

HIDROLÓGIAI KÖZLÖNY

LVIII. Hidrobiológus Napok

MTA ÖK Balatoni Limnológiai Intézet, Tihany, Klebersberg Kuno u. 3.
2016. október 5-7.

HOSSZÚTÁVÚ HIDROBIOLÓGIA KUTATÁSOK A KÁRPÁT-MEDENCÉBEN

Szerkesztette:

Dr. Bíró Péter akadémikus
MHT Limnológiai Szakosztály elnöke

Dr. Tóth Viktor
MHT Limnológiai Szakosztály titkára



Magyar Hidrológiai Társaság
Limnológiai Szakosztálya

Budapest

Magyar Tudományos Akadémia
Ökológiai Kutatóközpont
Balatoni Limnológiai Intézet
Tihany

Magyar Tudományos Akadémia
Veszprémi Területi Bizottsága

Veszprém

A MAGYAR HIDROLÓGIAI TÁRSASÁG LAPJA • 97. ÉVF. KÜLÖNSZÁM • 2017
HUNGARIAN JOURNAL OF HYDROLOGY • VOL 97. SPECIAL ISSUE • 2017





Hidrológiai Közlöny

A Magyar Hidrológiai Társaság lapja
Megjelenik háromhavonként

F szerkeszt :
Fehér János

Szakszerkeszt k:
Ács Éva
Konecsny Károly
Nagy László

Szerkeszt bizottság elnöke:
Szöllősi-Nagy András

Szerkeszt bizottság tagjai:
Ács Éva, Baranyai Gábor, Bezdán Mária, Bíró Péter, Bíró Tibor, Bogárdi János, Csörnyei Géza, Engi Zsuzsanna, Fehér János, Fejér László, Fekete Balázs, Gampel Tamás, Gayer József, Hajnal Géza, Ijjas István, Istvánovics Vera, Józsa János, Kling Zoltán, Konecsny Károly, Kovács Sándor, Major Veronika, Melicz Zoltán, Nagy László, Rákosi Judit, Román Pál, Szabó János Adolf, Szilágyi Ferenc, Szilágyi József, Szilágyi Lajos, Szolgay János, Szócs Péter, Tamás János, Vágás István, Vekerdy Zoltán

Kiadó:
Magyar Hidrológiai Társaság
1091 Budapest, Üllői út 25. IV. em.
Tel: +36 (1)-201-7655
Fax: +36 (1)-202-7244
Email: titkarsag@hidrologia.hu
Honlap: www.hidrologia.hu
A Kiadó képviselője: Szilágyi Lajos, a Magyar Hidrológiai Társaság elnöke

Hirdetés:
Gampel Tamás, a Magyar Hidrológiai Társaság főtitkára
1091 Budapest, Üllői út 25. IV. em.
Tel: +36 (1)-201-7655 Fax: +36 (1)-202-7244
Email: fortitkar@hidrologia.hu

Indexed in:
Appl. Mech.; Rew. Chem.; Abstr. Fluidex.; Geotechn. Abstr.; Meteor / Geostrophys. Abstr. Sei.; Water Res. Abstr.

Index: 25374
HU ISSN 0018-1323

Tartalomjegyzék

Bíró Péter: Megnyitó	3
TÖRTÉNELMI VISSZATEKINTÉS	
Bíró Péter, Oertel Nándor, Reskóné Nagy Mária, Kiss Keve Tihamér, Tóth Viktor: A hidrobiológus napok (1957-2015) története	4
SZAKCIKKEK	
Koleszár Gergő, Nagy Zoltán, Vicei Tibor Tamás, Szabó Sándor: Hogyan befolyásolják az epitifikus algák a hínárnövények kompetícióját?	5
Lippai Anett, Káli Szandra, Vajna Balázs, Szuróczi Sára, Tóth Erika: A Dandár-föld mikrobiológiai vizsgálata	9
Márton Zsuzsanna, Szabó Attila, Boros Emil, Vörös Lajos és Felföldi Tamás: Az észak-kazahsztáni sós tavak ismeretlen prokarióta közösségei	15
Selmeczy Géza Balázs, Kajan Katarina, Szabó Beáta, Casper Peter és Padisák Judit: A fitoplankton közösség hosszútávú változásainak értékelése a fitoplankton funkcionális csoportjainak összetétele alapján a Stechlin-tóban (Németország)	21
Simon Brigitta, Kucserka Tamás, Simon Szabina, Soós Gábor, Anda Angéla: A nád lebontási ütemének vizsgálata a Balaton és a Kis-Balaton területén	24
Szabó László József: Csípőszűnyog-fajegyűttek hosszú távú (2002-2013) felmérésének eredményei a Felső-Tisza mentén	28
Szalma Elemér, Karancsi Zoltán, Oláh Ferenc és Korom Annamária: Nymphaea dominanciájú disztróf élőhelyek populációdinamikájának hosszú távú vizsgálata	33
Szuróczi Sára, Korponai Kristóf, Sári Eszter, Tugyi Nóra, Felföldi Tamás, Somogyi Boglárka, Márialigeti Károly, Tóth Erika: Planktonikus baktériumközösségek vizsgálata a Fertő vízében (nyílt víz, belső tó, nádas)	40
Tamás Márta, Berta Csaba, Szeles Júlia, Gyulainé Szemerédi Szilvia, Krakomperger Márton, Szabó László József, Bácsi István, Gyulai István: Bodrog menti holtmedrek vízkémiai változásai az évszakok függvényében	48
Tóth Ditta, Padisák Judit, Selmeczy Géza Balázs: A Tapolca- patak ökológiai állapotbecslése a makroszkópikus gerinctelen közösség alapján	52



Hungarian Journal of Hydrology

Journal of the Hungarian Hydrological Society
Published quarterly

Editor-in-Chief:

János FEHÉR

Assistant Editors:

Éva ÁCS
Károly KONECSNY
László NAGY

Editorial Board Chairman:

András SZÖLL SI-NAGY

Editorial Board Members:

Éva ÁCS, Gábor BARANYAI, Mária BEZDÁN, Péter BÍRÓ, Tibor BÍRÓ, János BOGÁRDI, Géza CSÖRNYEI, Zsuzsanna ENGI, János FEHÉR, László FEJÉR, Balázs FEKETE, Tamás GAMPEL, József GAYER, Géza HAJNAL, István IJAS, Vera ISTVÁNOVICS, János JÓZSA, Zoltán KLING, Károly KONECSNY, Sándor KOVÁCS, Veronika MAJOR, Zoltán MELICZ, László NAGY, Judit RÁKOSI, Pál ROMÁN, János Adolf SZABÓ, Ferenc SZILÁGYI, József SZILÁGYI, Lajos SZLÁVIK, János SZOLGAY, Péter SZ CS, János TAMÁS, István VÁGÁS, Zoltán VEKERDY

Publisher:

Hungarian Hydrological Society
H-1091 Budapest, Üllői út 25., Hungary
Phone: +36 (1)-201-7655. Fax: +36 (1)-202-7244.
Email: titkarsag@hidrologia.hu
Web: www.hidrologia.hu
Represented by: Lajos SZLÁVIK, President of the Hungarian Hydrological Society
Email: titkarsag@hidrologia.hu

Advertising:

Tamás GAMPEL, Secretary General of the Hungarian Hydrological Society
H-1091 Budapest, Üllői út 25., Hungary
Phone: +36 (1)-201-7655. Fax: +36 (1)-202-7244.
Email: fotitkar@hidrologia.hu

Indexed in:

Appl. Mech.; Rew. Chem.; Abstr. Fluidex; Geotechn. Abstr.; Meteor / Geostrophys. Abstr. Sei.; Water Res. Abstr.

Index: 25374

HU ISSN 0018-1323

Contents

Péter BÍRÓ: Opening	3
HISTORICAL RETROSPECTION	
Péter BÍRÓ, Nándor OERTEL, Mária RESKÓNÉ NAGY, Keve Tihamér KISS and Viktor TÓTH: History of hydrobiologist days (1957-2015)	4
SCIENTIFIC PAPERS	
Gergő KOLESZÁR, Zoltán NAGY, Tibor Tamás VICEI and Sándor SZABÓ: How periphytic algae influence the competition of aquatic plants?	5
Anett LIPPAI, Szandra KÁLI, Balázs VAJNA, Sára SZURÓCZKI and Erika TÓTH: Microbiological investigations in Dandár bath	9
Zsuzsanna MÁRTON, Attila SZABÓ, Emil BOROS, Lajos VÖRÖS and Tamás FELFÖLDI: The unknown prokaryotic communities of saline lakes in North Kazakhstan	15
Géza Balázs SELMECZY, Katarina KAJAN, Beáta SZABÓ, Peter CASPER and Judit PADISÁK: Evaluation of long-term changes of the phytoplankton assemblages according to the morpho-functional groups in Lake Stechlin (Germany)	21
Brigitta SIMON, Tamás KUCSERKA, Szabina SIMON, Gábor SOÓS, Angéla ANDA: Investigation of Phragmites australis decomposition rate in the area of Lake Balaton and Kis-Balaton Wetland	24
László József SZABÓ: Long term investigation of mosquito assemblages along the Upper-Tisza	28
Elemér SZALMA, Zoltán KARANCSI, Ferenc OLÁH and Annamária KOROM: Long-term study of population dynamics of Nymphaea dominant dystrophic habitats	33
Sára SZURÓCZKI, Kristóf KORPONAI, Eszter SÁRI, Nóra TUGYI, Tamás FELFÖLDI, Boglárka SOMOGYI, Károly MÁRIALIGETI and Erika TÓTH: Investigations on the bacterioplankton in the water of Lake Fertő (open water, an inner lake and a reed-covered area)	40
Márta TAMÁS, Csaba BERTA, Júlia SZELES, Szilvia GYULAINÉ SZEMERÉDI, Márton KRAKOMPERGER, László József SZABÓ, István BÁCSI and István GYULAI: Water chemistry changes depending on the seasons in the oxbows near the river Bodrog	48
Ditta TÓTH, Judit PADISÁK and Géza Balázs SELMECZY: Estimation of ecological conditions of Tapolca-stream by aquatic macroinvertebrates	52

Megnyitó



Prof. Dr. Bíró Péter akadémikus, a Magyar Hidrológiai Társaság Limnológiai Szakosztályának elnöke nyitotta meg a *Hosszú távú hidrobiológiai kutatások a Kárpát-medencében* címmel Tihanyban, 2016. október 5-7 között megtartott LVIII. Hidrobiológus Napokat.

Tisztelt Elnök Úr, Polgármester Úr, Elnök-Vezérigazgató Úr, F igazgató Úr! Kedves Kollégák! Kedves Vendégeink!

Tisztelettel köszöntöm az LVIII. Hidrobiológus Napok meghívott vendégeit és résztvevőit a Magyar Hidrológiai Társaság centenáriuma és az MTA ÖK Balatoni Limnológiai Intézet alapításának illetve megnyitásának (1927. szeptember 5.) közelgő 90. évfordulója alkalmából.

Szomorú kötelességemnek teszek eleget, amikor arra kérem Önöket, hogy egy perc néma felállással emlékezzünk a tavaly, tragikus hirtelenséggel elvesztett kollégáinkra, Présing Mátyásra.

Az 1957-ben elindított hidrobiológus fórum immár 58-ik rendezvényéhez érkeztünk. A Hidrobiológus Napok jelentősége és hatása a hazai vízkémiára és -biológiára immár megkérdőjelezhetetlen. Hálásak vagyunk az alapítóknak és mindazoknak, akik több, mint egy fél évszázadig fenntartották, megszervezték, és részvételükkel gazdagították a hazai hidrobiológiai jelentős rendezvényeit.

Ugyanakkor sajnálatos a számszerűen csökkenő részvétel, amit én inkább közéletünk jelenének, mintsem a szakmánk iránti érdeklődés csökkenésének tudok beírni. Pedig az általunk művelt tudomány-területek immár az emberiség létének, fennmaradásának, szükségletei kielégítésének ismeretanyagai lettek. Ezt támasztják alá a 2013-ban Budapesten megrendezett Nemzetközi Limnológus Szövetség (SIL) 32. kongresszusa, és a széleskörű politikai-szakmai érdeklődés és támogatási szándék, amely a „víztudományok” felé fordult. Az elmúlt évtizedekben erre számos javaslatot, kutatási- és együttműködési tervet, beszámolót fogalmaztunk meg és terjesztettünk el.

Az idei SIL Kongresszust Torinóban tartották szép számú magyar képviselővel, és a következőre 2019-ben, Dél-Koreában kerül sor.

A hazai hidrobiológia az elmúlt évtizedek során kiválóan teljesített, és nem csoda, hogy ez tudományos életünkben többeknél – úgy mond – „kivágta a biztosítékot”. Azért se csodálkozunk, ha a kilátásba helyezett, jelentős anyagi támogatás hírére többen „rátelepülnek” a hidrobiológiára, mintegy kisajátítva azt saját céljaikra.

Mint már sok év óta, az elmúlt évi Hidrobiológus Napok előadásainak összegyűjtött anyaga az idén is a *Hidrológiai Közöny* különfüzeteként jelent meg (96. évf. különszám, 2016), melynek nyomdai szerkesztéséért Dr.

Fehér János f szerkesztő és Dr. Ács Éva szakszerkesztő t illeti köszönet. Hálával tartozunk Dr. Vágás Istvánnak, korábbi f szerkesztőnek, sok éven át nyújtott tevékenységéért. A kéziratokkal kapcsolatos új formai követelményekre ezúttal is felhívom szíves figyelmüket, melyek személyes anyagok bemutatásával is közelebb hozzák a szerzőket olvasóikhoz.

Mindannyiuknak sok egészséget, boldogságot kívánok, akik ez évben töltik be születésük kerek évfordulóját.

Ez évben folytatjuk a „*legjobb el adó*” és a „*legjobb poszter*” értékelését és díjazását, amely a fiatal kollégáknak szól. Örömmel üdvözlöm körünkben azokat a fiatalokat, akik elször vesznek részt a Hidrobiológus Napokon, és arra biztatom őket, hogy legyenek regisztrált tagjai az *MHT Limnológiai Szakosztályának*, és használják ki a *Hidrobiológus Napok* nyújtotta lehetőségeket, és erre hívják fel kollégáik figyelmét is. Köszönetünket fejezzük ki *Tósoki Imrének*, Tihany polgármesterének, és *Lévai Ferenc* elnök-vezérigazgató úrnak az „Aranyponty Zrt” tulajdonosának jelentős anyagi hozzájárulásához. Segítségüket nemes célra fordítjuk.

Az MHT Limnológiai Szakosztálya ez év április 18-án tartotta vezetői ülését, ahol megtárgyaltuk az idei Hidrobiológus Napokkal, az MHT központi rendezvényeivel és az évközi rendezvényekkel kapcsolatos feladatokat: a Hidrobiológus Napok jövőjét, a Szakosztályi ülés megszervezését, és egyéb, aktuális vezetői ügyeket.

A szakosztály vezetője szorgalmazta a *Vitális Sándor Szakirodalmi Nívódíj* és *Lászlóffy Woldemár szakdolgozati pályázatokat*: az egyéni pályázatokat és a Limnológiai Szakosztály javaslatát (egy-egy jelöltre). Képviselőtünket a Bíráló Bizottságban továbbra is *Dr. Ács Éva* látja el. A megnyitó során említetteket a következő megjegyzéssel szeretném kiegészíteni. A szakirodalmi nívódíjat az idén *Antal László, László Brigitta, Petr Kotlík, Mozsár Attila, Czeglédi István, Oldal Miklós, Kemenesi Gábor, Jakab Ferenc, Nagy Sándor Alex szerzők* alábbi közleménye nyerte el: „*Phylogenetic evidence for a new species of Barbus in the Danube River basin*” (*Filogenetikai bizonyíték egy új márnafaj létezésére a Duna vízgyűjtőjén*) *Molecular Phylogenetics and Evolution* 96: 187–194. (2016. március)

Az 58. *Hidrobiológus Napokat* ezen gondolatok jegyében nyitottam meg, és kívánok minden résztvevőnek eredményes részvételt, és kellemes tihanyi tartózkodást.

Történeti visszatekintés

Bíró Péter*, Oertel Nándor**, Reskóné Nagy Mária***, Kiss Keve Tihamér**** és Tóth Viktor*

* MTA ÖK Balatoni Limnológiai Intézet, Tihany

** nyugdíjas

*** KVI-Plusz Kft. 1211 Budapest, Szállító u.6.

**** MTA ÖK Dunakutató Intézet, Budapest

A hidrobiológus napok (1957-2015) története

Az 1957-2015 között megrendezett 57 Hidrobiológus Napok tudományos fórum során nagyszámú előadás foglalkozott álló- és folyóvizeink limnológiai kérdéseivel. A tárgyalt témakörök (esettanulmányok, összefoglaló munkák) felölelik a vízkémiától és bakteriológiától a gerincesekig terjedően a legfontosabb limnológiai, botanikai és zoológiai tárgyakat, ezek elméleti és gyakorlati vonatkozásait.

Az 1949-ben önállóvá vált Magyar Hidrológiai Társaság egyik első szervezeti egysége a Limnológiai Szakosztály volt, *Maucha Rezső*, majd *Sebestyén Olga* elnökségével. A tihanyi hidrobiológusok ötlete volt, hogy az évközi, szűkebb körű előadók mellett, az ország hidrobiológusai a társszakterületek képviselőivel együtt, évente, rendszeresen megvitassák az aktuális kérdéseket. *Wojnarovich Elek* felhívása nyomán, az első tudományos tanácskozást 1957. szeptember 15-én, Tihanyban rendezték meg, az intézet 30 éves fennállásához kapcsolódóan. Ennek indokát a hazai hidrobiológiai kutatások nemzetközileg is elismert eredményei és a megoldandó feladatok jelentették, és egyben az az igény is, hogy a hazai hidrobiológusok rendszeresen megszervezett tudományos fórumon ismertethessék és bemutathassák új tudományos eredményeiket. A tudományos tanácskozások rendszeressé válása elősegítette a tudományos alapismeretek terjesztését, és több kutatási irányokat jelölt ki a limnológia nemzetközi törekvéseinek megfelelően. A *Limnológiai Szakosztály* több évtizedes működése során nagymértékben hozzájárult a hazai hidrobiológia fejlődéséhez. A Hidrobiológus Napok eredményei az előadások nyomán született nagyszámú, hazai és nemzetközi folyóiratban megjelent közleményekben is lemérhetők.

A teljes történeti áttekintést a Magyar Hidrológiai Társaság centenáriumának és az MTA ÖK Balatoni Limnológiai Intézet megnyitásának 90. évfordulója (1927. szeptember 5.) alkalmából adjuk közre - az MHT gondozásában - külön kiadvány keretében.



A Limnológiai Intézetről a Balaton felől készített korabeli felvétel (Forrás: Wikipédia)

Hogyan befolyásolják az epifitikus algák a hínárnövények kompetícióját?

Koleszár Gergő*, Nagy Zoltán*, Vicei Tibor Tamás*, Szabó Sándor*

* Nyíregyházi Egyetem, Környezettudományi Intézet, H-4400 Nyíregyháza, Sóstói u 31/B

Kivonat

Az úszó emers és a nem gyökerező szubmersz hínár egyaránt képes stabil dominanciájú állományokat létrehozni. A közöttük folyó versenyben a kompetíció kimenetelét viszont az epifitikus algák is jelentősen befolyásolhatják, mivel szerepet játszanak a víz tápelem-koncentrációjának és a makrofiton fényviszonyainak alakulásában. Kísérletileg kerestünk választ arra a kérdésre, hogy ebben az interakcióban mekkora szerepet játszanak a makrofitonokon élő epifitikus algák? A vizsgálatokat púpos békalencsén és érdes tócsagazon végeztük kontrollált fény és hőmérséklet viszonyok között. Nagy pocsolycsigák alkalmazásával akár 90%-ban kontrollálni lehetett a tenyészedényekben növekvő epifitikus algák biomasszáját. Ezáltal mérhetővé vált, hogy a békalencse-tócsagaz kultúrákban az epifitikus algák magas tápelemkoncentráción (5 mgN l⁻¹) 20%-ban voltak felelősek a békalencsék növekedésgátlásában. Ennek a gátlóhatásnak a mértéke kisebb tápelemkoncentráción viszont teljesen megszűnt. A tócsagazon élő algák legelése miatt a tócsagaz növekedése is fokozódott. Ily módon bizonyítást nyert, hogy az algákat legelő pocsolycsigák magasabb trofikus szinten az elszaporodó epifiton fogyasztásával kétségtelenül növelik a szubmersz és az úszó emers növények növekedését, továbbá gyengítik a tócsagaz-epifiton komplex békalencsére gyakorolt gátlóhatását. Az eredmények megerősítik azt a hipotézist, hogy a makrofiton-epifiton komplex gátolja a tavak úszó emers növényekkel történő betelepülését.

Kulcsszavak

Epifiton, makrofiton, szubmersz növényzet, kompetíció, *Lemna*, *Ceratophyllum*, *Radix labiata*

How periphytic algae influence the competition of aquatic plants?

Abstract

Both floating and submerged rootless vegetation can form stable dominance in small water bodies like ditches and ponds world-wide. The competitive output between them can be strongly influenced by the periphytic algae since they play important role in forming the nutrient concentration of the water and light conditions of the macrophytes. This study reveals the role of periphyton in these competitive interactions. Floating (*Lemna gibba*) and submerged rootless (*Ceratophyllum demersum*) plants were co-cultured in various combinations in aquaria containing static media under wide range of nutrient concentration (0.5-5 mgN L⁻¹) with the presence and absence of the benthic grazer snail *Radix labiata*. Periphytic algae grown on the surface of *Ceratophyllum* was related to growth limitation of *Lemna* by 20%. The biomass of periphyton was reduced by 90% due to the grazer snail *Radix labiata* and consequently increased the growth both for *Lemna* and *Ceratophyllum*. Consequently grazer snail weakened the competitive impact of periphyton on *Lemna*. Results strengthen the hypothesis that macrophyton periphyton complex can prevent colonization of lakes by floating plants.

Key words:

periphyton, macrophytes, submerged vegetation, competition, *Lemna*, *Ceratophyllum*, *Radix labiata*

BEVEZETÉS

A természetes vizekbe történő nitrogén- és foszforkibocsátás hatására a csatornák és kistavak felszínét a szabadon úszó hínár tagjai népesíthetik be nagy tömegben (Zuidam és Peeters 2013, Smith 2014). Az úszó növények helyzetüknél fogva a hínársznyegeként beárnyékolják a vízteret, ezáltal lehetetlenné teszik a szubmersz növények túlélését. Alacsonyabb trofikus szinten a szubmersz növények viszont valószínűleg a rendelkezésre álló tápelemek elvonásán keresztül befolyásolják az úszó emers növények növekedését. A fent részletezett kölcsönhatások eredményeként a fényért és a tápelemekért folyó verseny az úszó és a szubmersz növények között aszimmetrikus (Szabó és társai 2010). Emiatt az úszó hínárnövények inkább eutróf lentikus körülmények között válnak dominánssá, míg a szubmersz növények inkább alacsonyabb trofikus feltételek mellett (Scheffer és társai 2003). Korábbi laboratóriumi vizsgálatainkban már bizonyítást nyert, hogy a gyökerező szubmersz növények (*Elodea nuttallii*) a tápelemek elvonásával képesek akár teljesen megállítani az úszó makrofitonok növekedését. (Szabó és társai 2010).

Hazánkban a békalencsékhez hasonló környezeti feltételek mellett a szubmersz, nem gyökerező makrofitonok közül az érdes tócsagaz (*Ceratophyllum demersum*) is szintén rendkívül versenyképes. Eutróf kisvizekben és csatornáknak a hínársznyeget alakítja ki és gyakran együtt él a békalencse hínár tagjaival is. Korábbi vizsgálatainkban fény derült arra, hogy az érdes tócsagaz-hínár a gyökerező vízínövényekhez hasonlóan képes meggátolni, hogy az úszó vízi növényzet (békalencsék) stabil dominanciája kialakuljon (Nagy és társai 2015). A tócsagaz-békalencse verseny kimenetelét azonban a szubmersz hínárállományon élő epifitikus algák is jelentősen befolyásolhatják, mivel jelentős szerepet játszanak a víz tápelem-koncentrációjának és a makrofitonok fényviszonyainak alakulásában (Scheffer 1998, Tóth 2013). Jelen vizsgálatunkban választ kerestünk arra a kérdésre, hogy a két növény közötti kompetícióban mekkora szerepet játszanak a makrofitonokon élő epifitikus algák?

ANYAG ÉS MÓDSZER

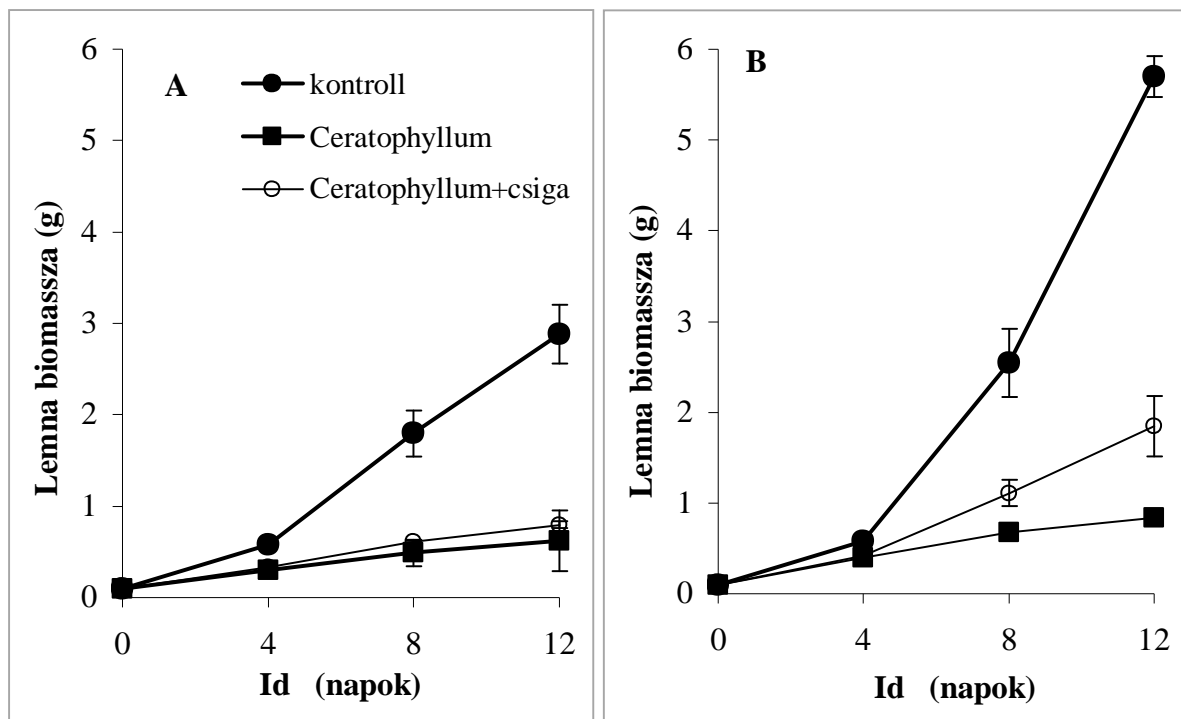
A vizsgálatokhoz szükséges púpos békalencsét (*Lemna gibba*) és érdes tócsagazt (*Ceratophyllum demersum*) Nyíregyháza mellett, az Igrice csatornából gyűjtöttük. A

növényeket *Barko és Smart (1985)* által kidolgozott tápoldaton tartottuk. A tápoldat mikroelem tartalmát *Tropica* oldattal (10 000 szoros hígítás) biztosítottuk. A növények nevelése $180 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ megvilágításon, 16/8 óra foto-perióduson, 25°C hőmérsékleten történt 2 l-es tápoldatot tartalmazó akváriumban. A kontroll kultúrában a kiindulási *Lemna* biomassa 0,1 g volt. A kontroll *Lemna*-kultúrákban a békalencsék optimális növekedését *Szabó és társai (2003)* módszere segítségével biztosítottuk. A szubmerz növényekkel kezelt békalencse-kultúrákba 0 (kontroll) és 10 g nedves tömeg *Ceratophyllum* hajtást helyeztünk. A tócsagaz epifiton algáinak békalencsére gyakorolt hatását *Lemna-Ceratophyllum* társ-kultúrákban pocsolyacsiga (*Radix labiata*) kezelésével minimalizáltuk, mely fogyasztja a szubmerz növények felületén élő algákat. Emiatt a *Lemna-Ceratophyllum* társ-kultúrák egy részébe akváriumként 3 db nagy pocsolyacsigát helyeztünk. Mivel a pocsolyacsiga nem csak az algát, hanem a békalencsét is fogyasztja, így meg kellett oldanunk, hogy a békalencsék tartó csövekbe a csigák ne juthassanak be. A kultúrák nevelése azonos kiindulási foszforkoncentráción ($1 \text{ mgP l}^{-1} \text{ K}_2\text{HPO}_4$) történt kétféle nitrogénkoncentráció ($0,5; 5; 5; \text{mgN l}^{-1}, \text{NH}_4\text{NO}_3$) alkalmazása mellett. A kezeléseket há-

romszoros ismétlésben végeztük el. Tizenkét napon keresztül mértük a békalencsék nedves tömegét. A kísérlet végén a tócsagazt tartalmazó akváriumokban az akvárium és a hínárnövények felületét 1 ecsettel az epifitikus algákat a tápoldatba mostuk, majd szűrés és szárítás után mértük az algák biomaszáját (száraztömeg). Az akváriumokban tenyésztett békalencse és tócsagaz növények nedves és száraz tömegüket szintén lemértük.

EREDMÉNYEK ÉS KÖVETKEZTETÉSEK

A tápoldat nitrogénkoncentrációjának és a tócsagazkezeléseknek (*Ceratophyllum*, *Ceratophyllum*+csiga) szignifikáns (ANOVA $P < 0,001$) hatása volt a békalencsék növekedésére (nedves tömeg, növekedési ráta). A kontroll kultúrák biomaszája a tápoldat nitrogénkoncentrációjának emelésével szignifikáns ($P < 0,001$) növekedést mutatott. *Ceratophyllum* hínárnövény hatására a békalencsék növekedése (biomassa, növekedési ráta) szignifikánsan ($P < 0,001$) csökkent. A *Ceratophyllum-Lemna* társ-kultúrákban magas nitrogénkoncentráción (5 mgN l^{-1}) a békalencsék növekedése (biomassa, növekedési ráta 8-12. napon) szignifikánsan magasabb ($P < 0,005$) volt pocsolyacsiga jelenlétében, mint nélküle (1. ábra, 1. fénykép).

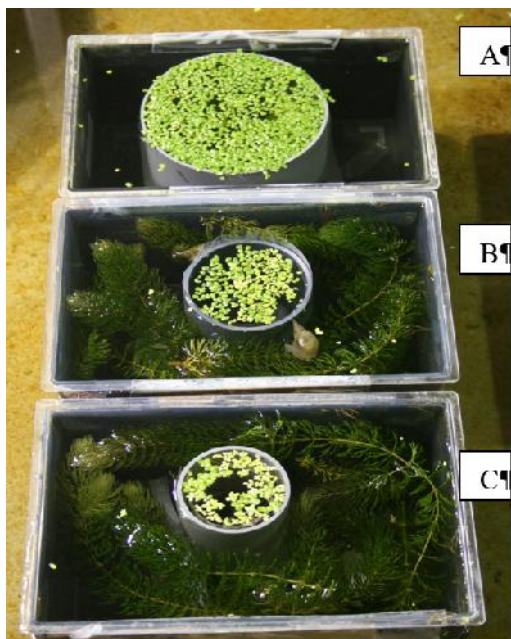


1. ábra. A tócsagaz hatása a púpos békalencse biomaszájára $0,5 \text{ mgN l}^{-1}$ (A) és 5 mgN l^{-1} (B) tápoldaton növény kultúrákon pocsolyacsiga (*Radix labiata*) jelenlétében (*Ceratophyllum*+csiga) és nélküle (*Ceratophyllum*)

Figure 1. The impact of *Ceratophyllum* on the biomass of *Lemna* cultures grown on media containing 0.5 mgN l^{-1} (A) and 5 mgN l^{-1} with the presence and absence of pond snail (*Radix labiata*)

A tócsagaz (*C. demersum*) növekedése nagy pocsolyacsiga (*R. labiata*) jelenlétében 5 mgN l^{-1} tápoldaton szignifikánsan ($P < 0,01$) nagyobb volt, mint pocsolyacsiga kezelés nélkül (2. ábra). Az akváriumként alkalmazott három pocsolyacsiga egyed „megtizedelte” az algák biomaszáját (3. ábra). A

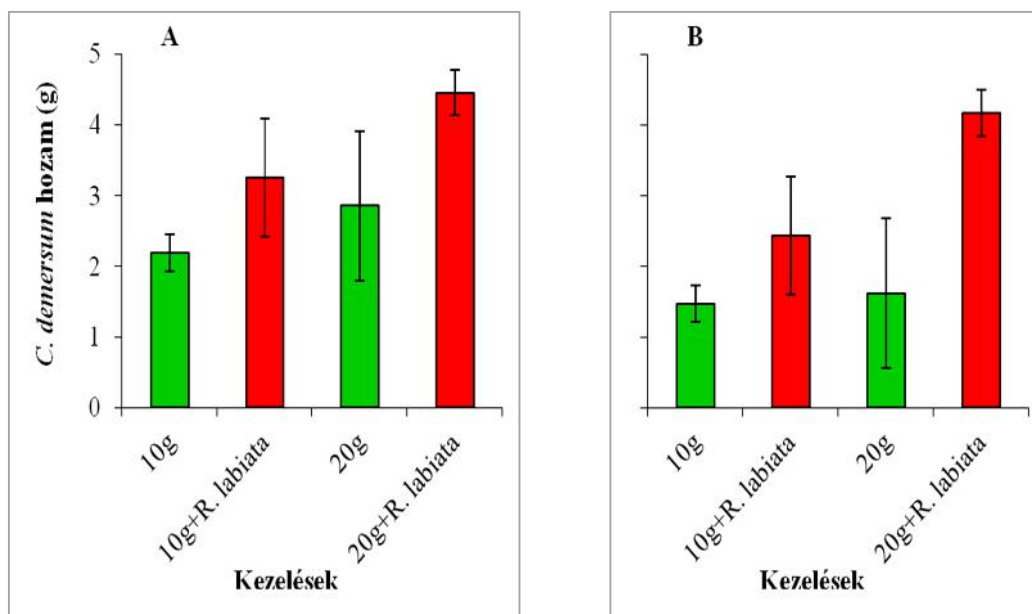
Lemna-Ceratophyllum társ-kultúrákban élő algák biomaszája (száraztömeg) szignifikánsan ($P < 0,05$) kisebb volt pocsolyacsigák jelenlétében, mint nélkülük. Pocsolyacsigák jelenlétében a víz pH-értéke 10,2-ről 19,7 értékre csökkent, mely szignifikáns hatású volt ($P < 0,01$).



1. fénykép. A tócsagaz hatása a púpos békalencse biomasszájára: kontrollkezelés (A), nagy pocsolyacsiga jelenlétében (B) és nélkülük (C)

Photo 1. The impact of hornwort on the biomass of duckweed: control (A), with presence of pondsnail (B) and without pondsnail (C)

Pocsolyacsigák alkalmazásával akár 90%-ban kontrollálni lehetett a tenyészedényekben növekedő epifitikus algákat (3. ábra). Ezáltal mérhetővé vált, hogy a békalencse-tócsagaz kultúrákban az epifitikus algák, magas tápelemkoncentráción, 20%-ban voltak felelősek a békalencsék növekedésgátlásában. Ennek a gátlóhatásnak a mértéke alacsonyabb tápelemkoncentráción viszont teljesen megszűnt (1. ábra). Ismeretes, hogy az epifitikus algák a szubmerz növényeket akár 90%-kal is képesek leárnyékolni, ezáltal csökkentik azok fotoszintézisét (Phillips és társai 1978, Bultuis és Woelkerling 1983, Tóth 2013). Árnyékolásukon túl, ezenkívül gátolják a szubmerz növények tápelemfelvételét (Scheffer 1998). A tócsagazon élő epifitikus algák legelése miatt a tócsagaz növekedése is fokozódott. Brönmark (1985) vizsgálata szerint a tócsagaz növekedése magasabb volt epifiton-legelő csigák jelenlétében, mint nélkülük. Ily módon a makrogerinctelen fauna magasabb trofikus szinten az elszaporodó epifiton fogyasztásával egyértelműen növeli a szubmerz és az úszó emersz növények növekedését, továbbá gyengíti a *Ceratophyllum*-epifiton komplex békalencsére gyakorolt gátlóhatását. Az eredmények megerősítik azt a hipotézist, hogy a szubmerz makrofiton-epifiton komplex gátolja a tavak úszó emersz növényekkel történő betelepülését.



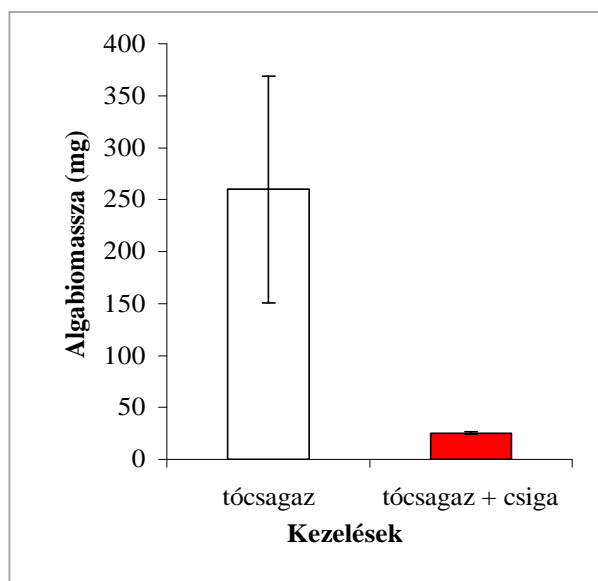
2. ábra. *C. demersum* hozama 1 mgN l⁻¹ (A) és 5 mgN l⁻¹ (B) nitrogénkoncentráción különböző (10 g és 20 g) kiindulási *C. demersum* biomasszával nagy pocsolyacsiga jelenlétében (piros) és nélkülük (zöld)

Figure 2. The yield of *C. demersum* grown on 1 mgN l⁻¹ (A) and 5 mgN l⁻¹ (B) culture media with the presence (red) and absence (green) of pondsnail (*R. labiata*)

ÖSSZEFOGLALÁS

Választ kerestünk arra a kérdésre, hogy a púpos békalencse és az érdes tócsagaz közötti interakcióban mekkora szerepet játszanak a makrofitonokon élő epifitikus algák? Nagy pocsolyacsigák alkalmazásával akár 90%-ban kontrollálni lehetett a tenyészedényekben növekedő epifitikus algák biomasszáját, így mérhetővé vált, hogy a békalencse-tócsagaz kultúrákban az epifitikus algák

maximum 20 százalékban voltak felelősek a békalencsék növekedésgátlásában. Ennek a gátlóhatásnak a mértéke kisebb tápelemkoncentráción viszont teljesen megszűnt. A tócsagazon élő algák legelése miatt a tócsagaz növekedése is fokozódott. Az eredmények megerősítik azt a hipotézist, hogy a makrofiton-epifiton komplex gátolja a tavak úszó emersz növényekkel történő betelepülését.



3. ábra. A nagy pocsolyacsiga (*Radix labiata*) hatása a *Lemna-Ceratophyllum* ko-kultúrákban élő algák biomasszájára (száraztömeg/akvárium). A kultúrák 5 mgN l^{-1} tápoldaton tenyésztettek
 Figure 3. The impact of pondsnail (*Radix labiata*) on the algal biomass grown in *Lemna-Ceratophyllum* co-cultures (red), control (white)

IRODALOMJEGYZÉK

Barko J.W., Smart R. M. (1985). Laboratory culture of submerged freshwater macrophytes on natural sediments. *Aquatic Botany*, 21, 251-263.

Brönmark C. (1985). Interactions between macrophytes, epiphytes and herbivores: an experimental approach. *Oikos*, 45, 26-30.

Bulthuis D. A., Woelkerling W. J. (1983). Biomass accumulation and shading effects of epiphytes on leaves of the seagrass, *Heterozostera tasmanica*, in Victoria, Australia. *Aquatic Botany*, 16, 137-148.

A SZERZŐK



KOLESZÁR GERGŐ tanulmányait a Nyíregyházi Egyetem Biológia BSC szakán 2016 fejezte be. Jelenleg MSC hallgató az Eszterházy Károly Egyetem biológia-testnevelés szakán. Kutatási témája a vízi makrofitonok és algák közötti interakciók. Vizsgálataiban arra keresi a választ, hogy hogyan befolyásolják az epifitikus algák a hínárnövények közötti kompetíció kimenetelét.

NAGY ZOLTÁN a Debreceni Egyetemen szerezte biológia szakos középiskolai tanári diplomáját, majd a DE Juhász Nagy Pál Doktori Iskola PHD hallgatója. 2015-ig a Nyíregyházi Egyetem Tuzson János Botanikus Kert kertvezető helyettese. Kutatásában kísérleti módszerekkel arra keresi a választ, hogy milyen folyamatok okozzák, hogy a vízinövények közötti versenyben egyik növénycsoport

Nagy Z., Lengyel A., Vicei T. T., Csabai J., Szabó S. (2015). Ki mikor győz a békalencse tócsagaz versenyben? *Hidrológiai Közlöny*, 95(5-6), 64-67.

Phillips G. L., Eminson D., Moss B. (1978). A mechanism to account for macrophyte decline in progressively eutrophicated freshwaters. *Aquatic Botany*, 4, 103-126.

Scheffer M. (1998). *Ecology of Shallow Lakes*. Chapman and Hall. London.

