

HIDROLÓGIAI KÖZLÖNY

LVII. Hidrobiológus Napok

Tihany, 2015. október 7-9.

GENETIKAI ÉS MOLEKULÁRIS-BIOLÓGIAI KUTATÁSOK JELENTŐSÉGE A HIDROBIOLÓGIÁBAN

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

Helyszín: MTA ÖK Balatoni Limnológiai Intézet Tihany, Klebelsberg Kuno u. 3.

A MAGYAR HIDROLÓGIAI TÁRSASÁG LAPJA • 96. ÉVF. KÜLÖNSZÁM • 2016
HUNGARIAN JOURNAL OF HYDROLOGY • VOL 96. SPECIAL ISSUE • 2016





Hidrológiai Közlöny

A Magyar Hidrológiai Társaság lapja
Megjelenik háromhavonként

F szerkeszt :

Fehér János

Szakszerkesztők:

Ács Éva
Konecsny Károly
Nagy László

Szerkesztő bizottság elnöke:

Szóllósi András

Szerkesztő 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, Nováky Béla, Rákosi
Judit, Román Pál, Szabó János Adolf,
Szilágyi Ferenc, Szilágyi József, Szlávik
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: Szlávik Lajos, a
Magyar Hidrológiai Társaság elnöke

Hirdetés:

Gampel Tamás, a Magyar Hidrológiai
Társaság főtárgyalója
1091 Budapest, Üllői út 25. IV. em.
Telefon: (1)-201-7655 Fax: (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

Tartalomjegyzék

Bíró Péter: Megnyitó - Genetikai és molekuláris-biológiai kutatások jelentősége a hidrobiológiában	2
Anda Dóra, Makk Judit, Krett Gergely, Márialigeti Károly, Mádl-Sznyi Judit, Borsodi Andrea: A Molnár János-barlang víz és biofilm baktériumközösségei	3
Aszalós Júlia Margit, Krekk Gergely, Anda Dóra, Mária-ligeti Károly, Nagy Balázs, Borsodi Andrea: Extremofil baktériumközösségek az Olos del Saldo vulkán (Százrak Andok) magashegyi tavainak üledékében	8
Balogh Zsuzsanna, Harangi Sándor, Kundrát János Tamás, Gyulai István, Baranyai Edina, Hubay Katalin: Holtmedrek szennyezettségének vizsgálata üledékminták alapján	14
Berzi-Nagy László, Adorján Ágnes, J. Sándor Zsuzsanna, Nagy Zoltán, Tóth Flórián, Gál Dénes, Kerepeczki Éva: Elzetes eredmények a halastavak üledék- és vízminőségi paramétereinek változásairól különböző takarmányok alkalmazása mellett	18
Bolgovics Ágnes, Ács Éva, Várbíró Gábor, Kiss Keve Tihamér, Borics Gábor: Mely tényezők határozzák meg a sárga fitoplanktonjának kovaalga összetételét?	22
Csitári Bianka, Fikó Dezső Róbert, Kovács Erika, Szabó Attila, Jurecska Laura, Mentés Anikó, Tánicsics András, Máthé István, Felföldi Tamás: Fenolos vegyületek mikrobiológiai lebontásának vizsgálata természetes és mesterséges környezetekben	26
Görgényi Judit, Várbíró Gábor, T-Krasznai Enikő, Abonyi András, Tóthmérész Béla, Borics Gábor: A fitoplankton funkcionális csoportjainak hatása a fajtelítési görbék alakjára egy eutróf állóvíz esetén	32
Harangi Sándor: Vas és mangán felhalmozódás a ponty (Cyprinus carpio) egyedek szerveiben és termelési mutatóikra gyakorolt hatásuk	37
Herman Petra: Zooplankton szervezetek vas és mangán terhelésének vizsgálata atomspektroszkópiai módszerekkel ..	40
Korponai Kristóf, Szabó Attila, Somogyi Boglárka, Vörös Lajos, Vajna Balázs, Boros Emil, Felföldi Tamás: A planktonikus bakteriális közösségek szezonális alakulása különböző karakterű tavakban	44
Mándi Nikolett, Balogh Zsuzsanna, Harangi Sándor, Kundrát János, Simon E.: Felső-Tisza-vidéki holtmedrek ökotoxikológiai vizsgálata csíranövény-teszt segítségével	52
Maroda Ágnes, Takács Péter, Sály Péter: Kisméretű halak manuális és szoftveres morfometriai mérési pontossága	56

