás a Dunán (1996) [Late winter- early spring bloom of centric diatoms in the River Danube at Göd (1996)], *Hidrol. Közlöny*, 1997 77: 57-58.
- Kiss, K. T.; Genkal, S. I., Winter blooms of centric diatoms in the River Danube and in its side arms near Budapest. In: van Dam, H. (ed.):

- Twelfth International Diatom Symposium, *Hydrobiologia*, 1993 269/270: 317-325.
- Kiss, K. T.; Klee, R.; Ector, L.; Ács, É., Centric diatoms of large rivers and tributaries in Hungary: morphology and biogeographic distribution, *Acta Bot. Croat.*, 2012 71(2): 1-53.
- Klais, R.; Tamminen, T.; Kremp, A.; Spilling, K.; Olli, K., Decadal-scale changes of dinoflagellates and diatoms in the anomalous Baltic Sea spring bloom, *PLoS ONE*, 2011 6: e21567. doi:10.1371/journal.pone.0021567.
- Korkanç, S. Y.; Kayıkçı, S.; Korkanç, M., Evaluation of spatial and temporal water quality in the Akkaya dam watershed Niğde, Turkey: and management implications, *J. Afr. Earth Sci.*, 2017 129: 481–491.
- Kosten, S.; Huszar, V. L. M.; Bécares, E.; Costa, L. S.; Van Donk, E.; Hansson, L.-A.; Jeppesen, E.; Kruk, C.; Lacerot, G.; Mazzeo, N.; De Meester, L.; Moss, B.; Lürling, M.; Nöges, T.; Romo, S.; Scheffer, M., Warmer climates boost cyanobacterial dominance in shallow lakes, *Global Change Biology*, 2011 18(1): 118-126. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2011.02388.x
- Kremp, A.; Anderson, D. M., Factors regulating germination of resting cysts of the spring bloom dinoflagellate *Scrippsiella hangoei* from the northern Baltic Sea, *J. Plankton Res.*, 2000 22(7): 1311-1327.
- Kremp, A.; Rengefors, K.; Montresor, M., Species specific encystment patterns in three Baltic cold-water dinoflagellates: The role of multiple cues in resting cyst formation, *Limnol. Oceanogr.*, 2009 54(4) 1125-1138.
- Kremp, A.; Tamminen, T.; Spilling, K., Dinoflagellate bloom formation in natural assemblages with diatoms: nutrient competition and growth strategies in Baltic spring phytoplankton, *Aquat. Microb. Ecol.*, 2008 50(2): 181-196.
- Kristensen, P.; Fribourg-Blanc, B.; Nixon, S., Outlook on nutrient discharges in Europe from urban waste water treatment plants, European Environment Agency, Copenhagen, Denmark, 2005.
- Lake, P.S., Ecological effects of perturbation by drought in flowing waters, *Freshwater Biol.*, 2003 48(7): 1161–1172.
- Lancelot, C.; Spitz, Y.; Gypens, N.; Ruddick, K.; Becquevort, S.; Rousseau, V.; Lacroix, G.; Billen, G., Modelling diatom and Phaeocystis blooms and nutrient cycles in the Southern Bight of the North Sea: the MIRO model, *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 2005 289: 63-78.