Scheffer M., Szabó S., Gragnani A., Van Nes E.H., Rinaldi S., Kautsky N., Norberg J., Roijackers R.M.M., Franken R. (2003). Floating plant dominance as a stable state. *Proceedings of the National Academy of Science of the USA*, 100, 4040-4045.

Smith, S. D. D. (2014). The role of nitrogen and phosphorus in regulating the dominance of floating and submerged aquatic plants in field mesocosm experiment. *Aquatic Botany*, 112, 1-9.

Szabó S., Roijackers R.M.M., Scheffer M. (2003). A simple method for analysing the effects of algae on the growth of *Lemna* and preventing the algal growth in duckweed bioassays. *Archiv für Hydrobiologie*, 157, 567-575.

Szabó, S., Scheffer, M., Roijackers, R., Waluto, B., Braun, M., Nagy, P., Borics, G. and Zambrano, L. (2010). Strong growth limitation of a floating plant (*Lemna gibba*) by submerged macrophyte (*Elodea nuttallii*) under laboratory conditions. *Freshwater Biology*, 55, 681-690.

Tóth, V. R. (2013). The effect of periphyton on the light environment and production of *Potamogeton perfoliatus* L. in the mesotrophic basin of Lake Balaton. *Aquatic Sciences*, 75, 523-534.

Zuidam, J. P., Peeters, E. T. H. M. (2013). Occurrence of macrophyte monocultures in drainage ditches relates to phosphorus in both sediment and water. *SpringerPlus*, 2, 564.

akár teljesen kiszorítja a másikat. Vizsgálja az epifiton szerepét a hínárnövények közötti interakciókban.

VICEI TIBOR TAMÁS biológia alapképzését a Nyíregyházi F iskola 2015-ben fejezte be, jelenleg MSC hallgató az Eszterházy Károly Egyetem biológia-testnevelés szakán. Kutatási témája az úszó emersz és szubmersz vízinövények közötti lehetséges interakciók. Vizsgálataiban arra keresi a választ, hogy a trófikus viszonyok hogyan befolyásolják a kompetíció kimenetelét.

DR. SZABÓ SÁNDOR a Nyíregyházi Egyetem Környezettudományi Intézetének oktatója. Kutatásaiban kísérleti módszerekkel arra keresi a választ, hogy milyen folyamatok okozzák, hogy a vízinövények közötti versenyben egyik növénycsoport akár teljesen kiszorítja a másikat. A vizsgálatokat kontrollált fény és hőmérséklet viszonyok között végezte úszó emersz és szubmersz hínárnövényeken.

A Dandár fürd mikrobiológiai vizsgálata

Lippai Anett^{***}, Káli Szandra*, Vajna Balázs*, Szuróczki Sára*, Tóth Erika*

* Eötvös Loránd Tudományegyetem, Mikrobiológiai Tanszék, H-1117 Budapest Pázmány Péter sétány 1/C

** FKF Nonprofit Zrt., H-1087 Budapest, Alföldi utca 7.

Kivonat

Gyógyfürd ink vizét els sorban közegészségügyi szempontból vizsgálják, a forrásokat és medencéket benépesít természetes mikrobaközösségekr l ismereteink hiányosak. Munkák során a Dandár gyógyfürd 44°C-os forrásvizét, egy tölt -ürít és egy vízforgatásos 38°C-os, valamint egy tölt -ürít 20°C-os medencéjének mikrobiológiai vizsgálatát végeztük el. Tenyésztés során oligotróf tápközegeket alkalmaztunk, az izolált baktérium törzseket 16S rRNS génjük bázissorrend elemzése alapján azonosítottuk. A vízminták összes sejtszámát meghatároztuk: forrás 1,43*10⁴ sejt/ml, a tölt -ürít típusú 38°C-os medencében 4,94*10⁶ sejt/ml, a 20°C-os medencében 2,6*10⁶ sejt/ml, a vízforgatásos 38°C-os medencében 7,83*10⁵ sejt/ml értékeket kaptunk. A forrásvízben tenyésztéses eljárással domináns taxonok a *Brevibacillus choshinensis* és *Brevibacillus brevis* voltak. A beltéri 38°C-os medencéb l jelent s mennyiségben izoláltuk a *Hydrogenophaga atypica* faj képvisel it, a kültéri vízforgatásos medencéb l pedig különböz *Pseudomonas* fajokat, amelyek a természetben széles körben elterjedtek. A beltéri 20 °C-os medencében a *Brevundimonas* nemzetség tagjai és a *Micrococcus aloeverae* mellett domináns el fordulású volt a *Rhizobium herbae* és a *Porphyrobacter colymbi*.

T-RFLP vizsgálatunk alapján (Shannon és Simpson indexek) a forrás vize mutatkozott a legdiverzebbnek, tenyésztéssel azonban innen csak kevés taxont sikerült kimutatnunk.

Kulcsszavak

Kút és medence, m velés, 16S rRNS gén szekvenálás, baktérium diverzitás

Microbiological investigations in Dandár bath

Abstract

The waters of thermal baths are investigated mainly in hygienic aspects, there's only limited information about the natural bacterial communities of the waters of the well and pools. During our study the well water of the Dandár bath (44°C), two charging-unloading (38°C and 20°C) and a touring (38°C) pool waters were investigated. To cultivate bacteria oligotrophic media were used, the isolated bacterial strains were identified by 16S rRNA gene sequencing. Determination of total cell counts was also done: well water contained 1.43*10⁴ cell/mL, the charging-unloading 38°C pool 4.94*10⁶ cell/mL, the 20°C pool 2.6*10⁶ cell/mL, the touring 38°C pool 7.83*10⁵ cell/mL. In the well water the dominance of *Brevibacillus choshinensis* and *Brevibacillus brevis* could be observed, *Hydrogenophaga atypica* from the indoor 38°C pool, different *Pseudomonas* species from the outdoor 38°C pool, *Brevundimonas* species, *Micrococcus aloeverae*, *Rhizobium herbae* and *Porphyrobacter colymbi* from the indoor 20°C pool were cultivated as dominant taxa.

With T-RFLP (using Shannon and Simpson diversity) the well water was shown having the most diverse microbial community, although here with cultivation only a few bacteria were detected.

Keywords

Well and pool, cultivation, 16S rRNA gene sequencing, bacterial diversity

BEVEZETÉS

Hazánk a Kárpát-medence kedvez földtani körülményeinek köszönhet en igen gazdag termálfvíz-készlettel rendelkezik. Gyógyfürd ink vizét rekreációs célok mellett ivókúráként, különböz megbetegedések kezelésére is használják. A fürd k mikrobiológiai vizsgálata a közegészségügyi szempontból jelent s higiénés vizsgálatokra terjed ki, míg a fürd ket benépesít természetes mikroba közösségekr l ismereteink hiányosak - korábban a Budai Termálkasztnban található Diana-Hygieia forrást (*Anda és társai 2014*), a Harkány fürd két termel kútját (*Borsodi és társai 2013*), a Gellért fürd forrását és egy medencéjét (*Szuróczki és társai 2016*) valamint a Széchenyi fürd forrását (*Anda és társai 2015*) vizsgálták, azonban a fürd k vizér l nem készült eddig átfogó mikrobiológiai vizsgálat.

A Dandár fürd 1978-tól termálfürd ként funkcionál. A fürd t ellátó forrásvíz 372 méter mélyr l tör fel, magas kalcium, nátrium, klorid, szulfát, fluor és hidrogénkarbonát tartalommal jellemezhet , amelyet terápiás céllal ízületek degeneratív betegségeire, gyulladások, porckorongsérv és idegszábák kezelésére használnak

(<http://www.dandarfurdo.hu/a-furdorol>). A fürd különböz h mérséklet , elhelyezkedés (beltéri és kültéri) és vízkezelés (tölt -ürít és vízforgatásos) medencékkel rendelkezik, melyek higiénés és általános kémiai vizsgálatát minden hónapban a Budapest Gyógyfürd i és Hévízei Zrt. Vízmin ség vizsgáló laboratóriuma elvégzi, az általunk vizsgált medencékkel ez idáig higiénés problémákat nem jeleztek.

Munkák célja a Dandár fürd mikrobiológiai vizsgálata - a forrástól a medencéig - speciális tenyésztéses technikák és egy tenyésztést l független eljárás alkalmazásával. Az oligotróf közegekben l történ tenyésztés mindig nehéz, mivel a hagyományos tenyésztési módszerek inkább a gyorsabb növekedés fajoknak kedveznek, továbbá a nagy mennyiség tápanyag gátló hatással bír az oligotróf baktériumok növekedésére, ezért célszer alacsony tápanyag koncentrációjú médiumokat alkalmazni (*Ferrari és társai 2005*). A tenyésztéshez kedvez körülményeket teremtenek továbbá az alternatív táptalaj-szilárdító ágensek (pl. gellángumi) (*Kamagata és társai 2005*),

a megnövelt inkubációs idő (Davis és társai 2004) és speciális tenyésztési technikák (pl. poliuretán blokkok) használata (Yasumoto-Hirose és társai 2006). A tenyésztési eljárások hátrányai miatt célszerű a vízminőség összes sejtszámát is meghatározni, illetve molekuláris vizsgálatok segítségével diverzitás vizsgálatokat végezni.

CÉLKIT ZÉS

Munkánk célja a Dandár fürdő 44°C-os forrásvizének (DF), egy beltéri töltő-ürítő típusú 38°C-os medencéjének (DM1), egy beltéri töltő-ürítő típusú 20°C-os medencéjének (DM2) és egy kültéri vízforgató 38°C-os (DM3) medencéjének mikrobiológiai vizsgálata.

ANYAG ÉS MÓDSZER

Mintavétel

Az első mintavétel 2015. március 04-én történt a Dandár fürdő forrásvizéből (DF1) és három medencéjéből (DM1_1, DM2_1, DM3_1). A forrásvíz a fürdő ivókútjából származott, hőmérséklete 44°C-os, pH-ja 7,5. A DM1 medence 26,5 nm²-es, 38°C-os, pH-ja 7,2; a mintavételkor 12 fürdő tartózkodott a medencében. A DM2 medence 13,5 nm²-es, 20°C-os, pH-ja 7,1; a mintavételkor 1 fürdő tartózkodott a medencében. A DM3 medence kültéri, 38°C-os élmény medence, pH-ja 7,2; a mintavételkor 8 fürdő tartózkodott a medencében.

A molekuláris vizsgálatokhoz sor került egy második mintavételre is 2016. február 17-én (DF2, DM1_2, DM2_2, DM3_2), ekkor a medencékben tartózkodó emberek számáról nem kaptunk információt.

A mintavétel mindkét esetben 1 L-es, steril csavarkupakos üvegekbe történt a mikrobiológia szabályainak figyelembe vételével az MSZ EN ISO 19458:2007 szabványnak megfelelően, mind a folyamatos áramlású ivókútból, a medencékben 1 méteres technika által (a vízfelszín alól 10-15 cm-ről).

Mintafeldolgozás tenyésztési vizsgálatok céljából

A tenyésztési vizsgálatokhoz tápanyagban szegény 10%-os R2A táptalajt (Reasoner és társai 1985) és a Gel-lért fürdő korábbi vizsgálata során alkalmazott minimál médiumot (Szuróczki és társai 2016) használtunk, agar-agar és gelrite szilárdító ágensekkel, desztillált víz helyett fürdő vízzel elkészítve.

A vízminőségéből steril desztillált vízzel hígítási sorozatot készítettünk, majd minden hígítási tagból a négyféle táptalajra szélesztettünk. A forrásvíz esetében az inkubáció 44°C-on 9 napig tartott, a DM1 és DM3 medencék esetében 38°C-on 7 napig, a DM2 medence esetében 20°C-on, szintén 7 napig. A közvetlen szélesztés mellett a forrásvízből purhab tömbös dúsítást is végeztünk (Szuróczki és társai 2016), a dúsítókat 3 héten át 44°C-on termosztáltuk, majd hígítási sorozatot készítve a közvetlen szélesztéshez hasonlóan négyféle táptalajra szélesztettünk. Minden technika esetén a kinövekvő kolóniákból 50-50-t random módon izoláltunk, majd a tenyészeteket tisztítottuk.

A tenyésztett törzsek DNS-ét izoláltuk (Szuróczki és társai 2016), polimeráz láncreakciót követően

(Kalwasinska és társai 2015), ARDRA módszerrel csoportokat képeztünk. A csoportrepresentációkat és a csoporton kívül eső törzseket 16S rRNS génjük bázissorrend elemzése alapján azonosítottuk (Szuróczki és társai 2016).

Mintafeldolgozás összes sejtszám meghatározásához

A vízminőség összes sejtszámát DAPI festést követően határoztuk meg epifluoreszcens mikroszkóp alkalmazásával (Máthé és társai 2014). A medencék vizéből 1 l-10-50 ml-eket, a forrásvízből 100-200-300 ml-eket szűrünk steril polikarbonát szűrővel.

Mintafeldolgozás T-RFLP vizsgálathoz

Munkánk során T-RFLP (terminális restrikciós fragmenthossz polimorfizmus) módszerrel is vizsgáltuk a minták bakteriális diverzitását. A forrásvízből 500 ml-t, míg a medence vizekből 200 ml-t szűrünk 0,45 µm pórusátmérőjű cellulóz-észter (Whatman ME 25/21 STL) filteren keresztül. A közösségi DNS kivonását az UltraClean Soil DNA Isolation Kit (MoBio Laboratories Inc., USA) protokollja alapján végeztük, a gyártó utasításainak megfelelően. Az amplifikációhoz fluoreszcensen (HEX) jelölt 27 forward (5'-AGA GTT TGA TCM TGG CTC AG-3') és 534 reverz (5'-ATT ACC GGG GCT GCT-3') primereket használtunk. A PCR reakció és a kapott termékek enzimatisztását (Szuróczki és társai 2016) követően nagy felbontású kapilláris gélelektroforézis segítségével végeztük el a DNS fragmentumok elválasztását, ahol a fluoreszcensen jelölt szakaszokat a módszer lézertény segítségével detektálta (Sipos és társai 2007). A T-RFLP során kapott kromatogramokat a GeneMapper® Software v3.7 (Applied Biosystems, Foster City, CA, USA) segítségével elemeztük ki.

EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK

Összes sejtszám meghatározásának eredményei

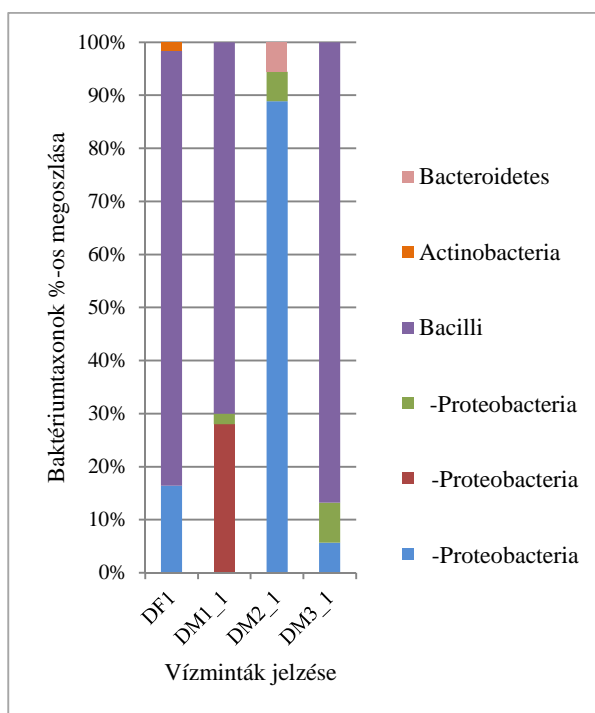
A vízminőség összes sejtszámának értékeiben legalább egy nagyságrendnyi különbség figyelhető meg a forrásvíz és a medencék között. A forrásvízben (DF1) 1,43*10⁴ sejt/ml; a DM1_1 medencében 4,94*10⁶ sejt/ml; a DM2_1 medencében 2,6*10⁶ sejt/ml; a DM3_1 medencében 7,83*10⁵ sejt/ml értékeket kaptunk. A medencékben 1 származó vízminőség sejtszámának magasabb értékei egyrészt az antropogén hatással, másrészt a különböző érintettség környezettel (beltéri és kültéri medencék, vízkezelési módja) magyarázhatók. Emellett a zárt térben és a külső környezetben a levegő hőmérséklete, páratartalma, stb. is eltér, továbbá a kültéri medencékbe jelentős mennyiségű egyéb környezeti mikroorganizmus kerülhet a vizekbe. Az azonos hőmérsékletű medencék közül a beltéri 38°C-os medence (DM1_1) sejtszáma bizonyult a legmagasabbnak, itt a víztisztítás töltő-ürítő rendszerrel történik. A töltő-ürítő rendszerre a vízforgatóval szemben nem alkalmaznak fertőtlenítő szereket, a medencék vizét minden nap ürítik, majd friss forrásvízzel töltik fel.

Tenyésztési vizsgálatok eredményei és értékelésük

Munkánk során összesen 222 törzset tisztítottunk, hoztuk létre: 61 törzset a forrásból (5 faj), 55 törzset a DM1 medencéből (5 faj), 52 törzset a DM2 medencéből (16 faj), 54 törzset a DM3 medencéből (9 faj). A 16S rRNS

génjeik bázissorrend elemzése alapján a Dandár fürdő vizében a Bacilli osztály képviselői jelentek meg a legnagyobb számban (forrásból 50 izolált törzs; DM1_1 medencéből 35 izolált törzs; DM3_1 medencéből 46 izolált törzs), amely a *Brevibacillus choshinensis* és a *Brevibacillus brevis* domináns megjelenésének köszönhető. A forrásvízben alapvetően kevés baktériumtaxont sikerült tenyésztésbe vonni - a *Brevibacillus nemzetség* tagjai mellett a *Brevundimonas viscosa*, *Ferrovibrio denitrificans* és a *Micorococcus aloeverae* mikrobákat sikerült kimutatni. A DM2_1 medence vizében az Alphaproteobacteria osztály képviselői (32 izolált törzs) voltak legnagyobb számban jelen (1. ábra).

Szakirodalmi adatok alapján a *Brevibacillus choshinensis* növekedési optimuma 30-40°C között van, különböző fehérjéket és toxinokat is képes kiválasztani a környezetébe, melyek által más szervezetek növekedését gátolja (D'Urzo és társai 2013). Ezen baktérium ilyen mértékben domináns megjelenése mind a forrásban, mind a medencékben további vizsgálatok tárgyát képezheti, de lehetséges, hogy az általa termelt antimikrobiális anyagok tehetnek felelőssé dominanciájáért. Hiánya a 20°C-os medence vizében valószínűleg a baktérium hőmérsékleti optimumával függ össze. A forrásvíz esetében alkalmazott puhább tömbös dúsítás során a *Brevundimonas viscosa* és a *Ferrovibrio denitrificans* baktériumokat izoláltuk, ezen baktériumokat közvetlen szélesztéssel nem sikerült kimutatni.



1. ábra. A Dandár fürdő forrásában és medencéinek vizében elforduló taxonómiai csoportok %-os aránya

Figure 1. Ratio of bacterial taxa of the well and pool water of Dandár bath

A 38°C-os medencék baktériumközösségeinek összehasonlításakor azt tapasztaltuk, hogy a kültéri, 38°C-os DM3_1 medence vizében jóval több baktériumtaxont sikerült izolálnunk, mint a beltéri, DM1_1-es jelzésűben. El-

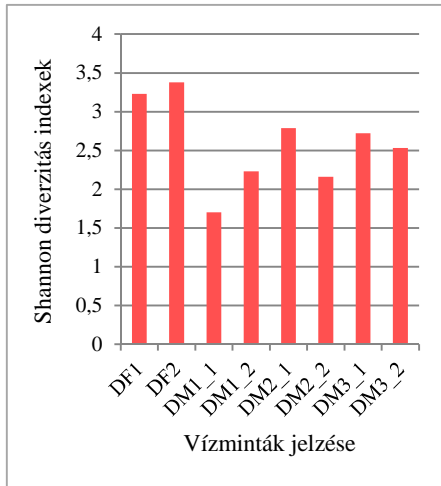
fordulhat, hogy a nem fedett, kültéri medencébe a környezetből jóval többféle mikroorganizmus kerül be, mint a fürdő belsejében található, de az eltérő jellegű vízkezelés és a fürdő vizének száma is indokolhatja a különbözőséget. A DM3_1 medence vizében kitenyészthető baktériumfajok: *Pseudomonas guguanensis* (Liu és társai 2013), *Pseudomonas alcaligenes* (Valenstein és társai 1983), *Micrococcus luteus* (Wieser és társai 2002), *Porphyrobacter dokdonensis* (Yoon és társai 2006), *Blastomonas natatoria* (Hiraishi és társai 2000), legtöbbjük környezeti mintákban (vizek, talajok) általánosan előforduló szervezetek. Kizárólag a DM1_1 medencében sikerült kimutatnunk a *Hydrogenophaga atypica* baktériumot, amely nemzetségének egyéb képviselőivel ellentétben nem képes H₂-n történő kemolitotróf szaporodásra (Kämpfer és társai 2005). Ezt a fajt sikerült a legnagyobb számban izolálnunk a *Brevibacillus choshinensis* mellett a medencében.

A 20°C-os medence vizének baktériumközössége eltér a melegebb víz medencékétől: domináns elfordulású a *Rhizobium herbae*, amely az egyetlen általunk izolált nitrogénfixáló baktérium, habár a nitrogén megkötésnek általában jelentős szerepe van az oligotróf környezetekben (Szuróczi és társai 2016). Nagyobb számban izoláltuk a *Porphyrobacter colymbi* és *Sphingopyxis bauzanensis* baktériumokat is. Ugyanakkor megjegyzendő, hogy ebből a medencéből számos faj esetében csak 1-1 törzset sikerült tenyésztésbe vonni, mint például az *Acinetobacter parvus*, *Acinetobacter johnsonii*, *Flavobacterium johnsoniae*, *Flavobacterium chunkybukense*, *Sphingomonas faeni*, *Brevundimonas nasdae*, *Brevundimonas lenta*, *Paracoccus carotinifaciens*, *Mycobacterium frederikbergense*, *Rhodococcus fasciens* esetében, de a forrásvízben is jelen lévő *Micrococcus aloeverae*-t is.

Mivel a medencék vize a forrásból származik, ezért várható volt, hogy sikerül tenyésztésbe vonni olyan baktériumokat, melyeket mind a forrásban, mind a medencékben megtalálhatóak. Az esetünkben tapasztalt kis átfedés valószínűleg több okra vezethető vissza: egyrészt az erdőtől teljes antropogén hatásra, ami a medencékben érvényesül, valamint a forrásban még előforduló, lassabban növekvő mikroorganizmusokat a medencékben túlnőtték a gyorsabban növekvő, esetleg emberi hámfelületről, illetve a külső környezetből származó heterotróf baktériumok. Emellett a forrás eredetű mikroorganizmusokra hatással lehetnek a medencékben alkalmazott vízkezelési eljárások is, amelynek köszönhetően a baktériumok a medencékbe kerülve nem képesek túlélni. Munkánk során néhány oportunistá patogént is sikerült kimutatni: *Pseudomonas stutzeri* (Noble és társai 1994) a DM1_1 medencéből, *Acinetobacter johnsonii* (Seifert és társai 1993) a DM2_1 medencéből, *Brevundimonas nasdae* (Lee és társai 2011) a DM2_1 medencéből, *Pseudomonas alcaligenes* (Valenstein és társai 1983) a DM3_1 medencéből, *Microbacterium paraoxydans* (Laffineur és társai 2003) a DM3_1 medencéből. Utóbbi az egyetlen olyan baktériumfaj, amely bizonyítottan antropogén eredetű, hiszen ezidáig környezeti mintákból nem sikerült izolálni (Gneiding és társai 2008).

T-RFLP vizsgálatok eredményei

A TRFLP profilok alapján számolt Shannon diverzitás indexek szerint a forrás er teljesen diverz baktériumközösséggel jellemezhető (2. ábra). Tenyésztéssel ebből a mintából azonban csak kevésféle taxont sikerült kimutatnunk (1. ábra), amely felhívja a figyelmet a tenyésztési módszerek szelektivitására.



2. ábra. T-RFLP profilok alapján számolt Shannon diverzitás indexek a Dandár fürdő forrás és medencéinek vízében

Figure 2. Shannon diversity indices of the well and pool waters of Dandár bath based on T-RFLP

A medencék közül a DM1_1 beltéri 38°C-os medence bizonyult a legkevésbé diverznek, amelyek egybevágóak a tenyésztéssel kapott eredményekkel, hiszen tenyésztési vizsgálatokkal is ebből a medencéből sikerült a legkevesebbféle taxont kimutatni. Mivel a forrásvíz nincs kitéve különböző jellegű zavarásoknak, kialakulhat benne egy stabil baktériumközösség. Ezt igazolja az is, hogy a különböző időpontokban vett forrásminták egymással nagyfokú hasonlóságot mutatnak (3. ábra).

A medencék vize a forrás vizétől határozottan elkülönül, sokszor az eltérő időpontokban vett minták is nagy különbségeket mutatnak (3. ábra).

Ennek oka az lehet, hogy a különböző mintavételi időpontokban más személyek tartózkodtak a medencékben, emellett a mikrobaközösségekre hatással lehetnek a víz-tisztítás típusai, illetve a környezetből bekerülő eltérő (esetleg csak átmenetileg ott tartózkodó) mikroorganizmusok is.

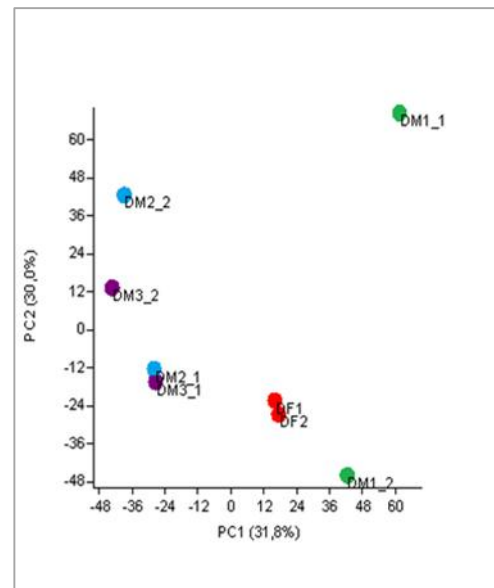
A DM1 medence első mintavételi időpontjának (DM1_1) mikrobiális közössége számunkra egyelőre ismeretlen tényezők alapján teljesen elkülönül minden egyéb mintától, bár igaz, hogy tenyésztéssel is csak kevés átfedést tapasztaltunk.

Ahhoz, hogy a pontos, taxonok közötti különbségeket megismerjük, eredményeinket további, tenyésztéssel független vizsgálatokkal (pl. újgenerációs szekvenálás) célszerű kiegészíteni.

A Dandár fürdő vizének összehasonlítása más források mikrobaközösségével

A fürdő vizekre irányuló mikrobiológiai kutatások során legtöbb esetben a higiénés szempontokat vizsgálták,

így kevés információ áll rendelkezésünkre a gyógyfürdő teljes mikrobiális összetételéről.



3. ábra. A T-RFLP alapján az összes mintára végzett fő komponens analízis eredménye

Figure 3. PCA analysis of different samples based on their T-RFLP profiles

A budai Gellért fürdő tápláló 36°C-os forrásvízben az általunk izolált forrásból a Firmicutes, Actinobacteria és a Proteobacteria (Alphaproteobacteria) képviselőit szintén kimutatták tenyésztési módszerekkel, a tápanyagokat alacsony koncentrációban tartalmazó 10% R2A és Minimál Médium alkalmazásával (Szuróczi és társai 2016). Az átfedés nem meglepő, hiszen a Dandár fürdő és a Gellért fürdő tápláló forrás közös eredetű. A két fürdő medencéiben néhány közös baktérium nemzetséget - *Rhizobium*, *Porphyrobacter*, *Blastomonas*, *Pseudomonas*, *Acinetobacter*- is sikerült kimutatni.

Szintén a Budai Termálkarsztban található Diana-Hygieia termálforrás 31°C-os forrásvízéből, R2A és vas-szulfát tartalmú Sphaerotilus-Leptothrix táptalajok alkalmazásával a Dandár fürdő forrásához hasonlóan a legnagyobb számban a Firmicutes képviselői jelentek meg, a Proteobacteria (Alphaproteobacteria, Betaproteobacteria és Gammaproteobacteria) és az Actinobacteria mellett. A tenyésztési vizsgálatok mellett molekuláris klónozás segítségével is vizsgálták a Diana-Hygieia forrásvizét, amely során dominánsnak a Betaproteobacteria és a Nitrospirae képviselői bizonyultak (Anda és társai 2014).

A budapesti Széchenyi fürdő 1246 méter mélyről, 76°C-os hőmérséklettel a felszínre érkező forrásvizét (Anda és társai 2015) és a Harkányi Gyógyfürdő két termelőkútjának (Büdöstopolca I. és Büdöstopolca II.) kénes vizéből származó (BTK) szintén molekuláris klónozás segítségével vizsgálták (Miseta 2012). Mindkét fürdő esetében a Proteobacteria képviselői jelentek meg nagy számban - a Széchenyi forrásában a Betaproteobacteria, a Harkányi fürdő esetében a Deltaproteobacteria és Epsilonproteobacteria képviselői voltak dominánsak, emellett az Alphaproteobacteria és Betaproteobacteria osztályba tartozó mikroorganizmusok elfordulása is ta-

pasztható volt. Természetesen az eltér vizsgálati módszerek alkalmazása nem teszi lehetővé a pontos összehasonlítást, megjegyzendő azonban, hogy a Bacilli és Proteobacteria phylumok domináns elfordulását természetes vizekben és forrásokban több irodalom is alátámasztja (Edwards és társai 2013, Sayeh és társai 2010, Loy és társai 2005, Qin és társai 2016).

ÖSSZEFOGLALÁS

A termálforrások olyan egyedülálló környezetek, ahol csak kevés élőlény, elsősorban prokarióta szervezetek képesek élni. Munkánk során a Dandár fürdő forrásának és három medencéjének a mikrobiológiai vizsgálatát végeztük el, tenyésztésen alapuló és tenyésztéstől független eljárások alkalmazásával.

Az összes sejtszám meghatározás eredményei alapján a forrás és a medencék között 1-2 nagyságrendnyi különbség figyelhető meg. Az azonos hőmérsékletű medencék közül a beltéri 38°C-os medence sejtszáma bizonyult a legmagasabbnak, amely akár a vízkezeléssel is adódhat, mivel abban töltőürítéssel jellemezhető a víztisztítás módja, míg a kültéri 38°C-os medencében vízforgatásos, ahol alkalmaznak fertőtlenítő szereket.

Mind a forrásban, mind a medencék esetében változatos összetételű mikrobaközösséget sikerült kimutatnunk minden általunk vizsgált módszerrel. A forrásból izolált baktériumok közül csak hármat (*Brevibacillus choshinensis*, *Brevibacillus brevis*, *Micrococcus aloeverae*) sikerült kimutatnunk a medencék vizéből, valószínűsíthető, hogy ezt az eltérő környezeti paraméterek (pl. antropogén hatás) a vízkezelés módja, esetleg a gyorsabban növekvő baktériumok domináns növekedése okozhatja. A kültéri medencében többféle baktériumtaxont sikerült kimutatnunk, amit indokolhat az, hogy a kültéri környezetben a vízbe akadálytalanul bekerülhetnek különféle mikroorganizmusok.

A molekuláris vizsgálathoz (T-RFLP) két mintavételi időpont eredményeit hasonlítottuk össze. Ezen módszerrel a forrás vize a tenyésztéses vizsgálatok eredményeivel szemben diverz baktériumközösséggel jellemezhető. Ugyanakkor a forrásvíz mindkét mintavételkor nagyfokú hasonlóságot mutat, ami nem meglepő, mivel nincs kitéve külső zavarásnak. A beltéri 38°C-os medence vízmintájában a mikrobiológiai szempontból a legkevésbé összetettnek, ezt az eredményt a tenyésztéses vizsgálataink során is sikerült igazolnunk.

IRODALOMJEGYZÉK

Anda, D., Bükki, G., Krett, G., Makk, J., Márialigeti, K., Erőss, A., Mádl-Sznyi, J., Borsodi, A., K. (2014). Diversity and morphological structure of bacterial communities inhabiting the Diana-Hygieia thermal spring (Budapest, Hungary). *Acta Microbiol Immunol Hung* 61, 329-346.

Anda, D., Makk, J., Krett, G., Jurecska, L., Márialigeti, K., Mádl-Sznyi, J., Borsodi, A., K. (2015). Thermophilic prokaryotic communities inhabiting the biofilm and well water of a thermal karst system located in Budapest (Hungary). *Extremophiles* 19(4), 787-97.

Borsodi, A., Miseta, R., Palatinszky, M., Makk, J., Márialigeti, K. (2013). Spatial and temporal changes of bacterial communities inhabiting the well waters of Harkány spa. *Acta Microbiol Immunol Hung* 60, 329-343.

Davis, K.E.R., Joseph, S.J., Janssen, P.H. (2004). Effects of growth medium, inoculum size, and incubation time on culturability and isolation of soil bacteria. *Appl Environ Microbiol* 71, 826-834.

D'Urzo, N., Martellini, M., Nenci, C., Brettoni, I., Telford, J.L., Maione, D. (2013). High-level intracellular expression of heterologous proteins in *Brevibacillus choshinensis* SP3 under the control of a xylose inducible promoter. - *Microbial cell factories* 1-12.

Edwards, T.A., Calica, N.A., Huang, D.A., Manoharan, N., Hou, W., Huang, L., Panosyan, H., Dong, H., Hedlund, B.P. (2013). Cultivation and characterization of thermophilic *Nitrospira* species from geothermal springs in the US Great Basin, China, and Armenia. - *FEMS Microbiology Ecology* 85, 283-292.

Ferrari, B.C., Binnerup, S.J., Gillings, M.G. (2005). Microcolony cultivation on a soil substrate membrane system selects for previously uncultured soil bacteria. *Applied and Environmental Microbiology*. 71, 8714-8720.

Gneiding, K., Frodl, R., Funke, G. (2008). Identities of *Microbacterium* spp. encountered in human clinical specimens. - *Journal of clinical microbiology* 46(11), 3646-3652.

Hiraishi, A., Kuraishi, H., Kawahara, K. (2000). Emendation of the description of *Blastomonas natoria* (Sly and Cahill 1997) as an aerobic photosynthetic bacterium and reclassification of *Erythromonas ursincola* Yurkov et al. 1997 as *Blastomonas ursincola* comb. nov. - *International journal of systematic and evolutionary microbiology* 50(3), 1113-1118.

Kagamata, Y., Tamaki, H. (2005). Cultivation of uncultured fastidious microbes. *Microb Environ* 20, 85-91.

Kalwasinska, A., Felföldi, T., Walczak, M., Kosobucki, P. (2015). Physiology and Molecular Phylogeny of Bacteria Isolated from Alkaline Distillery Lime. *Polish journal microbiology*, 64 (4), 369-377.

Kämpfer, P., Schulze, R., Jäckel, U., Malik, K.A., Amann, R., Spring, S. (2005). *Hydrogenophaga defluvia* sp. nov. and *Hydrogenophaga atypica* sp. nov., isolated from activated sludge. - *International journal of systematic and evolutionary microbiology* 55(1), 341-344.

Laffineur, K., Avesani, V., Cornu, G., Charlier, J., Janssens, M., Wauters, G., Delmée, M. (2003). Bacteremia due to a novel *Microbacterium* species in a patient with leukemia and description of *Microbacterium paraoxydans* sp. nov. - *Journal of clinical microbiology* 41(5), 2242-2246.

Lee, M. R., Huang, Y. T., Liao, C. H., Chuang, T. Y., Lin, C. K., Lee, S. W., Lai, C. C., Yu, C. J., Hsueh, P. R. (2011). Bacteremia caused by *Brevundimonas* species at a tertiary care hospital in Taiwan, 2000-2010. - *European Journal*

Of Clinical Microbiology And Infection Diseases 30, 1185–1191.

Liu Y. C., Young L. S., Lin S. Y., Hameed A., Hsu Y. H., WLai W. A., Shen F. T., Young C. C. (2013). *Pseudomonas guguanensis* sp. nov., a gammaproteobacterium isolated from a hot spring. - *International journal of systematic and evolutionary microbiology* 63(12), 4591-4598.

Loy A., Beisker W., Meier H. (2005). Diversity in bacteria growing in natural mineral water after bottling. - *Applied And Environmental Microbiology* 71, 3624-3632.

Máthé I., Borsodi A.K., Tóth E.M., Feldöldi T., Jurecska L., Krett G., Kelemen Zs., Elekes E., Barkács K., Máriaiget K. (2014). Vertical physico-chemical gradients with distinct microbial communities in the hypersaline and heliothermal Lake Ursu (Sovata, Romania). *Extremophiles* 18, 501-514.

Miseta R. (2012). A Harkányi Gyógyfürdő termelőkútjainak kénes karsztvizében előforduló baktériumközösségek filogenetikai diverzitása. - *Doktori Értekezés. ELTE Biológia Doktori Iskola. Zootaxonomía, Állatökológia, Hidrobiológia Doktori Program. 7-93.*

Noble R. C., Overman S. B. (1994). *Pseudomonas stutzeri* infection. A review of hospital isolates and a review of the literature. - *Diagnostic Microbiology And Infectious Disease* 19(1), 51-56.

Qin Y., Hou J., Deng M., Liu Q., Wu C., Ji Y., He X. (2016). Bacterial abundance and diversity in pond water supplied with different feeds. - *Scientific Reports* 6, 35235.

Reasoner D. J., Geldreich E. E. (1985). A new medium for the enumeration and subculture of bacteria from potable waters. - *Applied and Environmental Microbiology* 49, 1-7.

Sayeh R., Birrien J. L., Alain K., Barbier G., Hamdi M., Prieur D. (2010). Microbial diversity in Tunisian

geothermal springs as detected by molecular and culture-based approaches. - *Extremophiles* 14, 501-514.

Seifert H., Baginski R., Schulze A., Pulverer G. (1993). The distribution of *Acinetobacter* species in clinical culture materials. - *International Journal Of Medical Microbiology* 279(4), 544-552.

Sipos R, Szekely AJ, Palatinszky M, Revesz S, Máriaiget K, Nikolausz M (2007). Effect of primer mismatch, annealing temperature and PCR cycle number on 16S rRNA gene-targeting bacterial community analysis. *FEMS Microbiol Ecol* 60, 341–350.

Szuróczki S., Kéki Zs., Káli Sz., Lippai A., Máriaiget K., Tóth E. (2016). Microbial investigations on the water of a thermal bath at Budapest - *Acta microbiologica et immunologica Hungarica*, 63 (2), 229-241.

Valenstein P., Bardy G. H., Cox C. C., Zwadyk P. (1983). *Pseudomonas alcaligenes* endocarditis. - *American Journal Of Clinical Pathology* 79(2), 245-247.

Wieser M., Denner E. B., Kämpfer P., Schumann P., Tindall B., Steiner U., Vybiral D., Lubitz W., Maszenan A. M., Patel B. K. C., Seviour R. J., Radax C., Busse H. J. (2002). Emended descriptions of the genus *Micrococcus*, *Micrococcus luteus* (Cohn 1872) and *Micrococcus lylae* (Kloos et al. 1974). - *International journal of systematic and evolutionary microbiology* 52(2), 629-637.

Yasumoto-Hirose, M., Nishijima, M., Ngirchchol, M.K., Kanoh, K., Shizuri, Y., Miki, W. (2006). Isolation of marine bacteria by in situ culture on media-supplemented polyurethane foam. *Marine Biotechnol* 8, 227-237.

Yoon J. H., Kang S. J., Lee M. H., Oh H. W., Oh T. K. (2006). *Porphyrobacter dokdonensis* sp. nov., isolated from sea water. - *International journal of systematic and evolutionary microbiology* 56(5), 1079-1083.

<http://www.dandarfurdo.hu/a-furdorol>

A SZERZŐK



LIPPAI ANETT Biológus, MSc diplomáját az ELTE Mikrobiológiai Tanszékén szerezte 2012-ben. az FKF Nonprofit Zrt. analitikai és biológiai laboratóriumának biológusa, ahol környezeti minták mikrobiológiai és ökotoxikológiai vizsgálatával foglalkozik, emellett az ELTE Mikrobiológiai Tanszékének III.éves PhD hallgatója. Kutatási témája a budapesti gyógyfürdők mikrobiológiai vizsgálata.

KÁLI SZANDRA Biológus, az ELTE Mikrobiológiai Tanszékének szakdolgozójaként a Dandár gyógyfürdő vizének mikrobiológiai vizével foglalkozott 2014-2016-ig. Jelenleg az OKK-OKI Kísérletes Biológiai Osztályának biológusa, in vitro citotoxicitással, genotoxicitással, reverz mutagenitási vizsgálatokkal, mikronukleusz teszttel és fototoxicitási vizsgálatával foglalkozik.

Dr. VAJNA BALÁZS Biológus, mikrobiológus az ELTE Mikrobiológiai Tanszékén dolgozik adjunktusként. Oktat az alap, mester és doktori képzésben. Kutatási területe a baktériumok és gombák között kialakuló

kapcsolatrendszerek. A témakörön belül az elmúlt években a laskagomba-termesztés mikrobiális hátterét vizsgálta. Ezen felül a mikrobiális ökológiai adatsorok értelmezését és statisztikai vizsgálatát végzi.

SZURÓCZKI SÁRA Biológus, MSc diplomáját az Eötvös Loránd Tudományegyetemen szerezte 2015-ben. Diplomamunkáját az ELTE Mikrobiológiai tanszékén írta, melynek témája: egy budapesti termálfürdő baktériumközösségeinek feltérképezése tenyésztéses módszerekkel. Jelenleg az ELTE Környezettudományi Doktori Iskola hallgatója. Kutatási témája a Fertő mikrobiológiai vizsgálata.

