

Trábert Zsuzsa

Bentonikus kovaalga vizsgálatok a Dunán a környezeti tényezők függvényében

– *Doktori értekezés* –

DOI azonosító:
10.15476/ELTE.2023.043

Témavezető:
Dr. Ács Éva, DSc
kutatóprofesszor
Nemzeti Közszolgálati Egyetem, Víz tudományi Kar, Vízellátási és
Csatornázási Tanszék

**Környezettudományi Doktori
Iskola**
Iskolavezető: Dr. Turányi Tamás,
DSc

**Környezetbiológia Doktori
Program**
Programvezető: Dr. Tóth Erika,
DSc



Készült:
Eötvös Loránd Tudományegyetem, Budapest

2023

Tartalomjegyzék

1. Bevezetés.....	6
2. Célkitűzések	9
3. Irodalmi áttekintés.....	11
3.1 A kovaalgákról általában	11
3.2 A Duna bevonatlakó kovaalgaegyüttesére irányuló kutatások	11
3.3 A kovaalgák és a vízminősítés	16
3.3.1 Európai Unió Víz Keret-irányelv	16
3.3.2 Kovaalga traitek (jellegek)	17
3.3.2.1 A kovaalga trait (jelleg) definíciója.....	17
3.3.2.2 A kovaalga traitek vizsgálatának története.....	17
3.3.2.3 Kovaalga ökológiai csoportok.....	21
3.3.2.3.1 Alacsony profilú kovaalga ökológiai csoport.....	24
3.3.2.3.2 Magas profilú ökológiai csoport.....	28
3.3.2.3.3 Mozgásra képes ökológiai csoport	30
3.3.2.3.4 Planktonikus csoport	31
3.3.2.4 Sejtméret és öko-morfológiai csoportok.....	31
3.4 Vízminősítés kovaalga traitek vs. „hagyományos” minősítés alapján.....	35
3.5 Egy invazív kovaalga faj, az <i>Achnantheidium delmontii</i> gyors terjedése a Dunában és mellékfolyóiban.....	37
4. Anyag és módszer	39
4.1 Az ökológiai állapotértékelés során gyakran használt kovaalga index (IPS) és a kovaalga ökológiai csoportok összehasonlítása a Duna esetében.	39
4.1.1 Középtávú vizsgálatok	39
4.1.1.1 A vizsgált terület.....	39
4.1.1.2 Mintavétel.....	40
4.1.1.3 Kovaalga minták feldolgozása	40
4.1.1.4 Környezeti változók.....	41
4.1.1.5 Kovaalga index és trait adatok	41
4.1.1.6 Adatelemzés	42
4.1.2. Keresztszelvény vizsgálat.....	43
4.1.2.1 A vizsgált terület.....	43
4.1.2.2 Mintavétel.....	43
4.1.2.3 Környezeti változók.....	44
4.1.2.4 Kovaalga index és trait adatok	44
4.1.2.5 Adatelemzés	44

4.1.3	Kagylóhéjak felszínén képződött bevonat kovaalga együttesének vizsgálata	44
4.1.3.1	A vizsgálat helyszíne	44
4.1.3.2	Mintavétel	44
4.1.3.3	Környezeti változók	46
4.1.3.4	Kovaalga index és trait adatok	46
4.1.3.5	Adatelemzés	46
4.2	Budapest hatása a Duna bevonatlakó kovaalga együttesére	46
4.2.1	A vizsgált terület	46
4.2.2	Mintavétel	49
4.2.3	Környezeti változók	49
4.2.4	Kovaalga index és trait adatok	49
4.2.5	Adatelemzés	50
4.3	Egy invazív kovaalga faj, az <i>Achnanthydium delmontii</i> gyors terjedése a Dunában és mellékfolyóiban	50
4.3.1	A vizsgált terület	50
4.3.2	A fitobentosz minták metabarkód adatai	52
4.3.3	Adatelemzés	53
5.	Eredmények	54
5.1	Az ökológiai állapotértékelés során gyakran használt kovaalga index (IPS) és a kovaalga ökológiai csoportok összehasonlítása a Duna esetében	54
5.1.1	Középtávú vizsgálatok	54
5.1.1.1	Környezeti változók	54
5.1.1.2	Az IPS index	57
5.1.1.3	Kovaalga ökológiai csoportok	57
5.1.1.4	Az IPS index, a kovaalga ökológiai csoportok és a környezeti változók kapcsolata	58
5.1.1.5	Fajösszetétel	60
5.1.2	Keresztszelvény vizsgálat	61
5.1.2.1	Környezeti változók	63
5.1.2.2	Az IPS index	63
5.1.2.3	Kovaalga ökológiai csoportok	64
5.1.2.4	Fajösszetétel	65
5.1.3	Kagylóhéjak felszínén végzett bentonikus kovaalga vizsgálatok	66
5.1.3.1	IPS index	66
5.1.3.2	Kovaalga ökológiai csoportok	66
5.1.3.3	Fajösszetétel	68
5.2	Budapest hatása a Duna bentonikus kovaalga közösségére	68

5.2.1 Környezeti változók.....	68
5.2.2 IPS index	72
5.2.3 Traitek	72
5.2.4 Fajösszetétel.....	78
5.3 Egy invazív kovaalga faj, az <i>Achnanthydium delmontii</i> Pérès, Le Cohu & Barthès 2012 gyors terjedése a Dunában és mellékfolyóiban.....	80
5.3.1 Az <i>Achnanthydium delmontii</i> taxonómiai leírása	80
5.3.2 Az <i>Achnanthydium delmontii</i> megjelenése és terjedése	81
5.3.3 Az <i>Achnanthydium delmontii</i> autökológiája és a társfajok	83
5.3.4 A Helyspecifikus Biológiai Szennyezési (SBC) index és az ADMO kovaalga közösségre gyakorolt hatása.....	84
5.3.5. A dunai minták közösség összetétele (ADMO _{Db})	86
5.3.6 Az ADMO _{Db} helyek Procrustes-analízise	88
5.3.7 A kovaalga közösség összetétele az ADMO _{IN} adatcsoportban.....	88
5.3.8 Az ADMO _{IN} helyek Procrustes-analízise.....	89
6. Diskusszió.....	90
6.1 Az ökológiai állapotértékelés során gyakran használt kovaalga index (IPS) és a kovaalga ökológiai csoportok összehasonlítása a Duna esetében	90
6.1.1 Középtávú vizsgálat.....	90
6.1.1.1 Környezeti változók.....	90
6.1.1.2 Az IPS index (vízminőség).....	90
6.1.1.3 Az IPS index, a kovaalga ökológiai csoportok és a környezeti változók kapcsolata	91
6.1.1.4 Fajösszetétel	93
6.1.2 Keresztszelvény vizsgálatok	94
6.1.2.1 Környezeti változók.....	94
6.1.2.2 Az IPS index.....	94
6.1.2.3 Kovaalga ökológiai csoportok.....	95
6.1.2.4 Fajösszetétel	96
6.1.3 Kagylóhéjakon végzett vizsgálataink	96
6.1.3.1 IPS index	96
6.1.3.2 Kovaalga ökológiai csoportok.....	96
6.1.3.3 Fajösszetétel	97
6.2 Budapest hatása a Duna bentonikus kovaalga közösségére	97
6.2.1 Környezeti változók – vízminőség	97
6.2.2 Az IPS index	98
6.2.3 Traitek	99

6.2.4	Ökológiai állapot a kovaalga együttes és a traitek alapján	102
6.2.5	Fajösszetétel.....	102
6.3	Egy invazív kovaalga faj, az <i>Achnanthydium delmontii</i> Pérès, Le Cohu & Barthès 2012 gyors terjedése a Dunában és mellékfolyóiban.....	103
6.3.1	Az <i>Achnanthydium delmontii</i> taxonómiai leírása	103
6.3.2	Az <i>Achnanthydium delmontii</i> megjelenése és terjedése	104
6.3.3	Az ADMO autökológiája és a társfajok	105
6.3.4	Az SBC index és az ADMO kovaalga közösségre gyakorolt hatása	106
7.	Tézisek	108
1.)	Az ökológiai állapotértékelés során gyakran használt kovaalga index (IPS) és a kovaalga ökológiai csoportok összehasonlítása a Duna esetében	108
8.	Összefoglalás.....	109
9.	Köszönetnyilvánítás	111
10.	Irodalomjegyzék.....	112
11.	Függelék	140

1. Bevezetés

A Duna hatalmas vízgyűjtő területet (801463 m²) foglal el, amelyen 19 ország osztozik. Ebből fakadóan több millió ember ivóvízellátását biztosítja (pl. parti szűrésű kutak). Ezen kívül kiemelt jelentőséggel bír gazdasági (vízierőművek energiatermelése, hajózás), árvízvédelmi, élelmezési (halászat), turisztikai, természetvédelmi (pl. biodiverzitás védelem) szempontból egyaránt (Sommerwerk és mtsai. 2022). A Duna jelentőségét mutatja, hogy számos nemzetközi egyezményt, kutatási és monitorozó programot hoztak létre a folyó és vízgyűjtő területe védelme érdekében (pl. Joint Danube Survey, AquaTerra Danube Survey, a TransNational Monitoring Network, Modelling Nutrient Emissions in River Systems), amelyeket az 1998 óta fennálló ICPDR (International Commission for the Protection of the Danube River) fogja össze (<https://www.icpdr.org/main/>).

A nagy folyókban végbemenő összetett folyamatok miatt (Stojković 2017) az élőviláguk – köztük a bevonatalkotó kovaalgáké – és a folyó által biztosított környezet közötti kapcsolatok megértése és kézzel foghatóvá tétele olykor nehézkes, így többoldalú vizsgálatot igényel (Segurado és mtsai. 2018).

A kovaalgák a vízi ökoszisztémák fontos tagjai (Kelly és mtsai. 2008, Burliga és Kociolek 2016). Jelentős a biomassza termelésük (Ertl és Tomajka 1973, Rosemarin 1975, Falkowski és mtsai. 1998, Field és mtsai. 1998, Poulíčková 2008), ezáltal a táplálékhálózatok kulcsfontosságú elemei (Allan and Castillo 2007, Turner és Edwards 2012). Ellenálló, szilícium-dioxidban gazdag kovavázuk jól strukturált, amely a morfológiai elkülönítésük alapját képezi. A bevonatalkotó kovaalgák széles körben elterjedtek, a bevonatban gyakran erős dominanciát érnek el. Rögzült életmódjuknak köszönhetően hosszabb távon ki vannak téve adott környezeti hatásnak; a környezeti tényezők változására, stressz hatására fajösszetételük, mennyiségi viszonyaik megváltozásával reagálnak, ezáltal képesek hosszabb távon jelezni a vizek ökológiai állapotában végbemenő változásokat, azaz jó bioindikátorok. Továbbá, jól definiálható az egyed fogalma, valamint könnyen kezelhető, tartós preparátum készíthető belőlük. Mindezekből fakadóan a bevonatalkotó kovaalgák vízminősítésre alkalmas szervezetek (Economou-Amilli 1980, Heinonen 1984, Stevenson 1984, Watanabe és mts-i 1988, Makovinská és Hlúbíková 2014). Ennek köszönhetően 2000-ben az Európai Unió a Víz Keretirányelv részeként – négy másik élőlény csoport mellett – a bevonatalkotó kovaalgákat felvette azon élőlények listájára, amelyek alapján kötelező rendszeresen monitorozni a felszíni

vizeket, célja felszíni vizeink vonatkozásában a jó ökológiai állapot/potenciál elérése (European Union 2000, Cüneyt és Ács 2011, Ács és mtsai. 2015a).

Az állapotfelmérés során a felszíni vizek vízminőségének leírására különböző mutatókat fejlesztettek. Ezek az indexek a kovaalga együttesek fajösszetétele, illetve a taxonok relatív abundancia értékei alapján különböző tényezők (pl. szerves szennyezés, növényi tápanyag kínálat, sótartalom, pH) szempontjából jellemzik a mintát (Ács és mtsai. 2015b). A gyakorlatban a felszíni vizek állapotfelmérése során ez a fajta vízminősítés (vagyis amikor az egyes taxonok szennyezés érzékenysége és azok relatív abundanciája alapján vízminőségi mutatót számítanak a felszíni vizek ökológiai állapotának jellemzésére) terjedt el (Ector és mtsai. 2002, Kelly és mtsai. 2008, Makovinská és Hlúbiková 2014, Ács és mtsai. 2015b). A bevonatalkotó kovaalgák a Dunában szinte folyamatosan jelen vannak, változó abundanciával, ami lehetőséget teremt a folyó rendszeres vizsgálatára. A Duna esetében használt vízminőségi mutató, az ún. 'szennyezés érzékenységi index', az IPS (Indice de Pollusensibilité Spécifique) (Cemagref 1982, Lecointe és mtsai. 1993, Makovinská és Hlúbiková 2014, Ács és mtsai. 2015b). A kovaalga fajok nemcsak szennyezés érzékenységük alapján jellemezhetők, hanem csoportosíthatjuk őket funkcionális jellegeik, ún. traitek alapján is, amelyek szintén stresszor- és diszturbancia függők (Tapolczai és mtsai. 2016). A traitek olyan morfológiai, fiziológiai vagy fenológiai tulajdonságok, amelyek egyedi, sejtes és szervezeti szinten egyaránt mérhetők, és vizsgálatuk nem igényli a környezeti feltételek vagy egyéb szerveződési szintek ismeretét (Violle és mtsai. 2007). Az elmúlt bő egy évtizedben egyre nagyobb figyelem irányult a traitekre mint az ökológiai állapotértékelés lehetséges jövőbeli (kiegészítő) eszközeire (Berthon és mtsai. 2011, Rimet és Bouchez 2012). Közülük is eleinte az ún. kovaalga ökológiai csoportok (korábbi elnevezésük szerint 'guildek') voltak a munkák fókuszában (Passy 2007, Rimet és Bouchez 2012), ennél fogva kutatótársaimmal a doktori témámban nagyobb hangsúlyt helyeztünk ennek a traiteknek az ökológiai állapotértékelésben való alkalmazhatóságának elemzésére. A kovaalgák fénymikroszkópos határozása olykor kihívások elé állítja az algászokat. A szakirodalom szerint ennek a módszernek a hasznosságát növelné, hogy nem igényelne nagy taxonómiai ismereteket, elég lenne csak nemzetségi szinten besorolni a kovaalgákat (Berthon és mtsai. 2011). Később ezeket a kutatásainkat kiterjesztettük több, elsősorban fiziológiai tulajdonságokhoz köthető (pl. a van Dam által javasolt (1994), de faj szinten megnyilvánuló kovaalga jelleg vizsgálatára is, amelynek az IPS alapú módszerrel való összehasonlítását szintén bemutatom a dolgozatomban. Továbbá több éves, elsősorban a Duna bevonatalkotó kovaalgáira irányuló vizsgálataink során lehetőségünk nyílt a kovaalgák inváziós

jelenségének megfigyelésére is, amely végső soron emberi tevékenységhez köthető (Richardson 2008), illetve összefüggésbe hozható a globális felmelegedéssel (Duleba és mtsai. 2014, Spaulding és mtsai. 2010).

2. Célkitűzések

2.1 Az ökológiai állapotértékelés során gyakran használt kovaalga index (IPS) és a kovaalga ökológiai csoportok összehasonlítása a Duna esetében (középtávú gyűjtés a sodorvonalból, keresztmetszvény mintavétel, kagylóhéjak felszínén végzett vizsgálatok).

A kovaalga ökológiai csoportok és a tápanyagtartalom közötti összefüggések feltárása a Dunában.

A kovaalga ökológiai csoportok és a hidromorfológiai paraméterek közötti összefüggések feltárása a Dunában.

Saját álláspontunk kialakítása nagy folyókra vonatkozóan arról az irodalomban többször felvetett gondolatról, hogy a fitobentosz élőlénycsoport esetében is helyettesítheti a faj alapú ökológiai állapotértékelést a trait alapú, vagy legalábbis fontos kiegészítője lehet.

Eszerint a következő hipotéziseket vizsgáltuk: i) a mozgásra képes és a magas profilú kovaalga ökológiai csoport illetve a tápanyagok között szignifikáns, pozitív korrelációt, az alacsony profilú csoporttal azonban negatív korrelációt vártunk az irodalomban leírtak alapján; ii) szignifikáns negatív korreláció a mozgásra képes, a magas profilú és az IPS között, de szignifikáns, pozitív korreláció a alacsony profilú és az IPS között; iii) szignifikáns negatív korrelációt vártunk a magas profilú és a vízhozam között, és szignifikáns pozitív korrelációt a vízhozam és az alacsony profilú között.

2.2 Budapest hatása a Duna bentonikus kovaalga közösségére

A Budapest feletti és alatti különbségek kimutatása a bentonikus kovaközösség vizsgálatával becsülhető ökológiai állapot és a fizikai-kémiai változók tekintetében.

A nagyváros okozta terhelés hatására bekövetkező változások feltárása a kovaalga közösség fajösszetételében és funkcionális traitjeiben (köztük a kovaalga ökológiai csoportokban).

Eszerint a következő hipotéziseket vizsgáltuk: i) szignifikáns eltérést vártunk a fizikai-kémiai változók értékében Budapest alatt és felett; ii) a bentonikus kovaalga közösség alapján a Duna vízminősége Budapest alatt rosszabb, mint felette és ez visszatükröződik a fajösszetétel mellett a funkcionális traitekben is.

2.3 Egy invazív kovaalga faj, az *Achnanthydium delmontii* Pérès, Le Cohu & Barthès

2012 gyors terjedése a Dunában és mellékfolyóiban

Arra törekedtünk, hogy a minél pontosabb határozást elősegítve részletes taxonómiai leírást közöljünk a kérdéses fajról.

Megvizsgáljuk a faj megjelenését és terjedését a Duna vízgyűjtőjén (kiemelten a Dunában, valamint hazai vízfolyásainkban).

18 környezeti változó elemzésével és a társfajok figyelembevételével jellemezzük a faj autökológiai tulajdonságait, megadjuk a faj optimumát és tolerancia érték határait.

Az SBC index (Helyspecifikus Biológiai Szennyezési Index, Site-specific Biological Contamination invasion index) alkalmazásával megbecsüljük az invazív fajok megjelenésének és terjedésének kockázatát, illetve megvizsgáljuk a szóban forgó invazív faj bevonatközösségre gyakorolt hatását.

Eszerint a következő hipotéziseket vizsgáltuk: i) az *A. delmontii* invazív faj, melynek expanziója összefügg a globális felmelegedéssel; ii) egy invazív faj megjelenése a bevonatban jelentős hatással van a közösség összetételére.

3. Irodalmi áttekintés

3.1 A kovaalgákról általában

A kovaalgák a vízi ökoszisztémák fontos tagjai (Kelly és mtsai. 2008, Burliga és Kociolek 2016). Jelentős biomassza termelésük (Ertl és Tomajka 1973, Rosemarin 1975, Falkowski és mtsai. 1998, Field és mtsai. 1998, Poulíčková 2008) mellett a táplálékhálózatok kulcsfontosságú elemei (Allan and Castillo 2007, Turner és Edwards 2012). A kovaalga fajok számát a Földön kb. húszezer és kétmillió közöttire becsülik (Alers-García és mtsai. 2021). Sajátos felépítésüknek köszönhetően az egyed fogalma jól definiálható. Ellenálló, szilícium-dioxid alapanyagú, jellegzetes, jól strukturált kovavázuk alapot teremt a taxonok morfológiai megkülönböztetéséhez. Sokféle élőhelyen megtalálhatók. Számos fajuk a lebegő életmódú algákat magában foglaló fitoplankton része, és ugyancsak sok kovaalga taxon különböző, szilárd felületek felszínét népesíti be (bevonatlakók, fitobentosz), mindkét élőlény közösségnek gyakran domináns csoportját adják (Gregg és Rose 1982, Ács és Kiss 1993a, b, Ács 1998, Winter és Duthie 2000, Kröpfl és mtsai 2006). Mivel a bevonatalkotó kovaalgák jobbra rögzült életmódot folytatnak, ezért hosszabb időn keresztül ki vannak téve adott környezeti hatásnak (szemben pl. az aktív helyváltotatást végző halakkal). Ennek köszönhetően képesek hosszabb távon jelezni a környezetükben végbemenő ökológiai állapotváltozásokat, így a vizek trofitásának mértékét (Cazaubon 1984), sőt a korai eutrofizációt (Heinonen 1984), illetve a vízszennyezést is (Hein és Koppen 1979, Economou-Amilli 1980, Stevenson 1984, Watanabe és mts-i 1988, Makovinská és Hlúbiková 2014).

3.2 A Duna bevonatlakó kovaalgaegyüttesére irányuló kutatások

A Duna bevonatlakó kovaalga együttesére irányuló kutatások irodalma a hozzá hasonló méretű folyókéhoz viszonyítva bőségesebb. Számos adatot találunk a XX. és XXI. századból a Duna főágára vonatkozóan. A Duna felső szakaszán a németországi szelvényben Backhaus (1967) végzett bevonatlakó algológiai kutatásokat. Vizsgálta a környezeti tényezők és a kolonizáció közötti, illetve az aljzat típusa (természetes, mesterséges) és a betelepülés közötti összefüggést, továbbá foglalkozott a bevonat összetétele és az áramlási sebesség közötti kapcsolattal, és az áramlásnak való kitettség és a fajszám kapcsolatával. Ács és mtsai. (2003, 2006) a Duna sodorvonalából és a part menti övében gyűjtöttek kövek felületéről algabevonatot több ízben is, 2000-ben az Ingolstadtól Gödöig terjedő szakaszon, 2001 augusztusában a Nasgenstadtól Bajáig tartó szakaszon, és 2001 októberében a Pozsony és Mohács közötti szakaszon. A

kovaalgák voltak a domináns csoport. Az OMNIDIA nevű vízminősítő szoftver segítségével megbecsülték a vízminőséget is a bevonatban talált kovaalgák alapján. Ez alapján a vizsgált németországi-ausztriai-szlovákiai szakaszt általában véve „jó” vízminőségűnek találták, míg a magyarországi szakasz már csupán „közepes” állapotú volt. Továbbá egyes helyeken szerves szennyezésről is beszámoltak, amit az is alátámasztott, hogy a taxonok jelentős hányada toleráns volt a szennyezésekkel szemben. Azt is kiemelték, hogy a perifiton a planktonikus fajok számára is egyfajta menedéket jelent. Ezek aránya – nagy folyókban – elsősorban a vízhozamtól és a mellékfolyók hígító hatásától függött, de felhívták a figyelmet a gátak és tározók szerepére is, amelyek csökkentik a vízsebességet és növelik az átlátszóságot, továbbá a hidrológiai és hidromorfológiai körülményekre. E vizsgálatok eredményeit Várbíró és mtsai. (2009) részben szintén feldolgozták az ún. SOM („Kohonen Self Organizing Maps”) módszerrel, amellyel klaszterekbe rendezték a bevonatlakó kovaalga mintákat azok fajösszetétele szerint. Ez alapján jobb vízminőségű felső (németországi-ausztriai szakasz), valamint rosszabb vízminőségű alsó szakaszból (szlovákiai-ausztriai szakasz) számoltak be.

Weber (1960), Fetzmann (1963) és Bursik (1964) az ausztriai Duna-szakasz bevonatáról publikáltak. Weber (1960) szerint a bevonatban a meder közepe felé haladva az erősebb áramlás miatt kevesebb az alga, mint a part menti régióban. Fetzmann (1963) az árteret kutatta, Bursik (1964) pedig a pontonok bevonatát. Schagerl és Donabaum (1998) Bécs közelében természetes és mesterséges aljzatokon vizsgálták a bevonatlakó közösségeket a Duna jobb partján. Megfigyelésük szerint a természetes aljzatokon képződött perifiton közösségekkel ellentétben a mesterséges felületek bevonatában a zöldalgák mellett a kovaalgák domináltak.

A középső Duna-szakaszon, a szlovákiai szelvényben Juris (1973) mennyiségi algológiai vizsgálati eredményekről számolt be. A kutatást a folyó főmedrének két pontján és két mellékágában végezte. Sima üveglemezeket helyezett le aljzat gyanánt a víz felszíne alá, majd egy hónap elteltével megnézte az egyes fajok abundanciáját, illetve a teljes abundanciát. Az aljzat típusa ellenére a főmederben meglepően magas egyedszámokat tapasztalt. A bevonat jelentős részét kovaalgák tették ki. Ertl és mtsai. (1972) a Duna litorális régiójában vizsgálták a biomassza és a klorofill alakulását. Ertl és Tomajka (1973) a bevonat primer produkcióját tanulmányozták. 1983-ban pedig Hindák és Záhumensky összeállításában jelent meg egy lista a Duna szlovákiai szakaszának algaflórájáról.

A magyarországi Duna-szakasz bevonatlakó algaegyüttesének kovaalgáiról első ízben Cholnoky (1922, 1933) publikált. Vizsgálódásai kiterjedtek a Soroksári-Dunára, a váci, a káposztásmegyeri szelvényre, és az akkor még a magyarországi szakaszhoz tartozó Bécs feletti

ágakra. A Soroksári-Duna különböző, természetes aljzatain megtelepedő bevonatalgái közül a kovamoszatokat csak részben érinti Halász (1936), egy évvel később azonban egy külön kutatást is szentel a kovaalgáknak (Halász 1937). Palik (1961) szintén a Soroksári-Duna perifiton összetételét vizsgálta, de betonépítményeken. Tamás (1949) a Duna budapesti szakaszán (a Margitszigettől a lágymányosi vasúti összekötő hídig) vizsgálta a part mentén a bevonatot, ahol összesen 118 taxont mutatott ki. Megjegyzi azt is, hogy a „profundális bentosz” általában szegényes; a mederfenéken állandóan sodródó hordalék rögzített életmódú algafajok megtelepedésére nem alkalmas, ennél fogva csekély számban élnek itt élőlények, köztük kovamoszatok a baktériumok, gombák és cianobaktériumok mellett. Dudich irányításával 1958-ban expedíciót indítottak a Dunán, amelynek a főmeder élővilágának tanulmányozása volt a célja, a Nagymaros és Mohács közötti szakaszon. A bevonatot pontonokról vették. A projekt kovaalga vizsgálatának eredményeiről Szemes (1960) készített összefoglalót. Alig akadt olyan minta, amelyben nem volt kovamoszat, illetve a pontonok perifitonját többnyire ez az algacsoport képezte. Az addig a Dunából (a magyarországi szakaszból) ismert 323 kovaalga faj közül 70-et találtak meg. A minták jelentős részében 12-15 faj volt jelen állandóan, és 3-4 fordult elő tömegesen. Mintavételi helyenként részletes leírást ad az egyes fajok gyakoriságáról, illetve tömegességéről. Az említett projekten túl Szemes (1966) később is rendszeresen vizsgálta a Duna algavegetációját, beleértve a kovaalga világot, többek között foglalkozott a Duna vízszintingadozása és a periodikusan jelentkező algaprodukciónak kapcsolatával, külön figyelmet szentelve a felszín közeléből nyert ivóvízre. Megállapítása szerint az algák esetében megfigyelhető mennyiségi változás hatással van a vízminőségre. Alacsony vízálláskor kedvezővé váló ökológiai körülmények alakulnak ki (ez az állapot a magyarországi Duna-szakaszon ősszel, főként októberben áll elő), ami nagyobb fitoplankton és fitobentosz-produkcióhoz vezet. Ha lassabb a vízáramlás, dús algagyepék képződhetnek, ilyenkor nagyobb a planktonból kiülepedő fajok száma is. Erős áramlás esetén emelkedik a víz lebegőanyag tartalma. Ez kedvezőtlen ökológiai körülményeket von magával (csökken a víz átlátszósága), amely pedig útját állja az algák fejlődésének. Erős áramláskor a kolóniák szétzilálódnak. A planktonikus fajok elsodródását a fonalas szervezetek is követik. Az áradás után pedig kb. 8-10 nap elteltével telepsznek meg újra jelentős számban az algák a bevonatban.

A 60-as években abbamaradt magyarországi dunai perifiton kutatást Ács, valamint Ács és Kiss élénkítették fel szezonális és kolonizációs vizsgálataikkal, amelyeket többek között a gödi szakaszon végeztek (Ács 1988, 1998, Ács és Kiss 1991, 1993a, 1993b). Ezekben a munkákban 1984 és 1986 között vizsgálták a Duna algabevonatát mesterséges aljzatok segítségével. A

minőségi és mennyiségi eloszláson túl vizsgálták az aljzat iránya és a rajta képződött bevonat egyedszáma közötti összefüggést, az aljzat benépesülésének folyamatát, valamint a vízáramlás hatását a bevonat közösségekre. Megnevezték a vizsgált időszakban, a vizsgált Duna-szakaszon tapasztalt konstans és domináns bevonatlakó kovaalga fajokat. Megállapította, hogy az áramlás útjába helyezett tárgylemezeken megszakad a lamináris áramlás, ezáltal csökken az algákra gyakorolt nyíróstressz, így növekszik az esélyük a megtelepedésre. A lemezek előtt és mögött szinte állóvízi jellegű mikrohabitat alakul ki, ahol a nettó növekedési ráta is nagyobb lehet. Ezeken a helyeken kapták a legnagyobb egyedszámot. Ezzel ellentétben, az áramlás útjával párhuzamosan elhelyezett lemezeken kisebb egyedszámot kaptak, mivel itt kisebb eséllyel tudnak megtelepedni az algák, valamint a lemosódás mértéke is jelentősebb. A vízszintesen elhelyezett lemezek esetén is utóbbihoz hasonlóan tapasztaltak, ám itt a kiülepedő hordalék is akadályozhatta az algák megtelepedését. Továbbá javasolják, hogy az üvegből készült aljzatot célszerű érdesíteni, hogy jobban hasonlítson a természetes felületekhez. Ez csökkenti az áramlás leöblítő hatását, és így könnyebben tudnak rögzülni az algák is. Megállapították, hogy nemcsak a vízhozam csökkenésekor nőtt a minták összegyedszáma, hanem a 100 m³/s-nál kisebb vízhozam emelkedésekkor is. Ezt azzal magyarázzák, hogy ilyenkor a leöblítő hatás még nem érvényesül. Azonban a gyorsabban áramló víz több tápanyagot juttat a bevonat belsejében lévő szervezeteknek is. 100-400 m³ s⁻¹ közötti vízhozam-növekedéskor kb. egyensúlyban van a szaporodás következtében fellépő gyedszám növekedés és a lemosódás miatti egyedszámcsökkenés. 400 m³ s⁻¹-nél nagyobb vízhozam növekedéskor túlsúlyba kerül a leöblítés hatására fellépő egyedszámcsökkenés. Azt is megállapították, hogy a kolonizáció korai fázisában a nagyméretű arafés és birafés kovaalga taxonok domináltak a bevonatban. A kolonizáció későbbi fázisában a kicsi méretű bi- és monorafés fajok kerültek többségbe, majd pedig a közepes mono- és birafés taxonok.

Ács és mtsai. (2000) A Duna gödi szakaszának sodorvonalában elhelyezett mesterséges aljzatokon fejlődött bevonat kompozícióját hasonlították össze a fitoplankton alga összetételével, valamint beszámoltak arról, hogy a bevonatban a kolonizáció első hetében a nagy reprodukciós rátával rendelkező R (ruderális)-stratégisták jelentek meg először, a második héttől pedig a lassabban szaporodó C-, C-S-fajok (kompetitív és stressztűrő stratégisták). A harmadik héten kialakult egy felső szint a bevonatban, amelyet láncalkotó, valamint rövid, nem elágazó kocsonyanyéllel rögzülő, valamint euplanktonikus centrales kovaalga taxonok alkottak. Ugyancsak a Duna gödi szakaszán gyűjtöttek mintát Ács és mtsai. (2006) 2003-ban (májustól októberig), havonkénti rendszerességgel annak érdekében, hogy megfigyeljék a

száraz időszak vízminőségre gyakorolt hatását (2003-ban rendkívül alacsony vízjárási viszonyok jellemezték a folyót). Azt tapasztalták, hogy szokatlanul érett, vaskos bevonat alakult ki a kövek felületén, valamint a vízminősítő index alapján rendre szennyezettnek találták a Duna vizét a gödi szakaszon. Előbbit azzal magyarázták, hogy a bevonatban élő kovaalgák a kocsonyás anyag intenzív termelésével védekeztek az erős UV-B sugárzással szemben, amely károsító hatásának jobban ki voltak téve a víz átlátszóságának növekedésével (mivel leülepedett a lebegőanyag tartalom). Utóbbit pedig a kibocsájtott szennyvíz káros hatásával hozták összefüggésbe, amely kisvízes időszakban jelentősebb hatást gyakorolhat a víz minőségére. Szabó és mtsai. (2007) az alacsony hőmérsékletű vizeket kedvelő *Navicula novaesiberica* nevű invazív kovaalga faj dunai jelenlétéről számoltak be. Gödnél, a 2004 és 2006 közötti időszakban gyűjtött, négy téli mintájukban találták meg a fajt 1%-nál alacsonyabb relatív abundanciával. Makovinská és Hlúbiková (2014) az ökológiai állapotfelmérés szempontjából ismertették a folyó teljes hosszában a Duna bentonikus algaközösséget. A Szennyezés Érzékenységi Index (IPS) segítségével értékelték a folyó vízminőségét. A Duna felső és középső szakasza között határozott különbségeket tapasztaltak, rávilágítva a vízi környezet hosszirányú degradációjának növekedésére. Dömölki és mtsai. (2022) üveg és polikarbonát aljzatokon vizsgálták a bevonat mennyiségi és minőségi változása és nyolcféle gyógyszermaradvány koncentrációja közötti kapcsolatot a Dunában, Budapestnél („Zöldsziget”). Megállapították, hogy az aljzat típusa befolyásolta a biofilm kovaalga összetételét és a biomassza produkciót, miközben a környezeti feltételek azonosak voltak. Így a bevonatot eltérő fizikai-kémiai tulajdonságok jellemezték. Továbbá kiemelték, hogy mivel a különböző gyógyszermaradványokra nézve a bevonat akkumulációs képessége erősen függ annak biológiai összetételétől és tulajdonságaitól, meglehetősen nehéz összehasonlítani a különböző vízi környezeteket.

A Duna-delta bevonatlakó algáiról több kutatás is született Vladimirova (1961a, b), Serbanescu (1963), Oltean (1968, 1969, Oltean és Zanoschi 1963), valamint Rudescu és Popescu-Marinescu (1970) tollából. Oltean (1970a, b, 1971) a primer produkcióról írt. 1970-ben Busnita és mtsai. állítottak össze egy értekezést a Duna romániai szakaszán folytatott hidrobiológiai kutatások eredményeiről, több fejezetet szentelve a bevonat vizsgálatoknak. Ezek főként kvalitatív vizsgálatok (természetes és mesterséges aljzat), de az eredményeket felhasználták a szaprobiológiai vízminősítésben is. Tanulmányozták a bevonat fajösszetételében mutatkozó horizontális és vertikális különbségeket is. A Duna-delta kovaalga fajdiverzitásával foglalkozó, addig megjelent publikációkat, illetve a környezetvédelmi hatóságok részére készített hatósági jelentéseket foglalta össze Török (2004). Kutatása szerint az addig elmúlt 50 év során mintegy

599 kovaalga taxon jelenlétét igazolták a Duna-delta vízi ökoszisztémájában (tavak, csatornák, dunai mellékágak is).

Látható, hogy a Duna bevonatlakó algaközösségének vizsgálatára irányuló kutatások irodalma viszonylag gazdag (a többi nagy folyóéhoz képest), azonban kifejezetten a Duna főmedre bevonatlakó kovaalga együttesének jelleg alapú vizsgálatára irányuló kutatások gyakorlatilag nincsenek. Ács és mtsai. (2020) ugyan foglalkoztak a bevonatlakó kovaalga közösség trait szempontú kiértékelésével, de ezeket a vizsgálatokat nem a főmederben, hanem a szigetközi régióban végezték.

3.3 A kovaalgák és a vízminősítés

3.3.1 Európai Unió Víz Keret-irányelv

Az urbanizáció a földhasználat átfogó és gyorsan növekvő formája (Paul és Meyer 2001). A városi területeken végbemenő változások többléptékűek, megváltoztatják a tájhasználatot, a tájborítást, a biodiverzitást és a vízi rendszereket, lokális és regionális léptékben egyaránt, továbbá befolyásolják a lokális és globális biokémiai ciklusokat, valamint a klímát is (Grimm és mtsai. 2008). A városiasodás különböző módokon befolyásolja a folyóvízi ökoszisztémákat, beleértve azok hidrológiai (pl. gyakoribb, nagyobb és gyorsabban levonuló áradások), geomorfológiai (pl. medererózió), kémiai arculatát (pl. tápanyag terhelés, sótartalom, olyan szennyezőanyagok bevezetése, mint a fémek, peszticidek), illetve hőmérsékleti viszonyait (pl. magasabb értékek, szemben az erdővel szegélyezett folyóvizek esetében) (Paul és Meyer 2001, Walsh és mtsai. 2005). Tehát a városiasodás jelentős hatást gyakorol a vízi bióta és az ökoszisztéma funkció minden szintjére (Grimm és mtsai. 2008), így a bevonatlakó kovaalga együttesekre is.

A bevonatlakó algaszervezetek vizsgálata hosszú éveken keresztül háttérbe szorult a fitoplankton vizsgálatokhoz képest, különösen Közép-Kelet-Európában, illetve elsősorban kisvízfolyásokra irányult. A bentonikus kovaalgákat már számos európai országban széles körben tanulmányozták, mire az 1990-es évek elején megfogalmazódott az az igény, hogy hangolják össze Európában ezeket a kutatásokat. Nagy lendületet adott a bevonatlakó algák, azon belül is a kovaalgák vizsgálatának az a tény, hogy az Európai Unió (EU) harmadik irányelve, a Víz Keret-irányelv (VKI) előírta a felszíni vizek ökológiai állapotának a felmérését. Ugyanis a fentebb taglalt tulajdonságaiknál fogva, 2000-ben az Európai Unió a Víz Keret-

irányelv értelmében – négy másik élőlény csoport mellett – a bevonatalkotó kovaalgákat felvette azon élőlények listájára, amelyek alapján kötelező rendszeresen monitorozni a felszíni vizeket. Célja felszíni vizeink vonatkozásában a jó ökológiai állapot/potenciál elérése (European Union 2000, Cüneyt és Ács 2011, Ács és mtsai. 2015a, Kiefer és mtsai. 2015).

Az állapotfelmérés során a felszíni vizek vízminőségének leírására különböző mutatókat fejlesztettek (Cemagref 1982, Watanabe és mtsai. 1986, Lecointe és mtsai. 1993, Prygiel és Coste 1993, Kelly és mtsai. 1995, Kwandrans és mtsai. 1998, Makovinská és Hlúbiková 2014). Ezek az indexek a kovaalga együttesek fajösszetétele, illetve a taxonok relatív abundancia értékei alapján különböző tényezők (pl. szerves szennyezés, növényi tápanyag kínálat, sótartalom, pH) szempontjából jellemzik a vízmintát (Ács és mtsai. 2015b). A gyakorlatban a felszíni vizek állapotfelmérése során ez a fajta vízminősítés terjedt el és számos indexet fejlesztettek ki világszerte (Ector és mtsai. 2002, Kelly és mtsai. 2008, Makovinská és Hlúbiková 2014, Ács és mtsai. 2015b). A Duna esetében az ún. 'szennyezés érzékenységi index', az IPS (Indice de Pollusensibilité Spécifique) (Cemagref 1982, Lecointe és mtsai. 1993, Makovinská és Hlúbiková 2014, Ács és mtsai. 2015b) javasolt az ökológiai állapotértékelés során.

3.3.2 Kovaalga traitek (jellegek)

3.3.2.1 A kovaalga trait (jelleg) definíciója

A kovaalga fajok nemcsak szennyezés érzékenységük alapján jellemezhetők, hanem csoportosíthatjuk őket funkcionális jellegeik vagy jellemzőik, ún. traitek alapján is, amelyek szintén stresszor- és diszturbancia függők (Passy 2007, Tapolczai és mtsai. 2016). Violle és mtsai. (2007) definíciója szerint a traitek olyan morfológiai, fiziológiai vagy fenológiai tulajdonságok, amelyek egyedi, sejtes és szervezeti szinten egyaránt mérhetők, és vizsgálatuk nem igényli a környezeti feltételek vagy egyéb szerveződési szintek ismeretét. Általánosságban elmondható, hogy különböző környezeti feltételekhez különböző adaptációkkal alkalmazkodtak (Passy 2007). Végző soron ezeket az alkalmazkodási stratégiákat nevezzük traiteknek.

3.3.2.2 A kovaalga traitek vizsgálatának története

Noha alig két évtizede kezdték el igazán a kovaalga traitek a vizek ökológiai állapotváltozásának potenciális eszközeiként vizsgálni, gyakorlatilag a bevonat vizsgálatával egy időben születtek az első olyan megfigyelések, amelyek során a bevonatlakó kovaalga

együtteseket nemcsak taxonómiaiilag, hanem egyéb jellemzőik (traitek) alapján értékelik ki. Gondoljunk például csupán a lebegő és a rögzült életmódot folytató kovaalgákra. Ez alapján – azaz életmód, mint kovalga trait alapján – a taxonokat valójában már régóta megkülönböztetik (pl. Cholnoky 1922). Robinson és Rushforth (1987) kitértek munkájukban a kovaalga növekedési formák különböző „zavarásokra” adott reakcióira. (Azért tettem idézőjelbe a zavarás szót, mert, ahogy Tapolczai és mtsai. (2016) is utalnak rá, a szakirodalomban a „zavarás”, illetve a „stressz” kifejezések használata nem konzekvens. A fő különbség a két kifejezés között, hogy a stressz állandó jellegű nyomást jelent a biótára nézve, ami ezáltal befolyásolja a növekedési rátát vagy a szaporodást, így az élőlény együttesnek van lehetősége alkalmazkodni a fennálló körülményekhez. A zavarás viszont kiszámíthatatlan, sztochasztikus esemény az adott környezetben, amelyhez az élőlény együttesnek nincs lehetősége különböző stratégiákkal adaptálódni, ökológiailag a zárótársulás felé tolja el a közösséget). A zavarás hatását vizsgálták nyílt és zárt lombkoronájú területek vízfolyásainak bevonatlakó kovaalgáira. Megfigyeléseik szerint a kisméretű, horizontális formák nagy zavarásnak kitett helyeken voltak dominánsak. A vertikális vagy a nagy, horizontális formák a gyakori fizikai zavarás miatt kiszakadtak a bevonatból, ami kedvezett a kicsi, horizontális formák elszaporodásának. A továbbiakban mindig azt a kifejezést használom, amelyiket az adott szerző használ. Ács és Kiss (1993a) kolonizációs kísérletük során megállapították, hogy a kolonizáció korai fázisában a nagyméretű arafés és birafés kovaalga taxonok dominálnak a bevonatban. A kolonizáció későbbi fázisában a kicsi méretű bi- és monorafés fajok kerülnek többségbe, majd pedig a közepes mono- és birafés taxonok. van Dam (1994) elsőként adott közre Hollandia édes- és enyhén sós vizeiben élő kovaalgáiról egy listát, amelyben pH, szalinitás, nitrogén felvételi metabolizmus, oxigénigény, szaporitás, trofitás, valamint páratartalom alapján ökológiai indikátor értékkel látta el az egyes kovaalga taxonokat (összesen 948 kovaalga taxont). Ezeket az osztályokat a 1. táblázat mutatja be.

1. táblázat: A van Dam (1994) által létrehozott osztályok a kovaalga taxonok ökológiai indikátor értéke alapján.

pH		Oxigénigény	
(1) acidobiont	optimális pH < 5.5	(1) polioxibiont	100%-os O ₂ -telítettség
(2) acidofil	5.5 < pH < 7	(2) oxibiont	75%-os O ₂ -telítettség
(3) neutrofil (cirkumneutrális)	pH 7 körüli	(3) közepes O ₂ -igényű	O ₂ -telítettség > 50%
(4) alkalifil	többnyire pH > 7	(4) alacsony O ₂ -igényű	O ₂ -telítettség > 30%
(5) alkalibiont	kizárólag pH > 7	(5) nagyon alacsony O ₂ -igényű	O ₂ -telítettség 10% körüli
(6) indifferens (nem szenzitív)	tágtűrésű	Szaprobítás	
Szalinitás		Cl⁻ (mg l⁻¹)	Szalinitás (‰)
(1) halofób	< 100	< 0,2	(1) oligoszaprob
(2) oligohalób	< 500	< 0,9	(2) bétamezoszaprob
(3) halofil	500-1000	0,9-1,8	(3) alfamezoszaprob
(4) mezohalób	1000-5000	1,8-9,0	(4) alfamezo-poliszaprob
(5) brackvízi-tengeri	5000-10000	9,0-18,0	(5) poliszaprob
(6) tengeri-brackvízi	10000-17000	18,0-30,0	Trofitás
(7) tengeri	> 17000	> 30,0	(1) oligotróf
Nitrogén felvételi metabolizmus		(2) oligo-mezotróf	
(1) érzékeny N-autotróf	(3) mezotróf		
(2) toleráns N-autotróf	(4) mezo-eutróf		
(3) fakultatív N-heterotróf	(5) eutróf		
(4) obligát N-heterotróf	(6) hipereutróf		
	(7) indifferens		

Johnson és mtsai. (1997) mozgási képesség alapján is elemezték a bevonat kovaalgáit. Megállapították, hogy a *Nitzschia palea* relatív abundanciája azért nem változott a 120 napos kolonizációs kísérletük alatt, mert ez a faj gyors mozgásra képes, így mindig a bevonat tápanyagban gazdagabb részei felé vándorolt, elkerülve ezzel a stresszt. Biggs és mtsai. (1998) a bevonat különböző életformáinak eltérő vízsebességre adott válaszát vizsgálták. Pringle (1990) Johnson és mtsai.-hoz hasonlóan kifejtették, hogy a mozgási képességnek nagy szerepe van a bevonat arculatának kialakításában. Továbbá a tápanyagban való dúsulás következtében növekedő biomassza miatt a fény limitáló tényezővé válhat, amely környezetben egyes, mozgásra képes taxonoknak kompetitív előnyük lehet a bevonat fejlődésének késői fázisában. Pringle (1990) megfigyelése szerint fénylimitált környezetben akadályozták a bevonat alsó rétegében rögzülten élő kovaalgákat (pl. az *Achnanthydium minutissimumot* vagy a *Cocconeis placentulat*) a vízben lévő szerves tápanyagok felvételében. Továbbá a mozgásra képes taxonok gyakran nagyobbak, mint azok, amelyek a bevonat alsóbb rétegében rögzülnek, ami lehetővé teszi számukra a tápanyag tárolását. Leland és Porter (2000) a földrajzi adottságok és

tájhasználat figyelembevételével jellemzték a perifitont (nemcsak a kovaalgákat vonták be az elemzésükbe) az Illinois medencéjének folyórendszerében. Statisztikai elemzésük során öt alga csoport különült el, amelyeket bizonyos jellemzőik alapján bizonyos ökológiai körülményekhez tudtak kötni. Az 'A' csoportban főként fonalas Chlorophytonok, Cryptomonas fajok, valamint néhány kovaalga faj (*Cocconeis euglypta*, *Rhoicosphenia curvata*) szerepelt. A 'B' csoportot az eutróf, tavi környezetekben gyakori taxonok alkották, továbbá az abundáns kékalgákat, a kisméretű, állóvizet kedvelő r-stratégistákat, vagy például Chlorococcales fajokat, valamint a centric kovaalgákat is magába foglalta. A 'C' csoportba kerültek az Illinois folyó felső medencéjének gyakori képviselői, így a kisméretű Chlorophytonok és az aljzaton úm. 'elterülő' kovaalgák (*Achnanthes linearis f. curtat*, a *Navicula upsaliensis*, a *N. germainii* és a *Nitzschia frustulum* is). A 'D' csoportba több hozzányomottabb (*Amphora perpusilla*), továbbá több kocsonyanyélen ülő forma (*Gomphonema parvulum*) tartozott, mint amennyi a 'C' csoportban volt. Ezek a fajok, valamint az 'elterülő' kovaalga taxonok (*Navicula lanceolata*, *Nitzschia dissipata*, *N. fonticola* és *N. palea*) abundánsabbak voltak a mezőgazdasági területek lecsapolt folyóiban, mint a többi, általuk vizsgált élőhelyen. Az *Achnanthes*, valamint a *Navicula* és *Nitzschia* nemzetségek tagjainak magasabb relatív arányát a zavarásokkal (pl. több, egymást követő kisvízi, nagyvízi esemény) szembeni jobb ellenállóképességükkel magyarázták. Az 'E' csoport karakterfajai (*Amphora ovalis var. pediculus*, *Cymbella prostrata* és *Stephanodiscus hantzschii*) pedig általában csak a 'minimálisan' vagy a 'közepesen' terhelt, erdős, illetve mezőgazdasági területek lecsapolt folyóvizeiben voltak abundánsabbak. Az egyes csoportok között voltak átfedések. Fore és Grafe (2002) nyolc különböző, zavarással összefüggésbe hozható metrika szerint vizsgálták a bevonat kovaalgáit. Így megkülönböztettek érzékeny, toleráns, nagyon toleráns, eutróf, nitrogén heterotróf, poliszaprób, alacsony oxigén szintet toleráló fajokat, illetve gyors mozgásra képes nemzetségeket, és az antropogén zavarásokkal szembeni kapcsolatukat vizsgálták. Az eutróf fajok száma és a gyors mozgásra képes nemzetségekhez tartozó kovaalga egyedek mennyisége szignifikánsan korrelált a különböző eredetű, antropogén hatásokkal. Francoeur és Biggs (2006) azt figyelték meg, hogy a vízsebesség és a lebegőanyag biomasszára gyakorolt kimosó hatása közösségfüggő volt. Kétféle algaközösséget vizsgáltak. Az egyikben a bevonat tagjai szorosan kapcsolódtak az aljzathoz, a másikban lazábban. Azt vizsgálták, hogy az eltérő vízsebesség, valamint az eltérő lebegőanyag tartalom milyen hatást gyakorol a kétféle bevonat közösségre. Bár a fajösszetételük hasonló volt, a zavarást követően az egyes fajok relatív egyedszáma különbözővé vált. Azok a közösségek, amelyekben nagyobb volt az aljzathoz

szorosan tapadó fajok aránya, ellenálltak a kimosódásnak, amelyekben viszont nagyobb arányban fordultak elő a lazábban kötődő fajok, azok könnyen ki tudtak mosódni. Smucker és Morgan (2010) a különböző aljzatokról, illetve a csak kövek felületéről gyűjtött bevonat kovaalga közösségének szerkezetét hasonlították össze. A mozgásra képes kovaalgák jóval erősebben korreláltak az erdő- valamint a legelőborítással (a Nemzeti Tájborítási Adatbázis segítségével számolták ki az erdők, legelők, valamint takarmánynövények termesztéséhez használt területek egymáshoz viszonyított arányait) azokban a mintákban, amelyek különböző habitatokból (zúgók, medencék) és különböző aljzatokról (homok, iszap, kő) származtak, mint azok, amelyeket csak folyók zúgójában, kövekről vettek. A mozgásra képes taxonok relatív abundanciája nőtt az erdőborítás mértékének csökkenésével, illetve a legelők arányának növekedésével.

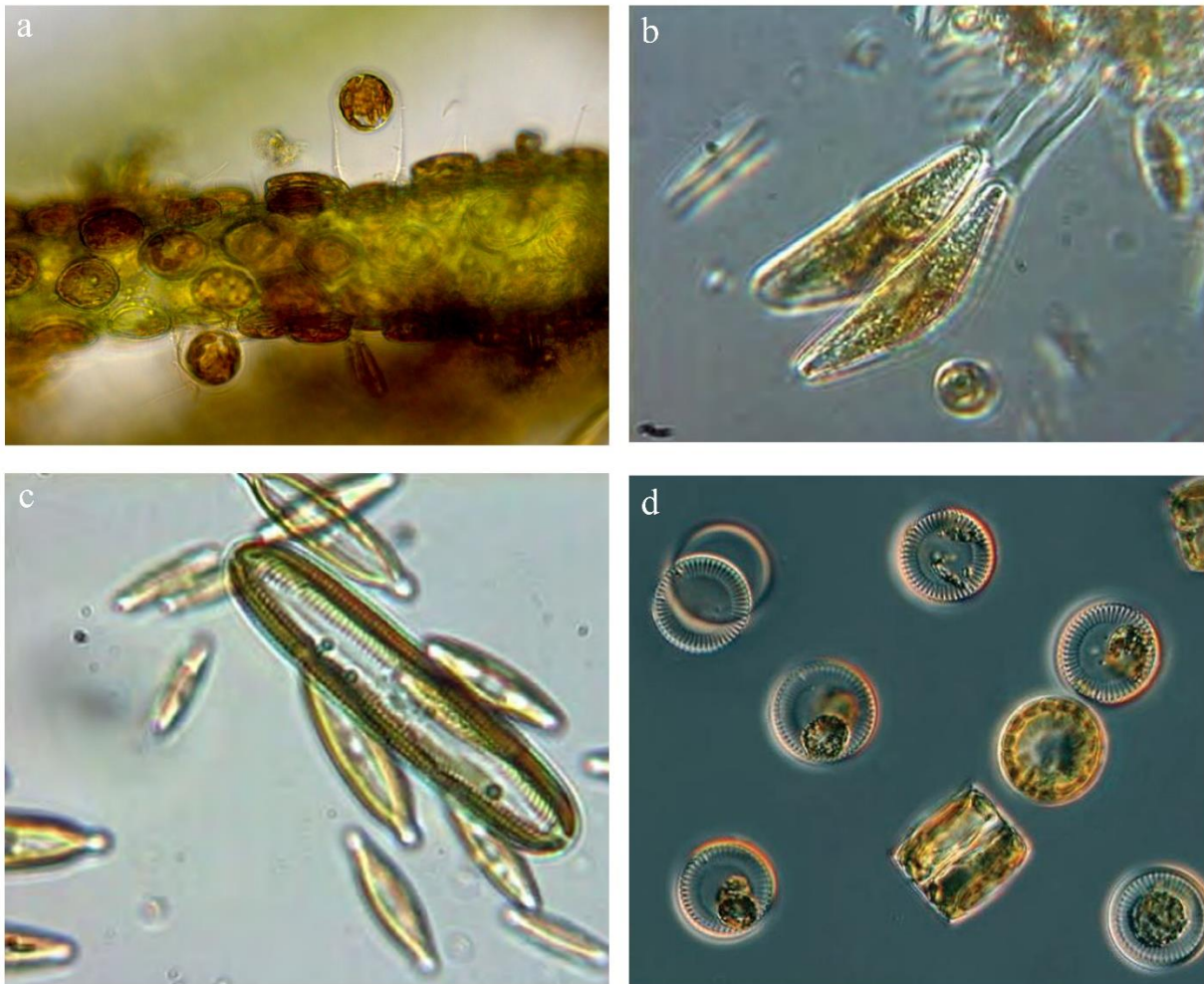
Ezekből a publikációkból látható tehát, hogy már régen is figyelemmel kísérték a kovaalga jellegek és a kovaalgák környezete közötti fizikai, kémiai, hidromorfológiai összefüggéseket. Azonban Passy (2007) teremtette meg igazán az alapját annak, hogy a kutatók úgy tekintsenek a kovaalga traitekre, mint amelyek a vízminőség lehetséges jövőbeli indikátorai (Rimet és Bouchez 2011, Berthon és mtsai. 2011, Rimet és Bouchez 2012, Marcel és mtsai. 2013, Stenger-Kovács és mtsai. 2013, Béres és mtsai. 2016).