Mentes Anikó, Szabó Attila, Jurecska Laura, Tugyi Nóra, Somogyi Boglárka, Csitári Bianka, Vörös Lajos, Boros Emil, Felföldi Tamás: Az izzasági Kolon-tó mikrobiológiai felmérése	59	Tamás Márta, Berta Csaba, Gyulainé Szemerédi Szilvia, Szabó László József, Bácsi István, Gyulai István: Bodrog menti holtmedrek elzetes vízkémiai vizsgálata	87
Nagy-László Zsolt, Várbíró Gábor, Abonyi András, Padisák Judit, Borics Gábor: A planktonikus növényi biomassza és a trofitás változása a Tiszában és mellékfolyóiban	64	Tóth Flórián, Berzi-Nagy László, Gál Dénes, Kerepeczki Éva: Szemiakvatikus növények tápanyag-akkumulációja létesített vizes él helyeken	90
Nagymáté Zsuzsanna, Jurecska Laura, Romsics Csaba, Mészáros Éva, Tóth Fanni, Pohner Zsuzsanna, Márialigeti Károly: Deklorináló mikroba közösségek molekuláris biológiai módszerekkel történő jellemzése	70	Tótszer Dávid, Lakatos Gyula: Szennyvíziszapra telepített kosárfonó fűz (<i>Salix viminalis</i> L.) csemeték fitoremediációs sikerességének vizsgálata	93
Pálmai Tamás, Selmeczy Géza Balázs, Szabó Beáta, G.-Tóth László, Padisák Judit: A <i>Microcystis flo-aquae</i> fotoszintetikus aktivitása a Balaton keleti medencéjében 2015 nyarán	75	Tugyi Nóra, Vörös Lajos, Boros Emil, Felföldi Tamás, Márialigeti Károly, Máthé István, Somogyi Boglárka: Szélsőséges környezeti paraméterek formálta mikrobiális közösség egy helioterm tóban (Medve-tó, Szováta)	96
Riba Milán, Kériné Borsodi Andrea, Ujvárosi Andrea Zsuzsanna, Vasas Gábor: <i>Microcystis</i> izolátumok peptid-variabilitás vizsgálata	79	Zrínyi Zita, Linwen Zhang, Maász Gábor, Vértes Ákos, Elekes Károly, Pirger Zsolt: Progesztogének hatása a nagy mocsári csiga szaporodására és embrionális fejlődésére	103
Simon Brigitta, Kucserka Tamás, Anda Angéla, Soós Gábor: Hínárral borított víz párolgásának vizsgálata	83		

Megnyitó



Prof. Bíró Péter akadémikus, a Magyar Hidrológiai Társaság Limnológiai Szakosztályának elnöke nyitotta meg a Tihanyban, 2015. október 7-9 között megtartott LVII. Hidrobiológus Napokat *Genetikai és molekuláris-biológiai kutatások jelent sége a hidrobiológiában* cím el adásával.

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

Ebben az évben a Hidrobiológus Napok rendezvény az 57. életévébe lépett. Szomorú szívvel jelentem be, hogy ebben az évben örökre elveszítettük *Puky Miklóst* és *Présing Mátyást*. Kérem, egy perc néma felállással emlékezzünk rájuk.

Úgy látszik, 2015 a változások éve. Az év elején a tagság a Limnológiai Szakosztály vezet ségét újjá választotta. A vezet ség tagjai: *Ács Éva, Kériné Borsodi Andrea, Borics Gábor, Bíró Péter (elnök), Engloner Attila, Reskóné Nagy Mária, Vasas Gábor, Tóth Viktor (titkár), Teszárné Nagy Mariann, Nagy Sándor Alex, Kiss Keve Tihamér*.