Dr. TÓTH ERIKA Biológus, mikrobiológus az ELTE Mikrobiológiai Tanszékének habilitált egyetemi docense. Oktat az alap, mester és doktori képzésben. Kutatási területei a mikrobiális ökológia területén elsősorban vizes élőhelyek (természetes és mesterséges vizek) bakteriális közösségeinek vizsgálatát ölelik fel. A kemotaxonomiai labor vezetője, jelentős publikációi vannak a prokarióta taxonómia témakörében is. Tagja a ICSP (International Committee on Systematics of Prokaryotes) vezető ségének és a Magyar Mikrobiológiai társaság Ellenőrző Bizottságának. 2007 óta tagja a Magyar Hidrológiai Társaságnak.

Észak-kazahsztáni sós tavak ismeretlen prokarióta közösségei

Márton Zsuzsanna*, Szabó Attila*, Boros Emil**, Vörös Lajos** és Felföldi Tamás*

* ELTE Eötvös Loránd Tudományegyetem, Mikrobiológiai Tanszék, 1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/c.

(E-mail: mzsuzsi06@gmail.com)

** Magyar Tudományos Akadémia, Ökológiai Kutatóközpont, Balatoni Limnológiai Intézet, 8237 Tihany, Klebelsberg Kuno út 3.

Kivonat

Kutatásunk során célunk volt az észak-kazahsztáni sztyeppék területén található id szakos és ingadozó viz sekély sós tavak ismeretlen mikrobaközösségeinek feltárása és ezek összehasonlítása a magyarországi szikesek prokarióta közösségeivel. A szikes tavak jellegzetes vizes élő helyei a Kárpát-medencének, ezekre a tavakra jellemző a lúgos pH, a nátrium, a hidrogén-karbonát és karbonát ion dominancia. Ezzel szemben a vizsgált kazah tavak trofikus állapota és szalinitása széles skálán mozgott, jelentős részük hiperszalín és hipertróf jellegűt mutatott. Az itt élő prokarióták taxonómiai azonosítása a 16S rRNS molekuláris markergén alapján történt újgenerációs DNS-szekvenálás alkalmazásával Roche GS Junior platformon, az Archaea és Bacteria domének arányát pedig real-time PCR-rel határoztuk meg. A hat különböző karaktertől származó minták részletes vizsgálata alapján megállapítottuk, hogy a tavak mikrobaközösségei nagyban eltértek egymástól, a sósabb tavakra az Archaea domén nagyobb részaránya volt jellemző. Mind a hat tó esetében a Bacteria doménen belül a legabundánsabb csoportok a Proteobacteria és a Bacteroidetes törzsek voltak. Nagy számban fordultak elő a *Halomonas*, *Saccharospirillum*, *Spiribacter*, *Marivita* és *Psychroflexus* nemzetségek képviselői. A Parcubacteria egy jelenleg kevésbé ismert taxonómiai csoport, amely nagyobb arányban volt jelen a vizsgált tavakban, hozzájárulva mintavételi helyeink egyediségéhez. Jelenlegi eredményeink alapján az észak-kazahsztáni sekély sós tavak mikrobaközösségei markánsan különböznek a hazai szikes tavakétól, inkább az óceánok és más sós tavak mikrobiótájához hasonlítanak. Ezek az eredmények egybevágnak a tavak vízének kémiai elemzésével, ami alapján a vizsgált vizek domináns ionjai a nátrium, klorid és szulfát.

Kulcsszavak

16S rRNS gén, sós tó, Észak-Kazahsztán, Parcubacteria, baktériumközösség összetétel

Unknown prokaryotic communities of saline lakes in North Kazakhstan

Abstract

The aim of this research was to explore the unknown microbial communities of the astatic and semistatic shallow saline lakes of the North Kazakhstan steppe region and to compare them with the prokaryotic communities inhabiting Hungarian soda lakes. Soda lakes are characteristic aquatic habitats of the Carpathian Basin with alkaline pH and the dominance of sodium, bicarbonate and carbonate ions. The trophic state and salinity of the studied lakes in Kazakhstan varied in a wide range, many of them were hypersaline and hypertrophic. The identification of prokaryotes was based on the 16S rRNA taxonomic molecular marker gene, which was analysed on a Roche GS Junior platform, while the ratio of domains Archaea and Bacteria was determined by real-time PCR. Microbial communities of the lakes differed markedly based on the detailed analysis of six samples, lakes having higher salinity had higher proportion of Archaea. For all six lakes, the most abundant groups were phyla Proteobacteria and Bacteroidetes within the domain Bacteria. Representatives of genera *Halomonas*, *Saccharospirillum*, *Spiribacter*, *Marivita* and *Psychroflexus* occurred in large numbers. Parcubacteria is a currently not well-known taxonomic group, which was abundant in the investigated lakes, making our sites even more special. According to our results, microbial communities of the shallow saline lakes of North Kazakhstan are significantly different from those of Hungarian soda pans and are more similar to those inhabiting oceans and other saline lakes with NaCl dominance. These results are consistent with the chemical composition of the lakes, since the dominant ions of the studied sites are sodium, chloride and sulphate.

Keywords

16S rRNA gene, saline lake, Northern Kazakhstan, Parcubacteria, bacterial community composition

BEVEZETÉS

A tavakat kémiai összetétel szerint két típusba sorolhatjuk: szikes és sós tavak. A szikes tavak jellegzetes vizes élő helyei a Kárpát-medencének, ezekre a tavakra jellemző a lúgos pH, a nátrium, a hidrogén-karbonát és karbonát ion dominancia, a nagy napi hőingás. Irodalmi adatok alapján hasonló tavak szórványosan máshol is előfordulnak Földünkön, azonban ezek jellege több tényező tekintetében eltér (Boros és társai 2014). Észak-Kazahsztán sztyeppvidékének tájképe és vegetációja nagyon hasonlít az alföldi szikes pusztákéhoz (Boros és társai 2013), ezért feltételeztük, hogy az itt található sós tavak esetében találkozunk majd a szikesekre jellemző baktériumközösségekkel.

Az eurázsiai sztyeppén elhelyezkedő sós tavak csekély mélységükkel adódóan jelentősen ki vannak téve a szélsőségesen kontinentális klímának és az emberi hatásoknak, ebből kifolyólag különösen veszélyeztetett élőhelyeknek számítanak. Kis víztérfogatukból adódóan a kiszáradás és a folyamatot kísérő sókoncentráció növekedés meghatározó ezen vizek esetében. A nagyobb méretű, állandó szikes tavak ökológiája jól ismert ebben a térségben, azonban a sekély, id szakos és ingadozó vizű tavak vizsgálata csak az utóbbi években kezdődött meg (Boros és társai 2015).

ANYAG ÉS MÓDSZER

A mintavételezésre 2015. április-májusban került sor Észak-Kazahsztánban. Az alapvető vízkémiai paraméterek meghatározását a Tugyi és társai (2016) által közölt

módszerek szerint végeztük. Molekuláris biológiai vizsgálatok céljára a tavak vizének felső rétegéből 100-200 ml-t 0,22 µm-es fecskendőszűrőn (Merck Millipore) szűrünk át. A DNS kivonást a szűrőpapírból Power Soil DNA Isolation Kit-tel (MoBio Laboratories) végeztük a gyártó utasításainak megfelelően, azzal a különbséggel, hogy a sejtek feltárása sejtmalommal (Retsch) történt 30 Hz-en 2 percen keresztül.

A taxonómiai azonosításhoz a 16S rRNS molekuláris markergént szaporítottuk fel polimeráz láncreakció segítségével három párhuzamos reakcióban. A reakcióelegy összetétele a következő volt 20 µl térfogatban: 4 µl 5× Phusion HF Buffer (Thermo Fisher Scientific), 0,2 mM dNTP (Fermentas), 0,4 µg/µL BSA (Fermentas), 0,02 U/µL Phusion High Fidelity DNS polimeráz enzim (Thermo Fischer), 0,5 µM S-D-Bact-0341-b-S-17 és 0,5 µM S-D-Bact-0785-a-A21 primer (Bacteria-specifikus reakció), illetve 0,5 µM S-D-Arch-0519-a-S-15 és 0,5 µM S-D-Arch-1041-a-A-18 primer (Archaea-specifikus reakció) (Klindworth és társai 2013) és 1 µl DNS. A primereket elzetesen egyedi mintaazonosítóval és a szekvenáló platformnak megfelelő adapterekkel láttuk el. A reakcióhőprofilja a következő volt: kezdeti denaturáció 98 °C 5 perc; 28 ciklus: denaturáció 95 °C 40 másodperc, annealáció 55 °C 2 perc és extenzió 72 °C 1 perc; végső extenzió 72 °C 10 perc. A párhuzamos PCR termékeket egyesítettük, majd High Pure PCR Cleanup Micro Kit (Roche) segítségével tisztítottuk. Koncentráci-

ójuk meghatározása és tisztaságuk ellenőrzése Agilent High Sensitivity DNA Kit-tel történt 2100 Bioanalyzer készüléken (Agilent Technologies). Az egyedi DNS molekulák bázissorrendjének meghatározását GS Junior (Roche) készüléken végeztük a gyártó utasításainak megfelelően. A nyers DNS szekvencia adatok feldolgozását a mothur v1.35 szoftverrel (Schloss és társai 2009), a szekvenciák illesztését a SINA programmal (Pruesse és társai 2012), a taxonok azonosítását pedig az ARB-SILVA referencia adatbázis (Quast és társai 2013) alapján végeztük. Ezt követően OTU-kat („operational taxonomic unit”, azaz operatív taxonómiai egység) hoztunk létre a bakteriális fajszám becslésénél javasolt 97%-os hasonlósági értéknél (Tindall és társai 2010), ezek szolgáltak a további statisztikai elemzések alapjául.

A tavak Bacteria és Archaea taxonjainak arányát real-time PCR-rel határoztuk meg, Taqman próbák használatával. A reakcióelegy összetétele a következő volt 16 µl térfogatban: 2x Taqman Gene Expression Mastermix (Applied Biosystems), 20x Assay: BACT1369F, PROK1492R, TM1389F (Suzuki és társai 2000), illetve Arch349F, Arch806R és Arch516F (Takai és Horikoshi 2000) és 1 µl DNS. A reakcióhőprofilja a következő volt: 50 °C 2 perc, 95 °C 10 perc; 40 ciklus: 95 °C 15 másodperc, 56 °C (Bacteria), illetve 59 °C (Archaea) 1 perc. A reakciókat StepOnePlus Real-Time PCR (Thermo Fisher Scientific) készüléken végeztük.

1. táblázat. A vizsgált észak-kazahsztáni sós tavak limnológiai jellemzői
Table 1. Limnological characteristics of the studied saline lakes of Northern Kazakhstan

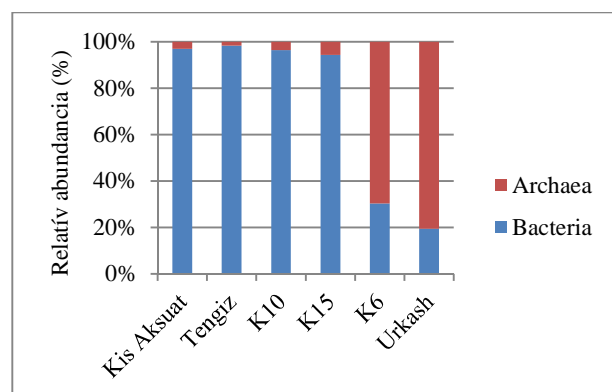
Tó neve	Vízmélység (cm)	pH	Sótartalom (g/L)	Teljes foszfortartalom (µg/L)	Klorofill-a (µg/L)	Nitrát tartalom (µg/L)
Kis Aksuat	50	8,36	3,0	249	53,4	123
Tengiz	70	8,89	11,2	351	377,6	39
K10	70	8,57	24,4	95	8,53	72
K15	20	9,46	74,7	49	5,97	57
K6	10	8,14	176	309	9,70	300
Urkash	10	7,45	261	26	6,50	15

EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK

A mintavételkor mért és később laboratóriumban meghatározott fizikai-kémiai jellemzőket az 1. táblázat tartalmazza. Összesen tizenhat tó vizét vizsgáltuk, a tavak trofikus állapota és szalinitása széles skálán mozgott, jelentős részük hipertróf és hiperszalin jelleget mutatott. Ezek közül hat tó bakteriális közösségének összetételét tártuk fel részletesen.

A tavak többségében a Bacteria domén volt meghatározó (1. ábra). Azonban a K6 jelzésű tó és az Urkash tó esetében az Archaea domén tagjai legalább kétszeres mennyiségben voltak jelen, mindez jól összevethető a fizikai-kémiai paraméterekkel, mivel a vizsgált tavak között a sótartalom ezekben volt a legmagasabb. A Kulunda sztyeppén (Altaj-hegyvidék, Oroszország) négy hiperszalin tavon végzett vizsgálatok alapján Vavourakis és munkatársai megállapították, hogy a sókoncentrációnak meghatározó szerepe van a prokarióta közösség szerkezetére. 250 g/L sókoncentráció esetében a bakteriális fajgazdagság jelentősen csökken és a *Halobacteria* genus képviselői válnak dominánssá.

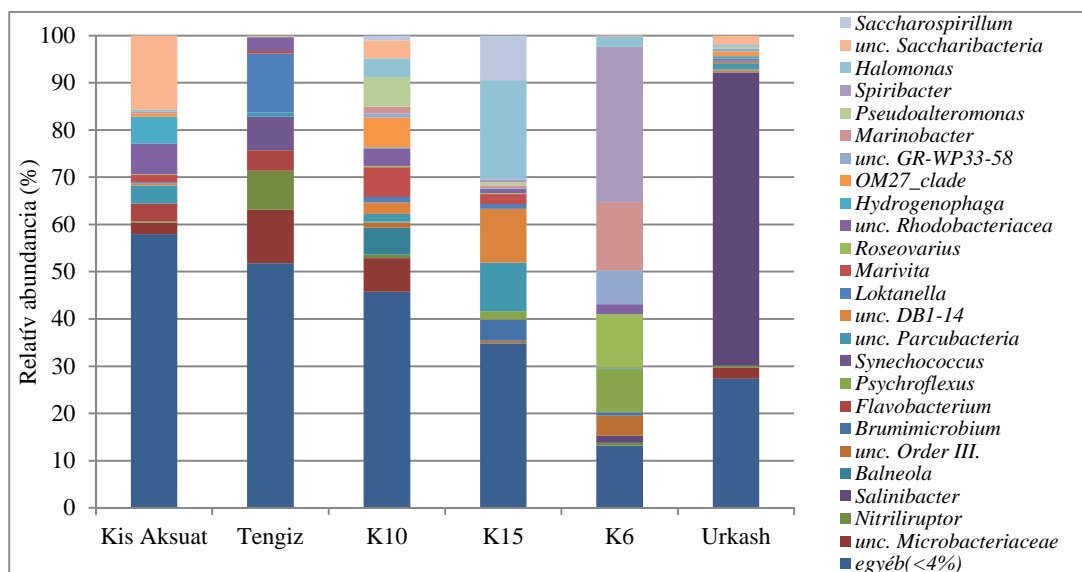
Efeletti sókoncentrációnál pedig már az Archaea domén tagjai voltak jelen nagyobb számban (Vavourakis és társai 2016). Mindez alátámasztja az általunk kapott eredményeket.



1. ábra: A Bacteria és Archaea domének relatív mennyisége
Figure 1.: Relative abundance of domains Bacteria and Archaea

Az újgenerációs DNS-szekvenálás eredménye alapján mind a hat tó esetében a Proteobacteria és Bacteroidetes törzsek voltak jelen legnagyobb mennyiségben a Bacteria doménen belül. Nagy számban fordultak el a *Halomonas*, *Saccharospirillum*, *Spiribacter*, *Marivita* és *Psychroflexus* nemzetségek képviselői (2. ábra). A *Halomonas* nemzetség a Proteobacteria törzs tagja, Gram-negatív, pálcika alakú, halofil baktérium (*Vreeland és társai 1980*). Az extrém sós környezet ellen ektoin akkumulációval védekeznek. Az ektoin egy olyan oldott anyag, amely ozmolitként viselkedve képes az enzimeket stabilizálni, ezáltal a sejteket védeni az ozmotikus stressz ellen (*Schwibbert és társai 2010*). A *Saccharospirillum* nemzetség tagjaira jellemző a Gram-negatív sejtfal, a kokkoid alak és a poláris csillózat. Képviseleik obligát aerob, mikroaerofil vagy fakultatív anaerob heterotróf életmódot folytatnak (*Ahyoung és társai 2011*). A

Spiribacter genus tagjaira jellemző a Gram-negatív sejtfal és a görbült pálcika sejtalak. Kizárólag aerob, heterotróf baktériumok tartoznak ide. Olyannyira szorosan kötődnek a sós környezetekhez, hogy konyhasó (NaCl) hiányában nem képesek a növekedésre (*María és társai 2014*). A *Psychroflexus* nemzetség tagjaira jellemző a Gram-negatív sejtfal, a többféle alak (pálcika, gömb) és a narancssárga pigmentáció. Obligát aerobok és kemoheterotróf anyagcserével rendelkeznek, a kevésbé vagy mérsékelten halofil baktériumok közé tartoznak. Laboratóriumi környezetben optimális növekedésükhöz tengervíz igényelnek (*Bowman és társai 1998*). A *Marivita* nemzetség a Rhodobacteraceae család tagja. Képviseleire jellemző a Gram-negatív sejtfal és a pálcika alak. Kizárólag aerob környezetben képesek növekedésre. Tengeri, óceáni környezetben fordulnak el (*Hwang és társai 2009*).



2. ábra. A vizsgált tavak domináns Bacteria nemzetségei 16S rRNS gén alapján (unc.= ismeretlen)

Figure 2. Dominant genera of Bacteria in the studied lakes based on the 16S rRNA gene (unc.= unclassified, unknown taxa)

2. táblázat. A vizsgált tavak bakteriális fajgazdagsága fajszám becslés és diverzitási indexek alapján (Zárójelben láthatóak az egyes tavak szekvencia számai. 1330 a legkisebb szekvencia szám, amely érték alapján a többi minta adatát újra mintavételeztük, *Pi-ros*=legdiverzebb, *Kék*=legkevésbé diverz)

Table 2.: Richness estimators and diversity indices of the studied lakes (In the parentheses, the numbers represent the sequence numbers of each lake. The smallest sequence number was 1330, which was used for subsampling other sample sets)

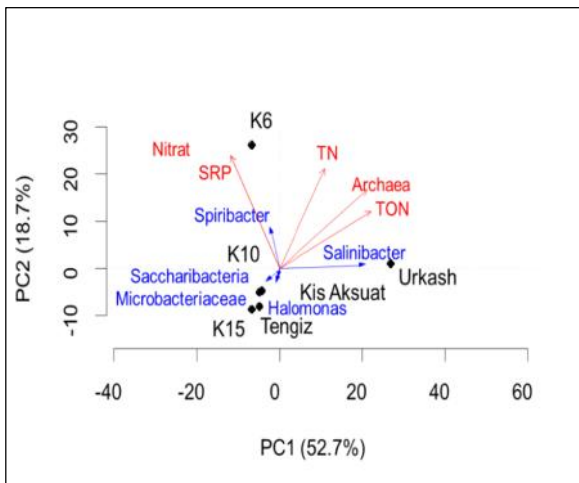
Minta	Szekvencia szám	Lefedettség (%)	OTU-k száma	Fajszám becslés		Diverzitási indexek	
				ACE	Chao 1	Inverz Simpson (1/D)	Shannon-Wiener
Kis Aksuat	1330 (14 319)	89	266	732	509	27,3	4,4
Tengiz	1330 (4 554)	93	193	357	290	20,7	3,9
K10	1330 (5 046)	92	232	466	355	38,5	4,4
K15	1330 (12 207)	97	120	203	175	12,5	3,3
K6	1330 (6 498)	97	79	180	120	10,9	2,9
Urkash	1330 (1 330)	98	149	156	151	3,7	2,7

Eddigiekben egy Archaea képviselőben gazdag (K6) és egy hipersalin, de baktériumok által dominált (K15) tavat vizsgáltunk meg az Archaea domén összetétele

szempontjából. Mind a két tó esetében a Halobacteria törzs dominált. Nagy számban fordultak el a *Haloarubrum*, *Haloarcula* és *Natronomonas* nemzetségek

képvisel i. A két tó Archaea domén összetétel szempontjából alapvetően hasonló volt, viszont a K6 jelzésű tó esetében a Nanohaloarchaeota taxon nagyobb mennyiségben volt jelen. A Nanohaloarchaeota törzs különleges obligát szimbióta vagy parazita életmódot folytat a gazdaszervezetével. Ebből kifolyólag genomja erősen redukálódott, mivel energetikai igényeinek nagy részét a gazdaszervezettől kapja. Főleg meleg forrásokban és mezofil vizes élőhelyeken figyelték meg (*Munson-McGee és társai 2015*), ami igaz a K6 jelzésű tó hőmérsékletére is, amely 26 °C volt a mintavételkor.

A vizsgált tavak bakteriális fajgazdagság és diverzitás szempontjából is jelentősen különböztek (2. táblázat). A fajszám becslés (ACE, Chao1) és diverzitási indexek (Inverz Simpson index, Shannon-Wiener index) alapján a legfajgazdagabb a Kis Aksuat hipertrófiás tó volt, míg a legkevésbé diverz az Urkash és a K6 jelzésű tavak, amelyek fizikokémiai tulajdonságaik alapján a legsósabbak. Ez az eredmény párhuzamba állítható a Bacteria és Archaea domének mennyiségének arányaival (1. ábra).



3. ábra. A vizsgált minták baktériumközösségének fő komponens analízise OTU összetételük alapján

(Megjegyzés: Kék színnel jelölve az eltéréshez legnagyobb mértékben hozzájáruló OTU-k legközelebbi taxonómiai csoportja, pirossal a szignifikánsan illeszthető ($p > 0.01$) környezeti paraméterek)

Figure 3. Principal component analysis of sample bacterial communities based on their OTU composition

(Note: Genus-level taxonomic affiliation of OTUs responsible for the variation among samples appear in red as biplot on the ordination. Significantly-fitted ($p < 0.01$) environmental parameters appear in blue)

Az azonosított OTU-k és a mért környezeti paraméterek alapján elvégzett fő komponens analízis során a hatból kettő jelentősen elkülönült (3. ábra). Az Urkash tó egy *Salinibacter* OTU, az Archaea domén tagjainak mennyisége, teljes szerves nitrogén (TON) és teljes nitrogén (TN) tartalom alapján, míg a K6 jelzésű tó a *Spiribacter* és más tengerekre, óceánokra jellemző taxonok OTU-i, a nitrát tartalom és az oldott, reaktív foszfor (SRP) koncentráció alapján különült el. Mint már az előbbiekben is kiemeltük, ez a két tó sótartalom szempontjából hipersalin jellegű volt és az *Spiribacter* mennyisége legalább kétszer annyi volt, mint a baktériumoké.

A *Parcubacteria* (OD1) taxonómiai csoportot a közelmúltban írták le, mint tenyésztett baktériumokat nem

tartalmazó „candidate superphylum-ot” a Bacteria doménen belül (*Hug és társai 2016*). A csoport tagjait molekuláris biológiai módszerekkel számos anaerob, anoxikus élőhelyről kimutatták. Alapvetően a törzsre jellemző a kis genom méret, genomjukból hiányoznak az elektron transzporthoz és citromsav-ciklushoz szükséges gének. Vélhetőleg obligát fermentatív anyagcserét folytat, amely során egyszerű cukrokat fermentál szerves savakká, de egyes tagjai képesek összetett szénforrásokat is lebontani, mint a kitin vagy cellulóz (*Nelson és társai 2015*). A vizsgált tavakban ez a kevésbé ismert csoport viszonylag nagy arányban volt jelen, ezáltal ezek a mintavételi helyek még különlegesebbnek tekinthetők.

A 3. táblázatban látható a Kazah tavak bakteriális közösségének összehasonlítása az erdélyi sóstavak, a magyarországi szikes tavak, a kulunda szeptepi tavak és az óceánok, tengerek prokarióta közösségeivel. Ezek a vizes élőhelyek mind extrém környezetnek minősülnek sótartalmuk szempontjából. Erdélyben a nagy sókoncentrációjú (NaCl) helyek viszonylag gyakoriak, ezért számos sóbányát is telepítettek a térségbe. A legtöbb sóstó az utóbbi évszázadokban beomló bányák helyén alakult ki (*Keresztes és társai 2012*). Ezen tavak közé tartozik például a Medve-tó, illetve a Zöld-tó. Baktériológiai vizsgálatuk már több évtizedes múltra tekint vissza, korábban főként a különböző élőbevonatok, üledék és rizoszféra minták voltak a kutatások fókuszában (*Borsodi és társai 1998*), a planktonikus baktériumközösség részletes feltárása csak az utóbbi években indult meg. A szikes tavak jellegzetes élőhelyei a Kárpát-medencének. A Föld többi részén található sósvizekhez képest alacsonyabb sótartalom, de erősen lúgos pH jellemzők. Elsősorban nátrium, hidrogén-karbonát és karbonát ionokban gazdag vizek. Legnagyobb szikes tavaink a Fertő és a Velencei-tó (*Boros és társai 2014*). A tavak planktonikus prokarióta közösségének összetétele világviszonylatban is egyedülálló (*Korponai és társai 2016*, *Szabó és társai 2015*). A tipikusan sósvizekhez köthető taxonok hiányoznak, és az *Spiribacter* is jóval kisebb, sokszor a baktériumokhoz elhanyagolható számban vannak jelen a közösségben (*Szabó és társai 2015*). A Kulunda-sztyeppén található sekély sóstavakra jellemző az erősen lúgos pH, a nátrium, a karbonát és hidrogén-karbonát ionok dominanciája. A tavak vízellátása elég instabil, az évszakok változásával a kiszáradás és a hóolvadás következtében szalinitásuk is széles skálán mozog. Ezen tavak közé tartozik a Picturesque-tó és a Tanatar5-tó (*Vavourakis és társai 2016*). Az óceánok, tengerek vize nátrium és klorid ionokban gazdag. Prokarióta közösségeik nagy része laboratóriumi körülmények között nem, vagy csak nehezen tenyészthető, és a DNS szekvenálás módszertani újításai, eddigiekben nem ismert taxonok felfedezését tette lehetővé (*Yilmaz és társai 2016*). A nátrium és klorid ion dominanciájú tavakban jellemzően a *Halomonas*, *Psychroflexus*, *Marinobacter* és *Salinibacter* nemzetségek a legabundánsabb közösségalkotók. Ezen élőhelyek összehasonlító vizsgálata során a Bacteria és az Archaea nemzetségek alapján a Kazah tavak prokarióta közössége inkább az óceánok, tengerek és más konyhasós tavak mikrobiális közösségéhez hasonlítható, mint a jellegzetes

hazai szikes tavakéhoz. Mindezt a vízkémiai elemzések is alátámasztják, mivel a tavak domináns ionjai a nátrium, a klorid és a szulfát (*Boros Emil és Jurecska Laura publikátlan eredményei*).

3. táblázat: A kazahsztáni sós tavak prokarióta közösségének összehasonlítása jellegzetes sós vizes élőhelyek mikrobiális közösségeivel
 Table 3.: Comparison of the sampled salt lakes prokaryotic community with microbial communities of typical saline habitats
 (1: Baricz és társai 2014, Borsodi és társai 2013, Máthé és társai 2014; 2: Korponai és társai 2016, Szabó és társai 2015; 3: Vavourakis és társai 2016; 4: Kirchman és társai 2008)

	Kazah tavak	Erdélyi sós tavak ¹	Magyarországi szikes tavak ²	Kulunda sztyeppi tavak ³	Óceánok/Tengerek ⁴
Bacteria	Halomonas	Halomonas	Fluviicola	Halomonas	Halomonas
	Spiribacter	Gracilimonas	Flavibacterium	Gracilimonas	Prochlorococcus
	Saccharospirillum	Owenweeksia	Hydrogenophaga	Balneola	Marinicella
	Marivirga	Micrococccinae	Rhodobaca	Rhodobaca	Beggiatoa
	Psychroflexus	Psychroflexus	Aquiflexum	Psychroflexus	Glaciecola
	Marinobacter	Marinobacter	Belliella	Halorhodospira	Marinobacter
Archaea	Brumimicrobium	Frankineae	Nitriruptor	Rhizobiales	Brumimicrobium
	Halorubrum	Halorubrum	Halogeometricum	Halorubrum	Haloplanus
	Haloarcula	Halosarcina	Haloarcula	Haloarcula	Haloarcula
	Halovenus	Methanothermus	Archaeoglobus	Methanobolus	Staphylothermus
Domináns ion-összetétel	nátrium, klorid, szulfát	nátrium, klorid	nátrium, karbonát, hidrogén-karbonát	nátrium, karbonát, hidrogén-karbonát	nátrium, klorid

KÖVETKEZTETÉSEK

A molekuláris taxonómiai vizsgálatok alapján rendkívül diverz bakteriális közösség jelenléte figyelhető meg a vizsgált élőhelyen. Jelenlegi eredményeink alapján az észak-kazahsztáni sekély sós tavak mikrobaközösségei eltérnek, és jelentősen különböznek a hazai szikes tavakétól, inkább az óceánok és más sós tavak prokarióta közösségeihez hasonlóak.

IRODALOM

Ahyoung, C., Hyung-Myung, O., Jang-Cheon, C. (2011). *Saccharospirillum aestuarii* sp. nov., isolated from tidal flat sediment, and an emended description of the genus *Saccharospirillum*. – *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*. 61, 487-492.

Baricz, A., Cristian, C., Adrian, S. A., Vasile, M., Keresztes, Zs. Gy., Manuela, P., Mircea, A., Horia, L. B. (2014). *Spatial and temporal distribution of archaeal diversity in meromictic, hypersaline Ocnei Lake (Transylvanian Basin, Romania)*. – *Extremophiles*. 18, 399-413

Boros, E., Ludnai, T., Aradi, A. (2013). The Kazakh (Madjar)-Hungarian Twinning Nature Conservation Programme: Preliminary comparative study on the flora, fauna and ecosystems of the Eurasian steppe. – *International conference on "Conservation of steppe and semidesert ecosystems in Eurasia"*. Almaty, Kazakhstan 13–14. March 2013.

Boros, E., Horváth, Zs., Wolfram, G., Vörös, L. (2014). Salinity and ionic composition of the shallow astatic soda pans in the Carpathian Basin. – *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology* 50, 59-69.

Boros, E., Vörös, L., Diana, B., Ainura, A., Karakoz, N. (2015). Salinity and trophic status of the shallow standing water bodies in the Central Asian Steppe (North Kazakhstan). – *Almaty, Kazakhstan, Conference book: (ISBN 978-601-241-548-1)*, 164–172.

Borsodi, A., Farkas, I., Kurdi, P. (1998). Numerical analysis of planktonic and reed biofilm bacterial communities of Lake Fert (Neusiedlersee, Hungary/Austria). – *Water Research*. 32, 1831-1840.

Borsodi, A., Felföldi, T., Máthé, I., Bognár, V., Knáb, M., Krett, G., Jurecska, L., Márialigeti, K. (2013). Phylogenetic diversity of bacterial and archaeal communities inhabiting the saline Lake Red located in Sovata, Romania. – *Extremophiles*. 17, 87-89.

Bowman, J. P., Mccammon, S. A., Lewis, T., Skerratt, J. H., Brown, J. L., Nichols, D. S., Mcmeeke, T. (1998). *Psychroflexus torquis* gen. nov., sp. nov., a psychrophilic species from Antarctic sea ice, and reclassification of *Flavobacterium gondwanense* (Dobson és társai 1993) as *Psychroflexus gondwanense* gen. nov., comb. nov. – *Microbiology*. 144, 1601-1609.

Hug, L.A., Baker, B.J., Anantharaman, K., Brown, C.T., Probst, A.J., Castelle, C.J., Butterfield, C.N., Hemsdorf, A.W., Amano, Y., Ise, K., Suzuki, Y., Dudek, N., Relman, D.A., Finstad, K.M., Amundson, R., Thomas, B.C., Banfield, J.F. (2016). A new view of the tree of life. – *Nature Microbiology*. 1, 16048

Hwang, C. Y., Bae, G. D., Yih, W., Cho, B. C. (2009). *Marivita cryptomonadis* gen. nov., sp. nov. and *Marivita litorea* sp. nov., of the family Rhodobacteraceae, isolated from marine habitats. – *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*. 59, 1568-1575.

Keresztes, Zs. Gy., Felföldi, T., Somogyi, B., Székely, Gy., Dragos, N., Márialigeti, K., Bartha, Cs., Vörös, L. (2012). First record of picophytoplankton diversity in Central European hypersaline lakes. – *Extremophiles*. 16, 759.

Kirchman, D. L., Mitchell, R. (2008). *Microbial Ecology of the Oceans*. John Wiley & Sons Inc., Hoboken, New Jersey. 607.

Klindworth, A., Pruesse, E., Schweer, T., Peplies, J., Quast, C., Horn, M., Glöckner, F.O. (2013). Evaluation of general 16S ribosomal RNA gene PCR primers for classical and next-generation sequencing-based diversity studies. – *Nucleic Acids Research* 41.

Korponai, K., Szabó, A., Somogyi, B., Vörös, L., Vajna, B., Boros, E., Felföldi, T. (2016). A planktonikus bakteriális közösségek szezonális alakulása különböző karakterű szikes tavakban. *Hidrológiai Közlemény*. (külön-szám), 44-52.

María, J. L., Ana, B. F., Rohit, G., Cristina, S. P., Francisco, R. V., Antonia, V. (2014). From Metagenomics to Pure Culture: Isolation and Characterization of the Moderately Halophilic Bacterium *Spiribacter salinus* gen. nov., sp. nov. – *Applied and Environmental Microbiology*. 80. pp. 3850-3857.

Máthé, I., Borsodi, A., M. Tóth, E., Felföldi, T., Jurecska, L., Krett, G., Kelemen, Zs., Elekes, E., Barkács, K., Márialigeti, K. (2014) Vertical physico-chemical gradients with distinct microbial communities in the hypersaline and heliothermal Lake Ursu (Sovata, Romania). – *Extremophiles*. 18, 501-514.

Munson-McGee, J.H., Field, E.K., Bateson, M., Rooney, C., Stepanakus, R., Young, M.J. (2015). Nanoarcheota, Their Sulfolobales Host, and Nanoarcheota Virus Distribution across Yellowstone National Park Hot Springs. – *Applied and Environmental Microbiology*. 81, 7860-7868.

Nelson, W.C., Stegen, J.C. (2015). The reduced genomes of Parcubacteria (OD1) contain signatures of symbiotic lifestyle. – *Frontiers in Microbiology*. 6, 713.

Pruesse, E., Peplies, J., Glöckner, F.O. (2012). SINA: accurate high-throughput multiple sequence alignment of ribosomal RNA genes. – *Bioinformatics* 28, 1823-1829.

Quast, C., Pruesse, E., Yilmaz, P., Gerken, J., Schweer, T., Yarza, P., Peplies, J., Glöckner, F.O. (2013). The SILVA ribosomal RNA gene database project: improved data processing and web-based tools. – *Nucleic Acids Research* 41, D590-D596.

Schloss, P.D., Westcott, S.L., Ryabin, T., Hall, J.R., Hartmann, M., Hollister, E.B., Lesniewski, R.A., Oakley, B.B., Parks, D.H., Robinson, C.J., Sahl, J.W., Stres, B., Thallinger, G.G., Van Horn D.J., Weber, C.F. (2009). Introducing mothur: open-source, platform-independent, community-supported software for describing and comparing microbial communities. – *Applied Environmental Microbiology*. 75, 7537-7541.

Schwibbert, K., Marin-Sanguino, M., Bagyan, I., Heidrich, G., Seitz, H., Rampp, M., Schuster, S. C., Klenk, H.P., Pfeiffer, F., Oesterhelt, D., Kunte, H.J. (2011). A blueprint of ectoine metabolism from the

genome of the industrial producer *Halomonas elongata*. – *Environmental Microbiology*. 13, 1973-1994.

Segata, N., Boernigen, D., Tickle, T.L., Morgan, X.C., Garrett, W.S., Huttenhower, C. (2013). Computational meta-omics for microbial community studies. – *Molecular Systems Biology* 9, 666.

Suzuki, T.M., Taylor, L.T., Delong, E.F. (2000). Quantitative Analysis of Small-Subunit rRNA Genes in Mixed Microbial Populations via 5'-Nuclease Assays. – *Applied Environmental Microbiology*. 66, 4605-4614.

Szabó, A., Korponai, K., Somogyi, B., Vörös, L., Jurecska, L., Márialigeti, K., Felföldi, T. (2015). Egy asztatikus szikes-tó planktonikus mikrobaközösségének taxonómiai és funkcionális genomikai analízise. – *Hidrológiai Közöny*. 95 (5-6), 73-76.

Takai K, Horikoshi K. (2000). Rapid detection and quantification of members of the archaeal community by quantitative PCR using fluorogenic probes. – *Applied Environmental Microbiology* 66, 5066-5072.

Tindall, B.J., Rosselló-Móra, R., Busse, H.-J., Ludwig, W., Kämpfer, P. (2010). Notes on the characterization of prokaryote strains for taxonomic purposes. – *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology* 60, 249-266.

Tugyi, N., Vörös, L., Boros, E., Felföldi, T., Márialigeti, K., Máthé, I., Somogyi, B. (2016). Szélsőséges környezeti paraméterek formálta mikrobiális közösség egy helioterm tóban (Medve-tó, Szováta). – *Hidrológiai Közöny (különszám)*, 96-102.

Vavourakis, C. D., Ghai, R., Rodriguez-Valera, F., Sorokin, D. Y., Tringe, S. G., Hugenholtz, P., Muzer, G. (2016). Metagenomics Insights into the Uncultured Diversity and Physiology of Microbes in Four Hypersaline Soda Lake Brines. – *Frontiers in Microbiology* 7, 211.

Vreeland, R. H., Litchfield, C. D., Martin, E. L., Elliot, E. (1980). *Halomonas elongata*, a New Genus and Species of Extremely Salt-Tolerant Bacteria. – *International Journal of Systematic Bacteriology*. 30, 485-495.

Yilmaz, P., Yarza, P., Rapp, J. Z., Glöckner, F. O. (2016). Expanding the World Marine Bacterial and Archaeal Clades – *Frontiers in Microbiology* 6, 1524.

A SZERZ K



MÁRTON ZSUZSANNA Biológus, az Eötvös Loránd Tudományegyetemen folytat mesterszakos tanulmányokat. Diplomamunkáját az ELTE Mikrobiológiai Tanszéken írja, Felföldi Tamás és Szabó Attila témavezetésével, melynek témája: A Kazahsztáni sós tavak ismeretlen prokarióta közösségei.

SZABÓ ATTILA Biológus az Eötvös Loránd Tudományegyetem Mikrobiológiai Tanszékén a Genomikai Laboratórium munkatársa. Kutatási

területe a különféle környezetekben elforduló mikrobaközösségek feltárása, kapcsolattrendszereik vizsgálata. Els sorban genomikai, metagenomikai módszerekkel és az ezekkel kapott adatok bioinformatikai és statisztikai elemzésével foglalkozik.

BOROS EMIL Tudományos munkatárs, MTA Ökológiai Kutatóközpont, Balatoni Limnológiai Intézet. Az eurázsiai szikes, sós vizekkel és sekély tavakkal kapcsolatos limnológiai kutatások képzik f tevékenységét. Ezen belül kiemelt témája az anyagforgalmi és trofikus kapcsolatok, a mezozooplankton, a makrogerinctelen és vízimadár közösségek kutatása, melyben közel 20 éves szakmai tapasztalata van. Emellett

els sorban tavak, vizes- és füves élőhelyek természetvédelmével, kezelésével és helyreállításával is foglalkozik, melyben több mint 25 éves gyakorlati tapasztalattal rendelkezik. A Magyar Hidrológiai Társaság tagja 2008 óta.

VÖRÖS LAJOS Limnológus, algológus, MTA Ökológiai Kutatóközpont, Balatoni Limnológiai Intézet. Kutatja a felszíni vizek eutrofizációját, a vízgyjt terület és a befogadó kapcsolatát. Limnológiai, algológiai kutatásai kiterjednek a Balatonon kívül természetes és mesterséges sekély és mély tavakra, valamint extrém élőhelyekre, mint a Kárpát-medence szikes tavai és az Erdélyi Sövidék hipersós vizei. A Magyar Hidrológiai Társaság tagja 1996 óta. 2011-2015 között az MHT Limnológiai Szakosztály vezető ségi tagja volt. Vitális Sándor Szakirodalmi Nívódíjban részesült 2011-ben.

FELFÖLDI TAMÁS Biológus, PhD fokozatát az Eötvös Loránd Tudományegyetem Mikrobiológiai Tanszékén szerezte meg, az ELTE adjunktusa, a Genomikai Laboratórium vezető je. Jelenlegi kutatási területe természetes vizes élőhelyek mikrobiális ökológiáját és gerinctelenek molekuláris taxonómiáját öleli fel, amiket új fajok leírása egészíti ki. A Magyar Hidrológiai Társaság tagja 2009 óta.