- Larned, S. T.; Datry, T.; Arscott, D. B.; Tockner, K., Emerging concepts in temporary river ecology, *Freshwater Biol.*, 2010 55(4): 717–738.
- Lefevre, M., Monographie des espèces d'eau douce du genre *Peridinium*, *Arc. Bot. Mem. Caen.*, 1932 2(5): 1-208.
- Lewis, J.; Harris, A.; Jones, K.; Edmonds, R., Longterm survival of marine planktonic diatoms and dinoflagellates in stored sediment samples, *J. Plankton Res.*, 1999 21(2): 343-354.
- Lindemann, E., *Neue Peridineen*, *Hedwigia*, 1928 68: 291-296.
- Lindemann, E., *Untersuchungen über Süßwasserperidineen und ihre Variationsformen*, *Arch. Protistenkunde*, 1918 39: 209-264.
- Lóczy, D., Human impact on rivers in Hungary as reflected in changes of channel planform, *Zeitschrift für Geomorphologie*, 1997 110: 219–231.
- Lóczy, D.; Juhász, Á., *Geomorphological Hazards of Europe*, Elsevier Science Publishers, Amsterdam, Netherlands, 1997, 243–262.
- Lóczy, D.; Kis, É.; Schweitzer, F., Local flood hazards assessed from channel morphometry along the Tisza River in Hungary, *Geomorphology*, 2009 113: 200-209.
- Mainali, J.; Chang, H., Landscape and anthropogenic factors affecting spatial patterns of water quality trends in a large river basin, South Korea, *J. Hydrol.*, 2018 564: 26-40.
- Mann, D. G., *Algae and the Aquatic Environment*, Why didn't Lund see sex in *Asterionella*? A discussion of the diatom life cycle in nature, Biopress, Bristol, 1988, 383-412.
- Margalef, R., Life-forms of phytoplankton as survival alternatives in an unstable environment. *Oceanologica. Acta*, 1978(1): 193-197.
- Margalef, R.; Estrada, M.; Blasco, D., Functional morphology of organisms involved in red tides, as adapted to decaying turbulence. D.L. Taylor, H.H. Seliger (Eds.), *Toxic Dinoflagellate Blooms*, Elsevier, North Holland, 1979.
- Markovics, R.; Kanduc, T.; Szramek, K.; Golobocanin, D.; Milacic, R., Ogrinc, N., Chemical dynamics of the Sava riverine system, *J. Environ. Monitor.*, 2010 12: 2165–2176.
- McGregor, G.; Petts, G. E.; Gurnell, A. M.; Milner, A. M., Sensitivity of alpine stream ecosystems to climate change and human impacts. *Marine and Freshwater Ecosystems* 1995 vol. 5: 233-247.
- Meinholda, J.; Arnold, E.; Isaacs, S., Effect of nitrite on anoxic phosphate uptake in biological phosphorus removal activated sludge, *Water Res.*, 1999 33(8): 1871-1883.

- Mitchella, V. G.; Mein, R. G.; McMahon, T. A., Modelling the urban water cycle. *Environmental Modelling & Software* 2001(16): 615–629.
- Morrice, J. A.; Danz, N. P.; Regal, R. R.; Kelly, J. R.; Niemi, G. J.; Reavie, E. D.; Hollenhorst, T.; Axler, R. P.; Trebitz, A. S.; Cotter, A. M.; Peterson, G. S., Human Influences on Water Quality in Great Lakes Coastal Wetlands. *Environmental Management* 2008 vol. 41: 347–357.
- Munroe, D. K.; Croissant, C.; York, A. M., Land use policy and landscape fragmentation in an urbanizing region: assessing the impact of zoning, *Appl. Geogr.*, 2005 27: 121-141.
- Nicholls, K. M.; Kennedy, W.; Hannet, C., Fish-kill in Heart Lake, Ontario, associated with the collapse of a massive population of *Ceratium hirundinella*. (Dinophyceae), *Freshwater Biology*, 1980 10(6): 553-561. DOI: 10/1111/j.1365-2427.1980.tb0131.x
- Nixon, S. W.; Pilson, M. E. Q., Nitrogen in the marine environment, Nitrogen in estuarine and coastal marine ecosystems, Academic Press, New York, 1983, 565-648
- Noyma, N. P.; De Magalhães, L.; Furtado, L. L.; Mucci, M.; van Oosterhout, F.; Huszar, V. L. M., Controlling cyanobacterial blooms through effective flocculation and sedimentation with combined use of flocculants and phosphorus adsorbing natural soil and modified clay, *Water Research*, 2016 97: 26-38. DOI: 10.1016/j.watre.2015.11.057
- Olli, K.; Anderson, D. M., High encystment success of the dinoflagellate *Scrippsiella cf. lachrymosa* in culture experiments, *J. Phycol.*, 2002 21(1): 145-156.
- Osborne, L. L.; Kovacic, D. A., Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management, *Freshwater Biol.*, 1993 29: 243-258.
- Oudra, B.; Loudiki, M.; Sbyyaa, B.; Sabour, B.; Martins, R.; Amori, A., Detection and variation of microcystin contents of *Microcystis* blooms in eutrophic Lalla Takerkoust Lake, Morocco, Lake and Reservoirs, *Research and Management*, 2002 7(1): 35-44. DOI: 10.1046/j.1440-1770.2002.00165.x
- Padisák, J.; Borics, G.; Fehér, G.; Grigorszky, I.; Oldal, I.; Schmidt, A.; Zámóné-Doma, Z., Dominant species, functional assemblages and frequency of equilibrium phases in late summer phytoplankton assemblages in Hungarian small shallow lakes, *Hydrobiologia*, 2003 502: 157-168.