Az ez évi rendezvényünk központi témája az utóbbi néhány év hidrobiológiai kutatásainak egyik f irányultsága: a baktériumok, növény- és állatfajok genetikai készletének és molekuláris-biológiai jellegzetességeinek áttekintése. Az országban jelent s kutató-er ket megmozgató, közösen m velt témák igen jelent s, tudományos megfigyeléseket eredményeztek. Ezek arra utalnak, hogy a fajok elkülönítése kizárólag küls morfológiai bélyegek alapján nem elégséges. A modern taxonómia segítségével hívja a molekuláris biológiát, f ként a genetikát.

2015 a változások éve, mert már korábban felfigyeltünk arra, hogy a nagy hagyományokkal rendelkező Hidrobiológus Napok iránti érdekl és csökken ben van. Azt gondoltuk, hogy ez nagyrészt a magas részvételi költségeknek tudható be. A Limnológiai Szakosztály vezet sége többször megtárgyalta a helyzetünket, csökkentettük a költségeket. Ezzel kihívtuk magunk ellen a Hidrológiai Társaság intéz bizottságának haragját. A részletekkel most nem kívánok foglalkozni. Szakmai kiállítókat hívtunk Tihanyba, azonban az érdekl és itt is csekélynek bizonyult.

2015 a változások éve, mert önállóan fordultunk állami szervekhez, minisztériumokhoz, polgármesterekhez, vállalkozókhoz anyagi támogatásukat kérve ahhoz, hogy kiemelked fiatal kutatók anyagi elismerését továbbra is biztosíthassuk. Önálló akciókkal sem segítettünk az MHT-n belüli helyzetünkön. Köszönetünket fejezzük ki *Tósoki Imrének*, Tihany polgármesterének, és *Lévai Ferenc* elnök-vezérigazgató úrnak az „Aranyponyó Zrt.” tulajdonosának jelent s anyagi hozzájárulásához. Segítségüket nemes célra fordítottuk.

A – már részben elavult – *Magyar Hidrobiológus Almanach* (2002) szerint köszöntöm a születésük kerek

évfordulóját ünnepl kollégáinkat

Ágoston Lászlóné Szabó Edit, Aranyiné Rózsavári Anikó, Balázs-Dacsó Oszkár, Baska Ferenc, Benkó Kiss Árpád, Bonczné Koskán Erzsébet, Czégény Ildikó, Fekete Andrea Katalin, Fischl Géza, Herodek Sándor, Horváth László, Juhász Péter, Kiss Béla, Kontschán Jen , Kovács Béla, Kovács Krisztián, Majoros Gábor, Murányi Dávid, Nagy László Zsolt, Németh József, Papp Beáta, Simonyi Péter, Specziár András, Bazsáné Szabó Mariann, Sz dyné Nagy Eszter, V-Balogh Katalin, Vasas Gábor, Vízkelety Éva. Mindannyiuknak jó egészséget kívánunk.

Ebben az évben is több hazai és nemzetközi rendezvényben voltunk érintettek, legutóbb pl. a Portóban megrendezett Európai Ichthyológus Kongresszuson. Kollégáink közül többen nyertek OTKA támogatást (*Takács Péter*), vagy/és Bolyai János Kutatási Ösztöndíjat (*Tóth Mónika*). Gratulálunk! *Nédli Judit* Ph.D. fokozatot szerzett. Többeknek jelenleg folyik a Ph.D. min sítése és a doktori fokozat megszerzése (*Árva Diana, Mizers Attila*), vagy a „tudományok doktora” fokozat-szerzése (*Ördög Vince*). Ez évben lett „nagydoktor” *Vasas Gábor*.

Bíztni szeretném fiatal kollégáinkat, hogy minél nagyobb számban legyenek az MHT Limnológiai Szakosztályának a tagjai, és „mindenki hozzon magával legalább egy embert”! Figyelmükbe ajánlom, hogy a magyar hidrobiológia m velése szakmai kötelességünk. Intézetünkben l is többen eltávoztak, vagy nyugdíjba mentek, s a szakma irányítása egyre inkább fiatal(abb) kollégáinkra hárul, s ez kötelezettség.