A fitoplankton közösség hosszútávú változásainak értékelése a fitoplankton funkcionális csoportjainak összetétele alapján a Stechlin-tóban (Németország)

Selmeczy Géza Balázs*, Kajan Katarina**, Szabó Beáta*****, Casper Peter*** és Padisák Judit******

* Pannon Egyetem, Mérnöki Kar, Környezettudományi Intézet, Limnológia Tanszék, 8200 Veszprém, Egyetem u. 10. (E-mail: selmeczy.geza@gmail.com)

** Department of Biology, Josip Juraj Strossmayer University of Osijek, Cara Hadrijana 8/A, 31000 Osijek, Croatia

*** Department of Experimental Limnology, Leibniz-Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries, Alte Fischerhütte 2, 16775 Stechlin, Germany

**** MTA-PE Limnoökológiai Kutatócsoport, 8200, Veszprém, Egyetem u. 10.

Kivonat

A Stechlin-tó eredendően egy mély, dimiktikus, oligotróf tó; melynek fitoplanktonjáról az 1950-es évektől kezdődően vannak adatok, azonban egybefüggő adatsor csak 1994-től áll rendelkezésre. Az utóbbi 20 év során lassú eutrofizáció tapasztalható a fitoplankton éves szukcessziója alapján: melynek jele a 2000-től gyakoriaváló két csúcscsal megjelenő biomassza maximum a korábbi kizárólagos tavaszi csúcs helyett, valamint a fonális cianobaktérium fajok növekvő dominanciája a nyári fitoplankton közösségben. A megfigyelt változások kiváltó okai nem ismertek, viszont szerepe lehet a felszín alatti vízutánpótlás esetleges megváltozásának, az üledékből származó belső terhelésnek és a klímaváltozásnak is. Munkánk során arra kerestük a választ, hogy a különböző morfo-funkcionális csoportosítások (FG, MFG, MBFG) Q indexszel történő értékelésével mennyire követhetők a megfigyelt változások, mely során az FG klasszifikáció adta a legpontosabb értékeket, igen érzékenyen reagálva a H1 kodonba tartozó fajok biomasszájának növekedésére.

Kulcsszavak

Fitoplankton funkcionális csoportok, Q index, Stechlin-tó, hosszú távú fitoplankton adatsor, kodon

Evaluation of long-term changes of the phytoplankton assemblages according to the morpho-functional groups in Lake Stechlin (Germany)

Abstract

Basically, Lake Stechlin is a deep, dimictic, oligotrophic lake. Some qualitative data on the phytoplankton community are available starting from the 1950s, however, continuous dataset is available only from 1994. During the last 20 years signals of eutrophication were observed on the yearly succession: bimodal annual biomass replaced the previously registered solely spring maxima from 2000 and the dominance of filamentous cyanobacteria increased especially in the summer assemblages. The reason of the observed changes has not been known and might be attributable to several background processes such as changing groundwater inflow, nutrient loading from the sediments and climate change. Our aim was to evaluate the observed changes based on the assessment of morpho-functional classifications (FG, MFG, and MBFG) with Q index. FG classification shows the most precious values, which was most sensitive to the increased biomass of species belonging to the H1 codon.

Keywords

Morpho-functional groups, Q index, Lake Stechlin, long-term phytoplankton dataset, codon

BEVEZETÉS ÉS CÉLKIT ZÉS

A fajok csoportosítása strukturális és funkcionális karakterisztikájuk alapján már hosszú ideje foglalkoztatja az ökológusokat, s ennek alapvető célja az ökoszisztéma funkciók és ökológiai szerepek jobb megértése (*Salmaso és Padisák 2007*). Eleinte a táplálkozási stratégiák csoportosításával hoztak létre klasszifikációkat, később egyre komplexebb és több összetevőt (méret, alak, habitat preferencia, taxonómiai kritériumok, stb.) tartalmazó csoportosítások jöttek létre. A fitoplankton ökológiában is több klasszifikáció jelent meg, melyek közül a leggyakrabban vizsgált az FG (*Functional Groups, Reynolds és társai 2002, Padisák és társai 2009*), az MFG (*Morpho-Functional Groups, Salmaso és Padisák 2007*) és az MBFG (*Morphologically Based Functional Groups, Kruk és társai 2010*). Mivel a környezeti paraméterek változásai egyszerűen szelektálnak olyan fajcsoportokat, melyek hasonló életstratégiáik révén érzékenyek az adott paraméterre, ezért az említett klasszifikációk általában jobban alkalmazhatók monitoring vizsgálatok értékelésére, mint az egyes

fajok eltérésének, megjelenésének és abundanciájának adatai (*Izaguirre és társai 2012, Abonyi és társai 2014*).

Az általunk vizsgált Stechlin-tóban lassú eutrofizációs folyamatok figyelhetők meg, melynek egyik legfőbb jele, hogy a nyári fitoplankton közösségben egyre nagyobb biomasszával jelentek meg fonális cianobaktérium fajok (*Padisák és társai 2010*). Így munkánk során arra a kérdésre kerestük a választ, hogy a fent említett különböző morfo-funkcionális csoportosítások Q indexszel történő értékelésével mennyire követhetők a megfigyelt változások.

ANYAG ÉS MÓDSZER

A Stechlin-tó egy dimiktikus, oligo-mezotróf, mély tó, melynek legnagyobb mélysége 69,5 méter, területe pedig 4,25 km². Az eufotikus zóna mélysége 20-25 méter között változik. A tó fitoplankton közössége a nyíltvízben egységesnek tekinthető (*Fuchs és társai 2016*), melyben tipikus a következő éves szukcesszió: a tavaszi fitoplankton közösséget a **B** kodonba tartozó fajok (például:

Stephanodiscus neoastraea Håkansson & Hickel) jellemzik, a nyári maximum során pedig a **H1** (tipikusak a *Dolichospermum* nemzetségbe tartozó fajok és az *Aphanizomenon flosaquae* Ralfs ex Bornet & Flahault) és **L₀** (leginkább a Chroococcales rendbe tartozó taxonok és a *Ceratium hirundinella* (O.F.Müller) Dujardin jellemzők) csoportok dominánsak. A legtöbb év során a metalimnionban mélyrétegi maximumot okoznak a **Z** kodonba tartozó pikocianobaktérium fajok, például a *Cyanobium* sp..

A fitoplankton mintavétel a tó legmélyebb pontjánál az eufotikus zónából történt, úgy hogy a felszínl az eufotikus zóna aljáig 5 méterenkénti alminták lettek összekeverve, majd lugol oldattal tartósítva. A mintavétel a nyári rétegzett id szakban kéthetente, az év többi részében pedig havonta az 1994 és 2014 közötti id szakban történt. A minták mikroszkópos elemzése *Uthermöhl* (1958) módszerrel történt. A minták fajonkénti abundancia adatait évenként átlagoltuk, majd a fajokat besoroltuk az FG, MFG, és MBFG klasszifikációk osztályaiba. Ezt követően minden csoportot 0-5 skálán osztályoztunk, aszerint hogy az adott osztályba tartozó fitoplankton fajok a tóra jellemző közösséget indikálnak-e. Azután pedig a Q indexet (*Padisák és társai* 2006) felhasználva kiszámoltuk az egyes évekre vonatkozó értékeket.

EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉS

A Stechlin-tó 21 éves vizsgálata alatt 273 fitoplankton taxon került el, melyek az FG klasszifikáció 27 csoportját ölelik fel (a 40-b l), az MFG csoportosítás szerint 29 osztályba tartoznak (a 31-b l), továbbá az MBFG klasszifikáció mind a 7 osztályába kerültek fajok a tó faj-

készletéb l. Mindhárom klasszifikáció alapján történt értékelés a legtöbb évben a kiváló kategóriába sorolta a fitoplankton közösség állapotát (*1. táblázat*). Az 1998-as év rosszabb eredményeit a *Planktothrix rubescens* (De candolle ex Gomont) Anagnostidis & Komárek kiugró abundancia értékei (*Padisák és társai* 2003) okozták. A 2000-t l jellemző éves biomassza bimodális eloszlása nem csökkentette a Q index értékeit az els években, mivel a *Ceratium hirundinella* adta a nyári biomassza jelentős részét, mely a tóban korábban is megtalálható volt. 2005/2006-tól kezdődően, azonban a nyári id szakban, valamint az utóbbi években is egyre gyakrabban megjelen a heterocitás cianobaktériumok, főként *Dolichospermum* fajok és az *Aphanizomenon flosaquae* lettek dominánsak, melyek a kiválnál gyengébb értékek megjelenéséért felelősek. A legrosszabb értékeket a 2010-es évben kaptuk, melyet az *Aphanizomenon flosaquae* dominanciája jellemzett. A faj a nyári id szakban elérte a 2381 µg L⁻¹ biomasszát is, mely az összbiomassza 91 százaléka volt. A Stechlin-tó fitoplankton közösségének változásait mindhárom klasszifikáció viszonylag hasonlóan követi, de a megfigyelt változásokkal leginkább az FG klasszifikáció alapján történő értékelés egyezik, mely a legérzékenyebben reagált a **H1** kodonba tartozó fajok megjelenésére. A változások fitoplankton alapján történő értékelése konzisztens azzal, amit az epilimnionos diatómák elemzése alapján kaptak (*Szabó és társai*, 2017). Fontos azonban megemlíteni, hogy a megfigyelt változások kiváltó okai nem ismertek, többlet tápanyagbejutás nem mutatható ki, viszont szerepe lehet a felszín alatti vízutánpótlás esetleges megváltozásának, a belső terhelésnek és a klímaváltozásnak is.

1. táblázat. FG, MFG és MBFG csoportosítások értékelésének eredménye Q indexszel az 1994-2014-es id szakban
Table 1. Results of assessment of FG, MFG and MBFG groupings with Q index during the 1994-2014 period

	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	
FG	4,74	4,78	4,50	4,54	3,65	4,66	4,32	Kiváló
MFG	4,32	4,42	4,28	4,21	3,54	4,22	4,19	
MBFG	4,61	4,62	4,49	4,46	3,65	4,48	4,39	
	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	Jó
FG	4,60	4,60	4,65	4,42	4,50	3,96	3,68	
MFG	4,25	4,25	4,35	4,30	4,23	4,06	3,98	
MBFG	4,49	4,54	4,60	4,46	4,46	4,16	4,06	Közepes
	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	
FG	4,25	3,48	2,74	3,69	4,00	3,85	3,81	
MFG	4,14	3,95	3,66	4,00	4,07	3,84	4,07	
MBFG	4,33	3,94	3,48	4,10	4,27	4,09	4,15	

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

A szerzők köszönetüket fejezik ki a terepi munkálatok elvégzésében nyújtott nélkülözhetetlen segítségükért a

következő kollégáknak: Monika Papke, Michael Sachtleben, Ute Beyer, Elke Zwirnmann, Uta Mallok és Marén Lentz.

IRODALOMJEGYZÉK

Abonyi A., Leitão M., Stankovi I., Borics G., Várbíró G., Padisák J. (2014). A large river (River Loire, France) survey to compare phytoplankton functional approaches: do they display river zones in similar ways? *Ecological Indicators*, 46:11–22.

Fuchs A., Selmeczy G. B., Kasprzak P., Padisák J., Casper P. (2016). Coincidence of sedimentation peaks with diatom blooms, wind, and calcite precipitation measured in high resolution by a multi-trap. *Hydrobiologia*, 763:329–344.

Izaguirre I., Allende L., Escaray R., Bustingorry J., Pérez G., Tell G. (2012). Comparison of morpho-functional phytoplankton classifications in human-impacted shallow lakes with different stable states. *Hydrobiologia*, 698: 203–216.

Kruk C., Huszar V. L. M., Peeters E. T. H. M., Bonilla S., Costa L., Lürling M., Reynolds C. S., Scheffer M. (2010). A morphological classification capturing functional variation in phytoplankton. *Freshwater Biology*, 55:614–627.

Padisák J., Borics G., Grigorszky I., Soróczki-Pintér É. (2006). Use of phytoplankton assemblages for monitoring ecological status of lakes within the Water Framework Directive: the assemblage index. *Hydrobiologia*, 553:1–14.

Padisák J., Crossetti L. O., Naselli-Flores L. (2009). Use and misuse in the application of the phytoplankton

functional classification: a critical review with updates. *Hydrobiologia*, 621:1–19.

Padisák J., Hajnal É., Krienitz L., Lakner J., Üveges V. (2010). Rarity, ecological memory, rate of floral change in phytoplankton – and the mystery of the Red Cock. *Hydrobiologia* 653:45–64.

Padisák J., Scheffler W., Kasprzak P., Koschel R., Krienitz L. (2003). Interannual variability in the phytoplankton composition of Lake Stechlin (1994–2000). *Archiv für Hydrobiologie, Special Issues, Advances in Limnology* 58:101–133.

Reynolds C. S., Huszar V., Kruk C., Naselli-Flores L., Melo S. (2002). Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research*, 24:417–428.

Salmaso N., Padisák J. (2007). Morpho-Functional Groups and phytoplankton development in two deep lakes (Lake Garda, Italy and Lake Stechlin, Germany) *Hydrobiologia* 578:97–112.

Szabó B., Padisák J., Selmeczy G. B., Krienitz L., Casper P., Stenger-Kovács C. (2017). Spatial and temporal patterns of benthic diatom flora in Lake Stechlin, Germany. *Turkish Journal Of Botany* 41:211–222.

Utermöhl H. (1958). Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitteilungen der internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 9:1–38.

A SZERZŐK

SELMECZY GÉZA BALÁZS Egyetemi tanársegéd a Pannon Egyetem, Limnológia Intézeti Tanszékén. Kutatási területe: fitoplankton ökológia édes és brakk vizekben, mélyrétegi maximumok ökológiája, a globális klímaváltozás hatása tavi fitoplankton közösségre, fitoplankton ökológiai vizsgálatok mezokozmosz kísérletekben, makroszkópikus gerinctelenek és az avarlebontás kapcsolata. A Magyar Hidrológiai Társaság tagja 2010 óta.

KATARINA KAJAN Egyetemi hallgató, J. J. Strossmayer Egyetem, Biológia Tanszék, Eszék, Horvátország. Kutatási terület: Fitoplankton ökológia édes vizekben.

SZABÓ BEÁTA Tudományos segédmunkatárs, MTA-PE, Limnoökológiai Kutatócsoport 8200 Veszprém, Egyetem utca 10. Kutatási területe a diatóma diverzitás és fajösszetétel vizsgálat különböző ökoszisztémákban, felszíni vizek ökológiai állapotbecslése

diatóma indexekkel, alga tenyésztés és ökofiziológiai vizsgálatok, illetve az adatelemzéshez szükséges biostatistikai módszerek alkalmazása. A Magyar Hidrológiai Társaság tagja 2015 óta.

PETER CASPER Vezető kutató. Üledékbiológiai csoport, Kísérleti Limnológia Tanszék, Leibniz-Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries, Neuglobsow, Németország. Kutatási területe a mikrobiológiai folyamatok vizsgálata üledékekben, üvegházhatású gázok üledék/víz határfelületeken.

PADISÁK JUDIT MTA doktora, egyetemi tanár, intézetigazgató, Pannon Egyetem, Limnológia Intézeti Tanszék. Kutatási területe fitoplankton társulások ökológia. A Balaton és a Stechlin-tó fitoplanktonjának hosszútávú változásai. Trópusi tavak, tározók fitoplanktonjának ökológiai jellemvonásai. A globális klímaváltozás hatása a fitoplanktonra. Magyarország folyó és állóvizeinek ökológiai állapota a Víz Keretirányelv alapján. A Magyar Hidrológiai Társaság Tagja 1981 óta.

A nád lebontási ütemének vizsgálata a Balaton és a Kis-Balaton területén

Simon Brigitta, Kucserka Tamás, Simon Szabina, Soós Gábor, Anda Angéla

Pannon Egyetem, Georgikon Kar, Meteorológia és Vízgazdálkodás Tanszék (E-mail: simonbrigitta.georgikon@gmail.com)

Kivonat

A közönséges nád (*Phragmites australis*) vizeink part menti sávjának jellegzetes növényfaja, emellett Földünk egyik legelterjedtebb növénye, amely legkülönbözőbb éghajlati viszonyok mellett is megtalálható. Tavak és tágabb környezetük életében a nádasok egyrészt víztisztító funkciójuk, másrészt trofikus kapcsolatokban játszott szerepük miatt nagyon jelentősek. A nád esetében, az adott vízben elsődleges energiaforrásként nagyrészt a vízbe kerülő elhalt növényi részek szolgálnak. Vizsgálataink során célul tűztük ki az avas nád levél és szár lebontási ütemének meghatározását három különböző típusú (sekély tó, wetland, folyó) vízben (Balaton, Kis-Balaton, Zala meder). Kísérletünk során avarzsákos módszert alkalmaztunk két különböző lyukbővítéssel. Vizsgálataink során megállapítottuk, hogy a nád szár lebontási üteme a lassú kategóriába esik, míg a nád levél lebontási üteme víztestenként eltér. A három különböző víztest közül a Balatonban figyeltük meg a legnagyobb mértékű fogyást, ami az intenzívebb vízmozgásnak köszönhető.

Kulcsszavak

Avarlebontás, nád, avarzsák, Balaton, Kis-Balaton

Investigation of *Phragmites australis* decomposition rate in the area of Lake Balaton and Kis-Balaton Wetland

Abstract

Common reed (*Phragmites australis*) is the dominant macrovegetation of littoral areas, beside one of the most common plants on Earth, which is present at very different climate conditions. Reed areas are important in the life of lakes and their environment for their purifying function and role in trophic relationships. Detritus is the most important energy source in water bodies. Our aim was to study the decomposition rate of reed leaves and stalks in three different (shallow lake, wetland, river) water bodies (Lake Balaton, Kis-Balaton Wetland, River Zala). Leaf litter bag method (Bärlocher 2005) was used with two mesh sizes. Reed stalk was classified as slow decomposing matter, while the decomposition rates of leaves differed in different water bodies. The fastest leaf mass loss was observed in Lake Balaton due to intensive water movement.

Keywords

Leaf litter decomposition, reed, litter bag, Balaton, Kis-Balaton Wetland

BEVEZETÉS ÉS CÉLKITŰZÉSEK

Az EU VKI (DIRECTIVE 2000/60/EC 2000) célul tűzte ki a felszíni vizeink jó ökológiai állapotának elérését. Ehhez nélkülözhetetlen a víztestekben lejátszódó alapvető anyagforgalmi folyamatok (pl. lebontás) vizsgálata. Vizsgálataink során elemeztük az avas nád szárának, illetve levelének lebontási ütemét, a mérsékelt térség függését, valamint a lebontásban résztvevő makrogerinctelen szervezetek összetételét.

ANYAG ÉS MÓDSZER

Vizsgálatainkhoz három területet jelöltünk ki: Balaton, Keszthelyi-öböl (NY 46,7256; É 17,2461), Kis-Balaton, Ingói berek (NY 46,6650; É 17,2079), Kis-Balaton, Zala meder (NY 46,6594; É 17,2087).

A közönséges nád (*Phragmites australis*) levelének és szárának (továbbiakban avar) lebontási ütemét vizsgálatunk avarzsákos módszerrel (Bärlocher 2005) 2016. február 24 és szeptember 7. között. A vizsgálati anyagokat 75°C-on tömegállandóságig szárítottuk, majd ezeket 110g-ot töltöttünk 15x15 cm-es zsákokba. Két különböző lyukbővítéssel készült zsákot alkalmaztunk: Ø=3 mm (avarzsák) és Ø=900 µm (planktonháló zsák), így a kísérlet során a lebontás ütemét makrogerinctelen szervezetek jelenlétében és hiányában is meg tudtuk határozni.

A megtöltött avarzsákokat a víztestben mélyre anyag rekeszekhez rögzítettük 1 m-es mélységben, egymástól 20 cm

távolságra. A kihelyezést követően 28 naponként 3 párhuzamos mintát vettünk. Mértük a víztestek pH-ját, vezetőképességét, továbbá NO₃⁻, NH₄⁺, SO₄²⁻, PO₄³⁻ és Cl⁻ ionkoncentrációt. A víz hőmérsékletét HD226-1 típusú, adatgyűjtővel szerrel *in situ* mértük folyamatosan.

Az avarmintákat laboratóriumban megtisztítottuk, majd szárítás után visszamértük a tömegüket. A mintákban talált makrogerinctelen szervezet fajösszetételét és egyedszámát meghatároztuk.

Az avarlebontás ütemének meghatározásához a szakirodalomban elterjedt exponenciális formulát alkalmaztuk:

$$M_t = M_0 \cdot e^{-kt} \quad (1)$$

ahol M_t a visszamaradt száraz avar tömege (g), M_0 a száraz avar tömege a 0 időpontban, k az exponenciális bomlási együttható, t a kihelyezés óta eltelt idő (nap) (Garca és társai 2005, Steward és Davies 1989). Ebből az összefüggésből kifejeztük a lebontási rátát, melynek segítségével az avarok gyors, közepes, illetve lassú bomlási kategóriákba sorolhatók. Ha $k < 0,005$, akkor az avar lassú, ha $k = 0,005 - 0,01$, akkor közepes, ha $k > 0,01$, akkor gyors bomlási kategóriába kerül (Garca és társai 2005, Bärlocher és társai 2005).

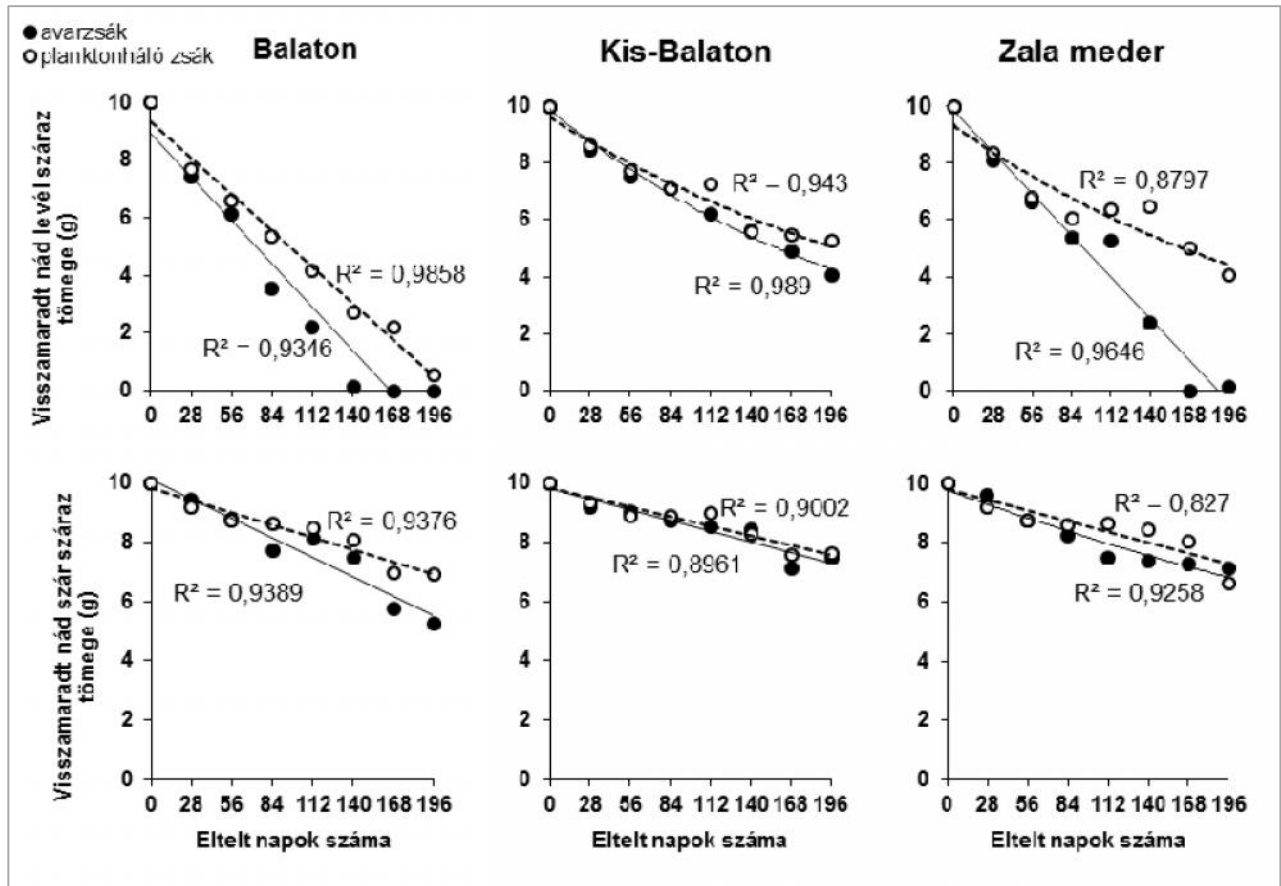
Minden minta esetében meghatároztuk a nádszár, ill. a levél lebomlásának felezési idejét a $T_H = \ln 2 \cdot k^{-1}$ összefüggés segítségével.

Az avarfogyásokra exponenciális görbét a Microsoft Excel programcsomag segítségével illesztettünk, ennek segítségével az R^2 értékeit is megkaptuk.

EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉS

A minták tömegének időbeli változását az 1. ábra szemlélteti. Az avas nád levél fogyása minden mintavételi ponton gyorsabb volt a szárénál, továbbá a nagy lyukbég avarzásokból fogyott nagyobb ütemben az avar. A Bala-

ton és Zala meder esetében is hasonló eredményre jutunk, a Kis-Balaton viszont eltért a többitől. Legintenzívebb tömegcsökkenés a Balatonba kihelyezett mintáknál volt megfigyelhető, leglassabb pedig a Kis-Balatonon minták esetében. Ennek oka, hogy az Ingóci berek lassú vízmozgású, anaerob jellegű terület, míg a Balatonra intenzív, nagy energiájú hullámozgás jellemző, valamint a Balatonban magasabb az aprító szervezetek jelenléte a mintavételi területen.



1. ábra A nád levél és szár tömegének változása az idő függvényében a különböző mintavételi helyeken
Figure 1. The temporal change of reed leaves and stalks at the study sites

A nád (*Phragmites australis*) lebontását Dinka és társai (1993, 2001) vizsgálták a Fertő területén, a tó nádas parti zónájában. A Fertőn végzett nád lebontás vizsgálatok azt mutatták, hogy az avarzásokból való kisodródás az első 3 hónapban 50% körül alakult (Dinka és Szeglet 1999, Dinka 2002). A Kis-Balatonon végzett nád lebontással kapcsolatos kutatások igazolták, hogy az nád levél és szár lebontása során humin anyagok képződnek (V. Balogh és társai 2001), így a Keszthelyi-medence szerves anyag terhelésének egy jelentős része a nád lebontásából eredeztethető. Ágoston-Szabó és Dinka (2005) vizsgálata során a hantói Fehér tó esetében tanulmányozták a gyékény mellett nád levél és szár lebontását.

Az nád levelének és szárának időbeli változásával meghatároztuk a bomlási együtthatót és a felezési időket is (1. táblázat). A nagy lyukbég avarzásokba kihelyezett minták közül a legmagasabb bomlási együtthatóval a Balatonba kihelyezett avas nád levél rendelkezett ($k=0,0151 \pm 0,0078$) és ennek volt a legrövidebb felezési ideje is (46 nap). A nád levél esetében a leglassabb bomlás a Kis-Balatonon volt megfigyelhető, mind a nagy lyukbég avarzások ($k=0,0046 \pm 0,0006$), mind pedig a planktonháló zsák ($k=0,004 \pm 0,0008$) esetében ezen a helyszínen kaptuk a leghosszabb felezési időket is (150 és 173 nap).

1. táblázat. A nád levelének és szárának bomlási együtthatója és felezési ideje a különböző mintavételi helyeken
Table 1. The decomposition rates and halving times of reed leaves and stalks at the study sites

	mintavételi hely	mintavételi eszköz	k érték	kategória	felezési id (nap)
nád levél	Balaton	avarzsák	0.0151 ± 0.0078	gyors	46
		planktonháló zsák	0.0093 ± 0.0024	közepes	74
	Zala meder	avarzsák	0.0099 ± 0.0053	közepes	70
		planktonháló zsák	0.0050 ± 0.0013	közepes	138
	Kis-Balaton	avarzsák	0.0046 ± 0.0006	lassú	150
		planktonháló zsák	0.0040 ± 0.0008	lassú	173
nád szár	Balaton	avarzsák	0.0026 ± 0.0006	lassú	270
		planktonháló zsák	0.0020 ± 0.0005	lassú	340
	Zala meder	avarzsák	0.0021 ± 0.0004	lassú	333
		planktonháló zsák	0.0019 ± 0.0006	lassú	369
	Kis-Balaton	avarzsák	0.0018 ± 0.0005	lassú	386
		planktonháló zsák	0.0017 ± 0.0005	lassú	419

A nád szárnál megfigyelhet, hogy minden mintavételi helyszínen vett minta és minden zsáktípus esetében a lebontás a lassú kategóriába sorolható. A nád levélhez hasonlóan itt is a Kis-Balatonba kihelyezett minták jellemezhetők a legalacsonyabb bomlási együtthatóval és legmagasabb felezési idővel. Ez valószínűleg a hely jóval magasabb huminsav koncentrációjának is köszönhető. A Fehérvári területén végzett lebontás kísérletek során a nád szár felezési ideje 509 nap, a nád levélé pedig 237 nap volt, a k

érték nád levél esetében 0,0031, nád szár esetében 0,0014 alakult (Ágoston-Szabó és Dinka (2005)).

A vízkémiai jellemzők közül (2. táblázat) a Zala meder és a Kis-Balaton esetében az NH_4^+ ion koncentrációja, Balaton esetében pedig az SO_4^{2-} és Cl^- ion mutatott kisebb változékonyságot. Az adatok alapján megállapíthatjuk, hogy a vízkémiai jellemzők nem mutatnak jelentős időbeli változást, illetve a vizsgálati területek között nincs jelentős eltérés.

2. táblázat. A vízkémiai jellemzők alakulása a különböző mintavételi helyeken
Table 2. Water chemical parameters at the study sites

	Balaton	Zala meder	Kis-Balaton
pH	8.40 ± 0.36	8.24 ± 0.43	8.02 ± 0.45
vezetőképesség (μScm^{-1})	708.4 ± 137.4	621.9 ± 150.3	574.1 ± 215.6
NH_4^+ (mg l^{-1})	0.1356 ± 0.0807	0.3756 ± 0.3945	0.3633 ± 0.2355
SO_4^{2-} (mg l^{-1})	123.3 ± 27.6	59.2 ± 24.5	43.0 ± 10.7
PO_4^{3-} (mg l^{-1})	0.0511 ± 0.0688	0.1644 ± 0.192	0.9611 ± 0.2642
Cl^- (mg l^{-1})	41.9 ± 36.4	11.6 ± 3.4	11.9 ± 4.1

ÖSSZEFOGLALÁS

Vizsgálataink során a nád (*Phragmites australis*) levelének és szárának lebontási ütemét vizsgálatunk avarzsákos módszerrel három helyszínen (Balaton, Kis-Balaton, Zala meder). Meghatároztuk az exponenciális bomlási együtthatókat, mely alapján bomlási kategóriákba soroltuk a vizsgált mintákat. A nád levél a Balaton esetében a gyors, illetve közepes, Zala meder esetében a közepes, Kis-Balatonnál pedig a lassú kategóriába került. A nád szár vizsgálata során minden mintavételi helyszínen a lassú bomlási kategóriát állapítottuk meg.

Minden helyszínen és eszközre kiszámítottuk a felezési időket is, s itt a legrövidebb idő a Balatonba helyezett nád levélnél, a leghosszabb pedig a Kis-Balatonba helyezett nád szárnál volt megfigyelhető.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Köszönettel tartozunk Horváth Alíznek a vízminták elemzésénél nyújtott szakmai segítségéért, illetve Szanati Angélnak a mintavételben, és a minták tisztításában, válogatásában nyújtott segítségéért.

IRODALOMJEGYZÉK

Ágoston-Szabó E., Dinka M. (2005). A keskenylevel gyékény és a nád dekompozíciója. Hidrológiai Közölny 85: 5-6.

Bärlocher, F. (2005). Leaf mass loss estimated by litter bag technique. In Graça, M. A. S., F. Bärlocher, M. O. Gessner, (eds) (2005) Methods to study litter decomposition: a practical guide. Springer, Dordrecht, The Netherlands: 37-42.

Dinka M. (1993). Über die regionalen wasserchemischen Verschiedenheiten des ungarischen Seeteiles im Neusiedler See. Biologisches Forschungsinstitut für Burgenland-Bericht 79:31-39

Dinka M. (1999). Accumulation and decomposition of organic matter. In Hans B. (ed.) EUREED II.: Final report. Risskov (Denmark): 18-20.

Dinka M. (2001). Some characteristics of reed (*Phragmites australis* /Cav./Trin ex Steudel) that indicate different health between vigorous and die-back stands. Verh. int. Ver. theor. angew. Limnol. 27: 3364-3369.

Dinka M. (2002). A nád különböző szerveinek dekompozíciója. *Hidrológiai Közöny* 82: 24-27.

Dinka M., Szeglet P. (1999). Carbohydrate and nutrient content in rhizomes *Phragmites australis* from different habitats of Lake Fert / Neusiedler See. *Limnologica* 29: 47-59.

DIRECTIVE 2000/60/EC OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. Official Journal of the European Communities.

Garca, M. A. S., F. Bärlocher, M. O. Gessner, (2005). *Methods to Study Litter Decomposition: A Practical Guid.* 37-42.

Johnson M., B. Malmqvist (2000). Ecosystem process rate increases with animal species richness: evidence from leaf-eating, aquatic insects. *Oikos* 89: 519-523.

V.-Balogh K., Vörös L., Koncz E., Présing M. (2001). A nád (*Phragmites australis*) in situ vizsgálata a Kis-Balatonban. *Hidrológiai Közöny* 81. évf. 5-6. szám, pp 500-502.

Varga I. (2001). Macroinvertebrates in reed litter. *Int. Rev. Hydrobiol.* 86: 573-583.

A SZERZŐK



SIMON BRIGITTA A Pannon Egyetem Georgikon Karának PhD hallgatója, okleveles környezetgazdálkodási agrármérnök. Kutatásai kiterjednek a vízfelületek párolgásának, illetve a vízbe hulló avar lebontásának vizsgálatára.

KUCSERKA TAMÁS PhD, okleveles környezetkutató. A Pannon Egyetem, Georgikon Karának Meteorológia és Vízgazdálkodás Tanszékén adjunktus. Kutatási területe a vízbe kerülő avar lebontásának vizsgálata.

SIMON SZABINA Környezetgazdálkodási agrármérnöki BSc hallgató a Pannon Egyetem Georgikon Karán.

SOÓS GÁBOR Tanársegéd, a Pannon Egyetem Georgikon Kar Meteorológia és Vízgazdálkodás Tanszék dolgozója. Oktatási és kutatási területe a meteorológia különböző szakterületei (evapotranspiráció) mellett kiterjed az a környezetgazdálkodás, különösen a hulladék-gazdálkodással, kezeléssel foglalkozó szakterületekre.

ANDA ANGÉLA Agrometeorológus (DSc, földrajztudomány-meteorológia), a Pannon Egyetem Georgikon Karának tanszékvezető egyetemi tanára (Meteorológia és Vízgazdálkodás Tanszék). Kutatási területe a növény-víz kapcsolat vizsgálata, mely természet és természetes élőhelyen lévő fajokra is kiterjed.

Csíp szúnyog-fajegyüttesek hosszú távú (2002–2013) felméréseinek eredményei a Fels -Tisza mentén

Szabó László József

Debreceni Egyetem, Természettudományi és Technológiai Kar, Hidrobiológiai Tanszék, Debrecen, Egyetem tér 1.

Kivonat

A 2001-ben bekövetkezett árvizet és gátszakadást követően a Fels -Tisza Tiszabecs és Lónya közötti szakaszán hét térségben 2002 és 2013 között történtek felmérések. A vizsgálat célja a n stény imágók egyeds r ségének és a fajegyüttesek összetételének felmérése volt. A vizsgálat első két évében az egyeds r ségek igen alacsonyak voltak (5,53 és 7,00 csípés/óra) és szignifikánsan különböztek más évektől. Ezt követően 2004-ben már lényeges növekedés tapasztalható (97,11 csípés/óra), 2006 és 2013 között pedig ennél nagyobb értékeken (189,54–237,33 csípés/óra) stabilizálódott. Az utóbbi periódusban az évek között nem voltak szignifikáns különbségek. A helyek közötti különbségek a variációs koefficiensekben ($CV\%=76,77-93,85\%$) is megnyilvánultak. Viszont egyes években ezek a különbségek sokkal nagyobbak voltak ($CV\%$, 2004: 132,29% és 2013: 180,42%). A felmérések eredményei arra is utalnak, hogy a tapasztalt növekedésben az adott évben június végéig lehullott csapadék mennyisége is jelentős szerepet játszott. A gátszakadást követően a fajszámok 2004-ig folyamatosan növekedtek. A fajegyüttes összetételében is lényeges eltérések mutatkoztak. Kezdetben csak ligeterdei fajok (*Aedes vexans*, *Ochlerotatus sticticus* és *Culex modestus*), később a hullámtéri erdőkre jellemző fajok (*Ochlerotatus sticticus* és *Aedes rossicus*), végül a nyílt vízfelszínhez kötődő fajok (*Culex pipiens* és *Anopheles maculipennis*) váltak uralkodóvá.

Kulcsszavak

Culicidae, csíp szúnyog-fajegyüttesek, Fels -Tisza, hullámtéri erdők

Long term investigation of mosquito assemblages along the Upper-Tisza

Absztrakt

In 2001 along the Upper-Tisza a flood and dam break event was observed. After this event the assemblages of adult mosquito were investigated from 2002 to 2013 at the section between Tiszabecs and Lónya. I assumed that in the residual ponds a large number of larvae was hatched from the earlier deposited eggs. In addition, intensive defense happened against the adults. These have resulted large decrease in the number of mosquitoes. The aim of the study was survey the abundance of female adults and composition of adult's assemblages. In the first two years of the study were very low densities (5.53 and 7.00 bites/hour). In 2004, the population density increased significantly (97.11 bites/hour) and then stabilized at a higher value (189.54–237.33 bites/hour) from 2006 to 2013. In the last period, there were no significant differences between the years. The results also indicate that the amount of precipitation to the end of June of the current year has also played a significant role in the growth of densities. After the dam burst the numbers of species were increased continuously until 2004. In the composition of adult assemblages significant differences were found, too. First, the broad spread gallery forest species (*Aedes vexans*, *Ochlerotatus sticticus* and *Culex modestus*) appeared, afterward the abundance of species characteristic of floodplain forests (*Ochlerotatus sticticus* and *Aedes rossicus*) increased, finally the species linked to the open water surface (*Culex pipiens* and *Anopheles maculipennis*) became the dominant species.

Keywords

Culicidae, mosquito density, NE-Hungary, floodplain forests, species composition

BEVEZETÉS

Annak ellenére, hogy Magyarország csíp szúnyog faunája jól ismert (Tóth 2004), még mindig vannak olyan területek, melyek csíp szúnyog faunájára vonatkozóan csak kevés és szórványos adat áll rendelkezésünkre. Ilyen területnek tekinthető a Fels -Tisza vidéke is. A terület csíp szúnyog faunája felméréseinek eredményéről az utóbbi években jelentek meg közlemények (Szabó 2007, 2011, Tóth és Szabó 2011), de a fajegyüttesek hosszú távú változásáról nincsenek ismereteink.

A Fels -Tisza vidékén az intenzív faunisztikai felmérések az évezred elején indultak meg. Ismert, hogy 2001-ben a februári pozitív hőmérsékleti csúcserkékek és a hónapban lehullott csapadék a Fels -Tiszán jelentős és gyors áradást okozott. 2011. március 6-án Tarpa és Tivadar között két helyen is átszakadt a gát. A kiömlő 120–140 millió köbméter víz 250 km² területet elöntött, mely során kilenc település is teljesen víz alá került (Bodnár 2011). Az ilyen

áradásokat követően mindig számolni kell a csíp szúnyogok számának drasztikus növekedésével. A csíp szúnyog fajok többsége különböző kórokozók vektor szervezetének tekinthető, ami a környező településeken élőknek egyben jelentős egészségügyi kockázatot is jelent. Ezért az ilyen árvizeket követően az imágókkal szembeni intenzív légi kémiai védekezést alkalmaznak. Ez azt is eredményezheti, hogy igen drasztikusan csökken a csíp szúnyog populációk nagysága.

A területen a fenti hatásokat követően lehetőség nyílt arra, hogy nyomunkövezzük a csíp szúnyogok számának hosszú távú változását és a fajegyüttesek újraszerveződését. Ebben a dolgozatban ezen felmérés eredményeiről számolok be.

ANYAG ÉS MÓDSZER

A Tiszabecs és Lónya közötti térségben a felméréseket összesen 29 helységben, ill. a közelében található hullámtéri területeken végeztem. A települések nagy száma miatt

az egymáshoz közeli településeket egy csoportba vonva összesen 7 mintavételei területet jelöltem ki, melyek a következők voltak: I. – Tiszabecs, Milota, Tiszacsécse, Tiszakóród; II. – Szatmárcseke, Túr-bukó, Tivadar, Nagyar, Kisar, Gulács; III. – Vásárosnamény, Gergelyugorlya, Jánd, Olcsva, Olcsvaapáti; IV. – Csaroda, Beregdaróc, Beregsurány, Hetefejércse; V. – Kisvarsány, Nagyvarsány, Gyüre; VI. – Tiszaszalka, Tiszavid, Tiszaadony, Aranyosapáti; VII. – Tizsakerecseny, Mátyus, Lónya. . Az egyes mintavételei id pontokban a fenti csoportokban szerepel települések egyikének bel- és külterületéről történt mintavétel.

A vizsgálatok a csíp szúnyog min ségi és mennyiségi viszonyainak felderítésére a n stény imágók gy jtésével történt. A mintavételek során humán csapdázást alkalmaztam. Mértem a 10–15 perc alatt testre szállt egyedek számát. Ezt megfelelő szorzó alkalmazásával csípés/óra értékekké alakítottam, ami a n stény imágók egyeds r ségének felel meg. A torzítás elkerülése végett a mintavételezést mindig ugyanazon személy végezte.