- Paerl, H. W., Controlling Eutrophication along the Freshwater-Marine Continuum: Dual Nutrient (N and P) Reductions are Essential, *Estuaries and Coasts*, 2009 32(4): 593-601. DOI: 10.1007/s12237-009-9158-8
- Paerl, H. W., Nuisance phytoplankton blooms in coastal, estuarine, and inland waters, *Limnology and Oceanography*, 1998 33(4): 823-843. DOI: 10.4319/lo.1988.33.4part2.0823
- Paerl, H. W.; Fulton, R. S.; Moisander, P. H.; Dyble, J., Harmful freshwater algal blooms, with an emphasis on cyanobacteria, *The Scientific World*, 2001 1: 76-113. DOI: 10.1100/tsw.2001.16
- Pálfai I., Tisza-Völgyi holtágak, Közlekedési, Hirközlési és Vizügyi Minisztérium, Budapest, 1995.
- Patrick Jr., W. H.; Khalid, R. A., Phosphate Release and Sorption by Soils and Sediments: Effect of Aerobic and Anaerobic Conditions, *Science*, 1974 186: 53-55.
- Pekárová, P.; Onderka, M.; Pekár, J.; Roncák, P.; Miklánek P., Prediction of water quality in the Danube River under extreme hydrological and temperature conditions, *J. Hydrol. Hydromech.*, 2009 57: 3-15.
- Peperzak, L., Modelling vegetative growth, gamete production and encystment of dinoflagellates in batch culture, *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 2006 306: 143-152.
- Pérez-Martínez, C.; Sánchez-Castillo, P., Temporal occurrence of *Ceratium hirundinella* in Spanish reservoirs, *Hydrobiologia*, 2001 452(1-3): 101-107. DOI: 10.1023/A:1011928027819
- Pérez-Martínez, C.; Sánchez-Castillo, P., Winter dominance of *Ceratium hirundinella* in a southern north-temperate reservoir, *Journal of Plankton Research*, 2002 24(2): 89-96. DOI: 10.1093/plankt/24.2.89
- Pfiester, L. A.; Anderson, D. M., *Botanical Monographs*, vol. 21., Dinoflagellate reproduction, Blackwell Scientific Publications, Oxford, 1987, 611-648.
- Piehler, M. F.; Dyble, J.; Moisander, P. H.; Chapman, A. D.; Hendrickson, J.; Paerl, H. W., Interactions between nitrogen dynamics and the phytoplankton community in Lake George, Florida, USA, *Lake and Reservoir Management*, 2009 25(1): 1-14. DOI: 10.1080/07438140802714288
- Popovsky, I.; Pfiester, L., *Süßwasserflora von Mitteleuropa*, vol. 6., Dinophyceae (Dinoflagellida), Gustav Fischer, Stuttgart, 1990, 1-272.