3.3.2.3 Kovaalga ökológiai csoportok

Talán a legszélesebb körben ismert és vizsgált kovaalga traitek – a sejtméret mellett (Hillebrand és mtsai. 1999, Berthon és mtsai. 2011, Rimet és Bouchez 2011, 2012, Algarte és mtsai. 2014, Lange és mtsai. 2016, Sun és mtsai. 2018, Salis és mtsai. 2019, Stenger-Kovács és mtsai. 2020) – a kovaalga ökológiai csoportok. Sőt néhány esetben kombinálták is a kettőt (B-Béres és mtsai. 2016, Falasco és mtsai. 2018, Stenger-Kovács és mtsai. 2020).

A kovaalga ökológiai csoportok Passy szóhasználatában 'ökológiai guildék' (Passy 2007). Az egységesség kedvéért dolgozatomban a guildék helyett minden esetben a Tapolczai és mtsai. (2016) által javasolt 'ökológiai csoport' kifejezést használom.

Passy (2007) három kovaalga ökológiai csoportot különböztetett meg az alapján, hogy az egyes kovaalga fajok mennyire képesek tolerálni a tápanyag limitációt és a fizikai zavarást (Passy a vízsebességből fakadó stresszort nevezte zavarásnak): alacsony, magas profilú és mozgásra képes csoportok (1. képtábla a), b) és c) képek).



1. képtábla: példák a kovaalga ökológiai csoportokra. a) példa az alacsony profilú kovaalga ökológiai csoportra (*Cocconeis* nemzetségbe tartozó, teljes felületükkel az aljzathoz tapadó kovaalgák (kép forrása: diatoms.org)); b) magas profilú ökológiai csoport (*Cymbella* nemzetségbe tartozó kovaalga fajok rögzülnek hosszú kocsonyanyél segítségével (kép forrása: Taylor és mtsai. 2007)); c) mozgásra képes kovaalga csoport (*Navicula* és *Pinnularia* fajok, kép forrása: Taylor és mtsai. 2007); d) planktonikus kovaalga csoport (centrales kovaalgák, kép forrása: Znachor és mtsai. 2016).

Passy (2007) munkáját követően rengeteg olyan publikáció jelent meg, amelyekben a kovaalga ökológiai csoportokra (is) fókuszálva értékelték ki a bevonat közösségeket, különböző stresszorok, illetve zavarások függvényében. Egy részük a Passy-éhoz hasonló, vagy legalábbis részben hasonló megállapításokat tesz az ökológiai csoportokat illetően, más részük viszont ellentétes eredményekről számol be.

A Passy (2007) által létrehozott ökológiai csoportrendszer (alacsony, magas profilú és mozgásra képes ökológiai csoportok) finomította, illetve egészítette ki Rimet és Bouchez (2012) egy negyedik kategóriával, a planktonikussal (1. képtábla: d) jelű kép), mivel ezek a

lebegő életmódú algák is képesek kiüledni a bevonatban (B-Béres és mtsai. 2016). Munkájukban közzétettek egy adatbázist is, amely Kelet-Franciaország két nagy vízgyűjtőterületének 1115 folyóvizében (Rajna-Meuse, Rhône) honos kovaalga taxon metrikáit tartalmazza (életformátípus, sejtméret és ökológiai csoport). A planktonikus csoport bevezetését azzal indokolják, hogy a Passy felosztása szerinti önálló, alacsony profilúakhoz sorolt centrales kovaalgák (pl. *Cyclotella* spp., *Stephanodiscus* spp.) valójában nem képesek ellenállni az erős fizikai zavarásoknak (szemben pl. az *Amphorak*kal vagy a *Cocconeis*ekkel, amelyek teljes felületükkel rögzülnek), sőt inkább hiányoznak az ilyen habitatokról. Olyan taxonokat soroltak ebbe az újonnan létrehozott csoportba, amelyek különböző morfológiai adaptációkkal alkalmazkodtak az állóvízi jellegű környezethez, és amely adaptációk segítségével képesek ellenállni a betemetődésnek (pl. *Nitzschia acicularis*, *Cyclotella* spp.). A dolgozatomban bemutatott eredmények elemzéséhez az imént említett, Rimet és Bouchez (2012) által összeállított adatbázis információit használtuk fel. Az 2. táblázat egy áttekintést nyújt az ökológiai csoportokkal kapcsolatos szakirodalmi adatokról.

2. táblázat: A kovaalga ökológiai csoportok környezeti változókkal (kémiai és hidromorfológiai stresszorok) mutatott kapcsolatát bemutató szakirodalmi eredmények összefoglalása. Csak azokat a publikációkat tüntettem fel a táblázatban, amelyekben vizsgálták legalább az egyik, a Passy (2007) vagy Rimet és Bouchez (2012) által javasolt kovaalga ökológiai csoportot. Azokat a publikációkat nem szerepeltetem ebben a táblázatban, amelyekben nem valamely konkrét ökológiai csoport egészével számoltak, hanem „csak” néhány, adott ökológiai csoportba tartozó taxonnal. Jelölések: ’+’ = pozitív irányú összefüggés; ’-’ = negatív irányú összefüggés; ’NA’ = nincs adat (pl. mert nem vizsgálták, vagy mert nem számoltak be róla); ’HM’ = hidromorfológia.

Forrás	Változó	Kovaalga ökológiai csoportok			
		Alacsony profilú	Magas profilú	Mozgásra képes	Planktonikus
Passy (2007)	kémia	“-“ (tápanyag)	“+” (tápanyag)	“+” (tápanyag)	NA
	HM	“+” (vízsebesség)	“-“ (vízsebesség)	“-“ (vízsebesség)	NA
Rimet és Bouchez (2011)	kémia	“+” (szervesanyag)	“-“ (szervesanyag)	“+” (szervesanyag)	nincs összefüggés (szervesanyag)
	HM	NA	NA	NA	NA
Berthon és mtsai. (2011)	kémia	“-“ (tápanyag) “-“ (szervesanyag)	“-“ (tápanyag) “-“ (szervesanyag)	“+” (tápanyag) “+” (szervesanyag)	NA
	HM	NA	NA	NA	NA
Lange és mtsai. (2011)	kémia	“-“ (tápanyag)	“+” (tápanyag)	“+” (tápanyag)	NA
	HM	NA	-	NA	NA
	HM	“+”	“-“ (vízhozam)	NA	“-“ (vízhozam)

Forrás	Változó	Kovaalga ökológiai csoportok			
		Alacsony profilú	Magas profilú	Mozgásra képes	Planktonikus
Marcel és mtsai. (2013)	kémia	<i>nincs összefüggés</i>	“-“ (szervesanyag)	<i>nincs összefüggés</i>	NA
	HM	NA	NA	NA	NA
Stenger-Kovács és mtsai. (2013)	kémia	“-“ (tápanyag)	“+” (tápanyag)	<i>nincs egyértelmű összefüggés</i>	NA
	HM	<i>nincs összefüggés</i>	“-“ (vízhozam)	“+” (vízhozam)	NA
Béres és mtsai. (2014)	kémia	“-“ (tápanyag)	“+” (tápanyag)	“+”	NA
	HM	“+” (vízhozam)	“-“ (vízhozam)	“-“ (vízhozam)	“+”
Novais és mtsai. (2014)	kémia	“-“ (tápanyag)	<i>nincs egyértelmű összefüggés</i>	<i>nincs egyértelmű összefüggés</i>	NA
	HM	<i>nincs egyértelmű összefüggés</i>	<i>nincs egyértelmű összefüggés</i>	<i>nincs egyértelmű összefüggés</i>	NA
Béres és mtsai. (2016)	kémia	<i>nincs egyértelmű összefüggés</i>	<i>nincs egyértelmű összefüggés</i>	“-“ (tápanyag)	NA
	HM	“-“	<i>nincs egyértelmű összefüggés</i>	“+”	NA
Falasco és mtsai. (2018)	kémia	<i>nincs egyértelmű összefüggés</i>	<i>nincs egyértelmű összefüggés</i>	<i>nincs egyértelmű összefüggés</i>	NA
	HM	<i>nincs egyértelmű összefüggés</i>	<i>nincs egyértelmű összefüggés</i>	<i>nincs egyértelmű összefüggés</i>	NA
Ács és mtsai. (2020)	kémia	NA	NA	NA	NA
	HM	<i>nincs egyértelmű összefüggés</i>	“-“ (vízhozam)	“+” (vízhozam)	“-“ (vízhozam)
Gelis és mtsai. (2020)	kémia	<i>nincs összefüggés</i>	“-“ (tápanyag)	“+” (tápanyag)	NA
	HM	NA	NA	NA	NA
Wang és mtsai. (2022)	kémia	NA	NA	+	NA

3.3.2.3.1 Alacsony profilú kovaalga ökológiai csoport

Passy (2007) az alacsony profilúak közé sorolta a kisebb méretű (rövid vázú) kovaalgákat (aljzathoz simuló, valamint a kocsonyapárnával tapadó formák). Tapasztalata szerint az alacsony profilúak a tápanyagban szegény és a jelentősebb zavarásnak kitett helyeken értek el nagyobb relatív abundanciát. Vagyis ellenálltak a vízsebességből fakadó – így állandó jellegű – fizikai zavarásnak, és nem jól tolerálták a tápanyagbőséget. Ezt azzal magyarázta, hogy az alacsony profilúak nehezebben jutnak tápanyaghoz, mivel egy többdimenziós biofilmben le vannak árnyékolva, és ide kevesebb tápanyag is jut be. Viszont védettebbek a biofilm alsó rétegében a fizikai zavarással szemben.

Hasonló megállapításra jutottak Berthon és mtsai. (2011) a Rhône folyóban végzett vizsgálatuk alkalmával. Az alacsony profilú kovaalgák relatív abundanciája nagyobb volt a kisebb tápanyagtartalmú vizekben. Lange és mtsai. (2011) a tápanyag tartalomon kívül a fény elérhetőségének és a növényevők (*Potamopyrgus antipodarum* csiga) bevonatkozó algaegyüttesekre gyakorolt hatását is vizsgálták. A fényintenzitásnak volt a legszembetűnőbb hatása, míg a tápanyagé csak közepes mértékű, a lejelésé pedig meglehetősen gyenge volt. A kovaalga ökológiai csoportok közül az alacsony profilúak abundánsabbak voltak csökkent fényintenzitás, továbbá közepes tápanyag koncentráció mellett (összevetve a magas és nagyon magas tápanyag koncentrációjú kezelésekkel). Stenger-Kovács és mtsai. (2013) Torna-patak kovaalga együttesének vizsgálatakor azt tapasztalták, hogy a fajösszetételt leginkább a kloridion koncentrációja, a hőmérséklet, a vízhozam, az összes nitrogéntartalom és az oldott oxigén befolyásolta, a három ökológiai csoportot (alacsony, magas profilú, valamint a mozgásra képes) pedig az oldott reaktív foszfor és az összes nitrogén, valamint az oldott reaktív szilícium (SRSi). Az alacsony profilú csoport negatív korrelációt mutatott a tápanyagtartalommal. Az erősebb napsugárzás kedvezett az alacsony profilú csoportnak (Lange és mtsai. (2011) szerint viszont az alacsony profilúak abundánsabbak voltak csökkent fényintenzitás mellett). Egy rendkívül száraz évben (2012-ben), áprilistól novemberig végeztek mintavételt a Sebes-Körös folyó- és állóvízi jellegű szakaszában B-Béres és mtsai. (2014). A kovaalga fajok és az ökológiai csoportok arányának dinamizmusát vizsgálták, továbbá az ökológiai állapotfelmérés során a kis és közepes méretű vízfolyásokra alkalmazott vízminősítő index (IPSITI) változását. Az álló- és folyóvízi szakaszok ökológiai csoportjainak eloszlása nem különbözött. Az alacsony profilú csoport aránya nőtt a csökkenő tápanyag elérhetőséggel, és egyben a növekvő vízhozammal. Egy későbbi munkájukban (B-Béres és mtsai. (2016) kapott eredmények már nem voltak ennyire egyértelműek: az alacsony profilú csoportba tartozó taxonok többsége (*Achnanthydium minutissimum*, *A. eutrophilum*, *Amphora pediculus*, *Rhoicosphenia abbreviata*) erősen korrelált (pozitívan) a nitráttal és az oldott oxigénnel, míg más alacsony profilú fajok (*Planothydium frequentissimum*, *P. lanceolatum*) negatívan korreláltak ugyanezen környezeti változókkal. Novais és mtsai. (2014) Passy ökológiai csoportjait felhasználva azt tapasztalták, hogy az általuk megvizsgált 39 időszakos és 53 állandó vízű vízfolyás bevonatkozó kovaalga közösségében az alacsony profilú taxonok domináltak. (Ezeket követték a magas profilúak, majd a mozgásra képesek.) Az alacsony profilúak magas arányát a gyakori zavarással és az alacsony tápanyagtartalommal magyarázzák, mivel az ilyen környezeti feltételek – megfogalmazásuk szerint – kedveznek az alacsony profilúaknak,

amelyek képesek túlélni alacsony tápanyagtartalmú környezetben, és ellenállni az extrém áradásos eseményeknek is, és gyorsan újra kolonizálnak. Wu és mtsai. (2019) 2013 és 2016 között Dánia szerte gyűjtött bevonatlakó kovaalga közösségeket vizsgáltak taxonómiai összetétel, sejtméret (Berthon és mtsai. 2011, Rimet és Bouchez 2012), ökológiai csoportok (Passy 2007, Rimet és Bouchez 2012), valamint életformák alapján (Biggs és mtsai. 1998, Lange és mtsai. 2016). Olyan traitekkal dolgoztak, amik összefüggésbe hozhatók a vízhozammal (amelyek érzékenyek vagy toleránsak a vízhozam változásával szemben). A funkcionális mutatók (funkcionális redundancia és funkcionális diverzitás) és a hidrológiai változók közötti kapcsolatot vizsgálták a különböző érzékenyséű traiteken keresztül. Eredményeik szerint ezek a mutatók többet elárulnak az ökoszisztémák működéséről, mint a fajgazdagság vagy a fajdiverzitás. Egyértelmű elválást tapasztaltak a toleráns (kis sejtméretűek [0-100 μm^3]; alacsony profilúak; mozgásra képesek; a rögzült életmódúak közül elsődlegesen a teljes felületükkel rögzültek, illetve az oldalukon rögzültek; pionírok [kicsi, teljes felületükkel rögzülők]) és az érzékeny traitek (magas profilúak, planktonikus életmódot folytatók, fonalások) között a növekvő vízáramlás mentén: az erőteljes sodrás a toleráns traiteknek kedvezett. Abban az esetben is hasonlóan erős korrelációt kaptak a hidrológiai változók és a traitek között, amikor külön-külön vizsgálták meg az éveket. Így a pionírnak nevezett trait (amelyhez túlnyomó többségben alacsony profilúak tartoznak) szignifikáns pozitívan korrelált az erős áramlás gyakoriságával és a nagy vízhozammal. Ács és mtsai. (2020) a Szigetközben vizsgálták a Duna két mellékágrendszerében a hidromorfológiai beavatkozások bevonatlakó kovaalga együttesre gyakorolt hatását. Ásványrárónál és Cikolaszigetnél is az alacsony profilú taxonok relatív abundanciája volt a legnagyobb a négy ökológiai csoport közül mindegyik mintában. Wang és mtsai. (2022) a Jangce legnagyobb mellékfolyójából, a Xiangxiból gyűjtöttek bevonatlakó kovaalga mintákat, a gát feletti, a gát körüli és a gát alatti szakaszon. A gátak megváltoztatják a helyi környezeti viszonyokat (pl. mederszélesség, vízsebesség, mélység) és a fizikai-kémiai változókat (oldott oxigén, víz hőmérséklet). Ezeket a változásokat visszatükröződni látták a kovaalga életformákban és az ökológiai csoportokban is. A nagy sodrású helyeken a szorosan rögzülőket (alacsony profilú formák) tapasztalták nagy arányban. A folyó kis vízsebességű, nagyobb mélységű szakaszain ezek az algák kevésbé voltak gyakoriak.

Gelis és mtsai. (2020) három argentinai vízfolyásban vizsgálták, miként befolyásolja az epipelon kovaalga közösségeit az, ha szennyezett vízfolyásból kevésbé szennyezett vízfolyásba

helyezik át őket. Az alábbi traitekkel dolgoztak: mozgási képesség, sejtmag szintű abnormalitás (a magban tapasztalható abnormalitás gyakoriságát, valamint a mag membránjának sérülését határozták meg (Round és mtsai. 2007) és ökológiai csoportok (Passy 2007). Kevésbé szennyezett területnek tekintették azt, ahol a város mellett haladt a folyó, illetve amelyik kevésbé volt mezőgazdasági tevékenység hatásának kitéve. Szennyezettnek pedig a város alatti szakaszt tekintették, ahova több ponton is bekerült a folyóba a város tisztítatlan szennyvize. A különbség a fizikai-kémiai változóban is megmutatkozott (nitrát, oldott reaktív foszfor, biológiai oxigénigény, vezetőképesség, pH, hőmérséklet és összes lebegőanyag tartalom). Passy (2007) megállapításával ellentétben az alacsony profilúak nem mutattak szignifikáns különbséget a kétféle terhelésű szakasz között. Mbaó és mtsai. (2020) szintén az urbanizáció hatását vizsgálták a Jangce deltája területén. A fajokat különböző rendszer szerint csoportosították: a rögzülés típusa (teljes felületével rögzülő/kocsonyanyéllal rögzülő/nem rögzülő) (Wang és mtsai. 2022), mozgékonyosság (Rimet és Bouchez 2012), tápanyag tolerancia (Potapova és Charles 2007) szerint. Bár nem pontosan azokkal a kovaalga traitekkel dolgoztak, mint például Passy (2007) vagy Rimet és Bouchez (2012), azért megfigyelhető közöttük átfedés, hiszen például Rimet és Bouchez (2012) alacsony profilú kategóriájába beletartoznak a teljes felületükkel rögzülők, és néhány kocsonyanyéllal rögzülő is. Több, kocsonyanyéllal rögzülő taxon pedig a magas profilúakhoz tartozik. Két ökológiai csoport (kocsonyanyéllal rögzülő, és teljes felületükkel rögzülő) mutatott szignifikáns kapcsolatot az urbanizációval. Az urbanizáltság mértékének növekedésével a TDI (Trophity Diatom Index) szignifikánsan nőtt. A teljes felületükkel tapadó kovaalgák %-os aránya 65%-ról 50%-ra csökkent, ahol az urbanizáció mértéke a legnagyobb volt. Statisztikai elemzésük alapján a változók közül az urbanizáció mértéke, az összes nitrogén tartalom, a kémiai oxigénigény és a vízhozam hozhatók összefüggésbe a kovaalga közösségekkel. Leírják, hogy az urbanizáció szignifikánsan növeli a tápanyagok szintjét és a finom üledéket, továbbá a vízfolyás mélységét. Kiemelik, hogy bár vannak publikációk, amelyek szerint a foszfor kritikus tényező volt a kovaalgák szempontjából, ebben a vizsgálatban a foszfor tartalom nem bizonyult stresszornak. Eredményeik szerint a legurbanizáltabb területeken a taxonoknak csupán kevesebb, mint 50%-a volt teljes felületével rögzült, továbbá kevesebb, mint 35%-uk rögzült kocsonyanyéllal. Ezt az urbanizáció okozta fizikai és kémiai feltételek romlásával magyarázzák. Rámutatnak, hogy a TDI bizonyult jobb metrikának a fizikai-kémiai változók függvényében.

A kovaalga traitek és a szervesanyag szennyezés közötti kapcsolatot vizsgálták Berthon és mtsai. (2011) a Rhône folyóban. Megállapították, hogy az alacsony profilú kovaalgák relatív

abundanciája kicsi volt a szerves szennyezettségre utaló mintákban, és relatív abundanciájuk nőtt a szerves szennyezés csökkenésével. A legabundánsabb kocsonyanyél képzők az *Achnantheidium* fajok voltak, majd a *Cymbellak*. Rumeau és Coste (1988) szerint ezek a nemzetségek nagyon érzékenyek a szennyezésre. Rimet és Bouchez (2011), szintén a Passy (2007) által bevezetett ökológiai csoportokat használva, lotikus mezokozmosz kísérlet keretében vizsgálták háromféle, vízben oldódó növényvédőszer bevonatlakó kovaalga közösségekre (taxonómiai összetétel, kovaalga ökológiai csoportok, életforma típusok, sejtméret) gyakorolt hatását. Olyan metrikákat is megvizsgáltak, mint amilyen a bentonikus/planktonikus életforma, kolóniaképzés, kocsonyanyéllal történő rögzülés, pionír megjelenés. Ezek azonban nem mutattak szignifikáns trendeket. Állításuk szerint az alacsony profilú taxonok – a mozgásra képes csoport és a kocsonyaburok képzők mellett – eredményesen használhatók a peszticid szennyezés kimutatásában.

3.3.2.3.2 Magas profilú ökológiai csoport

A magas profilú taxonokkal kapcsolatban (amelyekhez a nagyméretű fajokat, illetve kolóniaképzőket [pl. cső, fonalas, elágazó] sorolta) Passy (2007) azt állapította meg, hogy a tápanyagban gazdagabb, lassúbb áramlási sebességgel jellemzett helyeken érték el a maximális relatív abundanciájukat. Ennek oka, hogy mivel kiemelkednek a többrétegű bevonat felszínére, könnyebben tudják hasznosítani a fényt és a tápanyagot. Azonban elmélete szerint jobban ki vannak téve az áramlásból fakadó nyíróerőnek, illetve a legelésnek. Lange és mtsai. (2011) is hasonló eredményekről számoltak be. A tápanyag tartalom növelésére a magas profilú taxonok pozitívan reagáltak, viszont amikor ezzel párhuzamosan csökkentették a fényintenzitást, akkor csökkent ennek az algacsoportnak az aránya. Megállapításuk szerint a fényintenzitásnak a tápanyagtartalomhoz képest jóval szembetűnőbb volt a hatása. Stenger-Kovács és mtsai. (2013) vizsgálatában a magas profilúak aránya szintén nagyobb volt a tápanyagban gazdagabb helyeken, valamint arányuk csökkent a vízhozam emelkedésekor B-Béres és mtsai. (2014) szintén pozitív kapcsolatot találtak ezen csoport és a tápanyagtartalom között, csak ők alacsony tápanyagtartalom mellett kaptak alacsony relatív abundancia értékeket, ugyanakkor magas vízhozam értékeket is mértek. Wu és mtsai. (2019) szintén a magas profilú csoportnak a kis vízhozammal való pozitív, de a nagy vízhozammal való negatív korrelációjáról számoltak be dániai vízfolyásokban. A vízfolyások méretét is fontos tényezőnek találták a traitek elválása tekintetében, és mindig pozitív kapcsolatot mutatott az érzékeny traitekkel, de negatív a toleránsakkal. Ács és mtsai. (2020) a magas profilúak enyhén nagyobb relatív abundanciájáról

számoltak be kisvízes időszakban, mint más periódusokban, különösen a nagyobb víz sebességű cikloai árendszerben. Wang és mtsai. (2022) megfigyelték, hogy a Xiangxi folyóban a magas profilúak főként a gát alatti szakaszon fordultak elő nagyobb arányban, amit a kisebb vízsebességgel magyaráztak. Gelis és mtsai. (2020) argentin vízfolyások urbanizációnak kitett, illetve urbanizációnak és mezőgazdasági tevékenységnek kevésbé kitett szakaszán azt tapasztalták, hogy a vízminőség javulás hatására szignifikánsan nőtt a magas profilúak aránya a kevésbé terhelt folyószakaszba történő áthelyezést követően. Annak ellenére, hogy a mozgásra képes csoport maradt továbbra is domináns, a vízminőség javulása lehetővé tette, hogy a magas profilúak is kolonizálják az aljzatot. A magas profilúak aránya szignifikánsan nagyobb volt a kevésbé terhelt, mint a szennyezettebb szakaszokon.

Berthon és mtsai. (2011) – Passy (2007) megállapításával ellentétben – ugyancsak azt tapasztalták, hogy a magas profilú kovaalgák relatív abundanciája nagyobb volt a kis trofitású mintákban. Ezzel ellentétben Mbaó és mtsai. (2020) urbanizáció hatásának kimutatását megcélzó munkájukban arról számoltak be, hogy a kocsonyanyéllel rögzülő taxonok (amelyek közül sok faj a magas profilú csoportba tartozik) 15%-ról 35%-ra emelkedett azokon a területeken, ahol az urbanizáció mértéke a legnagyobb volt.

Berthon és mtsai. (2011) negatív összefüggést kaptak a szerves terhelés és a magas profilúak aránya között. Rimet és Bouchez (2011) azt tapasztalták, hogy a magas profilúak érzékenyek voltak a megnövekedett herbicid szennyezéssel szemben, relatív abundanciájuk csökkent a peszticid koncentrációjának növekedésekor, amit azzal magyaráznak, hogy mivel túlnyúlnak a bevonaton, jobban ki vannak téve a szennyezésnek.

Marcel és mtsai. (2013) a peszticidek és a kovaalga ökológiai csoportok kapcsolatát vizsgálták a franciaországi nemzeti biomonitoring keretében gyűjtött minták segítségével. Elemzésükbe bevonták a Rimet és Bouchez (2012) által létrehozott planktonikus kovaalga ökológiai csoportot is. A négy metrika közül csupán a magas profilú csoport mutatott kapcsolatot a herbicidekkel: relatív abundanciájuk csökkent a herbicid koncentrációjának emelkedésével. Arra jutottak, hogy a magas profilú csoport alkalmas lehet a herbicidek kovaalga közösségre gyakorolt hatásának kimutatására, de csak olyan körülmények között, amikor az egyéb zavaró tényezők (pl. tápanyag, szervesanyag, folyó rendűség) csak mérsékelten vannak jelen.

3.3.2.3.3 Mozgásra képes ökológiai csoport

Passy (2007) vizsgálatában a mozgásra képes (pl. *Nitzschia*, *Navicula* nemzetség fajai) csoport relatív abundanciája nőtt a tápanyag gradiens mentén, és csökkent a vízsebesség növekedésével. Ez részben ellentmond a hipotézisének, miszerint a mozgásra képes csoport a nagyobb vízsebességű és magas tápanyag tartalmú környezethez alkalmazkodott. Mivel képesek a magasabb tápanyag tartalmú élőhelyekre vándorolni, nem érinti őket a tápanyag limitáció. Berthon és mtsai. (2011) hasonlóan állapították meg a tápanyagtartalmat illetően: a mozgásra képes kovaalgák magas táp- és szervesanyag-tartalmú vizekben voltak abundánsabbak. Több lehetséges magyarázattal is szolgáltak erre vonatkozóan: a mozgásra képes kovaalgák extracelluláris enzimeket tudnak kiválasztani, amelyek lehetővé teszik számukra, hogy hasznosítsák az aljzaton vagy az üledéken adszorbeált makromolekulákat. Továbbá, a mozgásra képes kovaalgáknak megvan az az előnyük a szesszilis fajokkal szemben, hogy a tápanyagban szegényebb mikrohabitatokról a tápanyagban, illetve szerves molekulákban gazdagabb helyekre tudnak vándorolni.

Lange és mtsai. (2011) is a mozgásra képes csoport abundanciájának növekedéséről számoltak be emelkedő tápanyag koncentráció mellett, de csökkenő relatív abundanciáról a fényintenzitás csökkenésekor. Stenger-Kovács és mtsai. (2013) a mozgásra képes taxonok vízhozammal való pozitív korrelációjáról is beszámolt. Ez Passy (2007) azon hipotézisével vág egybe, miszerint ez a csoport jól alkalmazkodott az olyan közeghez, ahol számottevő a víz „folyásából” fakadó „zavarás” mértéke. Wu és mtsai. (2019) dániai folyóvizek bevonatvizsgálatai során is azt tapasztalták, hogy a mozgásra képes trait szignifikánsan korrelált a nagy vízhozammal. Wang és mtsai. (2019) elsőként ismertették a Jangce teljes hosszának planktonikus és bentonikus kovaalgáinak biogeográfiai mintázatát, amelynek kialakításában a tájformát találták a legmeghatározóbb tényezőnek. Kiemelik, hogy a „gyorsabb” mozgásra képes kovaalgák domináltak a legtöbb helyen a bevonatban a folyó teljes hosszában. Ács és mtsai. (2020) arról számoltak be, hogy a mozgásra képes fajok abundanciája a rehabilitáció – amihez emelkedő vízhozam társult azáltal, hogy többlet vizet juttattak a Szigetközbe a fenékküszüb megépítésével – kezdetén indult emelkedésnek, majd ez az emelkedés megállt és stabilizálódott. B-Béres és mtsai. (2014) ellenben a mozgásra képes taxonok emelkedő vízhozamra mutatott érzékenységére világítottak rá (vagyis Passyéhoz (2007) hasonló eredményt kaptak). A tápanyagtartalom tekintetében viszont ők is pozitív korrelációt figyeltek meg. Egy későbbi vizsgálatukban (B-Béres és mtsai. 2016) viszont az ellenkezőjét kapták, ugyanis a mozgásra képes fajok és a fizikai-kémiai változók közötti kapcsolat általában negatív

volt (nitrát, oldott oxigén, pH, ortofoszfát). Gelis és mtsai. (2020) is azt találták, hogy a mozgásra képes csoport aránya szignifikánsan nagyobb volt a városiasodásnak és mezőgazdasági tevékenységnek jobban kitett folyószakaszokon.

Faria és mtsai. (2019) pontszerű olajszennyezés bentonikus kovaalga közösségre, illetve traitekre (ökológiai csoportok [alacsony, magas profilú és mozgásra képes] és növekedési formák (mozgásra képes, emelkedő, kolóniaképző, csöképző, pionír és lebegő [planktonikus]) gyakorolt hatását vizsgálták a Negro folyóban. Egyértelmű változást figyeltek meg mind a kovaalga közösség összetételében, mind az ökológiai csoportokban. Az olajszennyezést megelőzően nagyobb volt a fajgazdagság és a diverzitás. A szennyezést követően csökkent a diverzitás, és a mozgásra képes csoport szennyezés-toleráns kovaalgái váltak dominánssá. Azzal magyarázták, hogy a növényi olajok egyfajta záróréteget képeztek a víz felszínén, így csökkent az oxigéntartalom és kevesebb volt a fény is, ugyanakkor a tápanyag feldúsulását okozták; ráadásul a nagy esőzések következtében a lebegőanyag tartalom is magas volt. Véleményük szerint a kovaalga ökológiai csoportok és növekedési formák is hatékony eszközei lehetnek az ökológiai állapotértékelésnek a Negro folyóban.

3.3.2.3.4 Planktonikus csoport

Ács és mtsai. (2020) a planktonikus csoport arányában csökkenést tapasztaltak a Duna szigetközi rehabilitációjakor (azaz a vízhozam emelkedésekor). Wang és mtsai. (2022) a Xiangxi folyó kis vízsebességű, nagyobb mélységű szakaszain a lazábban kapcsolódó kovaalgák mellett planktonikus formákat is találtak a gátak alatti szakaszoknál, a csökkenő vízsebességnek köszönhetően.

3.3.2.4 Sejtméret és öko-morfológiai csoportok

A Rimet és Bouchez (2012) által összeállított adatbázisban az egyes kovaalga fajokhoz sejtméretkategóriákat is hozzárendeltek. Ezeket Hillebrand és mtsai. (1999) által javasolt képlet alapján állították fel. Összesen 5 osztályt hoztak létre: $5 \mu\text{m}^3 < 1. \text{osztály} < 100 \mu\text{m}^3 \leq 2. \text{osztály} < 300 \mu\text{m}^3 \leq 3. \text{osztály} < 600 \mu\text{m}^3 \leq 4. \text{osztály} < 1500 \mu\text{m}^3 \leq 5. \text{osztály}$. Berthon és mtsai. (2011) szintén ezekkel a méret osztályokkal dolgoztak (az alábbi rövidítéssel ellátva azokat: 'c1', 'c2', 'c3', 'c4', 'c5' méret szerinti növekvő sorrendben), amikor a Rhône folyóban a szervetlen és szerves szennyezés bevonatkozó kovaalga együttesekre gyakorolt hatását vizsgálták. A fizikai-kémiai változók statisztikai elemzésének eredményei alapján 5 csoportba

sorolták a mintákat a trofitás mértékétől függően ('t1', 't2', 't3', 't4', 't5' – a trofitás csökkenő sorrendjében), majd ehhez hasonlóan a szaprobitás mértékétől függően is létrehoztak 5 csoportot ('s1', 's2', 's3', 's4', 's5' – a szaprobitás csökkenő sorrendjében)). A 't1'-es kategória 'közepes' vízminőségre utalt, a 't2' 'jó'-ra, a 't3', 't4' és 't5' 'kiváló'-ra. Az 's1' 'közepes', az 's2', 's3', 's4' és az 's5' 'kiváló' vízminőséget jelzett. A 'c2'-es és a 'c3'-as méretkategóriák alapján szignifikáns különbséget tapasztaltak a trofitás tekintetében. A szaprobitás alapján pedig a 'c2'-es és a 'c5'-ös méretcsoportok alapján különböztek szignifikánsan a minták. Ezekből az eredményekből arra következtettek, hogy a vizeket érő szerves és szerves szennyezés jelentősen befolyásolja, hogy milyen méretű fajok telepednek meg a bevonatban.

Lange és mtsai. (2016) 23 elméleti trait kategóriát dolgoztak ki a tájhasználat és a klímaváltozás hatásának kimutatására. Ezek a kategóriák a folyóvízi bevonatlakó algák és cianobaktériumok különböző jellemzői (morfológiai, fiziológiai, viselkedési és életmenet traitek), illetve ezek kombinációi, amelyek a forrás eléréssel és a zavarásnak való ellenállással vannak összefüggésben (itt zavarás az intenzív mezőgazdasági tevékenységből fakadó alacsony vízszint vagy a folyó kiszáradása, de a hőmérsékletben vagy az oxigén viszonyokban bekövetkező szélsőséges változások is). 43 új-zélandi folyóvízi (Manuherikia) mintavételi helyen tesztelték a sokváltozós antropogén stresszorok és az alga traitek közötti kapcsolatot. Azt tapasztalták, hogy a mezőgazdasági tevékenység a növekvő tápanyagellátottság miatt átalakítja a közösséget úgy, hogy azt a nagy méretű, nem rögzült, fonalas formák dominálják több héttel a nyári/őszi kisvizes körülményeket követően is. A vízkivétel pedig kiülepedéshez vezetett, és nőtt annak a valószínűsége, hogy kiszárad a vízfolyás. Ez pedig olyan közösség kialakulását eredményezte, amelyben a kicsi, stressztűrő és mozgékony taxonok domináltak, intenzív mezőgazdasági tevékenység és jelentős vízkivétel mellett. Zavarást követően tehát a sejtméret igen meghatározó volt a nagyobb felület/térfogat arányuk miatt. Vizsgálatukban a morfológiai traitek (sejtméret, életforma [pl. a biofilm réteg fölé nyúló fonalas formák]) erős korrelációt mutattak az antropogén stresszorokkal. Nem tudták azonban szétválasztani a mezőgazdasági tevékenység és a vízkivétel hatását a megvizsgált traitek segítségével. Továbbá megállapították, hogy a vizsgált traitek sokkal inkább a tápanyag ellátottsággal mutattak összefüggést, mintsem az aljzat jellegével (a finomüledék mennyiségével).

B-Béres és mtsai. (2016) korábbi felvetésük alapján (B-Béres és mtsai. 2014) finomították a kovaalga ökológiai csoportok funkcionális osztályozását. Egy, mintegy három hónapon át tartó, kolonizációs kísérletet végeztek. A mintákat a Debrecen melletti Tóció-patakból gyűjtötték. A traitek közül a kovaalga ökológiai csoportok és a sejtméret alapján ún. „öko-morfológiai”

csoportokat hoztak létre. Ez azt jelenti, hogy a kovaalga ökológiai csoportokat a sejtméret kategóriákkal kombinálták. Azt tapasztalták, hogy az ökológiai csoportok és a sejtméret kategóriák környezeti változókkal mutatott kapcsolata nem tükrözte a környezeti tényezők és a fajösszetétel korrelációját. A kombinált öko-morfológiai csoportok ellenben igen. Azzal magyarázzák, hogy ezekben az öko-morfológiai csoportokban a taxonómiai és az ökológiai jellegzetességek egyaránt fellelhetők, amik külön-külön az ökológiai csoportokban és a sejtméret kategóriákban csak rejtve vannak. Így megállapították, hogy az öko-morfológiai csoportok az ökológiai csoportokkal és a méretkategóriákkal szemben alkalmasabbak a fajösszetételben végbemenő változások nyomkövetésére, továbbá a fajösszetétel és a környezeti változók közötti kapcsolat feltárására. Azt tapasztalták, hogy egyes, alacsony profilú és mozgásra képes fajok pozitívan korreláltak az idővel (LS1 [azaz alacsony profilú és legkisebb méretű]: *Achnanthydium minutissimum*, *Achnanthydium eutrophilum*, *Amphora pediculus*, MS1 [azaz: mozgásra képes és legkisebb méretű]: *Navicula seminulum*, MS4 [azaz mozgásra képes és viszonylag nagyméretű]: *Navicula tripunctata*, *Nitzschia dissipata*). Más, különböző méretű, alacsony profilú taxonok (pl. LS4 [azaz alacsony profilú és viszonylag nagyméretű] – *Meridiuon circulare*) pozitívan korreláltak a fizikai-kémiai változókkal (nitrát, oldott oxigén, pH, ortofoszfát). A magas profilúaknak a környezeti változókkal szemben mutatott gyenge korrelációjával ellentétben a kombinált magas profilú csoportok (HS1, HS4 [azaz magas profilú és legkisebb, illetve viszonylag nagyméretű]) egyértelműen pozitívan korreláltak az idővel, míg a HS2 [magas profilú és viszonylag kicsi méretű] és a HS5 [magas profilú és nagyméretű] ugyanezen környezeti tényezővel negatív korrelációt mutattak.

Falasco és mtsai. (2018) a Passy féle (2007) ökológiai, a B-Béres és mtsai. (2016) által indítványozott ökomorfológiai csoportok, továbbá növekedési formák alapján hasonlították össze az olaszországi Pó, Pellice és Varaita folyók bizonyos szegmenseit. Mindhárom folyón két helyet jelöltek ki: egy olyan szakaszt, ahol az év egészében folyik víz (felső szakasz), és olyan szakaszt, ahol a forró hónapok alatti aszály miatt kiszárad a vize (alsó szakasz). A térbeli tényezők (azaz felső és alsó szakasz jelleg) mentén nem tapasztalták a közösségek homogenizálódását. Az állóvízi jellegű szakasz heterogénebbnek bizonyult, mint a folyóvízi környezet. Nem tapasztaltak szignifikáns különbséget a kovaalga méret kategóriákban sem hónap, sem szakasz jelleg (felső, alsó), sem habitat tekintetében. Az ökomorfológiai csoportok esetében azonban szignifikáns különbségeket tapasztaltak az alsó szakaszon, azaz a kiszáradó szakaszon. Az LS2 (kisméretű, alacsony profilú csoport) az alsó szakasz tipikus fajait tartalmazta. Az LS2 fajai a habitat preferencia alapján nagyobb relatív abundanciát értek el a

transzektben, mint a mikrohabitaton. Nem így a HS2 (kisméretű, magas profilú) és a HS4 (nagy méretű, magas profilú), amelyek a mikrohabitatok tipikus csoportjai voltak. A nagy méretű taxonok az alacsony profilú és a mozgásra képes csoportokon belül általában az állóvizet kedvelték jobban.

Stenger-Kovács és mtsai. (2020) a vízgyűjtő léptékű tájhasználat és a környezeti változók különböző hazai kisvízfolyásokból származó bevonatlakó kovaalga együttesek faj- és trait összetételére gyakorolt hatását vizsgálták. Öt különböző kategóriába sorolták a mintavételi helyeiket: 1) mesterséges felületek, 2) mezőgazdasági területek, 3) erdőségek és félig természetes területek, 4) vizes élőhelyek és 5) víztestek. A kovaalga traitek közül az alábbiakkal dolgoztak: ökológiai csoportok (alacsony, magas profilú, mozgásra képes, planktonikus), sejttérfogat ($S1 < 100 \mu\text{m}^3$, $100 \mu\text{m}^3 \leq S2 < 300 \mu\text{m}^3$, $300 \mu\text{m}^3 \leq S3 < 600 \mu\text{m}^3$, $600 \mu\text{m}^3 \leq S4 < 1500 \mu\text{m}^3$, $S5 \leq 1500 \mu\text{m}^3$), hosszúság/szélesség arány ($LW1 < 2$, $2 \mu\text{m} \leq LW2 < 4$, $4 \mu\text{m} \leq LW3 < 6$, $6 \mu\text{m} \leq LW4 < 12$, $12 \mu\text{m} \leq LW5 < 20 \mu\text{m}$, $LW6 \geq 20 \mu\text{m}$). Mind a faj- mind a trait összetétel alapján hasonlóak voltak a szignifikáns változók (vezetőképesség, pH, nitrogén formák, SRSi, mezőgazdasági használat mértéke). A faj alapú vizsgálat rávilágított még a bikarbonát és a szulfát jelentőségére, azonban a trait alapú elemzés esetében valamivel erősebb összefüggést kaptak. A kovaalga traitek egyértelműen rávilágítottak az erdős és a mezőgazdasági területek közötti különbségekre. Vízgyűjtő léptékben azt tapasztalták, hogy nem volt szignifikáns hatása az urbanizációnak sem a faj alapú, sem a trait alapú közösség összetétel alapján. Ennek valószínűleg az urbanizáció alacsony mértéke (kb. 1,5%) az oka, szemben a mezőgazdasági területekével (55,3%). Az általuk vizsgált vízgyűjtőterületen a mezőgazdasági hatások kifejezettebbek voltak az urbanizációs hatásoknál.

Az erdős területeken és a vizes élőhelyeken az alacsony profilú és a kisméretű (S1) csoport, vagy a kettő kombinációjának nagy arányát tapasztalták. Az LW3-as (közepes hosszúság/szélesség arányú) trait magas nitrát koncentráció mellett volt jellemző. A HLW2 trait (magas profilú, kis hosszúság/szélesség arányú) magas pH-jú vizekben volt tapasztalható. A magas profilú (HS3, HS4) és a mozgásra képes (MS4) csoportok a magas nitrit és ammónium koncentráció mellett voltak jellemzőek. A magas össz-foszfor koncentrációjú mezőgazdasági területeken az LW4 (viszonylag nagy hosszúság/szélesség arányú) mozgásra képes fajok és az S3 (közepes méretű) trait voltak dominánsak.

3.4 Vízminősítés kovaalga traitek vs. „hagyományos” minősítés alapján

Számos tudományos publikáció beszámol a kovaalga traitek vízminősítésben történő alkalmazhatóságának előnyeiről a „hagyományos”, taxonómiai (faji szintű) vízminősítéssel szemben (pl. Berthon és mtsai. 2011, Wang és mtsai. 2022). Igaz, sok esetben a trait alapú minősítést csupán mint kiegészítő lehetőséget javasolják (Rimet és Bouchez 2012, Riato és mtsai. 2022). Az egyik leggyakrabban említett előnye a taxonómiai alapúval szemben, hogy pontossága nem függ a kovaalgák faji szintű ismeretétől, ezzel együtt gyakran időhatékonyabb lehet (Law és mtsai. 2014). Sokszor elegendő csak a nemzetségek ismerete, mivel egyes traitek komplett nemzetségeket jellemezhetnek (Berthon és mtsai. 2011). Bizonyos traitek ötvözhetik a faj és nemzetség szintű információkat is (B-Béres és mtsai. 2016, Riato és mtsai. 2022), ami – abszolút értelemben – növeli a traitek megbízhatóságát, azonban csökkenti azt az előnyt, hogy nem kell hozzá alapos taxonómiai tudás. Riato és mtsai. (2022) nemzetségre építő, trait alapú multimetrikus indexet fejlesztettek az Egyesült Államok felszíni vízfolyásaira, amely segítségével az édesvizek állapotában megfigyelhető trendek is figyelemmel kísérhetők, hiszen ezzel a módszerrel akár régi adatsorok is összevethetővé válnak a friss adatokkal. Tapolczai és mtsai. (2016) szerint a széles körben elterjedt autökológiai indexek sok bizonytalanságot hordoznak, mivel az állapotértékeléshez használt adatbázis rengeteg olyan ritka fajt tartalmaz, aminek nagyon nehéz meghatározni az ökológiai jellegzetességeit (Rimet és Bouchez 2012). A taxonómiai megközelítés további hátrányaként említi Allan (2004), hogy az antropogén hatások és a biológiai indexek (pl. Trofikus Kovaalga Index [TDI]) közötti kapcsolat nemlineáris, ami az adatok kiértékelésekor jelentős torzításokat eredményezhet. Különösen nagy kihívást jelent a különböző stresszorok kevert hatásának kimutatása (Hering és mtsai. 2015, Vörösmarty és mtsai. (2010), ugyanis a kovaalga alapú indexek többnyire olyan indikátor értékeken alapulnak, amelyek a kovaalgáknak valamely kémiai gradiensre adott válaszát tükrözik vissza. Ezeket az indexeket azonban nem arra tervezték, hogy feltárják az egyedi, együtt ható stresszorok relatív hatását (Larras és mtsai. 2017). Továbbá Larras és mtsai. (2017) szerint ezek az indexek nem kifejezetten veszik figyelembe, miként befolyásolják a hidromorfológiai változások a kovaalga közösségeket, bár megjegyzik, hogy vannak példák arra, amikor akár szignifikánsan is jelezhetik ezeket a kovaalgák (Bona és mtsai. 2008, Almeida és Feio 2012). A kovaalga traitek mindezen potenciális előnye ellenére Tapolczai és mtsai. (2016) világosan rámutatnak, hogy még jelentős pontosításokat kíván a környezeti tényezők kovaalgákra gyakorolt hatásának vizsgálata ahhoz, hogy ökológiai csoportokba lehessen sorolni őket. A források közül minimum a tápanyag és a fény különválasztását tartják elengedhetetlennek.

A bemutatott irodalmi adatokból látható, hogy a kovaalga ökológiai csoportok a legkutatottabb kovaalga traitek. Számos publikációban – amelyben összevetik a taxonómiai alapú minősítéssel – sikeres alkalmazásukról számolnak be, míg mások nem tapasztaltak jelentős összefüggéseket a bevonatlakó kovaalga közösséggel, illetve a vizek fizikai-kémiai tulajdonságaival. Sőt van arra is példa, hogy e kétféle megközelítés összehasonlításakor a taxonómiai alapú teljesített jobban (Mbao és mtsai. 2020). Továbbá a traitek sikeres alkalmazása sem jelent minden esetben egységességet a szakirodalom egészét tekintve. Passy (2007) a hipotézisével ellentétes eredményeket kapott, amikor a mozgásra képes kovaalga csoport és az áramlás erőssége közötti kapcsolatot vizsgálta (de pl. B-Béres és mtsai [2014] is), mások ellenben beszámoltak a hipotézisének eleget tevő eredményekről is (Stenger-Kovács és mtsai. 2013, Wu és mtsai. 2019). Sőt, B-Béres és mtsai. 2014-ben a mozgásra képes fajoknak a tápanyag tartalommal mutatott pozitív korrelációjáról számoltak be, 2016-ban pedig negatív kapcsolatot tapasztaltak a víz kémiai változóival (nitrát, oldott oxigén, ortofoszfát). Egy másik példa Passy (2007) – definíciója szerinti – alacsony profilú csoportjának a tápanyagforrással mutatott negatív korrelációja. Az alacsony profilú kovaalgák valójában a bevonat magas tápanyag koncentrációja mellett is fejlődhetnek, amikor a magas profilúaknak adaptív előnyük van a fény hasznosításában és a tápanyag megszerzésében (Horner és mtsai. 1990). Tapolczai és mtsai. (2016) megjegyzik, hogy az a tény, hogy ebben az esetben az alacsony profilú fajok visszaszorulnak, nem jelenti azt, hogy erőforrásszegény körülmények között előnyben vannak, hiszen tápanyagszegény körülmények között dominanciájuk többféleképpen magyarázható. Egyrészt, ha nincs különbség az alacsony és magas profilú taxonok tápanyag szükségletének tekintetében, az alacsony profilúak vízsebességgel szembeni adaptív stratégiája még kis vízsebesség mellett is kedvez a növekedésüknek. Másrészt, az alacsony profilú fajok gyakran kisméretűek, ami hatékonyabb tápanyag felvételt jelent a nagyobb felületarány vagy a gyorsabb növekedés miatt. Kihívást jelent továbbá szétválasztani az adott környezetben együtt jelenlévő stresszorok egyedi hatását is (Larras és mtsai. 2017).

Amint a kovaalga traiteket feldolgozó munkák áttekintéséből kiderült, viszonylag gazdag irodalma van a kovaalga ökológiai csoportoknak, azonban ezeknek a döntő többsége kisvízfolyásokra vonatkozik. Alig akad olyan, az említett traitekre irányuló vizsgálat, amelyet nagy folyóban (főmederben) végeztek (Faria és mtsai. 2019 [Negro], Wang és mtsai. 2019 [Jangce]). Általában véve a nagy folyók bevonatlakó kovaalgáinak a vizsgálata egyébként is kevésbé kutatott a kis vízfolyásokhoz viszonyítva (a Duna Ács munkásságának köszönhetően

kivételesnek mondható ebben a tekintetben). Márpedig nagy folyók biótáját más stresszorok illetve zavarások befolyásolhatják, eltérő mintázatot eredményezve az élőlény együttesek összetételében; közvetetten oly módon, hogy itt jelentősebb vízhozammal és az ezzel együtt járó jelentősebb nyíróerővel kell számolni. (nagyobb vízhozam esetén nagyobb léptékű örvények fejlődhetnek ki, nagyobb sebesség ingadozásokkal). Számos ökológus felismerte a vízhozamnak mint elsődleges drivernek a szerepét a folyóvizek funkcionális és szerkezeti alakulásában, és az ott élő bióta alkalmazkodásában (Grizzetti és mtsai. 2017, Lytle és Poff 2004). A Duna önálló kategóriába került a felszíni vizek hidromorfológiai típusba sorolásakor Magyarországon (Ács és mtsai. 2015b). Így amennyiben folytatódik a törekvés a kovaalga traitek ökológiai állapotértékelésbe történő bevonására, megkerülhetetlen a Duna bevonatlakó kovaalga traitjeinek alapos körbejárása.

3.5 Egy invazív kovaalga faj, az *Achnanthydium delmontii* gyors terjedése a Dunában és mellékfolyóiban

A vízi fotoautotrófok a táplálékhálózatok alapjai, és bármilyen, a közösség összetételében és mennyiségében történő változás kaszkádszerű folyamatokat indukálhat a vizekben. A vízben élő invazív fajok (AIS – aquatic invasive species) akár táplálékhálózatok összeomlását, vízminőség romlást és helyi fajkihalásokat is okozhatnak (Macêdo és mtsai. 2021). A fajvesztés és a rendszerek integritásának romlása új fajok felbukkanásához vezet. Az invazív fajok képesek gyorsan megtelepedni, elszaporodni és módosítani vagy teljesen átszervezni a közösségeket. Ennek ellenére az invazív mikroorganizmusok biogeográfiája kevésbé kutatott terület. Ennek lehetséges okai a mintavételek nehézsége, a fajok kimutatására irányuló kevésbé hatékony stratégiák, taxonómiai problémák (Crossettii és mtsai. 2019, Macêdo és mtsai. 2021, Moreira és mtsai. 2015).

Már 2000-ben megfogalmazták, hogy milyen kritériumok alapján tekinthető egy kovaalga faj invazívnek. Eszerint: i) új helyen jelenik meg, ii) nem tagja a jellemző kovaalga flórának, iii) elszaporodik, iv) gyorsan terjed (Coste és Ector 2000). Az elmúlt évtizedben egyre nagyobb figyelem irányult a kovaalgák inváziós jelenségére, egyre több publikáció született ezen a területen, melyek közül több is összefüggésbe hozza az adott faj invázióját a globális felmelegedéssel (Duleba és mtsai. 2014, Falasco és mtsai. 2016, Spaulding és mtsai. 2010).

Néhány éve kompozíciós változások figyelhetők meg a Duna kovaalga közösségében, amit egy achnanthoid taxon, az *Achnanthydium delmontii* Pérès, Le Cohu és Barthès 2012 (ADMO) okoz. Az ADMO-t eredetileg a Vieux Rhin nevű francia folyóból írták le 2007-ben (Pérès és

mtsai. 2012). Ezt követően több helyen is tapasztalták a faj relatív abundanciájának növekedését. Így például egy, a Mediterráneumban található folyóban (Cèze folyó) 2008 és 2010 között, a Rhône folyóban 2009 és 2010 között, továbbá 2014-ben Olaszországban is beszámoltak a faj állandó jelenlétéről (Falasco és mtsai. 2016). Időrendben következő alkalommal Franciaországban tapasztalták előfordulását 2016-ban (Keck és mtsai. 2018, Peeters és Ector 2018), majd 2018-ban a magyarországi Duna-szakaszban is előkerült. 2019-ben a teljes Duna-szakaszból gyűjtött 26 mintában (amelyből 10-et a magyarországi részről származik) fordult elő. Ezen kívül elérte a Soroksári-Dunaágot is, mintegy meghódítva a Duna mellékfolyóit is (Fidlerová és Makovinská 2021). Érdeemes megjegyezni, hogy az ADMO első észak-amerikai előfordulása egybeesett az első európai megjelenésével. Mindkét kontinensen 2007-ben észlelték először. Úgy tűnik, hogy az ADMO az Egyesült Államok teljes keleti részén terjed (Ciugulea és Potapova 2021).