Mintavételek 2002–2004-ben, 2006-ban, 2008-ban, 2010-ben és 2013-ban történtek, minden évben május, június, július és augusztus utolsó hetében, mindig a szürkületi órákban és mindig gyérítés el tt. Egyes években (2003, 2004) más id pontok is voltak, de ezek adatait az összehasonlítás érdekében nem vettem bele a feldolgozásba. A felmérések a településekre és a környez hullámtéri, vízparti területekre egyaránt kiterjedtek. 2008-ban és 2013-ban csak a csípésszámok lettek vizsgálva, más években a fajegyüttesek összetétele is.

A csípésszám adatok normalitását Shapiro-Wilk tesztek segítségével vizsgáltam. Mivel a normalitás feltétele egy év kivételével nem teljesült, az évi csípésszám adatokat Kruskal-Wallis teszt segítségével hasonlítottam össze. Az évek közötti különbségeket Mann-Whitney post hoc tesztek segítségével értékeltem. A csapadék mennyisége és az évenkénti átlagos csípésszámok közötti kapcsolat vizsgálatát lineáris és polinomiális regresszió segítségével értékeltem. A számításokhoz Nyíregyháza, Napkor mér állomás adatait használtam fel.

Az el került egyedek identifikációja Mihályi és Gulyás (1963), valamint Kenyeres és Tóth (2008) munkáinak felhasználásával történt. Az *Anopheles maculipennis* fajcsoport esetében a fajokat az R1 ér pikkelyindexe (Mohrig 1963) alapján különítettem el. A fajok él hely szerint kategorizálása során Mihályi és Gulyás (1963) munkáját vettem alapul.

A fajegyüttesek összetételében mutatkozó különbségeket, ill. tendenciát Morisita-indexekre elvégzett F koordináta Analízis (PCoA) segítségével mutatom be. A Morisita-indexek alkalmazását az évenkénti jelent sen eltér egyeds r ségek indokolták, mivel ez az index függ legkevésbé a mintanagyságtól (Wolda 1981). A számításokat a PAST 2.17 programcsomag segítségével végeztem el (Hammer és társai 2001).

EREDMÉNYEK ÉS KÖVETKEZTETÉSEK

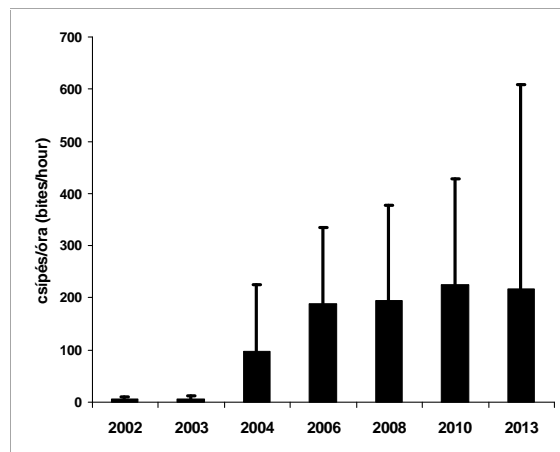
A csíp szúnyogok összes egyeds r ségének változása

Több vizsgálat eredményei is arra utalnak, hogy a varok, így a csíp szúnyogok denzitálásában is az évek között jelent s variáció tapasztalható (Fagan és társai 2001, Spielman és D'Antonio 2001). Vizsgálataim szerint a vizsgált periódusban az összes egyeds r ség (csípés/óra) tekintetében lényeges és egyértelm tendencia tapasztalható (1. ábra). 2002-ben és 2003-ban a térségben az egyeds r ségek igen kicsik voltak (5,53 és 7,00 csípés/óra). E két évben a csíp szúnyogok ilyen kis egyeds r ségében jelent s szerepe lehetett az áradás évében fellép hatásoknak, melyek feltételezhetően az alábbiak voltak:

- J A gátszakadás koratavasszal volt és a folyó visszahúzódását követően a visszamaradó vízterek kedveztek a csíp szúnyog lárvák kifejlésének.
- J Mivel a hazai fajok jelent s része (*Aedes ochlerotatus*) a talajra rakják tojásaikat, ezek kelése igen intenzív volt. Olyan helyeken is fejlődtek lárvák, melyeken egyébként nem fejlődtek volna (nem kerültek volna víz alá), és mivel a tojások akár 10 éven át is életképesek maradnak, azok is kikeltek, melyeket a n stények sok évvel ez el tt raktak le.
- J A fentiek azt eredményezték, hogy igen megnövekedett a csíp szúnyogok egyeds r sége. Ez jelent s egészségügyi kockázattal is járt, ezért a területen kiterjedt és nagyon intenzív védekezés történt, ami a csíp szúnyog imágók egyeds r ségének drasztikus csökkenését eredményezte.

A fenti hatások eredménye képen feltételezhető, hogy a csíp szúnyog fajegyüttesek utánpótlása kimerült és a fajegyüttesek csak hosszabb időt követően szerveződnek újra.

2004-ben az össze egyeds r ségben már lényeges növekedés tapasztalható (97,11 csípés/óra), 2006 és 2013 között pedig ennél nagyobb értékeken (189,54–237,33 csípés/óra) stabilizálódott. A legnagyobb csípésszámokat 2013-ban tapasztaltam.



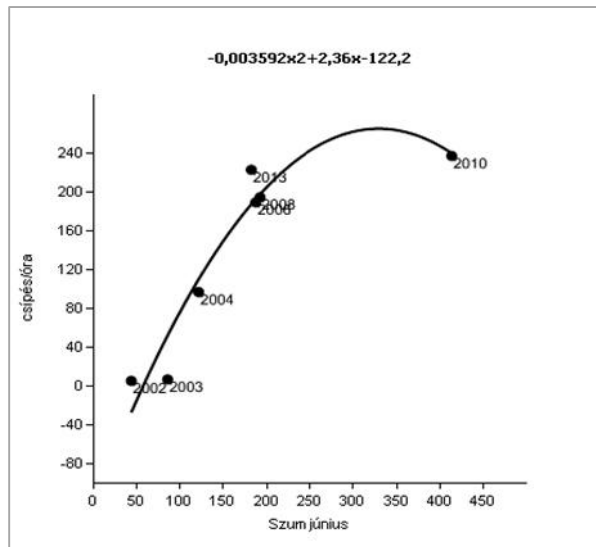
1. ábra. Az átlagos csípésszám értékek és az adatok szórása
Figure 1. Average bites/hour values in different years

A Shapiro-Wilk tesztek eredményei szerint a 2006. év kivételével ($W=0,906$; $p=0,161$) a csípésszám adatok nem voltak normál eloszlásúak (Shapiro-Wilk teszt $W=0,617-0,883$; $p<0,006$). Az ennek megfelelően alkalmazott Kruskal-Wallis teszt eredménye arra utal, hogy az átlagos összes csípésszámokban az évek között szignifikáns különbségek voltak ($\chi^2 = 132,6$; $p<0,0001$). Ezt a különbséget egyértelműen az áradást követő évek kis egyedségi értékei okozták. A páronként elvégzett Mann-Whitney post hoc tesztek eredményei szerint 2002 és 2003 nem különbözött egymástól ($p=0,379$), viszont szignifikánsan különböztek minden más évtől ($p<0,0001$). Az utóbbi tapasztalható 2004 esetében is ($p<0,006$). Ezzel szemben a 2006 és 2013 közötti évek egyedségi ségében ilyen különbségek már nem tapasztalhatók ($p=0,368-0,924$).

Az 1. ábrán az is látható, hogy 2004-től kezdődően meglehetősen nagyok voltak a szórások. Ez adódhatott a hét vizsgálati terület eltérő jellegéből, valamint abból, hogy a felmérésbe a településeket is belevettem. Az eltérő mérték (2002 és 2003), valamint nagy szórások (2004–2013) ellenére a variációs koefficiensek (CV%, a szórások relatív mértéke) minden évben nagyon hasonlóak voltak (76,77–93,85%), melyből csak 2004 és 2013 évek jelentettek kivételt (132,29% és 180,42%). A variációs koefficiensek hasonló értékei arra utalnak, hogy a környezet heterogenitása az egyedségi ségekben is megnyilvánul, ugyanakkor ez többé-kevésbé független az évektől, azaz évenkénti eltérő átlagos egyedségi értékektől. Az adatok alátámasztják Buckner és társai (2011) által tapasztaltakat, mely szerint a csípő szúnyogok abundanciája összefüggésben van a regionális klímával és területhasznosítással. Chaves és társai (2011) is rámutattak, hogy a fajgyűttestek diverzitására és abundanciájára nagy hatással van a klimatikus variabilitás és a környezet heterogenitása.

Ismert, hogy a csípő szúnyog fajok eltérő módon reagálnak a környezetbeli eltérésekre és nem egy faktor hat a denzitásra (Spielman és D'Antonio 2001). Ezzel szemben több vizsgálat eredménye is arra utal, hogy a csípő szúnyogok denzitása és a meteorológiai viszonyok (főleg a csapadék mennyisége) között szoros összefüggés tapasztalható, ezek viszont csak rövid távon állnak fenn (pl. Anideu 1992, Dhileepan 1996, Wegbreit és Reisen 2000). Vizsgálataim viszont arra utalnak, hogy az éves átlagos denzitások a június végéig lehullott csapadék összes mennyiségével szoros korrelációt mutatnak. Az adatsorokra elvégzett regresszió analízisek eredményei azt mutatják, hogy a polinomiális illesztés (2. ábra) sokkal szorosabb összefüggést mutatott ($R^2 = 0,923$), mint a lineáris ($R^2 = 0,645$). Az Akaike IC értéke is az előbbinél volt a legkisebb (IC=4589,9). A 2. ábráról az is látható, hogy a 2002 és 2004 közötti évek kisebb denzitás értékeinek kialakulásában a fentiekben említett hatások mellett a június végéig hullott kisebb csapadék mennyiségek is szerepet játszhattak. Kisebb csapadékmennyiségek esetén a ragadozók nem tudnak alkalmazkodni az időszakos kiszáradáshoz (Chase és Knight 2003, Marra és társai 2004), ezért az egyedségi

ségi ségek emelkedő tendenciát mutatnak, viszont sok csapadék esetén a fajok közötti kompetíció válik meghatározóvá, ami a vártnál kisebb denzitásokat eredményez.

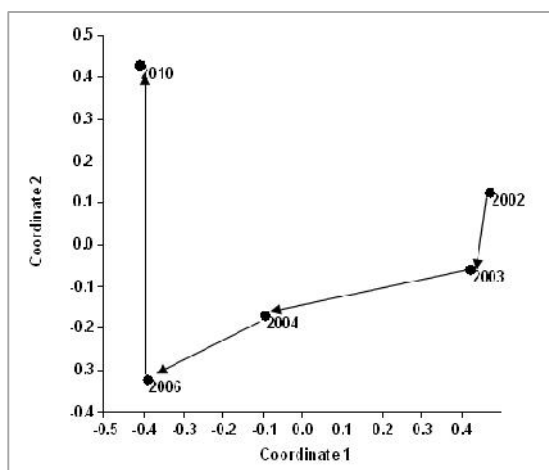


2. ábra. Összefüggés a június végéig mért csapadékösszegek és az átlagos csípésszámok között

Figure 2. Correlation between amount of precipitation to the end of June and the bites/hour

A csípő szúnyog fajgyűttestek összetételének változása

A területen a fajgyűttestek összetételét célzó öt éves felmérések során összesen 20 faj egyedei kerültek elő. Az összesített adatok azt mutatják, hogy a fajgyűttestek meghatározó fajai az *Ochlerotatus sticticus* (30,38%), az *Aedes vexans* (17,70%) és a *Culex pipiens* (15,51%) voltak. Rajtuk kívül csak az *Ochlerotatus cantans* (8,61%), a *Culex modestus* (7,91%) és az *Aedes rossicus* (6,19%) részese haladta meg az 5%-ot. További négy faj (*Aedes cinereus/geminus*, *Anopheles maculipennis*, *Coquillettidia richiardii* és *Ochlerotatus cataphylla*) részese 1 és 5% közötti volt. Az előkerült fajok felének részese 1%–nál kisebb volt (*Anopheles algeriensis*, *An. atroparvus*, *An. messeae*, *Culex hortensis*, *Culiseta annulata*, *Cs. longiareolata*, *Ochlerotatus excrucians*, *O. flavescens*, *O. geniculatus* és *O. leucomelas*). Az *Aedes cinereus* és *Ae. geminus* egyedei nagy biztonsággal csak a hím ivarszerv alapján különíthetők el. Az utóbbi néhány éve került elő a Mecsek térségéből (Soltész 2012). Azon évek között, amikor a fajgyűttestek minőségi feldolgozása is megtörtént, a fajok számában és a fajgyűttest összetételében is jelentős különbségek adódtak. A Morisita-index alapján elvégzett főkoordináta analízis (PCoA) eredménye arra utal, hogy a vizsgált évek fajgyűttesteinek összetételében egy trend jellegű változás tapasztalható (3. ábra). 2002 és 2006 között a fajgyűttestek az 1. főkoordináta (az összes variáció 57,43%-át magyarázza) mentén mozduznak el, a 2010-es év pedig a 2. főkoordináta (az összes variáció 26,50%-át magyarázza) mentén. Az utóbbi valószínűleg azzal is magyarázható, hogy olyan fajok lettek meghatározóak, melyek eddig hiányoztak, vagy igen kis részarányban képviseltették magukat (*Culex pipiens*, *Anopheles maculipennis*).



3. ábra. A gyakoribb fajokra és egyéb kategóriára elvégzett fő-koordináta analízis (Morisita index) eredménye
Figure 3. Result of principal coordinate analysis (Morisita index)

2002-ben csak három faj (*Aedes vexans*, *Ochlerotatus sticticus* és *Culex modestus*) egyedei kerültek elő (4. ábra). Az abszolút domináns az *Aedes vexans* volt (94,59%), mely egy erdei, ligeterdei faj, és nem stény egyedei a tenyészhelyüktől nagy távolságra is elvándorolhatnak.

2003-ban már 8 faj egyedei kerültek elő, további erdei, ligeterdei fajok (*Ochlerotatus cantans*, *Oc. annulipes*) jelentek meg és lettek meghatározóak (40,32 és 8,06%),

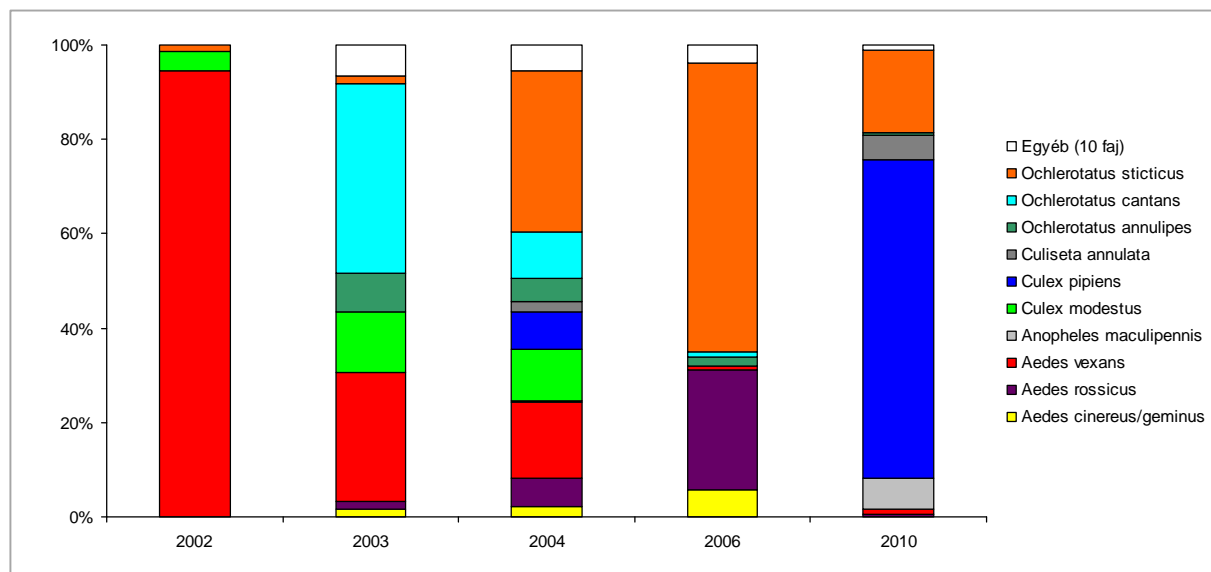
ugyanakkor az *Aedes vexans* egyedek részesedése csökkent (27,42%).

2004-ben kimagaslóan nagy fajszám (20 faj) volt a jellemző. A fajegyüttesekben az *Ochlerotatus sticticus* (34,09%), *Aedes vexans* (16,15%) és a *Culex modestus* (10,69%) fajok voltak a meghatározóak. Rajtuk kívül további három olyan faj (*Ochlerotatus cantans*, *Culex pipiens* és *Aedes rossicus*) volt jelen, melyek részesedése meghaladta az 5%-ot.

2006-ban olyan, tipikusan hullámtéri erdőkre jellemző fajok lettek az uralkodók, mint az *Ochlerotatus sticticus* (61,32%) és az *Aedes rossicus* (25,47%), ugyanakkor az ilyen területeken is meghatározó *Aedes vexans* részesedése (0,94%) a minimálisra csökkent. Ebben az évben előkerült fajok száma közepes nagyságú volt (7 faj).

2010-ben olyan fajok váltak meghatározóvá, melyek a tojásrakáshoz és a fejlődésükhöz nyílt és nyugodt vízfelületeket igényelnek: *Culex pipiens* (67,36%) és *Anopheles maculipennis* (6,74%). Mellettük jelentős részesedéssel voltak még jelen az *Ochlerotatus sticticus* (17,62%) egyedei is.

A felmérések alapján összességében megállapítható, hogy a 2001. évi áradást és gátszakadást követően a csíp-szúnyogok egyedszáma fokozatosan növekedett, ami a fajegyüttesek összetételének jelentős változásával járt együtt.



4. ábra. Csíp szúnyog fajegyüttesek összetétele a vizsgált években
Figure 4. Composition of mosquito assemblages in the different years

IRODALOMJEGYZÉK

Aniedu, I. (1992). A comparative study of the distribution and seasonal abundance of malaria vectors in 3 ecologically distinct habitats in Baringo District, Kenya. *J. Appl. Entomol.*, 114, 268–274.

Bodnár G. (2011). Fels - Tisza - vidéki Környezetvédelmi és Vízügyi Igazgatóság igazgatójának tájékoztató levele, Nyíregyháza. 2011. március 10.. Cited: Bek L., Kiss A., Nagyné Demeter D., Tomor A. (2011). A 2001-es beregi árvíz társadalmi hatásai. *Acta Carolus Robertus* 2(1), 1932.

Buckner, E.A., Blackmore, M.S., Golladay, S.W., Covich, A.P. (2011). Weather and landscape factors associated with adult mosquito abundance in southwestern Georgia, U.S.A. *Journal of Vector Ecology* 36 (2): 269-278.

Chase, J.M., M. T. Knight (2003). Drought-induced mosquito outbreaks in wetlands. *Ecology Letters*, 6, 1017–10.

Chaves, L. F., G. L. Hamer, E. D. Walker, W. M. Brown, M. O. Ruiz, U. D. Kitron (2011). Climatic

variability and landscape heterogeneity impact urban mosquito diversity and vector abundance and infection. *Ecosphere* 2(6), art70. doi:10.1890/ES11-00088.1

Dhileepan, K. (1996). Mosquito seasonality and arboviral disease incidence in Murray valley, southeast Australia. *Med. Vet. Entomol.*, 10, 375–384.

Fagan, W.F., E. Meir, J. Prendergast, A. Folarin, P. Karieva (2001). Characterizing population vulnerability for 758 species, *Ecol. Lett.*, 4, 132–138.

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

Kenyeres Z., Tóth S. (2008). Csíp szúnyog határozó II. (Imágók). Pannónia Központ Szakértői és Tanácsadói Koordinációs Kft., Keszthely

Marra, P. P., S. Griffing, C. Caffrey, A. M. Kilpatrick, R. McLean, C. Brand, E. Saito, A. P. Dupuis, L. Kramer, R. Novak (2004). West Nile virus and wildlife. *BioSci.* 54(5), 393-402.

Mihályi F., Gulyás M. (1963). Magyarország csíp szúnyogjai. Akadémiai Kiadó, Budapest

Mohrig, W. (1969). Die Culiciden Deutschland. Untersuchung zur Taxonomie, Biologie und Ökologie der

einheimischen Stechmücken. *Parasitologische Schriftenreihe* 18, 1-260.

Soltész, Z. (2012). *Aedes geminus* Peus, 1970, a new member of the Hungarian fauna (Diptera: Culicidae). *Folia Entomologica Hungarica*, 73, 105-108.

Spielman, A., M. D'Antonio (2001). Mosquito: A Natural History of Our Most Persistent and Deadly Foe. Hyperion, New York, NY.

Szabó L. (2007). Csíp szúnyog fajegyüttesek minőségi és mennyiségi vizsgálata a Felső-Tisza (Bereg) térségében. *Acta Biol. Debr. Oecol. Hung.*, 16, 193-199.

Tóth S. (2004). Magyarország csíp szúnyog-faunája. *Natura Somogyensis* 6, 1327,

Tóth M., Szabó L. J. (2011). Csíp szúnyogok (Diptera: Culicidae) áttekintő fajegyüttese Debrecen és Kisvárda térségében. *Acta Biol. Debr. Oecol. Hung.*, 26, 203-210.

Wegbreit, J., W. K. Reisen (2000). Relationships among weather, mosquito abundance, and encephalitis virus activity in California: Kern County 1990–98. *J. Am. Mosq. Control*, 16, 22–27.

Wolda, H. (1981). Similarity indices, sample size and diversity. *Oecologia* (Berlin) 50, 296–302.

A SZERZŐ



SZABÓ LÁSZLÓ JÓZSEF PhD. Egyetemi adjunktus a Debreceni Egyetem Természettudományi Kar Hidrobiológiai Tanszékén. A Magyar Hidrobiológiai Társaság tagja 2010 óta. A Debreceni Akadémiai Bizottság Hidrobiológiai Munkabizottságának tagja.

Kutatási területe: csíp szúnyog fajegyüttesek vizsgálata, tradicionális és geometriai morfometriai vizsgálatok szitakötők és csíp szúnyogok egyedein, gubacskepzei fajegyüttesek vizsgálata.

Nymphaea dominanciájú disztróf él helyek populációdinamikájának hosszú távú vizsgálata

Szalma Elemér, Karancsi Zoltán, Oláh Ferenc és Korom Annamária

Szegedi Tudományegyetem, Juhász Gyula Pedagógusképző Kar, Alkalmazott Természettudományi Intézet, Földrajzi és Ökoturisztikai Tanszék. 6725 Szeged, Boldogasszony sugárút 6. (Email: szalma@jgyk.u-szeged.hu)

Kivonat

Dolgozatunkban három él hely, az Alpári Holt-Tisza, T serd -Sulymos-tó és az Atkai Holt-Tisza mint *Nymphaea* dominanciájú disztróf (polyhumozus) él helyek populációinak különböző környezeti hatásokra, (elsősorban hidrodinamikai változásokra, áramlás, elárasztás, asztatikus jelleg) adott növényi válaszait értékeljük hosszú távú (10-20 év) vizsgálati eredményeink alapján. Mind a három víztest közös jellemvonása, hogy felszín alatti vizektől függő vizes él helyek. Az él helyek hidrodinamikájában történt változások hatással vannak az ott élő fajok fajösszetételére és azok tér-idő dinamikájára.

Kulcsszavak

Nymphaea dominanciájú disztróf él helyek, felszín alatti vizek, holtmedrek, populáció dinamika

Long-term study of population dynamics of *Nymphaea* dominant dystrophic habitats

Abstract

In this paper we tested three habitats, the Alpari Oxbow, T serd -Sulymos Lake and the Atkai Oxbow as *Nymphaea* dominant dystrophic (polyhumozus) habitats, where populations depend on the various environmental effects (especially hydrodynamic changes, flow, flooding, astatic character) and plant's responses are evaluated long-term (10-20 years) based on the test results. All of these three waterbodies's common feature is that they are also supplied by groundwater, accordingly aquatic plants have been used as hydrological tracers, and they are typically *Nymphaea* dominant. As a result of periodic flooding of the habitat species their species composition changes. Eutrophic standing water species appear, and they could even be dominant within such habitats.

Keywords

Nymphaea dominated dystrophic habitats, groundwater discharge, oxbow, population dynamics

BEVEZETÉS

Az elmúlt több mint tízenöt évet felőlel kutatásaink során a következő eredményekre jutottunk, mely alapot biztosított adott él helyeken belüli populációk hosszú távú dinamizmusának megértéséhez (Szalma 2003, Szalma és Kiss 2009).

A tündérrózsza dominanciájú él helyek a Kárpát-medencében minden esetben a meglévő vagy valamikori „s-folyók” mentén lefolyó dött folyóvíz (holt)ágakban alakultak ki. Az él helyek hidrobotanikai adatait összevetettük hidrológiai, hidrogeológiai, geológiai és geofizikai adatok eredményeivel (Kiss és Szalma 2006).

Vizsgálataink rámutattak arra, hogy a szikes- és lápi sorozatokhoz tartozó él hely-típusok (a tündérrózsás él helyek a lápi sorozat része) szoros kapcsolatot jeleznek a felszín alatti vizek áramlásával, így ezeket, mint felszín alatti vizektől függő (vizes)él helyeknek tekinthetjük (Tóth 1999, Szalma 2003, Kiss és Szalma 2006).

A hidrogeológiai adatok alapján megállapítottuk, hogy az él helyek hidrológiai, hidrogeológiai és hidrogeokémiai gradiensek mentén rendeződnek. A tündérrózsza dominanciájú él helyek egységesen a kiáramló felszín alatti vizek régióiban helyezkednek el (Szalma és társai 2002). Lényegesnek ítéljük meg, hogy az él helyek kialakulását és jellemző fajainak körét a felszíni és felszín alatti vizek együttes és közvetlen kapcsolata határozza meg, továbbá ugyan ez idézi el a tündérrózsás él helyeken időszerűen kialakuló oxigén-rétegzettséget (időszerű anaerobiát) is (Szalma és Kiss 2009).

A Bouguer-anomália térkép és a tündérrózsza dominanciájú él helyek együttes vizsgálata során megfigyeltük, hogy gravitációs lineamentek, amelyek vetőzónát jeleznek, áramlási csatornát jelenthetnek a mélybeli vizeknek. A tündérrózsás él helyek és a geofizika alapján kimutatott zónák egybeesésekor megállapíthatjuk, hogy egy szerkezeti mozgásoknak köszönhetően kialakult, közel függőleges folyadékáramlási rendszert találtunk, melyet hidraulikai kürt hatásnak neveztünk el (Kiss 2006/b, Kiss és Szalma 2007, Szalma és Kiss 2006, 2009).

ANYAG ÉS MÓDSZER

Több mint 15 év kutatási eredményei alapján a tündérrózsza dominanciájú él helyek Kárpát-medencén belüli elterjedésének törvényszerűségeit vizsgálva, az utóbbi 3 évben az egyes él helyeken belüli változásokra koncentráltunk.

Dolgozatunkban három él hely, az Alpári Holt-Tisza (46° 48.653'É, 20° 0.299'K), T serd -Sulymos-tó (46° 50.807'É, 19° 59.686'K) és az Atkai Holt-Tisza (46° 23.763'É, 20° 9.577'K) (Pálfi 2001) disztróf (polyhumozus) él helyeinek különböző környezeti hatásokra, (elsősorban hidrodinamikai változásokra, áramlás, elárasztás, asztatikus jelleg) adott növényi válaszait értékeljük. A mostani és a korábbi vizsgálatok kiterjedtek:

1. Vízinnövények élet- és növekedési formáira (Raunkiaer 1907 és 1934, Klimeš és társai 1997, Szalma 1998a és b, Szalma 2003)
2. Él helyek vizsgálata: Él helyek fajösszetétel (Szalma 2003). Él helyek vegetáció térképezések alapján (Szalma és társai 2002). Kohler-módszer alkalmazása (Kohler 1978, Kohler és Janauer 1995, Szalma 2003)

Négy él hely-típus (funkcionális csoportok) definiálása, továbbá fajai és társulási körének meghatározása (Szalma és társai 2011a és b, Szalma 2003, 2005, Mesterházy és társai 2011a és b)

3. Figyelembe vett környezeti elemek: Víz mozgása (lenitikus, lotikus) és tápanyag-ellátottsága (Szalma és társai 2002). Él helyek felszíni és/vagy felszíni alatti vízutánpótlása, Hidrogeológiai rezsim jellege (Tóth 1962, 1963, Almási 2001, Tóth és Almási 2001, Kiss és Szalma 2007).
4. Geofizikai vizsgálatok (földtani szerkezet): Bouguer-anomália térkép segítségével (Kiss 2006a és b, Kiss 2007, Kiss és Szalma 2007), Gravitációs anomália lineamens térkép (Kiss 2006a és b, Kiss és Szalma 2007, Szalma és Kiss 2009)
5. Adatfeldolgozás: Térinformatikai modell ArcView GIS, Többváltozós statisztikai módszerek segítségével: F koordináta-analízis (PcoA) (Podani 2001).

EREDMÉNYEK ÉS AZOK ÉRTÉKELÉSE

Az általunk összeállított életforma rendszer lehet séget biztosított a vízinövények él hely szerinti csoportosításához is. Tereptapasztalataink alapján meggy z dthtünk arról, hogy a hydro-therophyta életformájú fajok kizárólag nyugodtvíz (lenitikus) él helyeken fordultak el , míg a hydro-hemikryptophyta fajok mindig olyan él helyeket részesítettek el nyben, ahol vagy a víz áramlása vagy a hullámzások következtében intenzív, állandó vagy id szakos vízmozgás volt megfigyelhet (Szalma 1998a és b., Szalma 2003). Ezeket a megfigyeléseket, többek között Losee és Wetzel (1998), Madsen és társai (2001) és Janauer (2001) tanulmányai is alátámasztják. Janauer (2001) külön rámutat arra, hogy a vízinövények esetében a víz mozgási viszonyait, mint els dleges ökológiai ható tényez t kell figyelembe venni. A hydro-kryptophyta fajok esetében rögtön szembe t nik, hogy morfológiai és élettani sajátosságuk alapján is lényegesen eltérnek az el z csoportoktól (Szalma 1998a és b, Szalma 2003). Ebbe a csoportba tartozó fajok elviselik a víztest oxigén-szegénységét (hypoxiát), a teljes oxigénhiányt (anaerobiózist) (is) és ennek következményét, a nagy mennyiségben jelenlév oldható növényi toxinok hatását (Dacey és Klug 1979).

A hidrobotanikai vizsgálataink során négy jellemz él hely-típust (funkcionális csoportot) tudtunk elkülöníteni. A lotikus vízmozgással jellemezhet él helyeket „áramló vizek”-nek neveztük el. A lenitikus állóvízi él helyeket, fajösszetételük, vízutánpótlás milyensége (felszíni vagy felszín alatti), a tápanyag ellátottsága és halobitás foka alapján, „eutróf állóvizek”-re, „disztróf állóvizek”-re és „szikes vagy szikesed állóvizek”-re osztottuk fel (1. ábra).

A Tisza 76, öt hektárnál nagyobb holtmedre közül, a vízi-növényzete alapján, csak 18 láptó (disztróf) jelleg , a többi eutróf állóvíz vagy szikesed . A Körösök 45 holtmedre közül csak kett hordozza magán a láptavi jelleget. A Dráva 46 baranyai holtága közül 12 láptavi. A fent em-

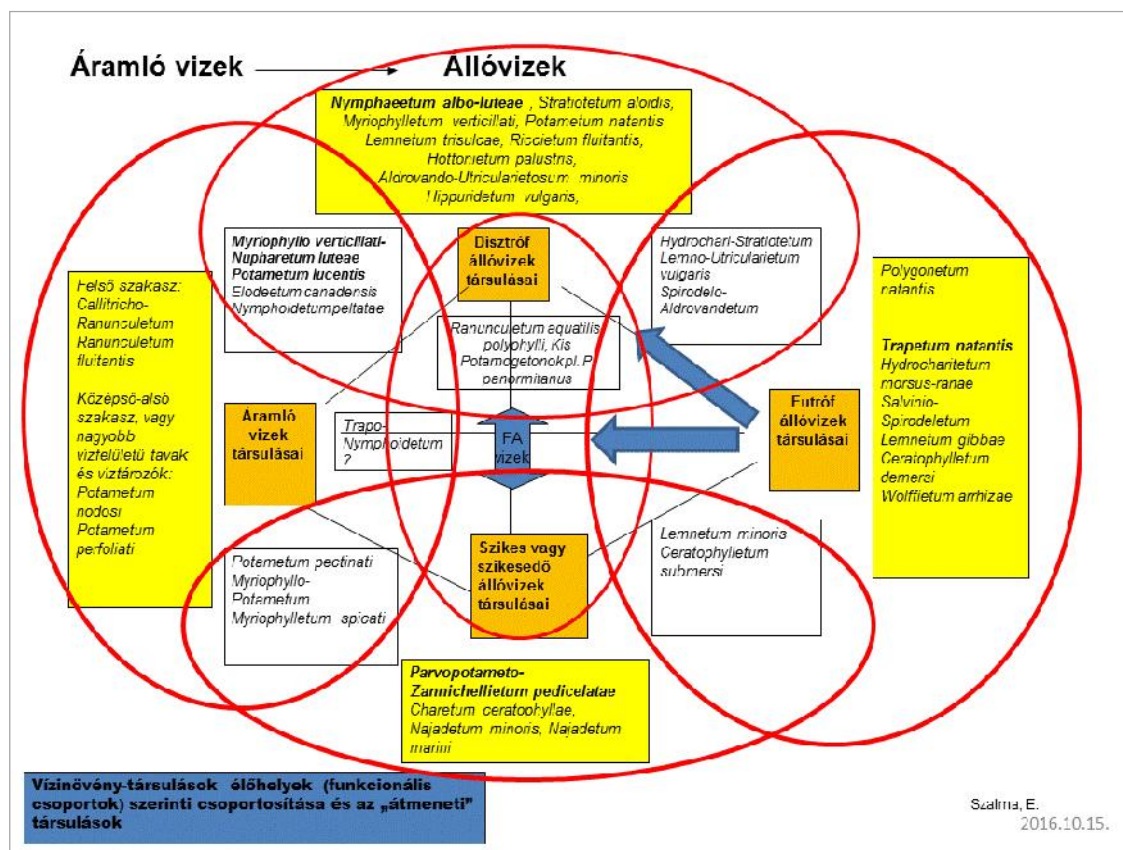
lített lápi jelleg holt meder kivétel nélkül felszín alatti vizek feláramlási, csapolási területein található. Megfigyelhet , hogy az él helyeken belüli oxigén-rétegzettség kialakulásáért a periodikusan kiáramló, oxigénben szegény vagy oxigénmentes felszín alatti vizek tehet k felel sé (Bárdosi és társai 2000, Szalma és társai 2002, Szalma 2003). A kiáramló felszín alatti vizek egyes fajok megjelenésében vagy a társulások mintázatának alakulásában jelent s szerepet tölthet be (Lammerts és társai 2001). Ezt támasztják alá Bornette és Amoros (1991), Bornette és Large (1995), Bornette és társai (1996), Bornette és Arens (2002) és Klajn és Witte (1999) megfigyelései is, melyekben félsós víz él helyekre jellemz *Chara hispida*, *C. major*, *C. vulgaris*, és a lápi (disztróf) *Hottonia palustris* és *Caltha palustris* fajokat, mint kiáramló felszín alatti vizeket indikáló fajokként jellemezték. Megfigyeléseikkel teljesen egybevágunk Jansen és társai (1996, 2000) és Beltman és társai (2001) publikációi, melyekben a lápi sorozathoz tartozó lápréti *Cirsio-Molinietum* társulás elterjedését szintén kiáramló felszín alatti vizekkel hozták szoros kapcsolatba.

A *Nymphaea* dominanciájú disztróf állóvízi él helyek kialakulásában és makromintázatában, mint az fentebb látható volt, dönt szerepet játszanak a hidrológiai és a hidrogeológiai folyamatok. A környezeti hatásokkal szemben általában a vízinövény populációk szelektíven viselkednek, fennmaradásuk érdekében rezisztenciával vagy rezilienciával válaszolhatnak azokra. A fentieknek nem mond ellent, hogy bizonyos környezeti hatások (exogén faktorok) (pl. hidrológiai és hidrogeológiai folyamatok, szalinitás stb.) ellenben szelektíven befolyásolják egy adott él hely fajkészletét vagy azok eloszlásának dinamizmusát. Ennek megfelelő en megfigyelhet , hogy az eltér él helyek különböző (só-, hidrológiai- és hidrogeológiai) gradiensek mentén különíthet k el. Yabe és Onimaru (1997) a hidrológiai tényez nek tulajdonítanak fontos szerepet a t zeges területek, lápok kialakulásában. Kutatási eredményeik alapján a lápok növényzetének differenciálódásában az átlagos talajvízszint, a vízszint fluktuációja, a felületi áramlás mértéke, valamint az elektromos vezet képesség és az oldott oxigéntartalom kulcsfontosságúak, ellenben a pH alárendelt jelent ség nek bizonyult. Szinte mindegyik *Nymphaea* dominanciájú disztróf él helyekre igaz, hogy vízforgalma eu-, szemi- vagy asztatikus lehet. Az él hely jellegét meghatározóan, vízutánpótlása kett s, melyet egyrészt az állandó vagy id szakosan (periódikusan) feláramló, mezo- vagy/inkább oligotróf felszín alatti vizek -, -ezért vizük gyakran (periódikusan) oxigén-rétegzett, a fenéken gyakori az oxigénhiány (anaeróbia)-, másrészt felszíni vizek biztosítják. Vegetációja a lápi sorozat részét képezi. Az él helyeken a vízutánpótlás milyenségét l és mértékét l függ en, a jellemz növényállományok gyakran komplexeket alkothatnak az eutróf állóvízi-, ritkábban áramló víz él helyeket indikáló vízinövényfajokkal. Az él hely-típushoz tartozó f bb növekedési formák a következők: Nymphoid*, Stratioid*, Herbid*, Magnopotamoid, Parvopotamoid, Myriophylloid, Elodeoid, Batrachoid, Utricularoid,

Riccielloid (a *-al jelzett növekedési formák csak erre az él hely-típusra jellemzők).

Életforma szerint, jellemző növényzetével, hydrokryptophyta¹ (HyG), hydro-hemikryptophyta² (HyH) és „díszít elemként” átmeneti csoportba tartozó (HyH (Th))²⁻³ vagy egyéves hydro-therophyta³ (HyTh) fajok alkotják. Ezek: *Nymphaea alba* L.¹, *Nuphar luteum* (L.) Sm.¹, *Menyanthes trifoliata* L.¹, *Hippuris vulgaris* L.², *Hottonia palustris* L.², *Potamogeton acutifolius* Link.², *Potamogeton crispus* L.², *Potamogeton filiformis* Pers.², *Potamogeton lucens* L.², *Ranunculus aquatilis* L.²⁻³,

Ranunculus polyphyllus W. et K.²⁻³, *Ranunculus trichophyllus* Chaix.²⁻³, *Aldrovanda vesiculosa* L.³, *Elodea canadensis* Rich.³, *Elodea nuttallii* (Planch.) H. John.³, *Lemna trisulca* L.³, *Myriophyllum verticillatum* L.³, *Potamogeton berchtoldii* Fieber.³, „*Potamogeton natans* L., *Potamogeton panormitanus* Biv.-Bern.³, *Potamogeton trichoides* Cham.et Schld.³, *Riccia fluitans* L. em. Lorbeer.³, *Ricciocarpus natans* (L) Corda.³, *Stratiotes aloides* L.³, *Utricularia bremii* Heer.³, *Utricularia minor* L.³, *Utricularia vulgaris* L.³. Az aláhúzott fajok populációi a dolgozatban szereplő vizsgált él helyeken is előfordultak. Az ide sorolható társulásokat az 1. ábra mutatja be.