- Postel, S. L., Water and world population growth. *Journal - American Water Works Association*, 2000 92(4): 131–138. doi:10.1002/j.1551-8833.2000.tb08927.x
- Présing, M.; Herodek, S.; Vörös, L.; Kobor, I., Nitrogen fixation, ammonium and nitrate uptake during a bloom of *Cylindrospermopsis raciborskii* in Lake Balaton, *Archiv für Hydrobiologie*, 1996 136(4): 553-562.
- Qin, B.; Zhu, G.; Gao, G.; Zhang, Y.; Li, W.; Paerl, H. W.; Carmichael, W. W., A drinking water crisis in Lake Taihu, China: linkage to climatic variability and lake management, *Environmental Management*, 2010 45(1): 105-112. DOI: 10.1007/s00267-009-9393-6
- Redfield, AC, On the proportions of organic derivatives in sea water and their relation to the composition of plankton. *James Johnstone Memorial 1934 vol. 176*. Retrieved March 1, 2019.
- Reynolds, C. S., Phytoplankton assemblages and their periodicity in stratifying lake systems, *Ecography*, 1980 3(3):141-159. DOI: 10.1111/j.1600-0587.1980.tb00721.x
- Reynolds, C. S., Phytoplankton designer - or how to predict compositional responses to trophic-state change, *Hydrobiologia*, 2000 424(1-3): 123-132. DOI: 10.1023/A:1003913330889
- Reynolds, C. S., Phytoplankton periodicity: the interactions of form, function and environmental variability, *Freshwater Biology*, 1984a 14 (2): 111-142. DOI: 10.1111/j.1365-2427.1984.tb00027.x
- Reynolds, C. S., The development of preceptions of aquatic eutrophication and its control, *Ecohydrology and Hydrobiology*, 2003 3(2): 149-163.
- Reynolds, C. S., *The ecology of freshwater phytoplankton*, Cambridge Univ. Press, Cambridge and New York, 1984b, 384.
- Reynolds, C. S., *The organization of communities, past and present, Community organization in the freshwater plankton*, Blackwell Scientific Publications, Oxford, 1987a, 297-325.
- Reynolds, C. S., The plant life of the pelagic. *Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie, Verhandlungen*, 1996 26(1): 97-113. DOI: 10.1080/03680770.1995.11900695
- Reynolds, C. S., The response of phytoplankton communities to changing lake environments, *Swiss J. Hydrol.*, 1987 49: 220-236.
- Reynolds, C. S.; Rogers, D. A., Seasonal variations in the vertical distribution and buoyancy of *Microcystis aeruginosa* Kütz. Emend.