4. Anyag és módszer

Munkám 3 nagy témakörön alapszik:

1) Az ökológiai állapotértékelés során gyakran használt kovaalga index (IPS) és a kovaalga ökológiai csoportok összehasonlítása a Duna esetében.

Ehhez háromféle vizsgálatot hajtottunk végre:

- középtávú vizsgálatok,
- keresztmetszeti vizsgálatok,
- kagylóhéjak felszínén képződött bevonatalkó kovaalgák vizsgálata.

2) Budapest hatásának vizsgálata.

3) Egy invazív kovaalga faj, az *Achnanthydium delmontii* gyors terjedése a Dunában és mellékfolyóiban.

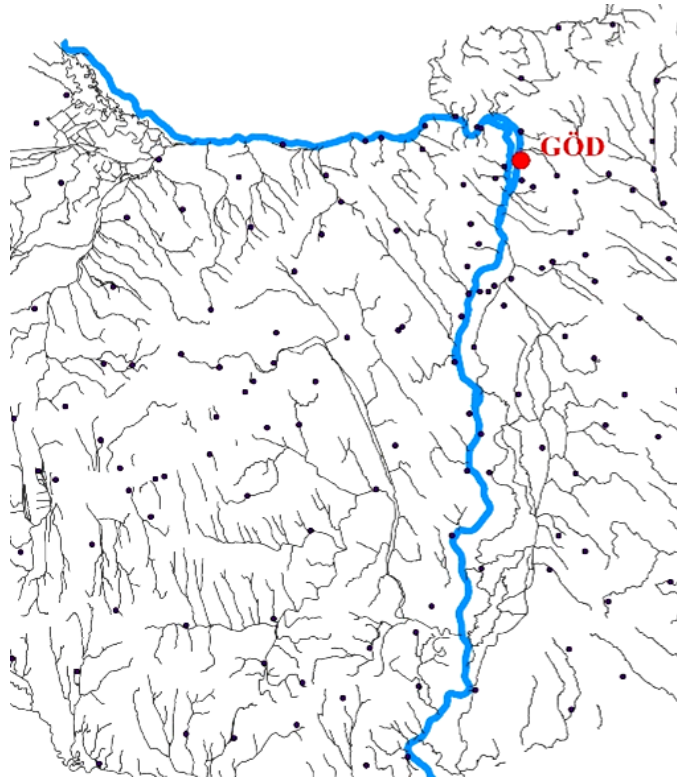
Az első témakörben a bevonat kovaalga faj-, és ökológiai csoport összetétele szerint elemeztük a mintáinkat. Budapest hatásának vizsgálata esetében a fajösszetételen és a kovaalga ökológiai csoportokon kívül további traitek (nitrogén-, pH- adaptációs stratégia, oxigénigény, trofitás, szaprobitás (lásd az 1. táblázatot a 3.3.2.2 fejezetben), valamint sejtméret) szerint is vizsgáltuk a kovaalga közösség környezeti tényezőkre adott válaszát.

4.1 Az ökológiai állapotértékelés során gyakran használt kovaalga index (IPS) és a kovaalga ökológiai csoportok összehasonlítása a Duna esetében.

4.1.1 Középtávú vizsgálatok

4.1.1.1 A vizsgált terület

Göd (a Duna bal partján (47°40'43.2"N, 19°07'30.1"E; 1669 fkm, 1. ábra) városa Budapest északi határától északra, mintegy 10 km-re helyezkedik el a Duna bal partján. Vele párhuzamosan, a Duna jobb partján Szigetmonostor és Pócsmegyer települések találhatók. A védettséget élvező Szentendrei-szigetnél a Duna mentén tulajdonképpen Göd az egyetlen olyan város, amellyel párhuzamosan a Duna túlsó partja szintén lakott terület. A Gödtől délebbre található Dunakeszinél, valamint a Gödtől északabbra található Sződligetnél, majd Vácánál a Duna túlsó (jobb) partja antropogén hatásoknak kevésbé kitett terület.



1. ábra: A három éven át tartó és a keresztmetsvény vizsgálatunk gyűjtési helye (piros ponttal jelölve).

4.1.1.2 Mintavétel

Három éven keresztül (2010. január – 2012. december) gyűjtöttünk bevonatlakó kovaalga mintákat, havonkénti rendszerességgel, a Duna litorális régiójából. Mintavételenként 5–5 db követ, nagyobb kavicsot (méretük az 5-10 cm átmérőjűtől az ökölnyi méretűig változott) gyűjtöttünk, csizmamélységből (kb. 20-30 cm). A fénynek kitett oldaluk felületéről közepes erősségű fogkefével sikáltuk le a szürkés-barna, nyálkás bevonatot képező kovaalgákat annak érdekében, hogy ne törjenek össze a finomabb kovavázak.

4.1.1.3 Kovaalga minták feldolgozása

A kovaalga minták feldolgozása a dolgozatomban bemutatott összes vizsgálat típusban egységes, így ezt nem tagoltam vizsgálat típusok szerint.

A mintákat a helyszínen 4%-os formaldehiddel tartósítottuk. A laboratóriumban a kovaalgák szilícium-dioxid alapanyagú vázát hidrogén-peroxiddal és sósavval tisztítottuk. A tisztított vázakat 1.7 törésmutatójú Naphrax gyantába ágyasztuk. A kovaalga taxonokat Olympus IX70, differenciál interferencia kontraszttal felszerelt (DIC optika), fordított mikroszkóppal határoztuk, 1500-szoros nagyításon. Mintánként minimum 400 valva egyedet határoztunk meg, faj (vagy ahol ez nem volt lehetséges, legalább nemzetség) szinten. Azokat a mintákat,

amelyekben sok sugaras szimmetriájú kovaalga, illetve kisméretű taxon (pl. az *Achnanthydium* nemzetség fajai) fordult elő, pásztázó elektronmikroszkóppal (SEM, Zeiss EVO MA 10) is vizsgáltuk. A SEM preparátumok készítéséhez a tisztított és mosott mintáknak egy részét 3 mikrométer pórusátmérőjű polikarbonát membrán filteren (Merck Millipore) átszűrtük. Ezt kétoldalt ragasztós szénkorong segítségével mintatartó tuskón rögzítettük, melyet aranybevonattal (Quorum Q150RS) láttunk el. A SEM képeket 10 kW-on, 8 mm-es munkatávolságon készítettük.

4.1.1.4 Környezeti változók

Hetenkénti gyakorisággal (kivéve az áradásos időszakokban) az alábbi fizikai-kémiai változók mérési adatai álltak rendelkezésünkre, melyeket a Duna -kutató Intézet akkori vegyész munkatársa mért: kémiai oxigénigény (KOI) (savas kálium-permanganátos módszer) (ISO 8467 1993), nitrátion koncentráció (nátrium-szalicilátos módszer) (Vijayasarithy 2011), foszfát koncentráció (ammónium-molibdátos és 10%-os aszkorbinsavas módszer) (Eaton és mtsai 2005), összes szervesanyag (Multi N/C 2100 S TC, Analytik, Jena, Germany), lebegőanyag és összes oldottanyag tartalom (gravimetriás módszer), zavarosság (Lovibond PC Checkit hordozható terepi zavarosságmérő), víz hőmérséklet, pH, vezetőképesség, oldott oxigén tartalom (WTW multiline hordozható mérő). A vízhozam adatokat az Országos Vízeljáró Szolgálat biztosította.

4.1.1.5 Kovaalga index és trait adatok

A mintáinkban talált kovaalgákat az első három vizsgálattípus esetén négy kovaalga ökológiai csoportba soroltuk: alacsony és magas profilú csoport, mozgásra képes csoport (Passy 2007) és planktonikus csoport (Rimet és Bouchez (2012)). Továbbá az IPS (Indice de Polluo-Sensibilité Spécifique) biotikus kovaalga indexet alkalmaztuk, melyet az OMNIDIA 5.3 (Lecoite és mtsai. 2008) szoftver segítségével számoltuk ki a kovaalga relatív abundancia adataink alapján. Ezt az indexet Zelinka és Marvan (1961) fejlesztette, majd Coste (1991) módosította. Az IPS index határértékei a Duna esetében, az általunk vizsgált szakaszon (Ács és mtsai. 2015b) a 3. táblázatban láthatók.

3. táblázat: Vízminőségi osztályok az IPS (Indice de Polluo-Sensibilité Spécifique) biotikus kovaalga index alapján.

Vízminőségi osztály	IPS értéke
Kiváló	14,6 <
Jó	12,0-14,6
Közepes	7,7-11,9
Gyenge	3,3-7,6
Rossz	3,3 >

4.1.1.6 Adatelemzés

Mindegyik vizsgálati típus esetében a kovaalga taxonok relatív abundanciájának meghatározása volt a kiindulási alap.

Detrended korrespondencia analízist (DCA) végeztünk CANOCO 5.0 (ter Braak és Šmilauer 2012) programmal, hogy meghatározzuk a kovaalga ökológiai csoportokhoz és a környezeti változókhoz leginkább illeszkedő modelleket (lineáris vagy unimodális). A lineáris modell illeszkedése bizonyult a legjobbnak. Ez alapján a kovaalga ökológiai csoportok és a környezeti változók közötti kapcsolat feltárásához redundancia analízist (RDA) végeztünk. Ehhez a környezeti változókat (a pH kivételével) az eltérő mértékegységeik miatt $\log(x+1)$ transzformáltuk. 999 permutációs Monte Carlo teszttel vizsgáltuk a szignifikanciát (ter Braak és Šmilauer 2012). A kovaalga taxonok és környezeti változók közötti kapcsolat általános alakjának meghatározásához General Additive Model (GAM) illesztést végeztünk. A CANOCO 5.0 által használt GAM algoritmus az AIC segítségével kiválasztotta az adott (szabadsági fokok által meghatározott) komplexitáshoz a legjobb illeszkedést.

A mi modellünk esetében a Gamma-eloszlást és az ún. kanonikus transzformációs 'log kapcsolat függvényt' alkalmaztuk (ter Braak Šmilauer 2012). A determinációs koefficiens Nagelkerke (1991) szerint határoztuk meg.

A variációs koefficiens (CV%) (coefficient of variation) és a standard error (SE) segítségével vizsgáltuk a minták változékonyságát adott adatsoron belül (fajok relatív abundanciája és környezeti változók) az alábbi képlet segítségével:

$$CV\% = s / x \text{ \textit{átlag}} * 100\%,$$

ahol az s a standard szórás és x az átlag. A kapott CV% értékek alapján pedig az alábbi kategóriákba sorolhatók a minták: homogén (0–10 CV%), közepesen változékonny (10–20 CV%), erősen változékonny (20–30 CV%) és szélsőségesen változékonny/ingadozó (30 CV% fölött).

4.1.2. Keresztszelvény vizsgálat

4.1.2.1 A vizsgált terület

A keresztmetszeti vizsgálat helyszíne megegyezett az előző vizsgálat helyszínével (Göd), azzal a különbséggel, hogy ekkor nemcsak a Duna egyik partjáról vettünk mintát, hanem annak teljes keresztmetszetében, a bal partról a jobb partig.

4.1.2.2 Mintavétel

A keresztmetszeti mintákat három évben, egy-egy alkalommal gyűjtöttük (2012. május 23., 2013. május 13., 2014. május 26.). Minden gyűjtés során hat mintavételi pontot jelöltünk ki a Duna vizsgált keresztmetszetének különböző mélységeiben, balról jobbra haladva: 1–2 m, 2–3 m, 4–6 m, 3–5 m, 2–3 m, 1–2 m. A mélységi adatok a vízhozam aktuális állásától függtek: $1421 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, (középvízi állapot), $2684 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, $2830 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (nagyvízi állapot). A mintákat minden mélységből öt markolással, mélységi mintavevővel (2. ábra) vettük (Szekeres és mtsai. 2009).



2. ábra: Mélységi mintavevő, amellyel a keresztmetszeti vizsgálatunk mintáit gyűjtöttük

Bár törekedtünk arra, hogy hasonló aljzattípusokról gyűjtsünk, azonban ez a mederfenék változatossága miatt nem volt teljesen kivitelezhető. Így 2012-ben nemcsak kövekről gyűjtöttünk, hanem az iszapos, üledékes, apró kavicsos (2-5 mm átmérőjű), szemcsés mederanyagról is. Az ilyen aljzatról úgy gyűjtöttünk, hogy egy maroknyit mintavevő edénybe tettünk, ráöntöttünk kevés csapvizet, alaposan összeráztuk, majd a felülúszóból vettünk ki a mikroszkópos vizsgálatokhoz. 2013-ban és 2014-ben azonban arra törekedtünk, hogy egységesen kavicsok, kövek felületéről gyűjtsünk. Ezt, a durvább szemcséket is tartalmazó

mederanyag esetében úgy oldottuk meg, hogy kiválogattuk a nagyobb köveket, és azok felszínét mostuk le.

Így a Duna gödi keresztshelvényéből származó 18 minta közül csak 14-ben (2012-ből összesen hat, 2013-ból öt és 2014-ben három mintában) találtunk megfelelő mennyiségben bevonatkozó kovaalgát. (Az adott mintához tartozó mederanyag típusokról készült fotók az Eredmények c. rész 8.a, b és c ábráin láthatók.)

4.1.2.3 Környezeti változók

Az alábbi fizikai-kémiai változókat mértük, egyidejűleg a mintavételekkel (a méréseket technikai okokból csak a 2014-es gyűjtés során tudtuk elvégezni a vizsgált keresztshelvényben): vezetőképesség ($\mu\text{S cm}^{-1}$), pH, víz hőmérséklet ($^{\circ}\text{C}$), összes oldott anyag (TDS, mg l^{-1}), a-klorofill ($\mu\text{g l}^{-1}$), nitrát-nitrogén ($\text{NO}_3\text{-N}$) egy YSI EXO2 Multi-Parameter Water Quality Sonde segítségével. A szondát a mérésekhez közvetlenül a mederfenékre engedték le, hogy a mérések a mintázott aljzat környezetében lévő körülményeket mérjék.

4.1.2.4 Kovaalga index és trait adatok

Lásd az első vizsgálat típus ugyanezen alcím alatti részét.

4.1.2.5 Adatelemzés

Variációs koefficiens számoltunk az első vizsgálat típus ugyanezen alcíménél ismertetett módon.

4.1.3 Kagylóhéjak felszínén képződött bevonat kovaalga együttesének vizsgálata

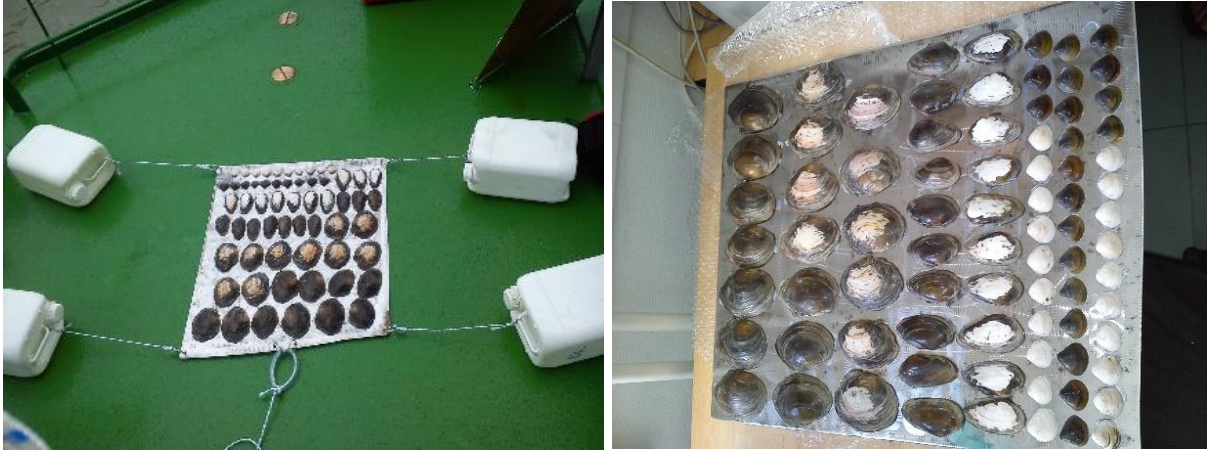
4.1.3.1 A vizsgálat helyszíne

Budapest XI. kerületében, a Duna jobb partjához közel történt a vizsgálat, a Zöldezigetnek nevezett mesterséges úszószigetnél, amely a Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem főépületével szemközt található (GPS koordináták: $47^{\circ}28'50.1''\text{N } 19^{\circ}03'32.1''\text{E}$).

4.1.3.2 Mintavétel

Ennél a vizsgálatnál bekapcsolódtunk egy kagylók vizsgálatára irányuló kísérletbe, ahol mi a kagylóhéjak felszínén képződött bevonat kovaalgaösszetételét határoztuk meg. Ennek eredményeit használtuk csak fel a jelen dolgozatban ismertetett módon.

In situ kísérleti rendszer (3., 4. ábra) biztosította, hogy ugyanazok legyenek a környezeti feltételek (fényellátottság, fizikai és kémiai változók, a hidromorfológiai körülmények) mindegyik aljzat környezetében. Így az ezekből fakadó esetleges különbségek kizárhatók.



3. és 4. ábra: Kagylóhéjak fémlemezre rögzítve.

Fontos szempont volt, hogy egyedül az aljzatok felszínében (érdesség) és méretében (három különböző méretű kagylófaj) legyen eltérés, hogy így a kovaalga közösség összetételében mutatkozó bármilyen különbség csak erre az egy okra legyen visszavezethető. Összesen 80 db kagylóhéj bevonatát vizsgáltuk meg. Az alábbi mintákkal dolgoztunk: 10 csiszolt és 10 csiszolatlan (1-1 [kompozit] minta) felületű *Unio tumidus* (Linnaeus) kagylóhéj – 'közepes' méretű kagylóhéj. 10 csiszolt és 10 csiszolatlan (1-1 [kompozit] minta) felületű *Sinanodonta woodiana* (Lea) kagylóhéj – 'nagy' méretű kagylóhéjak. 20 csiszolt és 20 csiszolatlan (1-1 [kompozit] minta) felületű *Corbicula fluminea* kagylóhéj – 'kis' felületű kagylóhéjak. A kagylóhéjakat egy fémlemezhez rögzítettük. A fémlemez négy sarkához légtartályként négy kannát rögzítettünk kötéllal. Majd az egészet egy pontonhíd korlátjához kötöttük, ezzel biztosítva az állandó (20 cm-es) mélységet a növekvő bevonat számára. A *Corbicula* kagylóhéj felszínéről már egy héttel a kísérlet kezdete után vettünk mintát (első két [kompozit] minta), a többi mintavétel (hat [kompozit] minta) a kagylóhéjakat tartalmazó lemez kihelyezését követően 4 héttel történt meg. Az algákat fogkefe segítségével távolítottuk el a kagylóhéjak felületéről.

4.1.3.3 Környezeti változók

Ebben a vizsgálatban nem mértük a környezeti változókat, mivel a kagylóhéjakat tartalmazó lemezt úgy helyeztük el a Dunában, hogy a környezet feltételek minden aljzatra nézve egyformák legyenek (egységes fizikai, kémiai változók a lemez teljes felületén).

4.1.3.4 Kovaalga index és trait adatok

A fentiekben ismertetett módon az IPS kovaalga index és a kovaalga ökológiai csoportok alapján értékeltük a bevonat kovaalga összetételét.

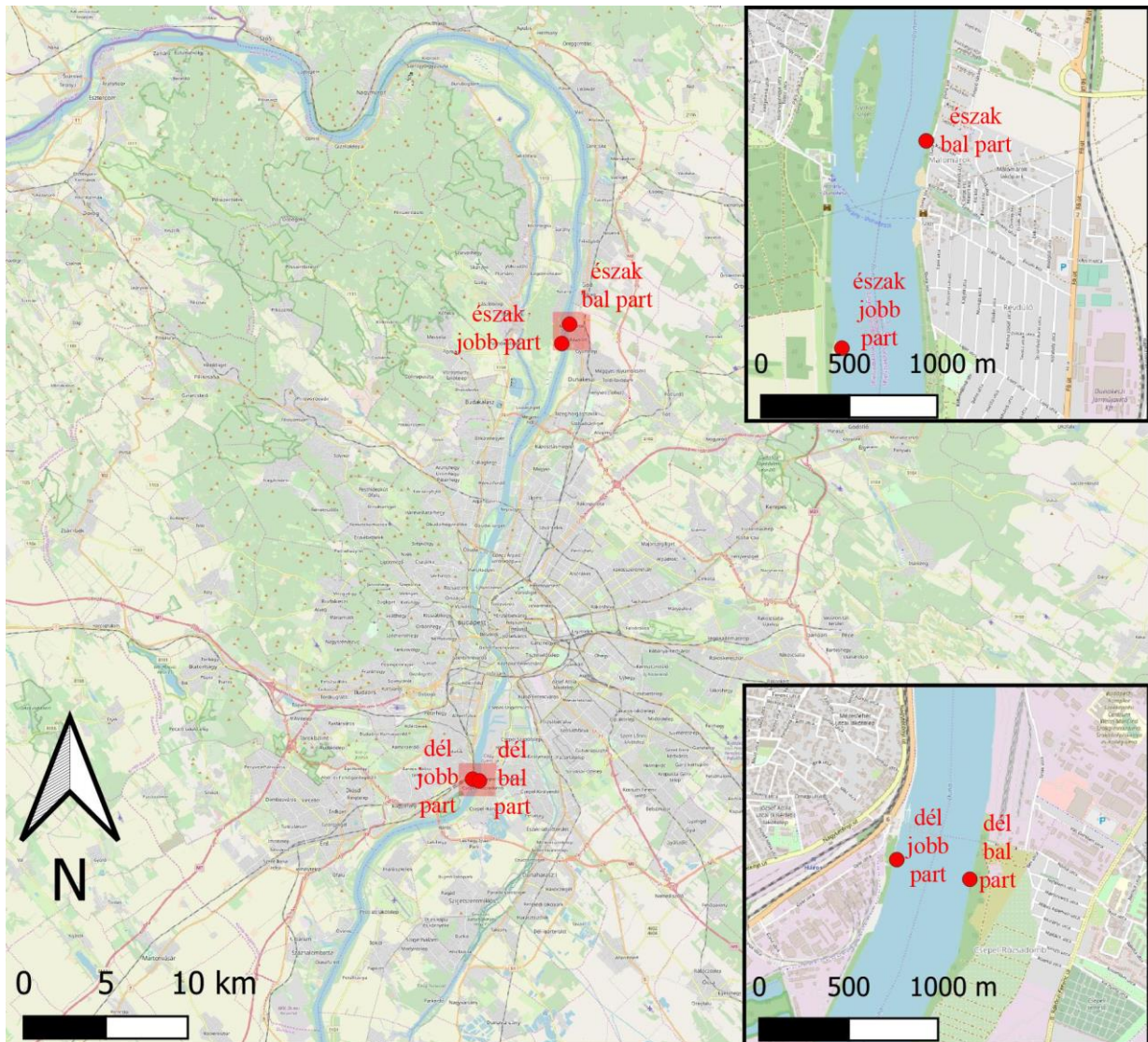
4.1.3.5 Adatelemzés

Variációs koefficiens számoltunk az első vizsgálati típus ugyanezen alcíménél ismertetett módon.

4.2 Budapest hatása a Duna bevonatlakó kovaalga együttesére

4.2.1 A vizsgált terület

A Duna két szakaszának jobb és bal partját választottuk ki a vizsgálatunkhoz. A vizsgált felső szakasz Budapeستől kb. 20 km-re, északra, az alsó szakasz pedig attól kb. 12 km-re, délre található (5. ábra).



5. ábra: Mintavételi helyek Budapest alatt és felett. A térkép az Open Street Map alapján készült.

A felső szakasz jobb partján (Függelék: F/1. (a) ábra) található a Szentendrei-sziget, amely ritkán lakottnak számít, és nem folyik a területén intenzív mezőgazdasági tevékenység; ezért antropogén hatások által kevésbé befolyásolt terület. Továbbá ez a rész egy nagy, védett területet is magában foglal, amely Budapest lakosságának kb. 90%-át látja el ivóvízzel.

A másik három – e vizsgálat során választott – terület thumán hatásoknak erősen kitett terület. A felső szakasz bal partján (Függelék: F/1. (b) ábra) található Dunakeszi városa. Területe 31,06 km². Lakossága 43490 (2018. január 01., [Magyarországi Központi Statisztikai Hivatal]). Két vízierőmű és egy szennyvíztisztító üzem tartozik a városhoz. Alagimajor a város peremi területén található, ahol mezőgazdasági tevékenység folyik (http://www.ksh.hu/apps/hntr.telepules?p_lang=HU&p_id=18616 (accessed on 17 October 2019)). Az alsó szakaszon (Függelék: F/1. (c) és (d) ábra) a főváros hatása érvényesül.

Budapest a Duna medencéjének középső területén helyezkedik el, a Duna mindkét oldalán. A város területe 524,14 km². Lakossága 1749734 (2018. január 01. [Magyarországi Központi Statisztikai Hivatal]). Területének kb. 7%-a (36,71 km²) védett (többnyire Buda). Budapest területén a felszíni vizek minőségét legjobban a szennyvíztisztító üzemek kifolyói rontják (a három fő budapesti szennyvíztisztító telep: Az Észak-Pesti, a Dél-Pesti és a Központi Szennyvíztisztító Üzem [amely a Csepel-szigeten található]). Naponta átlagosan 500-600 ezer km³ szennyvizet termel Budapest. Ennek 95%-a biológiailag kezelt, amelyet a Dunába, illetve a Ráckevei-Soroksári Dunaágba vezetnek. 2016 decemberében Budapestnek a 97,3%-a volt rákapcsolódva a központi szennyvízelvezetésre (Tatai és mtsai. 2017).

A JDS3 (Joint Danube Survey 3, 2013) során végzett hidromorfológiai felmérésben a hidromorfológiai osztályok becsléséhez nyolc mutatót vettek figyelembe, amelyek számos hidrológiai, morfológiai és hidraulikai paramétert tartalmaznak: a folyó vízrajza, élőhelyi sokféleség, áramlási rendszer és áramlási dinamika, üledékfolytonosság (üledék, víz, halak), helyi csatornamorfológia, oldalirányú összeköttetés, parti sáv és árterület. A hidromorfológiai ismeretek alapján a fő mutatókat súlyozták, mivel az egyes mutatók hatása eltérő volt. A végső osztály becslése az 1. osztálytól az 5. osztályig terjedő átlagértékkel történt a következők szerint: „természetközeli” (1) „enyhén módosított” (2) „mérésékeltlen módosított” (3) „nagyértékben módosított” (4) „erősen módosított” (5). A felmérés eredménye szerint az általunk vizsgált felső szakaszon a bal oldali ártér „nagyértékben” módosított; a bal part, a meder és a jobb part, illetve a hozzá tartozó árterület „közepesen módosított”. Az alsó szakaszon az ártér mindkét oldalon „erőteljesen módosított”, továbbá mindkét part és a meder „nagyértékben” módosított (Schwarz és mtsai. 2014).

Belletti és mtsai. (2015) módszere alapján becsültük meg a mintavételi helyeken a tájhasználat mértékét, aki 500 méteres part menti pufferzóna illesztését javasolta (4. táblázat).

4. táblázat: Mintavételi helyek osztályozása tájhasználat szerint (Belletti és mtsai. 2005 alapján).

Kategóriák: 1–zavartalan/természetes, 2–zavart-módosított, 3–mesterséges-erősen módosított.

Mintavételi pont	növényzeti borítottság	part módosítás	tájborítás 500 m-es pufferrel	összesítés
felső szakasz, jobb part	1	1	1	3
felső szakasz, bal part	2	2	2	6
alsó szakasz, jobb part	3	3	3	9
alsó szakasz, bal part	2	2	3	7

Az eredmények ismertetése során a következő jelöléseket alkalmazzuk a mintavételi helyek és minták jelölésére: 'észak, jobb part' – Budapest feletti (É-i) jobb part, 'észak, bal part' –

Budapest feletti (É-i) bal part, 'dél, jobb part' – Budapest alatti (D-i) jobb part, 'dél, bal part' – Budapest alatti (D-i) bal part.

4.2.2 Mintavétel

2018. június 20. és július 30. között, hetenként vettünk mintát. A bentonikus mintákat mindegyik pontról 5, random kiválasztott köről gyűjtöttük, melyekről fogkefe segítségével, csapvízzel mostuk le a bevonatot. A mintákat 4% végkoncentrációjú formaldehiddel tartósítottuk a preparálásig (EN 13946).

4.2.3 Környezeti változók

Az alábbi fizikai és kémiai változókat mértük: *a*-klorofill, víz hőmérséklet, pH, vezetőképesség, oldott oxigén, zavarosság – ezeket a helyszínen mértük hordozható multiméter segítségével (Hanna Multiméter, Hanna Instrument, Woonsocket, RI, USA) és zavarosságmérővel (Lovibond, Dortmund, Germany). Lúgosság, összes keménység, ortofoszfát, összes foszfor és nitrát koncentráció – standard titrimetriás és spektrofotometriás módszerekkel (Eaton és mtsai. 2005). Anionok (fluoridion, kloridion, szulfácion, nitrácion, hidrogén-karbonácion) és kationok (nátriumion, káliumion, magnéziumion, kalciumion, ammóniumion) (DIONEX kétsatornás ionkromatográf, Thermo Fisher Scientific, Waltham, MA, USA). Összes szerves szén és összes nitrogén koncentráció (Multi N/C 3100 TC-TN analizátor, Analytik Jena, Jéna, Germany) az érvényben levő nemzetközi standard alapján (EN ISO 5667-3:1995 és MSZ EN 12260:2004). Fémek (titán, vas, lítium, alumínium, rubídium, stroncium, cirkónium, molibdén, kadmium, ón, ólom, cézium, bárium, higany, tallium), félfémek (bór, arzén), valamint nemfémes elemek (jód, szelén) koncentrációja – Plasma Quant Elite indukciós és plazma tömegspektrométer (Analytik Jena, Jéna, Németország) (Eaton és mtsai. 2005). A budapesti vízhozam adatokat az Országos Hidrológiai Vízjelző Szolgálat weboldaláról töltöttük le (www.hydroinfo.hu).

4.2.4 Kovaalga index és trait adatok

A mintáink ökológiai állapotának értékeléséhez az Omnidia 6.0.2 (Lecointe és mtsai. 1993) által számított Szennyezés Érzékenységi Index (IPS, Cemagref 1982) adatokat használtuk. Ebben a vizsgálatban az előzőekben vizsgált kovaalga ökológiai csoportokon túlmenően további traiteket is figyelembe vettünk, melyek a következők: nitrogénfelvétel, oxigénigény, trofitás, szaprobitás, pH adaptáció és sejtméret. A Rimet és Bouchez (2012) által javasolt

ökológiai guildekkel dolgoztunk, az ökológiai csoport kifejezést használva, követve ezzel Tapolczai és mtsai. (2016) javaslatát. A sejtméretek esetében a Lange és mtsai. (2016) által meghatározott kategóriákat alkalmaztuk, amelyeket szintén az Omnidia 6.0.2 adatbázisából gyűjtöttünk ki (Lecoite és mtsai. 1993).

4.2.5 Adatelemzés

Külön-külön elemeztük a változók két csoportját, így külön az általános fizikai, kémiai változókat és külön a fémes elemeket. Kétutas ANOVA-t végeztünk páros post hoc Tukey-próbával annak megállapítására, hogy különbözik-e a Budapest feletti és alatti szakasz, illetve a jobb és bal part. A változók homogenitásának vizsgálatához variációs koefficiens számoltunk az első vizsgálatunk ugyanezen alcíme alatt leírtak szerint.

Kétutas permutációs multivariancia analízist végeztünk (PERMANOVA) a minták környezeti változók alapján történő összehasonlításához. Az egyik változó a mintavételi hely volt aszerint, hogy Budapesthez képest északra vagy délre helyezkedett el (Budapest fölött, alatt), a másik pedig a part (jobb part, bal part). Egyutas PERMANOVA-t futtattunk, hogy vízhozam alapján is összevessük a mintacsoportjainkat. Ward-módszerrel, Euklidészi-távolságon alapuló klaszter analízist végeztünk a minták csoportosulásának ábrázolásához.

A statisztikai elemzéshez a fajok és traitek relatív abundanciáival számoltunk. A mintákat a fajösszetételük, illetve a taxonok trait kategóriái alapján hasonlítottuk össze kétutas PERMANOVA elemzéssel, melyben a változókat az alábbiak szerint csoportosítottuk: Budapest feletti és alatti minták, illetve jobb és bal parti minták. A minták elválásának ábrázolásához NMDS-t alkalmaztunk (Non-metric Multidimensional Scaling, Bray-Curtis disszimilitási indexszel). SIMPER módszerrel állapítottuk meg a hasonlóság mértékét, és ábrázoltuk a csoportok szétválásáért felelős taxonokat (Clarke 1993).

Az elemzéseket a PAST 3.0 szoftverrel végeztük (Hammer 2001).

A boxplotokat az R 3.5.3 szoftverrel készítettük (R Core Team, 2019). A térképet a QGIS (QGIS Development Team, 2019) program Open Street Map adatai alapján készítettük.

4.3 Egy invazív kovaalga faj, az *Achnanthydium delmontii* gyors terjedése a Dunában és mellékfolyóiban

4.3.1 A vizsgált terület

Összesen 142, különböző helyekről származó fitobentosz minta eredményéből hoztunk létre egy 'ADMO'-adatbázist (ADMO – az *Achnanthydium delmontii* nevű kovaalga faj OMNIDIA

szoftver által használt rövidítése). A mintákat 2013 és 2020 között gyűjtöttük (1) a 3. és 4. Joint Danube Survey (JDS3 és JDS4) mintavételi helyeiről, 2013 és 2019 között a Duna magyarországi felső, középső és alsó szakaszáról (3. ábra, Liška és mtsai. 2021), (2) a teljes magyarországi Duna-szakaszról (18. ábra), és (3) 2018 és 2019-ben egy hazai felmérés keretében Magyarország felszíni vizeiből. Az adatbázis 79 mintájában található meg az ADMO. Ebből 65 minta a Dunából származik, 14 pedig a Duna magyarországi mellékfolyóiból (ADMO_{IN} dataset). 128 mintát választottunk ki a kiindulási adatbázisból. Ezeket a mintákat gyűjtöttük a Dunából (**D**anubian **d**ataset = **Dd**) (5. táblázat).

5. táblázat: Az *Achnanthydium delmontii* kovaalga közösségre gyakorolt hatásának vizsgálatához felhasznált adatbázis, illetve adathalmazok

	Adathalmaz	Adathalmaz tartalma	Minta-szám
I.	ADMO-adatbázis	Az ADMO-s vizsgálatunk során felhasznált összes fitobentosz minta.	n=142
IIA	ADMO _{Dd}	Dunai adathalmaz.	n=128
IIB	ADMO _{IN}	ADMO-t tartalmazó minták.	n=79
IIA-1	ADMO _{Dd_in}	Az ADMO _{Dd} adathalmaznak az ADMO-t tartalmazó mintái.	n=65
IIA-2	ADMO _{Dd_np}	Az ADMO _{Dd} adathalmaznak azon mintái, melyekben az ADMO nem volt jelen.	n=63
IIA-1+	ADMO _{Dd_in} ⁺	Megegyezik az ADMO _{Dd_in} adathalmazzal (amiben az ADMO jelen volt).	n=65
IIA-1-	ADMO _{Dd_in} ⁻	Az ADMO _{Dd_in} ⁺ adathalmazból kivettük az ADMO-t.	n=65
IIB+	ADMO _{IN} ⁺	Megegyezik az ADMO _{IN} adathalmazzal.	n=79
IIB-	ADMO _{IN} ⁻	Az ADMO _{IN} ⁺ adathalmazból kivettük az ADMO-t.	n=79
IIB+5	ADMO _{IN} ^{+≥5%}	Az ADMO relatív abundanciája alapján az ADMO _{IN} ⁺ adathalmazt két alcsoportba soroltuk. Az ADMO _{IN} ^{+≥5%} adathalmazban az ADMO domináns volt.	n=20
IIB	ADMO _{IN} ^{+<5%}	Az ADMO relatív abundanciája alapján az ADMO _{IN} ⁺ adathalmazt két alcsoportba soroltuk. Az ADMO _{IN} ^{+<5%} alcsoportban az ADMO nem volt domináns.	n=59
IIB	ADMO _{IN} ^{≥5%}	Az ADMO-t kivettük az ADMO _{IN} ^{+≥5%} adathalmazból.	n=20
IIB	ADMO _{IN} ^{<5%}	Az ADMO-t kivettük az ADMO _{IN} ^{+<5%} adathalmazból.	n=59

ADMO_{Dd}-n belül 65 mintában előfordult az ADMO (ADMO_{Dd_in}), 63 mintában pedig nem (ADMO_{Dd_np}). Azért osztottuk fel ilyen módon a mintákat, hogy két, nagyjából kiegyenlített csoportot hozzunk létre, amivel a minták megfelelnek az alkalmazott statisztikai elemzés matematikai kritériumainak.

Az iménti felosztást pedig kiegészítettük az alábbi módon azzal a céllal, hogy kimutassuk az ADMO kovaalga közösségre gyakorolt hatását. Az $ADMO_{Dd_in}$ adathalmazzal kétféle módon dolgoztunk tovább: egyrészt meghagytuk benne az ADMO-t ($ADMO_{Dd_in}^+$, [n = 65] ez gyakorlatilag az $ADMO_{Dd_in}$ adathalmazzal azonos), másrészt kivettük belőle az ADMO-t ($ADMO_{Dd_in}^-$, [n = 65]). Az $ADMO_{IN}$ adathalmazt pedig átalakítottuk úgy, hogy kivettük belőle az ADMO-t ($ADMO_{IN}^-$, [n = 79]).

További felosztást végeztünk az alábbiak szerint. Az $ADMO_{IN}$ csoportot kétféle alcsoportra osztottuk az ADMO relatív abundanciája alapján: $ADMO_{IN}^+ \geq 5\%$, azon minták csoportja, amelyekben az ADMO relatív abundanciája $\geq 5\%$ volt (n = 20). Az $ADMO_{IN}^+ < 5\%$ azoknak a mintáknak a halmaza, amelyekben az ADMO relatív abundanciája kisebb volt, mint 5% (n = 59). Ezek után a következő formában módosítottuk tovább e két utóbbi csoportot: az $ADMO_{IN}^+ \geq 5\%$ csoportból kivettük az ADMO-t, így kaptuk az $ADMO_{IN}^- \geq 5\%$ csoportot (n = 20).

Az $ADMO_{IN}^+ < 5\%$ csoportból szintén kivettük az ADMO-t, így kaptuk az $ADMO_{IN}^- < 5\%$ csoportot (n = 59).

4.3.2 A fitobentosz minták metabarkód adatai

Ezek az adatok a JDS4 metabarkód vizsgálati eredményeiből származnak. Ahhoz használtuk őket, hogy megbizonyosodjunk az ADMO előfordulásairól és dunai elterjedéséről (Zimmermann és mtsai. 2021). Összesen 69 ömlesztett DNS metabarkód minta gyűjtésére került sor. Ehhez két markert sokszorosítottak polimeráz láncreakcióval (PCR). Ezek voltak a 18S rRNS nukleáris-kódolt V4 régiója (Visco és mtsai. 2015), és az rbcL plasztid (Vasselon és mtsai. 2017). Az ADMO-t csak az utóbbi marker jelezte, ezért csak az rbcL marker vizsgálati eredményeit mutatjuk be. A szekvenciákat a Diat.barcode (9. verzió) referencia barcode könyvtár segítségével rendelték hozzá az ADMO-hoz (Rimet és mtsai. 2019).

A biológiai szennyezettség mértékének megállapításához a 'Site-specific Biological Contamination (SBS) indexet használtuk (Liška és mtsai. 2008, Csányi és mtsai. 2021).

$$SBC = (n_a/n_{sum} + \log N_a / \log N_{sum}) / 2,$$

ahol az n_a az idegenhonos fajok száma, az n_{sum} a minta fajszáma, az N_a az idegenhonos fajok abundanciája, és az N_{sum} a fajok teljes relatív abundanciája a mintában. Az SBC index az idegenhonos fajok számának konkrét értékét is magában foglalja, illetve az idegenhonos faj abundanciájának konkrét értékét a közösségen belül (Arbačiauskas és mtsai. 2008, Paunović és mtsai. 2015). Az SBC index értéke 0 (nincs biokontamináció) és 1 (maximális biokontamináció) között változhat. Az SBC indexet ADMO-val és ADMO nélkül is

kiszámoltuk. Ezt az indexet halak és makrozoobentosz közösségek esetében már széles körben alkalmazzák (Liška és mtsai. 2021).

A következő kovaalga fajokat kezeltük aquatikus invazív fajokként: *Achnanthyidum catenatum*, *A. delmontii*, *A. druartii*, *A. rivulare*, *A. subhudsonis*, *Diademsis confervacea*, *Reimeria uniseriata* (Coste és Ector 2000, Lange-Bertalot és mtsai. 2017, Ector és mtsai. 2017).

4.3.3 Adatelemzés

Az ADMO optimum és tolerancia értékhatárait súlyozott átlag regresszióval adtuk meg, 18 környezeti változóra. A csoportszórás homogenitásának mértékét R környezetben (R Core Team 2020), a „vegan” csomagban található „betadisper” függvényvel (Oksanen és mtsai. 2007) elemeztük.

A különválasztott csoportok közösség összetételében mutatkozó különbségeket Euklideszi-távolságon alapuló nem-parametrikus multivariancia analízissel elemeztük (NMDS) (Clarke 1993). Az NMDS olyan ordinációt keres, amelyben a mintapárok közötti távolságok a fajösszetételben belüli különbség mértékének megfelelően vannak rangsorrendbe állítva (Borcard és mtsai. 2018, Ludwig és Reynolds 1988). Két NMDS tengelyt kaptunk, és PERMANOVA-t használtunk az NMDS pontokon annak eldöntésére, hogy a megkapott NMDS tengelyek pontjai eltérnek-e. Először Hellinger-transzformáltuk az $ADMO_{Db}$ adatbázist: (1) Ezt a módszert először az $ADMO_{Db_in}$ és az $ADMO_{Db_np}$ csoportok összehasonlításához használtuk. PERMANOVA-t („adonis”, vegan csomag) futtattunk az NMDS komponenseken, hogy meg tudjuk állapítani az ADMO-nak az ordinációra gyakorolt általános hatását. A kiegyensúlyozott kialakítás miatt a PERMANOVA-ra nagyrészt nincs hatással a heterogenitás (Anderson és Walsh 2013). (2) Az első pontban leírt elemzést megismételtük az $ADMO_{Db_IN}^-$, az $ADMO_{Db_np}$. (3) az $ADMO_{IN}^{+\geq 5\%}$, az $ADMO_{IN}^{+< 5\%}$, (4) az $ADMO_{IN}^{-\geq 5\%}$ és az $ADMO_{IN}^{-< 5\%}$ adatcsoportokon. Az így kapott NMDS ábrák összehasonlítását permutációs teszt futtatásával, Procrustes-analízissel végeztük el (Gower 1971, Peres-Neto és Jackson 2001). Minden ordinációpáros egyezésének mértékét Procrustes-elemzéssel végeztük. Két ordinációt forgatott el a Procrustes-analízis, hogy maximalizálja köztük a hasonlóságot, a négyzetes távolságuk összegének minimalizálásával (Gower 1971). A Procrustes-elforgatás maradéka mutatja meg a kovaalga együttes pozíciójában megfigyelhető változások mértékét az NMDS térben. Akkor magas a maradék, amikor az ADMO eltávolítása erősen módosítja az együttes szerkezetét. A Procrustes-elforgatást a vegan csomag „procrustes” függvényével végeztük (Oksanen és mtsai. 2013).

5. Eredmények

Az 5.1 és az 5.2 fejezetekben bemutatott vizsgálatok során, a Dunában gyűjtött mintákban fénymikroszkóposan azonosított kovaalga taxonok a Függelék F/1. táblázatában találhatóak. A domináns taxonokról készített felvételek pedig a Függelék F/1. képtábláján láthatók.

5.1 Az ökológiai állapotértékelés során gyakran használt kovaalga index (IPS) és a kovaalga ökológiai csoportok összehasonlítása a Duna esetében

5.1.1 Középtávú vizsgálatok

5.1.1.1 Környezeti változók

A Duna gödi szakaszán, a litorális régióban három éven át tartó vizsgálatunk során mért környezeti változók alapján számolt variációs koefficiens (CV%) értékeket a 6. táblázat foglalja össze. Látható, hogy a lebegőanyag tartalom, a zavarosság és a foszfát koncentráció esetében kaptuk a legmagasabb CV% értékeket. Azaz, ezek a környezeti tényezők változtak leginkább a Dunában (heterogén, 'változékony' környezetre utalnak) a három év során.

6. táblázat: A középtávú (három éven át tartó) vizsgálatunk során mért környezeti változók. Összes mintaszám: 32. IPS (Szennyezés Érzékenységi Index), vízhőmérséklet ($^{\circ}\text{C}$), zavarosság (mg l^{-1}), lebegőanyag tartalom (mg l^{-1}), vezetőképesség ($\mu\text{S cm}^{-1}$), vízhozam ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$), kémiai oxigénigény (mg l^{-1}), oldott oxigén (mg l^{-1}), összes szervesanyag (mg l^{-1}), összes oldott anyag (mg l^{-1}), nitrát koncentráció (mg l^{-1}), foszfát koncentráció ($\mu\text{g l}^{-1}$).

	Átlag	Terjedelem (Minimum – Maximum)	Szórás	CV%	Standard Error
IPS	13,02	7,8 – 15,8	1,71	13,10	0,30
Vízhozam	1323,40	740,9 – 1890	307,60	23,20	53,50
Hőmérséklet	13,71	1,5 – 24,5	7,11	51,84	1,24
Összes szerves anyag	317,30	237 – 449	52,83	16,65	9,20
Összes oldott anyag	288,89	203 – 435	55,46	19,20	9,65
Lebegőanyag	25,73	1 – 72,2	15,86	61,62	2,76
Zavarosság (NTU)	25,55	4,3 – 92	17,98	70,39	3,13
Vezetőképesség	435,40	283 – 558	65,13	14,96	11,34
Nitrát	1,61	0,9 – 3	0,55	34,30	0,10
Foszfát	34,70	0,9 – 89,2	22,03	63,48	3,89
Oldott oxigén	9,72	6 – 15,4	2,08	21,37	0,36
Kémiai oxigénigény	3,15	1,5 – 5,1	1,01	32,03	0,18

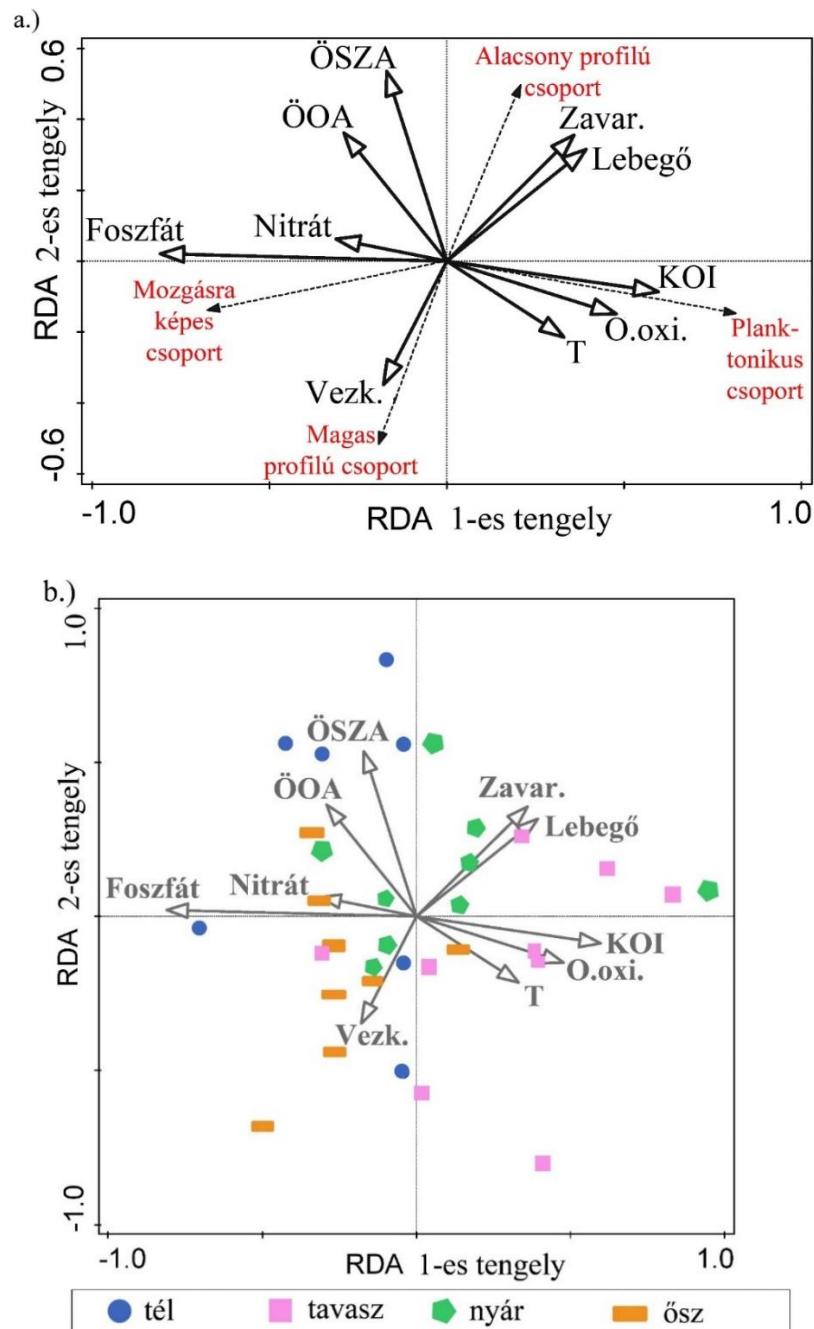
	Átlag	Terjedelem (Minimum – Maximum)	Szórás	CV%	Standard Error
Magas profilú	8,96	1,71 – 19,65	5,49	61,30	0,96
Alacsony profilú	22,05	4,09 – 44,14	11,14	50,53	1,94
Mozgásra képes	61,88	33,98 – 88,01	13,71	22,16	2,39
Planktonikus	7,11	0 – 39,47	10,09	141,88	1,76

A környezeti változók közül az RDA alapján a foszfát koncentráció, a kémiai oxigénigény és az oldott oxigéntartalom (1-es RDA tengely), illetve az összes szervesanyag tartalom (2-es RDA tengely) bizonyult szignifikánsnak, ezek magyarázták a minták eloszlását az ökológiai csoportok relatív abundancia adatai alapján (7. táblázat).

7. táblázat: A kovaalga ökológiai csoportok, a környezeti változók, valamint az IPS esetében kapott Pearson-korrelációk és *p*-értékek az RDA tengelyek függvényében. Összes mintaszám: 32.

	RDA CaseR.1	RDA CaseR.2	RDA CaseR.3	RDA CaseR.4
IPS	0,3038 <i>p</i> = 0,086	0,3379 <i>p</i> = 0,054	0,2733 <i>p</i> = 0,124	-0,5124 <i>p</i> = 0,002
Magas profilú csoport	-0,1669 <i>p</i> = 0,353	-0,4424 <i>p</i> = 0,010	0,6633 <i>p</i> = 0,000	0,0727 <i>p</i> = 0,687
Alacsony profilú csoport	0,1833 <i>p</i> = 0,307	0,8896 <i>p</i> = 0,000	0,6201 <i>p</i> = 0,000	-0,4622 <i>p</i> = 0,007
Mozgásra képes csoport	-0,7674 <i>p</i> = 0,000	-0,2879 <i>p</i> = 0,104	-0,5772 <i>p</i> = 0,000	-0,0478 <i>p</i> = 0,792
Planktonikus csoport	0,9341 <i>p</i> = 0,000	-0,3153 <i>p</i> = 0,074	-0,2669 <i>p</i> = 0,133	0,0095 <i>p</i> = 0,958
Vízhozam	0,2175 <i>p</i> = 0,224	0,1207 <i>p</i> = 0,503	-0,0523 <i>p</i> = 0,773	-0,0078 <i>p</i> = 0,966
Hőmérséklet	0,2878 <i>p</i> = 0,104	-0,1375 <i>p</i> = 0,445	-0,2733 <i>p</i> = 0,124	-0,0233 <i>p</i> = 0,898
Összes szerves anyag	-0,1475 <i>p</i> = 0,413	0,3437 <i>p</i> = 0,050	0,0409 <i>p</i> = 0,821	0,0019 <i>p</i> = 0,992
Összes oldott anyag	-0,2523 <i>p</i> = 0,157	0,2322 <i>p</i> = 0,194	0,0331 <i>p</i> = 0,855	-0,0159 <i>p</i> = 0,930
Lebegőanyag	0,3415 <i>p</i> = 0,052	0,2028 <i>p</i> = 0,258	-0,1566 <i>p</i> = 0,384	0,0223 <i>p</i> = 0,902
Zavarosság (NTU)	0,3127 <i>p</i> = 0,076	0,2286 <i>p</i> = 0,201	-0,1326 <i>p</i> = 0,462	-0,0414 <i>p</i> = 0,819
Vezetőképesség	-0,1551 <i>p</i> = 0,389	-0,2232 <i>p</i> = 0,212	0,0674 <i>p</i> = 0,709	0,814 <i>p</i> = 0,653
Nitrát	-0,2718 <i>p</i> = 0,389	0,0403 <i>p</i> = 0,824	0,1283 <i>p</i> = 0,477	0,0449 <i>p</i> = 0,804
Foszfát	-0,7031 <i>p</i> = 0,000	0,0136 <i>p</i> = 0,940	-0,0842 <i>p</i> = 0,64	0,0449 <i>p</i> = 0,804
Oldott oxigén	0,4152 <i>p</i> = 0,016	-0,0959 <i>p</i> = 0,595	-0,0080 <i>p</i> = 0,965	0,0817 <i>p</i> = 0,651
Kémiai oxigénigény	0,5189 <i>p</i> = 0,002	-0,553 <i>p</i> = 0,760	0,0023 <i>p</i> = 0,990	-0,0611 <i>p</i> = 0,736

Az is megfigyelhető, hogy a minták ordinációját a tápanyagtartalom nem befolyásolta (1. ábra).