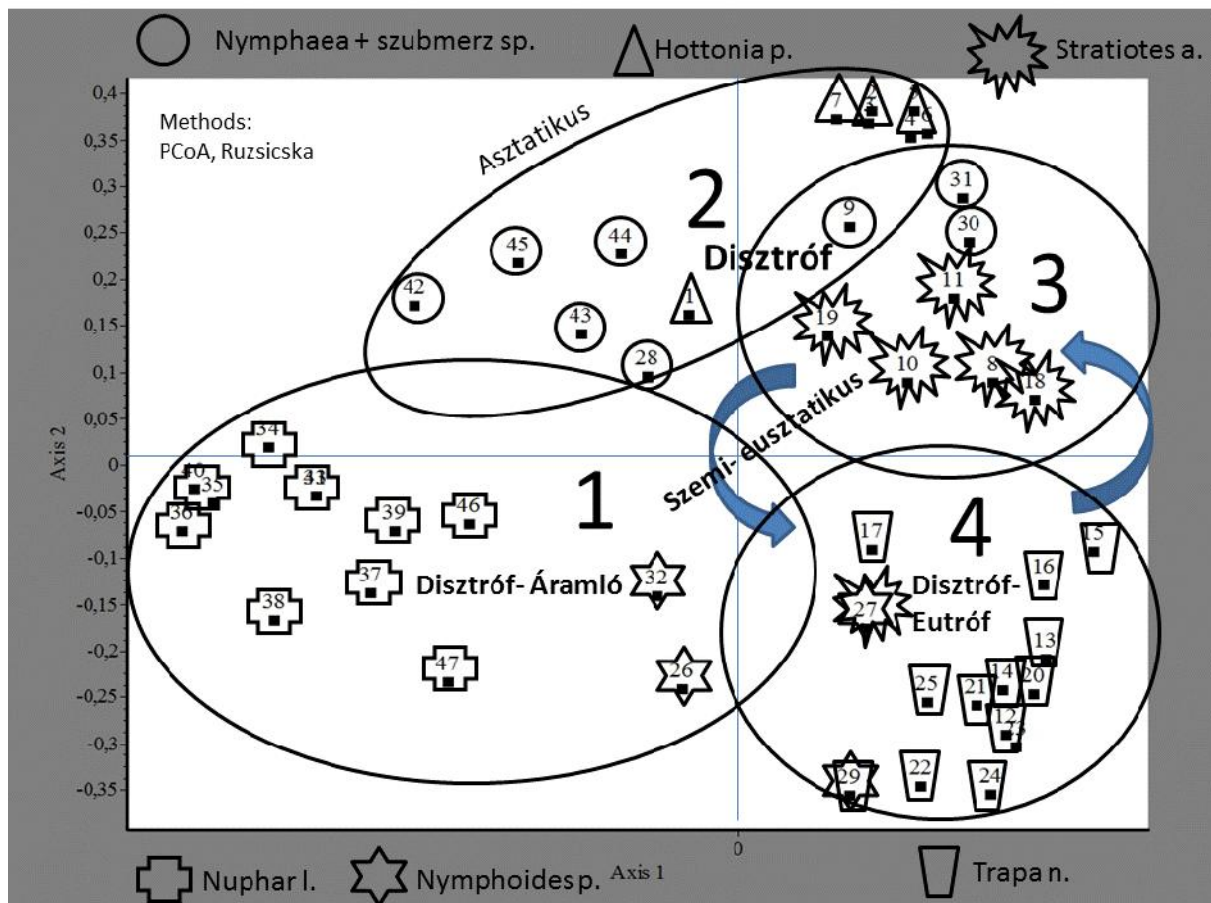


1. ábra. Vízivő-növény-társulások funkcionális-csoportok szerinti csoportosítása, feltüntetve azok „átmeneti” csoportjait. (Megjegyzés: Az ábrán a piros körök szemléltetik az egy funkcionális csoportba való tartozást. A kék nyilak az ökotónikus kapcsolatokat jelzik (azaz „szegélytársulások” vagy állomány-komplexek melyik él hely-típusban alakulhatnak ki). A kettős nyíl jelzi, a felszín alatti vízeketől függő vizes élőhelyekhez való tartozást.)

Figure 1. Functional groups of the Waterplants associations, indicating their "transitional" groups. (Note: In the figure, the red circles illustrate belonging to one functional group. Blue arrows indicate ecotonic relationships. The double arrow indicates the groundwater dependent on wetland habitats.)

Az 1. ábrán megfigyelhető az az evidencia, hogy az azonos élőhely-típusba (funkcionális csoportba) sorolható fitocönózisok term. helyi igényei bizonyos mértékben eltérőek. Szembetűnő, hogy fajösszetételük alapján, pl. az eutróf állóvizekre jellemző *Lemnetum minoris* vagy *Ceratophylletum submersi* társulások tömegesen, inkább a tápanyagban gazdag eutróf enyhén szikesedő term. helyeken fordulnak elő, tehát egyfajta „átmeneti” képviselnek az eutróf- és a szikes vagy szikesedő állóvíz élőhely-típusok között. A *Hydrocharitetum morsus-ranae* tipikusan eutróf állóvizekre jellemző társulás, míg a *Hydrochari-Stratiotetum* (már nem érvényes névű társulás) a disztróf és az eutróf állóvizekre jellemző környezeti tényezők közel azonos súlyú, együttes hatását sejteti. Közvetlen az élőhely-típusokhoz ren-

delt társulások, - melyek a term. helyek szempontjából tipikusnak tekinthetők, jellemző környezeti feltételek mellett alakulnak ki. Az élőhelyeket összekötő vonalak mellé rendelt cönózisok képezik a két élőhely közötti, ún. átmeneti (csoportok) társulásokat. Ezek, a két élőhely-típusra jellemző, közel azonos súlyú környezeti hatások mellett alakulnak ki. Ugyan ezzel magyarázható, a fajösszetételben eltérő élőhely-típusba tartozó cönózisok alkotta szubasszociációik vagy a társuláskomplexeik kialakulása is. Tehát jól értelmezhetővé válik, az általános tereptapasztalat is, hogy egy adott élőhelyen belül eltérő élőhely-típusra (funkcionális csoportba tartozó) jellemző populációk komplexeket vagy társulás komplexeket alkothatnak, melyeket ebben az esetben ökotónusnak vagy ökotónikus komplexeknek is nevezhetnénk.



2. ábra. *Nymphaea* dominanciájú disztróf élőhelyek (Alpári Holt-Tisza, T serd -Sulymos-tó és az Atkai Holt-Tisza) vízinövény populációik tér-idő dinamikája

(Megjegyzés: Az adatokat főkoordináta-analízis (PCoA) segítségével elemeztük. A számok a különböző stádiumokat jelzik. A kék nyilak az áradások vagy azok megszűnése utáni változást mutatják.)

Figure 2. *Nymphaea* dominant dystrophic habitats (Alpári Holt-Tisza, T serd -Sulymos Lake and Atkai Holt-Tisza) are the space-time dynamics of water-plant populations.

(Note: The data were analyzed using the main coordinate analysis (PCoA). The numbers indicate the different status. The blue arrows show a change after the floods or their disappearance.)

A fenti élőhelyek változó-fajszámúak. A fajok magas száma jelzi, hogy több élőhely-típusba (pl. áramló és eutróf, vagy disztróf-eutróf) sorolható vízinövényfajok élőhelyen belüli komplexet alkotnak.

A különböző élőhelyre vonatkoztatott mérési adatokat főkoordináta-analízis segítségével értékeltük (2. ábra). Az analízis során négy eltérő stádiumot tudtunk elkülöníteni.

Ezek következőképp jellemezhetők:

1. *Myriophyllo verticillati-Nupharetum luteae* asszociáció (Disztróf – Áramlózvizek stádiuma).

A *Nymphaea* dominanciájú élőhelyek áramlás viszonyainak megváltozása (pl. a holtág átöblítése szivattyúzással, stb.) során együttes *Nymphaea* és *Nuphar* dominancia (*Myriophyllo verticillati-Nupharetum luteae* asszociáció) volt megfigyelhető pl. az Atkai és Alpári Holt-Tiszákban. Fajok száma alacsony. Ugyanitt *Nymphoidetum peltatae* szép állományai is megtalálhatók (Atkai HT) és megtalálható volt (Alpári HT). Nem ritka más áramlást kedvelő hínár faj populációinak megjelenése is.

2. *Hottonietum palustris* asszociáció (Típusos lápi, disztróf tavi stádium)

A terület botanikai érdekessége a lakitelki láp és a környékén található disztróf (Alpári Holt-Tisza és Sulymos-tó) tavak és holtmedrek. Erről a lápról, az itt előforduló égekről már 1266-ban a Baár Kalán nemzetségből származó Nána ispán is említést tesz végrendeletében. Az Égenfa [*Egenpha*] (*Alnus glutinosa*) vagy az 1276. évi oklevél szerint Heugefa Alpár közelében a Tisza partjára lokalizálta, amely a mai napig a területen megtalálható, égekről (t) (*Dryopteridi-Alnetum*) alkotja (Dr. Gaskó Béla szóbeli közlése). Ennek megfelelően az élőhely változása geológiai időmértékben mérhető.

Békalilium-hínár (*Hottonietum palustris*) a Tisza mentén csak a Sulymos-tóban (és közvetlen mellette elhelyezkedő Tisza-Alpár melletti égerlápban) fordul elő. Állományaira jellemző, hogy, a nyár végére – az elejére populációja szárazra kerülve, amfibikus növényként alkot gyeptet a nedves (t) zéges iszapban. Ez szaporodás biológiája szempontjából jelentős környezeti tényező. Azaz az élőhely asztatikus jellege elengedhetetlen, az állandó vízborítást nem viseli el. Kora tavasszal kristálytiszta belvíz árasztja el a medencét.

A tündérrózsa esetében az asztatikus jelleg nem jelent problémát ui. tudott, hogy adott él hely id szakos „kiszáradása” (a vízszint akár drasztikus lecsökkenése) nem vonja maga után a *Nymphaea* állományok pusztulását.

3. *Stratiotetum aloidis* asszociáció (El re haladott disztróf stádium)

Állandó víz tehát eu- vagy szemisztatikus disztróf vizek el rehaladott, tehát pár év előntés mentes stádiuma, kolokánons (*Stratiotetum aloidis*) megjelenésével (Alpári Holt-Tisza). A víz színe kávébarna, áttetsz , disztróf vizeket jelz vízínövény fajok túlsúlya jellemzi az él helyet.

Kornatowski (1976) a kolokán (*Stratiotes aloides*) különböző populációinak víztesten belüli vertikális mozgásvizonyait, a szubmerz gyökerez és emerz lebeg formák fenológiáját és azok szezonális mozgását tanulmányozta. Dolgozataiban a mozgásvizonyaik alapján három, 1. emerz-, 2. szubmerz- és 3. turiont (áttelel rügyet) képz ökológiai formát különít el, melyeknek fenológiájuk is teljesen eltérnek egymástól. Az Alpár Holtágban megfigyelt kolokánok emerz- és turion- képz ökológiai formájú populációk voltak.

4. *Trapetum natantis* asszociáció (Eutróf – Disztróf ökotonikus stádium)

Anyafolyó által árvízi elárasztást követ stádium. Az él helyben el forduló fajok száma magas. Tudott, hogy a Sulymos, tápanyagban gazdag, jól átmeleged eutróf állóvizek jellemz hínártársulása. Gyakran monodomináns, a víz nátrium- és klorid-ion –koncentráció növekedésére érzékeny, már enyhén szikes vizekben sem fordul el . Fontosnak ítéljük meg azt, hogy a sulyom (*Trapa natans*) dominanciájú él helyeken oxigén-rétegzettség nem fordult el (Bárdosi és társai 2000), ezért disztróf él helyen újabb elárasztás hiányában „senyedni” kezd a növény. Ez azt jelenti, hogy rozettája kicsi lesz, a szubmerz levelek elt nnek, és kevés termést hoz. Az elárasztás több éves hiánya a faj elt néséhez vezet.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Ez a kutatás nem jöhetett volna létre Dr. Kiss János geofizikus és intézete a Magyar Állami Eötvös Lóránd Geofizikai Intézet, ELGI Budapest, együttm ködési támogatása nélkül. A kutatások anyagi támogatását a Szegedi Tudományegyetem JGYP ATTI Földrajzi és Ökoturisztikai Tanszék pályázatai biztosították. Külön köszönjük Dr. Szanyi János (SZTE Szolgálat, Szeged) és Prof. Dr. Tóth József hidrogeológusok (University of Albera, Canada) szakmai támogatását és tanácsaikat.

IRODALOM

Almási, I. (2001). Petroleum Hydrogeology of the Great Hungarian Plain Eastern Pannonian basin, Hungary. - A thesis submitted to the Faculty of Graduate Studies and Research in partial fulfillment of the requirements for the degree of Doctor of Philosophy Department of Earth and Atmospheric Sciences, Edmonton, Alberta, 1-312.

Bárdosi E., Nagy S., Dévai Gy., Grigorszky I., Kiss B., Végvári P., Bancsi I. (2000) Az oxigénviszonyok változottsága holtmedrek példáján. Hidrológiai Közöny 80. 5:275-277.

Beltman, B., T. Van den Broek, A. Barendregt, M. C. Bootsma, and A. P. Grootjans (2001). Rehabilitation of

acidified and eutrophied fens in The Netherlands: Effects of hydrologic manipulation and liming. - Ecological Engineering 17: 21-31.

Borhidi A. (2003). Magyarország növénytársulásai. – Akadémiai Kiadó, Budapest

Bornett, G. and A. R. G. Large (1995). Groundwater-surface water ecotones at the upstream part of confluences in former river channels. - Hydrobiologia, 310: 123-137.

Bornette, G. and C. Amoros (1991): Aquatic vegetation and the hydrology of a braided river floodplain. - Journal of Vegetation Science 2: 497-512.*

Bornette, G. and M. F. Arens (2002). Charophyte communities in cut-off river channels. The role of connectivity. – Aquat. Bot. 73: 149-162.

Decay, J. W. H. and M. J. Klug (1979). Methane efflux from lake sediments trough water lillies. - Science 203:1253-1255.

Janauer, G. A. (2001). Is what has been measured of any direct relevance to the success of the macrophyte in its particular environment? In: Ravera, O. (Ed.): Scientific and legal aspects of biological monitoring in freshwater. - J. Limnol. 60 (Suppl. 1): 33-38.

Jansen, A. J. M., M. C. C. de Graaf, and J. G. M. Roelofs (1996): The restoration of species-rich heathland communities in The Netherlands. – Vegetation 126: 73-88.

Jansen, A. J. M., A. P. Grootjans and M. H. Jalink (2000). Hydrology of Dutch *Cirsio-Molinietum* meadows: prospects for restoration. – Applied Vegetation Science 3: 51-64.

Kiss J. (2012). A Kárpát-Pannon Régió Bouguer-anomália térképének frekvenciatartománybeli vizsgálata és értelmezése, Magyar Geofizika, 53. évf. 4. szám, 236–257.

Kiss J. (2006a). Magyarország gravitációs Bouguer-anomália térképe, Geophysical Transactions, Vol. 45. No.2. pp. 99–104

Kiss J. (2006b). Magyarország gravitációs lineamenstérképe — els eredmények, Magyar geofizika, 47. évfolyam, 2. szám, 1001–1010.

Kiss J. és Szalma E. (2007). Tündérrózsa és a gravitációs tér?! - Magyar Geofizika 48. évf. 2: 1001 -1014

Klijn, F. and J. P. M. Witte (1999). Eco-hydrology: Groundwater flow and site factors in plant ecology. - Hydrogeology Journal, 7:65-77.

Klimeš, L., J. Klimešová, R. Hendriks, and J. van Groenendael (1997). Clonal plant architectures: a comparative analysis of form and function. 1-29. - In: H. de Kroon and J. van Groenendael (Eds.): The ecology and evolution of clonal plants. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands.

Kohler, A. (1978). Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Sü wasserbiotopen. – Landschaft + Stadt, 10: 23-85.

Kohler, A. und G. A. Janauer (1995): Zur Methodik der Untersuchungen von aquatischen Makrophyten in Fließgewässern. – In: Steinberg, C., Bernhardt, H. und Klapper, H. (Hrsg.): Handbuch angewandte Limnologie. Ecomed-Verlag, VIII-1.1.3.

Kornatowski, J. (1976). Dynamics of *Stratiotes aloides* L. development. *Pol. Arch. Hydrobiol.* 23, 3: 365-376.

Lammerts, E. J., C. Maas, and A. P. Grootjans (2001). Groundwater variables and vegetation in dune slacks. – *Ecological Engineering* 17: 33-47.

Losee, R. F. and R. G. Wetzel (1998). Water movement within submersed littoral vegetation. – *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 23: 62-66.

Madsen, D. J., A. P. Chambers, W. P. James, E. W. Koch, and D. F. Westlake (2001) The interaction between water movement, sediment dynamics and submerged macrophytes. – *Hydrobiologia* 444: 71-84.

Mesterházy A., Szalma E., Borhidi A. és Nagy J. (2011/a). Folyók, áramló víz csatornák hínárnövényzete. In: Bölöni János, Molnár Zsolt és Kun András (szerk.). Magyarország Él helyei. Vegetációtípusok leírása és határozója, ÁNER 2011. MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Vácrátót, pp. 21-24

Mesterházy A., Szalma E., Borhidi A. és Nagy J. (2011/b). Álló- és lassan áramló vizek hínárnövényzete. In: Bölöni János, Molnár Zsolt és Kun András (szerk.). Magyarország Él helyei. Vegetációtípusok leírása és határozója, ÁNER 2011. MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Vácrátót, pp. 24-29.

Pálfai I. (szerk) (2001). Magyarország holtágai. – Közlekedési és Vízügyi Minisztérium, Budapest, 231. (www.holtagak.hu)

Podani J. (2001). SYN-TAX 2000 Computer Programs for data Analysis in Ecology and Systematics. – Scientia Kiadó, Budapest

Raunkiaer C. (1907). Plantergets Liivsformer og deres Betydning for Geografien. – Munksgaard, Copenhagen.

Raunkiaer C. (1934). The life forms of plants and statistical plant geography. – Claderon, Oxford, Clarendon Press.

Szalma E. (1998a): Vízínövények életformái. *Hidrológiai Közlöny*, 78: 342.

Szalma E. (1998b). A new classification of hydrophyte life form. In: Management and ecology of aquatic plants. 10th EWRS International Symposium on Aquatic Weeds, Lisbon. 131-134.

Szalma E. (2003). Vízínövények életformája és él helyeik szerinti csoportosítása, Doktori (Ph.D.) értekezés, Debreceni Egyetem, Debrecen, 148 pp. (The

Classification of Water Plants in Respect of Their Life-forms and Habitas), Ph.D. Thesis Debrecen University, Debrecen.

Szalma E. (2005). Az Alsó- és a Közép-Tisza hullámterti holtágainak újabb hidrobotanikai vizsgálata. In: Pálfai, I. (szerk.): A II. szegedi holtág-konferencia el adásai. KVVVM Budapest; 70-87. ISBN 963 85511 86

Szalma E. és Kiss J. (2006). Paradigmaváltás a hidrobiológiában, avagy hol alakulnak ki a lápi- és szikes él - helyek? - The 13th Symposium on Analytical and Environmental Problems, Szeged, ISBN 963-06-1205-4: 19-23.

Szalma E. és Kiss J. (2009). Felszínalatti vizektől függő vizes élőhelyek a Kárpát-medencében (botanikai és geofizikai vizsgálatok). In: Kiss, E. és Monostory, P. (szerk.) Bioépítészet – 2006-2008, Bába Kiadó. Szeged, ISBN:978 963 9881 73 0. pp.166-201

Szalma E., Bódis K., Juhász G., Zádori A., Szakál Sz., Fejes Cs., Aleksza R. és Pomogyi P. (2002). A Kisköreitározó hínár- és mocsári növényzetének 1994–1998 közötti változása, a vegetáció-térképek földrajzi információs rendszer (FIR) segítségével való feldolgozása és értékelése. I. Vízínövények. – *Hidrológiai Közlöny*, 82: 128-129.

Szalma E., Borhidi A. és Mesterházy A. (2011b). Szikes tavak hínárnövényzete. In: Bölöni János, Molnár Zsolt és Kun András (szerk.): Magyarország Él helyei. Vegetációtípusok leírása és határozója, ÁNER 2011. MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Vácrátót, pp. 32-35.

Szalma E., Borhidi A., Mesterházy A. és Nagy J. (2011a). Lápi hínár. In: Bölöni János, Molnár Zsolt és Kun András (szerk.): Magyarország Él helyei. Vegetációtípusok leírása és határozója, ÁNER 2011. MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Vácrátót, pp. 29-32.

Tóth J. (1962). A theory of groundwater motion in small drainage basins in Central Alberta. *Journal of Geophysical Research* 67:11, 4375-4387

Tóth J. (1963). A theoretical analysis of groundwater flow in small drainage basins. *Journal of Geophysical Research* 68:16, 4795

Tóth, J. (1999): Groundwater as a geologic agent: An overview of the causes, processes, and manifestations. *Hydrogeology Journal* 7, 1–14

Tóth J. and Almási I. (2001). Interpretation of observed fluid potential patterns in a deep sedimentary basin under tectonic compression: Hungarian Great Plain, Pannonian basin. – *Geofluids* 1: 11-36.

Yabe, K and K. Onimaru (1997). Key variables controlling the vegetation of cool-temperate mire in northern Japan. *J. Veg. Sci* 8: 29- 36.

A SZERZ K

SZALMA ELEMÉR PhD, f iskolai docens. Munkahelye: SZTE JGYPK ATTI Földrajzi és Ökoturisztikai Tanszék; SZTE Hidroökológiai Kutató Csoport. A Magyar Hidrológiai Társaság tagja 1997 óta. Kutatási területe: hidrobotanika, ökohidrológia, felszínalatti vizek l függ vizes él helyek kutatása. e-mail: szalma@jgypk.szte.hu

KARANCSI ZOLTÁN PhD, tanszékvezet egyetemi docens. Munkahelye: SZTE JGYPK ATTI Földrajzi és Ökoturisztikai Tanszék; SZTE Hidroökológiai Kutató Csoport tagja. Kutatási területe: természetföldrajz, antropogén

geomorfológia, tájökológia, turizmusföldrajz, ökoturizmus, táj- és környezetesztétika. e-mail: katancsi@jgypk.szte.hu

OLÁH FERENC adjunktus, mesteroktató. Munkahelye: SZTE JGYPK ATTI Földrajzi és Ökoturisztikai Tanszék; SZTE Hidroökológiai Kutató Csoport tagja. Kutatási területe természetföldrajz, ökoturizmus, terepi kutatások. e-mail: oreg@jgypk.szte.hu

KOROM ANNAMÁRIA PhD, adjunktus, geográfus. Munkahelye: SZTE JGYPK ATTI Földrajzi és Ökoturisztikai Tanszék; SZTE Hidroökológiai Kutató Csoport tagja. Kutatási területe: vidékfejlesztés, kistérségi szint értelmezési lehet ségei. e-mail: korom.annamaria@jgypk.szte.hu

Planktonikus baktériumközösségek vizsgálata a Fert vízében (nyílt víz, bels tó, nádas)

Szuróczi Sára*, Korponai Kristóf*, Sári Eszter*, Tugyi Nóra**, Felföldi Tamás*, Somogyi Boglárka**, Márialigeti Károly*, Tóth Erika*

* Eötvös Loránd Tudományegyetem, Mikrobiológiai Tanszék; 1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/c.;

** Magyar Tudományos Akadémia, Ökológiai Kutatóközpont, Balatoni Limnológiai Intézet, 8237 Tihany, Klebelsberg Kuno út 3.

Kivonat:

A Fert Európa legnyugatibb fekvés szikes tava, vize sekély, enyhén alkalikus. 2015 novemberében egy nyílt vízi pont, a Kis-Herlakni bels tó és egy náddal borított terület planktonikus baktériumközösségét vizsgáltuk. Célunk volt a három eltér vizes környezet mikrobiológiai aktivitásának és az itt él baktériumok mennyiségének esetleges különbségeit feltárni, továbbá tenyésztési technikák segítségével meghatározni a baktériumközösségek összetételét. Mindhárom mintavételi ponton a Proteobacteria phylum képviselői alkották a tenyészetek többségét, de megjelentek az Actinobacteria, Firmicutes és Bacteroidetes törzsek tagjai is. A Verrucomicrobia törzs képviselőit csak a nádas vízéből mutattuk ki. A Kis-Herlakni bels tó vízéből és a nyílt vízben a Rheinheimera nemzetség képviselőit mutattuk ki legnagyobb számban, míg a nádas vízéből a Pseudomonas nemzetséget. A hazai szikes vizekben gyakran kimutatott Hydrogenophaga nemzetség mindhárom mintavételi helyen megjelent. A heterotróf baktériumok milliliterenkénti mennyisége 103-104 nagyságrendű volt, a szulfát-redukáló baktériumoké elérte a 103 nagyságrendet, míg a nitrifikáló és fermentáló baktériumok az összes mintavételi ponton alacsonyabb számban voltak jelen (100-102 MPN*ml⁻¹). A baktériumok mennyisége a több huminanyagot tartalmazó mintavételi pontokon volt nagyobb, ellentétben a nyílt vízzel, ahol a fitoplankton volt jelentősebb.

Kulcsszavak: Fert , tenyésztési eljárás, baktériumközösség, 16S rRNS gén szekvencia analízis, EcoPlate, heterotróf bakteriális aktivitás

Investigations on the bacterioplankton in the water of Lake Fert (open water, an inner lake and a reed-covered area)

Abstract:

Lake Fert , the westernmost steppe lake of Europe, is shallow with slightly alkaline water. The bacterioplankton of the open water, the water of the Kis-Herlakni inner pond and the water of a reed-covered area were investigated in November 2015. The aim of this study was to reveal the differences present in the microbial activity and bacterial abundance at the three sampling sites, and furthermore, to determine the structure of cultivable bacterial communities. Based on cultivation, members of phylum Proteobacteria were characteristic in each sample. However, representatives of Actinobacteria, Firmicutes and Bacteroidetes were also identified. Strains of phylum Verrucomicrobia appeared only in the reed covered area. In the open water and the Kis-Herlakni inner pond the most frequently isolated genus was Rheinheimera, in the reed covered-area the genus Pseudomonas was characteristic. Genus Hydrogenophaga frequently detected in Hungarian soda pans was isolated from all of our sampling sites. The abundance of heterotrophic bacteria per millilitre ranged in the magnitudes 103-104, sulphate-reducing bacteria reached the 103 magnitude, while the nitrifying and fermentative bacteria were presented only in lower numbers (100-102 MPN*ml⁻¹) in all sampling sites. In those sampling points (inner pond, reed covered area) which contained higher amounts of humic substances, the abundance of bacteria was higher, contrary to the open water, where phytoplankton was more abundant.

Keywords: Lake Fert , cultivation, bacterial community, 16S rRNA sequence analysis, EcoPlate, heterotrophic bacterial activity

BEVEZETÉS

A Fert Európa legnagyobb sekély, alkalikus, szikes tava, sótartalma jelentős, főleg nátrium, magnézium, hidrogén-karbonát, szulfát és klorid ionokat tartalmaz nagy koncentrációban (Dinka és társai 2004). A tó teljes területének körülbelül 55%-át (309 km²), a magyar tórésznek pedig 85%-át (75 km²) nádas (*Phragmites australis*) fedi, amelyben ún. bels tavak alakultak ki (Dokulil 1979). Ezeket a bels tavakat a nyílt vízzel mesterséges csatornák köthetik össze. A nyílt víznek és a bels tavaknak hasonló az ionösszetétele, pH-ja és vezetőképessége, viszont az átlátszóságuk nagyon különbözik (Dinka és társai 2004). A Fert nyílt vize igen kis átlátszóságú a magas szervesanyag-tartalom miatt, ami a szél üledékfelkeverő hatásának köszönhető (Dokulil 1979; Somogyi és társai 2010). A bels tavak és nádasok a makrofiton-vegetáció következtében védettebbek a szél hatására történő felkeveredéstől, ezáltal vizük átlátszóbb, azonban a bomló növényi (pl. nád, renye) maradványokból származó színes, oldott

szervesanyagok (humanyagok) miatt színük barna (Dokulil 1979).

A tó mikrobaközösségével már korábbi kutatások is foglalkoztak. Borsodi (1990) a Fert magyarországi nyílt vízi régióját vizsgálva megállapította, hogy a bakterioplankton legdominánsabb taxonjai a *Pseudomonas alcaligenes*, a *Micrococcus varians*, a *Micrococcus agilis* valamint a nem azonosított *Flavobacterium* fajok, továbbá a Fert tó nyílt vize nagy számban tartalmaz olyan baktériumokat, amelyek nagy sókoncentrációhoz és magas pH-értékekhez alkalmazkodtak (Borsodi 1990). A bels tavak planktonikus baktériumközösségében Kurdi és Borsodi (1995) szerint *Micrococcus varians*, *Flavobacterium odoratum* és *Flavobacterium breve* fajok jelentek meg nagy számban, amelyek respiratorikus anyagcseréjük és a tó szikes vizéhez adaptálódva szintén jelentős sótűrő képességek. A nádas epifita baktériumközösségében főleg „korineform” szervezeteket (pl. *Arthrobacter*

sp.) izoláltak (*Borsodi és társai 1998*). A nyílt víz, a belső tavak és a nádas régió fenékküledékek baktériumközösségét 93%-ban a *Bacillus* nemzetség alkotta (*Borsodi és Saljai 1997*). *Somogyi és társai (2011)* megállapították, hogy a Fert-ben a vízoszlop turbiditásának növekedésével a pikoalgák maximális abundanciája illetve a fitoplankton biomasszából való részesedése növekvő tendenciát mutat (*Somogyi és társai 2011*). Az elsődleges termelésben meghatározó szerepet játszó fotoautotróf pikoplankton képviselőiként a *Synechococcus* sp. és *Nannochloris* sp. taxonokat azonosították (*Felföldi és társai 2011*).

Jelen munka célja a Fert különböző típusú vizes élőhelyein (nyílt víz, Kis-Herlakni belső és egy náddal borított terület) a heterotróf mikrobiológiai aktivitás és a tenyésztési bakteriális diverzitás feltárása volt egy novemberi mintavételt követően.

ANYAG ÉS MÓDSZER

A mintavétel 2015. november 10-én történt a Fert három különböző pontjának vízteréből: az osztrák-magyar határon található nyílt vízi B0 pontról (É. sz. 47,735o; K. h. 16,719o), a Kis-Herlakni belső tóból (É. sz. 47,685o; K. h. 16,703o) és egy náddal borított területről (É. sz. 47,654o; K. h. 16,725o). Ezen a napon a térségben erőteljes szeles idő volt, a szélesebbség 27-48 km/h közé esett (https://www.windguru.cz/archive.php?id_spot=235&id_model=3). Mindegyik mintavételi helyszínen megmértünk a víz mélységét, a víz hőmérsékletét és a Secchi-átlátszóságot *Somogyi és társai (2011)* alapján. A tenyésztési vizsgálatokhoz a vízmintákat vízoszlop mintavételvel gyűjtöttük, ez által az aktuális vízmélységnek megfelelő mélységet egészen a víz felszínéig egy egybefüggő vízoszlopot mintáztunk. A vízoszlop mintavétel által vett mintákból 1-1 liternyit steril csavarkupakos üvegekben, hűtőtáskaiban a laboratóriumba szállítottuk.

A fizikai paraméterek, az a-klorofill koncentráció és a baktériumok sejtszámának meghatározása

A pH-t és a vezetékességet WTW pH315i, illetve Hanna HI9033 terepi mérőműszer segítségével határoztuk meg. Az a-klorofill koncentrációjának meghatározásához a vízmintákat forró metanolban extraháltuk, majd pigment tartalmát Shimadzu UV-VIS 160A spektrofotométerrel határoztuk meg (*Németh 1998*). A szervesanyag tartalmat gravimetriásan mértük (*Eaton és társai 1995*). A platina-szín meghatározása *V.-Balogh és társai (2009)* alapján történt. A tóvíz milliliterenkénti összes mikrobszámának meghatározásához DAPI (4,6-diamidino-2-fenilindol-dihidroklorid) festési eljárást alkalmaztunk (*Hobbie és társai 1977*). A vízmintákat a DAPI-fluorokrom hozzáadása után 5 percig inkubáltuk, majd 0,2 µm pórusátmérőjű, fekete polikarbonát membránszűrőn (Millipore) átszűrjük. A preparátumokat Olympus BX51 mikroszkóppal vizsgáltuk 1000x nagyítás mellett, ultraviolet fényben (UV-MNU2) gerjesztve. A preparátumokról digitális kamerával (Olympus DP71) felvételeket készítettünk (minimum 10 látótér v. 300 sejt), majd azok kiértékelésével határoztuk meg a sejtszámot.

A baktériumok tenyésztése és azonosítása

A három tóvízi minta tenyésztési baktériumközösségének meghatározásához R2A (*Reasoner és Geldreich,*

1985) táptalajt (pH: 8,5), valamint *Kéki és társai (2013)* alapján szerves anyagokat alacsony koncentrációban tartalmazó M4 médiumot (pH: 8,5) alkalmaztunk, amelyet *Davis és társai (2004)* szerint módosítottunk. A táptalajok elkészítéséhez Fert nyílt vízi mintavételi pontjáról (B0) származó vizet, szilárdításához vagy agar-agart vagy gellángumit használtunk. A mintákat a standard mikrobiológiai szabályoknak megfelelően (*Sanders 2012*) széleszetten, az inkubációs idő 23 °C-on 3 hétig tartott. A közvetlen szélesztés mellett a mintákat 3 hétig 23 °C-on M4 táplevesben is dúsítottuk, majd a dúsított minták szélesztéses feldolgozását is elvégeztük *Szuróczi és társai (2016)* alapján. A táptalajokról a baktériumtörzseket random módon izoláltuk. A baktériumtörzsekben a DNS kivonás *Szuróczi és társai (2016)* alapján történt. A polimeráz láncreakció során a 16S rRNS-t kódoló gént *Kalwasi ska és társai (2015)* alapján a 27F és 1492R primerek segítségével szaporítottuk fel. A baktériumtörzsek ARDRA csoportosítása és faji szintű azonosítása *Szuróczi és társai (2016)* alapján történt.

A különböző anyagcserével jellemezhető baktériumcsoportok mennyiségének és a közösségek szénforrás-hasznosításának meghatározása

Határhígítási (MPN – „most probable number”, legvalószínűbb sejtszám) módszer alkalmazásával, mikrotiter lemez segítségével (*Rowe és társai 1977*) elvégeztük a heterotróf baktériumok, a nitrifikáló, a fermentatív és a szulfátredukáló baktériumok legvalószínűbb sejtszámának becslését. A heterotróf baktériumok MNP értékének meghatározásához R2A levesben (pH: 8,5) 8 tagú, tízszeres hígítási sorozatot készítettünk 5 párhuzamosban, a mikrotiter lemezeket 23 °C-on 1 hétig inkubáltuk. A nitrifikáló baktériumok MPN értékét *Lipponen és társai (2002)* alapján becsültük meg (12 tagú, kétszeres hígítási sorozat, 7 párhuzamosban). A fermentatív baktériumok legvalószínűbb sejtszámának meghatározásához az alábbi savtermelő levest alkalmaztuk: kazein pepton, 5 g; élesztő kivonat, 2,5 g; KH₂PO₄, 1,2 g; glükóz, 11 g; Na₂CO₃, 2g; brómtimolkék, 32 mg, 1000 ml desztillált víz, pH: 8,5. A vízmintákból 8 tagú, tízszeres hígítási sorozatot készítettünk 5 párhuzamosban. Az inkubálás 2 hétig, anaerob rendszerben (Forma Scientific), 23 °C-on történt. A pozitív reakciót a brómtimolkék indikátor sárga szín átcsapása jelezte. A szulfátredukáló baktériumok legvalószínűbb sejtszámának becsléséhez módosított Postgate's Medium B (*Postgate 1984*) táptalajt alkalmaztunk 2 g Na₂CO₃ hozzáadásával, pH: 8,5 értéken, továbbá a vegyessav elegy csak tejsav:ecetsav 1:1 arányú keverékét tartalmazta. A vízmintákból 8 tagú, tízszeres hígítási sorozatot készítettünk 5 párhuzamosban. A termosztálás anaerob rendszerben (Forma Scientific), 2 hétig, 23 °C-on történt. A legvalószínűbb sejtszám értékeket *Garthright és Blodgett (2003)* kalkulátora alapján határoztuk meg. Az adott élőhelyeken a teljes baktériumközösség szénforrás-hasznosítási profilját Biolog® EcoPlate segítségével teszteltük (*Gryta és társai 2014*). Az inkubálás 23 °C-on, 5 napig történt, majd az abszorbancia adatokat 590 nm-en ELISA Reader (Labsystems Multiscan PLUS) készülékkel olvastuk le.

EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK

Novemberi mintavételünkkor a Fertő általános fizikai paramétereit és a-klorofill tartalmát az 1. táblázat tartalmazza. A három víztér zavarosságának vizsgálata során a legkisebb Secchi-átlátszóságot és legmagasabb lebegő anyag-mennyiséget a nyílt vízi B0 pontban tapasztaltuk. Itt az erős szél miatt a víz felkeveredett, ezzel szemben a Kis-Herlakni belső tó és a nádas vize fenéig átlátszó volt, a szél hatása a

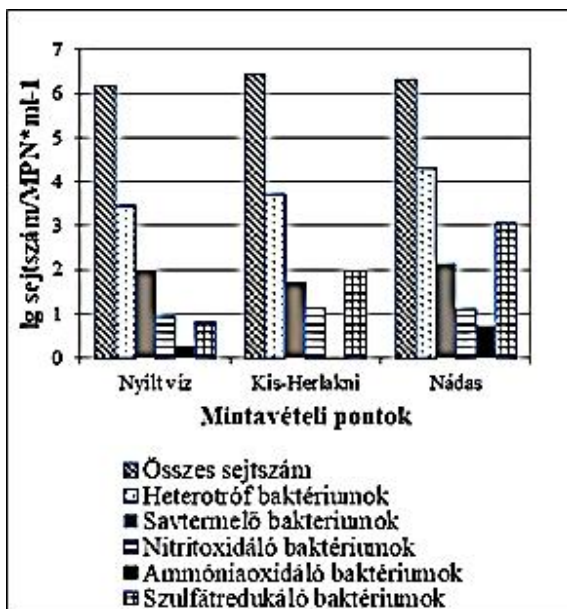
vegetáció miatt kevésbé érvényesült. A színes oldott szervesanyagok (CDOM) mennyisége (Pt-szín) a B0 pontban volt a legalacsonyabb, míg a belső tó és a nádas vízében egy nagyságrenddel nagyobb értékeket kaptunk, amely a szerves növényi anyagok bomlásából a víztestbe kerülő huminanyagoknak volt köszönhető. A nyílt vízi területen a fitoplankton biomassa (a-klorofill koncentráció) jelentősen magasabb volt, mint a másik két vizsgált területen.

1. táblázat. A mintavétel során mért fizikai paraméterek és az a-klorofill koncentráció a Fertő nyílt vizében (B0), belső tavának (Kis-Herlakni), valamint egy náddal borított területének vizében

Table 1. Physical parameters and a-chlorophyll concentration measured in the open water of Lake Fertő (B0), water of an inner pond (Kis-Herlakni) and the water of a reed-covered area

	Nyílt víz (B0)	Kis-Herlakni	Nádas
Secchi-átlátszóság (cm)	27	100	110
Vízmélység (cm)	150	100	110
H mérséklet (°C)	9,8	9,9	10,7
pH	9,67	9,15	9,17
Vezetékesesség ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	1920	2080	2000
Szervetlen lebegő anyag konc. ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)	39,2	1,76	3,16
CDOM ($\text{mg Pt}\cdot\text{l}^{-1}$)	20,8	122,3	128,2
a-klorofill koncentráció ($\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$)	7,81	2,34	3,31

A baktériumok összes sejtszáma azt mutatta, hogy a prokarióták mennyisége az eltérő mintavételi területeken hasonló, mindhárom mintavételi ponton 10⁶-os nagyságrend volt (B0: 1,52*10⁶ sejt*ml⁻¹, Kis-Herlakni: 2,59*10⁶ sejt*ml⁻¹, nádas: 2,11*10⁶ sejt*ml⁻¹). A heterotróf baktériumok legvalószínűbb sejtszámának becslése során a legalacsonyabb értéket a nyílt vízben kaptuk, a legmagasabbat pedig a nádas vízében (1. ábra).



1. ábra. A baktériumok összes sejtszáma és a különböző baktériumcsoportok mennyisége a Fertő három mintavételi pontján

Figure 1. Total cell count and the amount of different bacterial groups in three sampling points of Lake Fertő

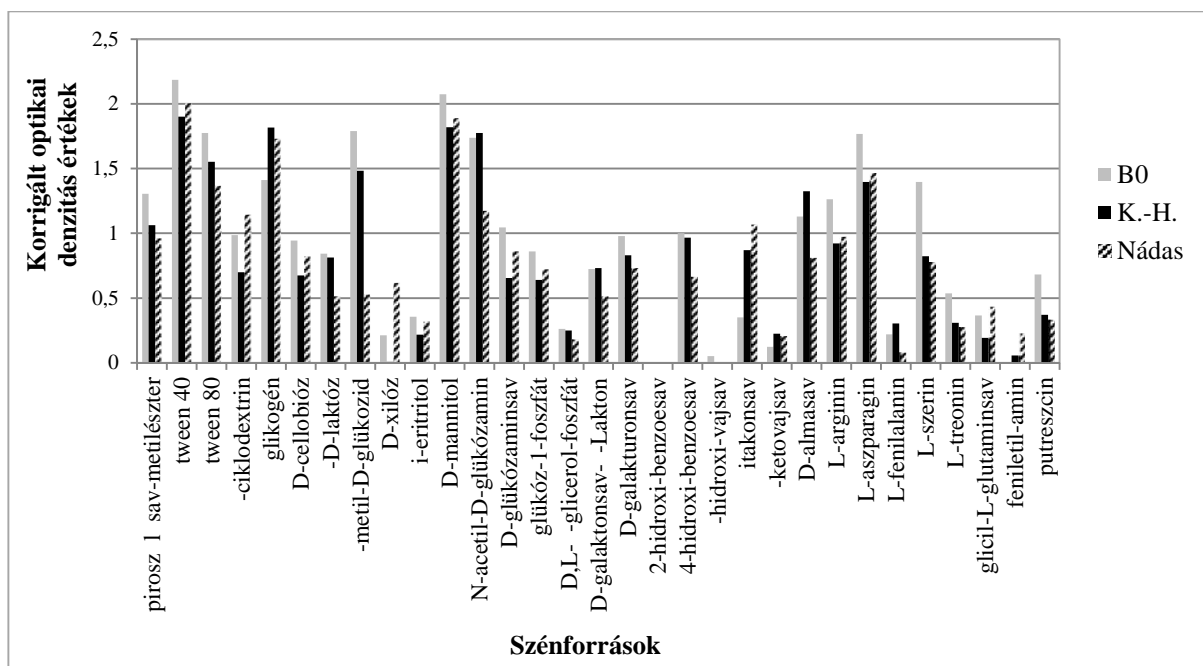
Általánosan megfigyelt jelenség, hogy a mikroszkópos sejtszámolás során kapott értékek a tenyésztéssel kapott MPN értékeknél mindig egy-két nagyságrenddel magasabbak (Harwani 2013). Ez a jelenség az úgynevezett „great

plate count anomaly” (a nagy telepszámlálási anomália), amelynek oka, hogy számos baktérium úgynevezett VBNC (viable, but non culturable – életképes, de tenyésztésbe nem vonható) állapotban van (Harwani 2013). A nitrifikációban részt vevő baktériumok az (ammónia-oxidáló és a nitrit-oxidáló baktériumok) MPN értéke alacsony volt: az ammónia-oxidálók száma nem érte el a tízes nagyságrendet milliliterenként, a nitrit-oxidálók MPN értéke kis mértékben meghaladta azt. Ez nem meglepő, hiszen ezen szervezetek többnyire kemolitotróf életmódot folytató, aerob baktériumok. A savtermelő baktériumok ennél lényegesen nagyobb számban voltak jelen (101-102 MPN*ml⁻¹), közülük sokan fakultatív anaerob szervezetekként szerves anyagok degradációjában vesznek részt, gyakran oxigénmentes körülmények között. A szulfát-redukáló prokarióták száma a nádas vízében magasnak bizonyult, elérte a 103 MPN*ml⁻¹ értéket. Itt a bomló növényi szerves anyagok nagyobb mennyisége és a zártabb vízfelület kedvez az időszakosan kialakuló anaerob mikromili környezeti megjelenésének. Egyes baktériumcsoportok mennyisége (pl. szulfátredukálók, heterotróf baktériumok) tehát a több huminanyagot tartalmazó mintavételi pontokon (nádas és Kis-Herlakni belső tó) enyhén magasabb volt, de a három mintavételi ponton mért legvalószínűbb sejtszámok (MPN) többségében hasonló nagyságrendű értékeket tapasztaltunk.