- Elenkin in Rostherne Mere, England, *Hydrobiologia*, 1976 48(1):17-23. DOI: 10.1007/BF00033486
- Rigby, J. R.; Porporato, A., Precipitation, dynamical intermittency, and sporadic randomness, *Adv. Water Resour.*, 2010 33(8): 923-932.
- Round, F.; Crawford, R.; Mann, D., *The diatoms: biology and morphology of the genera*, Cambridge University Press, Cambridge, 2007, 1-760.
- Ruiz, G.; Jeison, D.; Rubilar, O.; Ciudad, G.; Chamy, R., Nitrification–denitrification via nitrite accumulation for nitrogen removal from wastewaters, *Bioresource Technol.*, 2005 97: 330-335.
- Saadoun, I. M. K.; Schrader, K. K.; Blevins, W. T., Environmental and nutritional factors affecting geosmin synthesis by *Anabaena* sp., *Water Research*, 2001 35(5): 1209-1218. DOI: 10.1016/S0043-1354(00)00381-X
- Sabater, S.; Elosegı, A.; Ludwig R., *Multiple Stressors in River Ecosystems, Defining Multiple Stressor Implications*. Elsevier, Amsterdam, Netherland, 2019, 1-22.
- Sahu, M.; Gu, R. R., Modeling the effects of riparian buffer zone and contour strips on stream water quality, *Ecol. Eng.*, 2009 35: 1167-1177.
- Savci, S., An Agricultural Pollutant: Chemical Fertilizer, *Int. J. Environ. Sci. Dev.*, 2012 (Volume 3. No. 1): 77-80.
- Schertzer, D.; Tchiguirinskaia, I.; Lovejoy, S.; Hubert, P.; Bendjoudi, H.; Larcheveque, M., Discussion of “evidence of chaos in the rainfall-runoff process”, *Hydrolog. Sci. J.*, 2002 47(1): 139–48.
- Schewe, J.; Heinke, J.; Gerten, D.; Haddeland, I.; Arnell, N. W.; Clark, D. B.; Dankers, R.; Eisner, S.; Fekete, B. M.; Colón-González, F. J.; Gosling, S. N.; Kim, H.; Liu, X.; Masaki, Y.; Portmann, F. T.; Satoh, Y.; Stacke, T.; Tang, Q.; Wada, Y.; Wisser, D.; Albrecht, T.; Frieler, K.; Piontek, F.; Warszawski, L.; Kabat, P., Multimodel assessment of water scarcity under climate change. *PNAS* 2014 111(9): 3245-3250.
- Seda, J.; Hejzlar, J.; Kubecka, J., Trophic structure of nine Czech reservoirs regularly stocked with piscivorous fish, *Hydrobiologia*, 2000 429(1-3): 141-149. DOI: 10.1023/A:1004048415779
- Seip, K. L., Phosphorus and nitrogen limitation of algal biomass across trophic gradients. *Aquatic Sciences* 1994 vol.56: 16–28.
- Sherestha, S.; Kazama, F., Assessment of surface water quality using multivariate statistical techniques: a case study of the Fuji river basin, Japan, *Environ. Model Softw.*, 2007 22(4): 464–475.

- Smayda, T. J., Bloom dynamics: physiology, behaviour, trophic effects. What is a bloom? A commentary, *Limnol. Oceanogr.*, 1997 42(5 part 2): 1132-1136.
- Smayda, T. J., *The Physiological Ecology of Phytoplankton, Phytoplankton species succession*, Blackwell, Oxford, 1980, 493-570.
- Smith, V. H., Low nitrogen to phosphorus ratios favor dominance by blue-green algae in lake phytoplankton, *Science*, 1983 221(4611): 669–671. DOI: 10.1126/science.221.4611.669
- Smith, V. H.; Sieber-Denlinger, J.; Denoyelles, Jr. F.; Campbell, S.; Pan, S.; Randtke, S. J., Managing taste and odor problems in a eutrophic drinking water reservoir, *Lake and Reservoir Management*, 2002 18(4): 319-323. DOI: 10.1080/07438140209353938
- Sommer, U.; Gliwicz, Z. M.; Lampert, W.; Duncan, A., The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters, *Arch. Hydrobiol.*, 1986 106: 433-471.
- Stratton, F.E.; McCarty, P.L., Prediction of nitrification effects of the dissolved oxygen balance of streams, *Environ. Sci. Technol.*, 1967 1(5): 405-410.
- Strobl, R. O.; Robillard, P. D., Network design for water quality monitoring of surface freshwaters: a review, *J. Environ. Manage.*, 2008 87(4): 639–648.
- Szabó, S.; Elemér, L.; Kovács, Z.; Püspöki, Z.; Kertész, Á., Singh, S.K.; Balázs, B., NDVI dynamics as reflected in climatic variables: spatial and temporal trends – a case study of Hungary, *GISci. Remote Sens.*, 2018 56(4): 624-644.
- Szlávik Lajos, *A Tisza-völgy árvízvédelme és fejlesztése. Földrajzi Konferencia, Szeged 2001.*
- Szombati, D.; Tasi, J., Különböző gyephasznosítási módok hatása a növényállomány összetételére a hortobágyi vizes élőhely-rekonstrukciós programban. 2007 AWETH Vol3(1)
- Tedesco, L.; Vichi, M.; Thomas, D. N., Process studies on the ecological coupling between sea ice algae and phytoplankton, *Ecol. Modelling*, 2012 226: 120-138.
- Thompson, J.; Pelc, C. E.; Borgan III, W.R.; Jordan, T.E., The multiscale effects of stream restoration on water quality, *Ecol. Eng.*, 2018 124: 7-18.
- Tian, Y.; Jiang, Y.; Kiu, Q.; Dong, M.; Xu, D.; Liu, Y.; Xu, X., Using a water quality index to assess the water quality of the upper and middle