6. a) és b) ábra: RDA a kovaalga ökológia csoportok és a környezeti változók alapján. Rövidítések:

ÖSZA – összes szerves anyag, ÖOA – összes oldott anyag, Vezk. – vezetőképesség, T – víz hőmérséklet, O.oxi. – oldott oxigén, KOI – kémiai oxigénigény, Lebegő – lebegőanyag tartalom,

Zavar. – zavarosság. A magyarázó változók a teljes variancia (183.12%) 53.9%-át tették ki, a magyarázott variancia pedig 32.9% volt. Az első tengely a magyarázott variancia 71.17%-át tette ki.

Az 8. táblázatból, illetve az 1. a) és b) ábrákból kitűnik, hogy a foszfát koncentráció jelentősen korrelált az első számú tengellyel.

8. táblázat: Az RDA elemzésbe bevont környezeti változók által magyarázott variancák.

„Simple Term Effects”				„Conditional Term Effects”			
Változó	Magyarázott variancia (%)	„pszeudo-F”	<i>p</i>	Változó	Magyarázott variancia (%)	„pszeudo-F”	<i>p</i>
Foszfát	25,2	10,5	0,002	Foszfát	25,2	10,5	0,002
Kémiai oxigénigény	13,7	4,9	0,004	Zavarosság	8,9	4,0	0,006
Oldott oxigén	9,0	3,1	0,038	Összes szerves anyag	4,0	1,9	0,120
Lebegőanyag	7,6	2,5	0,080	Kémiai oxigénigény	6,8	3,5	0,030
Zavarosság	6,8	2,3	0,092	Hőmérséklet	3,1	1,6	0,186
Hőmérséklet	6,3	2,1	0,130	Vezetőképesség	2,2	1,2	0,308
Összes oldottanyag	4,8	1,6	0,190	Nitrát	0,9	0,4	0,724
Összes szervesanyag	4,5	1,4	0,206	Összes oldott anyag	0,8	0,4	0,734
Nitrát	4,1	1,3	0,270	Oldott oxigén	1,2	0,6	0,606
Vezetőképesség	3,7	1,2	0,330	Lebegőanyag	0,8	0,4	0,788

A környezeti változók közül a második tengellyel az összes szervesanyag tartalom mutatott erős korrelációt. A harmadik és a negyedik tengely nem korrelált egyetlen környezeti változóval sem (7. táblázat).

5.1.1.2 Az IPS index

Az IPS-re számított variációs koefficiens (6. táblázat) alapján a mintavételi hely a 'közepesen változékony' kategóriába esett. Összesen 6 minta utalt 'kiváló', 21 'jó' és 6 'közepes' vízminőségre. Az áradásokkal tarkított 2010-es évben nem, csak a kiegyenlítettebb vízjárású 2011-es és 2012-es évben voltak 'kiváló' vízminőségű minták (3–3 'kiváló' minta). 2010-ben egy 'közepes' minősítésű minta kivételével az összes minta 'jó' vízminőségre utalt.

5.1.1.3 Kovaalga ökológiai csoportok

A kovaalga ökológiai csoportok közül csak a mozgásra képes csoport CV%-a (22.16%) utalt 'stabil', azaz homogén környezetre (6. táblázat). Ez azt is jelenti, hogy ennek az aránya nem változott jelentősen a három év során. A másik három ökológiai csoport által mutatott CV%-

ok alapján a környezet 'labilisnak' bizonyult, relatív abundanciájuk meglehetősen fluktuált a vizsgálati periódus folyamán.

5.1.1.4 Az IPS index, a kovaalga ökológiai csoportok és a környezeti változók kapcsolata

Az IPS index, a kovaalga ökológiai csoportok és a környezeti változók közötti kapcsolatot bemutató Pearson-korrelációt a 9. táblázat foglalja össze.

9. táblázat: A környezeti változók, az IPS index és a kovaalga ökológiai csoportok közötti Pearson-korrelációk, valamint p -értékek.

	IPS	Magas profilú	Alacsony profilú	Mozgásra képes	Planktonikus
IPS	1,0000 $p = -$	-0,0368 $p = 0,841$	0,4315 $p = 0,014$	-0,3361 $p = 0,060$	0,2037 $p = 0,263$
Vízhozam	0,2904 $p = 0,107$	-0,1626 $p = 0,374$	0,0527 $p = 0,775$	-0,1151 $p = 0,530$	0,1637 $p = 0,371$
Hőmérséklet	-0,3282 $p = 0,067$	-0,2217 $p = 0,223$	-0,1196 $p = 0,514$	-0,0325 $p = 0,860$	0,3760 $p = 0,034$
Összes szerves anyag	0,3166 $p = 0,077$	-0,1812 $p = 0,321$	0,2636 $p = 0,136$	-0,0991 $p = 0,590$	-0,1710 $p = 0,349$
Összes oldottanyag	0,3352 $p = 0,061$	-0,0715 $p = 0,697$	0,1547 $p = 0,398$	0,0303 $p = 0,869$	-0,2372 $p = 0,191$
Lebegőanyag	0,1027 $p = 0,576$	-0,3683 $p = 0,038$	0,1321 $p = 0,471$	-0,2215 $p = 0,223$	0,2899 $p = 0,108$
Zavarosság	-0,1016 $p = 0,580$	-0,3560 $p = 0,046$	0,1898 $p = 0,298$	-0,2228 $p = 0,220$	0,2575 $p = 0,155$
Vezetőképesség	0,0756 $p = 0,676$	0,2659 $p = 0,135$	-0,1902 $p = 0,289$	0,1221 $p = 0,498$	-0,1146 $p = 0,525$
Nitrát	0,2968 $p = 0,099$	0,1566 $p = 0,392$	0,0433 $p = 0,814$	0,0309 $p = 0,867$	-0,2310 $p = 0,203$
Foszfát	-0,2460 $p = 0,175$	0,0597 $p = 0,745$	-0,1044 $p = 0,569$	0,5290 $p = 0,002$	-0,5838 $p = 0,000$
Oldott oxigén	0,2466 $p = 0,174$	-0,0021 $p = 0,991$	-0,0252 $p = 0,891$	-0,3288 $p = ,066$	0,4254 $p = ,015$
Kémiai oxigénigény	0,4631 $p = 0,008$	-,0378 $p = 0,837$	0,0603 $p = 0,743$	-0,4084 $p = 0,020$	0,5400 $p = 0,001$

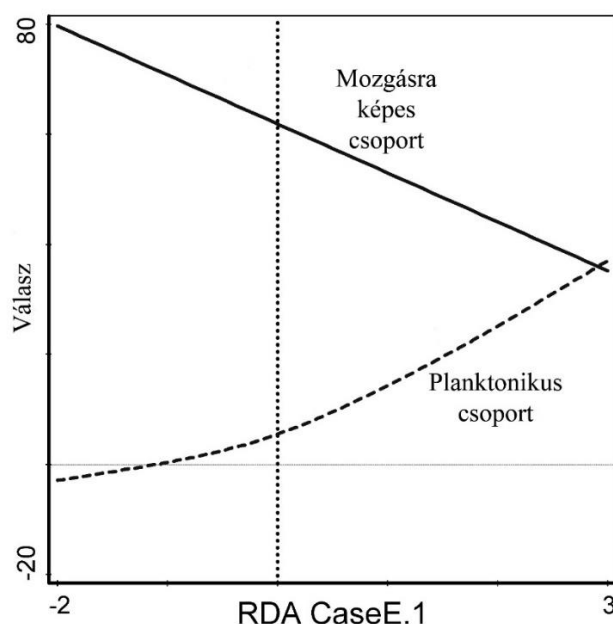
Pearson-korreláció alapján az IPS index a 11 környezeti változó közül csak a kémiai oxigénigénnyel mutatott szignifikáns korrelációt ($p < 0.05$), de korrelált ($p < 0.1$) a vízhőmérséklettel, a nitrát koncentrációval, az összes szerves és az összes oldott anyag tartalommal (9. táblázat). Az RDA alapján pedig az IPS a 4. tengellyel korrelált jól, azonban ezzel a tengellyel egyik környezeti változó sem mutatott korrelációt (7. táblázat).

Az IPS index a kovaalga ökológiai csoportok közül csak az alacsony profilú kovaalgákkal korrelált szignifikánsan (9. és 7. táblázat). Nem szignifikánsan ($p < 0.1$), de korrelált a mozgásra

képes kovaalgákkal is. Az IPS pozitív korrelációt mutatott a magas profilú, és negatívát a mozgásra képes kovaalga csoporttal (9. táblázat). A magas profilú és az alacsony profilú ökológiai csoportok között pedig ellentétes irányú korrelációt tapasztaltunk (6. a ábra). A mozgásra képes kovaalgák csoportja is jelentős, negatív korrelációt mutatott a bevonatban kiüledett, lebegő életmódú kovaalgákkal (6. a ábra).

Az 6. a) ábrán és az 5. táblázatban látható, hogy a magas profilú kovaalgák két környezeti változóval korreláltak szignifikánsan, a lebegőanyag tartalommal és a zavarossággal (ezek negatív korrelációk voltak). Bár nem szignifikánsan, de negatívan korrelált az összes szervesanyag tartalommal. Azonban a vízhozammal és a tápanyagokkal nem tapasztaltunk összefüggést. Az alacsony profilú kovaalga csoport egyik változóval sem mutatott kapcsolatot. A mozgásra képes kovaalgák csoportja két környezeti változóval korrelált szignifikánsan, a foszfát koncentrációval és a kémiai oxigénigénnyel (6. a ábra, 9. táblázat). A planktonból kiüledett kovaalgák több változóval is szignifikáns kapcsolatot mutattak, így a vízhőmérséklettel, a foszfát koncentrációval, az oldott oxigéntartalommal és a kémiai oxigénigénnyel (9. táblázat). A 7. táblázatból kitűnik, hogy a mozgásra képes és kiüledett kovaalgák jelentősen korreláltak az első tengellyel. A magas és az alacsony profilú kovaalgák a második tengellyel mutattak erős korrelációt. Továbbá ezek a kovaalga csoportok és a mozgásra képes kovaalga csoport a harmadik tengellyel is korreláltak. Az alacsony profilú kovaalga csoport (és az IPS) a negyedik tengellyel mutatott egy csekély korrelációt (7. táblázat), de a környezeti változókkal semmit (9. táblázat).

A 7. ábrán a mozgásra képes kovaalgák és az RDA-tengely szignifikáns negatív kapcsolatát figyelhetjük meg. Az is látható, hogy a magas és az alacsony profilú kovaalgáknak nincs szignifikáns kapcsolata az RDA-tengellyel. Noha a GAM-modell a kiüledett kovaalgák esetében mutatta a legjobb illeszkedést (7. ábra), ez a kapcsolat nem lineáris, hanem polinomiális volt (10. táblázat).



7. ábra: A mozgásra képes és a planktonikus kovaalga ökológiai csoport (relatív abundanciában kifejezve) válaszgörbéjének eloszlása az 1-es RDA tengely mentén.

10. táblázat: Az illesztett GAM faj-válaszgörbéinek összefoglalása. Df: a modell komplexitásának szabadságfoka, AIC: Akaike információs kritérium értéke, R2: magyarázott variancia hányad, p: szignifikancia szint, F: a modell F-értéke adott szabadsági fokon.

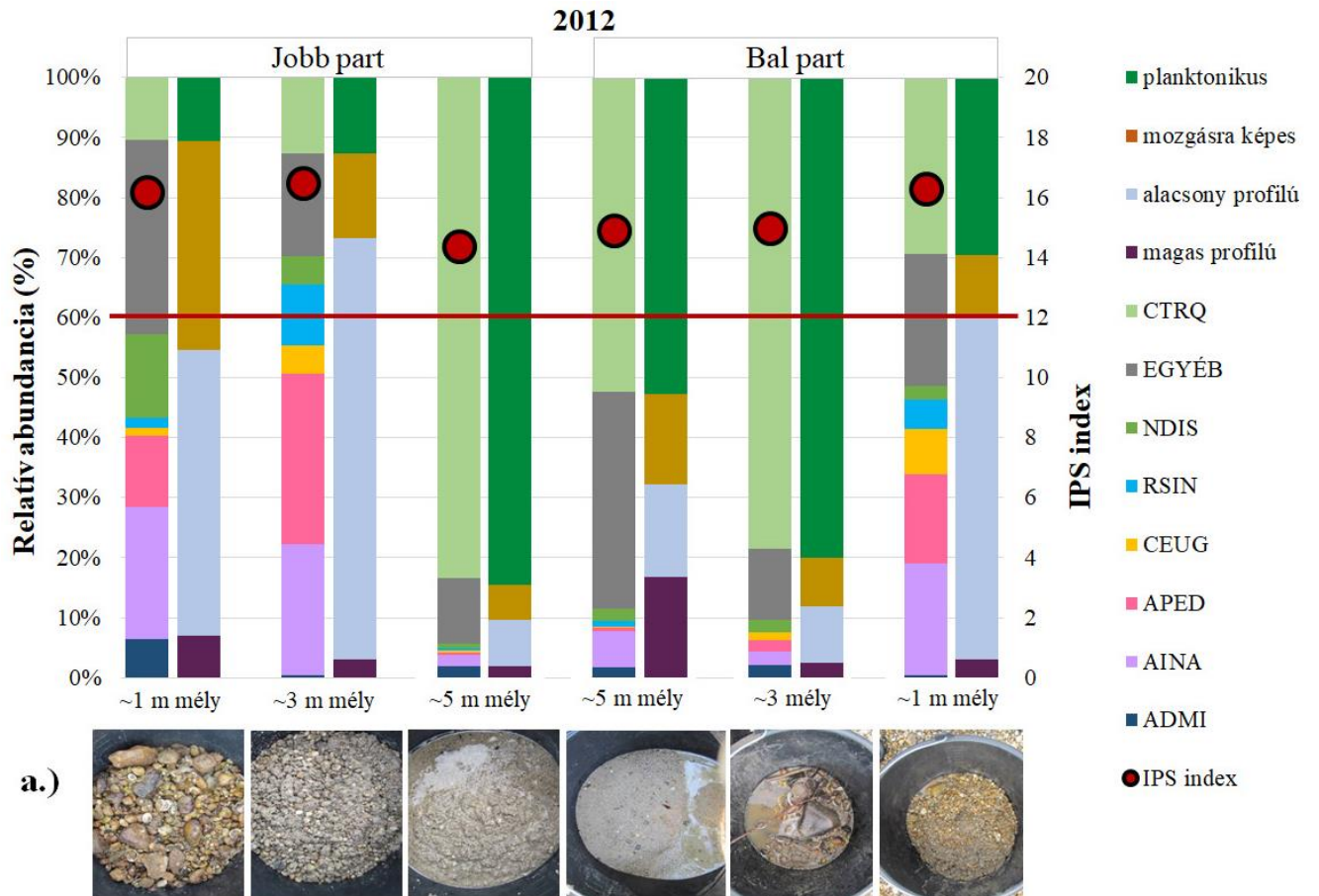
Válasz	Típus	df	R2[%]	F	p	AIC
Magas profilú	lineáris	2	5,2	1,7	0,20264	208,45
Alacsony profilú	lineáris	2	4,3	1,4	0,24613	254,72
Mozgásra képes	lineáris	2	44,2	17,8	0,00005	253,73
Planktonikus	s2	3	69,7	34,6	< 0,00001	215,19

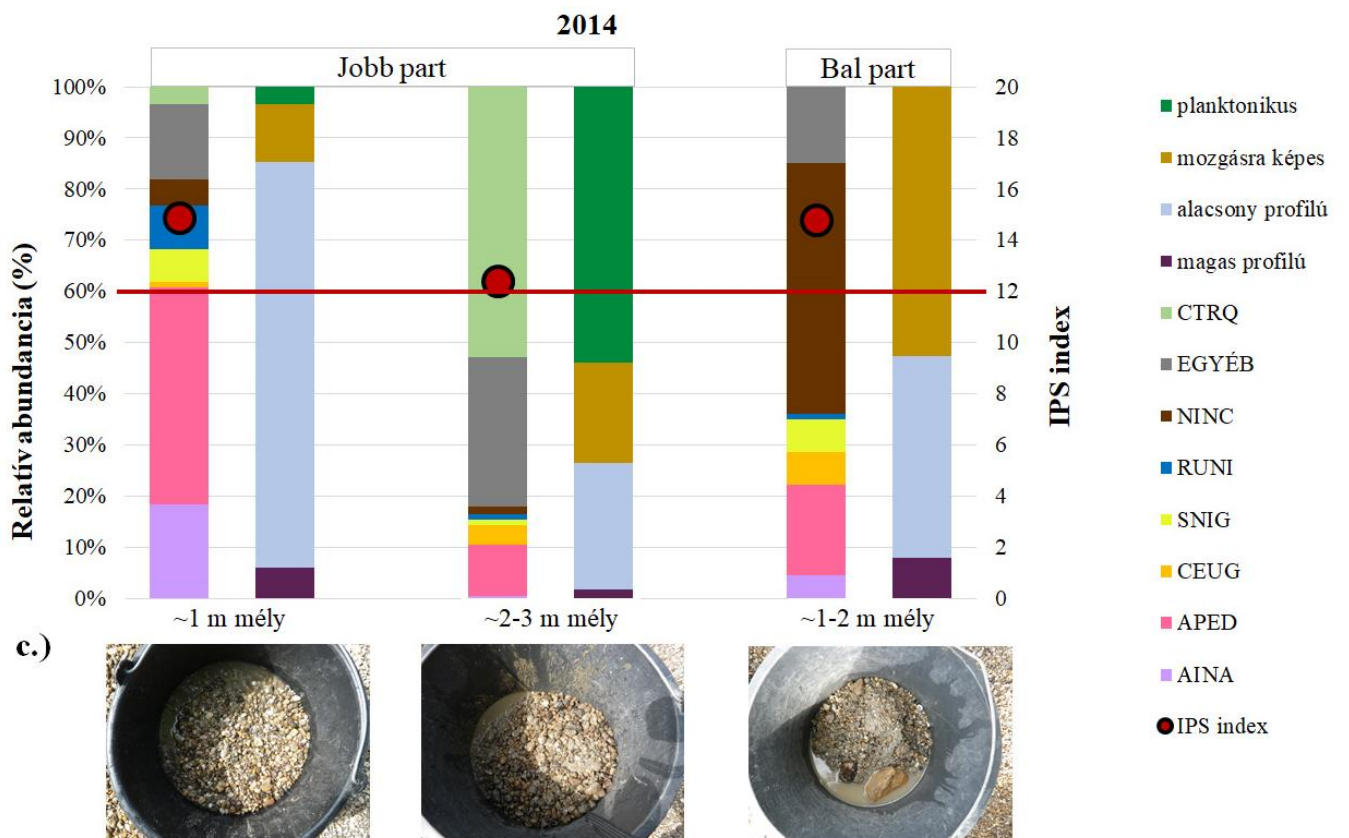
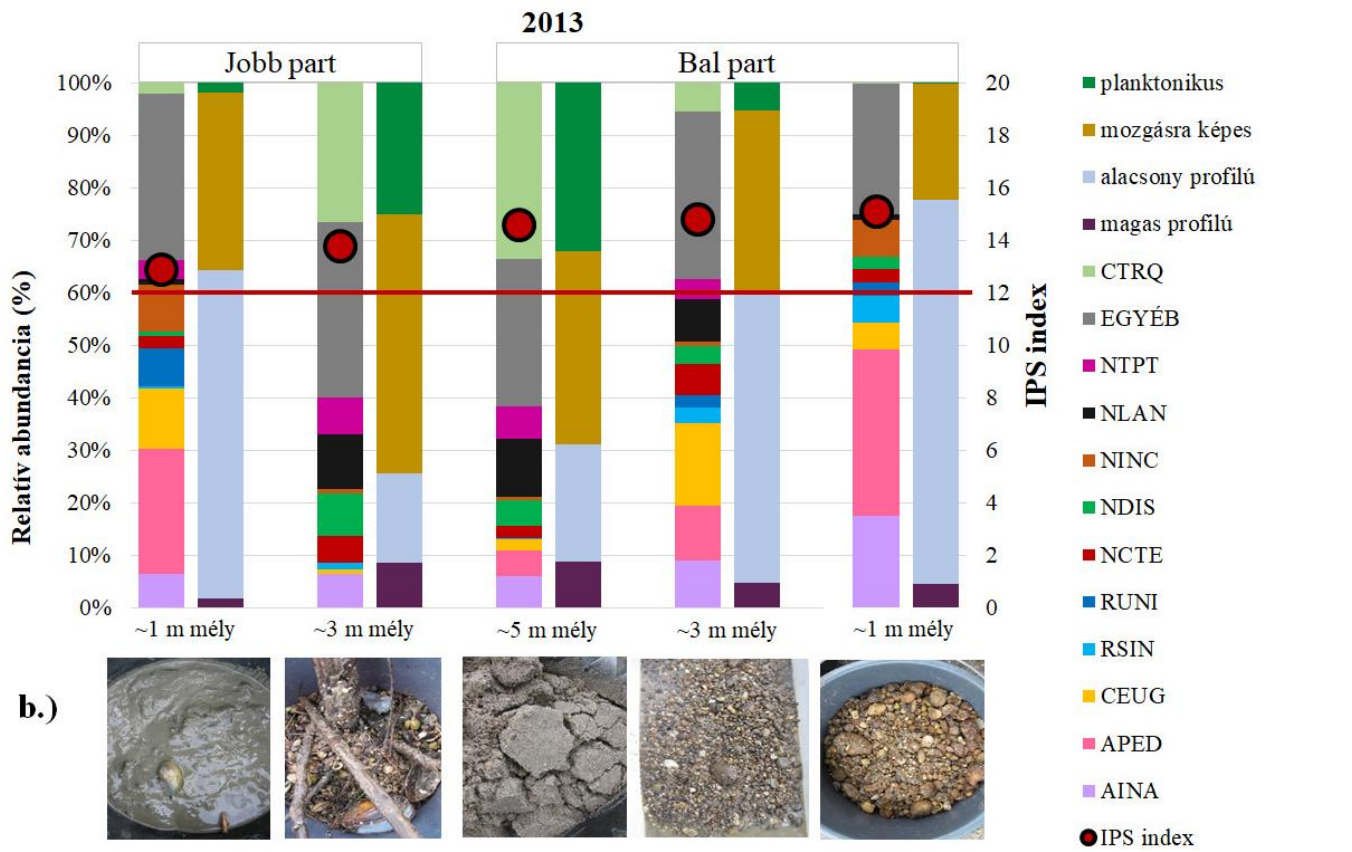
5.1.1.5 Fajösszetétel

A kovaalga ökológiai csoportok átlagos taxonszámát vizsgálva azt láttuk, hogy minden évszakban a mozgásra képes csoport volt a legdiverzebb (22–29 taxon). Ettől valamennyivel kevesebb alacsony profilú kovaalga fajjal találkoztunk (9–11), és a magas profilú csoportban volt a legalacsonyabb a fajszám (átlagosan 7). A mozgásra képes kovaalga csoport átlagos fajszáma téltől tavaszig folyamatosan emelkedett. Ezzel szemben a magas és az alacsony profilú csoportok esetében az átlagos fajszám közel hasonlóan alakult az évek során. Három olyan kovaalga fajjal találkoztunk, amely mindegyik évszakban domináns volt a bevonatban: *Amphora pediculus* (alacsony profilú), *Nitzschia dissipata* (mozgásra képes) és *Nitzschia inconspicua* (mozgásra képes), több faj pedig szubdominánsnak bizonyult. Évszakok alapján történő eloszlást nem tapasztaltunk a minták csoportosulása alapján (6.b ábra).

5.1.2 Keresztszelvény vizsgálat

A 2013-ban, 2014-ben és a 2015-ben különböző mélységekből gyűjtött keresztmetszeti minták domináns fajait, illetve az adott mintához tartozó mederanyagtypust mutatja be a 8.a, b és c ábra.





8. ábra (a, b, c): A vizsgált három évben (a.) 2012, b.) 2013 és c.) 2014), a keresztaszelvény mentén, annak eltérő mélységeiből vett minták domináns fajainak, illetve kovaalga ökológiai csoportjainak megoszlása (relatív abundanciában kifejezve), valamint az IPS index értékei (vörös pöttyök), továbbá az egyes mintákhoz tartozó aljzatokról készített fotók. A piros vízszintes vonal a 'jó'/'közepes' vízminőség közötti határt jelöli az IPS index alapján. A domináns taxonok OMNIDIA-kódjainak megfelelői: ADMI: *Achnanthydium minutissimum*, AINA: *Amphora inariensis*, APED: *Amphora pediculus*, CTRQ: *Centrales species*, CEUG: *Cocconeis euglypta*, NCTE: *Navicula cryptotenella*, NLAN: *Navicula lanceolata*, NTPT: *Navicula tripunctata*, NDIS: *Nitzschia dissipata*, NINC: *Nitzschia inconspicua*, RSIN: *Reimeria sinuata*, RUNI: *Reimeria uniseriata*, SNIG: *Sellaphora nigri*.

5.1.2.1 Környezeti változók

A keresztaszelvény mintavétel során, a 3. vizsgálati évben, 2014-ben nyílt lehetőség egyes fizikai és kémiai változók mérésére. Az ezekre számolt variációs koefficiens értékeket tartalmazza a 12. táblázat. Egyértelműen látszik, hogy a vizsgált változók variációs koefficiensei alapján a Duna gödi keresztaszelvénye 'homogénnek' tekinthető. Ez alapján a 2012-ben és 2013-ban történő gyűjtés esetében is feltételeztük a keresztaszelvény homogenitását a vízkémiai változókra nézve, hiszen az erősen áramló vízben nem alakul ki rétegzettség vagy inhomogén eloszlás.

11. táblázat: A vizsgált keresztaszelvényben (2014) a jobb parttól a bal part felé haladva mért környezeti változók értékei. A variációs koefficiens (CV%) értékei mindig 10% alatt voltak, ez alapján a mért környezeti változók tekintetében a keresztaszelvényt homogénnek tekintettük.

	Vízmélység (m)	T (°C)	Vezetőképesség ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	Összes oldottanyag (mg l^{-1})	Nitrát (mg l^{-1})	pH
Jobb part, ~1 m	1,742	17,501	304,8	231	18,21	7,94
Jobb part, ~3 m	2,403	17,418	304,1	231	18,06	7,95
Jobb part, ~5 m	6,566	17,265	301,5	230	19,10	7,99
Bal part, ~5 m	5,873	17,351	294,7	224	19,31	8,01
Bal part, ~3 m	5,404	17,757	298,0	225	18,79	7,89
Bal part, ~1 m	2,004	17,893	301,3	227	19,26	7,89
CV%		1,395	1,268	1,359	2,878	0,626

5.1.2.2 Az IPS index

Az IPS kovaalga index alapján elmondható, hogy az összes keresztaszelvény mintánk legalább a 'jó' ökológiai állapotot elérte, a legtöbb 'kiváló' vízminőségre utalt (8. ábra). A keresztaszelvény vizsgálat során vett minták IPS értékei alapján és a kovaalga ökológiai csoportjainak arányai alapján számolt variációs koefficiens értékeket a 12. táblázat foglalja

össze, amelyből látható, hogy az IPS CV% értékei az ökológiai csoportokhoz képest mindhárom évben sokkal kisebbek voltak. Gyakorlatilag mindannyiszor homogén környezetre utaltak. Sőt, 2012-ben volt az IPS CV értéke a legkisebb, amikor ráadásul különböző aljzattípusokról történt a gyűjtés. 2013-ban és 2014-ben igyekeztünk hasonló aljzattípusokról gyűjteni a különböző mélységekből. Megállapítható, hogy az IPS kellőképpen robusztus metrika, kevésbé befolyásolja a mederanyag összetétele.

12. táblázat: Az egyes kovaalga ökológiai csoportokhoz, valamint az IPS indexhez tartozó variációs koefficiens (CV%) értékek a keresztaszvénny mentén a vizsgált három évben.

	Magas profilú	Alacsony profilú	Mozgásra képes	Planktonikus	IPS
2012	99.706	78.271	71.893	72.504	5.705
2013	52.937	54.295	27.349	113.026	6.254
2014	60.825	58.884	78.571	157.640	10.086

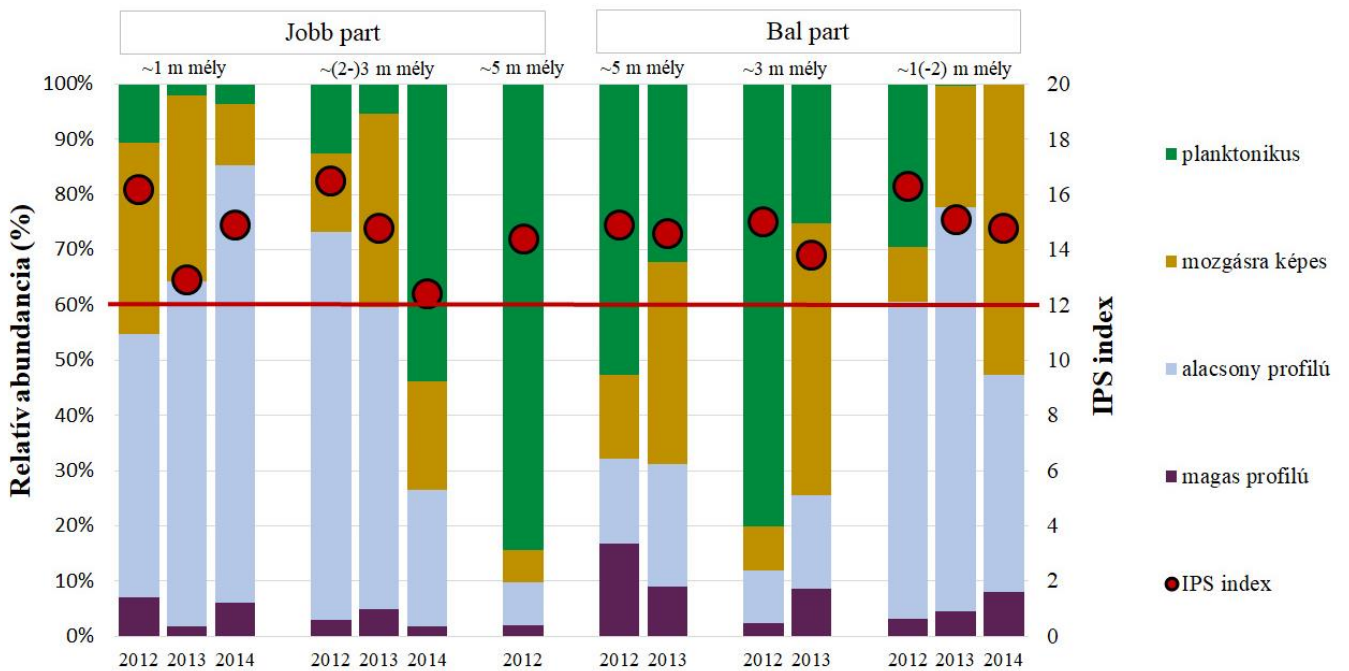
5.1.2.3 Kovaalga ökológiai csoportok

A planktonikus kovaalga ökológiai csoport aránya a keresztaszvénny mélyebb részein jelentősen nagyobb volt a kisebb mélységekben tapasztaltakhoz képest. Az alacsony profilú csoport relatív abundanciája ellenben a mélyebb részeken volt kisebb, szemben a parthoz közelebbi részekkel. A magas profilú csoport a legnagyobb relatív abundanciát körülbelül 5 m-es mélységben érte el. A motilis csoport esetében azonban nem látható egyértelmű mintázat (8. ábra).

Mindhárom évben, mindegyik ökológiai csoport alapján 'heterogénnek' tekinthető a mintázott keresztaszvénny (12. táblázat). Csupán egyetlen CV% érték (a mozgásra képes ökológiai csoportra számolt CV% érték 2013-ban) nem utalt 'szélsőségesen ingadozó/változó' környezetre, de akkor is az 'erősen változó' kategóriába esett, ami szintén heterogén környezetre utal. A magas CV értékek a kovaalga ökológiai csoportok esetén arra utalnak, hogy arányuk jelentősen függ a hidromorfológiai sajátosságoktól. Annak érdekében, hogy megbizonyosodjunk arról, hogy nem egyéb tényezők (pl. fény, vízsebesség) okozzák-e a csoportok arányainak különbözőségét, olyan környezetben is elvégeztünk hasonló vizsgálatokat, ahol a bevonatlakó algák egyforma mértékben voltak kitéve az említett környezeti faktorok (fény, vízsebesség, de pl. a tápanyag is) hatásának (ld. kagylóhéj kísérlet).

5.1.2.4 Fajösszetétel

Az egyes kovaalga ökológiai csoportokkal kapcsolatban megállapítható, hogy a kifejezetten bevonatlakó kovaalgák közül általában az alacsony profilú és a mozgásra képes kovaalgák domináltak a teljes keresztmetszvényben. Csak míg a mozgásra képes fajok aránya független volt a mélységtől, addig az alacsony profilú fajok aránya a partmenti régióban jóval nagyobb volt. A magas profilú taxonok relatív abundanciája a Duna vizsgált gödi keresztmetszvényében gyakorlatilag egyszer sem haladta meg sem az alacsony profilú, sem a mozgásra képes csoport arányát. Továbbá a parthoz közelebb arányuk valamelyest kisebb volt, mint a nagyobb mélységekből (9. ábra). Figyelemre méltó, hogy egyetlen mintában sem találtunk olyan magas profilú fajt, amely domináns lett volna a bevonatban. Az alacsony profilú kovaalga csoport közül szinte mindegyik mintában az *Amphora pediculus* volt a legnagyobb arányú, de a *Cocconeis euglypta* szintén sok mintában bizonyult dominánsnak. A mozgásra képes csoport közül a *Navicula cryptotenella*, *N. lanceolata*, *N. tripunctata*, *Nitzschia dissipata* és az *N. inconspicua* voltak dominánsak.



9. ábra: Az egyes kovaalga ökológiai csoportok aránya (%) a vizsgált keresztmetszvény mentén, a jobb parttól a bal part felé haladva; továbbá az adott mintákhoz tartozó IPS index értékei (piros pöttyök). A piros vízszintes vonal a 'jó'/'közepes' vízminőség közötti határt jelöli az IPS index alapján.

5.1.3 Kagylóhéjak felszínén végzett bentonikus kovaalga vizsgálatok

Erre a vizsgálatra azért került sor, hogy választ kapjunk arra a kérdésre, hogy a kovaalga ökológiai csoportok arányaiban kimutatható-e különbség abban az esetben, amikor az aljzat típusán kívül minden fizikai, kémiai tényező szempontjából homogén környezetben fejlődik a bevonat?

A különböző méretű és felületű kagylóhéjakról nyert bevonat kovaalga ökológiai csoportjainak és az IPS indexnek a variációs koefficiens (CV%) értékeit a 13. táblázat tartalmazza.

13. táblázat: A kovaalga ökológiai csoportok relatív abundanciái (%) és a variációs koefficiens értékei (%) a kagylóhéjakon végzett vizsgálataink esetében. A 'Csiszolt, kis₁' jelölésű minta sorában a kolonizációt követő egy hét utáni kovaalga ökológiai csoport összetétel látható. A 'Csiszolt, kis₂' sora pedig a kolonizáció után egy hónappal mutatja a kovaalga ökológiai csoportok relatív abundanciáját. A 'Csiszolt, kis₁' jelzetű minta nem került bele a variációs koefficiens számításába, összesen 4 mintát vettünk bele.

	Magas profilú	Alacsony profilú	Mozgásra képes	Planktonikus	IPS
Csiszolt, kis₁	47,816	7,524	38,835	5,825	13,2
Csiszolatlan, közepes	56,341	2,683	38,780	2,195	13,1
Csiszolt, közepes	37,624	1,980	59,653	0,743	11,8
Csiszolt, nagy	65,757	1,241	32,010	0,993	14,1
Csiszolt, kis₂	53,598	10,174	32,258	3,970	13,3
CV%	21,93	103,12	32,05	74,60	7,29

5.1.3.1 IPS index

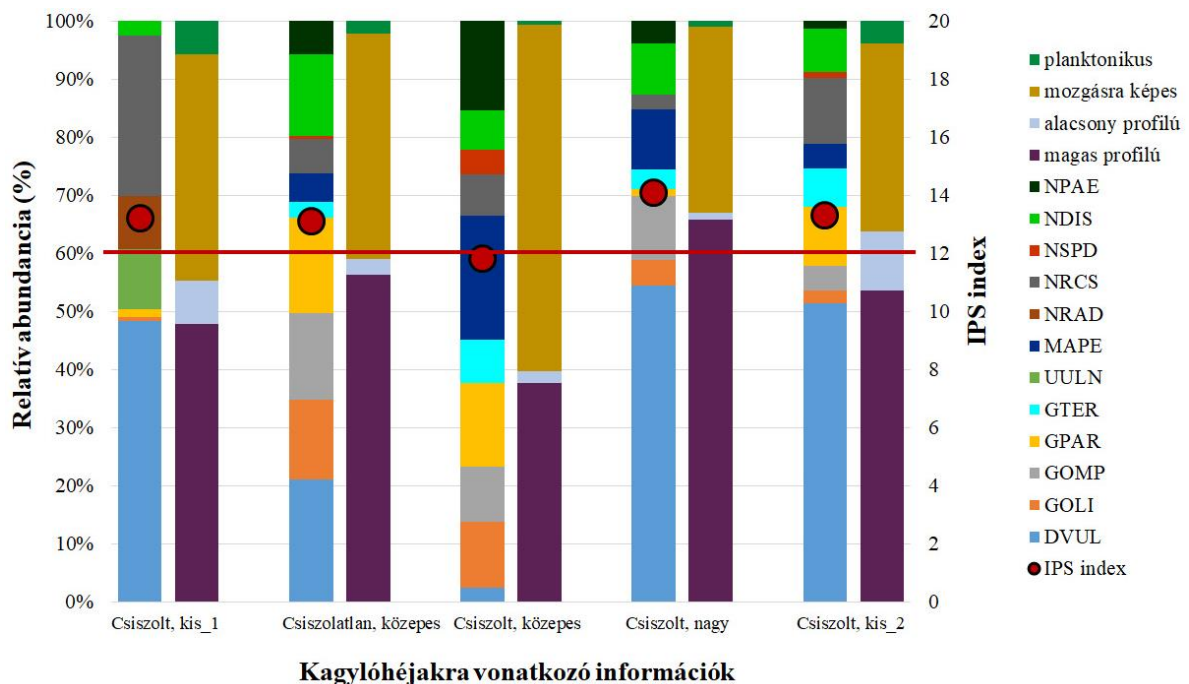
Az IPS index CV% értéke a 'homogén' kategóriába esett, vagyis nem befolyásolta jelentősen az indexet az, hogy csiszolt vagy csiszolatlan felületű héjakról származott-e a minta (13. táblázat). Csupán egy esetben fordult elő váltás a vízminőségi osztályok között ('Csiszolt, közepes', IPS = 11.8), ami eggyel rosszabb vízminőségi besorolást jelent a többi mintához képest, de az eltérés csupán két tized a 'jó' ökológiai állapothoz képest, ami a módszer hibahatárán belül van.

5.1.3.2 Kovaalga ökológiai csoportok

A kovaalga ökológiai csoportok esetében az látható, hogy a CV% értéke egyik ökológiai csoport esetében sem esett a 'homogén' kategóriába, vagyis a bevonat ökológiai csoport összetételét befolyásolta az aljzat felülete. A magas profilú és a mozgásra képes csoportokra számolt CV% értékek alapján a folyóközeg, ahol a mintáinkat képező bevonat fejlődött,

'közepesen változékonynak' bizonyult, az alacsony profilús a planktonikus csoport alapján pedig 'szélsőségesen ingadozónak/változékonynak' (13. táblázat). Ezzel ellentétben a vízsebesség, fényerősség, tápanyagtartalom, továbbá az IPS tekintetében homogén, nem változékonynak tekinthető a mintavételi közeg.

A különböző felületeken az egyes kovaalga ökológiai csoportok arányaiban semmilyen tendenciát nem figyeltünk meg. Mindegyik mintában a magas profilú és a mozgásra képes csoportokból kerültek ki a domináns fajok. Az alacsony profilú kovaalgák a legkisebb kagylóhéjról gyűjtött mintában voltak a legnagyobb arányban (függetlenül attól, hogy csiszolt vagy csiszolatlan felületű kagylóhéjról származott a minta), noha a magas profilú és a mozgásra képes taxonokhoz képest mindegyik mintában jelentősen kisebb arányban mutattuk ki (10. ábra, 13. táblázat). A kagylóhéjak felszínét illetően nem tapasztaltunk számottevő különbségeket a kovaalga közösség szerkezeti összetételében.



10. ábra: A domináns kovaalga taxonok (OMNIDIA-kódjaikkal), valamint a kovaalga ökológiai csoportok egymáshoz viszonyított arányai (relatív abundancia %-ban kifejezve) és az IPS index értékei (piros pöttyök). A 'Csiszolt, kis₁' jelölésű minta oszlopában a kolonizációt követő egy hét utáni relatív abundanciák láthatók. A 'Csiszolt, kis₂' sora pedig a kolonizáció után egy hónappal mutatja a kovaalga összetételt. A piros vízszintes vonal a 'jó'/'közepes' vízminőség közötti határt jelöli. A domináns taxonok betűkódjaik alapján: DVUL: *Diatoma vulgare*, GOLI: *Gomphonella olivacea*, GOMP: *Gomphonema species*, GPAR: *Gomphonema parvulum*, GTER: *Gomphonema tergestinum*, UULN: *Ulnaria ulna*, MAPE: *Mayamaea permitits*, NRAD: *Navicula radiosa*, NRCS: *Navicula recens*, NSPD: *Navicula splendicula*, NDIS: *Nitzschia dissipata*, NPAE: *Nitzschia paleacea*.

5.1.3.3 Fajösszetétel

A legnagyobb taxonszámot a kisméretű kagylóhéjakról nyert bevonat mintákban kaptuk: 30 kovaalga fajt mutattunk ki a 'Csiszolt, kis₁' jelzetű mintában, illetve 29-et a 'Csiszolt, kis₂' jelzetűben. A legkisebb fajszámot (kovaalga 19 faj) pedig a 'Csiszolt, nagy' jelzetű mintában tapasztaltuk. A közepes méretű, csiszolt felületű minták kivételével mindegyik mintában a *Diatoma vulgaris* érte el a legnagyobb dominanciát, még azokban a mintákban is, amelyekben csupán kevés kovaalgát találtunk. Ennek a fajnak a relatív abundanciája 33 % volt a 'Csiszolt, kis₁' jelzetű mintában (azaz abban, amelyiket egy héttel a kísérlet kezdete után vettünk csiszolt felületű, kisméretű kagylóhéjakról). 17 % volt a relatív abundanciája a csiszolatlan, közepes méretű héjakról vett mintában, 48 % a csiszolt, nagyméretű héjakról származó mintában és 36 % a 'Csiszolt, kis₂' jelzetűben (csiszolt felületű, kicsi héjak, 4 héttel a kísérlet kezdet után). A *Navicula recens* is dominánsnak bizonyult, kivéve a 'Csiszolt, nagy' jelzetű mintában (csiszolt felületű, nagy héjak), ahol is szubdomináns volt (azaz a relatív abundanciája kisebb volt, mint 2 %). 19 %-os relatív abundanciát ért el a 'Csiszolt, kis₁' jelzetű mintában (egy héttel a kísérlet kezdete után vett minta, csiszolt felületű, kisméretű kagylóhéjakról). 5 % volt a relatív abundanciája a 'Csiszolatlan, közepes' jelzetű mintában (csiszolatlan felületű, közepes méretű héjak), 6 % a 'Csiszolt, közepes' jelzetű mintában (csiszolt felületű, közepes méretű héjak) és 8 % a 'Csiszolt, kis₂' jelzetűben (csiszolt felületű, kicsi héjak, 4 héttel a kísérlet kezdet után). Bizonyos fajok ugyan dominánsak vagy szubdominánsak voltak a 'Csiszolt, kis₁' jelzetű mintában, de a többi mintában kis egyedszámmal fordultak elő. Ilyenek voltak pl.: *Cocconeis placentula* var. *euglypta*, *Navicula cincta*, *N. radiosa*, *Ulnaria ulna*, *Ulnaria acus*. Más fajok pedig nem fordultak elő a 'Csiszolt, kis₁' jelzetű mintában, de egyéb mintákban dominánsak vagy szubdominánsak voltak: *Gomphonella olivacea*, *Gomphonema parvulum*, *G. tergestinum*, *Navicula cryptotenella*, *Nitzscia dissipata*.

A legnagyobb átlagos taxonszámot a mozgásra képes csoport esetében tapasztaltuk, és az alacsony profilú csoport esetében a legkisebbet.

5.2 Budapest hatása a Duna bentonikus kovaalga közösségére

5.2.1 Környezeti változók

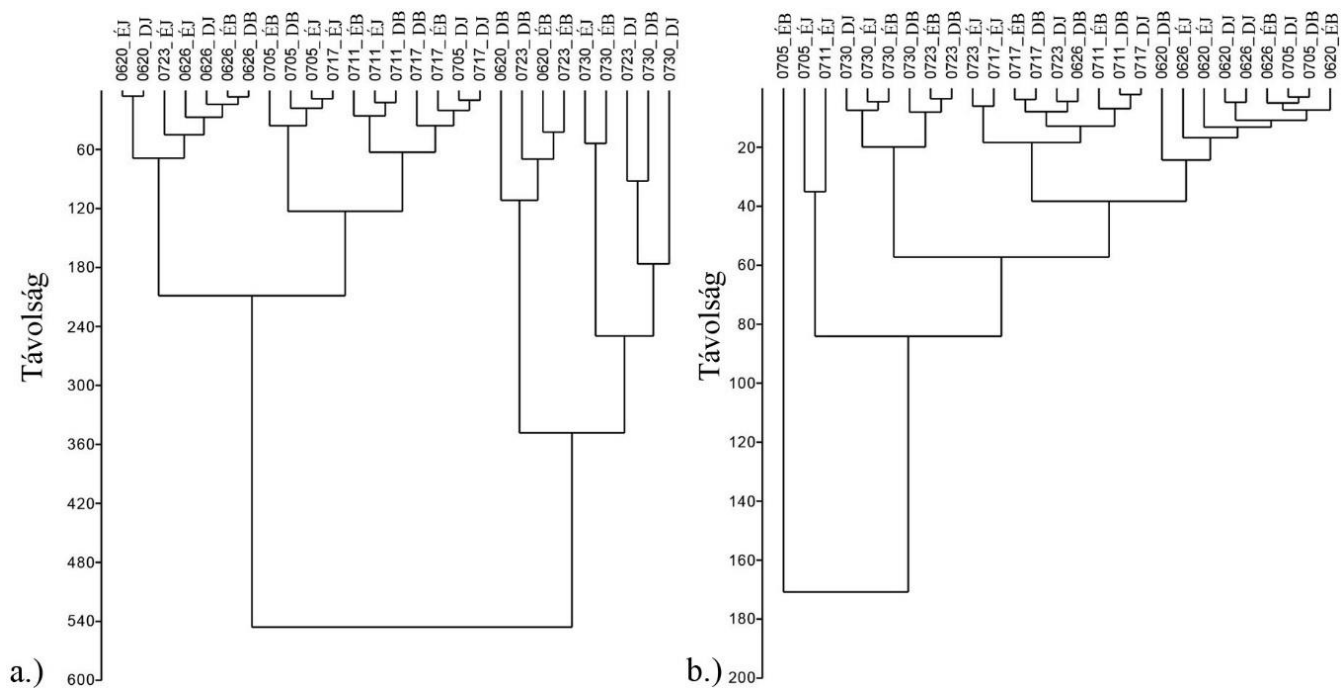
A mintavételek során mért általános vízfizikai- és kémiai változók, továbbá a fémek minimum, maximum és átlagértékeit foglalja összesen a 14. táblázat.

14. táblázat: A mért környezeti változók átlag-, minimum és maximum értékei a tájhasználat hatásának kimutatásával kapcsolatos vizsgálatunkban.

Környezeti változó [mértékegység]	Átlag (Minimum-Maximum)	Környezeti változó [mértékegység]	Átlag (Minimum-Maximum)
Klorofill a [$\mu\text{g l}^{-1}$]	20,9 (6,03–106)	Li [$\mu\text{g l}^{-1}$]	2,94 (2,12–3,65)
Víz hőmérséklet [$^{\circ}\text{C}$]	21,8 (18,9–25,7)	B [$\mu\text{g l}^{-1}$]	22,9 (16,5–32,8)
pH	7,94 (7,60–8,38)	Al [$\mu\text{g l}^{-1}$]	13,3 (3,1–34,7)
Vezetőképesség [μScm^{-1}]	320 (290–360)	Rb [$\mu\text{g l}^{-1}$]	2,24 (1,77–2,50)
Zavarosság [NTU]	7,2 (2,2–15,0)	Sr [$\mu\text{g l}^{-1}$]	215 (199–232)
Összes keménység [dH°]	9,8 (7,3–14,0)	Zr [$\mu\text{g l}^{-1}$]	0,022 (0,011–0,038)
Összes szerves szén [mg l^{-1}]	2,2 (1,2–5,1)	Mo [$\mu\text{g l}^{-1}$]	1,15 (1,01–1,30)
Összes nitrogén [mg l^{-1}]	1,5 (1,2–3,8)	Cd [$\mu\text{g l}^{-1}$]	0,024 (0,007–0,253)
Na^{+} [mg l^{-1}]	13 (12–16)	Sn [$\mu\text{g l}^{-1}$]	0,47 (0,05–7,12)
Mg^{2+} [mg l^{-1}]	32 (28–38)	Sb [$\mu\text{g l}^{-1}$]	4,57 (3,00–7,06)
K^{+} [mg l^{-1}]	4,7 (4,4–5,3)	I [$\mu\text{g l}^{-1}$]	5,50 (3,03–8,85)
Ca^{2+} [mg l^{-1}]	53 (44–61)	Cs [$\mu\text{g l}^{-1}$]	0,033 (0,019–0,048)
F [mg l^{-1}]	0,1 (0,1–0,2)	Ba [$\mu\text{g l}^{-1}$]	27,3 (23,7–32,8)
Cl^{-} [mg l^{-1}]	15 (13–19)	Hg [$\mu\text{g l}^{-1}$]	0,018 (0,009–0,064)
SO_4^{2-} [mg l^{-1}]	26 (21–33)	Tl [$\mu\text{g l}^{-1}$]	0,010 (0,009–0,012)
NO_3^{-} [mg l^{-1}]	5,4 (4,0–6,0)	Pb [$\mu\text{g l}^{-1}$]	0,839 (0,065–9,82)
NO_2^{-} [mg l^{-1}]	0,02 (0,01–0,05)	U [$\mu\text{g l}^{-1}$]	0,97 (0,87–1,13)
HCO_3^{-} [mg l^{-1}]	175 (134–403)	V [$\mu\text{g l}^{-1}$]	0,68 (0,56–0,84)
Összes foszfor [$\mu\text{g l}^{-1}$]	149 (42–345)	Cr [$\mu\text{g l}^{-1}$]	0,26 (0,17–0,42)
$\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ [$\mu\text{g l}^{-1}$]	58 (13–158)	Mn [$\mu\text{g l}^{-1}$]	2,47 (0,30–6,27)
Ti [$\mu\text{g l}^{-1}$]	1,86 (0,54–3,14)	Co [$\mu\text{g l}^{-1}$]	0,070 (0,061–0,101)
Fe [$\mu\text{g l}^{-1}$]	11,8 (2,35–48,0)	Ni [$\mu\text{g l}^{-1}$]	0,86 (0,66–1,43)
As [$\mu\text{g l}^{-1}$]	1,67 (1,18–2,11)	Cu [$\mu\text{g l}^{-1}$]	1,60 (1,09–6,13)
Se [$\mu\text{g l}^{-1}$]	0,14 (0,11–0,17)	Zn [$\mu\text{g l}^{-1}$]	12,9 (1,48–158)

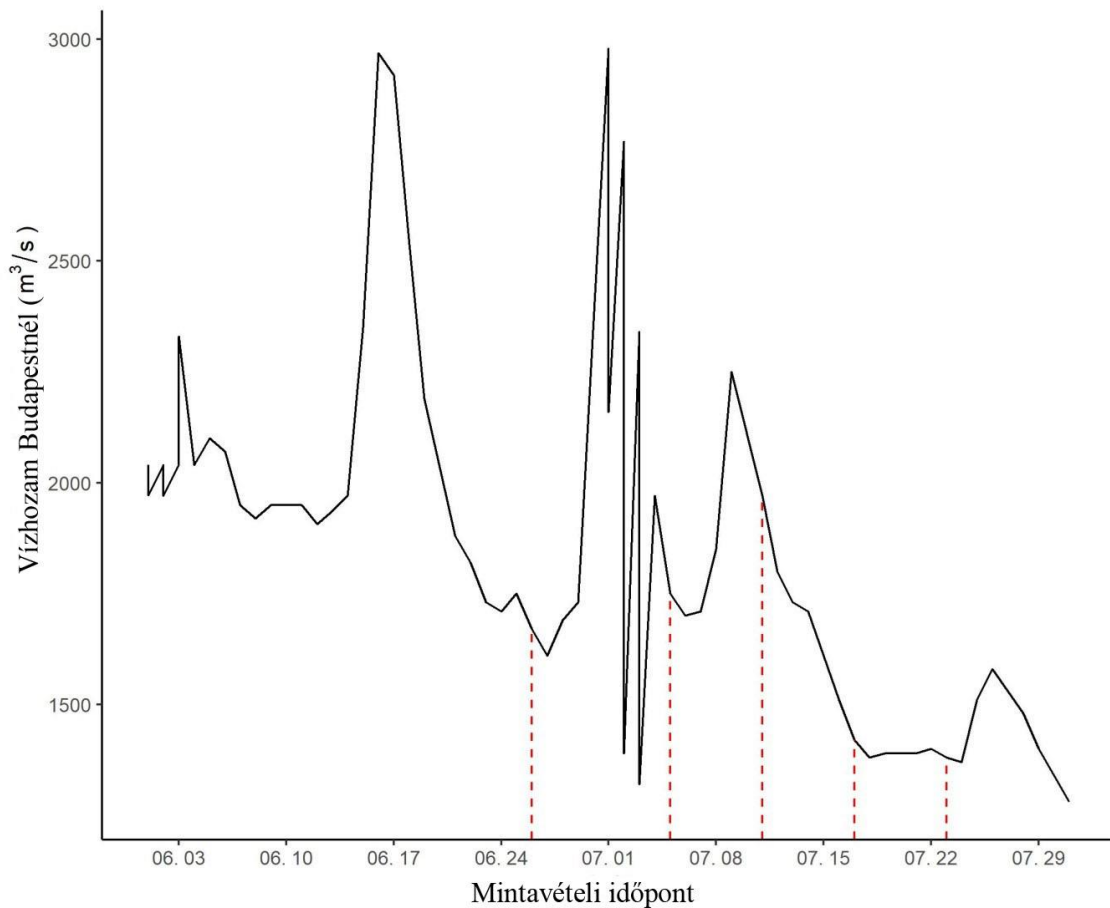
A variációs koefficiens értéke a következő változók esetében volt a legnagyobb: *a*-klorofill koncentráció (121%), zavarosság (52%), összes foszfor (52%), ortofoszfát (61%), vas (78%), kadmium (197%), ón (294%), higany (73%), ólom (230%), mangán (61%), réz (59%) és cink (232%).