Az eltérő környezetek szénforrás értékesítési spektruma alapján elmondható, hogy a legnagyobb összaktivitás értéket a nyílt vízi régió mutatta, annak ellenére, hogy a heterotróf baktériumok legvalószínűbb sejtszám adatai itt voltak a legalacsonyabbak. Ez jelzi, hogy az alacsonyabb MPN értékek nem mindig párosulnak alacsonyabb aktivitási értékekkel (szénforrás-hasznosítási profillal) (Giovannelli és társai 2013). A legalacsonyabb összaktivitás értéket a nádas régióban tapasztaltuk, ahol egyes szénforrások (pl. -D-laktóz, -metil-D-glükózid, D,L- -glicerol-foszfát és az L-szerin) bontásá-

nek képessége alacsonyabb volt (2. ábra). A biopolimerek (pl. Tween 40 és 80, glikogén) bontásának képessége

mindhárom minta mikrobaközössége esetében erélyesen teljesnek bizonyult (2. ábra).

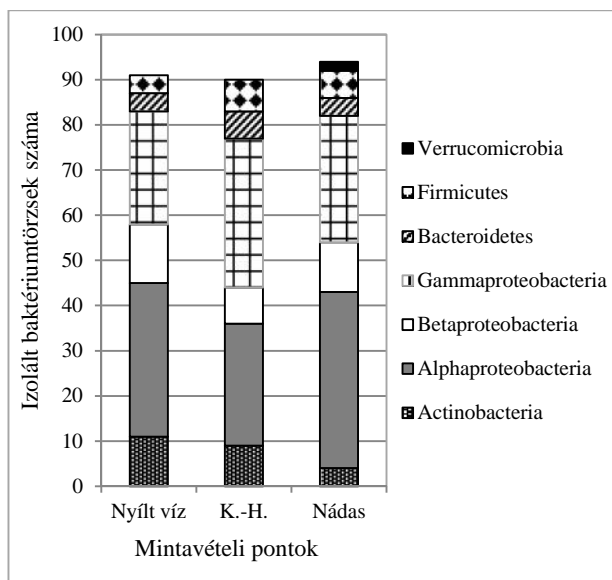


2. ábra. Az 590 nm hullámhosszon mért korrigált optikai denzitás értékek (EcoPlate) a nyílt vízben (B0), Kis-Herlakni belső tó és a nádas vizében

Figure 2. Corrected optical density values (590 nm) based on EcoPlate studies of the open water (B0), the water of Kis-Herlakni inner pond and the water of a reed-covered area

Egyéb tenyésztési vizsgálataink során a három különböző vizes környezetből összesen 275 baktériumtörzset izoláltunk és vontunk tenyésztésbe: a nyílt vízben 191, a Kis-Herlakni belső tó vizébe 190, a nádas vizébe pedig 94 törzset: aerob és fakultatív

anaerob, zömében légszervezeteket, de tenyésztéssel kimutattunk fakultatív fényhasznosító prokariótákat is. A mintákból kitenyésztett magasabb rendszertani egységek (phylum, osztály) megoszlását a 3. ábra mutatja.



3. ábra. A magasabb rendszertani egységek (phylum, osztály) megoszlása a különböző mintavételi pontokon

Figure 3. Distribution of bacterial taxa (phylum, class) among the sampling point

A 16S rRNS génszekvenciájuk alapján a nyílt vízben 146, a belső tóból 40, a nádasból 49 különböző baktériumfajta sikerült azonosítani, tehát mindhárom élőhely típusa diverz tenyésztethető baktériumközösséggel jellemezhető. Érdekes megjegyezni, hogy ezek közül mindössze 11-et sikerült mindhárom mintából izolálni, ezek zömében természetes vizekben gyakran fellelhető taxonok:

Pseudomonas, *Micrococcus*, *Flavobacterium*, *Blastomonas*. A *Pseudomonas* nemzetség ubikviter talaj és vízi ökoszisztémákban (Dworkin és társai 2006b, Kurdi és Borsodi 1995). A *Micrococcus* nemzetségbe tartozó fajok nagy részét talaj, édesvízi, tengeri, levegő és növényi mintákból írták le (Dworkin és társai 2006a). A *Flavobacterium* nemzetség talajban, édesvízben, tengervízben,

meleg, mérsékelt vagy sarki él helyen is el fordul (Bernardet és Bowman 2010). A *Blastomonas* nemzetség édesvizekre jellemző (Sly és Cahill 1997). Ezen nemzetségek (*Pseudomonas*, *Blastomonas*, *Flavobacterium*, *Micrococcus*) tagjait egyéb szikes vizekből is leírták (Rusznayk és társai 2008a, Korponai és társai 2016). Fényhasznosító taxonokat (*Erythromicrobium*, *Porphyrobacter*, *Roseococcus*, *Rhodobacter*) szintén mindhárom mintavételi ponton találtunk. Elmondható, hogy a Proteobacteria törzs mindhárom minta tenyésztett közösségében dominánsan el fordult, relatív abundanciájuk 79% és 82% között alakult (3. ábra). A nyílt vízben és a nádas vízében az Alphaproteobacteria osztály képviselői jelentek meg nagy mennyiségben, míg a Kis-Herlakni belső vízében a Gammaproteobacteria osztály tagjai. Az Actinobacteria, Firmicutes és Bacteroidetes törzsek tagjait szintén mindhárom területről kimutattuk. Az édesvízi baktériumközösségeket legtöbb esetben kiegészítik Verrucomicrobia törzs képviselői (Newton és társai 2011) csak a nádas vízében jelentek meg a tenyésztés során (3. ábra). Ezen baktériumok nehezen tenyésztettek, több fajuk obligát anaerob (Schlesner és társai 2006).

A nádas vízben a *Pseudomonas* nemzetség tagjait (izolátumok 15%-a) tenyésztettük ki nagy számban. Ezen nemzetség tagjait a velencei-tavi nádas perifitonján a tenyésztésbe vont baktériumok között korábban szintén domináns taxonként mutatták ki (Ács és társai 2003). Általában elmondható, hogy a nemzetség tagjai fontos szerepet játszanak a szerves anyagok mineralizációjában, mivel jól tolerálják a magas szervesanyag-koncentrációt és változatos lebontó anyagcserével rendelkeznek (Wand és társai 1997). A nyílt vízben és a Kis-Herlakni belső vízében a legnagyobb számban a *Rheinheimera* nemzetség tagjait tenyésztettük ki (izolátumok 15-23%-a). Ezen nemzetséget irodalmi adatok alapján változatos környezetekben izolálták (pl. árvaszűnyog petéje, rizs gyökere, játszótér földje, vizes környezetek) (Halpern és társai 2007, Zhang és társai 2008, Ryu és társai 2008, Giovannoni és társai 2005, Zhou és társai 2009). Magyarországi vizekből szintén leírták: a Hévízi-tó üledékéből tenyésztéses vizsgálatokkal Krett és társai (2009, 2013), a Kelemen-szék és Nagy-Vadas szikes tavak nádasának perifitonjáról Rusznayk és társai (2008b), egy alkalikus és magas sótartalmú Hármaskörös holtág üledékéből Borsodi és társai (2016) is kimutatták a *Rheinheimera* nemzetséget. Ezen aerob, kemoheterotróf baktériumok jelen környezetekben széles szubsztrát-hasznosítási képességüknek köszönhetően (Brettar és társai 2002) valószínűleg erőteljesen hozzájárulnak a tó szervesanyag-dekompozíciójához. Emellett megállapították, hogy némely fajuk (pl. *Rheinheimera aquatica* - Chen és társai 2010, Chen és Chiu 2010) antibiotikum/antimikrobiális anyag-termelő képességgel rendelkezik: egy olyan makromolekulát termel, ami a hidrogén-peroxid képzését serkenti, ezáltal gátló hatást fejt ki bizonyos Gram-negatív és Gram-pozitív baktériumokra, algákra és élesztőkre (Chen és társai 2010). Az általunk izolált *Rheinheimera* fajok (*Rheinheimera soli*, *Rheinheimera chironomi* és *Rheinheimera tangshanensis*) domináns megjelenése a tenyésztett baktériumaink között további vizsgálatok tárgyát képezheti, de nem kizárt, hogy

egy általuk termelt antimikrobiális anyag lehet felelős el fordulásukért.

A Fertőn végzett korábbi vizsgálatok alapján a nyílt vízben tenyésztett baktériális vízi közösségeit a *Pseudomonas*, *Micrococcus* és *Flavobacterium* nemzetségekbe sorolható fajok alkották legnagyobb számban (Borsodi 1990). Ezen nemzetségeket mi is kimutattuk a nyílt vízben, de lényegesen kisebb arányban (izolátumok 5, 1 és 2%-a), ennek oka részben az eltérő tenyésztési technikákban keresendő. Kurdi és Borsodi (1995) szerint a belső tavak planktonikus baktériumközösségében a *Micrococcus* és a *Flavobacterium* nemzetségek domináltak (Kurdi és Borsodi 1995), míg a Kis-Herlakni belső tóból izolált törzsek között jelenleg csak 2-3%-ban voltak jelen ezen nemzetségek. Borsodi és társai (1998) munkássága alapján a nádas epifitikus mikrobaközösséget nagy részben *Arthrobacter*, *Pseudomonas* és *Flavobacterium* nemzetségek alkották (Borsodi és társai 1998), amely nemzetségek közül a *Pseudomonas* jelen kutatás során szintén domináns szervezatként jelent meg a nádas vízében. Borsodi és Sallai (1997) a Fertő több pontján köztük a Kis-Herlakni belső tavaon a fenéküledék alkalofíl baktériumközösségeit vizsgálták, és a faji szinten identifikált baktériumtörzsek 93%-a *Bacillus* nemzetségbe nyert besorolást (Borsodi és Sallai 1997). Az általunk vizsgált mintavételi pontokon csak 1-4%-os arányban mutattuk ki a *Bacillus* nemzetség képviselőit, de jelen esetben nem volt külön cél az alkalofíl prokarióták tenyésztése. Borsodi és Sallai (1997) által izolált *Bacillus horikoshii* fajt a Kis-Herlakni belső tó vízében szintén sikerült tenyésztésbe vonnunk.

A Fertő mindhárom mintavételi pontján nagy számban el forduló *Hydrogenophaga* nemzetséget (fakultatív kemolitotróf szervezetek) más magyarországi szikes tavakból (Zab-szék, Sós-ér, Nagy-Vadas, Kelemen-szék, Velencei-tó, Bődös-szék) is leírták (Korponai és társai, 2016, Rusznayk és társai, 2008b, Borsodi és társai 2016, Borsodi és társai 2007, Szabó és társai 2015). A Fertő nádas vízében kimutatott *Kocuria* nemzetség a Kelemen-székben és a Velencei-tóban is megtalálható volt (Rusznayk és társai 2008b, Borsodi és társai 2007). Az anoxigenikus fototróf baktériumokat magába foglaló *Rhodobacter* nemzetség a Fertő nyílt és nádas vize mellett a Bődös-székben és a Büdös-székben (Borsodi és társai 2013, Szabó és társai 2015) is megjelent. Szikes tavakból gyakran izolált, glükózidáz aktivitással rendelkező *Cellulomonas* nemzetséget (Sorokin és társai 2014) a Fertő nyílt vízén kívül Kelemen-székben és Nagy-Vadasból is kimutatható volt (Rusznayk és társai 2008b). A Kelemen-székben detektált *Paracoccus*, *Pseudomonas*, *Nesterenkonia*, *Planococcus*, *Cellvibrio*, *Dyadobacter*, *Pedobacter* nemzetségek, továbbá a Nagy-Vadasból kimutatott *Paracoccus*, *Shewanella*, *Microbacterium*, *Nesterenkonia*, *Sphingomonas*, *Cellvibrio*, *Aquimonas* nemzetségek megjelentek a Fertő vízében is (Rusznayk és társai, 2008b). Végül pedig a Velencei-tóból kimutatott *Aeromonas*, *Shewanella*, *Paenibacillus*, *Micrococcus*, *Microbacterium* taxonokat (Borsodi és társai 2007) szintén izoláltuk a Fertő vízében.

A Fertőn végzett korábbi tanulmányokkal való viszonylag kis mértékű átfedés oka lehet egyrészt, hogy a

mintavételek között két évtized telt el, másrészt az alkalmazott táptalajok, tenyésztési technikák és a baktériumok faji szint azonosításának módja szintén különbözött az általunk alkalmazottól. Az általunk alkalmazott technikák a tenyésztett baktériumközösségek szélesebb spektrumát volt képesek feltárni, korábban ennyiféle baktérium fajt a Fert b 1 nem sikerült tenyésztésbe vonni.

Megemlítendő, hogy nagy számban, elsősorban a nádas vizének mintájából sikerült a tudomány számára nézve új baktériumtaxonokat tenyésztésbe vonnunk: a Proteobacteria, Bacteroidetes és a Verrucomicrobia törzsek képviselőit, pontos leírásuk további vizsgálatok tárgyát képezi.

ÖSSZEFOGLALÁS

A Fert Magyarországhoz tartozó részének 85%-át nádas fedi, ennek ellenére egységes tórendszernek tekinthető a következő három szerkezeti alrendszerrel: nyílt víz, nádas és belső tavak (Borsodi, 1992). Ezen három élőhelyen egyes baktériumcsoportok mennyisége (pl. szulfátredukálók, heterotróf baktériumok) a több huminanyagot tartalmazó mintavételi pontokon (Kis-Herlakni belső tó vize és nádas vize) enyhén magasabb volt, ugyanakkor a magasabb a-klorofill és lebegő anyag koncentrációjú nyílt víz baktériumközössége szénforrás-hasznosítási profilja alapján aktívabbnak tűnt. Tenyésztési technikával igazoltuk, hogy a Proteobacteria törzs tagjai mindhárom élőhelyre jellemzőek, továbbá kimutattuk az Actinobacteria, Firmicutes és Bacteroidetes törzsek tagjait is. A Verrucomicrobia törzs képviselőit viszont csak a nádas vizében detektáltuk. Mindhárom mintavételi pontról nagy számban mutattunk ki *Rheinheimera* nemzetségbe tartozó baktériumfajokat. Ezen nemzetség tagjai a nyílt vízben és a Kis-Herlakni belső vizében dominánsan jelentek meg, míg a nádas vizében legnagyobb számban *Pseudomonas* fajokat izoláltunk. Sikerült a tudomány számára nézve új baktériumtaxonokat tenyésztésbe vonnunk: a Proteobacteria, Bacteroidetes és a Verrucomicrobia törzsek képviselőit.

KÖSZÖNETNYÍLVÁNÍTÁS

A kutatást az OTKA K 116275 pályázat támogatta. A szerzők köszönetüket fejezik ki Németh Balázsnak, Szabó Tímeának, Mogyorósi Sándornak és Udvardy Ferencnek a mintavételbeli segítségükért.

IRODALOMJEGYZÉK

Ács É., Borsodi A. K., Makk J., Molnár P., Mózes A., Rusznyák A., Reskóné M. N., Kis K. T. (2003). Algological and bacteriological investigations on reed periphyton in Lake Velencei, Hungary. *Hydrobiol*, 506(1-3), 549-557.

Bernardet, J.-F., Bowman, J. P. (2010). Genus I. Flavobacterium. In: *Bergey's Manual of Systematic Bacteriology*, Krieg, N. R., Staley, J. T., Brown, D. R., Hedlund, B., Paster, B., J., Ward, N. L., Ludwig W., Whitman, W. B. (eds), Vol 4, 2nd edn, Springer, p. 112.

Borsodi, A., Sallai, K. (1997). A Fert fenéküledékének alkalofíl baktérium közösségei. *Hidrológiai Közlöny*, 77(5), 259-263.

Borsodi, A. (1990). Számítógépes analízisek a Fert -tő nyíltvízi régiójának baktériumközösségén. *Hidrológiai Közlöny*, 70(3), 173-192.

Borsodi, A. (1992). A Fert -tő nyíltvízi planktonikus baktériumközösségeinek speciesz-szint numerikus analízise. Doktori értekezés, Mikrobiológiai Tanszék, Eötvös Loránd Tudományegyetem.

Borsodi, A. K., Farkas, I., Kurdi, P. (1998). Numerical analysis of planktonic and reed biofilm bacterial communities of Lake Fert (Neusiedlersee, Hungary/Austria). *Water Res*, 32(6), 1831-1840.

Borsodi, A. K., Knáb, M., Czeibert, K., Márialigeti, K., Vörös, L., Somogyi, B. (2013). Planktonic bacterial community composition of an extremely shallow soda pond during a phytoplankton bloom revealed by cultivation and molecular cloning. *Extremophiles*, 17(4), 575-584.

Borsodi, A. K., Rusznyák, A., Molnár, P., Vladár, P., Reskóné, M. N., Tóth, E. M., Sipos, R., Gedeon, G., Márialigeti, K. (2007). Metabolic activity and phylogenetic diversity of reed (*Phragmites australis*) periphyton bacterial communities in a Hungarian shallow soda lake. *Microbial Ecol*, 53(4), 612-620.

Borsodi, A. K., Szirányi, B., Krett, G., Márialigeti, K., Janurik, E., Pekár, F. (2016). Changes in the water quality and bacterial community composition of an alkaline and saline oxbow lake used for temporary reservoir of geothermal waters. *Environ Sci Pollut Res*, 1-13.

Brettar, I., Christen, R., Höfle, M. G. (2002). *Rheinheimera baltica* gen. nov., sp. nov., a blue-coloured bacterium isolated from the central Baltic Sea. *IJSEM*, 52(5), 1851-1857.

Chen, W. M., Chiu, C. Y. (2010). *Rheinheimera aquatica* sp. nov., antimicrobial activity-producing bacterium isolated from freshwater culture pond. *J Microbiol Biotechn*, 20(10), 1386-1392.

Chen, W. M., Lin, C. Y., Sheu, S. Y. (2010). Investigating antimicrobial activity in *Rheinheimera* sp. due to hydrogen peroxide generated by L-lysine oxidase activity. *Enzyme Microb Techn*, 46(6), 487-493.

Davis, K.E.R., Joseph, S., J., Janssen, P.H. (2004). Effects of growth medium, inoculum size, and incubation time on culturability and isolation of soil bacteria. *Appl Environ Microbiol*, 71(2), 826-834.

Dinka, M., Ágoston-Szabó, E., Berczik, Á., Kutrucz, G. (2004). Influence of water level fluctuation on the spatial dynamic of the water chemistry at lake Fert/Neusiedler See. *Limnol-Ecol Manag of Inland Waters*, 34(1), 48-56.

Dokulil, M. (1979). Optical properties, colour and turbidity. In: *Neusiedlersee: the limnology of a shallow lake in Central Europe*, Löffler, H. (ed), Dr. W. Junk Publishers, The Hague-Boston-London (Springer Netherlands.) pp. 151-167.

- Dworkin, M., Falkow, S., Rosenberg, E., Schleifer, K.-H., Stackebrandt, E. (2006a). In: *The Prokaryotes*, Vol 3, 3rd edn, Springer, p. 962.
- Dworkin, M., Falkow, S., Rosenberg, E., Schleifer, K.-H., Stackebrandt, E. (2006b). In: *The Prokaryotes*, Vol 6, 3rd edn, Springer, p. 646.
- Eaton, A. D., Clesceri, L. S., Greenberg, A. E. (1995). Fixed and volatile solids. *Standard methods for the examination of water and wastewater*, 2-57.
- Felföldi, T., Somogyi, B., Márialigeti, K., Vörös, L. (2011): A Fert -tó mikrobaközösségeinek jellemzése tenyésztéstől független, csoportspecifikus molekuláris biológiai módszerekkel. *Hidrológiai Közlemény*, 91(6), 42-44.
- Garthright, W. E., Blodgett, R. J. (2003). FDA's preferred MPN methods for standard, large or unusual tests, with a spreadsheet. *Food Microbiol*, 20(4), 439-445.
- Giovannelli, D., Molari, M., d'Errico, G., Baldrighi, E., Pala, C., Manini, E. (2013). Large-scale distribution and activity of prokaryotes in deep-sea surface sediments of the Mediterranean Sea and the adjacent Atlantic Ocean. *PLoS one*, 8(8), e72996.
- Giovannoni, S. J., Stingl, U. (2005). Molecular diversity and ecology of microbial plankton. *Nature*, 437(7057), 343-348.
- Gryta, A., Frick, M., Oszust, K. (2014). The application of the Biolog EcoPlate approach in ecotoxicological evaluation of dairy sewage sludge. *Appl Biochem Biotechnol*, 174(4), 1434-1443.
- Halpern, M., Senderovich, Y., Snir, S. (2007). *Rheinheimera chironomi* sp. nov., isolated from a chironomid (Diptera; Chironomidae) egg mass. *IJSEM*, 57(8), 1872-1875.
- Harwani, D. (2013). The great plate count anomaly and the unculturable bacteria. *Microbiol*, 2(9), 350-351.
- Hobbie, J. E., Daley, R. J., Jasper, S. (1977). Use of nucleopore filters for counting bacteria by fluorescence microscopy. *Appl Environ Microbiol*, 33(5), 1225-1228.
- Kalwasinska, A., Felföldi, T., Walczak, M., Kosobucki, P. (2015). Physiology and molecular phylogeny of bacteria isolated from alkaline distillery lime. *Pol J Microbiol*, 64(4), 369.
- Kéki, Zs., Grébnér, K., Bohus, V., Márialigeti, K., Tóth, E. (2013). Application of special oligotrophic media for cultivation of bacterial communities originated from ultrapure water. *Acta Microbiol Immunol*, 60(3), 345-357.
- Korponai, K., Szabó, A., Somogyi, B., Vörös, L., Vajna, B., Boros, E., Felföldi, T. (2016). A planktonikus bakteriális közösségek szezonális alakulása különböző karakterű szikes tavakban. *Hidrológiai Közlemény*, 96(különszám), 44-52.
- Krett, G., Palatinszky, M. (2009). A polyphasic study on the species diversity of the sediment microbiota of Lake Hévíz. *Acta Microbiol Immunol*, 56(4), 339-355.
- Krett, G., Vágány, V., Makk, J., Jáger, K., Reskóné, M., Márialigeti, K., Borsodi, A. (2013). Phylogenetic diversity of bacterial communities inhabiting the sediment of Lake Hévíz—A comparison of cultivation and cloning. *Acta Microbiol Immunol*, 60(2), 211-235.
- Kurdi, P., Borsodi, A. (1995): A Fert -tó nádasok övezte belső tavi planktonikus baktériumközösségeinek numerikus analízise. *Hidrológiai Közlemény*, 75(4), 238-244.
- Lipponen, M. T., Suutari, M. H., Martikainen, P. J. (2002). Occurrence of nitrifying bacteria and nitrification in Finnish drinking water distribution systems. *Water Res*, 36(17), 4319-4329.
- Németh, J. (1998): A biológiai vízminőségértékelés kérdései. In: *Vízi természet és környezetvédelem 7.*, Németh, J. (ed), KGI, Budapest, p. 303.
- Newton, R. J., Jones, S. E., Eiler, A., McMahon, K. D., Bertilsson, S. (2011). A guide to the natural history of freshwater lake bacteria. *Microbiol Mol Biol Rev*, 75(1), 14-19.
- Postgate, J. R. (1984) *The Sulfate-Reducing Bacteria*. 2nd. edn, Cambridge University Press, New York.
- Reasoner, D. J., Geldreich, E. E. (1985). A new medium for the enumeration and subculture of bacteria from potable water. *Appl Environ Microbiol*, 49(1), 1-7.
- Rowe, R., Todd, R., Waide, J. (1977). Microtechnique for most-probable-number analysis. *Appl Environ Microbiol*, 33(3), 675-680.
- Rusznay, A., Vladár, P., Molnár, P., Reskóné, M. N., Kiss, G., Márialigeti, K., Borsodi, A. K. (2008a). Cultivable bacterial composition and BIOLOG catabolic diversity of biofilm communities developed on *Phragmites australis*. *Aquatic Botany*, 88(3), 211-218.
- Rusznay, A., Vladár, P., Szabó, G., Márialigeti, K., Borsodi, A. K. (2008b). Phylogenetic and metabolic bacterial diversity of *Phragmites australis* periphyton communities in two Hungarian soda ponds. *Extremophiles*, 12(6), 763-773.
- Ryu, S. H., Chung, B. S., Park, M., Lee, S. S., Lee, S. S., Jeon, C. O. (2008). *Rheinheimera soli* sp. nov., a gammaproteobacterium isolated from soil in Korea. *IJSEM*, 58(10), 2271-2274.
- Sanders, E. R. (2012). Aseptic laboratory techniques: plating methods. *J Vis Exp*, 1(63), 1-18.
- Schlesner, H., Jenkins, C., Staley, J. T. (2006). The phylum Verrucomicrobia: a phylogenetically heterogeneous bacterial group. In *The Prokaryotes*, Springer, New York. (pp. 881-896).
- Sly, L. I., Cahill, M. M. (1997). Transfer of *Blastobacter natatorius* (Sly 1985) to the Genus

Blastomonas gen. nov. as *Blastomonas natatoria* comb. nov. *IJSEM*, 47(2), 566-568.

Somogyi, B., Felföldi, T., Dinka, M., Vörös, L. (2010). Periodic picophytoplankton predominance in a large, shallow alkaline lake (Lake Fert, Neusiedlersee). *Annales de Limnologie-International J Linn*, 46(1), 9-19.

Somogyi, B., Herzig, A., Németh, B., Vörös, L. (2011). Szervetlen lebegő anyagok hatása sekély tavak fitoplankton struktúrájára (különös tekintettel a pikoplanktonra). *Hidrológiai Közöny*, 91(6), 72-74.

Sorokin, D. Y., Berben, T., Melton, E. D., Overmars, L., Vavourakis, C. D., Muyzer, G. (2014). Microbial diversity and biogeochemical cycling in soda lakes. *Extremophiles*, 18(5), 791-809.

Szabó, A., Korponai, K., Somogyi, B., Vörös, L., Jurecska, L., Márialigeti, K., Felföldi, T. (2015): Egy asztatikus szikes-tó planktonikus mikrobaközösségének taxonómiai és funkcionális genomikai analízise. *Hidrobiológiai Közöny*, 95(5-6), 73-76.

Szuróczi, S., Kéki, Zs., Káli, Sz., Lippai, A., Márialigeti, K., Tóth, E. (2016). Microbiological investigations on the water of a thermal bath at Budapest.

Acta Microbiol Immunol, 63(2), 229-241.

V.-Balogh, K., Németh, B., Vörös, L. (2009). Specific attenuation coefficients of optically active substances and their contribution to the underwater ultraviolet and visible light climate in shallow lakes and ponds. *Hydrobiol*, 632(1), 91-105.

Wand, H., Laht, T., Peters, M., Becker, P. M., Stottmeister, U., Heinaru, A. (1997). Monitoring of biodegradative *Pseudomonas putida* strains in aquatic environments using molecular techniques. *Microb Ecol*, 33(2), 124-133.

Zhang, X., Sun, L., Qui, F., McLean, R. J. C., Jiang, R., Song, W. (2008). *Rheinheimera tangshanensis* sp. nov., a rice root-associated bacterium. *IJSEM*, 58(10), 2420-2424.

Zhou, M. Y., Chen, X. L., Zhao, H. L., Dang, H. Y., Luan, X. W., Zhang, X. Y., He, H.-L., Zhou, B.-C., Zhang, Y. Z. (2009). Diversity of both the cultivable protease-producing bacteria and their extracellular proteases in the sediments of the South China Sea. *Microb Ecol*, 58(3), 582-590.

Internetes hivatkozás:

https://www.windguru.cz/archive.php?id_spot=235&id_model=3 (2016.12.25.)

A SZERZŐK



gálata.

SZURÓCZKI SÁRA Biológus. MSc diplomáját az Eötvös Loránd Tudományegyetemen szerezte 2015-ben. Diplomamunkáját az ELTE Mikrobiológiai tanszékén írta, melynek témája: egy budapesti termálfürdő baktériumközösségeinek feltérképezése volt tenyésztési módszerekkel. Jelenleg az ELTE Környezettudományi Doktori Iskola hallgatója. Kutatási témája a Fert mikrobiológiai vizsgálata.

KORPONAI KRISTÓF Biológus, az Eötvös Loránd Tudományegyetemen folytat doktori tanulmányokat. Érdeklődési területe (elsősorban szikes) állóvizet ölel fel, környezeti mikrobiológiai vonatkozásban.

SÁRI ESZTER Biológus alapszakon végzett az Eötvös Loránd Tudományegyetemen. Tanulmányait az ELTE biológus MSc képzésén folytatja. Diplomamunkáját a Mikrobiológiai Tanszéken írta, témája a Kis-Hertlakni-tó mikrobiológiai vizsgálata.

TUGYI NÓRA Tudományos segédmunkatárs, MTA Ökológiai Kutatóközpont, Balatoni Limnológiai Intézet. Másodéves PhD hallgató a Biológia Doktori Iskolában, az Eötvös Loránd Tudományegyetemen. Kutatási területek: a heterotróf baktériumok szerepének vizsgálata sekély tavakban, valamint az aerob anoxigenikus foheterotróf baktériumok elterjedésének, szerepének vizsgálata hazai vizekben. A Magyar Hidrológiai Társaság tagja 2015 óta.

FELFÖLDI TAMÁS Biológus, PhD fokozatát az Eötvös Loránd Tudományegyetem Mikrobiológiai Tanszékén szerezte meg, az ELTE adjunktusa, a Genomikai Laboratórium vezetője. Jelenlegi kutatási területe természetes vizes élőhelyek mikrobiális ökológiáját és gerinctelenek mole-

kuláris taxonómiáját öleli fel, amiket új fajok leírása egészít ki. A Magyar Hidrológiai Társaság tagja 2009 óta.

SOMOGYI BOGLÁRKA Tudományos munkatárs, MTA Ökológiai Kutatóközpont, Balatoni Limnológiai Intézet. PhD fokozatát 2011-ben szerezte meg az Eötvös Loránd Tudományegyetemen, hidrobiológia szakterületen. Kutatási területe a fotoautotróf és heterotróf mikroorganizmusok dinamikájának és kapcsolatrendszerének vizsgálata természetes vizekben. Kiemelten foglalkozik pikoalga törzsek izolálásával, tenyésztésével, ökofiziológiai vizsgálatával illetve molekuláris filogenetikai azonosításával. A Magyar Hidrológiai Társaság tagja. Vitális Sándor Szakirodalmi Nívódíjban részesült 2011-ben.

MÁRIALIGETI KÁROLY Biológus, mikrobiológus, habilitált egyetemi tanár, az MTA doktora. Mester és doktori képzésben az általános és környezeti mikrobiológia legtágabb területén tart előadásokat. Közleményei a környezeti mikrobiológia, mikrobiális ökológia, mikrobiális taxonómia és filogenetika, környezeti biotechnológia témakörében jelentek meg. Száznál több angol nyelvű folyóiratcikkére 1700 feletti független hivatkozást kapott. A Magyar Hidrológiai Társaság tagja 2015 óta. Vitális Sándor Szakirodalmi Nívódíjban részesült 2011-ben és 2016-ban.

TÓTH ERIKA Biológus, mikrobiológus az ELTE Mikrobiológiai Tanszékének habilitált egyetemi docense. Oktat az alap, mester és doktori képzésben. Kutatási területei a mikrobiális ökológia területén elsősorban vizes élőhelyek (természetes és mesterséges vizek) bakteriális közösségeinek vizsgálatát ölelik fel. A kemotaxonómiai labor vezetője, jelentős publikációi vannak a prokarióta taxonómia témakörében is. Tagja a ICSF (International Committee on Systematics of Prokaryotes) vezető ségének és a Magyar Mikrobiológiai társaság Ellenőrző Bizottságának. A Magyar Hidrológiai Társaság tagja 2007 óta.

Bodrog menti holtmedrek vízkémiai változásai az évszakok függvényében

Tamás Márta, Berta Csaba, Szeles Júlia, Gyulainé Szemerédi Szilvia, Krakomperger Márton, Szabó László József, Bácsi István, Gyulai István

Debreceni Egyetem, TTK, Hidrobiológiai Tanszék 4032. Debrecen, Egyetem tér 1.

Kivonat

Világszerte egyre inkább előtérbe kerül a vizes élőhelyek védelme. Az Európai Unió által létrehozott EU Vízkéretirányelv (EU VKI 2000/60/EC) a felszíni és a felszín alatti vizek jó állapotának megőrzését tartja szem előtt. A vízkémiai háttérváltozók vizsgálata az EU Vízkéretirányelv egyik fontos alapját jelenti a vizek állapotának meghatározásában. A Bodrog menti holtmedrek méretükben és mélységükben adódóan sérülékenyek, állapotuk pár nap alatt megváltozhat. Célunk volt, hogy összehasonlítsuk a medreket és megállapítsuk a medrek különbözőségét vagy hasonlóságát az évszakok változása során. Összesen hét medret vizsgáltunk meg tavasszal, nyáron és ősszel. A mintavételi helyek közül sokat elvesztettünk a vízszint csökkenése miatt. A tavaszi 59 helyből nyárra 40 maradt, míg ősszel 49 helyet sikerült mintázni. A vízkémiai vizsgálatok során meghatároztuk a vizek ammónium-, nitrát-, nitrit-, foszfát-, klorid-ion tartalmát, valamint a kémiai oxigén igényét. A három időszak eredményei szerint egyes medrek hasonlóságot mutatnak, míg más medrek különböznek a többitől. A különbözőségek a medrek elhelyezkedésével magyarázhatóak. A vizsgált helyszínek között volt mentesített és nem mentesített meder is egyaránt. A Török-ér holtmeder a klorid és az ammónium-ion eredmények alapján nagymértékben különbözik a többi medertől. Emellett a három mintavételi időszak között is különbségeket figyeltünk meg a mért értékek alapján.

Kulcsszavak

holtmeder, vízkémia, Bodrog, makrovegetáció, habitat, EU Vízkéretirányelv

Water chemistry changes depending on the seasons in the oxbows near the river Bodrog

Abstract

The protection of wetlands increasingly comes into view all over the world. The EU Water Framework Directive created by the European Union keeps in mind the preservation of conditions of surface and groundwater. By the EU Water Framework Directive, water chemical test represent an important basis for determining the status of waters. The oxbows near the river Bodrog are vulnerable due to their size and depth, their status changes fast day by day. The aim of the study is to compare the oxbows with each other and investigate their dissimilarity or similarity during seasons. Seven oxbows were analysed in spring, in summer and in autumn. Many of sampling sites dried out through decreasing water level. In spring we had 59 sampling sites, in summer 40 and in autumn 49 sites. In the chemical parameters COD, ammonium-ion, nitrite, nitrate, phosphate and chloride-ion were analysed. By results of the three seasons, some oxbows are similar and some are dissimilar to each. The differences can be explained by the location of the oxbows. Among the oxbows which was located in the protected side and which located in the not-protected side. The Török-ér differs from other oxbows in chloride and ammonium-ion results. As well as the three sampling periods are differ to each by the measured parameters.

Keywords

oxbow, water chemistry, Bodrog River, macrovegetation, habitat, EU Water Framework Directive

BEVEZETÉS

Világszerte egyre inkább előtérbe kerülnek a természetvédelemmel kapcsolatos kutatások és tevékenységek, melyek természeti értékeink megővésére irányulnak. A Bodrogköz holtmedrei különös figyelmet érdemelnek, mert jelentős limnológiai értéket képviselnek. A Bodrog bal partján elterülő holtmedrek mind alakjukat, méretüket és elhelyezkedésüket tekintve változatosnak mondhatóak. A Bodrogköz holtmedrei a szemisztatikus vízforgalmú medrek közé sorolhatóak, emiatt viszonylag rövid időn belül jelentős változások zajlanak le bennük. Ezeknek a medreknek egy része nem tartozik természetvédelmi oltalom alá. Mész gazdasági mvelés alatt állóterületek veszik körülket, ahonnan jelentős mennyiség terhel anyag juthat be a vizekbe, amelyek felgyorsíthatják a természetes mederfeltöltési folyamatokat. A vízkémiai háttérváltozók az EU Vízkéretirányelv (EU VKI 2000/60/EC) szerint is a vizek fontos állapotjellemzői, amelyek segítségével a vizek minőségéről kapunk információkat. A hároméves kutatás során célunk a medrek állapotának felmérése és a mederfel-

töltési folyamatok nyomon követése, melyekkel szeretnénk hozzájárulni a Bodrog-zug vizes élőhelyeinek megővéséhez.

ANYAG ÉS MÓDSZER

Munkánk során a Bodrog bal partján elhelyezkedő hét holtmeder és a Török-ér csatorna vizét vizsgáltuk a vízkémiai háttérváltozóinak szempontjából. A vizsgált medrek között az áradásoktól mentesített és nem mentesített medrek is voltak. Az év során háromszor történt mintavétel: tavasszal (május 4-8.), nyáron (augusztus 24-28.) és ősszel (október 18-22.). Ez alól kivételt képez a Török-ér holtmeder és Török-ér csatorna, mivel ezekből tavasszal nem volt mintavétel, mert a mintavételi pontokat az eszések miatt nem lehetett megközelíteni. A fentiek mellett nyáron és ősszel a Bodrog folyóból is történt mintavétel. Ennek megfelelően tavasszal 59 helyről, nyáron 40, míg ősszel 49 helyről történt mintavétel. A nyári és őszi időszakokra a medrekben a vízszintje jelentősen csökken, emiatt nem tudtuk az összes

mintavételi helyr 1 mintát gy jteni. Hasonló állapotokkal találkozott Nagy és társai (2004) a Lónyai-f csatornán.

A terepi mintavétel során törekedtünk arra, hogy makrovegetációs és nyílt vizes él helyr 1 is történjen mintavétel, hogy még átfogóbb képet kapjunk a medrek állapotáról. A mintavételi helyeken florisztikai felmérést is végeztünk (ezek az adatok azonban ebben a tanulmányban nem szerepelnek).