- streams of the Luanhe River, northern China, *Sci. Total Environ.*, 2019 667: 142-151.
- Trombulak, S. C.; Frissell, C. A., Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities, *Conserv. Biol.*, 2000 14: 18-30.
- Tu, J., Spatially varying relationships between land use and water quality across an urbanization gradient explored by geographically weighted regression, *Appl. Geogr.*, 2011 31: 376–392.
- United States Environmental Protection Agency. *Methods for Chemical Analysis of Water and Wastes*; Office of Research and Development: Washington, DC 20460, United States, 1983.
- Utermöhl, H., Neue Wege in der quantitativen Erfassung des Planktons (mit besonderer Berücksichtigung des Ultraplanktons), *Verhandlungen Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 1931 5(2): 567-596. DOI: 10.1080/03680770.1931.11898492
- van Cleemput, O.; Samater, A.H., Nitrite in soils: accumulation and role in the formation of gaseous N compounds, *Fert. Res.*, 1996 45: 81-89.
- Van Ginkel, C. E.; Cao, H.; Recknagel, F.; Du Plessis, S., Forecasting of dinoflagellate blooms in warm-monomictic hypertrophic reservoirs in South Africa by means of rule-based agents, *Water SA*, 2007 33(4): 531-538.
- van Liere, L.; Walsby, A. E., *The biology of the cyanobacteria, Interactions of cyanobacteria with light*, Blackwell Science Publications, Oxford, 1982, 9-45.
- Varol, M.; Gökot, B.; Bekleyen, A.; Şen, B., Spatial and temporal variations in surface water quality of the dam reservoirs in the Tigris River basin, Turkey, *Catena*, 2012 92(1): 11–21.
- Vitousek, P. M.; Aber, J. D.; Howarth, R. W.; Likens, G. E.; Matson, P. A.; Schindler, D. W.; Schlesinger, W. H.; Tilman, D. G., Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences, *Ecol. Appl.*, 1997 7: 737–750.
- Vrzel, J.; Vuković-Gačić, B; Kolarević, S; Gačić, Z.; Kračun-Kolarević, M.; Kostić, J.; Aborgiba, M.; Farnleitner, A; Reischer, G; Linke, R; Paunović, M.; Ogrinc, N., Determination of the sources of nitrate and the microbiological sources of pollution in the Sava River Basin, *Sci. Total Environ.*, 2016 573: 1460-1471.
- Wallace, J. M.; Held, I. M.; Thompson, D. W. J.; Trenberth, K. E.; Walsh, J. E., Global Warming and Winter Weather. *Science* 2014 vol. 343 (6172): 729-730. DOI: 10.1126/science.343.6172.729