A környezeti változók alapján nem tapasztaltunk szignifikáns elválást sem a minták észak-déli irányultsága, sem a partok szerint (11. a és b ábra).



11. ábra: Az általános fizikai-kémiai változók (a) és az elemek (b) koncentrációinak Euklidészi-távolságon alapuló klaszter analízise (Ward-módszer). A klaszterek felső részén található címkék a mintavételek dátumát mutatják (pl. a '0620_ÉJ' a június 20-án, Budapest feletti (észak) jobb parton gyűjtött mintára utal; a '0711_DB' rövidítés a július 11-én, Budapest alatti (déli) bal parti mintára, stb.).

Az általános fizikai-kémiai változók esetében két fő csoportra különültek a minták (11. a ábra), mely elsősorban a vízjárással (12. ábra) hozható összefüggésbe.

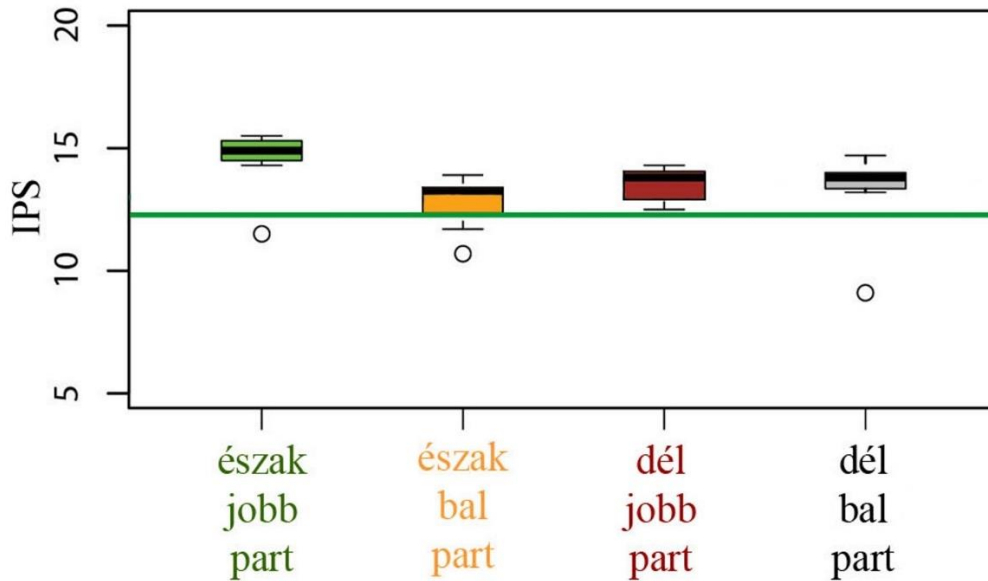


12. ábra: Budapestnél mért vízhozam értékek a vizsgált periódusban. A piros szaggatott vonalak a mintavétel napján mért vízhozam értékeket jelentik.

A vízhozam értékek szignifikánsan különböztek a július 18. előtti és az azutáni időszakban (ANOVA, $p < 0.05$, 12. ábra). A július 18. előtti időszakot (június és július első kétharmada) közepes vízhozam jellemezte. Ezzel szemben a július 18. utáni időszakot (július vége) kis vízhozam (amely aztán augusztusban is folytatódott). A kémiai elemek koncentrációja esetén hasonló csoportosulást figyeltünk meg, három minta azonban külön csoportba került (11. b ábra). A Bray-Curtis index alapján futtatott PERMANOVA nem jelzett szignifikáns különbséget a mintavételi helyek között a mért környezeti változók alapján (sem az általános változók, sem az elemek alapján). A kétféle vízjárású időszak között azonban szignifikáns volt a különbség akár az általános változókat nézzük, akár az elemeket (Bray-Curtis index, PERMANOVA alapján, $p < 0.05$).

5.2.2 IPS index

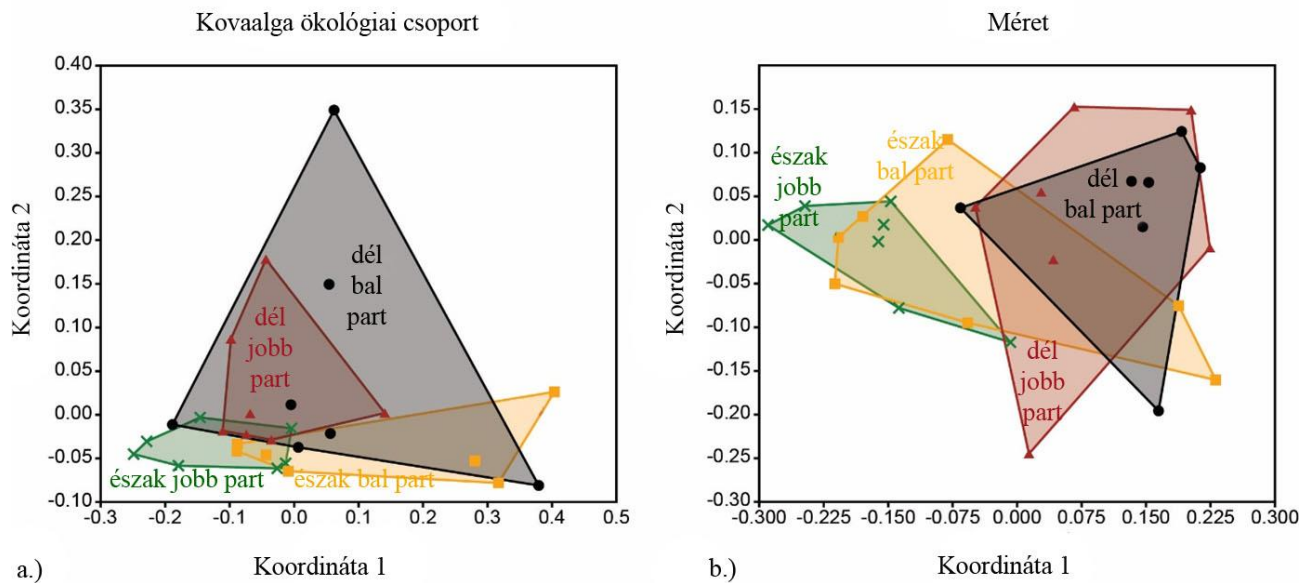
A mintáink a kovaalga index (IPS) alapján 6 esetben utaltak 'kiváló', 18 esetben 'jó' és 4 esetben 'közepes' ökológiai állapotra. A 6 'kiváló' állapotot 5 esetben Budapest felett, a jobb parton tapasztaltuk. Itt volt a legkisebb a tájhasználat mértéke (13. ábra). A 4 'közepes' állapot közül pedig 3-at szintén Budapest felett állapítottunk meg, de az ellenkező oldalon, ahol Dunakeszi városa található.



13. ábra: Az IPS index értékeinek boxplotja a négy mintavételi helyen. A zöld vonal a 'jó'/'közepes' ökológiai állapot határát jelöli.

5.2.3 Traitek

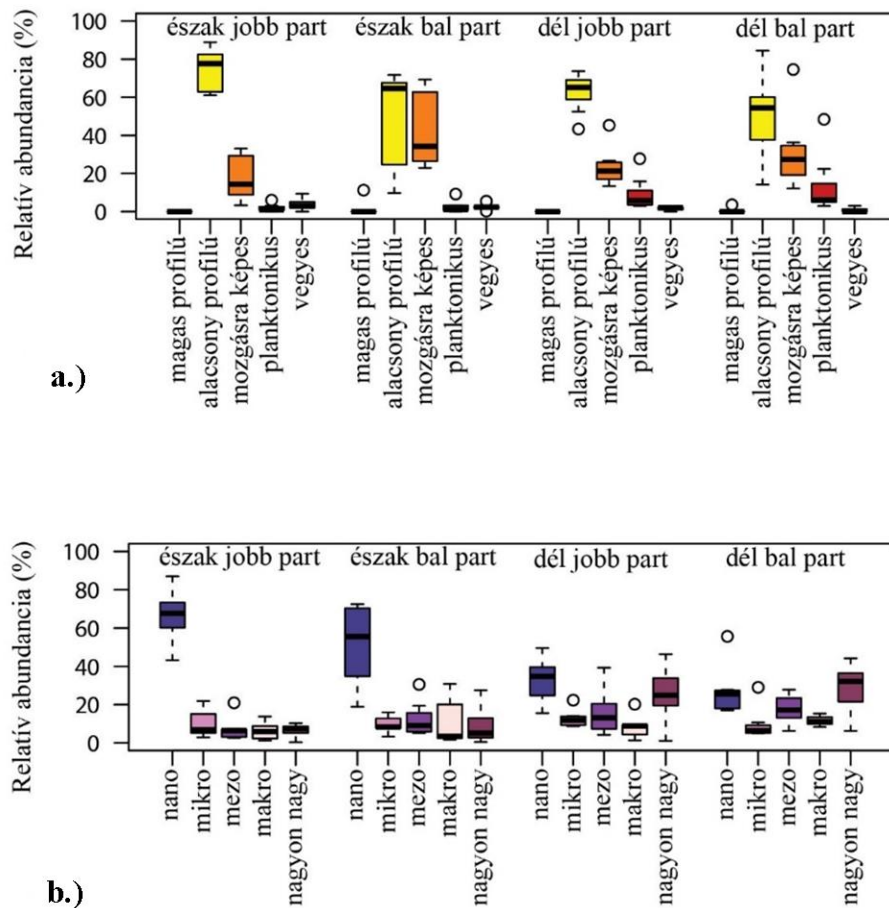
A kovaalga ökológiai csoportok alapján a minták a partok szerint (14. a ábra), sejtméret alapján pedig észak-dél irányultság szerint váltak el (14. b ábra) váltak el szignifikánsan (PERMANOVA, $p < 0.05$).



14. ábra: NMDS Bray-Curtis disszimilitási index alapján. A minták elválása a kovaalga ökológiai csoportok relatív abundanciái (a) és sejtméret kategóriák (b) alapján. Jelölések: zöld kereszt: észak (Budapest felett), jobb part; narancssárga négyzet: észak, bal part; barna háromszög: dél (Budapest alatt), jobb part; fekete pötty: dél, bal part.

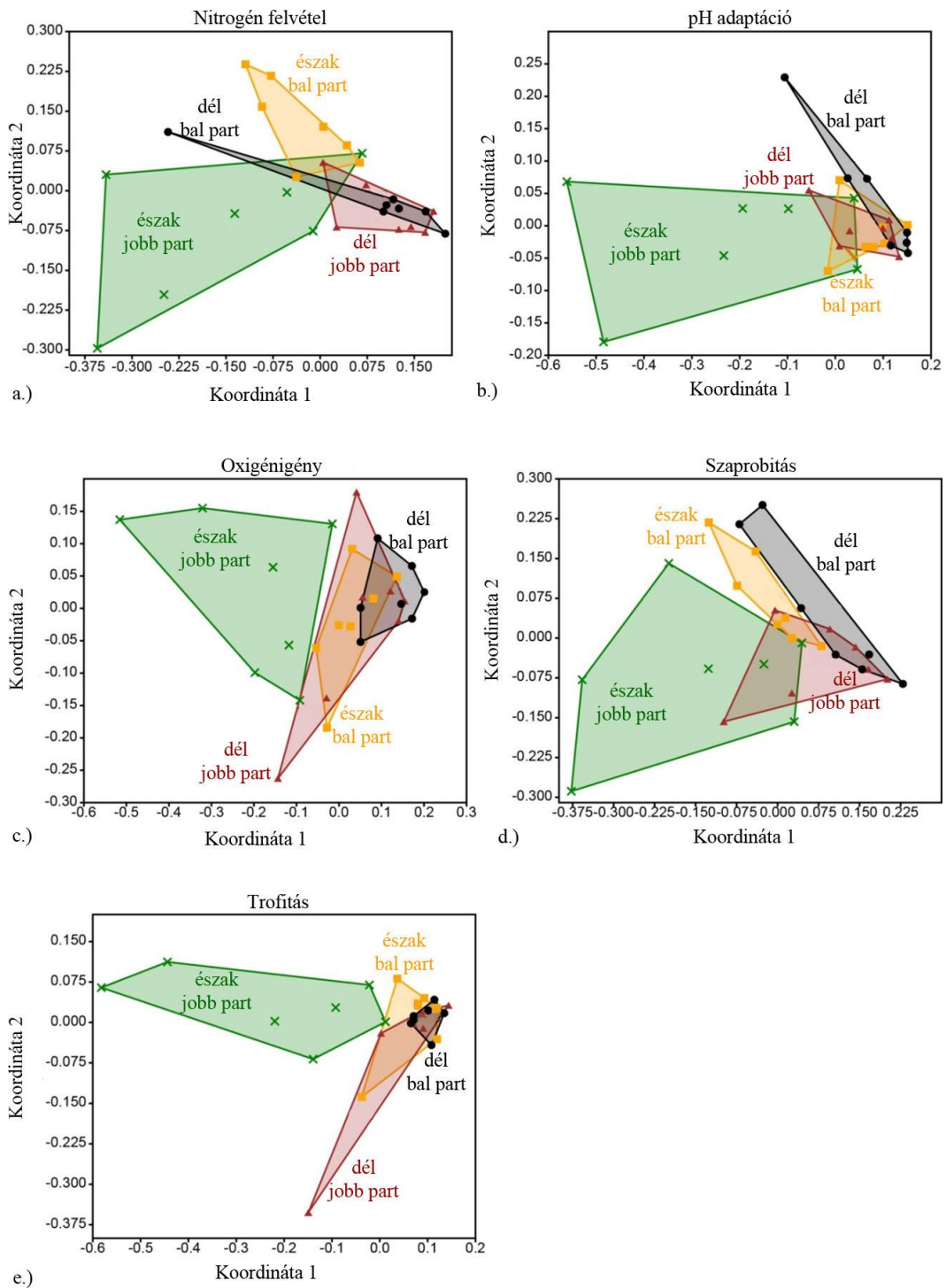
Az ökológiai csoportok közül többnyire az alacsony profilú és a mozgásra képes kovaalgák voltak a mintákban. Az alacsony profilúak aránya a jobb parton sokkal nagyobb volt, mint a többi csoporté. A mozgásra képes taxonok a bal parton voltak abundánsabbak. A planktonikus fajok a Budapest alatti mintákban fordultak elő nagyobb arányban (15. a ábra).

Budapest felett mindkét parton a nano méretű taxonok voltak dominánsak, Budapest alatt pedig méret szempontjából egy meglehetősen diverz közösség alakult ki, de szignifikánsan nagyobb arányban jelentek meg itt a bevonatban a nagyméretű kovaalga fajok (15. b ábra).



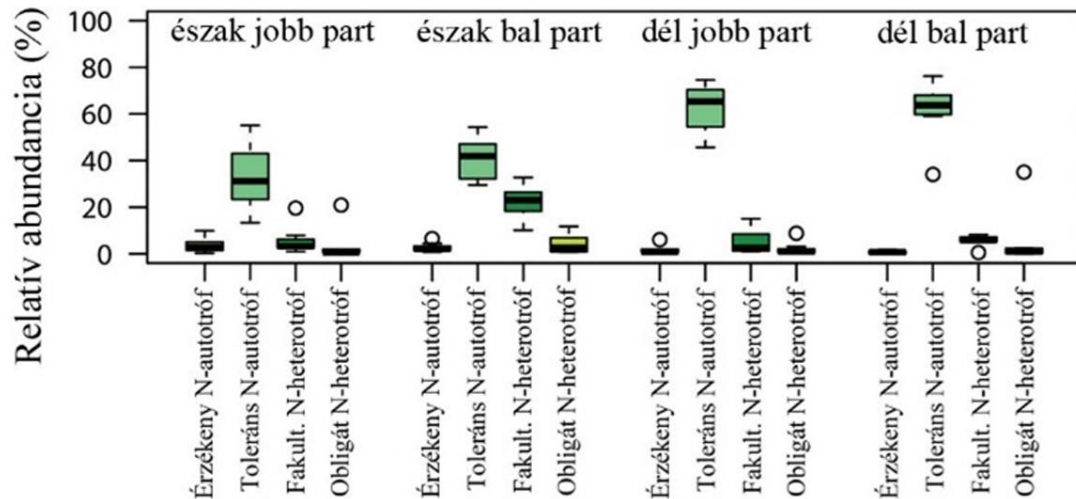
15. ábra: A kovaalga trait kategóriák relatív abundanciáinak (%) boxplotjai a négy mintavételi helyen: a.) kovaalga ökológiai csoportok, b.) sejtméret.

A következő traitek mind észak-déli irányultság, mind part szerint mutatták a minták elválását: nitrogén felvételi stratégia, pH adaptáció, oxigénigény, trofitás, szaprobítás, halobitás (16. ábra).



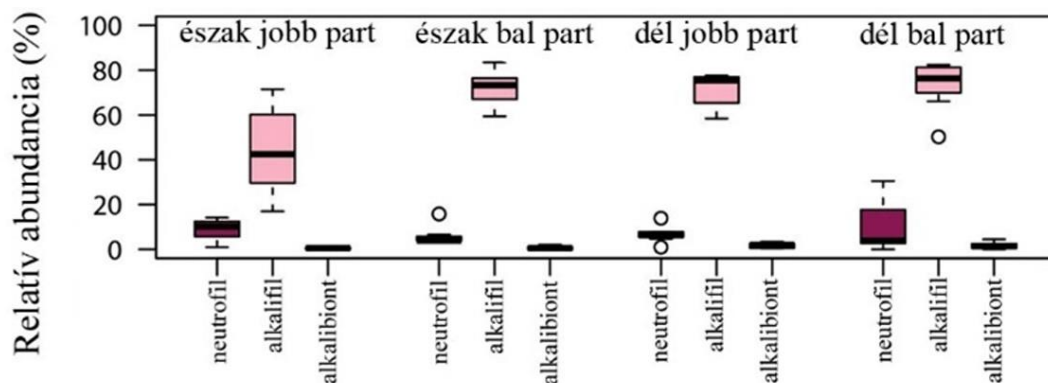
16. ábra: NMDS Bray-Curtis disszimilaritási index alapján. A négy mintavételi helyről származó minták elválása a kovaalga trait kategóriák relatív abundanciái (%) alapján: a) nitrogén adaptációs stratégia, b) pH adaptációs stratégia, c) oxigénigény, d) szaprobítás, e) trofitás alapján. Jelölések: zöld kereszt: észak (Budapest felett), jobb part; narancssárga négyzet: észak, bal part; barna háromszög: dél (Budapest alatt), jobb part; fekete pötty: dél, bal part.

Nitrogén felvételi stratégia szerint a toleráns nitrogén autotrófok és a fakultatív nitrogén heterotróf taxonok relatív abundanciája alapján történt az elválás. A toleráns nitrogén autotróf taxonok nagyobb arányban jelentek meg a Budapest alatti szakaszon, mint a Budapest feletti szakaszon. Az 'észak, jobb parti' mintákban dominánsak voltak, és a többi csoportba tartozó fajok nagyon kis arányban jelentek meg ezekben a mintákban. A fakultatív és obligát nitrogén heterotrófok relatív abundanciája az 'észak, bal parti' mintákban csökkent (17. ábra).



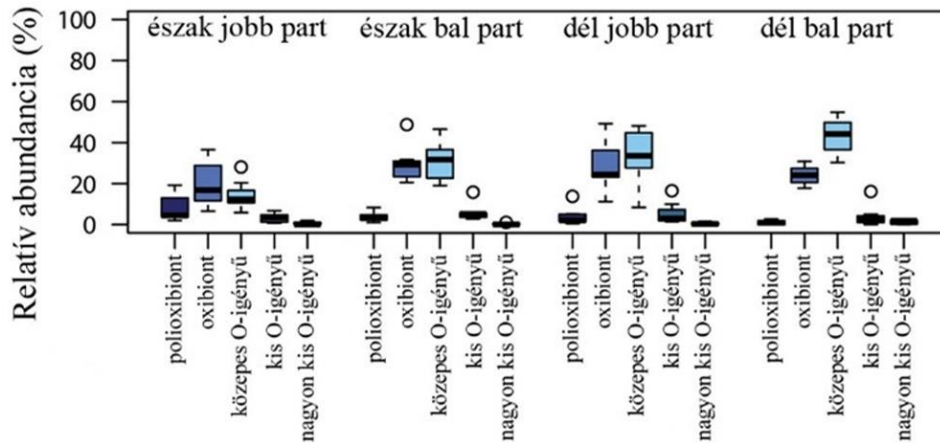
17. ábra: A nitrogén adaptációs stratégia szerinti kategóriák relatív abundanciáinak (%) boxplotjai a négy mintavételi helyen.

Minden mintában az alkalofil fajok (pH-igény > 7) voltak dominánsak, azonban a Budapest feletti jobb parton volt legkisebb a dominanciájuk (18. ábra).



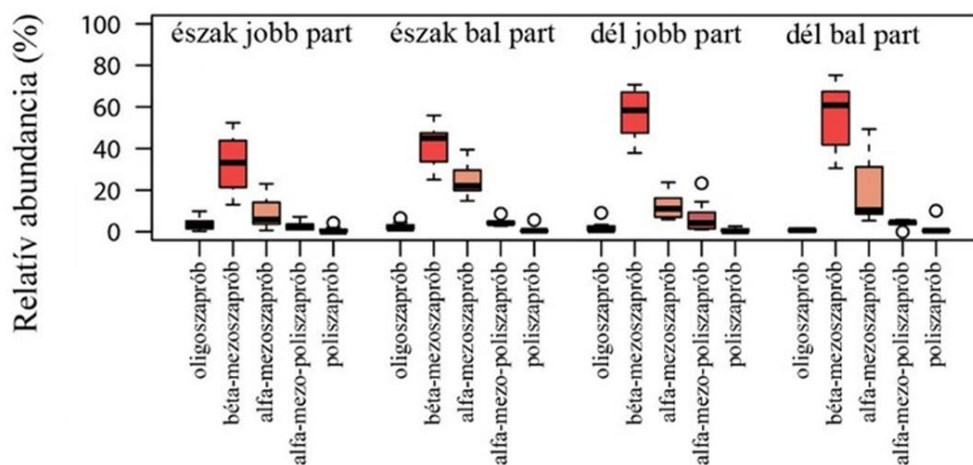
18. ábra: A pH adaptációs stratégia szerinti kategóriák relatív abundanciáinak (%) boxplotjai a négy mintavételi helyen.

Többnyire oxybiont (min. oxigénigény 75%-os telítettség) és közepes oxigénigényű fajok fordultak elő a mintákban. A Budapest feletti, jobb parti mintákban az oxybiont fajok domináltak. Ezekben a mintákban a polyoxybiont fajok aránya is magas volt. A Budapest alatti helyeken a közepes oxigénigényű fajoknak volt a legnagyobb az arányuk (19. ábra).



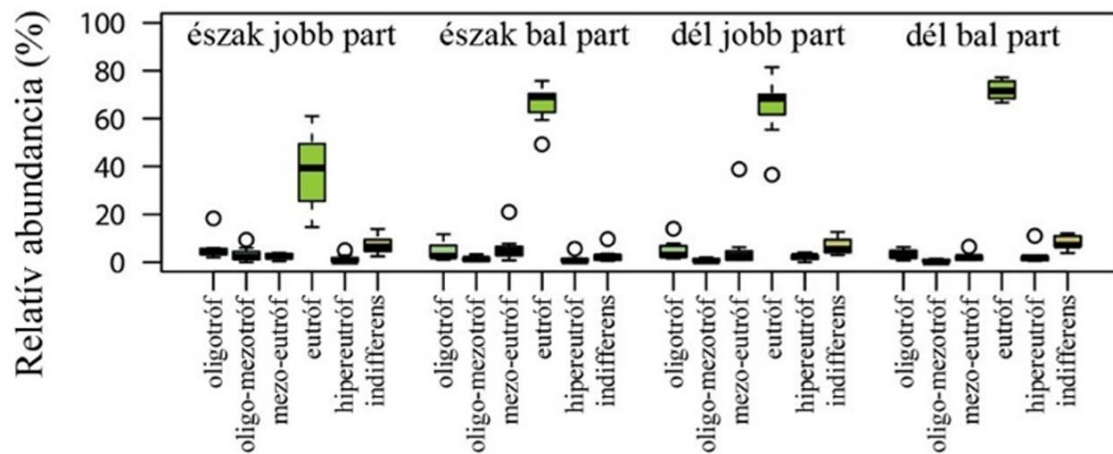
19. ábra: A oxigénigény szerinti kategóriák relatív abundanciáinak (%) boxplotjai a négy mintavételi helyen.

Szaprobitás szempontjából a béta-mezoszaprób fajok voltak a legabundánsabbak. Arányuk északról dél felé haladva nőtt. Az alfa-mezoszaprób kovaalgák a bal parton voltak abundánsabbak a jobb parttal ellentétben. Az oligoszaprób fajok az 'észak, jobb parti' mintákban érték el a legnagyobb relatív abundanciát (20. d ábra).



20. ábra: Szaprobitás szerinti kategóriák relatív abundanciáinak (%) boxplotjai a négy mintavételi helyen.

Trofitás alapján a mintákban elsősorban eutróf fajok jelentek meg. Arányuk az 'észak, jobb parti' mintákban kisebb volt a többi mintához képest (21. ábra).



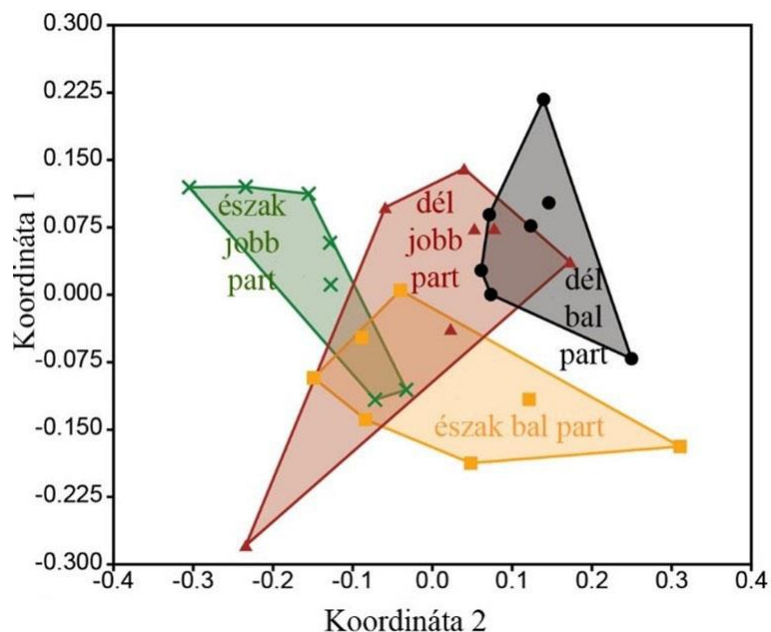
21. ábra: Trofitás szerinti kategóriák relatív abundanciáinak (%) boxplotjai a négy mintavételi helyen.

5.2.4 Fajösszetétel

Összesen 174 kovaalgát határoztunk meg. Ebből csupán 85 faj ért el minimum 1%-os relatív abundanciát legalább egy mintában. 57 olyan taxont azonosítottunk, amely csak egyetlen mintában fordult elő. Ezeknek a többsége (50 faj) kevesebb, mint 1%-os relatív abundanciát ért el.

A legnagyobb arányban előforduló faj az *Amphora pediculus* és a *Cocconeis euglypta* voltak, amelyek a legtöbb mintában dominánsnak (relatív abundanciájuk meghaladta az 5%-ot) bizonyultak. A mintáknak legalább a negyedében dominánsak voltak a következő fajok: *Achnanthyidum delmontii*, *Amphora inariensis*, *Nitzschia inconspicua*, *Navicula cryptotenella*, *Navicula antonii* Lange-Bertalot 2000. Néhány mintában a *Navicula tripunctata* és a *Discostella pseudostelligera* (Hustedt) Houk & Klee 2004 fordult még elő jelentős arányban (utóbbi a platinákonból ülepedett ki a bevonatba).

Fajösszetétel alapján mind a Budapest alatti és feletti, mind a jobb illetve bal parti minták elváltak egymástól (22. ábra; kétutas PERMANOVA, $p < 0.05$).



22. ábra: NMDS Bray-Curtis disszimilitási indexszel. A minták elválása a kovaalga fajok relatív abundanciái alapján.

SIMPER elemzéssel megnéztük, hogy mely taxonok felelősek a különbségért. Ezek a következők voltak: *Achnantheidium delmontii*, *Cocconeis euglypta*, *Amphora pediculus*, *Nitzschia inconspicua* (15. táblázat).

15. táblázat: A minták elválásáért (helyek és partok szerint egyaránt) felelős (%-ban kifejezve) legfontosabb kovaalga fajok.

	Átlagos disszimilitás	Hozzájárulás ("contribution") %	Kumulatív %	Átlag észak jobb part	Átlag észak bal part	Átlag dél bal part	Átlag dél jobb part
<i>Achnantheidium delmontii</i>	9,278	14,28	14,28	33,8	7,56	1,26	5,62
<i>Cocconeis euglypta</i>	8,342	12,84	27,12	6,02	7,12	24,5	24,7
<i>Amphora pediculus</i>	5,854	9,013	36,14	17,1	20,8	13,8	11,8
<i>Nitzschia inconspicua</i>	4,11	6,327	42,46	3,51	15,4	1,66	0,861
<i>Discostella pseudostelligera</i>	2,426	3,734	46,2	0,833	1,33	6,4	3,91
<i>Navicula cryptotenella</i>	2,1	3,232	49,43	2,19	2,08	7,14	4,42
<i>Amphora inariensis</i>	1,963	3,022	52,45	6,03	4,77	3,85	4,33
<i>Nitzschia paleacea</i>	1,731	2,665	55,12	2,62	0,829	3,18	1,13
<i>Navicula tripunctata</i>	1,58	2,432	57,55	0,224	1,25	4,69	2,64
<i>Navicula antonii</i>	1,48	2,278	59,83	2,34	3,29	3,18	1,75

Az *Achnanthydium delmontii* a Budapest felett, jobb parti mintavételi helyünknek jellemző faja volt, míg a *Nitzschia inconspicua* a Budapest feletti, bal parti mintában ért el nagyobb relatív abundanciát. A *Cocconeis euglypta* a Budapest alatti mintákban volt gyakori, míg az *Amphora pediculus* főként Budapest felett jelent meg nagyobb arányban. Az OMNIDIA szoftver csak kevés ökológiai adatot tartalmaz az *A. delmontii*től, a faj a 'nano' mérettartományba és az alacsony profilú ökológiai csoportba tartozik. A másik három faj, amelyek szintén jelentősen hozzájárultak a minták szétválásához alkalofil, eutróf faj. A *Cocconeis euglypta* és az *Amphora pediculus* nitrogén felvételi stratégiájuk alapján toleráns N-autotrófok. Sótűrés szempontjából oligohalókok, szaprobitás alapján béta-mezoszaprókok. Mindkettő az alacsony profilú ökológiai csoportba tartozik. A *C. euglypta* 'nagyon nagy' mérettartományú (1500 μm^3 -tól nagyobb sejttérfogatú) és közepes oxigén igényű (50 és 75%-os oxigén tartalmat igénylő) faj, az *A. pediculus* nano mérettartományú (100 μm^3 -tól kisebb sejttérfogatú) és 'meglehetősen nagy' oxigénigényű (75% feletti oxigén telítettséget igénylő). A *Nitzschia inconspicua* közepes oxigénigényű és a nano mérettartományba tartozik, nitrogén fakultatív N-heterotróf, halofil, alfa-mezoszaprók, mozgásra képes faj.

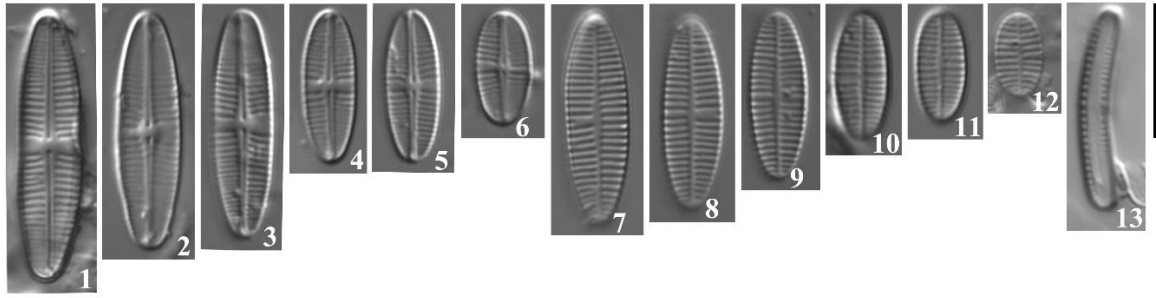
5.3 Egy invazív kovaalga faj, az *Achnanthydium delmontii* Pérès, Le Cohu & Barthès

2012 gyors terjedése a Dunában és mellékfolyóiban

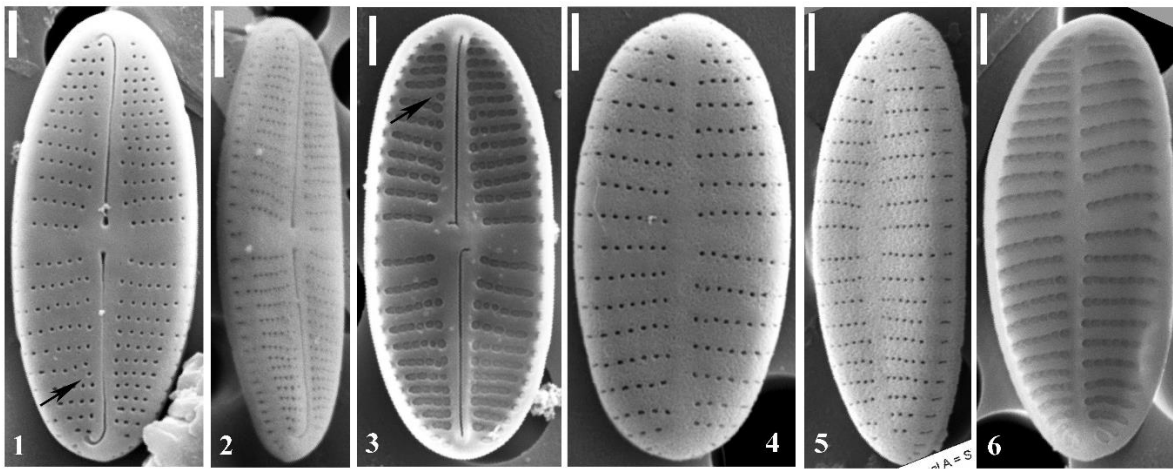
5.3.1 Az *Achnanthydium delmontii* taxonómiai leírása

A mintáinkban előforduló *Achnanthydium delmontii*t mutatja be a 2. és 3. képtábla.

A következők az *A. delmontii* a fő morfológiai tulajdonságai: (1) a valva alakja lineáris, lekerekített végekkel, (2) keskeny axiál área a rafés valván, (3) általában négyszögletű faszciát alkotó centrál área, az egyik valvaszélien megrövidült striával, (4) filiform, egyenes rafe jól kivehető centrális pórusokkal, egyenes terminális végződésekkkel, (5) enyhén radiális striák, (6) keskeny axiál área a rafétlan valván, (7) a sejtvégeken párhuzamos, alig radiális striák a rafétlan valván, (8) a legtöbbször egymástól kissé távolabb álló két stria a valva középső részén.



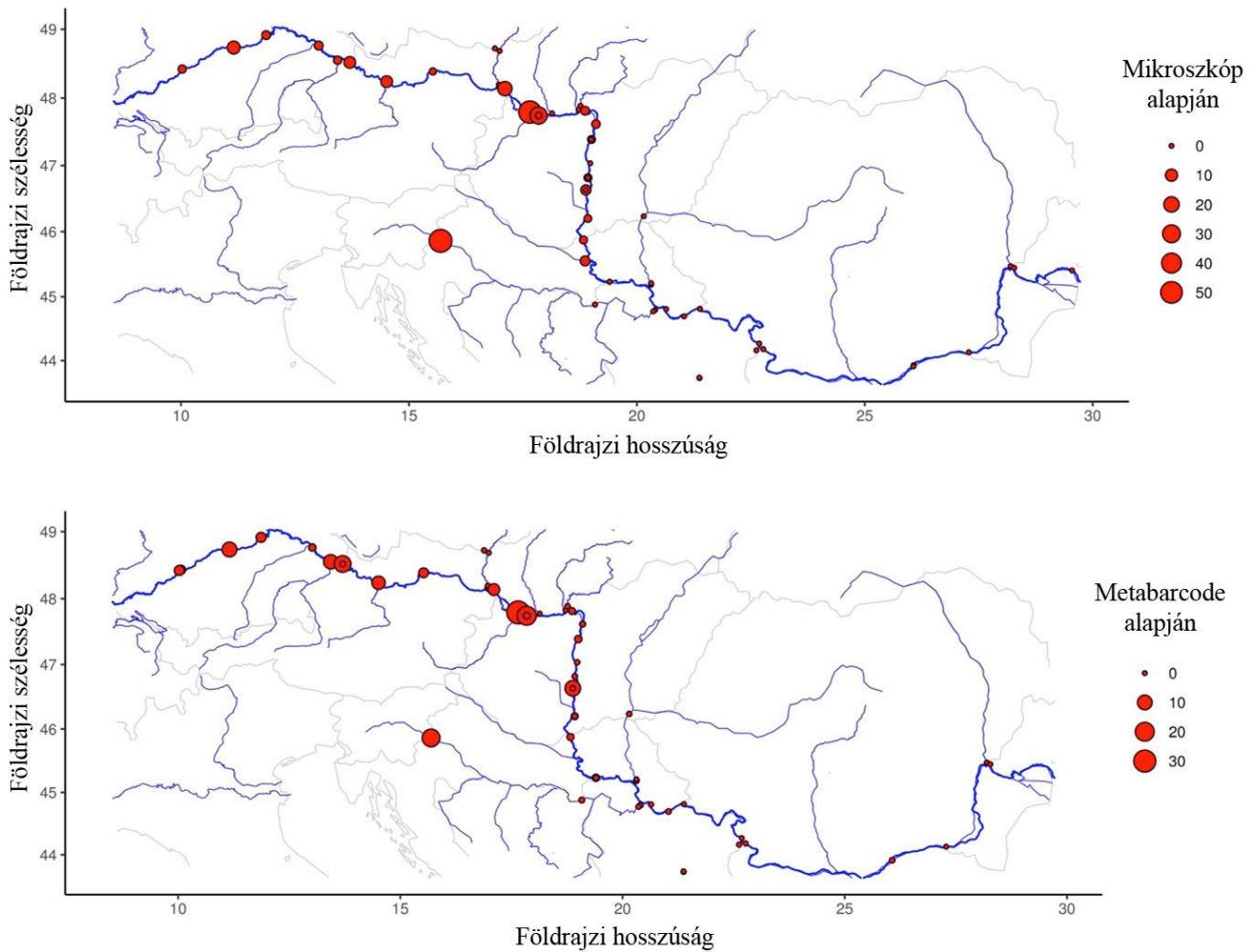
2. képtábla: 1-13. *Achnanthydium delmontii* Pérès, Le Cohu & Barthès 2012. fénymikroszkópos felvétele: (1) rafés valva, (12) rafétlan valva, (13) frusztulum oldalnézetben a Dráva-alsóból (Barcs); (3-6) rafés valva és (7-11) rafétlan valva a Dunából (Gönyű, bal part). Skála = 10 μ m.



3. képtábla: 1-6. *Achnanthydium delmontii* Pérès, Le Cohu & Barthès 2012. elektronmikroszkópos felvétel: (1) rafés valva kívülről, Voigt-diszkordanciával (lásd nyíl); (2) rafés valva oldalnézetben, megszakítottság a valvafelszíni striák és a köpeny areolái között; (3) rafés valva belülről, Voigt-diszkordanciával (lásd nyíl). (4) rafétlan valva kívülről; (5) rafétlan valva oldalnézetben; (6) rafétlan valva belülről. Skála = 1 μ m (1, 3, 4, 6) és 2 μ m (2, 5).

5.3.2 Az *Achnanthydium delmontii* megjelenése és terjedése

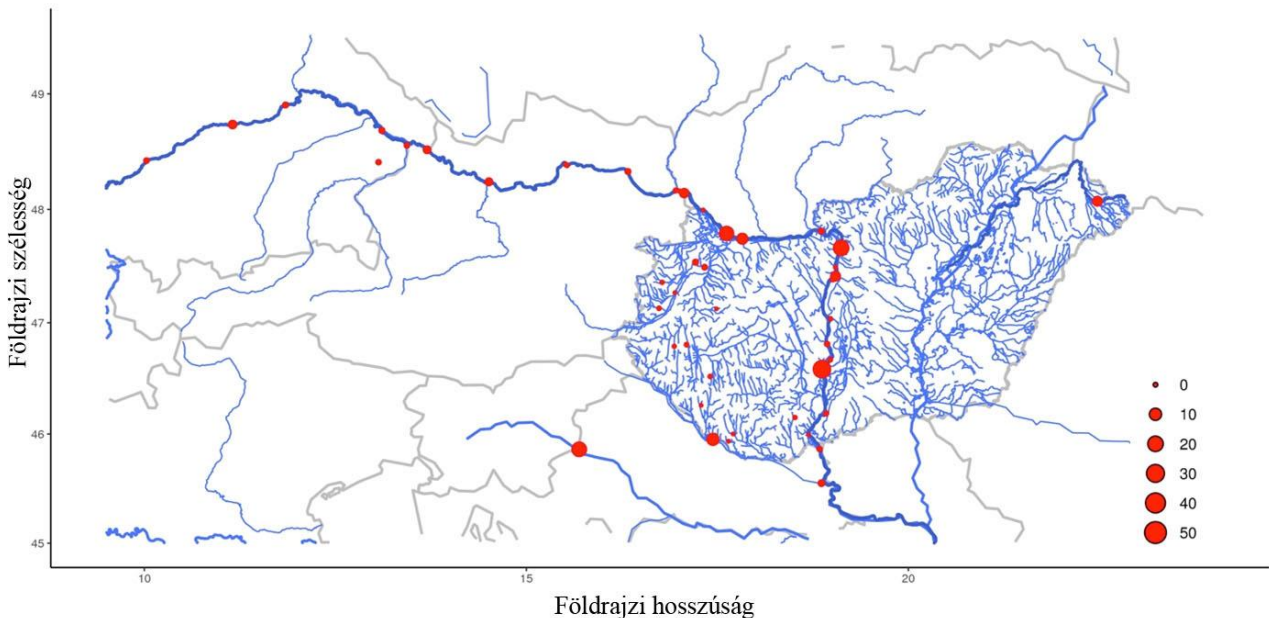
A fajt először 2013-ban észleltük a Duna németországi és ausztriai szakaszán, kis egyedszámban (relatív abundancia 3%-nál kisebb volt). Három évvel később (egy 2016-os gyűjtés során) sporadikusan már a magyarországi szakaszon is több mintánkban előfordult, ekkor is még alacsony relatív abundanciával (< 2%). 2018-ra már a Budapest térségében vett mintáknak több mint 85%-ában (n = 28) kimutattuk a jelenlétét, ráadásul ezeknek a mintáknak a 40%-ában már dominánssá vált a faj (legkisebb 5%-os, legnagyobb 65%-os relatív abundanciával). 2019-re a Duna nyári fitobentosz kovaalga együttesének jellemző tagjává vált (23. ábra).



23. ábra: Az *Achnanthydium delmontii* relatív abundanciája (%) a Dunában morfológiai/mikroszkópos (felső térkép) és metabarcoding-alapú (alsó térkép) vizsgálat alapján. Az adatokat a 2019-es Joint Danube Survey nemzetközi Duna-expedíció adatbázisából (Liška és mtsai. 2021) kérdeztük le. A piros pöttyök az *A. delmontii* relatív abundanciáit jelentik, %-ban kifejezve.

Az ADMO morfológiai alapú vizsgálati eredményeit (23. ábra, felső) összehasonlítottuk a metabarcoding elemzés eredményével (23. ábra, alsó). A 2019-ben gyűjtött 66 minta alapján 25 (37.9%) olyan mintában találtuk meg az ADMO-t, amelyekben a mikroszkópos és a metabarcoding-alapú vizsgálat is alátámasztotta a jelenlétét. 11 mintából pedig nem került elő (16.7%). Összesen 30 (45.5%) olyan minta volt, amiből csak a metabarcoding elemzés mutatta ki, olyan minta viszont nem volt, amiben csak mikroszkóppal mutattuk ki a jelenlétét. Az ADMO kétféle módon kimutatott relatív abundanciái szignifikáns korrelációt mutattak egymással (Pearsonféle $r = 0.87$, $p < 0.01$). Az ADMO 2019-es gyűjtéséből származó

előfordulásait a molekuláris vizsgálatok megbízhatóan alátámasztották. (Ezek az adatok a 2019-ben két hétig tartó JDS4 expedíció dunai mintavételeinek köszönhetőek (Liška és mtsai. 2021)). A 23. ábrán látható, hogy az ADMO igen abundáns tagjává vált a Dunának és a mellékfolyóinak (24. ábra, Liška és mtsai. 2021).



24. ábra: Az *Achnanthydium delmontii* előfordulása a Dunában, mellékfolyóiban, valamint magyarországi kisvízfolyásokban a 2013-2020-ig tartó időszakban. Az itt látható adatok a mikroszkópos feldolgozás eredményeiből származnak. A piros pöttyök az *A. delmontii* relatív abundanciáit jelentik, %-ban kifejezve.

5.3.3 Az *Achnanthydium delmontii* autökológiája és a társfajok

Ahogy a 17. táblázatban megadott autökológiai preferenciák alapján látható, az ADMO alkalofil (pH opt = 7.8, tol = 0.2), magasabb hőmérsékletű (opt = 21.8, tol = 2.2 °C), alacsonyabb vezetőképességű (opt = 318 $\mu\text{S cm}^{-1}$, tol = 48 $\mu\text{S cm}^{-1}$) és magasabb tápanyagtartalmú (TP: opt = 129 $\mu\text{g l}^{-1}$, tol = 47 $\mu\text{g l}^{-1}$; TN: opt = 1.5 mg l^{-1} , tol = 0.6 mg l^{-1}) vizeket kedvelő faj.

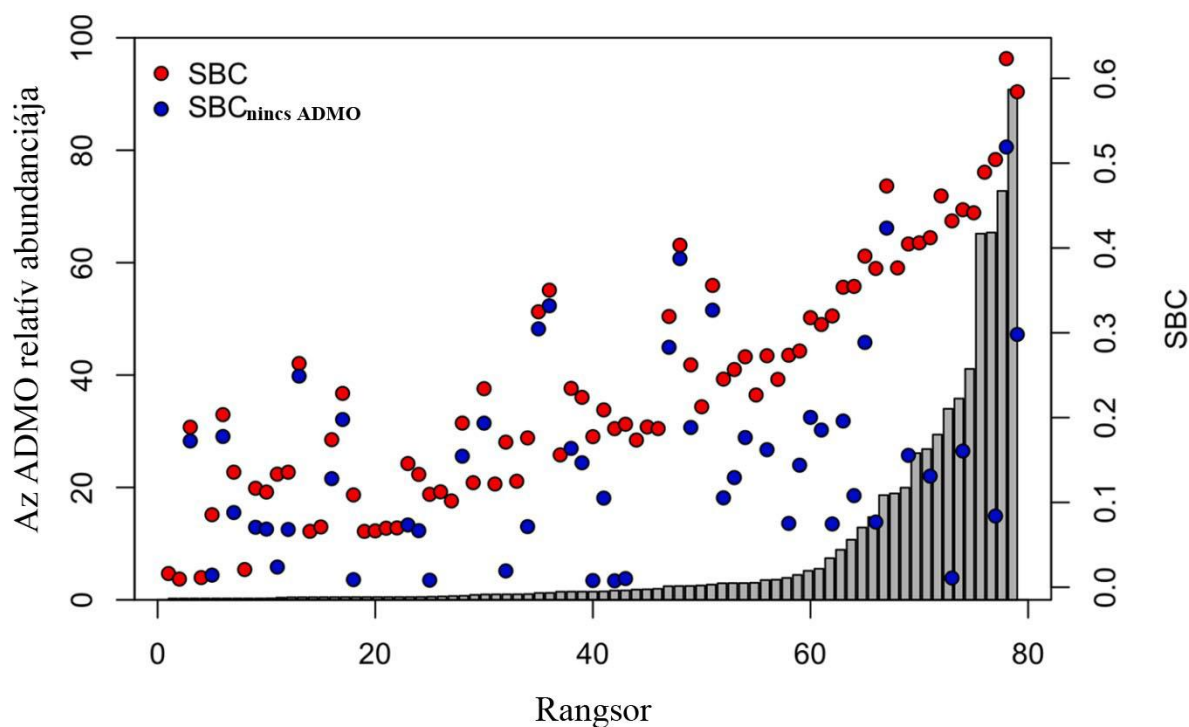
16. táblázat: Az *Achnanthydium delmontii* 18 környezeti változóra megadott optimum és tolerancia értékei.

	Optimum	Tolerancia	Mintaszám	Adathalmaz
Víz hőmérséklet (°C)	21,8	2,2	54	ADMO _{IN}
pH	7,8	0,2	58	ADMO _{IN}
Vezetőképesség (µS cm ⁻¹)	318	48	58	ADMO _{IN}
Oldott oxigén (mg l ⁻¹)	8,5	0,9	31	ADMO _{Dd_in}
Lebegőanyag (mg l ⁻¹)	32,7	14,6	31	ADMO _{Dd_in}
Összes foszfor (µg l ⁻¹)	129	47	58	ADMO _{IN}
Foszfát (µg l ⁻¹)	55,5	49,2	44	ADMO _{IN}
Összes nitrogén (mg l ⁻¹)	1,5	0,6	54	ADMO _{IN}
Nitrát (mg l ⁻¹)	5,0	2,0	48	ADMO _{IN}
Nitrit (mg l ⁻¹)	0,02	0,04	48	ADMO _{IN}
Összes szerves szén (mg l ⁻¹)	2,2	0,8	36	ADMO _{Dd_in}
Kalcium ion (mg l ⁻¹)	51,5	8,4	49	ADMO _{IN}
Magnézium ion (mg l ⁻¹)	30,2	4,5	49	ADMO _{IN}
Nátrium ion (mg l ⁻¹)	13,5	3,5	35	ADMO _{Dd_in}
Kálium ion (mg l ⁻¹)	4,7	0,4	35	ADMO _{Dd_in}
Hidrokarbonát ion (mg l ⁻¹)	165	33	39	ADMO _{Dd_in}
Szulfátion (mg l ⁻¹)	26,3	5,5	39	ADMO _{Dd_in}
Kloridion (mg l ⁻¹)	16,1	5,4	39	ADMO _{Dd_in}

Azokban a mintákban, amelyekben relatív abundanciája meghaladta a 60%-ot, az *Achnanthydium druartii*, *Achnanthydium lineare*, *Achnanthydium rivulare*, *Amphora pediculus* és a *Cocconeis euglypta* is előfordult.

5.3.4 A Helyspecifikus Biológiai Szennyezési (SBC) index és az ADMO kovaalga közösségre gyakorolt hatása

Az 25. ábra az ADMI_{IN} adathalmazra számított SBC index (Helyspecifikus Biológiai Szennyezési Index, Site-specific Contamination Index) értékeket mutatja be, az ADMO relatív abundanciájának növekvő sorrendjében.



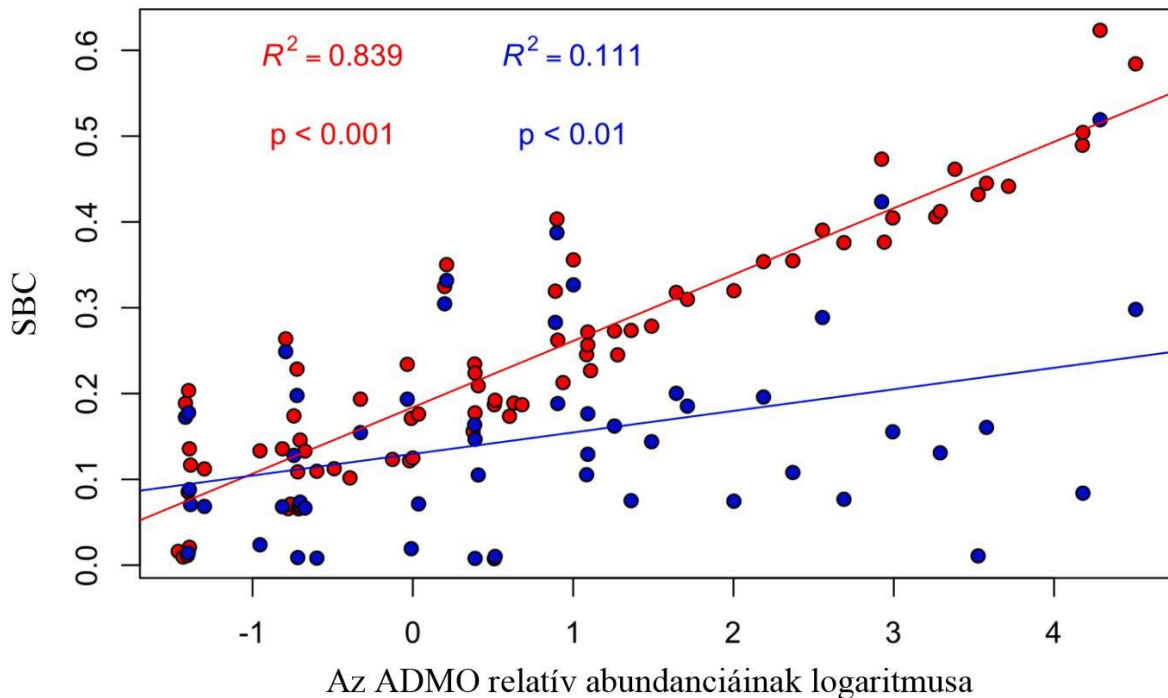
25. ábra: Helyspecifikus Biológiai Szennyezési Index (SBC = Site-specific Contamination Index) az *Achnanthyidum delmontiival* (ADMO) és anélkül kiszámolva. A minták rendezési elve a növekvő relatív abundancia értékek (%).