Mintavételi helyszínek

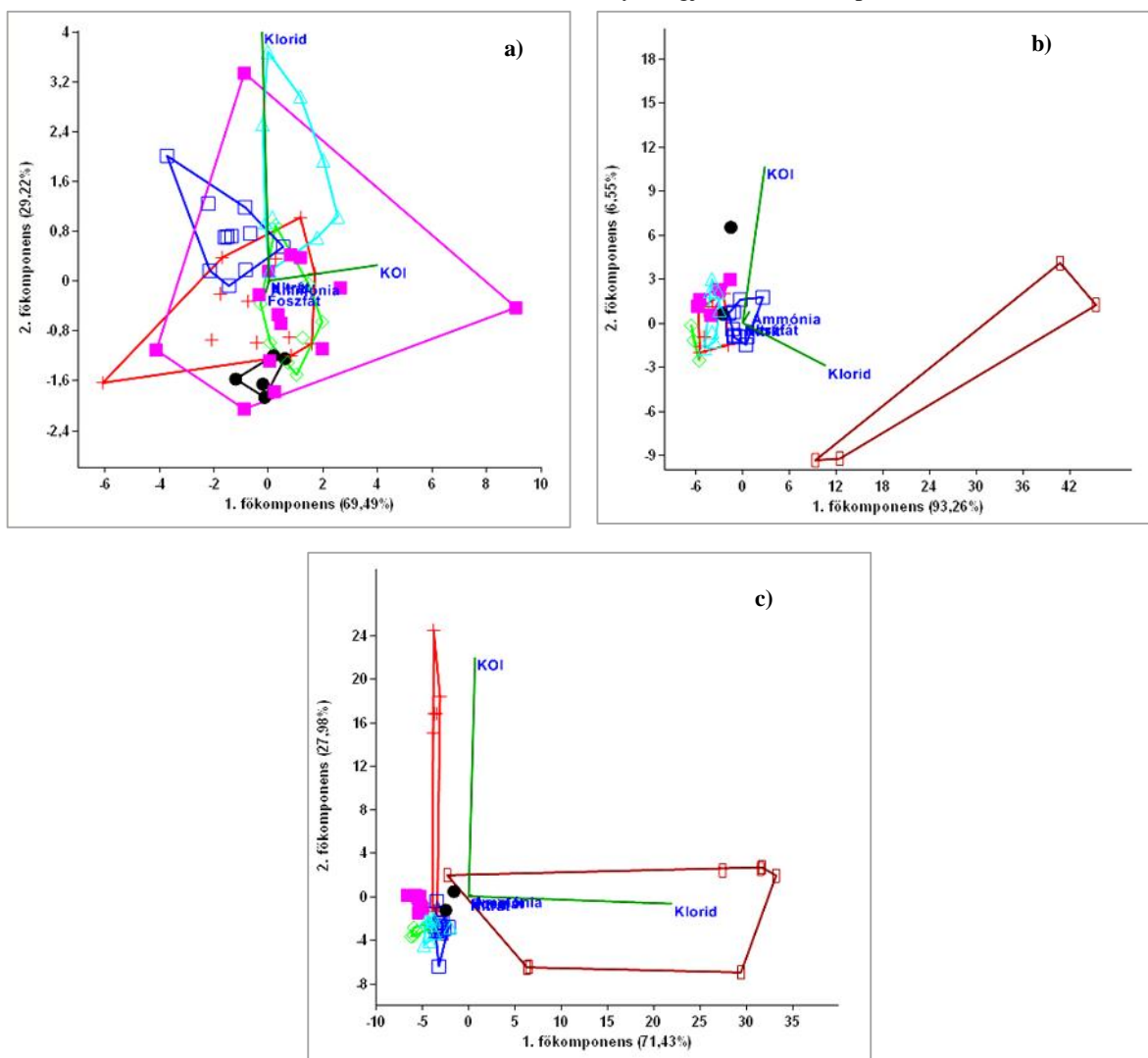
A mintavételek a következő holtmedrekben történtek: Keleti Holt-Bodrog (mentesített) 11 mintavételi hellyel (KBM), Keleti Holt-Bodrog (nem mentesített) 8 hellyel (KBNM), Bodrogszögi Holt-Bodrog 5 hellyel (BSZ), Sulc 12 hellyel (SU), Szögi Holt-Bodrog 14 hellyel (SZ), Fekete tó 9 hellyel (FT) és a Török-éri holtmeder 2 hellyel. Egy-egy mintavétel történt a Török-éri csatornából (TO) és a Bodrog folyóból. Ezekb 1 további mintavételeket tervezünk a következő években.

A minták laboratóriumi feldolgozása

A laboratóriumi feldolgozásig a vízmintákat h tve tároltuk, a kémiai oxigénigény mérésre szánt mintákat, pedig fagyasztottuk. A vízmintákban a kémiai oxigén igény (KOI), klorid, foszfát, ammónium, nitrit és nitrát kémiai változókat vizsgáltuk Felföldy (1987), Németh (1998), valamint a Magyar Szabványok nitrogénformákra és foszfát tartalomra vonatkozó módszerei alapján. A KOI méréshez sz retlen, míg a többi vizsgálathoz sz rt mintát használtunk.

Statistikai elemzés

Az adatok statisztikai értékelése a Past programcsomag (Hammer 2001) segítségével történt. A normalitás vizsgálat (Shapiro-Wilk teszt) elvégzése után a medreket (összes mintavételi hely) a tavaszi, nyári és szi id szakban f -komponens analízis (PCA), valamint MANOVA segítségével hasonlítottuk össze. Azoknál a mintavételi helyeknél, ahol mind a három id szakban volt mintvétel (összesen 31), az elvégzett PCA-t követ en az adott kémiai paraméterek tavaszi, nyári és szi értékeit párosított tesztekkel hasonlítottuk össze. A medrek egymáshoz való viszonyát legjobban a f komponens analízis szemléltette.



1. ábra. a) Tavaszi, b) nyári és c) szi mintavételi id szak vízkémiai eredményeinek f komponens-analízise (PCA) (Megjegyzés: fekete- Bodrogszögi- Holt Bodrog, piros- Sulc, zöld- Keleti- Holt Bodrog nem mentesített, kék- Keleti- Holt Bodrog mentesített, lila- Szögi- Holt Bodrog, világoskék- Fekete tó, barna- Török-éri holtmeder, Török-éri csatorna és Bodrog kontrol) Figure 1. Principal Component Analyses of the chemical data obtained from the samples collected during the a) Spring, b) Summer and c) Autumn sampling period

EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK

Tavaszi

A tavaszi mintavétel eredményei arra utalnak, hogy a vizsgált kémiai változók víztéren belüli variációjában lényeges különbségek adódtak (1a. ábra). A mintavételi helyek között a Bodrogszögi-Holt Bodrog, a Keleti-Holt Bodrog nem mentesített és a Keleti-Holt Bodrog mentesített vízterekben adódtak a legkisebb variációk. Ezek a vízterek elsősorban a klorid koncentrációk miatt egymástól is jól elkülönültek. Ugyanakkor a Szögi Holt-Bodrog mintavételi helyei között jelentős különbségek adódtak, ami azt eredményezi, hogy ez a meder nagy átfedést mutat minden más mederrel. A MANOVA eredménye arra utal, hogy a vizsgált vízterek között a különbségek szignifikánsak (Wilk's lambda=0,026; F=9,602; p<0,0001). A mintavételi helyek közötti nagy különbségektől nagyrészt a klorid tartalom (8,91-14,58 mg/l) és a KOI (1,35-16,54 mg/l) feleltek (1a. ábra). Ekkor a Sulc mintavételi helyein kimagaslóan magas foszfát koncentrációkat mértünk (0,11-0,96 µg/ml), ami más helyeken jóval kisebb volt (0,063-0,098 µg/ml).

Nyári

A nyári mintavétel eredményei szerint a vizsgált medrek már nagyobb különbségeket mutatnak. Az 1b. ábra alapján látható, hogy a Keleti Holt-Bodrog mentesített és nem mentesített medrek kisebb, a Török-ér holtmeder, a Török-ér csatorna és a Bodrog nagyobb mértékben elkülönülnek a többi medertől. Az utóbbi három hely egymástól is jelentős mértékben különbözött. A MANOVA a vízterek között ekkor is szignifikáns különbséget mutatott (Wilk's lambda=0,005; F=8,288; p<0,0001). A biplot eredménye szerint ebben is a klorid koncentrációk és a KOI játszik a meghatározó szerepet. A KOI értéke a legtöbb vízterben 7,74 és 17,77 mg/l értékek között változott, de a Török-ér két mintavételi pontján ennél jóval nagyobb volt (24,61 és 26,25 mg/l). A klorid tartalom szintén ezeken a helyeken és a Bodrog mintavételi pontjain volt a legnagyobb (25,96-57,79 mg/l), szemben a más helyeken tapasztalt értékekkel (7,74-14,15 mg/l). Ezek mellett kimagaslóan nagy foszfát koncentrációkat (0,340-0,446 µg/ml) mértünk a Török-ér két mintavételi pontján (más helyeken 0,008-0,181 µg/ml). Az eredmények azt is mutatják, hogy a Sulc, a Szögi Holt-Bodrog, a Fekete tó és a Bodrogszögi Holt-Bodrog vizeinek kémiai jellemzőiben a tavaszihoz hasonlóan csak kisebb különbségek adódtak. Ennek ellenére a Keleti-Holt Bodrog mentesített és nem mentesített vízterek élesen elválnak egymástól. Az ábráról az is látható, hogy a Szögi-Holt Bodrog mintavételi helyei között a tavasszal ellentétben jóval kisebbek a különbségek. A nitrát tartalma a vizeknek ebben az időszakban volt a legjelentősebb, de a statisztikai értékelés alapján elmondható, hogy nem ez volt a meghatározó paraméter a medrek elkülönülésében.

SZ

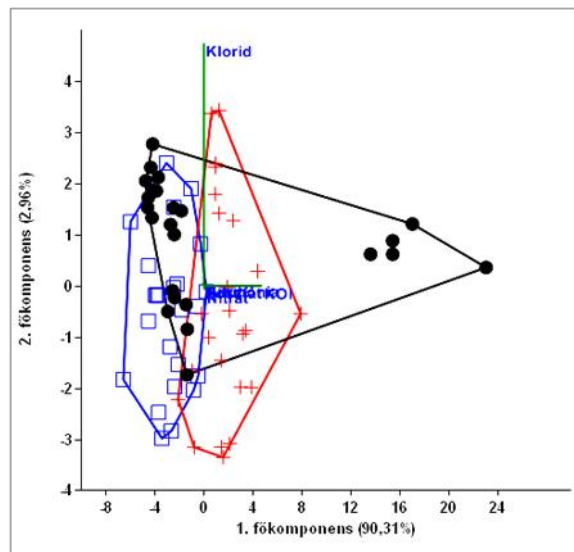
Az őszi mintavétel eredményei alapján a medrek ebben az időszakban is többé-kevésbé elkülönültek egymástól. A MANOVA a vízterek között ekkor is szignifikáns különbséget mutatott (Wilk's lambda=0,005; F=10,750; p<0,0001). Az 1c. ábrán látható, hogy a Török-ér holtmeder és a Török-ér csatorna jelentősen különbözik a többi medertől, ami a biplot eredménye szerint elsősorban

a nagy klorid koncentrációknak (23,26-49,88 mg/l) tulajdonítható. A Szögi Holt-Bodrog és a Bodrogszögi Holt-Bodrog is elválnak a többi medertől. A Sulc, a Fekete tó, a Keleti Holt-Bodrog mentesített és nem mentesített holtmedrek között kismértékű átfedés figyelhető meg. A Sulc holtmeder nyolc mintavételi helye közül öt esetben elválnak a többi helytől a vizek magas KOI értékei miatt. Ezen az öt helyen 25,29 mg/l - 32,91 mg/l közötti értékeket kaptunk. A Sulc többi mintavételi helyén ezzel szemben csak 7,16 mg/l és 7,47 mg/l közötti értékeket mértünk.

A három időszak összehasonlítása

Az összes víztér tavaszi, nyári és őszi mintáinak összehasonlítása azt mutatja, hogy a tavaszi és nyári időszak jól elkülönül, ugyanakkor az őszi minták nagy átfedést mutatnak mindkettővel (2. ábra). Az utóbbi öt őszi mintavételi hely. Ezek a Keleti Holt-Bodrog mentesített meder mintavételi helyei (KBM 01, KBM 02, KBM 03, KBM 04 és KBM 05). Ezeken a helyeken mértük az őszi időszakban a legmagasabb nitrát koncentrációkat, amelyek 0,11 és 0,22 mg/l között változtak. A magasabb nitrát koncentrációk valószínűleg a magasabb nitrát koncentrációkat, amelyek 0,11 és 0,22 mg/l között változtak. A magasabb nitrát koncentrációk valószínűleg a magasabb nitrát koncentrációkat, amelyek 0,11 és 0,22 mg/l között változtak. A magasabb nitrát koncentrációk valószínűleg a magasabb nitrát koncentrációkat, amelyek 0,11 és 0,22 mg/l között változtak.

A vizek foszfát tartalmát tekintve a Sulc kiválik a többi meder közül, mivel itt mértük a legmagasabb koncentrációkat (0,11 µg/ml- 0,96 µg/ml közötti értékek) a tavaszi mintavétel idején. Ennél magasabb koncentrációt sem nyáron, sem őszi nem mértünk.



2. ábra. A különböző mintavételi időszakok vízkémiai eredményeinek összehasonlítása főkomponens-analízissel (PCA) (kék- tavaszi, piros- nyári, fekete- őszi)

Figure 2. Comparison of the chemical data obtained from the samples collected during the different sampling period by Principal Component Analyses

A Török-ér holtmeder és a Török-ér csatorna csak a nyári és az őszi időszakban lett vizsgálva. A két időszakban a KOI és a klorid koncentrációk magasak voltak. Ez részben azzal magyarázható, hogy azt a területet a Bodrog folyó áradása nehezen önti el a többi mederrel ellentétben. Nagyon magas vízállás szükséges ahhoz, hogy a Török-ér területére behatoljon a folyó vize. Másrészt ezt a medret

antropogén terhelés is éri, mert a meder és a csatorna mellett szántóföldek terülnek el, ahonnan jelentős mennyiségű terhelés mosódhat be a vizekbe. A Török-éri holtmeder feltöltési folyamatait ezek a hatások felgyorsíthatják.

A szerves nitrogénformák közül az ammónium-ion a lényeges paraméter a tápanyag-ellátottság és az eutrofizáció szempontjából. Ennek a koncentrációja minden meder esetében emelkedett tavaszról nyárra. A legnagyobb mértékű emelkedés a Keleti Holt-Bodrog mentesített szakaszánál volt tapasztalható. Ebben a mederben a nitrit koncentráció volt magasabb a többi meder értékeihez képest. A meder mellett épült nyaralókból be-mosódhatnak terhelő anyagok. Emellett a meder területén zajló horgászathoz használt etetőanyagok is növelhetik a víz oldott anyagainak a koncentrációját.

ÖSSZEFOGLALÁS

A holtmedrek tavaszi, nyári és őszi vizsgálata kimutatta, hogy igen érzékeny vízterekre van szó. Szerves anyagban (a KOI mérés alapján) közepes értéket mutatnak. A nyári időszakban szinte mindegyikre jellemző volt a 100%-os növényi borítottság, kivétel a Fekete tavat és a Keleti Holt-Bodrog mentesített medret. A víz szintje mindkét mederben jelentősen csökkent, melyben egyéb tényezők mellett fontos szerepet játszott a nyári szárazság, valamint egy nagyobb mértékű áradás, amely pótolhatta volna a medrek vizét.

A Török-éri holtmeder helyzete a legkülönlegesebb, mert nagymértékben különbözött a többi medertől. A 100%-os növényi borítottság nem csak a felszínen, de a vízterben mélyebben is tapasztalható volt. Emellett a vízkémiai változók értéke jóval magasabb volt a többi mederhez képest, aminek a földmívelésből származó terhelés lehet az oka.

Az eredmények arra utalnak, hogy a vízkémiai paraméterek tekintetében a medrek között tavasszal nagyobb, nyáron és őszi pedig kisebb hasonlóság tapasztalható, ami a KOI, foszfát, nitrit és ammónium-ion értékek változásával magyarázható.

A SZERZŐK



TAMÁS MÁRTA Tanulmányait a Debreceni Egyetem Természettudományi és Technológiai Karon, biológus szakon végezte (2016). Jelenleg a Debreceni Egyetem Természettudományi és Technológiai Kar hidrobiológus hallgatója (2016-tól). A Magyar Hidrológiai Társaság tagja.

BERTA CSABA Tanulmányait a Debreceni Egyetem Természettudományi és Technológiai Karon, hidrobiológus (2015) szakon végezte. Majd a Debreceni Egyetem Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola Környezettudományi PhD hallgatója (2015-től). Jelenleg a Debreceni Egyetem, Hidrobiológiai Tanszékének PhD hallgatója. A Magyar Hidrológiai Társaság tagja.

SZELES JÚLIA Tanulmányait a Debreceni Egyetem Természettudományi és Technológiai Karon, biológus szakon végezte (2016). Jelenleg a Debreceni Egyetem Természettudományi és Technológiai Kar hidrobiológus hallgatója (2016-tól). A Magyar Hidrológiai Társaság tagja.

GYULAINÉ SZEMERÉDI SZILVIA Tanulmányait a Debreceni Egyetem Természettudományi és Technológiai Karon, biológus ökológus (2010) szakon végezte. Majd a Debreceni Egyetem Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola Környezettudományi PhD hallgatója (2010-2013).

KRAKOMPERGER MÁRTON Tanulmányait a Debreceni Egyetem Természettudományi és Technológiai Karon, környezetgazdálkodás (2016). Jelen-

leg a Debreceni Egyetem Természettudományi és Technológiai Kar hidrobiológus hallgatója (2016-tól).

Természetvédelmi szempontból fontos, hogy megpróbáljuk óvni és fenntartani, esetleg javítani a holtmedrek állapotát a medrek védetté nyilvánításával és rehabilitációjával, hogy a Bodrogtócsa a jövőben is hasonló képet mutasson és továbbra is jelentős vízes élőhelyként legyen ismert hazánkban.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

A publikáció elkészítését a TÁMOP-4.2.2.B-15/1/KONV-2015-0001 számú projekt támogatta. A projekt az Európai Unió támogatásával, az Európai Szociális Alap társfinanszírozásával valósult meg. Köszönjük az Aggteleki Nemzeti Park és az Eco-Science Kft. támogatását.

IRODALOM

2000/60/EC. The EU Water Framework Directive- integrated river basin management for Europe

Felföldy L. (1987). A biológiai vízminőség mérése alapjai, 4. kiadás, Országos Vízügyi Hivatal, Budapest

Hammer Ø., Harper D. A. T., Ryan P. D. (2001). PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1), 9.

Nagy S. A., Dévai Gy., Takács P., Gecsei J. (2004). Helyszíni vízvizsgálatok a Lónyai-főcsatornán és mellékfolyásain – *Hidrológiai Közlemények*. 84(5-6), 94-96.

MSZ 1484-13 (2009). A nitrát-tartalom meghatározása spektrofotometriás módszerrel

MSZ 448/12-82. A nitrit-tartalom meghatározása spektrofotometriás módszerrel

MSZ 448-20 (1990). A foszfát-tartalom meghatározása spektrofotometriás módszerrel

MSZ ISO 7150-1 (1992). Az ammónium-ion-tartalom meghatározása spektrofotometriás módszerrel

Németh J. (1998). A biológiai vízminőség mérése kérdései. *Vízi természetvédelem – és környezetvédelem*. 7. kötet, Környezetgazdálkodási Intézet, Budapest

leg a Debreceni Egyetem Természettudományi és Technológiai Kar hidrobiológus hallgatója (2016-tól).

SZABÓ LÁSZLÓ JÓZSEF Egyetemi tanulmányait a Kossuth Lajos Tudományegyetem Természettudományi Karán biológia-kémia szakos középiskolai tanár szakon végezte (1979). 1981-ben egyetemi doktori, 2008-ban pedig PhD fokozatot szerzett. Végzést követően az Állattani, Kísérleti és Ökológiai Tanszék oktatója. Jelenleg a Debreceni Egyetem Hidrobiológiai Tanszékének egyetemi adjunktusa. A Magyar Hidrológiai Társaság tagja.

BÁCSI ISTVÁN Biológia tanárként, ill. biológusként (biotechnológia szakirány) végzett a Debreceni Egyetem Természettudományi és Technológiai Karán (2003). Doktori fokozatát a Biológia tudományok területén 2008-ban szerezte meg (Debreceni Egyetem Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola). 2010 óta a Debreceni Egyetem Hidrobiológiai Tanszékének egyetemi adjunktusa. A Debreceni Egyetem Habilitációs Bizottsága eltiltás nélkül sikeresen habilitált 2015-ben a Környezettudományok területén. A Magyar Hidrológiai Társaság tagja.

GYULAI ISTVÁN Tanulmányait a Debreceni Egyetem Természettudományi és Technológiai Karon, környezetgazdálkodás (2008) szakon végezte. Majd a Debreceni Egyetem Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola, Környezettudományi PhD hallgatója (2008-2010). Jelenleg a Debreceni Egyetem, Hidrobiológiai Tanszékének egyetemi tanársegéde. A Magyar Hidrológiai Társaság tagja.

A Tapolca-patak ökológiai állapotbecslése a makroszkopikus gerinctelen közösség alapján

Tóth Ditta*, Padisák Judit***, Selmeczy Géza Balázs*

* Pannon Egyetem, Mérnöki Kar, Környezettudományi Kar, Limnológia Tanszék, 8200 Veszprém Egyetem u. 10. (toth.ditta91@gmail.com)

** MTA-PE Limnológiai Kutatócsoport, 8200 Veszprém Egyetem u. 10.

Kivonat

A Bakony nyugati lábánál ered a Tapolca-patak, mely Szigligetnél torkollik a Balatonba. Kutatásunk során a Tapolca-patak 3 különböző helyszínén (Raposka, Hegymagas, Szigliget) a makrogerinctelen közösség alapján végeztünk ökológiai állapotbecslést, továbbá a Tapolca-patak példáján kívántuk összehasonlítani a Víz Keretirányelvben korábban használt Q_{BAP} index, illetve a jelenleg érvényes HMMI indexet. A mintavételek 2015. május 19-én és szeptember 2-án történtek, melyek során mértük a vízfolyás alapvető fizikai paramétereit, később pedig vízanalitikai mérések is történtek.

A patak domináns faja a *Gammarus roeselii*, továbbá Simuliidae lárvákat találtunk jelentős egyedszámban Raposkánál. A két index eltérő számítási módszerük ellenére alapvetően hasonló eredményeket mutatott; főként közepes, néhány alkalommal gyenge és rossz besorolást állapítottunk meg, melyből az utóbbiak Szigligetre jellemzőek. A Q_{BAP} index a karakterfajok kis abundanciája, a HMMI pedig leginkább a Shannon-diverzitás alacsony értékei miatt adott gyenge értékeket. A patak közepes/gyenge ökológiai állapotát a minerális mikrohabitatok kis száma valamint a Szigligetnél tapasztalt nagy mennyiségű anaerob aljzat okozhatja. Továbbá a Tapolca-patakba tisztítatlan szennyvíz-bevezetés történik, mely a patak makroszkopikus gerinctelen faunájára és állományára valószínűleg negatív hatással van.

Kulcsszavak

Tapolca-patak, makroszkopikus gerinctelenek, Q_{BAP} , HMMI, ökológiai állapotbecslés

Estimation of ecological conditions of Tapolca-stream by aquatic macroinvertebrates

Abstract

The source of Tapolca-stream is located at the west part of Bakony mountain region and it flows into Lake Balaton at Szigliget. Estimation of ecological conditions was carried out at three sites (Raposka, Hegymagas, Szigliget) of the stream based on the macroinvertebrate community and an additional aim was to compare the previous (Q_{BAP}) and the currently accepted (HMMI) indices of the Water Framework Directive. Samples were taken on 19.05.2015 and on 02.09.2015; physical and chemical parameters were also measured.

Gammarus roeselii was the dominant species in the stream, but Simuliidae larvae were found in high numbers at Raposka site. In spite of the different methodology of the two indices, basically similar results were obtained, mainly medium and in several occasions weak and bad status were found. Weak status was shown by Q_{BAP} because of the low abundance of characteristic species and by HMMI because of the low values of Shannon-diversity. According to our experience, the medium/weak ecological status of the stream was originally caused by the low number of mineral microhabitats, and the high amount of anaerobic sediments at Szigliget. Furthermore, cleaned and probably uncleaned waste water flows into the stream, which might have a strong effect on the macroinvertebrate community.

Keywords

Tapolca-stream, aquatic macroinvertebrates, Q_{BAP} , HMMI, estimation of ecological condition

BEVEZETÉS

A Tapolca-patak egyike a számos, északról a Balatonba torkoló vízfolyásnak, mely a Bakony nyugati lábánál ered. Munkánk során célul tűztük ki a Tapolca-patak ökológiai állapotbecslését annak makroszkopikus gerinctelen közössége alapján, továbbá példán keresztül kívántuk összehasonlítani a Víz Keretirányelv korábban használt Q_{BAP} , illetve a jelenleg érvényben lévő HMMI indexet.

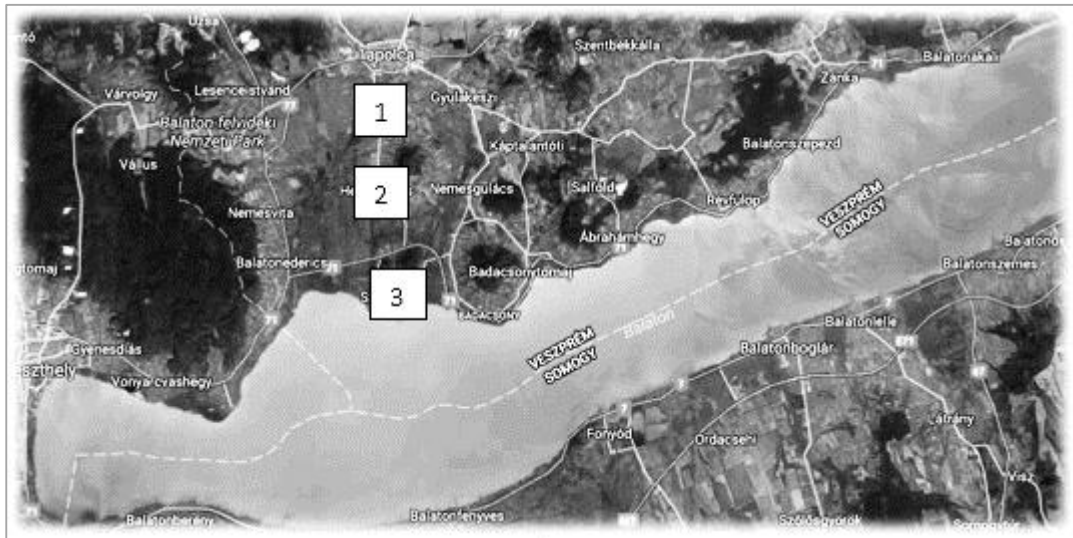
A Q_{BAP} index egy kifejezetten a magyarországi folyók ökológiai állapotának minősítésére kidolgozott, a makroszkopikus vízi gerinctelen fajegyüttesen alapuló index (Szilágyi 2006), melynek véglegesítése 2009-ben történt meg (Szilágyi 2009) és 2011-ig alkalmazták. Jelenleg érvényben lévő index a HMMI index (Várbiro és társai 2010), mely a Víz Keretirányelv kompatibilitás követelményének megfelelően lett kidolgozva (Csányi és társai 2012), így az egyes ökorégiók azonos típusaiba tartozó vízfolyásai összehasonlíthatók.

ANYAG ÉS MÓDSZER

A vízi makrogerinctelen mintavétel a Tapolca-patak 3 különböző helyszínén: Raposka, Hegymagas és Szigliget mellett történt (1. ábra). A mintavételezést a vegetációs periódusban kétszer végeztük el, 2015.05.19-én és 2015.09.02-án. A vizsgált helyszíneken az AQEM protokoll alapján az ún. „kick and sweep” technikával 10 almintából álló mintákat vettünk. Ezt követően kiválogattuk az állatokat, melyeket 70%-os etanolban tartósítottunk, majd a Pannon Egyetem Limnológia Intézet Tanszékének a laboratóriumába szállítottuk, ahol az állatok taxonómiai azonosítására került sor sztereomikroszkóp segítségével. A víz fizikai paramétereit HQ40d multiméterrel mértük. A vízkémiai vizsgálatokhoz vízmintát vettünk, melyet fagyaszta tároltunk a laboratóriumi elemzésig. A vízkémiai komponensek mennyiségi meghatározása az APHA (1999) módszertani leírásai alapján történtek. A kapott adatok minősítését a „Felszíni vizek minőségi jellemzők és minősítés” MSZ 12749 szabvány (2003) alapján soroltuk kategóriákba. Az ökológiai állapotbecslés a Q_{BAP} és a HMMI indexek módszertani

útmutatói alapján történtek (Szilágyi 2009, Csányi és társai 2012). Számításaink során a HMMI_sc indexet használtuk. A

Tapolca-patak hidrológiai jellemzői alapján a 8. kategóriába került (KvVM 2007), mely a minősítését alapját képezte.



1. ábra. Mintavételi helyek elhelyezkedése a Tapolca-patak mentén
(Magyarázat: 1. Raposka, 2. Hegymagas, 3. Szigliget)

Figure 1. Sampling locations along Tapolca stream (Explanation: 1. Raposka, 2. Hegymagas, 3. Szigliget)

EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELEÉSÜK

A Tapolca-patak pH-ja végig enyhén lúgos tartományban (7,52-8,07) mozgott, mely megfelel a patak meszes hidrogeokémiai jellegének. A vezetőképesség 676-720 $\mu\text{S cm}^{-1}$ között változott, az oxigéntelítettség értékek 65 és 88 százalék közöttiek voltak, mely kissé alacsonyabb a vártnál. A mért fizikai paraméterek tekintetében nem találtunk kiugró értékeket, a különböző helyszínek eredményei a két időpont alatt többnyire hasonlóak voltak, és kiváló/jó kategóriába estek az MSZ 12749 szabvány alapján.

A vízkémiai vizsgálatok során a kémiai oxigénigény 2,9 és 4,4 mg L^{-1} között változott, mely végig a kiváló kategóriába került az ammóniumhoz hasonlóan. Az összes

foszfor értéke viszonylag széles tartományban változott ($658\text{-}145\mu\text{g L}^{-1}$); májusban Raposkánál, szeptemberben pedig Hegymagasnál volt a legmagasabb. Az ortofoszfát értéke viszont mindkét időszakban Szigligetnél volt a legmagasabb ($34,7$ és $45,3\mu\text{g L}^{-1}$). A nitrít ion koncentráció az első mintavételi időszakban Raposkánál ($145,2\mu\text{g L}^{-1}$), míg a második mintavétel alkalmával Hegymagasnál ($179,7\mu\text{g L}^{-1}$) volt a legmagasabb. A nitrát mennyisége viszonylag széles tartományban változott a vizsgálat során ($36,9\text{-}41,7\text{ mg L}^{-1}$), mely igen magas értéknek számít, így a szabvány alapján történő besorolásuk végig a 'rossz' kategóriába került. A többi vízkémiai mérés minősítését az 1. táblázat tartalmazza.

1. táblázat. A vízkémiai paraméterek minősítése
Table 1. Assessment of water chemistry results

	Komponens	Mintavételi helyszínek		
		Raposka	Hegymagas	Szigliget
2015.05.19	KOI ps (mg L^{-1})			
	NO_2^- ($\mu\text{g L}^{-1}$)			
	NO_3^{2-} (mg L^{-1})			
	NH_4^+ (mg L^{-1})			
	PO_4^{3-} ($\mu\text{g L}^{-1}$)			
	TP ($\mu\text{g L}^{-1}$)			
2015.09.02	KOI ps (mg L^{-1})			
	NO_2^- ($\mu\text{g L}^{-1}$)			
	NO_3^{2-} (mg L^{-1})			
	NH_4^+ (mg L^{-1})			
	PO_4^{3-} ($\mu\text{g L}^{-1}$)			
	TP ($\mu\text{g L}^{-1}$)			

(Megjegyzés: kék – kiváló, zöld jó, lila – közepes, sárga gyenge, piros – rossz)

A makrozoobenton vizsgálatok során mindkét mintavételi időszakban mindhárom mintavételi helyszínen a *Gammarus roeselii* dominanciája volt jellemző, valamint

Simuliidae lárvákat találtunk jelentősen egyedyszámban Raposkánál a tavaszi mintavétel során. Szitakötők közül kis egyedyszámban a *Calopteryx splendens* illetve a *Platycnemis pennipes* jelent meg, míg a bogarak közül a

Hydaticus seminiger és az *Ilybius fenestratus* adult egyedei kerültek el szintén kis egyedszámban a májusi mintavételi id szakban.

A tegzeseket a szeptemberi id szakban meglep módon csak egyetlen faj a *Limnephilus rhombicus* képviselte (2. táblázat).

2. táblázat. Taxonómiai eredmények (R=Raposka, H=Hegymagas, Sz=Szigliget)
Table 2. Taxonomical results (R=Raposka, H=Hegymagas, Sz=Szigliget)

	2015. május 19			2015. szeptember 2		
	R	H	SZ	R	H	SZ
Puhatest ek (Mollusca)						
<i>Lymnaea stagnalis</i>	-	-	2	-	-	3
Gy r sférgék (Annelida)						
<i>Glossiphonia</i> sp.	-	-	-	-	1	2
Rákok (Crustacea)						
<i>Asellus aquaticus</i>	4	-	6	1	-	6
<i>Gammarus roeselii</i>	863	352	202	280	438	59
Kérészek (Ephemeroptera)						
<i>Baetis pentaplebedes</i>	-	28	-	21	-	-
<i>Baetis vernus</i>	42	59	-	12	9	-
Baetidae	97	-	5	-	31	6
Heptageniidae	7	3	-	-	-	-
<i>Procladius bifidus</i>	14	-	-	-	-	-
Szitaköt k (Odonata)						
<i>Calopteryx splendens</i>	2	1	-	3	13	4
<i>Coenagrion ornatum</i>	-	-	-	-	1	-
<i>Coenagrion</i> sp.	-	-	-	-	1	-
<i>Gomphus flavipes</i>	-	-	-	-	3	-
<i>Ischnura elegans</i>	-	-	1	-	-	-
<i>Libellula fulva</i>	-	-	-	-	-	1
<i>Platycnemis pennipes</i>	-	1	-	-	-	-
<i>Somatochlora metalica</i>	-	-	-	-	-	3
Poloskák (Heteroptera)						
<i>Aphelocheirus aestivalis</i>	1	2	-	-	1	-
<i>Notonecta glauca</i>	-	-	-	-	1	1
<i>Ranatra linearis</i>	-	-	-	-	-	1
Bogarak (Coleoptera)						
Elmidae	-	1	-	-	-	-
<i>Elmis aenea</i>	2	1	-	-	-	-
<i>Hydaticus seminiger</i>	1	-	-	-	-	-
<i>Ilybius fenestratus</i>	1	1	-	-	-	-
<i>Platambus maculatus</i>	-	-	-	-	-	2
Tegzesek (Trichoptera)						
<i>Limnephilus rhombicus</i>	-	-	-	-	1	-
Kétszárnyúak (Diptera)						
Simuliidae	473	38	-	-	-	-
Vízifátyolka-félék (Megaloptera)						
Sialidae	-	-	-	-	-	7

A Q_{BAP} index számítása során a patak tipológiájára jellemző karakterfaj-csoportokba tartozó fajok értékeit összegeztük, majd a szükséges normalizálást követően a következő értékeket kaptuk májusban: Q_{BAP} Raposka=0,6428; Q_{BAP} Hegymagas=0,5572; Q_{BAP} Szigliget=0,1845; szeptemberben pedig Q_{BAP} Raposka=0,2586; Q_{BAP} Hegymagas=0,5843; Q_{BAP} Szigli-

get=0,5538. A HMMI index számítása során a normalizálás utáni értékei májusban: HMMI Raposka=0,4225; HMMI Hegymagas=0,4354; HMMI Szigliget=0,059; valamint szeptemberben HMMI Raposka=0,161; HMMI Hegymagas=0,3901; HMMI Szigliget=0,3524. Az eredmények minősítését a 3. táblázat foglalja össze.

3. táblázat. A Tapolca-patak ökológiai állapotának minősítése
Table 3. Ecological evaluation of Tapolca stream

Dátum	Helyszín	Q_{BAP}	HMMI
2015.05.19	Raposka	Jó	Közepes
	Hegymagas	Közepes	Közepes
	Szigliget	Rossz	Rossz
2015.09.02	Raposka	Gyenge	Rossz
	Hegymagas	Közepes	Közepes
	Szigliget	Közepes	Közepes

ÖSSZEFOGLALÁS

Összefoglalásként megállapíthatjuk, hogy a két index el-
tér számítási metódusuk ellenére, alapvetően hasonló
eredményeket mutatott, azonban meg kell jegyeznünk,
hogy a HMMI esetében minden alkalommal és minden
helyszínen alacsonyabb értékeket kaptunk, mint a Q_{BAP}
számítása során. Hegymagasnál és Szigligetnél a kis eltér-
és miatt ugyanabba a kategóriába került a vízfolyás beszo-
rolása a két index esetében, Raposkánál viszont nagyobb
különbséget tapasztaltunk, melyet a kategóriaváltás is mut-
tat. Az indexek számítása során azt tapasztaltuk, hogy a
 Q_{BAP} a karakterfajok kis abundanciája, a HMMI pedig leg-
inkább a Shannon-diverzitás alacsony értékei miatt adott
gyenge értékeket. A karakterfajok kis abundanciáját elkép-
zelhet befolyásolta, hogy a tavaszi mintavételt május
19-én végeztük, mely valamelyest később van, mint a min-
tavételre ajánlott április közepe-május közepe idősza-
k. A legrosszabb eredményeket Szigligetnél kaptuk, melynél
megfigyelésünk szerint a patak vízsebessége alapján leg-
inkább állóvíz jellegű, ez segíti az anaerob iszap ki-
alakulását. Mivel a vízi gerinctelenek többsége érzékeny a
víz alacsony oxigénszintjére (Allan 1995), ez a körülmény
minden bizonnyal közrejátszott abban, hogy igen kevés
élő lényt fogtunk ezen a mintavételi helyen. Ezt meger-
síti, hogy itt fogtuk a legtöbb *Asellus aquaticus* egyedeket,
mely szennyezett vizekben is viszonylag gyakran előfordul
(Maltby 1991, Horvai és társai 2009).

A patak gyenge/közepes ökológiai állapotát a minerális
mikrohabitatok kis száma, valamint a Szigligetnél tapasztalt
nagy mennyiségű anaerob aljzat okozhatja. Továbbá a
Tapolca-patakba tisztítatlan szennyvíz-bevezetés történik,
mely a makroszkopikus gerinctelen faunájára valószínűleg
negatív hatással van.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

A szerzők köszönetüket fejezik ki a Pannon Egyetem
Limnológia Intézeti Tanszék munkatársainak a mintavételek,
illetve a laboratóriumi minták feldolgozása során nyújtott
segítségükért.

A SZERZŐK



TÓTH DITTA Egyetemi hallgató. Pannon
Egyetem, Limnológia Intézeti Tanszék. Kutatási terület: Makroszkopikus vízi gerinctelenek.

PADISÁK JUDIT Az MTA doktora. Egye-
temi tanár, intézetigazgató. Pannon Egyetem,
Limnológia Intézeti Tanszék. Kutatási területe:
Fitoplankton társulások ökológia. A Balaton és a
Stechlin-tó fitoplanktonjának hosszútávú változ-
zásai. Trópusi tavak, tározók
fitoplanktonjának ökológiai jellemvonásai. A

globális klímaváltozás hatása a fitoplanktonra. Magyarország folyó és állóvizeinek ökológiai állapota a Víz Keretirányelv alapján. A Magyar Hidrológiai Társaság tagja 1981-től. 2007-2011 között az MHT Elnökségének póttagja, 2011-2015 között az MHT Elnökségének tagja, az MHT Limnológiai Szakosztály vezetője tagja 1993-tól, a Limnológiai Szakosztály titkára 1999-2015 között, az MHT Vízmikrobiológiai Szakosztály vezetője tagja 2004-től, a Vízmikrobiológiai Szakosztály elnöke 2006-2011 között. Pro Aqua Díjban részesült 2007-ben, Schafarzik Ferenc emlékérem kitüntetéssel 2012.

IRODALOMJEGYZÉK

Allan J. D. (1995). Stream ecology. Chapman és Hall. New York, pp. 388.

APHA (1999). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. American Public Health Association.

Csányi B., Szekeres J., Zagyva A., Várbíró G. (2012). Vízi makrogerinctelen módszertani útmutató.

Horvai V., Czírok A., Gyulavári H. A. (2009). Az *Asellus aquaticus* (Isopoda) és a felemáslábú rákok (Amphipoda) tömegességének alakulása a Völgyeségi-patak hossz-szelvényében. Acta Biologica Debrecina, Supplementum Oecologica Hungarica 20: 107-114.

Közép-Dunántúli Környezetvédelmi és Vízügyi Igazgatóság (2007). Jelentés a Vízgazdálkodási Kérdések, 4-1 Balaton közvetlen tervezési alegység, KvVM, Székesfehérvár.

Maltby L. (1991). Pollution as a probe of life-history adaptation in *Asellus aquaticus* (Isopoda), Oikos, 61(1):11-18.

MSZ 12749 (1993). Felszíni vizek minősége, minőségi jellemzők és minősítés. Magyar Szabvány.

Szilágyi F. (2009). A felszíni vizek biológiai minősítésének továbbfejlesztése. ÖKO Zrt. vezette Konzorcium, Budapest, 139 pp.

Szilágyi F., Ács É., Borics G., Halasi-Kovács B., Juhász P., Kiss B., Kovács Cs., Kovács T., Lakatos Gy., Müller Z., Padisák J., Pomogyi P., Szabó K., Szalma E., Tóthmérész B. (2006). Az ökológiai minősítés kérdései. In: Somlyódi L., Simonffy Z. (szerk.). A fenntartható vízgazdálkodás tudományos megalapozása az EU Víz Keretirányelv hazai végrehajtásának elősegítésére. MTA Vízgazdálkodási Csoport és BME VKKT közös munkabeszámolója, kézirat, 213 pp.

Várbíró G., Deák Cs., Borics G., Krasznai E. (2010). Current issues in ecological water qualification: Developing multimetric macroinvertebrate index on lowland, small and medium sized watercourses - a case study. Acta Biologica Debrecina Supplementum Oecologica Hungarica 21: 247-254.

rológiai Társaság tagja 1981-től. 2007-2011 között az MHT Elnökségének póttagja, 2011-2015 között az MHT Elnökségének tagja, az MHT Limnológiai Szakosztály vezetője tagja 1993-tól, a Limnológiai Szakosztály titkára 1999-2015 között, az MHT Vízmikrobiológiai Szakosztály vezetője tagja 2004-től, a Vízmikrobiológiai Szakosztály elnöke 2006-2011 között. Pro Aqua Díjban részesült 2007-ben, Schafarzik Ferenc emlékérem kitüntetéssel 2012.

SELMECZY GÉZA BALÁZS Egyetemi tanársegéd. Pannon Egyetem, Limnológia Intézeti Tanszék. Kutatási területe: Fitoplankton ökológia, mélyrétegi maximumok ökológiája, a globális klímaváltozás hatása tavi fitoplankton közösségre, fitoplankton ökológiai vizsgálatok mezokozmosz kísérletekben, makroszkopikus vízi gerinctelenek és az avarlebontás kapcsolata. A Magyar Hidrológiai Társaság tagja 2010-től.