- Wang, H.; Wang, H., Mitigation of lake eutrophication: Loosen nitrogen control and focus on phosphorus abatement, *Progress in Natural Science*, 2009 19(10): 1445-1451. DOI: 10.1016/j.pnsc.2009.03.009
- Webb, B. W.; Nobilis, F., Long-term changes in river temperature and the influence of climatic and hydrological factors, *Hydrolog. Sci. J.*, 2007 52: 74-85.
- Weigelhofer, G.; Ramião, J. P.; Pitzl, B.; Bondar-Kunze, E.; O'Keeffe, J., Decoupled water-sediment interactions restrict the phosphorus buffer mechanism in agricultural streams, *Sci. Total Environ.*, 2018 628-629: 44-52.
- West, G. S., A biological investigation of the Peridinieae of Sutton Park, Warwickshire, *New Phytol.*, 1909 8: 181-196.
- Whittington, J. L.; Sherman, B.; Green, D.; Oliver, R. L., Growth of *Ceratium hirundinella* in a subtropical Australian reservoir: the role of vertical migration, *Journal of Plankton Research*, 2000 22(6): 1025-1045. DOI: 10.1093/plankt/22.6.1025
- Wilcox, D. A., Wetland and aquatic macrophytes as indicators of anthropogenic hydrologic disturbance. *Natural Areas Journal* 1995 15(3): 240-248.
- Yamamoto, T.; Seike, T.; Hashimoto, T.; Tarutani, K., Modelling the population dynamics of the toxic dinoflagellate *Alexandrium tamarense* in Hiroshima Bay, Japan, *J. Plankton Res.*, 2002 24(1): 33-47.
- Yancheva, V.; Georgieva, E.; Stoyanova, S.; Velcheva, I.; Somogyi, D.; Nyeste, K.; Antal, L., A study on the Caucasian dwarf goby (*Knipowitschia caucasica* Berg, 1916) from an anthropogenically loaded site in Hungary using multiple tissues analyses, *Acta Zool-Stockholm*, 2019, in press <https://doi.org/10.1111/azo.12310>.
- Yaqoob, M.; Siddiqui, M. A.; Masoom, M., Flow-injection spectrophotometric determination of nitrite in water samples, *J. Indian Chem. Soc.*, 1992 69: 32-33.
- Zhai, S.; Yang, L.; Hu, W., Observation of atmospheric nitrogen and phosphorus deposition during the period of algal bloom formation in northern Lake Taihu, China, *Environmental Management*, 2009 44(3): 542-551. DOI: 10.1007/s00267-009-9334-4

Internetes hivatkozások

Web1: <https://mek.oszk.hu/02100/02185/html/334.html>
Web2: <https://www.gyomaendrod.com/horgaszvizek/nemeth-zugi-holtag>
Web3: <http://www.gyomaendre.hu/hu/info/horgaszat/horgaszvizek-halallomany/nemetzugiholtag.html?lang=hu>
Web4: https://korosokvideke.blog.hu/2018/11/18/nemet_-zug
Web5: <http://elmenyekvolgye.hu/latnivalok/7-lazberci-viztarozo>
Web6: <https://szallaskeres.hu/blog/a-bukk-rejtett-csodaja-lazberci-viztarozo>

12. Tudományos tevékenység jegyzéke

Tudományos tevékenység a disszertáció témájában:

Idegen nyelvű tudományos közlemények külföldi folyóiratban:

Somlyai, I.; Berta, C.; Nagy, S.; Dévai, G.; Ács, É.; Szabó, L.; Nagy, J.; Grigorszky, I.: Heterogeneity and Anthropogenic Impacts on a Small Lowland Stream. *Water*. 11 (10), 1-14, 2019. (**Q1 – Impakt Faktor: 2.524**)

Grigorszky, I.; Kiss, K.; Szabó, L.; Dévai, G.; Nagy, S.; **Somlyai, I.**; Berta, C.; Gligora-Udovič, M.; Borics, G.; Pór, G.; Muwafaq, Y.; Hajredini, A.; Tumurtogoo, U.; Ács, É.: Drivers of the *Ceratium hirundinella* and *Microcystis aeruginosa* coexistence in a drinking water reservoir. *Limnetica*. 38 (1), 41-53, 2019. (**Q3 – Impakt Faktor: 0.574**)

Grigorszky, I.; Kiss, T.; Pór, G.; Dévai, G.; Nagy, S.; **Somlyai, I.**; Berta, C.; Duleba, M.; Trábert, Z.; Ács, É.: Temperature and growth strategies as the essential factors influencing the occurrence of *Stephanodiscus minutulus* (Kützing) Cleve & Möller and *Palatinus apiculatus* (Ehrenberg) Craveiro, Calado, Daugbjerg & Moestrup. *Fundam. Appl. Limnol.* 189 (2), 167-175, 2017. (**Q2 – Impakt Faktor: 1.361**)

Az értekezés témakörében elhangzott előadások jegyzéke:

Somlyai, I. (2019): Egy alföldi kisvízfolyás változatossága és a különböző antropogén hatások. Hidrobiológus Fórum. 2019. december 5., MTA Debreceni Területi Bizottság Székháza, Debrecen, Magyarország.