Az SBC index értékei 0.01 és 0.62 között változtak (átlag = 0.25 ± 0.14 , $n = 79$). A patakok esetében ezek az SBC értékek alacsonyok (< 0.02) voltak, az ADMO társdomináns fajok az *Achnanthyidum minutissimum*, *A. pyrenaicum*, *Amphora pediculus* és *Craticula subminuscula* voltak. Az SBC index a legnagyobb értéket a Dunában érte el, Paksnál. Az ADMO relatív abundanciája itt 73% volt. A következő fajok fordultak elő ekkor a mintában az ADMO mellett: *Achnanthyidum druartii*, *A. eutrophilum*, *A. rivulare*, *A. minutissimum* és *Amphora pediculus*. Összességében elmondható, hogy a 79 mintával számolva az SBC index értékei széles tartományt fedtek le.

Az ADMO nélkül is kiszámoltuk az SBC indexet. Összesen 27 olyan minta volt az ADMO-IN csoportban, amelyben az ADMO volt az egyetlen aquatikus invazív faj, a fennmaradó 52 mintában viszont találtunk egyéb invazív taxonokat is. Az ADMO nélkül az SBC index értéke ebben az 52 mintában 0.01 és 0.52 között változott (átlag = 0.15 ± 0.12 , $n = 52$).

A 26. ábra az SBC index értékeit mutatja be az ADMO logaritmizált relatív abundanciájának függvényében. Az ADMO relatív abundanciája szignifikáns pozitív korrelációt mutatott az

ADMO nélküli és az ADMO előfordulásokat is tartalmazó csoport SBC index értékeivel ($R^2 = 0.84$, $p < 0.001$ és $R^2 = 0.11$, $p < 0.01$).

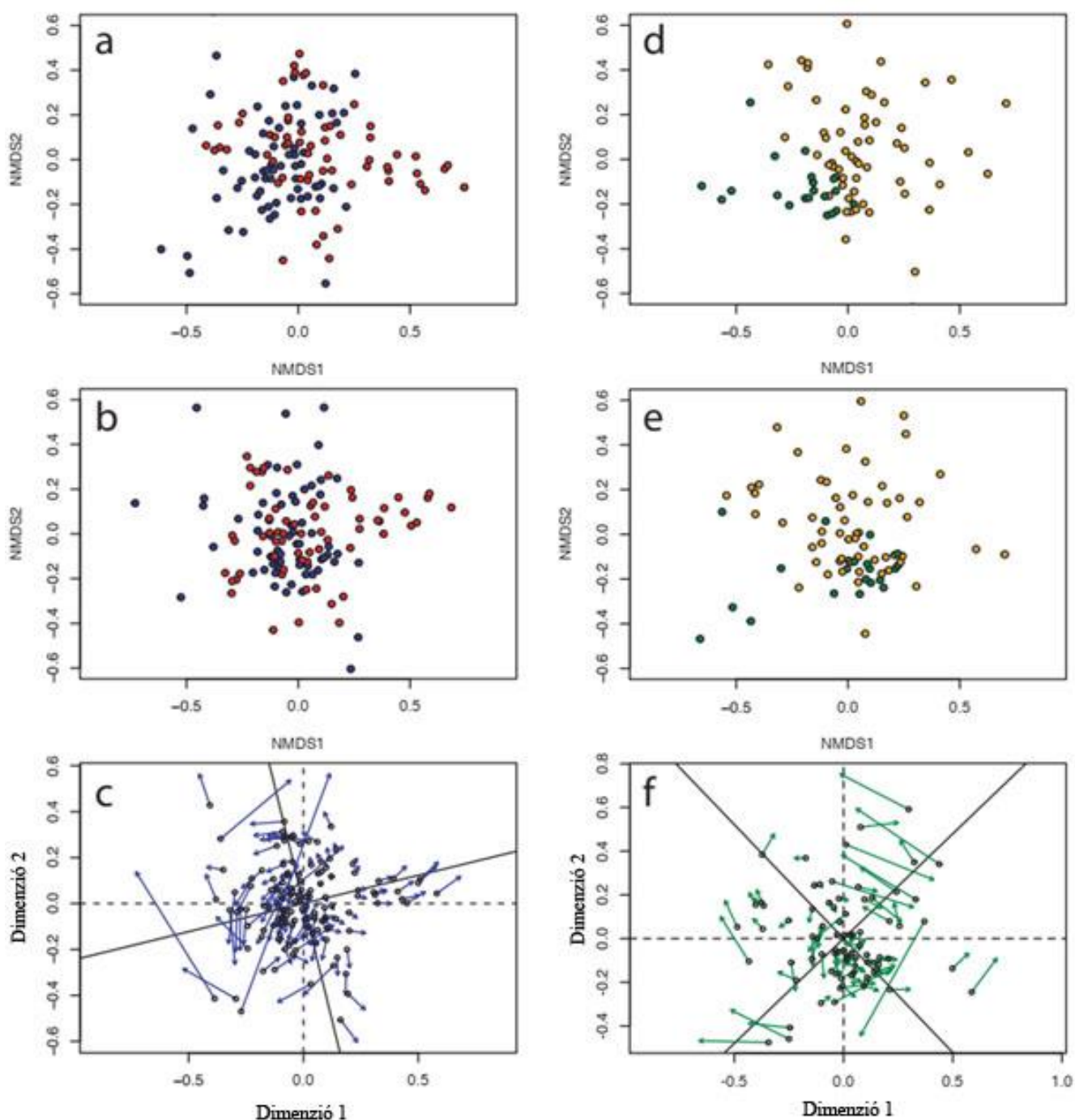


26. ábra: SBC index értékek az *Achnantidium delmontii* (ADMO) logaritmizált relatív abundanciáinak függvényében. Jelölések: a piros pötty az ADMO_{IN} adathalmazra (n = 79) számolt SBC index értékeket, a kék pötty pedig ugyanezen adatbázis ADMO nélküli adathalmazára számolt SBC értékeket mutatja (n = 52, 27 mintában az ADMO volt az egyetlen akvatikus invazív faj). A vonalak az adott színű adathalmazra vonatkozó korrelációt ábrázolja.

5.3.5. A dunai minták közösség összetétele (ADMO_{Db})

Mind az ADMO_{Db_in} (betadisper, $F = 2.6289$, permutáció = 999, $p = 0.102$), mind az ADMO_{Db_np} (betadisper, $F = 2.1852$, permutáció = 999, $p = 0.128$) adatcsoportok Hellinger-transzformált adatainak homogén volt a szórása. Az ADMO az ADMO_{Db_in}⁺ csoportban (adonis, $F = 6.424$, $R^2 = 0.046$, $p = 0.001$) és az ADMO_{Db_in}⁻ csoportban (adonis, $F = 4.008$, $R^2 = 0.031$, $p = 0.001$) is befolyásolta a fitobentosz közösség összetételét.

A 27. a) NMDS ábra alapján jelentős átfedés figyelhető meg az ADMO_{Db_in} és az ADMO_{Db_np} csoportok között.



27. ábra: A dunai adatok ($ADMO_{Db}$; $n = 128$; a), b) és c) ábrák, valamint $ADMO_{In}$; $n = 79$; d), e) és f) ábrák) helyei koordinátáinak NMDS ábrázolása és Procrustes-rotációja. a): NMDS koordináták plotja az $ADMO_{Db_in}$ adathalmazban ($n = 128$); a piros pöttyök az $ADMO$ -t tartalmazó mintákat jelentik ($n = 65$); a kék pöttyök pedig azokat, amelyekben az $ADMO$ nem fordult elő ($n = 63$). A két csoport elválása szignifikáns volt (PERMANOVA adonis, $F = 12,934$, $R^2 = 0,0931$, $p = 0,001$). b): NMDS koordináták plotja az a) ábrán bemutatott adatbázisra, csak az $ADMO$ adatbázisból való kivételét

követően. A két csoport elválása ekkor is szignifikáns volt (= adonis az NMDS koordinátákon ($F=4,4881$, $R^2 = 0,03439$, $p = 0,015$), a csoportok színe ugyanaz, mint az a) ábrán. c): a Procrustes-analízis maradékát hasonlítja össze az $ADMO_{Db_in^+}$ és az $ADMO_{Db_in^-}$ adathalmazok esetében. A nyilak $ADMO_{Db_in^+}$ ordináció irányába mutatnak. A nyilak hossza a két ordináció pozíciója (helye) különbségének felel meg (korreláció = 0,8509, $p = 0,001$, 999 permutáció). d): Az $ADMO_{IN}$ adathalmaz ($n = 79$) NMDS koordinátáinak plotja. A zöld pöttyök azokat a mintákat jelölik, amelyekben az ADMO domináns volt ($ADMO_{IN^+} \geq 5\%$). A sárga pöttyök pedig azoknak a mintáknak a pozícióját, amelyekben az ADMO nem volt domináns ($ADMO_{IN^+} < 5\%$). A két csoport elválása szignifikáns volt (PERMANOVA adonis, $F = 19,439$, $R^2 = 0,20157$, $p = 0,001$). e): Az NMDS koordináták plotja az $ADMO_{IN}$ adathalmazból történő kivételét követően (zöld: $ADMO_{IN^-} \geq 5\%$, sárga: $ADMO_{IN^-} < 5\%$), a két csoport elválása szignifikáns volt (PERMANOVA adonis, $F = 8,7012$, $R^2 = 0,10153$, $p = 0,001$). f): a Procrustes-analízis maradékát hasonlítja össze az $ADMO_{IN^+}$ és az $ADMO_{IN^-}$ adathalmazok ordinációi alapján. A 27. b) ábra alapján azonban különbség figyelhető meg az $ADMO_{Db_in^+}$ és az $ADMO_{Db_in^-}$ csoportok közösség összetételében az NMDS pontok alapján ($ADMO_{Db_in^+}$: adonis: $F = 12,934$, $R^2 = 0,0931$, $p = 0,001$; $ADMO_{Db_in^-}$: $F = 4,4881$, $R^2 = 0,03439$, $p = 0,015$). Ezek arra utalnak, hogy sokkal jelentősebb a különbség akkor, amikor az ADMO is szerepel.

5.3.6 Az $ADMO_{Db}$ helyek Procrustes-analízise

A két ordináció között szignifikáns korrelációt találtunk (korreláció = 0,8509, $p = 0,001$, permutáció = 999; 22. c ábra). A mintavételi helyek többsége azonos relatív pozícióban van, általában eltolódtak az ordinációs diagram középpontjától. A mintavételi helyek közötti távolságok növekedése azt jelenti, hogy a kovaalga együttesek kevésbé hasonlítanak egymásra. Adott mintavételi hely két helyzete közötti irány és különbség (amelyet egy hosszabb nyíl mutat) az ADMO közösségre gyakorolt jelentős hatására utal.

5.3.7 A kovaalga közösség összetétele az $ADMO_{IN}$ adatsorozatban

Az $ADMO_{IN^+}$ csoporton belül a Hellinger-transzformált adatok csoportszórása heterogén volt (betadisper, $F = 14,919$, permutáció = 999, $p = 0,002$), de az $ADMO_{IN^-}$ adatmátrixon belül homogénnek bizonyult (betadisper, $F = 2,2818$, permutáció = 999, $p = 0,142$). Ezek értelmében az ADMO jelenléte szignifikánsan befolyásolja a kovaalga közösség szerkezetét.

Az $ADMO_{IN^+} \geq 5\%$ adathalmaz különvált a többitől ($F = 6,3613$, $R^2 = 0,07631$, $p = 0,001$), sőt akkor is különvált, amikor az ADMO-t kizártuk ($ADMO_{IN^-} \geq 5\%$), ($F = 2,3922$, $R^2 = 0,03$, $p = 0,001$).

Az $ADMO_{IN^+} \geq 5\%$ és az $ADMO_{IN^+} < 5\%$ NMDS elemzés eredményeit a 27. d) ábra foglalja össze. A két csoport elválásának mértéke szignifikáns. Gyenge átfedés van csupán közöttük (adonis,

$F = 19,439$, $R^2 = 0,20157$, $p = 0,001$). Ugyanez a mintázat (kismértékű átfedéssel) figyelhető meg az $ADMO_{IN}^{- \geq 5\%}$ és az $ADMO_{IN}^{- < 5\%}$ csoportok összevetésekor is, amelyet a 27. e) NMDS ábra mutat be ($F = 8,7012$, $R^2 = 0,10153$, $p = 0,002$). Ez egyértelmű bizonyítéka annak, hogy azoknak a mintáknak a kovaalga együttes összetétele, amelyekben az ADMO domináns, különbözik azoknak a mintáknak a kovaalga együttes összetételétől, amelyekben a relatív abundanciája kisebb 5%-nál.

5.3.8 Az $ADMO_{IN}$ helyek Procrustes-analízise

Az $ADMO_{IN}^{+}$ és az $ADMO_{IN}^{-}$ ordinációi között szignifikáns volt a korreláció (korreláció = 0,8746, $P = 0,001$, permutáció = 999; 27. f) ábra). A mintavételi helyek többsége ugyanabban a relatív pozícióban volt, de ezek a pozíciók általában eltolódtak az ordinációs diagram középpontjától. A mintavételi helyek közötti távolságok növekedése a kovaalga együttesek különbözőségét jelentik. Adott mintavételi hely két helyzete közötti irány és különbség (amelyet egy hosszabb nyíl mutat) az ADMO közösségre gyakorolt jelentős hatására utal.

6. Diszkusszió

6.1 Az ökológiai állapotértékelés során gyakran használt kovaalga index (IPS) és a kovaalga ökológiai csoportok összehasonlítása a Duna esetében

6.1.1 Középtávú vizsgálat

6.1.1.1 Környezeti változók

A magas CV% értékek a lebegőanyag tartalom, a zavarosság és a foszfát koncentráció esetében heterogén, azaz 'változékony' környezetre utaltak (6. táblázat). A folyamatban, mint amilyen a Duna is, ezen környezeti változók mennyiségének alakulása összefügg a vízhozamban bekövetkező változásokkal (Szemes 1966). Az általunk vizsgált években nagyon különböző vízjárás jellemezte a Dunát. A kovaalga együttes összetétele elsősorban a foszfát koncentrációval, a kémiai oxigénigénnyel, az oldott oxigén tartalommal és az összes szervesanyag tartalommal mutatott korrelációt (6. ábra). González-Trujillo és mtsai. (2020) kimutatták az Orinoco vízgyűjtőjének területén, hogy a foszfor koncentráció hatással volt a kovaalga együttesekre. B-Béres és mtsai. (2016) a tápanyagok közül a nitrát koncentrációt, valamint a vízhozamot és az oldott oxigén tartalmat emelték ki szignifikáns változókként (a vízhőmérséklet, a pH és a kolonizációs idő mellett), amik befolyásolták a kovaalga együttes fejlődését alföldi kisvízfolyásban, a Tóció-patakban.

6.1.1.2 Az IPS index (vízminőség)

A Duna vízminősége az IPS index alapján legtöbbször a 'jó' tartományban volt a 3 évben gyűjtött mintáink alapján. Arra, hogy csak a kiegyenlítettebb vízjárású 2011-es és 2012-es évben találtunk 'kiváló' minőségű mintákat, magyarázatot adhat Ács és Kiss (1993b) megfigyelése. Azt tapasztalták, hogy a Duna vízhozamának emelkedése bizonyos határig ($100 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ -os emelkedésig) kedvez az algapopulációnak (egyedszám növekedés). Ilyenkor egyrészt nem mosódnak ki a tápanyagok, amiket aztán a bevonatban élő algák hasznosítani tudnak. Másrészt nem érvényesül az intenzív ($400 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ -nál nagyobb vízhozam emelkedéssel járó) áradásokkor fellépő erőteljes nyíróerő sem, ami kárt tehet a bevonatban. Harmadrészt a nagyobb áradásokkal együtt járó lebegőanyag transzport leárnyékoló hatása sem akadályozza a fitobentosz fejlődését. Szemes (1966) megfigyelése szerint nagy vízhozam esetén emelkedik a víz lebegőanyag tartalma, ezzel együtt csökken a víz átlátszósága, ami visszaveti az algák fejlődését. Ez kedvezőtlen ökológiai körülményeket von magával.

6.1.1.3 Az IPS index, a kovaalga ökológiai csoportok és a környezeti változók kapcsolata

Mozgásra képes kovaalga ökológiai csoport

A kovaalga ökológiai csoportok CV% értékei alapján azt mondhatjuk, hogy a Duna vizsgált szakaszán a 3 év során a mozgásra képes kovaalgákat befolyásolta legkevésbé a – kis vízfolyásokhoz képest nagy vízhozammal jellemzett – folyóvízi környezet, ez alatt az időszak alatt a mintáinkban arányukban nem következett be jelentős változás (6. táblázat). Ez egybevág azokkal az irodalmi adatokkal, melyek szerint az aktív helyváltoztatásra képes kovaalga csoport jól alkalmazkodott az olyan környezethez, ahol számottevő a víz áramlásából fakadó stressz mértéke (Stenger-Kovács és mtsai. 2013, Wu és mtsai. 2019). Wang és mtsai. (2019) azt figyelték meg, hogy a Jangce teljes hosszában a „gyorsabb” mozgásra képes kovaalgák domináltak a legtöbb helyen a bevonatban. Ács és mtsai. (2020) is azt tapasztalták a Szigetközben végzett vizsgálataik során, hogy a rehabilitációt biztosító vízhozam emelkedés a mozgásra képes kovaalga csoport arányának növekedését eredményezte. Ennek a kovaalga csoportnak a negatív korrelációját tapasztaltuk a lebegőanyag tartalommal. Nemcsak a tápanyagban szegény mikrohabitatokról tudnak eljutni tápanyagban gazdagabb helyekre (Johnson és mtsai. 1997), hanem a fénylimitált helyekről is a fényrel jobban ellátottra (Consalvey és mtsai. 2004). Fénylimitált környezetet a megnövekedett lebegőanyag tartalom is idézhet elő (Szemes 1966, Lange és mtsai. 2011).

Az aktív helyváltoztatásra képes bevonatlakó kovaalgák foszfát koncentrációval és a kémiai oxigénigénnyel mutatott szignifikáns pozitív kapcsolatát az irodalmi eredmények csak részben támasztják alá. Passy (2007) vizsgálatában a mozgásra képes fajok abundanciája növekedett a tápanyag gradiens mentén. Berthon és mtsai. (2011) azt találták, hogy ez a csoport abundánsabb volt a magas táp- és szervesanyagtartalommal terhelt vizekben. B-Béres és mtsai. (2016) azonban ezzel ellentétes eredményt kaptak. A mozgásra képes csoport negatív korrelációját figyelték meg a nitrát, valamint az ortofoszfát tartalommal.

A mozgásra képes csoport és az IPS enyhe negatív korrelációját mutattuk még ki (9. táblázat). Vagyis a mozgásra képes kovaalgák nagy relatív abundanciája rosszabb vízminőségre utalhat. Berthon és mtsai. (2011) vizsgálatában például ez a csoport abundánsabb volt a magas táp- és szervesanyagtartalommal terhelt vizekben. Továbbá számos esetben tapasztaltak a tájhasználat és a mozgásra képes csoport aránya között szignifikáns összefüggést, ugyanis a mozgásra képes taxonok különösen alkalmasak az intenzív tájhasználat következtében megnövekedett talajerózió, feliszapolódás kovaalga közösségekre gyakorolt hatásának kimutatására (Bahls és mtsai. 1992, Fore és Grafe 2002, Smucker és Morgan 2010). Következésképpen, minél

intenzívebb a tájhasználat, annál rosszabb az ökológiai állapot, és minél jelentősebb a természetes partszakaszok degradációja, annál fogékonyabbak a partok az erózióra. Ennek következménye lehet, hogy megnő a mozgásra képes fajok száma, hiszen ezek a fajok képesek elvándorolni a degradált helyekről.

Alacsony profilú ökológiai kovaalga csoport

Az alacsony profilú kovaalga ökológiai csoport CV% értéke alapján a környezet 'labilisnak' bizonyult, relatív abundanciája meglehetősen fluktuált a vizsgálati periódus folyamán (6. táblázat). Továbbá a várttal ellentétben egyik környezeti változóval sem mutatott összefüggést (9. táblázat). Noha az irodalmi adatok alapján az alacsony profilúak relatív abundanciája nő a vízhozam emelkedésével (Passy 2007, Wu és mtsai. 2019, Wang és mtsai. 2022), nagy folyókban a vízhozam erőteljes megváltozása a bevonat időről időre történő összeomlását és rekolonizációját okozza, így ezek a sztochasztikus folyamatok gyakran nehezé teszik egyértelmű összefüggések feltárását (Ács és Kiss 1993a).

Az IPS index a kovaalga ökológiai csoportok közül csak az alacsony profilú kovaalgákkal korrelált szignifikánsan (9. táblázat). Ez összhangban van Berthon és mtsai. (2011) eredményével, miszerint az alacsony profilú kovaalgák abundánsabbak voltak a kisebb trofitású és szerves szennyezettségű vizekben.

Magas profilú kovaalga ökológiai csoport

A magas profilú kovaalga ökológiai csoport CV% értéke az alacsony profilúakéhoz hasonlóan 'labilis', változékony környezetre utalt (6. táblázat).

Vizsgálatunkban csupán a magas profilú csoport reagált negatívan a szervesanyag tartalommal. Ennek az lehet a magyarázata, hogy a magas profilú taxonok közvetlenebb kapcsolatban vannak a környezetükkel, így jobban ki vannak téve a szennyezésnek (Rimet és Bouchez 2011). Továbbá, ezek a taxonok sokkal érzékenyebbek a nagy vízsebességből fakadó nyírórőre (Biggs és mtsai 1998, Wu és mtsai. 2019, Wang és mtsai. 2022). Passy (2007) vizsgálatában is ez az algacsoport jelent meg nagyobb egyedszámmal ott, ahol a vízsebesség kicsi volt. Stenger-Kovács és mtsai. (2013) szerint a gyakori áradások a magas profilú taxonok arányának csökkenését okozzák. Vizsgálatainkban a magas profilú csoportnak szignifikáns negatív kapcsolata volt a lebegőanyag tartalommal és a zavarossággal. Azokban az időszakokban, amikor a Dunán nagy áradások vonultak végig, megemelkedett a lebegőanyag tartalom, akadályozva ezzel azt, hogy kellő mennyiségű fény jusson az algák számára a fotoszintézishez

(Szemes 1966). Lange és mtsai. (2011) megállapították, hogy a magas profilú taxonok csökkent fényintenzitás mellett nem képesek növekedni, és ezek a taxonok abundánsabbak voltak, amikor sem a tápanyag, sem a fény nem volt limitálva. Állításaik szerint a fény hatása a legjelentősebb a közösség összetételére. Hill és mtsai. (2009) ugyancsak azt tapasztalták, hogy a fénynek jelentősebb hatása van az algaközösség szerkezetére, mint a foszforral való ellátottságnak. Továbbá, noha a magas profilú taxonok képesek kolóniákat képezni, ami forrás kihasználás szempontjából előnyt jelent (Berthon és mtsai. 2011), ezek a kolóniák a folyóban összeomlanak nagyobb mennyiségű lebegőanyag tartalom hatására.

Vizsgálatunkban a magas profilú ökológiai csoport nem korrelált az IPS indexszel. Béres és mtsai. (2014) sem kaptak összefüggést az általuk alkalmazott vízminősítő index (IPSITI) valamint a négy kovaalga ökológiai csoport arányának változása között.

Planktonikus kovaalga ökológiai csoport

A foszfát koncentráció a planktonikus csoporttal mutatott a legjelentősebb kapcsolatot (negatív korreláció). Továbbá, a planktonikus csoport korrelált a legtöbb környezeti változóval szignifikánsan (9. táblázat). Arányuk a bevonatban jelentős negatív összefüggést mutatott a vízhozammal, a vízsebesség csökkenésével a folyó egyre inkább lerakja a szállított „részecskéket”, ilyenkor a planktonikus algák is nagyobb valószínűséggel ülepednek ki a bevonatban.

A kovaalga ökológiai csoportok mutattak némi kapcsolatot a tápanyagokkal (9. táblázat), úgy tűnik azonban, hogy ezek a korrelációk nem teljesen megbízhatóak, nem teljesen homogén környezetre utaltak (6. táblázat). Például a magas profilú csoporttól azt vártuk, hogy (pozitív) kapcsolatot fog mutatni a tápanyagokkal, de nem így történt. A hipotéziseinkkel ellentétben az alacsony profilú csoport sem a tápanyagokkal, sem a fizikai tényezőkkel nem korrelált. A kovaalga ökológiai csoportokkal ellentétben az IPS stabilabbnak bizonyult.

6.1.1.4 Fajösszetétel

Eutróf folyó lévén nem meglepő a mozgásra képes kovaalga fajok folyamatosan nagy fajszáma a Duna bevonatában, illetve, hogy közülük két faj – *Nitzschia dissipata* és *Nitzschia inconspicua* – mind a négy évszakban dominánsként fordult elő, több, a *Nitzschia* nemzetségbe tartozó faj pedig szubdominánsként, hiszen képesek a magasabb tápanyag tartalmú helyek felé vándorolni (Passy 2007, Rimet és mtsai. 2012). A mindegyik évszakban domináns *Amphora*

pediculus az alacsony profilú csoportba tartozik. Tapasztalataink alapján közönséges fajnak tekinthető a Dunában. Tápanyag preferenciáját illetően azonban megoszlanak a vélemények. Gottschalk és Kahlert (2012) szerint a tápanyagban gazdagabb helyeket kedveli, mások szerint ellenben a tápanyagban szegényebb környezeteket szereti jobban (Veraart és mtsai. 2008). Rimet és mtsai. (2012) is úgy írtak erről a fajról, mint amelyik nagy vízsebességhez (az aljzaton „elterülő” rögzülési stratégiája miatt) és alacsony tápanyag tartalomhoz alkalmazkodott.

6.1.2 Keresztszelvény vizsgálatok

6.1.2.1 Környezeti változók

A keresztszelvény vizsgálataink során a 2014-es gyűjtéskor a szelvény mentén mért környezeti változók homogén környezetre utaltak (11. táblázat). Ez alapján feltételeztük a keresztszelvény homogenitását a környezeti változókra nézve a 2012-es és a 2013-as évben is. A Duna keresztszelvényében mért környezeti változók értékeiben nem voltak jelentős eltérések.

6.1.2.2 Az IPS index

Eredményeink alapján azt mondhatjuk, hogy a mozgásra képes csoport érzékeny az aljzat típusára, míg az IPS index kevésbé érzékeny. Ez azért fontos, mert egy olyan nagy folyó esetében, mint amilyen a Duna, a forrástól a torkolat felé haladva az aljzat típusa változik (pl. a magyarországi szakasz felső részén köves, míg az alsó részén nehezen találunk kovaalga gyűjtésre alkalmas követ, helyette pl. makrofitonról vagy kagylóról tudunk gyűjteni). Következésképpen, ahhoz, hogy az ökológiai állapotértékelés eredményei összehasonlíthatóak legyenek, egy olyan indexre van szükség, amely nem túl érzékeny az aljzat típusára.

Vizsgálataink során azt tapasztaltuk, hogy addig, amíg az ökológiai csoportok arányaiban jelentős különbségek mutatkoztak, az IPS index értékeiben nem. Az index értékei a legtöbb esetben 'jó'/'közepes' határ felett voltak (8., 9. ábra, 12. táblázat). Az elsősorban a tápanyagellátottságra érzékenyített IPS értékek nem jelezték azokat a különbségeket, amelyeket az ökológiai csoportok. Ezért a térbeli vizsgálataink alapján azt a következtetést vontuk le, hogy az ökológiai csoportok a vízfolyások hidromorfológiai változásait jól visszatükröző metrikák elemei lehetnek, míg a kovaalga indexek a tápanyagtartalom megváltozásait mutatják elsősorban. Az IPS index kellően robusztus ahhoz, hogy alkalmas legyen nagy folyók ökológiai állapotértékelésére.

6.1.2.3 Kovaalga ökológiai csoportok

Keresztszelvény vizsgálatunkban az alacsony profilúak aránya a partok mentén magasabb volt, mint nagyobb mélységekben (8., 9. ábra). A parti zónában erőteljesebb a hullámverés, és mivel több alacsony profilú kovaalga is teljes felületével rögzül a bevonatban, ezek itt jobban ellen tudnak állni a nyíróerőnek, mint pl. a magas profilúak.

A magas profilú csoport relatív abundanciái voltak a legkisebbek, különösen 2012-ben (8. ábra), amikor különböző aljzattípusokról gyűjtöttünk. Egy olyan nagy folyó (folyam) esetében, mint amilyen a Duna is, ahol a vízsebesség mindig nagy, és ezáltal mindig jelentős nyíróerővel kell számolni, ez nem meglepő (Biggs és mtsai 1998, Gosh és Gaur 1998). Továbbá, a partoknál a hullámozgás a bentonikus algák fejlődésének szempontjából kulcstényezőnek számít (Bondar-Kunze és mtsai. 2015), az aljzatokat erőteljesen görgeti.

A hosszú kocsonyanyéllal rendelkező magas profilú taxonok nem képesek ellenállni ennek a „tördelő” hatásnak (Passy 2007). Leira és mtsai. (2015) szerint azonban a magas profilú taxonoknak előnyük lehet azokon a helyeken, ahol az üledék újraszuszpendálódása következtében alacsony a fényintenzitás, megjegyzendő bár, hogy Leira és mtsai. (2015) ezt a jelenséget alpesi tavakban tapasztalták. Ugyanakkor a mi vizsgálatunkban a magas profilú csoport esetében ennél egy finomabb „trendet” figyelhettünk meg a keresztszelvény mentén: ez az ökológiai csoport a mélyebb zónákban nagyobb mennyiségben volt jelen, mint közvetlenül a partok mentén (9. ábra). Ennek magyarázata lehet, hogy a folyó mélyebb részein, a mederfenék közelében lassabb áramlás és erőteljesebb eltemetődés figyelhető meg. Ezt támaszthatja alá az is, hogy különböző aljzatok különböző mikrohabitátokat hoznak létre, ahol a vízsebesség egyik mikrohabitattól a másikig lelassul. A vízoszlopok mélyebb rétegei is ilyen habitatoknak tekinthetők (Dussart 1992).

A mozgásra képes csoport esetében kapott CV% értékek, és a mozgásra képes csoport relatív abundanciája sokkal kisebb volt 2013-ban, amikor a mintákat csak kőről (tehát azonos típusú aljzatról) gyűjtöttük (12. táblázat). Passy (2007) úgy találta, hogy a mozgásra képes csoport relatív abundanciája jelentősen nagyobb volt az epipelonban. Azzal magyarázza mindezt, hogy az instabil epipelonban az algák gyakran betemetődnek, ami a mozgásra képes fajoknak kedvez. A planktonikus csoport aránya is jellegzetes „eloszlást” mutatott a keresztszelvény mentén. Ennek a csoportnak a relatív abundanciái általában nagyobbak voltak a keresztszelvény mélyebb zónáiban, ami annak az eredménye, hogy itt a vízsebesség valamelyest lassult (Dussart 1992). Emiatt ezek a többnyire sugaras szimmetriájú kovaalgák könnyebben kiülepednek a

bevonatba és onnan nehezebben is mosódnak ki. 2012-ben ennek a csoportnak az aránya mindegyik mintában sokkal nagyobb volt, mint a nagyobb vízhozamú 2013-as évben.

6.1.2.4 Fajösszetétel

A hároméves periódusú vizsgálatunkhoz hasonlóan a keresztshelvények mentén is az *Amphora pediculus* szinte mindegyik mintában domináns volt a *Cocconeis euglypta* mellett (8. a, b és c ábra). Magas arányukat vélhetően a tapadási stratégiájuknak köszönhetik, amely megóvjá őket a jelentős nyíróerő okozta kimosódástól (Passy 2007).

6.1.3 Kagylóhéjakon végzett vizsgálataink

6.1.3.1 IPS index

Amíg a kovaalga ökológiai csoportok heterogén környezetre utalnak (noha nem volt az), addig az IPS homogénre, ahogyan a keresztshelvény vizsgálatunkban is tapasztaltuk (13. táblázat). Eredményeink megerősítették azt a megállapításunkat, hogy az IPS index kellően robusztus ahhoz, hogy alkalmas legyen nagy folyók ökológiai állapotértékelésére, a traitek kiválasztásában azonban körültekintően kell eljárni, mert kevés az ismeretünk még arra vonatkozóan, hogy melyik trait milyen környezeti változásokra milyen válaszokat ad. Semmiképpen nem javasolt a fajalapú index helyettesítése trait alapúval.

6.1.3.2 Kovaalga ökológiai csoportok

A mi vizsgálatunkban a két domináns ökológiai csoport közül (magas profilú és mozgásra képes) a magas profilú csoport ért el nagyobb arányokat (13. ábra), hasonlóan ahhoz, amit Lange és mtsai. (2011) találtak, akik szerint a magas profilúak jobban nőnek nagyobb fényintenzitás mellett.

Az alacsony profilú és a planktonikus csoportok relatív abundanciáiból számított CV% értékek 'szélsőségesen változékony' környezetre, közege utalnak. Azaz, az ökológiai csoportok közül ez a kettő bizonyult legérzékenyebbnek az aljzathatásra (az aljzatkülönbségekre). A magas profilú és a mozgásra képes csoportok esetében is nagyok voltak a CV% értékek, ezek is egyértelműen heterogén, szélsőségesen változékony környezetre utalnak (13. táblázat), annak ellenére, hogy a tápanyag, a fényintenzitás és a vízsebesség szempontjából a környezet, amelyben fejlődtek, egyértelműen homogénnek tekinthető.

6.1.3.3 Fajösszetétel

A legnagyobb taxonszámot a kisméretű, a legkisebb taxonszámot pedig a nagyméretű kagylóhéjakon tapasztaltuk. Ez ellentmond a szakirodalmi eredményeknek. Patrick (1967) az aljzat méretének a kovaalga közösség szerkezetére gyakorolt hatását vizsgálta, és azt találta, hogy az aljzat növekedésével nőtt a taxonszám is. Hozzá hasonlóan Luttenton és Baisden (2006) is azt állapították meg, hogy a kisebb méretű, aljzatként szolgáló csempéket kevesebb faj népesítette be, mint a nagyobbakat. Több mintánkban (a közepes méretű, csiszolt felületű minták kivételével) a *Diatoma vulgaris* érte el a legnagyobb dominanciát, tehát azokban is, amelyekben a kagylóhéjakat tartalmazó lemez kihelyezését követő egy hét elteltével nyertük le a bevonatot a héjak felszínéről. Ács és mtsai. (2000) a kolonizációs kísérletükben arról számoltak be, hogy a kolonizáció első hetében a Duna gödi szakaszának sodorvonalába helyezett homokfűtt, mattított üveglemezen fejlődött bevonatot a *Diatoma vulgaris* erős dominanciája jellemezte. A mi vizsgálatunkban viszont nemcsak a kolonizációs időszak első hetében, hanem a kagylóhéjak kihelyezését követő negyedik hétben is magas relatív abundanciákat ért el a *Diatoma vulgaris*, ellenben Ács és mtsai. (2000) kísérletében ekkor már a kolonizáció későbbi fázisában előforduló fajok jellemezték a mintáikat (*Melosira varians*, *Nitzschia dissipata*). Elképzelhető, hogy más áramlási viszonyok jellemezték az általuk elvégzett kísérlet idejét, és más viszonyok a kagylóhéjas vizsgálatunk idejét. Ács és mtsai. (2000) kísérletének ideje alatt a Dunát alacsony vízállás jellemezte (ilyenkor a lebegőanyagok jobban le tudnak ülepedni), melynek során „háborítatlanul” fejlődhetett ki érett bevonat. Vizsgálatunkban a kagylóhéjakat tartalmazó lemez Budapest Zöldszigete mellett a Duna erős sodrású szakaszán volt. Lehetséges, hogy itt a lebegőanyag is akadályozhatta az algák megtelepedését (Francoeur és Biggs 2006).

6.2 Budapest hatása a Duna bentonikus kovaalga közösségére

6.2.1 Környezeti változók – vízminőség

A városiasodás vízminőségre gyakorolt hatása erőteljesebben változhat, mint a hidrológiára vagy a geomorfológiára gyakorolt hatása.

A JDS rendszeresen felméri a Duna ökológiai állapotát, hidromorfológiai, vízkémiai és biológiai vonatkozásban egyaránt (fitoplankton, fitobentosz, makrofita, makrozoobentosz, halak (ICPDR, JDS). Ezek az adatok lehetőséget nyújtanak arra, hogy nyomon kövessük a vízminőség alakulását az évek folyamán, és hogy összevethessük a mi adatainkkal. A JDS1-hez (2001) képest a JDS3 (2013) (Hamchevici és mtsai. 2014) során az összes nitrogén és a

foszfor koncentrációja csökkent a Dunában. A jelenlegi méréseink alapján pedig ez a trend azóta is folytatódik. A nitrát, a foszfát, a kloridion és a szulfát koncentrációk, valamint a vezetőképesség szintén kisebbek. A tápanyag tartalom alapján becsült vízminőség a Dunában az elmúlt néhány évtizedben javult, elsősorban a szennyvíztisztító üzemek létesítése eredményeként.

Jelenleg három fő szennyvíztisztító telep üzemel Budapesten: az Északi-, a Dél-Pesti és a Központi Szennyvíztisztító Üzem. A legrégebbi az Északi-Pesti Szennyvíztisztító Üzem, amely 1980 óta működik. Ezek az üzemek mechanikai, biológiai és kémiai tisztítást végeznek (Fővárosi Csatornázási Művek Zrt., Fővárosi Vízművek Zrt.).

Naponta átlagosan 500000-600000 m³ szennyvíz érkezik ezekre a telepekre, ahol a szennyvíz 95%-a biológiai kezeléssel megy keresztül [Fővárosi Csatornázási Művek Zrt. Pte Ltd., Szennyvízkezelés, online]. Az adataink alapján a Budapest feletti és a Budapest alatti helyek sem a tápanyagok (nitrit, nitrát, foszfát, összes nitrogén, foszfor) koncentrációját tekintve, sem pedig az elemek koncentrációját tekintve nem különböztek egymástól szignifikánsan (11. a és b ábra). Ez a szennyvíztisztító telepek működésének hatékonyságára vezethető vissza. Kovács és mtsai. (2015) kombinált klaszter analízist és diszkriminancia analízist végeztek a környezeti változókon (vízhozam, pH, vezetőképesség, víz hőmérséklet, kémiai és biológiai oxigénigény, oldott oxigén, Cl⁻¹, SO₄²⁻, HCO₃⁻, Mg²⁺, Ca²⁺, Na⁺, K⁺, NH₄⁺, NO₂⁻, NO₃⁻, összes nitrogén, foszfát, összes foszfát, összes lebegőanyag, *a*-klorofill) és megállapították, hogy a szennyvíztisztítóknak köszönhetően Budapest felett és alatt a környezeti változók homogén csoportot alkotnak.

Napjainkra azonban nyilvánvalóvá vált, hogy a szerves mikroszennyezők (pl. gyógyszermaradványok) és a testápoló termékek komoly kockázatot jelentenek a vízi ökoszisztémákra, illetve, hogy a hagyományos szennyvíztisztító berendezések ezeknek a szennyezéseknek az eltávolítására csupán csekély mértékben képesek (Bolong és mtsai. 2009).

6.2.2 Az IPS index

Az IPS kovaalga index összességében a legtöbb esetben 'jó' ökológiai állapotot (18 esetben) jelzett (az Ács és mtsai. (2015b) által indítványozott vízminősítő határokat (3. táblázat) és a 23-as hidromorfológiai – amelyikhez a vizsgált Duna-szakaszunk tartozott – típust figyelembe véve). A legnagyobb IPS értékeket a Budapest feletti, jobb parti mintákban kaptuk (egyik-másik minta megközelítette a 'kiváló' ökológiai állapotot); pusztán egyetlen esetben volt 12 ('jó'/'közepes' határ) alatt, amikor a Budapest alatti minták is csak 'közepes' állapotot jeleztek.

Az IPS értékei a bal parton voltak a legalacsonyabbak (13. ábra). 'Közepes' minősítést főként az 'észak, bal parti' és a 'dél, jobb parti' helyeken tapasztaltunk. A JDS3-ban (a JDS3 jelentésben meghatározott vízminősítési határok alapján) még 'közepes' állapotú volt Budapest térsége, Budapest feletti magasabb, Budapest alatti alacsonyabb IPS értékekkel (Makovinská és mtsai. 2014). A JDS4-ben pedig – ugyancsak Budapest feletti magasabb, Budapest alatti alacsonyabb IPS értékekkel – már 'jó' ökológiai állapotra utalt mindkét vizsgált folyószakasz. A JDS4 előtt (jelen vizsgálat) pedig azt tapasztaltuk a 2018-as gyűjtésünkön, hogy a JDS3-hoz képest a Budapest feletti és alatti Duna-szakasz egyaránt jobb minősítést ért el, noha a Budapest alatti szakasz ekkor még a 'közepes' osztályba esett. (A JDS3-ra 2013 augusztusában és szeptemberében került sor, a JDS4-re pedig 2019 júliusában.)

6.2.3 Traitek

A vizsgált nyári időszakban a Budapest környéki Duna-szakasz epilitonjának domináns fajai az alábbi traitekbe tartoztak: alkalofil, béta-mezoszaprób, eutróf, toleráns N-autotróf, oxybiont vagy közepes oxigénigényű, alacsony profilú csoport (17-21. ábrák). Az eutróf csoport aránya a Budapest feletti jobb parton volt a legkisebb (21. ábra), azaz ahol a legelhanyagolhatóbb volt a tájhasználat mértéke. Szintén a tájhasználat mértékével hozható összefüggésbe a magas oxigénigényű polioxybiont csoportba (19. ábra) tartozó fajok, a 'nano' méretűek (15. a ábra) és az alacsony profilú fajok (15. b ábra) magas aránya ugyanezen mintavételi helyen. Ugyanakkor a bal parton volt a legnagyobb az aránya a fakultatív és az obligát N-heterotróf fajoknak (17. ábra). Az alacsonyabb oxigénigényű fajok inkább a Budapest alatti mintákban voltak magasabb relatív abundanciával jelen, mint a Budapest felettekben (19. ábra).

Szinte az összes mintánkban az alacsony profilú kovaalgák voltak a legabundánsabbak. A második legabundánsabb csoport a mozgásra képes kovaalgák csoportja volt, ami az 'észak, bal parti' mintákban dominánsabbá vált. A magas profilú taxonok csupán egy mintában értek el 5%-nál magasabb dominanciát (12,75% a '0730 'észak, bal part'' jelzetű mintában). Mivel a vizsgált Duna-szakasz eutróf volt (ezt a környezeti változók és az eutróf taxonok aránya is visszatükrözte), az ökológiai csoportok arányainak alakulása sokkal inkább hidromorfológiai okokra vezethető vissza, semmint a tápanyagok koncentrációjára. A legtöbb alacsony profilú taxon eutróf volt. Ez is ellentmond annak a hipotézisnek, miszerint az alacsony profilú fajok a nagyon alacsony tápanyag koncentrációjú helyekhez alkalmazkodtak. A görgetett hordalék gyakori elgördülése megakadályozhatja a vastag és összetett biofilm kialakulását.

Ehhez hasonlóan, a fentebb bemutatott vizsgálatainkban is azt tapasztaltuk (gödi és zöldszigeti), hogy az ökológiai csoportok az aljzat, valamint a vízhozamban bekövetkező változások hatását tükrözik vissza. A Dunában végzett vizsgálatunkban a magas profilú fajoknak szintén kisebb volt a relatív abundanciája, mint az alacsony profilúaknak és a mozgásra képes taxonoknak, mivel nem képesek ellenállni a nagy vízsebesség és a vízszintingadozásokból fakadó zavarásnak.

A magas profilú fajok a magas lebegőanyag tartalom és zavarosság okozta csökkent fényintenzitás mellett sem tudtak fejlődni. A magas profilú csoporttal ellentétben az alacsony profilú gyakoribb volt az árnyékosabb helyeken.

A planktonikus csoport kiülepedése hidromorfológiai okokra vezethető vissza, semmint a vízminőségben bekövetkező változásra (Ács és Kiss 1993b). A planktonikus fajok a víztározókhoz közeli folyószakaszokban, továbbá az érett biofilm késői szukcessziós állapotában, vagy lelassult vízáramlás mellett még a bevonatban is nagy mennyiségben fordulhatnak elő (Ács és mtsai. 2000, Ács és mtsai. 2003). Vizsgálatunkban ezek a fajok (*Discostella pseudostelligera*, *Stephanodiscus minutulus*, *Cyclostephanos invisitatus*, *Cyclotella atomus* var. *gracilis*) a Budapest alatti mintákban voltak nagyobb arányban.

Az ökológiai csoportok mellett a sejtméret is gyakran használt trait. A sejtméret szignifikánsan befolyásolja a fiziológiai aktivitást (pl. a növekedést, metabolizmust), és meghatározza a fajoknak azon képességét, hogy zavarás után milyen hamar képesek újra fejlődésnek indulni (Lange és mtsai. 2011). A vizsgálatunkban a 'nano' méretű kovaalgák a Budapest feletti szakaszon voltak nagyobb arányban, míg Budapest alatt relatív abundanciájuk csökkent a más mérettartományba tartozó taxonok javára. Különösen a 'nagyon nagy' méretű fajok voltak többen (15. a ábra). A kisebb méretek a nagyobb felület-térfogat arány miatt a tápanyag limitált környezetben nyújtanak előnyt, továbbá éppen emiatt nagyobb hatékonyságot biztosít a tápanyagért folytatott versenyben, tápanyag-limitált környezetben. Ezzel szemben a nagyobb méretű sejtek változó tápanyag kondíciók mellett jelenthetnek előnyt, mivel nagyobb mennyiségű tápanyag raktározására alkalmas vakuólum található a sejten belül, amely a sejt térfogatához képest meglehetősen nagyméretű (Litchman és mtsai. 2010).

Vannak olyan, fiziológiai tulajdonságokhoz kötődő traitek (pl. nitrogén felvételi képesség), amelyek mérése bonyolultabb, és amelyek faji bélyegek, nem pedig egész nemzetség szintjén nyilvánulnak meg. Ezek azonban egyértelműen összefüggésbe hozhatók a környezeti változókkal, és így alkalmazhatók a vizek ökológiai állapotfelmérésében (pl. a nitrogén-heterotróf kovaalgák aránya segítséget nyújt a szerves nitrogén szennyezések kimutatásában

Peterson és Porter 2002). Ilyen metrikákat (pl. az eutrófok, a nitrogén-autotrófok, a nitrogén-heterotrófok, a halofil fajok aránya) alkalmaznak vízfolyások vízminőségbecslésében az Amerikai Egyesült Államokban (NAWQA Program) (Hambrook és Porter 2004).

Vizsgálatunkban a toleráns nitrogén-autotrófok aránya a Budapest alatti mintákban nőtt meg. Ezek a kovaalgák hasznosíthatják a szervesen kötött nitrogént, de magas koncentrációig képesek tolerálni a szervesen kötött nitrogént (van Dam és mtsai. 1994), magas relatív abundanciájuk pedig jelezheti a nagyobb tápanyagterhelést. A Gore-patakban (Gore Creek, Colorado, USA) a szervesen kötött nitrogén koncentrációjának emelkedésével (amit a szennyvíztisztító üzem kifolyó vize okozott) megnőtt a nitrogén autotróf kovaalgák mennyisége (Wynn és mtsai. 2001). Az 'észak, bal parti' mintáinkban megnőtt a nitrogén heterotróf kovaalgák relatív abundanciája (miközben a toleráns nitrogén autotrófok dominánsak maradtak). A fakultatív nitrogén heterotróf kovaalgák képesek feldolgozni a szerves nitrogént, biztosítva ezáltal a sejtek működéséhez szükséges energiát, valamint a nitrogén metabolizmusukhoz szükséges tápanyagokat (van Dam és mtsai. 1994, Peterson és Porter 2002). Ebből kifolyólag a nitrogén heterotrófok relatív abundanciája gyakran nő zavaros folyókban (vagy árnyékolt vízfolyásokban), amelyekben nagyobb mennyiségben található szervesen kötött nitrogén (Peterson és Porter 2002).

A trofitási adaptációs stratégiák közül az eutróf volt a domináns, de aránya szignifikánsan kisebb volt az 'észak, jobb parti' mintáinkban, mint a többiben (21. ábra). A Yellowstone-folyó medencéje esetében az eutróf és nitrogén indikátorok jobban jelezték a trofikus körülményeket, mint a mért tápanyag koncentrációk (Peterson és Porter 2002). Általában a Yellowstone-folyó teljes hosszán kisebbek voltak a tápanyag koncentrációk (összes nitrogén: 0,3–0,4 mg l⁻¹ és összes foszfor: 0,016–0,038 mg l⁻¹). Azonban az eutróf, valamint nitrogén indikátor kovaalgák aránya a folyó középső és a főbb mellékfolyók betorkollásánál viszonylag nagy volt (Peterson és Porter 2002, Berkman és Porter 2004). Magas nitrát terheléseket kapott a folyó, ami a nitrogén autotrófok emelkedett relatív abundanciájában nyilvánult meg. Ez pedig szorosan kapcsolódott az eutróf kovaalgák relatív abundanciájához (Peterson és Porter 2002).

A polyoxybiont taxonok és a közepes oxigénigényű kovaalgák relatív mennyisége egymással ellentétesen változott (19. ábra). Ez a tájhasználat intenzitásának hatását jelezhetette. A szaprobitás erősen kötődik az oxigénigényhez. Azokban az esetekben, amelyekben egy fajról mindkét trait ismert volt, az oligoszaprób fajok mindegyike polyoxybiont oxigénigényű traitbe tartozott, a béta-mezoszapróbok többnyire oxybiontok és a legtöbb alfa-mezoszaprób taxon közepes oxigénigényű volt.

Számos taxon elterjedését nem a csökkenő szaprobitás limitálta, hanem csupán a szennyezettség mértéke. Ebből kifolyólag azoknak a taxonoknak a relatív aránya, amelyek nem tudnak ellenállni a nagy szervesanyag szennyezésnek, jól használhatók az ilyen jellegű szennyezések detektálására. Azoknak a taxonoknak a jelenléte pedig, amelyek jól tolerálják a szerves szennyezést, nem mindig jelzi a szervesanyag szennyezést (van Dam és mtsai. 1994).

6.2.4 Ökológiai állapot a kovaalga együttes és a traitek alapján

Noha a környezeti változók nem mutattak különbséget a mintavételi helyek között, a bentonikus kovaalga közösségek egyértelműen jelezték a nagyváros hatását. Számos vizsgálat szerint a kovaalga közösségek jobban indikálják a vízminőségben bekövetkezett változásokat, mint a környezeti változók. Ennek oka, hogy ők hosszabb időn keresztül vannak kitéve a környezeti tényezőknek, így sokkal valószínűbb, hogy a valóságos viszonyokat tükrözik vissza, szemben a pillanatnyi kémiai vízmintákkal (Makovinská és mtsai. 2014, Carayon és mtsai. 2019). Szczepocka és Szulc (2009) szintén azt a megállapítást tették, hogy a biológiai vizsgálatok megbízhatóbb információt nyújtanak, mint a fiziko-kémiai mérések. Utóbbit ugyanis befolyásolhatja a mintavételt megelőző, időben rövidtávú szennyezés, míg az előbbi csoportra kevésbé kifejezett a hatása.

6.2.5 Fajösszetétel

A kovaalga együttesek fajösszetételében mutatkozó szignifikáns különbségek a mintavételi helyek közötti tájhasználat eltérő mértékével hozhatók összefüggésbe.

A legdominánsabb fajok közül az *Achnanthydium delmontii* és az *Amphora inariensis* voltak a tájhasználatnak legkevésbé kitett hely ('észak, jobb part') jellemző fajai. Lange-Bertalot és mtsai. (2017) azt írták az *Amphora inariensis*ről, hogy „Krammer és Lange-Bertalot (1986) szerint az oligotróf, antropogén hatásoktól mentes, közepes elektrolit tartalmú állóvízű helyeket kedveli, de többféle környezetben megtalálható, néha a közepesen terhelt élőhelyeken is”. Az előbbi megállapítás megmagyarázza, hogy miért a Budapest feletti, jobb parti (Szentendrei-szigeti) mintáinkban volt kiemelkedő a relatív abundanciája, utóbbi pedig azt, hogy a Dunában is előforduló kovaalga taxon. 'Mikro' méretű, alacsony profilú faj.

A Budapest feletti bal part egyfajta átmenetet képzett a legkevésbé érintett ('észak, jobb part') és az erősen terhelt Budapest alatti helyek között. Itt olyan fajok váltak jellemzővé, amelyek toleránsabbak a trofikus és/vagy a szaprobikus körülményekkel szemben (Lange-Bertalot és mtsai. 2017) (*Amphora pediculus*, *Nitzschia inconspicua*, *Navicula antonii*). Az *Amphora*

pediculus a Dunának egy domináns faja (Makovinská és mtsai. 2014, Ács és Kiss 1993a). A három éven keresztül, Gödnél gyűjtött mintáinkban is domináns volt. Ebben a vizsgálatban pedig a Budapest alatti mintákban is előfordult kisebb arányban. A Budapest alatti, leginkább szennyezett helyek domináns fajai a *Cocconeis euglypta*, a *Navicula cryptotenella* és a *Navicula tripunctata* voltak, amelyek tápanyaggal terhelt vizek jellemző fajai (Lange-Bertalot és mtsai. 2017).

6.3 Egy invazív kovaalga faj, az *Achnanthydium delmontii* Pérès, Le Cohu & Barthès

2012 gyors terjedése a Dunában és mellékfolyóiban

6.3.1 Az *Achnanthydium delmontii* taxonómiai leírása

Az *Achnanthydium* nemzetség képviselői nagymértékű morfológiai változatosságot és fenotípusos plaszticitást mutatnak, és az egész világon sokszor nagy fajszámmal, abundánsan és gyakran megtalálhatók a bevonatban (Martín és mtsai. 2010, Novais és mtsai. 2015, Miao és mtsai. 2020). Az *Achnanthydium* taxonok határozása azok kis mérete, és a kovaalga flóra elégtelen ismerete miatt nehézkes. Mindazonáltal a faj alapú identifikáció kétségtelenül precízebb állapotértékelést tesz lehetővé (Ponader és Potapova 2007). Az *Achnanthydium* nemzetség általunk vizsgált mintákban tapasztalt előfordulásai is azt támasztják alá, hogy a faj szintű határozás és az új taxonok felfedezése messze nem elhanyagolható tényező a megbízható ökológiai állapotfelmérésekhez és vízkezeléshez (Miao és mtsai. 2020).

A dolgozatomban bemutatott populációk (2. és 3. képtábla) nagyfokú egyezést mutatnak az ADMO eredeti leírásában szereplő populációval (Pérès és mtsai. 2012). Az *Achnanthydium delmontii*-nek számos tulajdonsága elméletileg lehetővé teszi ugyan a pontos határozását még fénymikroszkópban is, bár monorafés szerkezete (a frusztulum két valvája különbözik egymástól) miatt adódhatnak nehézségek, különösen akkor, amikor alacsony egyedszámmal fordul elő az adott mintában, továbbá, ha a határozást végző személy kevés taxonómiai tapasztalattal rendelkezik. A morfológiailag hozzá hasonló achnanthoid taxonok ugyancsak bonyolíthatják a beazonosításukat.

Vagyis az ADMO a valva körvonala és a stria mintázata alapján jó fajismerettel rendelkező taxonómus számára fénymikroszkóppal is biztonságosan határozható, az elektronmikroszkópos ellenőrzés azonban hozzájárulhat a határozás pontosságához. A DNS metabarcódos vizsgálatok és a nagy teljesítményű szekvenálások költséghatékony módon járulnak hozzá a kovaalgák taxonómiai azonosításához (Nistal-García és mtsai. 2021, Tapolczai és mtsai. 2021). A mikroszkópos határozás nyomán kapott relatív abundanciák jó egyezést mutattak a

metabarcódos elemzés eredményével, ez tehát további alapot jelent a jövőben az invázió alfafajok inváziós útvonalainak és mintázatainak feltárásához.

6.3.2 Az *Achnanthydium delmontii* megjelenése és terjedése

A Duna a rendszeres nemzeti és nemzetközi monitoring programoknak (pl. Joint Danube Survey) köszönhetően világszerte az egyik legjobban kutatott víztest. A Duna fitobentoszát 1984-ben kezdték el rendszeresen vizsgálni (Ács 1988, 1998, Ács és Kiss 1991, 1993a, 1993b). Évtizedeken át ugyanaz a csoport vizsgálta a biofilm összetételét, és ezáltal kapott róla egy átfogó képet. Sőt, a tartós preparátumok lehetővé tették, hogy a 2013 előtt gyűjtött mintákban is újra meg tudjuk vizsgálni a fajokat. Az 1984 és 2014 közötti mintákban nincs feljegyzés az ADMO előfordulásáról a Duna magyarországi szakaszán.

Az általunk megvizsgált eddigi mintákban, amelyekben előfordult az ADMO, egyszer sem ért el 5%-nál nagyobb relatív abundanciát a Dunában 2018 előtt. Úgy tűnik, azóta folyamatosan nő a dominanciája a bevonatban. Továbbá, azóta a Duna mellékfolyóiban is elkezdett dominánssá válni, nevezetesen a Drávában, a Szávában és a Tiszában (24. ábra).

Amennyiben – és erre utal hőmérsékleti optimuma is (16. táblázat) – feltételezhetjük, hogy a vizeink átlaghőmérsékletének emelkedése segítette elő az ADMO terjedését, akkor szét fog terjedni a déli régióból, a Mediterráneumból, és benépesíti a bevonatot a folyó alsó szakaszától a felső szakaszáig (Slyenko és mtsai. 2002, Panov és mtsai. 2009). Valójában azonban különböznek egymástól a terjedési mintázatok. Az ADMO terjedési mintázata egy ún. 'downstream' mintázatot mutat, azaz, először a Duna felső szakaszán találtuk meg, ahol gyakorivá és abundánssá vált. Később a folyó középső szakaszán is láthatóan megnőtt a relatív abundanciája, az alsó szakaszon viszont egyelőre még ritka. Ebből szépen látszik, hogy a Duna egy fontos inváziós útvonal Európában, északról dél felé, illetve nyugattól kelet felé. A folyóvízi bióta szempontjából a vízfolyás iránya a meghatározó (Panov és mtsai. 2009).

A kisméretű, mikroszkopikus mikroorganizmusok terjedésének és dominanciájának áttekintése szükségszerűen meglehetősen korlátok közé szorul, amely főként a mintavételi gyakoriságtól függ. A taxonok terjedéséről csak a standard monitorozási pontok tudnak (több-kevesebb) információt adni –feltételezve, hogy a taxonok azonosítása mindig helyes. A nagy sejt méretű *Didymosphenia geminata*-tól eltekintve, az inváziós kovaalgák többsége kicsi és nehezen határozható. Sőt, nagy részüket csupán nem régen írták le, a kis méretük miatt.

Ahhoz, hogy megjósoljuk a taxonok jelenlegi terjedésének hatásait és irányait, fontos a rendszeres vizsgálata. Eredményeink alapján arra következtetünk, hogy az ADMO nemcsak,

hogy el fogja foglalni a Duna további szakaszait, hanem a fitobentosz közösségének domináns tagjává is fog válni.

6.3.3 Az ADMO autökológiája és a társfajok

A fajnak az általunk megbecsült környezeti preferenciái (16. táblázat) egyeznek a korábbi publikációkban szereplő eredményekkel, amik szerint az ADMO a meszes, eutróf, közepes-magas elektrolit tartalmú vizeket kedveli (Pérès és mtsai. 2012, Falasco és mtsai. 2016, Peeters és Ector 2018). A környezeti változókat Pérès és mtsai. (2012) mutatták be a legrészletesebben. 11 helyre (ahol megtalálták az ADMO-t) és 26 fizikai-kémiai változóra adták meg a minimum és maximum értékeket. Ezek közül összesen 14 változót tudtunk összehasonlítani a mi változóinkkal. Az általunk vizsgált változók becsült optimuma (beleértve a toleranciát is) általában a Pérès és mtsai. (2012) által vizsgált változók tartományába estek (12 változó esetében). Ezek az alábbiak voltak: vezetőképesség, pH, összes szerves anyag, oldott oxigén, hőmérséklet, összes foszfor, nitrátion, Ca^{2+} , Na^+ , HCO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- .

Csupán a Mg^{2+} és a K^+ értékek mutattak jelentős különbséget ahhoz képest, amit Pérès és mtsai. (2012) mértek. Vizsgálatunk alapján a magnézium ionra jelentősen magasabb optimumot állapítottunk meg (opt = 30.2 mg l⁻¹, tol = 4.5 mg l⁻¹), míg Pérès és mtsai. (2012) csak 9,4 mg l⁻¹ maximális értéket definiáltak. A felszíni vizek magnézium tartalma fontos tényező, ami főként a mederanyagtól függ. A kálium értékek a magnéziuméhoz hasonlókat mutattak, magasabb értékeket definiáltunk, mint Pérès és mtsai. (2012), akik 1,1 mg l⁻¹ és 3,7 mg l⁻¹ szélsőértékeket kaptak. Ezzel szemben az általunk becsült optimum 4,7 mg l⁻¹ volt, 0,4 mg l⁻¹ tolerancia értékkel. A kálium magasabb szintje a tájhasználatlaltal és szennyvíz terheléssel függhet össze (Skowron és mtsai. 2018).

Vizsgálatunk szerint a faj hőmérsékleti optimuma 21,8 °C, és az ADMO relatív abundanciája a nyáron gyűjtött mintákban volt magasabb, szemben a tavaszi és őszi mintákkal. Az elmúlt évtizedben a Duna vizének átlaghőmérséklete fokozatosan emelkedik (Duleba és mtsai. 2014, Dokulil és mtsai. 2014, 2018, Abonyi és mtsai. 2018). Ez kedvezhet más, nem őshonos kovaalga fajok megjelenésének és elszaporodásának. Ilyen faj például a *Skeletonema potamos* kovaalga a fitoplanktonban (Duleba és mtsai. 2014). Lehetséges, hogy az ADMO terjedésének is az emelkedő hőmérséklet biztosít kedvező körülményeket. További megfigyelések alátámaszthatják a melegebb víz preferenciáját, mint amilyen például a magyarországi Duna középső szakaszán található atomerőmű hűtővízkibocsátása környékén tapasztalt tömeges megjelenése. Ez a hőszennyezés szempontjából különleges habitatnak számít. Valószínűleg

2015-ben jelent itt meg a faj. Öt évvel később már több, mint 90% volt a relatív abundanciája a hűtővízkibocsátás közelében. Ez az állandó és folyamatos hőszennyezés lehetővé teszi az ADMO elszaporodását. Falasco és mtsai. (2016) azt állapították meg, hogy a hőmérséklettel (tavasztól őszig) párhuzamosan nőtt az ADMO relatív abundanciája, dominánssá vált a bevonatban, esetenként szinte a 70%-ot is elérte.

Ami a társfajokat illeti, ahol az ADMO dominált a bevonatot (a relatív abundanciája minimum 5% volt), a legtöbb társfaj eutróf, béta-mezoszaprób, olykor alfa-mezoszaprób volt (Van Dam és mtsai. 1994). Ez egybevághat a fizikai-kémiai megfigyelésekkel. Az *Amphora pediculus*, *Achnanthydium minutissimum*, *Navicula cryptotenella* gyakori társfajok voltak, amikor az ADMO erőteljes dominanciát ért el (Pérès és mtsai. 2012). Falasco és mtsai. (2016) úgy írtak az ADMO-ról, mint ami az Argentina nevű vízfolyás legdominánsabb és leggyakoribb faja. Amikor az ADMO-t dominánssnak találták, az *Achnanthydium pyrenaicum* és az *Amphora pediculus* voltak még dominánsak a bevonatban.

6.3.4 Az SBC index és az ADMO kovaalga közösségre gyakorolt hatása

Az SBC indexet (Helyspecifikus Biológiai Szennyezési Index, Site-specific Biological Contamination index) a JDS1 kezdete óta alkalmazzák a vízi makrofitonok és makrogerinctelenek esetében. A JDS2 óta már a halak esetében is használják (Csányi és mtsai. 2021, Liška 2021). A halak és vízi makrogerinctelenek esetében az SBC index általában azt jelzi, hogy invazív taxonok szempontjából a mintavételi helyek többsége erősen vagy súlyosan szennyezett, továbbá az SBC index általában folyamatosan nő a Dunában (Csányi és mtsai. 2021). Fitobentosz esetében a mi munkánkban került sor első ízben az SBC index használatára. Ezzel a kovaalga invázió mértékét próbáltuk megbecsülni. A kapott SBC értékek (0,01-0,62) nemcsak a legjobban „fertőzött” helyeket mutatják, hanem az új inváziós fajok kezdeti megjelenését is. Az ADMO relatív abundanciája és az SBC index értékei közötti erős korreláció autokorreláció, mivel az SBC nagyban függ az ADMO-tól, mint a legabundánsabb inváziós fajtól. Kisebb mértékű, de ugyancsak szignifikáns pozitív korreláció volt az ADMO logaritmizált relatív abundanciái és az SBC index értékei között, amikor az ADMO-t kihagytuk a számolásból (26. ábra). Messze vagyunk még attól, hogy megértsük az élővilág közösség szintű, funkcionális reakcióit az olyan folyamatos hatásokra, mint az invázió (Cuthbert és Briski 2021). Az itt bemutatott eredmények azonban mutathatják, hogy a folyóvízi fitobentosz közösség az inváziós folyamatok állandó terhe alatt van. Az SBC index hatékony eszköznek bizonyult az édesvizekben elterjedő invazív fajok jelenlétének és abundanciájának becslésében.

Az SBC-vel kapcsolatos eredményeink SBC-referenciaként szolgálhatnak a kovaalga invázió és az ehhez kapcsolódó ökológiai állapot változásának kimutatásához. Eredményeink azt is mutatják, hogy – más inváziós fajokhoz hasonlóan (Vilá és mtsai. 2011, Poland és mtsai. 2021), amelyeknek az ökoszisztémára nézve negatív és olykor visszafordíthatatlan hatásai vannak (fajkihalás, biodiverzitás veszteség) – az ADMO megjelenése és terjedése szignifikáns változásokat okoz a Duna fitobentoszában, a kovaalga közösség szerkezetében (27. ábra).

Munkánk az ADMO Dunában való hirtelen és gyors terjedésének első bizonyítéka. Ez a faj gyorsan domináns tagjává vált a folyó fitobentosz közösségének, átalakítva annak szerkezetét. Az ADMO a magasabb vízhőmérsékletet kedveli, ami felhívhatja figyelmünket a globális felmelegedéssel való lehetséges kapcsolatára. Azonban terjedése „downstream” mintázatot mutat – amely ellentétes a feltételezett inváziós úttal (a Mediterráneumból Észak-Európa irányába) –, ez rávilágít arra, hogy a Duna fontos inváziós útvonal Európában.

7. Tézisek

1.) Az ökológiai állapotértékelés során gyakran használt kovaalga index (IPS) és a kovaalga ökológiai csoportok összehasonlítása a Duna esetében

A Dunában végzett vizsgálatok alapján rámutattam, hogy a kovaalga ökológiai csoportok elsősorban a hidromorfológiai hatások igazolására alkalmasak, és nem adnak megbízható információt a tápanyag-tartalomról. A fitobentosz esetében az ökológiai csoport alapú állapotértékelés nagy vízhozamú folyók esetében nem helyettesítheti a taxon alapút.

2.) Budapest hatása a Duna bentonikus kovaalga közösségére

Megállapítottuk, hogy a főváros hatása a szennyvíztisztításnak köszönhetően a víz fizikai-kémiai állapotának meghatározására szolgáló környezeti változók tekintetében nem mutat jelentős különbséget sem az észak-déli irányultsága, sem a partok szerint. A statisztikai elemzés során kapott különbségeket elsősorban a vízjárással lehetett összefüggésbe hozni.

Azonban a környezeti hatásokat hosszabb távon integráló bevonatlakó kovaalga fajösszetétel alapján, valamint a kovaalga ökológiai csoport kivételével a kovaalga traitek (sejtméret, a pH, a N-adaptáció, a szaprobitás, a trofitás, az oxigénigény szerinti traitek) alapján a Budapest feletti és a Budapest alatti minták, illetve a jobb és a bal parti minták eltérő környezetre utaltak. A traitek közül azonban az ökológiai csoportok alapján elsősorban a part szerint váltak el a minták, ami megerősíti ennek a kovaalga jellegnek hidromorfológiai stresszorfüggését. Az urbanizáció hidromorfológiai hatásait a kovaalga ökológiai csoportok tükrözték, míg a tápanyag terhelést elsősorban a fajösszetétel.

3.) Egy invazív kovaalga faj, az *Achnanthidium delmontii* Pérès, Le Cohu & Barthès 2012 gyors terjedése a Dunában és mellékfolyóiban

Elsőként mutattuk ki a faj dunai jelenlétét, így magyarországi előfordulását is.

Felhívtuk a figyelmet a faj inváziós jellegére, elsőként használva a fitobentosz esetében az SBC indexet, megbecsülve ezzel az invázió mértékét is. Rávilágítottunk a faj elterjedése és a globális felmelegedés következtében felszíni vizeink átlaghőmérsékletében tapasztalható növekedés közötti összefüggésre. Továbbá felhívtuk a figyelmet a faj pontos meghatározásához szükséges morfológiai bélyegekre is, ami egy domináns faj esetében azért fontos, mert az ökológiai állapotértékelés faja alapú, a fajok ökológiai igénye eltérő lehet, így a minősítés eredményét nagymértékben befolyásolhatja a hibás meghatározás.

8. Összefoglalás

Kutatásaimat három nagy kérdéskör köré csoportosítottam. 1) Vizsgáltam, hogy mennyiben válthatná ki a faj alapú ökológiai állapotértékelést a trait alapú a fitobentosz élőlénycsoport esetében. Ehhez a módszereket úgy választottam meg, hogy a Dunában jelenlévő két legfontosabb stresszor (tápanyag- és hidromorfológiai stresszor) hatásait tudjam tanulmányozni. Három éven át havonként vettem bevonat mintát a Dunából Gödnél, melynek során a hidrológiai körülmények és a tápanyagkínálat is változott. Továbbá keresztshelvény mentén is végeztem vizsgálatokat, ugyancsak Gödnél, ekkor a hidromorfológiai különbségek hatását tudtam tanulmányozni (kémiai szempontból a shelvény homogénnek bizonyult). Egy hónapon át tartó kísérletsorozatban pedig kagylóhéjakon növesztett bevonatot vizsgáltam Budapestnél, amikor is mind a hidromorfológiai körülmények, mind pedig a fizikai-kémiai változók tekintetében azonos feltételek voltak, a különbség az aljzatok méretében és felületi érdességében volt. Mindezen vizsgálatok eredményei alapján megállapítható volt, hogy míg a faj alapú metrika (IPS index) jól korrelált számos fizikai-kémiai változóval, addig a traitek csak laza, sőt gyakran egymásnak ellentmondó összefüggéseket adtak. Ugyanakkor az ökológiai csoportok fontos kiegészítői lehetnek a bentonikus közösség hidromorfológiai stresszorokra adott válaszreakcióinak a vizsgálatához. Az a véleményem, hogy a Duna esetében a trait alapú megközelítés nem helyettesítheti a taxon alapú megközelítést az ökológiai állapotértékelés során. 2) Ezt a megállapítást erősítették meg a Budapest térségében végzett vizsgálataim is. Itt az elsődleges cél az volt, hogy feltárjam a nagyváros okozta terhelés hatását a kovaalga közösség fajösszetételére és funkcionális traitjeire. Sem a vizsgált fizikai-kémiai komponensek, sem pedig a kovaalga index értékeiben nem tapasztaltam jelentős különbségeket. Ugyanakkor a tájhasználat hatása megmutatkozott az index értékeiben (a tájhasználatnak legkevésbé kitett mintavételi helyen volt a legnagyobb az értéke). A traitek közül az ökológiai csoportok alapján elsősorban a part szerint váltak el a minták, ami megerősíti ezen kovaalga jelleg hidromorfológiai stresszorfüggését. 3) A harmadik nagy kérdéskör egy invázió kovaalga fajnak, az *Achnanthes delmontii*-nek a Dunában való gyors terjedésének a tanulmányozására irányult. A fajról részletes taxonómiai leírást is közöltem. Megfigyeltem a faj szétterjedését, egyben hazai vizeinkben történő, tömegessé váló megjelenését, amelyben kulcsfontosságú szerepe van a Dunának, mint inváziós útvonalnak. A faj autökológiai tulajdonságai alapján alkalikus, magasabb hőmérsékletű, alacsonyabb vezetőképességű és magasabb tápanyagtartalmú vizeket kedvelő faj. Az SBC index értékei széles tartományt fedtek le. A patakok esetében alacsonyak voltak, legnagyobb értékét a Dunában érte el, Paksnál.

Summary

I grouped my research around three major questions. 1) I investigated to what extent the species-based ecological status assessment could be replaced by trait-based approach in case of phytobenthos. For this, I chose the methods in such a way that I could study the effects of the two most important stressors (nutrient and hydromorphology) present in the Danube. For three years, I took benthic diatom samples from the Danube at Göd every month, during which the hydrological conditions and nutrient supply also changed. Furthermore, I also carried out investigations along cross section of the Danube, also at Göd, where I was able to study the effect of hydromorphological differences (from a chemical point of view, the section proved to be homogeneous). In a series of experiments lasting a month, I examined benthic diatoms grown on mussel shells in Budapest, when both hydromorphological conditions and physico-chemical variables were the same, the difference was in the size and surface roughness of the substrates. Based on the results of all these studies, it could be established that while the species-based metric (IPS index) correlated well with many physico-chemical variables, the traits only gave loose and often contradictory correlations. At the same time, ecological groups can be an important addition to the study of benthic community responses to hydromorphological stressors. My opinion is that in the case of the Danube, the trait-based approach cannot replace the taxon-based approach during the ecological status assessment. 2) This finding was also confirmed by my investigations in the Budapest area. Here, the primary goal was to explore the impact of urban pressures caused on the species composition and functional traits of the diatom community. I did not experience any significant differences in the values of the examined physico-chemical components or the diatom index. At the same time, the effect of land use was reflected in the values of the index (the value was the highest in the sampling location least exposed to landscape use). Among the traits, based on the ecological groups, the samples were separated mainly according to the bank, which confirms the hydromorphological stressor dependence of this diatom trait. 3) The third major issue focused on the study of the rapid spread of an invasive diatom species, *Achnanthyidum delmontii*, in the Danube. I have also made a detailed taxonomic description of the species. I have observed the spread of the species, as well as its mass appearance in Hungarian waters, in which the Danube plays a key role as an invasion route. Based on the autoecological properties of the species, it is a species that prefers alkaline waters with higher temperatures, lower conductivity and higher nutrient content. The values of the SBC index covered a wide range. In the case of streams, they were low, reaching their highest value in the Danube near Paks.

9. Köszönetnyilvánítás

Ezúton szeretném megköszönni a segítséget:

Dr. Ács Évának, témavezetőmnek, aki lehetővé tette a kutatások elvégzését és a dolgozatom elkészítését, és mindenben támogatót.

Dr. Makk Juditnak és Dr. Karches Tamásnak, hogy bírálatukkal segítették a dolgozatom végső formájának elkészítését.

Dr. Turányi Tamásnak, Dr. Jánosi Imrének, Dr. Galács Andrásnak, Dr. Kiss Ádámnak, az ELTE Környezettudományi Doktori Iskola jelenlegi és korábbi vezetőinek, akik lehetővé tették, hogy a doktori iskola keretein belül végezhessem munkámat.

Dr. Kiss Keve Tihamérnak, aki hasznos tanácsaival segítette a dolgozatomhoz kapcsolódó kutatási eredmények értékelését.

Dr. Buczkó Krisztinának, aki a kovaalga fajok határozásában nyújtott segítséget, továbbá szakmai tanácsokkal látott el.

Dr. Báldi Andrásnak, Dr. Szathmáry Eörsnek, valamint Dr. Engloner Attilának és Dr. Végvári Zsoltnek, akik lehetővé tették, hogy az Duna-kutató Intézetben (Vízi Ökológiai Intézet) végezhessem a doktori munkámat.

Dr. Bácsiné-Béres Viktóriának, aki a határozási alapismeretek elsajátításában nyújtott gyakorlati segítséget.

Dr. Duleba Mónikának, Földi Angélának, Pozderka Virágnak, akikre kollégaként és barátként számíthattam.

Dr. Csányi Bélának, Dr. Grigorszky Istvánnak és Szekeres Józsefnek a szakmai, valamint a mintavételekben nyújtott támogatásukért.

Dr. Tóth Bencének és Dr. Dobosy Péternek, akik a vízkémiai vizsgálatokat végezték.

Dr. Bódis Erikának, aki lehetővé tette, hogy bekapcsolódjunk a kagylóhéjakon végzett vizsgálatába.

Maglódi Ágnesnek, aki a laboratóriumi munkák elvégzésében segített.

Családomnak pedig köszönöm a végtelen türelmet és a kitartó támogatást.

10. Irodalomjegyzék

Abonyi A., Ács É., Hidas A., Grigorszky I., Várbíró G., Borics G., & Kiss K. T. (2018): Functional diversity of phytoplankton highlights long-term gradual regime shift in the middle section of the Danube River due to global warming, human impacts and oligotrophication. *Freshwater Biology* 63(5): 456-472. <https://doi.org/10.1111/fwb.13084>

Ács É. (1988): A Duna bevonatlakó algáinak szezonális dinamizmusa Gödnél májustól novemberig. (Seasonal dynamism of the Danube' periphyton at Göd from May to November). *Hidrológiai Tájékoztató* 10: 8-10.

Ács É. (1998): Short-term fluctuations in the benthic algal compositions on artificial substratum in a large river (River Danube, near Budapest). *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen.* 26(4): 1653-1656. <https://doi.org/10.1080/03680770.1995.11901009>

Ács É., Bíró T., Berta C., Duleba M., Földi A., Grigorszky I., Hidas A., Knisz J., Korponai L. J., Trábert Zs., Vadkerti E., Buczkó K. (2020): Long-term changes of species composition and functional traits of epiphytic diatoms in the Szigetköz region (Hungary) of the Danube river. *Water* 12(3): 776. <https://doi.org/10.3390/w12030776>

Ács É., Borics G., Boda P., Csányi B., Duleba M., Engloner A., Erős T., Földi A., Grigorszky I., György Á. I., Kiss K. T., K. Szilágyi E., Lukács B. A., Nagy-László Zs., Pozderka V., Sály P., Szalóky Z., Szekeres J., Trábert Zs., Várbíró G. (2015a): Magyarország felszíni vizeinek ökológiai állapotértékelő módszerei. *Magyar Kémikusok Lapja* 70(11): 374-380.

Ács É., Borics G., Kiss K. T., Várbíró G. (2015b): Módszertani útmutató a fitobentosz élőlénycsoport VKI szerinti gyűjtéséhez, feldolgozásához és kiértékeléséhez. *Guidance for Hungarian Phytobenthos Monitoring.* pp. 69.

Ács É., Kiss K. T. (1991): Investigation of periphytic algae in the Danube at Göd (1669 river km, Hungary). *Algological Studies* 62: 47-67.

Ács É., Kiss, K. T. (1993a): Colonization processes of diatoms on artificial substrates in the River Danube near Budapest (Hungary). 307-315. - van Dam (szerk.): In Twelfth International Diatom Symposium. Springer, Dordrecht. *Hydrobiologia* 269: 270. DOI: 10.1007/BF00028029

Ács É., Kiss, K. T. (1993b): Effects of the water discharge on periphyton abundance and diversity in a large river (River Danube, Hungary). *Hydrobiologia* 249(1): 125-133. <https://doi.org/10.1007/BF00008849>

Ács É.; Kiss K. T., Szabó K., Makk J. (2000): Short-term colonization sequence of periphyton on glass slides in a large river (River Danube, near Budapest). *Acta Botanica Croatica* 100: 135-156.

Ács É., Szabó K., Kiss K. T., Hindák F. (2003): Benthic algal investigations in the Danube river and some of its main tributaries from Germany to Hungary. *Biologia* 58: 545-554.

Ács É., Szabó K., Kiss Á. K., Tóth B., Zárny Gy., Kiss K. T. (2006): Investigation of epilithic algae on the River Danube from Germany to Hungary and the effect of a very dry year on the algae of the River Danube. *Large Rivers* 16(3): 389-417. DOI: 10.1127/lr/16/2006/389

Alers-García J., Lee S. S., Spaulding S. A. (2021): Resources and practices to improve diatom data quality. *Limnology and oceanography bulletin* 30(2): 48-53. <https://doi.org/10.1002/lob.10433>

Allan J. D. (2004): Influence of land use and landscape setting on the ecological status of rivers. *Limnetica* 23(3-4):187-198. ISSN 0213-8409

Allan J. D., Castillo M. M. (2007): Primary producers. *Stream Ecology*. Springer, Dordrecht, p: 105-134.

Almeida S. F. P., Feio M. J. (2012): DIATMOD: diatom predictive model for quality assessment of Portuguese running waters. *Hydrobiologia* 695:185-197. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1110-4>

Anderson M. J., Walsh D. C. I. (2013): PERMANOVA, ANOSIM, and the Mantel test in the face of heterogeneous dispersions: what null hypothesis are you testing? *Ecological Monographs* 83: 557-574. <https://doi.org/10.1890/12-2010.1>

Arbačiauskas K., Semenchenko V., Grabowski M., Leuven R., Paunović M., Son M., Csányi B., Gumuliauskaitė S., Konopacka A., Nehring S., van der Velde G., Vezhnovetz V., Panov V. (2008): Assessment of biocontamination of benthic macroinvertebrate communities in European inland waterways. *Aquatic Invasions* 3(2): 211-230. <https://doi.org/10.3391/ai.2008.3.2.12>

Backhaus D. (1967): Ökologische Untersuchungen an den Aufwuchsalgen der obersten Donau und ihrer Quelleflüsse. *Archiv für Hydrobiologie Supplement* 30(4): 364-399.

Bahls L. L., Burkantis R., Tralles S. (1992): Benchmark biology of Montana reference streams. Department of Health and Environmental Science, Water Quality Bureau, Helena, Montana p:1-47

Belletti B., Rinaldi M., Buijse A. D., Gurnell A. M., Mosselman E. (2015): A review of assessment methods for river hydromorphology. *Environmental Earth Science* 73: 2079-2100. <https://doi.org/10.1007/s12665-014-3558-1>

Béres V., Török P., Kókai Zs., Krasznai E. T., Tóthmérész B., Bácsi I. (2014): Ecological diatom guilds are useful but not sensitive enough as indicators of extremely changing water regimes. *Hydrobiologia* 738(1): 191-204. <https://doi.org/10.1007/s10750-014-1929-y>

Béres V., Lukács Á., Török P., Kókai Z., Novák Z., Enikő T. Krasznai, Tóthmérész Béla, Bácsi I. (2016): Combined eco-morphological functional groups are reliable indicators of colonisation processes of benthic diatom assemblages in a lowland stream. *Ecological Indicators* 64: 31-38. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.12.031>

Berkman J. A. H., Porter S. D. (2004): An overview of algal monitoring and research in the U.S. Geological Survey's National Water Quality Assessment (NAWQA) Program. *Diatom* 20: 13-22. https://doi.org/10.11464/diatom1985.20.0_13

Berthon V., Bouchez A., Rimet F. (2011): Using diatom life-forms and ecological guilds to assess organic pollution and trophic level in rivers: A case study of rivers in south-eastern France. *Hydrobiologia* 673: 259–271. <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0786-1>

Biggs B. J. F., Goring D. G., Nikora, V. I. (1998): Subsidy and stress responses of stream periphyton to gradients in water velocity as a function of community growth form. *Journal of Phycology* 34: 598-607. <https://doi.org/10.1046/j.1529-8817.1998.340598.x>

Bolong N., Ismail A., Salim M., Matsuura T. (2009): A review of the effects of emerging contaminants in wastewater and options for their removal. *Desalination* 239: 229-246. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2008.03.020>

Bona F., Falasco E., Fenoglio S., Iorio, L., Badino, G. (2008): Response of macroinvertebrate and diatom communities to human-induced physical alteration in mountain streams. *River Research and Applications* 24: 1068-1081. <http://doi.org/10.1002/rra.1110>

Bondar-Kunze E., Tritthart H. T. (2015): The influence of short term level fluctuations and desiccation stress on periphyton development at a riparian zone of a large regulated river. *Fundamental and Applied Limnology* 186(4): 283-296. ISSN: 1863-9135

Borcard D., Gillet F., Legendre P. (2018). *Numerical ecology with R*. New York Springer 2, p: 688. DOI: 10.1007/978-1-4419-7976-6

Budapest Sewage Works Pte Ltd., Wastewater Treatment. Available online: http://www.fcsm.hu/en/services/wastewater_treatment/wastewater_treatment/ (accessed on 08 August 2022).

Budapest Waterworks, Route of Wastewater. Available online: https://www.vizmuvek.hu/en/company_information/water_supply_wastewater_drainage_and_treatment/wastewater_drainage_treatment/technology/route_of_wastewater (accessed on 08 August 2022)

Burliga A. L., Kociolek J. P. (2016): Diatoms (Bacillariophyta) in rivers. - Orlando Necchi J. R. (szerk.): River Algae, Springer, Cham, p: 93-128. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-31984-1>

Bursik H. (1964): Zur Untersuchungen des Aufwuchses auf Schwimmkörpern in der Donau im Raum von Wien. (Manuscript.)

Busnita T., Brezeanu G., Oltean M., Popescu-Marinescu V., Prunescu-Arion E. (1970): Monografia zonei portilor de fier. Editura Academiei Republicii Socialiste Romania, p: 266.

Cazaubon A. (1984): Effects of the regulation of the Haut-Tavignano River (Central Corsica) on the epilithic diatom community. Proceeding 8th International Diatom-Symposium, p: 355-365.

Carayon D., Tison-Rosebery J., Delmas F. (2019): Defining a new autoecological trait matrix for French stream benthic diatoms. Ecological Indicators 103: 650-658. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.03.055>

Cemagref C. (1982): Etude des Méthodes Biologiques Quantitatives d'appréciation de La Qualité des Eaux; Rapport Division Qualité des Eaux Lyon, Agence Financière de Bassin Rhône-Méditerranée-Corse: Pierre-Bénite, France, p: 1-218.

Cholnoky B. J. (1922): Adatok Budapest Bacillarieainak elterjedése ismeretéhez. (Beiträge zur Kenntnis der Verbreitung der Bacillarien von Budapest). Botanikai Közlemények 20: 66-79.

Cholnoky B. J. (1933): Analytische Benthos-Untersuchungen. III. Die Diatomeen einer kleinen Quelle in der Nähe der Stadt Vác. Archiv für Hydrobiologie 26: 207-254.

Ciugulea I., Potapova M. (2021): *Achnantheidium delmontii*. In Diatoms of North America. [WWW Document]. URL <https://diatoms.org/species/achnantheidiumdelmontii> (accessed 6.21.21).

Clarke K. R. (1993): Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18: 117-143. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x>

Consalvey M., Paterson D. M., Underwood G. J. C. (2004): The ups and downs of life in a benthic biofilm: migration of benthic diatoms. *Diatom Research* 19: 181-202.

Crossetti L.O., Bicudo D. d. C., Bini L. M., Dala-Corte R. B., Ferragut C., de Mattos Bicudo C. E. (2019): Phytoplankton species interactions and invasion by *Ceratium furcoides* are influenced by extreme drought and water-hyacinth removal in a shallow tropical reservoir. *Hydrobiologia* 831: 71-85. <https://doi.org/10.1007/s10750-018-3607-y>

Csányi B., Weiperth A., Zorić K., Bammer V., Borza P., Trichkova T., Weigand A., Cardoso A. C., Očadlík M., Bubíková K., Stanković I., Teodorov M., Botev I., Kenderov M., Hubenov Z., Paunović M. (2021): Invasive alien species (Chapter 10) - Igor Liška, Franz Wagner, Manfred Sengl, Karin Deutsch, Jaroslav Slobodník and Momir Paunović (szerk.): Joint Danube Survey 4 Scientific Report: A Shared Analysis of the Danube River. International Commission for the Protection of the River Danube, Vienna, Austria p: 93–106.

Coste M., Ayphassorho H. (1991): Etude de la qualité des eaux du bassin Artois-Picardie à l'aide des communautés de diatomées benthiques: application des indices diatomiques (Doctoral dissertation, irstea).

Coste M., Ector L. (2000): Invasive, exotic or rare diatoms in France: main observations during the last decades. *Syst. Geogr. Plants* 70: 373-400. <https://doi.org/10.2307/3668651>.

Cuthbert R. N., Briski E. (2021): Temperature, not salinity, drives impact of an emerging invasive species. *Scientific Total Environment* 780: 146640. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146640>.

Cüneyt N. S., Ács É. (2011): Water quality monitoring in European and Turkish rivers using diatoms. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 11: 329-337. <https://doi.org/10.4194/trjfas.2011.0218>

Detailed Gazetteer of Hungary, Dunakeszi. 2019. Available online: http://www.ksh.hu/apps/hntr.telepules?p_lang=HU&p_id=18616 (accessed on 17 October 2019).

Dokulil M. (2018): Climate warming affects water temperature in the River Danube and tributaries—present and future perspectives. *Geomorphologica et Slovaca Bohemica* 18: 57-63.

Dokulil M. (2014): Impact of climate warming on European inland waters. *Inland Waters* 4: 27-40. <https://doi.org/10.5268/IW-4.1.705>

Dömölki B., Krakkó D., Dobosy P., Trábert Zs., Illés Á., Stefán D., Székács András, Ács Éva, Záray, Gy. (2022): Sorption of selected pharmaceuticals on river benthic biofilms formed on artificial substrata. *Ecological Indicators* 138: 108837. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.108837>

Dudich E., Kol E. (1959): Kurzbericht über die Ergebnisse der biologischen Donauforschung in Ungarn bis 1957. (Danubian Hung. I.) *Acta Zool. Acad. Sci. Hung.* 5/3-4: 331-339.

Dudich E., Kol E. (1959): Kurzbericht über die Ergebnisse der biologischen Donauforschung in Ungarn bis 1957. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* 5: 331-339.

Duleba M., Ector L., Horváth Zs., Kiss K. T., Molnár L. F., Pohner Z., Szilágyi Zs., Tóth B., Vad Cs. F., Várbíró G., Ács É. (2014): Biogeography and phylogenetic position of a warm-stenotherm centric diatom, *Skeletonema potamos* (CI Weber) Hasle and its long-term dynamics in the River Danube. *Protist.* 165(5): 715-729. <https://doi.org/10.1016/j.protis.2014.08.001>

Dussart B. (1992): *Limnologie. L'étude des eaux continentales.* Boubée, Paris. p: 1-681.

Eaton A. D., Clesceri L. S., Rice E. W., Greenberg A. E. (2005): *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (21st ed.), APHA, AWW, WEF, Washington, DC

Economou-Amilli A. (1980): Periphyton analysis for the evaluation of water quality in running waters of Greece. *Hydrobiologia* 74(1): 39-48.

Ector L., Hlubikova D., Cejudo Figueiras C., Hoffmann L., Blanco Lanza S. (2017): Rare and exotic diatoms in the Duero River basin (NW Spain), with notes on their ecology and world distribution. *Scripta Botanica Belgica* p: 45.

Ector L., Kingston J. C., Charles D. F., Denys L., Douglas M. S. V., Manoylov K., Michelutti N., Rimet F., Smol J. P., Stevenson R. J., Winter J. G. (2002): Workshop Report. Freshwater diatoms and their role as ecological indicators. Proceedings of the 17th International Diatom Symposium, Ottawa, ON, Canada, 25–31 August 2002, p: 469-480.

Ertl M. és Tomajka J. (1973): Primary production of the periphyton in the littoral of the Danube. *Hydrobiologia* 42: 429-444.

European Commission. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23rd October 2000 Establishing a framework for Community action in the field of water policy. *Off. J. Eur. Communities* 2000, 327: 1-72.

European Committee for Standardisation. EN 13946 Water Quality. Guidance Standard for the Routine Sampling and Pretreatment of Benthic Diatoms from Rivers; European Committee for Standardisation: Brussels, Belgium, 2002, p: 1-18.

Falasco E., Piano E., Bona F. (2016): Diatom flora in Mediterranean streams: flow intermittency threatens endangered species. *Biodiversity and Conservation* 25: 2965-2986. <https://doi.org/10.1007/s10531-016-1213-8>

Falasco E., Piano E., Doretto A., Fenoglio S., Bona F. (2018): Lentification in Alpine rivers: patterns of diatom assemblages and functional traits. *Aquatic Sciences*, 80(4): 1-11.

Falkowski P. G., Barber R.T., Smetacek V.V. (1998): Biogeochemical controls and feedbacks on ocean primary production. *Science* 281: 200-207

- Faria D. M., Costin J. C., Tremarin P. I., Ludwig T. A. (2019): Temporal changes in biological traits of diatom communities in response to an oil spill in a subtropical river. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 91. <https://doi.org/10.1590/0001-3765201920170863>
- Fetzmann E. (1963): Studien zur Algenvegetation der Donau-Auen. *Archiv für Hydrobiologie, Supplement, Donauforschung* 27: 183-225. DOI:10.1127/agdonauforschung/1/1963/183
- Field C. B., Behrenfeld M. J., Randerson J. T., Falkowski P. (1998): Primary production of the biosphere: integrating terrestrial and oceanic components. *Science* 281: 237-240. <https://doi.org/10.1126/science.281.5374.237>
- Fidlerová D., Makovinská J. (2021): Phytobenthos (Chapter 7). - Igor Liška, Franz Wagner, Manfred Sengl, Karin Deutsch, Jaroslav Slobodník and Momir Paunović (szerk.): *Joint Danube Survey 4 Scientific Report: A Shared Analysis of the Danube River*. International Commission for the Protection of the River Danube, Vienna, Austria, p: 65-72.
- Fore L. S., Grafe C. (2002): Using diatoms to assess the biological condition of large rivers in Idaho (USA). *Freshwater Biology* 47: 2015-2037. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2002.00948.x>
- Francoeur S. N., Biggs B. J. F. (2006): Short-term effects of elevated velocity and sediment abrasion on benthic algal communities. *Hydrobiologia* 561: 59-69. <https://doi.org/10.1007/s10750-005-1604-4>
- Gelis M. M. N., Cochero J., Donadelli J., Gómez N. (2020): Exploring the use of nuclear alterations, motility and ecological guilds in epipellic diatoms as biomonitoring tools for water quality improvement in urban impacted lowland streams. *Ecological Indicators* 110: 105951. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105951>
- Ghosh M., Gaur J. P. (1998): Current velocity and the establishment of stream algal periphyton communities. *Aquatic Botany* 60: 1-10. [https://doi.org/10.1016/S0304-3770\(97\)00073-9](https://doi.org/10.1016/S0304-3770(97)00073-9)

González-Trujillo J. D., Pedraza-Garzón E., Donato-Rondon J. C., Sabater S. (2020): Ecoregional characteristics drive the distribution patterns of neotropical stream diatoms. *Journal of Phycology* 56(4): 1053-1065. <https://doi.org/10.1111/jpy.13005>

Gottschalk S., and Kahlert M. (2012): Shifts in taxonomical and guild composition of littoral diatom assemblages along environmental gradients. *Hydrobiologia* 694(1): 41-56. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1128-7>

Gower J. C. (1971): A general coefficient of similarity and some of its properties. *Biometrics* 27(4): 857-871. <https://doi.org/10.2307/2528823>

Gregg W. W., Rose F. L. (1982): The effects of aquatic macrophytes on the stream microenvironment. *Aquatic Botany* 14: 309-324. [https://doi.org/10.1016/0304-3770\(82\)90105-X](https://doi.org/10.1016/0304-3770(82)90105-X)

Grimm N. B., Faeth S. H., Golubiewski N. E., Redman, C. L., Wu J., Bai X., Briggs J. M. (2008): Global change and the ecology of cities. *Science* 319: 756–760. <https://doi.org/10.1126/science.1150195>

Grizzetti B., Pistocchi A., Liqueste C., Udias A., Bouraoui F., van de Bund W. (2017): Human pressures and ecological status of European rivers. *Scientific Report* 7: 205. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-00324-3>

Halász M. (1936): Adatok a soroksári Dunaág algavegetációjának ismeretéhez. (Daten zur Kenntnis der Algenvegetation des Soroksärer Donauarmes). *Botanikai Közlemények* 33(1): 139-181.

Halász M. (1937): A soroksári Dunaág Bacilláriái I. (Die Bacillariaceen der Soroksärer Donauarmes I.) *Botanikai Közlemények* 34: 202-222.

Hambrook Berkman J. A., Porter S. D. (2004): An overview of algal monitoring and research in the U.S. Geological Survey's National Water Quality Assessment (NAWQA) Program. *Diatom* 20: 13-22. https://doi.org/10.11464/diatom1985.20.0_13

Hamchevici C., Dumitrache F., Sena F., Umlauf G., Postolache C., Udrea I. (2004): General Physico-Chemical Parameters and Nutrients (Chapter 17) - Igor Liška, Franz Wagner, Manfred Sengl, Karin Deutsch and Jaroslav Slobodník (szerk.): Joint Danube Survey 3: A Comprehensive Analysis of Danube Water Quality. International Commission for the Protection of the Danube River: Vienna, Austria.

Hammer Ø., Harper D. A. T., Ryan P. D. (2001): PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 1-9.

Hein M. K., Koppen J. D. (1979): Effects of thermally elevated discharges on the structure and composition of estuarine periphyton diatom assemblages. *Estuarine and Coastal Marine Science* 9: 385-401. [https://doi.org/10.1016/0302-3524\(79\)90013-6](https://doi.org/10.1016/0302-3524(79)90013-6)

Heinonen P. (1984): Early warning of eutrophication in rivers by analysis of periphyton chlorophyll-a. - Pascal D., Edwards R. (szerk.): *Freshwater Biological Monitoring*, Pergamon Press, Oxford and New York, pp. 45–52. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-032313-8.50009-7>

Hering D., Carvalho L., Argillier C., Beklioglu M., Borja A., Cardoso A. C., Duel H., Ferreira H., Globevnik L., Hanganu J., Hellsten S., Jeppesen E., Kodeš V., Lyche A. S., Nöges T., Ormerod S., Panagopoulos Y., Schmutz S., Venohr M., Birka S. (2015): Managing aquatic ecosystems and water resources under multiple stress - an introduction to the MARS project. *Science of The Total Environment*. 503-504: 10–21. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.06.106>

Hindák F., Záhumenský L. (1983): Algenverzeichnis im tschechoslowakischen Donauabschnitt. *Archiv für Hydrobiologie Supplement* 68: 114-133. <http://doi.org/10.1127/agdonauforschung/7/1983/114>

Hillebrand H., Durselen C. D., Kirschtel D., Pollinger U., Zohary T. (1999): Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *Journal of Phycology* 35: 403-424. <https://doi.org/10.1046/j.1529-8817.1999.3520403.x>

Hill W. R., Fanta S. E., Roberts B. J. (2009): Quantifying phosphorus and light effects in stream algae. *Limnology and Oceanography* 54: 368-380. <https://doi.org/10.4319/lo.2009.54.1.0368>

Horner R. R., Welch E. B., Seeley R. M., Jacoby J. M. (1990): Responses of periphyton to changes in current velocity, suspended sediment and phosphorus concentration. *Freshwater Biology* 24: 2115-232. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1990.tb00704>

Hungarian Central Statistical Office. Gazetteer of Hungary 1 January 2018; Hungarian Central Statistical Office: Budapest, Hungary, 2018, p: 1-235.

International Commission for the Protection of the Danube River (ICPDR), Joint Danube Survey. 2019. Available online: <http://www.icpdr.org/main/activities--projects/joint--danube--survey> (accessed on 08 August 2022).

ISO 8467, 1993: Water Quality - Determination of Permanganate Index.

Johnson R. E., Tuchman N. C., Peterson C. G. (1997): Changes in the vertical microdistribution of diatoms within a developing periphyton mat. *Journal of the North American Benthological Society* 16: 503-519. <https://doi.org/10.2307/1468140>

Juris S. (1973): Quantitative Studien der Algenkomponente des Periphytons des tschechoslowakischen Teiles der Donau. - *Acta. Rev. Natur. Mus. Nat. Slov. Bratislava*, 19: 5-56.

Keck F., Vasselon V., Rimet F., Bouchez A., Kahlert M. (2018): Boosting DNA metabarcoding for biomonitoring with phylogenetic estimation of operational taxonomic units' ecological profiles. *Molecular Ecology Resources* 18: 1299-1309. <https://doi.org/10.1111/1755-0998.12919>

Kelly M. G., King L., Jones R. I., Barker P. A., Jamieson B. J. (2008): Validation of diatoms as proxies for phyto-benthos when assessing ecological status in lakes. *Hydrobiologia* 610(1): 125-129. <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9427-8>

Kelly M. G., Penny C. J., Whitton, B. A. (1995): Comparative performance of benthic diatom indices used to assess river water quality. *Hydrobiologia* 302(3): 179-188. <https://doi.org/10.1007/BF00032108>

Kiefer I., Odermatt D., Anneville O., Wüest A., Bouffard D. (2015): Application of remote sensing for the optimization of in-situ sampling for monitoring of phytoplankton abundance in a large lake. *Science of The Total Environment* 527-528: 493-506. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.05.011>

Kovács J., Kovács S., Hatvani I. G., Magyar N., Tanos P., Korponai J., Blaschke A. P. (2015): Spatial optimization of monitoring networks on the examples of a river, a lake-wetland system and a sub-surface water system. *Water Resources Management* 29: 5275–5294. <https://doi.org/10.1007/s11269-015-1117-5>

Krammer K., Lange-Bertalot H. (1986): Süßwasserflora von Mitteleuropa, Bd. 02/1: Bacillariophyceae, 1. Teil: Naviculaceae Naviculaceae. Süßwasserflora von Mitteleuropa 2/1 Naviculaceae, 1st ed. - Ettl H., Gerloff J., Heynig H., Mollenhauer D. (szerk.) VEB Gustav Fischer Verlag, Jena, Germany, p: 1-876.

Kröpfl K., Vladár P., Szabó K., Ács É., Borsodi A. K., Szikora S., Sergio Caroli, Zárny Gy. (2006): Chemical and biological characterisation of biofilms formed on different substrata in Tisza River (Hungary). *Environmental Pollution* 144(2): 626-631. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.01.031>

Lange-Bertalot H., Hofmann G., Werum M., Cantonati M. (2017): Freshwater Benthic Diatoms of Central Europe: Over 800 Common Species Used in Ecological Assessment. - Cantonati M., Kelly M. G., Lange-Bertalot H. (szerk.), Koeltz Botanical Books, Schmittchen-Oberreifenberg, Germany p: 1-942.

Lange K., Liess A., Piggott J. J., Townsend C. R., Matthaei C. D. (2011): Light, nutrients and grazing interact to determine stream diatom community composition and functional group structure. *Freshwater Biology* 56: 264-278. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2010.02492.x>

Lange K., Townsend C. R., Matthaei C. D. (2016): A trait-based framework for stream algal communities. *Ecology and Evolution* 6(1): 23-36. <https://doi.org/10.1002/ece3.1822>

Larras F., Coulaud R., Gautreau E., Billoir E., Rosebery J., Usseglio-Polatera P. (2017): Assessing anthropogenic pressures on streams: A random forest approach based on benthic diatom communities. *Science of the Total Environment* 586: 1101-1112. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.096>

Law R. J., Elliott J. A., Thackeray S. J. (2014): Do functional or morphological classifications explain stream phyto-benthic community assemblages? *Diatom Research* 29(4): <http://doi.org/10.1080/0269249X.2014.889037>

Lecointe C., Coste M., Prygiel J. (1993): “Omnidia”: Software for taxonomy, calculation of diatom indices and inventories management. *Hydrobiologia* 269: 509-513. <https://doi.org/10.1007/BF00028048>

Lecointe C., Coste M. & Prygiel J. (2008): OMNIDIA version 5.2 software for diatom-based water quality assessment. CDROM.

Leira M., Filippi M. L., Cantonati M. (2015): Diatom community response to extreme water-level fluctuations in two Alpine lakes: a core case study. *Journal of Paleolimnology* 53: 289-307. <https://doi.org/10.1007/s10933-015-9825-7>

Leland H. W., Porter S. D. (2000): Distribution of benthic algae in the upper Illinois River basin in relation to geology and land use. *Freshwater Biology* 44: 279-301. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2000.00536.x>

Liška I., Wagner F., Slobodník, J. (2008): Joint Danube Survey 2: Final Scientific Report. International Commission for the Protection of the Danube River, Vienna, Austria.

Liška I., Wagner F., Sengl M., Deutsch K., Slobodník J., Paunović M. (2021): Joint Danube Survey 4 Scientific Report: A Shared Analysis of the Danube River. International Commission for the Protection of the Danube River, Vienna, Austria.

Litchman E., de Tezanos Pinto P., Klausmeier C. A., Thomas M. K., Yoshiyama K. (2010): Linking traits to species diversity and community structure in phytoplankton. *Hydrobiologia* 653: 15-28. https://doi.org/10.1007/978-90-481-9908-2_3

Ludwig J. A., Reynolds J. F. (1988): *Statistical Ecology: a Primer on Methods and Computing*. John Wiley and Sons Inc, USA, 1.

Luttenton M. R., Baisden C. (2006): The relationship among disturbance, substratum size and periphyton community structure. *Hydrobiologia* 261: 111-117. https://doi.org/10.1007/1-4020-5070-4_8

Lytle D. A., Poff N. L. (2004): Adaptation to natural flow regimes. *Trends in Ecology and Evolution* 19: 94-100. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2003.10.002>

Macêdo R. L., Russo P., Corrêa R. F., Rocha O., dos Santos L. N., Branco C. W. (2021): The drifting dinoflagellate *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans 1925: fundamental niche shift during global invasion. *Hydrobiologia* 848(9): 2105-2117. <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04495-5>

Makk J., Ács É. (1996): Interaction between diatoms and bacteria in the biofilm of the River Danube. 31. Konferenz der IAD, Baja, Ungarn 1996: 109-114.