Somlyai, I.; Grigorszky, I. (2016): A Tóció, egy tipikus alföldi ér vízminőségi jellemzése. Magyar Hidrológiai Társaság, XXXIV. Országos Vándorgyűlés, 2016. július 6-8., Debrecen, Magyarország.

Grigorszky, I.; Dévai, G.; Berta, C.; **Somlyai, I.;** Nagy, S. A. (2018): Drivers of cyanobacterial and eucaryotic algal blooms in drinking water reservoir. 6th International Conference, Selected Aspects of Integrated Environmental Management: „State of the environment – manifestation of natural and cultural heritage.”, 2018, október 11-12. Congress hall, Zvolen, Szlovákia.

Grigorszky, I.; Dévai, G.; Palombi, B.; Viski V.; **Somlyai, I.;** Nagy, S. A. (2015): Mi befolyásolja az algaplankton-közösségek szerkezetét? 10. Magyar Ökológus Kongresszus. 2015. 08. 12. – 2015. 08. 14., Pannon Egyetem, Veszprém, Magyarország.

Grigorszky, I.; Udovič, M. G.; **Somlyai, I.;** Palombi, B.; Czövek, L.; Dévai, Gy.; Nagy S. A. (2015): Relationships between algal production and the physical and chemical properties of a drinking water reservoir. 2015. szeptember 18 – 23, Sveti Martin, Horvátország.

Grigorszky, I.; Garamhegyi, L.; Dévai, G.; Borics, G.; Cövek, L.; **Somlyai, I.;** Viski, V.; Palombi, B.; Kiss, K. T.; Ács, É. (2014): Ceratium hirundinella előfordulása és különböző fizikai- ill. kémiai változók közötti összefüggések vizsgálata a Lázbérci-tározón. LVI. Hidrobiológus Napok. 2014. október 1 – 3, MTA Ökológiai Központ, Balatoni Limnológiai Intézet, Tihany, Magyarország.

Grigorszky, I.; Cupşa, D.; Dévai, G.; Telcean, I.; Nagy, S. A.; Palombi, B.; Viski, V.; **Somlyai, I.** (2013): Relationships Dinophyta (armored-flagellated algae) production and the physical and chemical properties of a drinking water reservoir. International Conference on Sciences. 2013. november 8 – 9, University of Oradea, Faculty of Sciences, Nagyvárad, Románia.

Az értekezés témakörében készült poszter előadások jegyzéke:

Somlyai, I. (2019): Anthropogenic impacts on small lowland streams. 7th International Conference, Selected Aspects of Integrated Environmental

Management: „Culture and Environment“, 2019 október 10-11. Technical University in Zvolen, Zvolen and Banská Štiavnica, Szlovákia.

Somlyai, I.; Grigoszky I. (2015): Egy alföldi ér, a Tóció hidrobiológiai jellemzése. LVII. Hidrobiológus Napok. 2015. október 7 – 9, MTA Ökológiai Központ, Balatoni Limnológiai Intézet, Tihany, Magyarország.

Egyéb tudományos közlemények:

Idegen nyelvű tudományos közlemények külföldi folyóiratban:

Berta, C.; Gyulai, I.; Szabó, J.; Simon, E.; Nagy, S.; **Somlyai, I.;** Grigoszky, I.: Cladocerans as indicators in the importance of passive nature conservation. *Biologia*. 73 (9), 875-884, 2018. (**Q3 – Impakt Faktor: 0.728**)