Makovinská J., Hlúbiková, D. (2014): Phytobenthos of the River Danube. - Liška I. (szerk.): *The Danube River Basin. The Handbook of Environmental Chemistry*, Springer, Berlin, Heidelberg 39: 317-340. https://doi.org/10.1007/698_2014_310

Makovinská J., Hlúbiková D., Fidlerová D. (2014): Phytobenthos (Chapter 6) - Igor Liška, Franz Wagner, Manfred Sengl, Karin Deutsch and Jaroslav Slobodník (szerk.): *Joint Danube*

Survey 3: A Comprehensive Analysis of Danube Water Quality. International Commission for the Protection of the Danube River: Vienna, Austria. ISBN: 978-3-200-03795-3

Marcel R., Agnès B., Rimet F. (2013): Influence of herbicide contamination on diversity and ecological guilds of river diatoms. *Cryptogamie, Algologie* 34(2): 169-183. <https://doi.org/10.7872/crya.v34.iss2.2013.169>

Martín G., Toja J., Sala, S. E., Fernández M. d. L. R., Reyes I., Casco M. A. (2010): Application of diatom biotic indices in the Guadalquivir River Basin, a Mediterranean basin. Which one is the most appropriated? *Environmental Monitoring and Assessment* 170: 519-534. <https://doi.org/10.1007/s10661-009-1254-5>

Mbao E. O., Gao J., Wang Y., Sitoki L., Pan Y., Wang B. (2020): Sensitivity and reliability of diatom metrics and guilds in detecting the impact of urbanization on streams. *Ecological Indicators* 116: 106506. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106506>

Miao, M., Li, Z., Hwang, E.-A., Kim, H.-K., Lee, H., Kim, B.-H., 2020. Two New Benthic Diatoms of the Genus *Achnantheidium* (Bacillariophyceae) from the Hangang River. Korea. *Diversity* 12, 285. <https://doi.org/10.3390/d12070285>

Moreira R. A., Rocha O., Santos R. M., Laudares-Silva R., Dias E. S., Eskinazi-Sant'Anna E. M. (2015): First record of *Ceratium furcoides* (Dinophyta), an invasive species, in a temporary high-altitude lake in the Iron Quadrangle (MG, Southeast Brazil). *Brazilian Journal of Biology* 75(1): 98-103. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.08013>

Nagelkerke N. (1991): A note on a general definition of the coefficient of determination. *Biometrika* 78(3): 691-692. <https://doi.org/10.2307/2337038>

Nistal-García A., García-García P., García-Girón J., Borrego-Ramos M., Blanco S., Bécares E. (2021): DNA metabarcoding and morphological methods show complementary patterns in the metacommunity organization of lentic epiphytic diatoms. *Science of The Total Environment* 786: 147410. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147410>

Novais M. H., Jüttner I., Vijver B. V. D., Morais M. M., Hoffmann L., Ector L. (2015): Morphological variability within the *Achnantheidium minutissimum* species complex (Bacillariophyta): comparison between the type material of *Achnanthes minutissima* and related taxa, and new freshwater *Achnantheidium* species from Portugal. *Phytotaxa* 224 (2): 101-139. <https://doi.org/10.11646/phytotaxa.224.2.1>

Novais M. H., Morais M. M., Rosado J., Dias L. S., Hoffmann L., & Ector L. (2014): Diatoms of temporary and permanent watercourses in Southern Europe (Portugal). *River research and applications* 30(10): 1216-1232. <https://doi.org/10.1002/rra.2818>

Oksanen J., Blanchet F. G., Kindt R., Legendre P., Minchin P. R., O'hara R. B., Simpson G. L., Solymos P., Stevens M. H. H., Wagner H. (2013): Package 'vegan.' *Community Ecology Package*, Version 2: 1-295.

Oksanen J., Kindt R., Legendre P., O'Hara B., Stevens M. H. H., Oksanen M. J., Suggests M. (2007): The vegan package. *Community Ecology Package*, Version 10: 719.

Oltean M. (1968): Observatii experimentale asupra dinamicii cvalitative a perifitonului vegetal din ghiolul Porcu (Delta Dunarii). *Hidrobiologia*, Bucuresti, 9: 145-159.

Oltean M. (1969): Über das Mikrophytobenthos der Donaudelta. *Flachseen*. *Hidrobiologia*, Bucuresti 10: 53-61.

Oltean M. és Zanoschi V. (1963): Observatiuni diatomologice in Bistrita si afluentii sai, in zona lacului de acumulare de la Bicaz. (Beobachtungen über Kieselalgen der nebenflüsse des Bistriyza-flusses, aus dem Bereich des Stausees von Bicaz.) *Acta Bot. Horti Bucurestiensis* 1/Volum Festiv: 175-185.

Oltean M. (1970a): Observatii asupra dependentei productivitatii primare perifitice de natura substratului. *Comunicari de Hidrobiologie*: 13-17.

Oltean M. (1970b): Productivitatea primara perifitica in Delta maritima a Dunarii (ghiolurile Rosu si Raducu) in anul 1969. *Hidrobiologia*, Bucuresti 11: 117-123.

Oltean M. (1971): Observatii asupra productiei primare a perifitonului din ghiolurile Isacova si Rosu (Delta Dunarii). Studi si Comunicari de Stiintele Naturi. Sustinute la Colocviul Delta Dunarii, Tulcea: 269-275.

Palik P. (1961): Beiträge zur Algenvegetation an den Betonbauten in der Donau. (Danubialia Hungarica X.) Annales: 139-150.

Panov V. E., Alexandrov B., Arbačiauskas K., Binimelis R., Copp G. H., Grabowski M., Lucy F., Leuven R. S., Nehring S., Paunović M., Semenchenko V., Son M. O. (2009): Assessing the risks of aquatic species invasions via European inland waterways: from concepts to environmental indicators. *Integrated Environmental Assessment and Management* 5: 110-126. https://doi.org/10.1897/IEAM_2008-034.1

Paul M. J., Meyer J. L. (2001): Streams in the urban landscape. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 32: 333-365. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.32.081501.114040>

Paunović M., Csányi B., Simonović P., Zorić K. (2015): Invasive alien species in the Danube. *The Danube River Basin, The Handbook of Environmental Chemistry*, Springer, Berlin, Heidelberg 39: 389-409. https://doi.org/10.1007/698_2015_376

Passy S. I. (2007): Diatom ecological guilds display distinct and predictable behavior along nutrient and disturbance gradients in running waters. *Aquatic Botany*. 86: 171-178. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2006.09.018>

Patrick R. 1967: The effect of invasion rate, species pool, and size of area on the structure of the diatom community. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 58(4): 1335-1342. <https://doi.org/10.1073/pnas.58.4.1335>

Peeters V., Ector L. (2018): Atlas des diatomées des cours d'eau du territoire bourguignon. Volume 2: Monoraphidées, Brachyraphidées. pp. 271. Direction Bourgogne Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement Bourgogne-Franche-Comté.

Pérès F., Barthès A., Ponton E., Coste M., Ten-Hage L., Le-Cohu R. (2012): *Achnanthydium delmontii* sp. nov., a new species from French rivers. *Fottea* 12(2): 189-198. <https://doi.org/10.5507/fot.2012.014>

Peres-Neto, P.R., Jackson, D.A., 2001. How well do multivariate data sets match? The advantages of a Procrustean superimposition approach over the Mantel test. *Oecologia* 129 (2), 169–178. <https://doi.org/10.1007/s004420100720>

Peterson D. A., Porter S. D. (2002): Biological and Chemical Indicators of Eutrophication in the Yellowstone River and Major Tributaries during August 2000. National Water Monitoring Council, Washington, DC, USA, p: 1-14.

Poland T. M., Patel-Weynand T., Finch D. M., Miniati C. F., Hayes D. C., Lopez, V. M. (2021): Invasive Species in Forests and Rangelands of the United States: A Comprehensive Science Synthesis for the United States Forest Sector. Springer Nature. p: 455. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-45367-1>

Ponader K. C., Potapova M. G. (2007): Diatoms from the genus *Achnanthydium* in flowing waters of the Appalachian Mountains (North America): ecology, distribution and taxonomic notes. *Limnologia* 37: 227-241. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2007.01.004>

Potapova M., Charles, D. F. (2005): Choice of substrate in algae-based water-quality assessment. *Journal of the North American Benthological Society* 24(2): 415-427. <https://doi.org/10.1899/03-111.1>

Potapova M., Charles, D. F. (2007): Diatom metrics for monitoring eutrophication in rivers of the United States. *Ecological indicators* 7(1): 48-70. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2005.10.001>

Pouličková A., Hašler P., Lysáková M., Spears B. (2008): The ecology of freshwater epipellic algae: an update. *Phycologia* 47(5): 437-450. <https://doi.org/10.2216/07-59.1>

Pringle C. M. (1990): Nutrient spatial heterogeneity: effects on community structure, physiognomy, and diversity of stream algae. *Ecology* 71: 905-920. <https://doi.org/10.2307/1937362>

Prygiel J., Coste M. (1993): The assessment of water quality in the Artois-Picardie water basin (France) by the use of diatom indices. *Hydrobiologia* 269(1): 343-349. <https://doi.org/10.1007/BF00028033>

Puky M., Ács É., Bódis E., Borza P., Kiss K. T., Tóth A. (2009): Invasive algae, plant, bivalve and crustacean species along the Hungarian Danube section: arrival time, colonisation characteristics, relative importance. - Proceedings of the 37th IAD Conference, 29.10-1.11.2008, Chisinau, Moldova p: 76-81.

QGIS Development Team. QGIS Geographic Information System, Open Source Geospatial Foundation Project. Open Source Geospatial Foundation. Chicago, IL, USA, 2019.

R Core Team (2019): R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria 2019.

R Core Team (2020): R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria 2020.

Riato L., Hill R. A., Herlihy A. T., Peck D. V., Kaufmann P. R., Stoddard J. L., Paulsen S. G. (2022): Genus-level, trait-based multimetric diatom indices for assessing the ecological condition of rivers and streams across the conterminous United States. *Ecological Indicators* 141: 109131. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109131>

Richardson D. M., Pyšek P. (2008): Fifty years of invasion ecology - the legacy of Charles Elton. *Diversity and Distributions* 14(2): 161-168. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2007.00464.x>

Rimet F., Couté A., Piuz A., Berthon V., Druart J.-C. (2010): *Achnanthydium druartii* sp.

nov. (Achnanthes, Bacillariophyta), a new species invading European rivers. *Vie Et Milieu- Life and Environment*. 60(3): 185–195. <https://hal.sorbonne-universite.fr/hal-03262160>

Rimet F., Bouchez A. (2012): Life-forms, cell-sizes and ecological guilds of diatoms in European rivers. – *Knowl. Managem. Aquat. Ecosyst.* 406: 01, pp. 1–12. <https://doi.org/10.1051/kmae/2012018>

Rimet F., Chonova T., Gassiole G., Gusev E., Kahlert M., Keck F., Kelly M., Kochoska H., Kulikovskiy M., Levkov Z., Maltsev Y., Mann D., Pfannkuchen M., Trobajo R., Vasselon V., Wetzel C., Zimmermann J., Bouchez A. (2019): Diat.barcode, an open-access barcode library for diatoms. *Scientific Reports* 9(1): 1-12. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-51500-6>

Robinson C. T., Rushforth S. R. (1987): Effects of physical disturbance and canopy cover on attached diatom community structure in an Idaho Stream. *Hydrobiologia* 154: 49-59. <https://doi.org/10.1007/BF00026830>

Rosemarin A. S. (1975): Comparison of primary productivity (^{14}C) per unit biomass between phytoplankton and periphyton in the Ottawa River near Ottawa, Canada. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie* 19: 1584-1591. <https://doi.org/10.1080/03680770.1974.11896223>

Round F. E., Crawford R. M., Mann D. G. (2007): *The Diatoms: Biology and Morphology of the Genera*. Cambridge University Press, Cambridge, UK p: 747.

Rudescu L. és Popescu-Marinescu V. (1970): Vergleichende Untersuchungen über benthische und phytophile Biocönososen einiger emerser Makrophyten des Donaudeltas, mit besonderer Berücksichtigung von *Phragmites communis*. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 34: 279-292.

Rumeau A., Coste M. (1988): Initiation à la systématique des diatomées d'eau douce. Pour l'utilisation pratique d'un indice diatomique générique. *Bulletin Francais de la Peche et de la Pisciculture* 309: 1-69. <http://doi.org/10.1051/kmae:1988009>

Schwarz U., Holubova K., Cuban R., Matok P., Busovsky J. (2014): Hydromorphology (Chapter 3) - Igor Liška, Franz Wagner, Manfred Sengl, Karin Deutsch and Jaroslav Slobodník (szerk.): Joint Danube Survey 3: A Comprehensive Analysis of Danube Water Quality. International Commission for the Protection of the Danube River: Vienna, Austria.

Segurado P., Almeida C., Neves R., Ferreira M. T., Branco P. (2018): Understanding multiple stressors in a Mediterranean basin: Combined effects of land use, water scarcity and nutrient enrichment. *Science of The Total Environment* 624: 1221-1233. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.12.201>

Serbanescu M. (1963): Beiträge zur Kenntnis der Algenarten in der Bioderma des Schilfrohres (*Phragmites communis*) aus dem Donaudelta. S. I. L. Arbeitsgemeinschaft Donauforschung VIII. Tagung, Bukarest: 137-139.

Skowron P., Skowrońska M., Bronowicka-Mielniczuk U., Filipek T., Igras J., Kowalczyk-Juśko A., Krzepińko A. (2018): Anthropogenic sources of potassium in surface water: The case study of the Bystrzyca river catchment, Poland. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 265: 454-460. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.07.006>

Slynko, Y. V., Korneva, L. G., Rivier, I. K., Papchenkov, V. G., Scherbina, G. H., Orlova, M. I., Therriault, T. W. (2002): The Caspian-Volga-Baltic invasion corridor. - Leppäkoski E., Gollasch S., Olenin S. (szerk.): *Invasive Aquatic Species of Europe. Distribution, Impacts and Management*. Springer Netherlands, Dordrecht, p: 399-411. https://doi.org/10.1007/978-94-015-9956-6_40

Smucker N. J., Morgan, L. V. (2010): Using diatoms to assess human impacts on streams benefits from multiple-habitat sampling. *Hydrobiologia* 654(1): 93-109. <https://doi.org/10.1007/s10750-010-0373-x>

Sommerwerk N., Bloesch J., Baumgartner C., Bittl T., Čerba D., Csányi B., Davideanu G., Dokulil M., Frank G., Grecu I., Hein T., Kováč V., Nichersu I., Mikuska T., Pall K., Paunović M., Postolache C., Raković M., Sandu C., Schneider-Jacoby M., Stefke K., Tockner K., Toderăș.I., Ungureanu, L. (2022): The Danube River Basin. – Tockner K., Zarfl C., Robinson

C. T. (szerk.): Rivers of Europe. Elsevier, p: 81-180. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-102612-0.00003-1>

Spaulding S. A., Pool J. R., Castro S. I., Hinz F. (2010): Species within the Genus *Encyonema* Kützing, Including Two New Species *Encyonema reimeri* sp. nov. and *E. nicafei* sp. nov. and *E. stoermeri* nom. nov., stat. nov. Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia 160(1): 57-71. <https://doi.org/10.1635/053.160.0107>

Stenger-Kovács C., Lengyel E., Sebestyén V., Szabó B. (2020): Effects of land use on streams: traditional and functional analyses of benthic diatoms. *Hydrobiologia* 847(13): 2933-2946. <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04294-y>

Stenger-Kovács C., Lengyel E., Crossett L. O., Üveges V. Padišák J. (2013): Diatom ecological guilds as indicators of temporally changing stressors and disturbances in the small Torna-stream, Hungary. *Ecological Indicators* 24: 138-147. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.06.003>

Stevenson R. J. (1984): Epilithic and epipelic diatoms in the Sandusky River, with emphasis on species diversity and water pollution. *Hydrobiologia* 114: 161-175. <https://doi.org/10.1007/BF00031868>

Stojković M., Plavšić J., Prohaska S. (2017): Annual and seasonal discharge prediction in the middle Danube River basin based on a modified TIPS (Tendency, Intermittency, Periodicity, Stochasticity) methodology. *Journal of Hydrology and Hydromechanics* 65(2): 165-174. <https://doi.org/10.1515/johh-2017-0012>

Szabó K. É., Kiss K. T., Tóth B., Metzeltin D., Ács É. (2007): *Navicula novaesiberica* Lange-Bertalot; a new record of the species from the Danube River in Hungary. *Diatom Research* 22(2): 497-502. <https://doi.org/10.1080/0269249X.2007.9705727>

Szekeres J., Molnár M., Csányi B., Szalóky Z. (2009): A Duna rajkai és szobi keresztmetszvényének makrozoobenton vizsgálata mélységi kotort minták alapján. *Acta biologica Debrecina Oecologica Hungarica* 20: 209-218.

Szemes G. (1960): Aufzählung der Kryptogamen aus der Donau in Ungarn – (Danubialia Hungarica VI.) Annales 3: 377-400.

Szemes G. (1966): A Duna vízszintingadozása, a periodikusan fellépő algaprodukció, valamint az ivóvíz minősége. Botanikai Közlemények 52(3): 105-110.

Szczepocka E., Szulc B. (2009): The use of benthic diatoms in estimating water quality of variously polluted rivers. Oceanological and Hydrobiological Studies 38: 17-26.
<https://doi.org/10.2478/v10009-009-0012-x>

Tamás G. (1949): Adatok a budapesti Dunaszakasz algavegetációjának ismeretéhez. Hidrológiai Közlemények 7-8: 3-8.

Tapolczai K., Bouchez A., Stenger-Kovács C., Padisák J., Rimet F. (2016): Trait-based ecological classifications for benthic algae: Review and perspectives. Hydrobiologia 776: 1-17.
<https://doi.org/10.1007/s10750-016-2736-4>

Tapolczai K., Selmeczy G. B., Szabó B., B-Béres V., Keck F., Bouchez A., Rimet F., Padisák J. (2021): The potential of exact sequence variants (ESVs) to interpret and assess the impact of agricultural pressure on stream diatom assemblages revealed by DNA metabarcoding. Ecological Indicators. 122: 107322. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107322>.

Tatai Z. S., Zétényi D., Niedetzky A., Szőke B., Bódi-Nagy A., Pogány A., Orosz I., Szabó K., Becsák P. (2017): Budapest Környezeti Állapotértékelése 2017; Budapest Főváros Önkormányzatának Főpolgármesteri Hivatala Városigazgatóság Főosztály: Budapest, Hungary p: 1-259.

Taylor J. C., Harding W. R., Archibald C. G. M. (2007): An illustrated guide to some common diatom species from South Africa. Pretoria: Water Research Commission, pp. 1-225.

Ter Braak C. J. F., Šmilauer P. (2012): Canoco reference manual and user's guide: software for ordination, version 5.0.-Microcomputer Power, Ithaca p: 1-496.

Török L. (2004): Analysis of The Data On The Diversity Of Diatom Species From The Danube Delta-Part I. *Studii și Cercetări Biologie* 9: 7-8.

Turner T. F., Edwards M. S. (2012): Aquatic foodweb structure of the Rio Grande assessed with stable isotopes. *Freshwater Science* 31(3) 825-834. <https://doi.org/10.1899/11-063.1>

van Dam H., Mertens A., Sinkeldam, J. (1994): A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from The Netherlands. *Netherland Journal of Aquatic Ecology*. 28: 117-133. <https://doi.org/10.1007/BF02334251>

Várbíró G., Borics G., Kiss K. T., Szabó K. E., Plenković-Moraj A., Ács É. (2007): Use of Kohonen Self Organizing Maps (SOM) for the characterization of benthic diatom associations of the River Danube and its tributaries. *Large Rivers* 17(3-4): 395-403. <https://doi.org/10.1127/lr/17/2007/395>

Vasselon V., Rimet F., Tapolczai K., Bouchez A. (2017): Assessing ecological status with diatoms DNA metabarcoding: Scaling-up on a WFD monitoring network (Mayotte island, France). *Ecological Indicators* 82: 1-12. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.06.024>

Vijayarathy P. R. (2011): *Engineering Chemistry*. 2nd ed. - PHI Learning Private Ltd., New Delhi p:1-310.

Vilà M., Espinar J. L., Hejda M., Hulme P. E., Jarošík V., Maron J. L., Pergl J., Schaffner U., Sun Y., Pyšek, P. (2011): Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. *Ecology Letters*, 14(7): 702-708. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01628.x>

Veraart A. J., Romaní A. M., Tornés E., Sabater S. (2008): Algal response to nutrient enrichment in forested oligotrophic stream. *Journal of Phycology* 44(3): 564-572. <https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.2008.00503.x>

Visco, J.A., Apothéloz-Perret-Gentil, L., Cordonier, A., Esling, P., Pillet, L., Pawlowski, J.,

2015. Environmental monitoring: inferring the diatom index from next-generation sequencing data. *Environ. Sci. Technol.* 49 (13), 7597–7605. <https://doi.org/10.1021/es506158m>

Violle C., Navas M. L., Vile D., Kazakou E., Fortunel C., Hummel I., Garnier E. (2007): Let the concept of trait be functional! *Oikos* 116(5): 882-892. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2007.15559.x>

Vladimirova K. S. (1961a): The phytomicrobenthos of the Danube river and Kilia delta bays. Kiev, Akademii Nauk Ukranskai SSR Dunai i pridunaiskie wodoen w predelach SSSR: 128-144.

Vladimirova K. S. (1961b): The phytomicrobenthos of the Danube area basins. Kiev, Akademii Nauk Ukranskai SSR Dunai i pridunaiskie wodoen w predelach SSSR: 242-263.

Vörösmarty C. J., McIntyre P. B., Gessner M. O., Dudgeon D., Prusevich A., Green P., Glidden S., Bunn S. E., Sullivan C. A., Liermann Reidy C., Davies P. M. (2010): Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature* 467: 555-561. <http://doi.org/10.1038/nature09440>

Walsh C. J., Roy A. H., Feminella J. W., Cottingham P. D., Groffman P. M., Morgan R. P. (2005): The urban stream syndrome: Current knowledge and the search for a cure. *Journal of the North American Benthological Society* 24: 706-723.

Wang Y., Wu N., Tang T., Wang Y., Cai Q. (2022): Small run-of-river hydropower dams and associated water regulation filter benthic diatom traits and affect functional diversity. *Science of The Total Environment* 813: 152566. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152566>

Wang J., Li, Q., Zhao X., Borthwick A. G., Liu Y., Chen Q., Ni J. (2019): Molecular biogeography of planktonic and benthic diatoms in the Yangtze River. *Microbiome* 7(1): 1-15. <https://doi.org/10.1186/s40168-019-0771-x>

Watanabe T., Asai K., Houki, A. (1986): Numerical estimation to organic pollution of flowing water by using the epilithic diatom assemblage - diatom assemblage index (DAI_{po}). *Science of the Total Environment* 55: 209-218. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(86\)90180-4](https://doi.org/10.1016/0048-9697(86)90180-4)

Watanabe T., Capblancq J., Dauta A. (1988): Utilisation des bioessais "in situ" (substrats artificiels) pour caractériser la qualité des eaux de rivière à l'aide du périphyton. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology* 24(2): 111-125. <https://doi.org/10.1051/limn/1988009>

Weber E. (1960): Über die Diatomeen im lithoralen Benthos der österreichischen Donau. - *Wasser u. Abwasser 1960 "Beiträge zur Gewässerforschung" II. Sonderdruck*: 1-19.

Winter J. G., Duthie H. C. (2000): Stream epilithic, epipellic and epiphytic diatoms: habitat fidelity and use in biomonitoring. *Aquatic Ecology* 34(4): 345-353. <https://doi.org/10.1023/A:1011461727835>

Wu N., Thodsen H., Andersen H. E., Tornbjerg H., Baattrup-Pedersen A., Riis T. (2019): Flow regimes filter species traits of benthic diatom communities and modify the functional features of lowland streams - a nationwide scale study. *Science of The Total Environment* 651: 357-366. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.210>

Wynn K. H., Bauch N. J., Driver N. E. (2001): *Gore Creek Watershed, Colorado: Assessment of Historical and Current Water Quantity, Water Quality, and Aquatic Ecology 1968–1998*. US Geological Survey, Denver, CO, USA 99: 1-72.

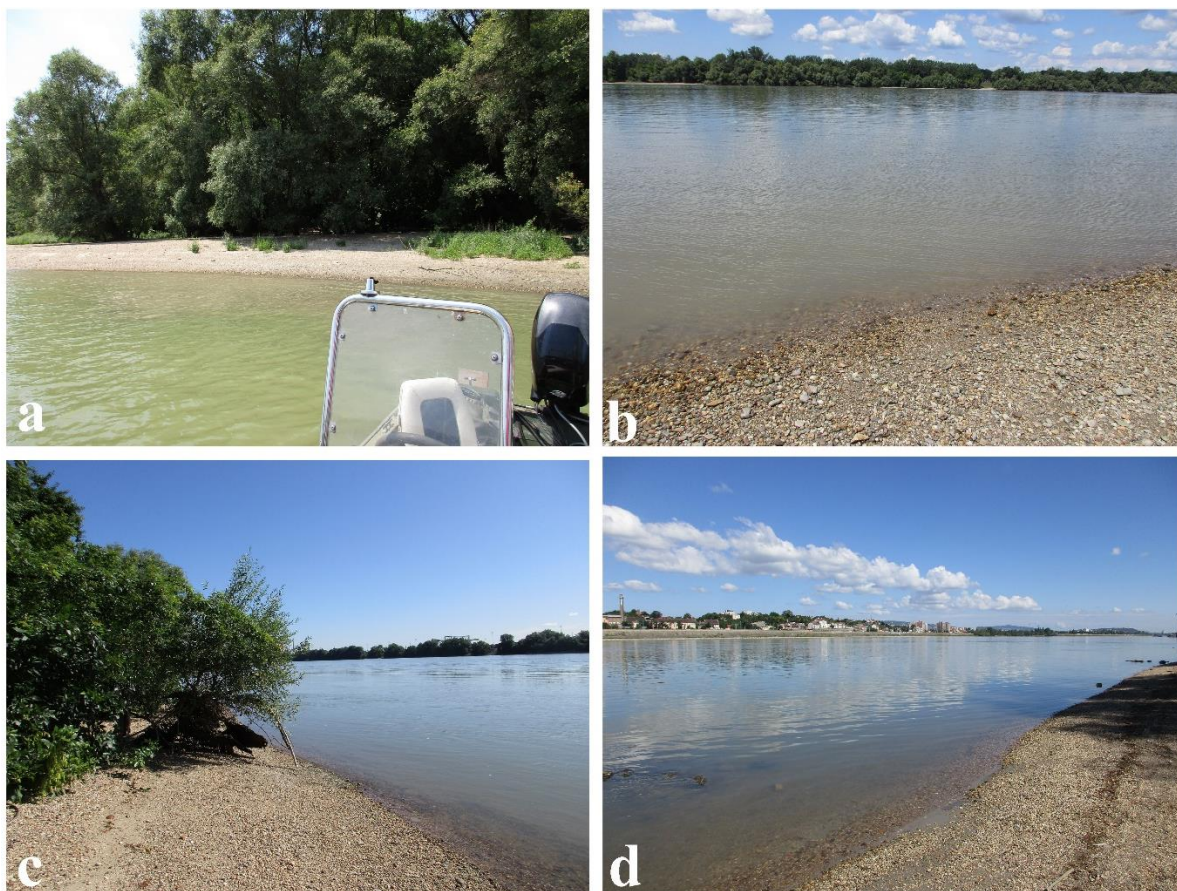
Zelinka M., Marvan P. (1961): Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fließender Gewässer. *Archiv für Hydrobiologie* 57: 289-407.

Zimmermann J., Mora D., Tapolczai K., Proft S., Chonova T., Rimet F., Bouchez A., Fidlerová D., Makovinská, J., Weigand A. (2021): Metabarcoding of phytobenthos samples (Chapter 15) - Igor Liška, Franz Wagner, Manfred Sengl, Karin Deutsch, Jaroslav Slobodník and Momir Paunović (szerk.): *Joint Danube Survey 4 Scientific Report: A Shared Analysis of*

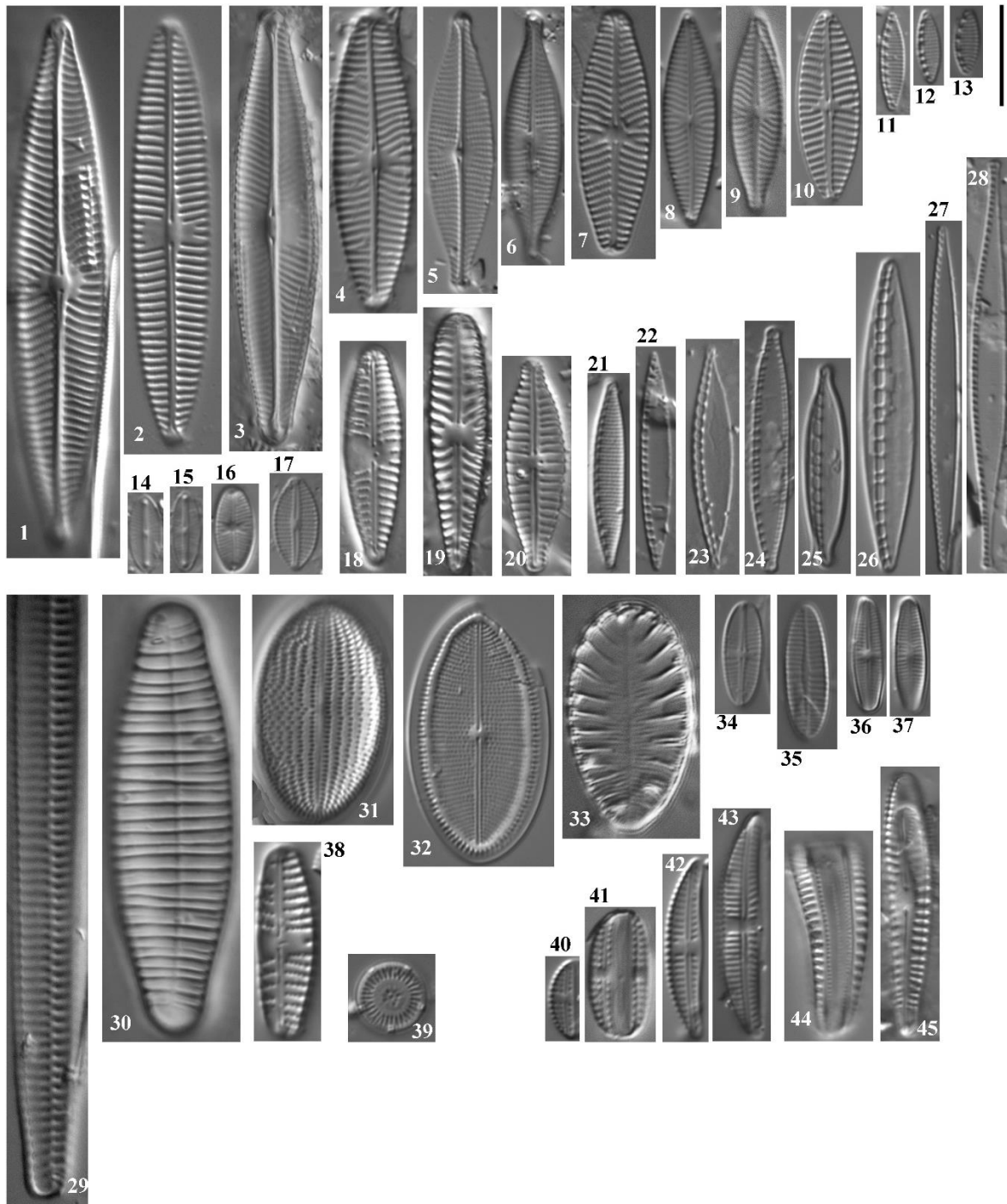
the Danube River. International Commission for the Protection of the River Danube, Vienna, Austria.

Znachor P., Hejzlar J., Vrba J., Nedoma J., Seda J., Simek K., Komárková J., Kopáček J., Šorf M., Kubečka J., Matěna J., Říha M., Peterka J., Čech M., Vasek M. (2016): Brief history of long-term ecological research into aquatic ecosystems and their catchments in the Czech Republic. Part I: Manmade reservoirs 1. p. 1-80.

11. Függelék



F/1. ábra: (a) észak jobb part ábra: Mintavételi hely Budapesttől kb. 20 km-rel északra, a Duna jobb partján (a); a Duna bal partján (b); valamint Budapesttől kb. 12 km-rel délre, a Duna jobb partján (c) és a Duna bal partján (d).



F/1. képtábla: A Dunában (a középtávú, a keresztmetszvény, a kagylós és a Budapest térségében gyűjtött mintákban) talált domináns kovaalga taxonok fénymikroszkópos felvétele. (1) *Navicula radiosa*, (2) *N. tripunctata*, (3) *N. lanceolata*, (4) *N. recens*, (5, 6) *N. gregaria*, (7) *N. splendidula*, (8) *N. cryptotenella*, (9) *N. reichardtiana*, (10) *N. antonii*, (11-13) *Nitzschia inconspicua*, (14-16) *Mayamaea permitis*, (16) *Sellaphora nigri*, (17) *Craticula subminuscula*, (18) *Gomphonema tergestinum*, (19) *Gomphonella olivacea*, (20) *Gomphonema parvulum*, (21) *Nitzschia liebetruthii*, (22, 23) *N. sociabilis*, (24) *N. palea*, (25, 26) *N. dissipata*, (27) *N. paleacea*, (28) *N. gracilis*, (29) *Ulnaria ulna*, (30) *Diatoma vulgare*, (31, 32) *Cocconeis euglypta* (rafés és rafétlan valva), (33) *Surirella brebissonii*, (34, 35) *Achnantheidium delmontii* (rafés és rafétlan valva), (36, 37) *A. minutissimum* (rafés és rafétlan valva), (38) *Reimeria uniseriata*, (39) *Discostella pseudostelligera*, (40, 41) *Amphora pediculus*, (42, 43) *A. inariensis*, (44, 45) *Rhoicosphenia abbreviata* (oldalnézetben és szemből).

Skála = 10 μ m).

F/1. táblázat: A Dunában talált kovaalga taxonok listája a középtávú, a keresztszelvény, a kagylóhéjas, valamint a Budapest térségében végzett vizsgálatok során. A domináns (relatív abundancia > 5%) taxonokat vastag betűvel szedtem.

Taxon neve	Sorszám az F/1. képtáblán	Taxon neve	Sorszám az F/1. képtáblán
<i>Achnantheidium affine</i> (Grun) <i>Czarnecki</i>		<i>Mayamaea permitis</i> (Hustedt) Bruder & Medlin	14-16
<i>Achnantheidium delmontii</i> Peres, Le Cohu et Barthes	34, 35	<i>Melosira varians</i> Agardh	
<i>Achnantheidium delmontii</i> teratol.		<i>Meridion circulare</i> (Greville) C.A.Agardh var. <i>circulare</i>	
<i>Achnantheidium druartii</i> Rimet & Couté in Rimet & al.		<i>Navicula amphiceropsis</i> Lange- Bertalot & Rumrich	
<i>Achnantheidium eutrophilum</i> (Lange- Bertalot)Lange-Bertalot f. <i>anormale</i>		<i>Navicula angusta</i> Grunow	
<i>Achnantheidium exiguum</i> (Grunow)Czarnecki var. <i>elliptica</i> Hustedt		<i>Navicula antonii</i> Lange-Bertalot	10
<i>Achnantheidium lineare</i> W.Smith		<i>Navicula antonii</i> Lange-Bertalot f. <i>anormale</i>	
<i>Achnantheidium minutissimum</i> (Kütz.) Czarnecki f. <i>anormale</i>		<i>Navicula capitatoradiata</i> Germain	
<i>Achnantheidium minutissimum</i> (Kützing) Czarnecki	36, 37	<i>Navicula cari</i> Ehrenberg	
<i>Achnantheidium pyrenaicum</i> (Hustedt) Kobayasi		<i>Navicula cincta</i> (Ehr.) Ralfs in Pritchard	
<i>Achnantheidium saprophilum</i> (Kobayasi et Mayama) Round & Bukhtiyarova		<i>Navicula cryptocephala</i> Kützing	
<i>Achnantheidium</i> sp.		<i>Navicula cryptotenella</i> Lange- Bertalot	8
<i>Achnantheidium straubianum</i> (Lange- Bertalot)Lange-Bertalot		<i>Navicula erifuga</i> Lange-Bertalot	
<i>Achnantheidium subatomoides</i> (Hustedt) Monnier, Lange-Bertalot et Ector		<i>Navicula germainii</i> Wallace	
<i>Achnantheidium subatomus</i> (Hustedt) Lange-Bertalot		<i>Navicula gregaria</i> Donkin	5, 6
<i>Adlafia minuscula</i> (Grunow) Lange- Bertalot		<i>Navicula kotschyi</i> Grunow	
<i>Adlafia minuscula</i> var. <i>muralis</i> (Grunow) Lange-Bertalot		<i>Navicula lanceolata</i> (Agardh) Ehrenberg	3
<i>Amphora aequalis</i> Krammer		<i>Navicula margalithii</i> Lange- Bertalot	
<i>Amphora copulata</i> (Kütz) Schoeman & Archibald		<i>Navicula menisculus</i> Schumann var. <i>menisculus</i>	
<i>Amphora inariensis</i> Krammer	42, 43	<i>Navicula oblonga</i> Kützing	
<i>Amphora indistincta</i> Levkov		<i>Navicula oppugnata</i> Hustedt	
<i>Amphora lange-bertalotii</i> Levkov & Metzeltin		<i>Navicula radiosa</i> Kützing	1
<i>Amphora meridionalis</i> Levkov		<i>Navicula recens</i> (Lange-Bertalot) Lange-Bertalot	4

<i>Amphora ovalis</i> (Kützing) Kützing		<i>Navicula reichardtiana</i> Lange-Bertalot & Kusber	9
<i>Amphora pediculus</i> (Kützing) Grunow	40, 41	<i>Navicula reinhardtii</i> (Grunow) Grunow in Cl. & Müller	
<i>Amphora pediculus</i> (Kützing) Grunow f. <i>anormale</i>		<i>Navicula rhynchocephala</i> Kützing	
<i>Amphora</i> sp.		<i>Navicula rostellata</i> Kützing	
<i>Asterionella formosa</i> Hassall		<i>Navicula schroeteri</i> Meister var. <i>schroeteri</i>	
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehr.) Simonsen		<i>Navicula slesvicensis</i> Grunow	
<i>Bacillaria paxillifera</i> (<i>paxillifer</i>)(O.F. Müller) Hendey		<i>Navicula</i> sp.	
<i>Caloneis bacillum</i> (Grunow) Cleve		<i>Navicula splendida</i> Van Landingham	7
<i>Caloneis lancettula</i> (Schulz) Lange-Bertalot & Witkowski		<i>Navicula tenelloides</i> Hustedt	
<i>Caloneis silicula</i> (Ehr.)Cleve		<i>Navicula tripunctata</i> (O.F.Müller) Bory	2
<i>Caloneis</i> sp.		<i>Navicula trivialis</i> Lange-Bertalot	
<i>Cocconeis disculus</i> (Schumann) Cleve in Cleve & Jentzsch		<i>Navicula trophicatrix</i> Lange-Bertalot	
<i>Cocconeis euglypta</i> Ehrenberg emend Romero & Jahn	31, 32	<i>Navicula upsaliensis</i> (Grunow) Peragallo	
<i>Cocconeis euglyptoides</i> (Geitler) Lange-Bertalot		<i>Navicula veneta</i> Kützing	
<i>Cocconeis neodiminuta</i> Krammer		<i>Navicula viridula</i> (Kützing) Ehrenberg	
<i>Cocconeis neothumensis</i> Krammer		<i>Navicula viridulacalcis</i> Lange-Bertalot	
<i>Cocconeis pediculus</i> Ehrenberg		<i>Navicula</i> (dicta) <i>seminulum</i> (Grunow) Lange Bertalot	
<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg var. <i>placentula</i>		<i>Navicymbula pusilla</i> (Grunow) Krammer var. <i>pusilla</i>	
<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg var. <i>lineata</i> (Ehr.)Van Heurck		<i>Navigeia decussis</i> (Oestrup) Bukhtiyarova	
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>euglypta</i> (Ehr.) Grunow f. <i>anormale</i>		<i>Nitzschia acicularis</i> (Kützing) W.M.Smith	
<i>Cocconeis pseudolineata</i> (Geitler) Lange-Bertalot		<i>Nitzschia acidoclinata</i> Lange-Bertalot	
<i>Cocconeis pseudothumensis</i> Reichardt		<i>Nitzschia alpina</i> Hustedt	
<i>Craticula accomoda</i> (Hustedt) Mann		<i>Nitzschia amphibia</i> Grunow	
<i>Craticula buderii</i> (Hustedt) Lange-Bertalot		<i>Nitzschia angustatula</i> Lange-Bertalot	
<i>Craticula subminuscula</i> (Manguin) C.E. Wetzel & Ector	17	<i>Nitzschia archibaldii</i> Lange-Bertalot	
<i>Cyclostephanos dubius</i> (Fricke) Round		<i>Nitzschia capitellata</i> Hustedt in A.Schmidt & al.	
<i>Cyclostephanos invisitatus</i> (Hohn & Hellerman)Theriot Stoermer & Håkansson		<i>Nitzschia capitellata</i> Hustedt var. <i>tenuirostris</i> (Grunow in Van Heurck) Bukhtiyarova	
<i>Cyclostephanos</i> sp.		<i>Nitzschia clausii</i> Hantzsch	

<i>Cyclotella atomus</i> Hustedt		<i>Nitzschia dissipata</i> (Kützing) Grunow ssp.dissipata	25, 26
<i>Cyclotella atomus</i> var. <i>gracilis</i> Genkal & Kiss		<i>Nitzschia draveillensis</i> Coste & Ricard	
<i>Cyclotella meduanae</i> Germain		<i>Nitzschia filiformis</i> (W.M.Smith) Van Heurck	
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing		<i>Nitzschia filiformis</i> (W.M.Smith) Van Heurck abnormal form	
<i>Cyclotella</i> sp.		<i>Nitzschia filiformis</i> var.conferta (Richter) Lange-Bertalot	
<i>Cymatopleura elliptica</i> (Brebisson)W.Smith var.elliptica		<i>Nitzschia fonticola</i> Grunow in Cleve et Möller	
<i>Cymatopleura solea</i> (Brebisson in Breb. & Godey) W.Smith var.solea		<i>Nitzschia fonticola</i> Grunow in Cleve et Möller f. anormale	
<i>Cymbella affinis</i> Kützing var.affinis		<i>Nitzschia fruticosa</i> Hustedt	
<i>Cymbella aspera</i> (Ehrenberg) Cleve		<i>Nitzschia graciliformis</i> Lange- Bertalot & Simonsen	
<i>Cymbella cistula</i> (Ehrenberg) Kirchner		<i>Nitzschia gracilis</i> Hantzsch	28
<i>Cymbella compacta</i> Ostrup		<i>Nitzschia hantzschiana</i> Rabenhorst	
<i>Cymbella cymbiformis</i> Agardh		<i>Nitzschia heufleriana</i> Grunow	
<i>Cymbella helmckeii</i> Krammer		<i>Nitzschia incognita</i> Legler et Krasske	
<i>Cymbella helvetica</i> Kützing		<i>Nitzschia inconspicua</i> Grunow	11-13
<i>Cymbella proxima</i> Reimer in Patrick & Reimer var. <i>proxima</i>		<i>Nitzschia inconspicua</i> Grunow f. anormale	
<i>Cymbella</i> sp.		<i>Nitzschia intermedia</i> Hantzsch ex Cleve & Grunow	
<i>Cymbella tumida</i> (Brebisson)Van Heurck		<i>Nitzschia liebetruthii</i> Rabenhorst var.liebetruthii	21
<i>Cymbopleura naviculiformis</i> (Auerswald) Krammer		<i>Nitzschia linearis</i> (Agardh) W.M.Smith var.linearis	
<i>Denticula subtilis</i> Grunow		<i>Nitzschia microcephala</i> Grunow in Cleve & Moller	
<i>Denticula tenuis</i> Kützing		<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W.Smith	24
<i>Diadesmis contenta</i> (Grunow ex V. Heurck) Mann		<i>Nitzschia paleacea</i> (Grunow) Grunow f. anormale	
<i>Diatoma ehrenbergii</i> Kützing		<i>Nitzschia paleacea</i> (Grunow) Grunow in Van Heurck	27
<i>Diatoma mesodon</i> (Ehrenberg) Kützing		<i>Nitzschia perminuta</i> (Grunow) M.Peragallo	
<i>Diatoma moniliformis</i> Kützing		<i>Nitzschia pura</i> Hustedt	
<i>Diatoma tenuis</i> (tenue)Agardh var. <i>moniliformis</i> (moniliforme) Kützing		<i>Nitzschia pusilla</i> (Kützing) Grunow emend Lange-Bertalot	
<i>Diatoma vulgare</i> Bory	30	<i>Nitzschia recta</i> Hantzsch in Rabenhorst	
<i>Didymosphenia geminata</i> (Lyng.)Schmidt morphotyp <i>geminata</i> Metzeltin & Lange-berta		<i>Nitzschia sinuata</i> (Thwaites in W.Sm.) Grunow in Cleve & Grunow	
<i>Diploneis oculata</i> (Brebisson in Desmazières) Cleve		<i>Nitzschia sociabilis</i> Hustedt	22, 23

<i>Discostella pseudostelligera</i> (Hustedt) Houk & Klee emend. Genkal	39	<i>Nitzschia solgensis</i> Cleve-Euler	
<i>Discostella stelligera</i> (Cleve et Grun.) Houk & Klee		<i>Nitzschia soratensis</i> Morales & Vis	
<i>Encyonema caespitosum</i> Kützing var. <i>caespitosum</i>		<i>Nitzschia</i> sp.	
<i>Encyonema minutum</i> (Hilse in Rabh.) D.G. Mann in Round Crawford & Mann		<i>Nitzschia</i> sp. f. <i>anormale</i>	
<i>Encyonema prostratum</i> (Berkeley) Kützing		<i>Nitzschia subacicularis</i> Hustedt in A. Schmidt et al.	
<i>Encyonema silesiacum</i> (Bleisch in Rabh.) D.G. Mann		<i>Nitzschia supralitorea</i> Lange- Bertalot	
<i>Encyonopsis microcephala</i> (Grunow) Krammer		<i>Nitzschia tabellaria</i> (Grun.) Grun. in Cl. & Grun.	
<i>Eolimna minima</i> (Grunow) Lange- Bertalot f. <i>anormale</i>		<i>Nitzschia tubicola</i> Grunow	
<i>Epithemia adnata</i> (Kützing) Brebisson		<i>Nitzschia</i> <i>umbonata</i> (Ehrenberg) Lange- Bertalot	
<i>Epithemia sorex</i> Kützing		<i>Nitzschia valdestriata</i> Aleem & Hustedt	
<i>Epithemia turgida</i> (Ehr.) Kützing var. <i>turgida</i>		<i>Pantocsekiella delicatula</i> (Hustedt) K.T. Kiss et Ács	
<i>Eunotia bilunaris</i> (Ehrenberg) Schaarschmidt		<i>Pantocsekiella ocellata</i> (Pantocsek) K.T. Kiss et Ács	
<i>Fallacia mitis</i> (Hustedt) D.G. Mann		<i>Parlibellus protracta</i> (Grunow) Witkowski Lange-Bertalot & Metzeltin	
<i>Fallacia pygmaea</i> (Kützing) Stickle & Mann ssp. <i>pygmaea</i> Lange-Bertalot		<i>Placoneis clementis</i> (Grun.) Cox	
<i>Fallacia</i> sp.		<i>Placoneis constans</i> (Hustedt) E.J. Cox	
<i>Fallacia subhamulata</i> (Grunow in V. Heurck) D.G. Mann		<i>Planothidium frequentissimum</i> (Lange-Bertalot) Lange-Bertalot	
<i>Fallacia tenera</i> (Hustedt) Mann in Round		<i>Planothidium</i> <i>frequentissimum</i> (Lange- Bertalot) Lange-Bertalot f. <i>anormale</i>	
<i>Fistulifera saphrophila</i> (Lange- Bertalot & Bonik) Lange-Bertalot		<i>Planothidium helveticum</i> (Hustedt) Monnier Lange-Bertalot & Ector	
<i>Fragilaria arcus</i> (Ehrenberg) Cleve var. <i>arcus</i>		<i>Planothidium lanceolatum</i> (Brébisson ex Kützing) Lange- Bertalot	
<i>Fragilaria austriaca</i> (Grunow) Lange-Bertalot		<i>Planothidium rostratum</i> (Oestrup) Lange-Bertalot	
<i>Fragilaria capucina</i> Desmazieres var. <i>capucina</i>		<i>Planothidium</i> sp.	
<i>Fragilaria capucina</i> Desmazieres var. <i>vaucheriae</i> (Kützing) Lange- Bertalot		<i>Praestephanos triporus</i> (Genkal & G.V. Kuzmin) Tuji & J.-S. Ki	

<i>Fragilaria crotonensis</i> Kitton		<i>Prestauroneis protracta</i> (Grunow ex Cleve) Q. Liu & Kociolek	
<i>Fragilaria distans</i>		<i>Psammodictyon constrictum</i> (Gregory) D.G. Mann in Round & al.	
<i>Fragilaria famelica</i> (Kützing) Lange-Bertalot var. <i>famelica</i>		<i>Pseudostaurosira brevistriata</i> (Grun.in Van Heurck) Williams & Round	
<i>Fragilaria gracilis</i> Østrup		<i>Pseudostaurosira elliptica</i> (Schumann) Edlund, Morales & Spaulding	
<i>Fragilaria gracilis</i> Ostrup f. <i>anormale</i>		<i>Pseudostaurosira parasitica</i> (W.Smith) Morales	
<i>Fragilaria parasitica</i> (W.Sm.) Grun. var. <i>subconstricta</i> Grunow in Van Heurck		<i>Pseudostaurosira parasitica</i> var. <i>subconstricta</i> (Grunow) Morales	
<i>Fragilaria rumpens</i> (Kütz.) G.W.F.Carlson		<i>Reimeria sinuata</i> (Gregory) Kociolek & Stoermer	
<i>Fragilaria vaucheriae</i> (Kützing) Petersen		<i>Reimeria uniseriata</i> Sala Guerrero & Ferrario	38
<i>Frustulia vulgaris</i> (Thwaites) De Toni		<i>Rhoicosphenia abbreviata</i> (C.Agardh) Lange-Bertalot	44, 45
<i>Geissleria acceptata</i> (Hust.) Lange-Bertalot & Metzeltin		<i>Rhopalodia gibba</i> (Ehr.) O.Muller var. <i>gibba</i>	
<i>Geissleria decussis</i> (Ostrup) Lange-Bertalot & Metzeltin		<i>Sellaphora atomoides</i> Wetzel & Van de Vijver	
<i>Geissleria schoenfeldii</i> (Hustedt) Lange-Bertalot & Metzeltin		<i>Sellaphora nigri</i> (De Notaris) Wetzel & Ector	16
<i>Gomphonella olivacea</i> (Hornemann) Rabenhorst	19	<i>Sellaphora pupula</i> (Kützing) Mereschkowksy	
<i>Gomphonema acuminatum</i> Ehrenberg		<i>Sellaphora seminulum</i> (Grunow) D.G. Mann	
<i>Gomphonema angustatum</i> (Kützing) Rabenhorst		<i>Sellaphora seminulum</i> (Grunow) D.G. Mann f. <i>anormale</i>	
<i>Gomphonema angustum</i> Agardh		<i>Simonsenia delognei</i> Lange-Bertalot	
<i>Gomphonema clavatum</i> Ehr.		<i>Staurosira brevistriata</i> (Grunow) Grunow	
<i>Gomphonema gracile</i> Ehrenberg		<i>Staurosira construens</i> Ehrenberg	
<i>Gomphonema micropus</i> Kützing var. <i>micropus</i>		<i>Staurosira mutabilis</i> (Wm Smith) Grunow	
<i>Gomphonema minutum</i> (Ag.) Agardh f. <i>minutum</i>		<i>Staurosira pseudoconstruens</i> (Marciniak) Lange-Bertalot	
<i>Gomphonema parvulum</i> (Kützing) Kützing	20	<i>Staurosira robusta</i> (Fusey) Lange-Bertalot	
<i>Gomphonema pumilum</i> (Grunow) Reichardt & Lange-Bertalot		<i>Staurosira venter</i> (Ehr.) Cleve & Moeller	
<i>Gomphonema pumilum</i> var. <i>rigidum</i> Reichardt & Lange-Bertalot		<i>Staurosirella ovata</i> Morales	
<i>Gomphonema saprophyllum</i> (Lange-Bertalot & Reichardt) Abarca Jahn Zimmermann & Enke		<i>Staurosirella pinnata</i> (Ehr.) Williams & Round <i>abnormal fo.</i>	

<i>Gomphonema species</i>		<i>Stephanodiscus hantzschii</i> Grunow in Cleve & Grunow	
<i>Gomphonema tergestinum</i> Fricke	18	<i>Stephanodiscus minutulus</i> (Kützing) Round	
<i>Gomphonema tergestinum</i> Fricke f. <i>anormale</i>		<i>Stephanodiscus</i> sp.	
<i>Gomphonema truncatum</i> Ehr.		<i>Stephanodiscus tenuis</i> Hustedt	
<i>Gyrosigma attenuatum</i> (Kützing) Rabenhorst		<i>Surirella angusta</i> Kützing	
<i>Gyrosigma obtusatum</i> (Sullivan & Wormley) Boyer		<i>Surirella brebissonii</i> Krammer & Lange-Bertalot	33
<i>Gyrosigma sciotoense</i> (Sullivan et Wormley) Cleve		<i>Surirella brebissonii</i> var. <i>kuetzingii</i> Krammer et Lange-Bertalot	
<i>Gyrosigma</i> sp.		<i>Surirella minuta</i> Brebisson	
<i>Halamphora montana</i> (Krasske) Levkov		<i>Surirella ovalis</i> Brébisson	
<i>Halamphora veneta</i> (Kützing) Levkov		<i>Surirella</i> sp.	
<i>Hantzschia amphioxys</i> (Ehr.) Grunow in Cleve et Grunow 1880		<i>Tabellaria flocculosa</i> (Roth) Kützing	
<i>Hippodonta capitata</i> (Ehr.) Lange- Bert. Metzeltin & Witkowski		<i>Tabularia fasciculata</i> (Agardh) Williams et Round	
<i>Hippodonta costulata</i> (Grunow) Lange-Bertalot Metzeltin & Witkowski		<i>Thalassiosira</i> sp.	
<i>Hippodonta hungarica</i> (Grunow) Lange-Bertalot Metzeltin & Witkowski		<i>Tryblionella angustata</i> Wm Smith	
<i>Hippodonta linearis</i> (Ostrup) Lange- Bertalot Metzeltin & Witkowski		<i>Tryblionella constricta</i> (Kützing) Poulin	
<i>Hippodonta</i> sp.		<i>Tryblionella hungarica</i> (Grunow) D.G. Mann	
<i>Karayevia clevei</i> (Grunow) Bukhtiyarova		<i>Tryblionella kuetzingii</i> Alvarez- Blanco & S. Blanco	
<i>Karayevia ploenensis</i> (Hustedt) Bukhtiyarova		<i>Tryblionella levidensis</i> Wm. Smith	
<i>Lemnicola hungarica</i> (Grunow) Round & Basson		<i>Tryblionella salinarum</i> (Grunow in Cleve & Grunow) Pelletan	
<i>Luticola goeppertiana</i> (Bleisch in Rabenhorst) D.G. Mann		<i>Ulnaria acus</i> (Kützing) Aboal	
<i>Luticola mutica</i> (Kützing) D.G. Mann in Round Crawford & Mann		<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch) Compère	29
<i>Mayamaea atomus</i> (Kützing) Lange- Bertalot			