Mindannyiunk nevében szeretném megköszönni mindazon kollégánknak a segítségét, akik a Hidrobiológus Napok el készítésében és lebonyolításában részt vettek illetve vesznek. Kívánom, hogy az 57. Hidrobiológus Napok is töltsen be azt a feladatot, amit megindító neki szántak, s kívánom, hogy a résztvev k hasznos tapasztalatokat, kellemes emlékeket szerezzenek. Köszönetet mondunk *Fehér János* f szerkeszt nek, *Ács Éva* szak-szerkeszt nek a hidrobiológus napok anyagainak nyomdai el készítéséért és a végs szerkesztésért, *Szigethy Editnek* sok segítségéért. Korábbi években nélkülözhetetlen segítséget nyújtottak a szervezésben *Reskóné Nagy Mária* és *Kiss Keve Tihamér*. Az idej események szervezésének dönt részét *Tóth Viktor* vállalta magára.

Felhívom mindannyiuk figyelmét, hogy ma este, az esti összejövetelünkön, *Takács Péter* természet-fotóiban gyönyörködhetünk.

Az 57. Hidrobiológus Napokat megnyitom

A Molnár János-barlang víz és biofilm baktériumközösségei

Anda Dóra*, Makk Judit*, Krett Gergely*, Márialigeti Károly*, Mádl-Sz nyi Judit**, Borsodi Andrea*

*ELTE Mikrobiológiai Tanszék, 1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/C

**ELTE Általános és Alkalmazott Földtani Tanszék, 1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/C

Kivonat

A Budai Termálkarszt rózsadombi megcsapolódási területéhez tartozó Molnár János-barlang Európa legnagyobb aktív hévizes barlangja, ahol a mikrobiális aktivitás jól tetten érhető a vízben és a karsztos k zetfelszíneken kialakult barna és fekete szín biofilmekben. Vizsgálatunk során ezekben a biofilmekben és a barlang vízében él baktériumközösségek genetikai diverzitásának feltárására és összehasonlítására törekedtünk tenyésztésen alapuló és tenyésztéstől független molekuláris klónozási módszerek alkalmazásával. A baktériumtörzsek tenyésztésbe vonását szélesztéses módszerrel, R2A és *Sphaerotilus-Leptothrix* vasszulfát-tartalmú táptalajok felhasználásával végeztük. A baktériumtörzsek és a molekuláris klónok azonosítása a 16S rRNS gén bázissorrendjének meghatározása alapján történt. A Molnár János-barlang freatikus zónájából diverz mikrobaközösséget tártunk fel. A tenyésztéses vizsgálatok során a Gammaproteobacteria osztályhoz tartozó Enterobacteriaceae család képviselőinek az előfordulása volt jellemző. A molekuláris klónok között a nagyobb diverzitással jellemezhető biofilm mintákban, leggyakrabban a Chloroflexi törzs (barna biofilm) és a Gammaproteobacteria osztály (fekete biofilm), míg a barlang vízében a Betaproteobacteria osztály képviselői voltak jelen. A molekuláris klónok a legnagyobb szekvencia egyezést hasonló környezetekből (h források, termálvizek) származó tenyésztésbe nem vont szekvenciákkal mutatták.

Kulcsszavak

Budai Termálkarszt, 16S rRNS gén, klónozás, tenyésztés, baktériumközösségek diverzitása

Bacterial community structure of the water and biofilms from Molnár János cave, Hungary

Abstract

The Molnár János cave belonging to the Rózsadomb discharge area of Buda Thermal Karst System is the biggest active thermal water system in Europe. Cultivation based and molecular cloning methods were used for the analysis of genetic diversity of bacterial communities in the brown and black (ferrous-manganese) cave wall biofilm and thermal water. Bacterial strains were isolated by spread plating method using R2A and *Sphaerotilus-Leptothrix* ferrous sulfate media. The identification of representative strains and molecular clones was based on partial 16S rRNA gene sequence analysis. From the phreatic mixing zone of the Molnár János cave (in the case of mixing reductive thermal water and more oxidative cold water) diverse microbial communities were explored. By cultivation, presence of Enterobacteriaceae related strains was significant. Among the molecular clones, representatives belonging to the phylum Chloroflexi (brown biofilm) and the class Gammaproteobacteria (black biofilm) and the class Betaproteobacteria (thermal water) were the most abundant. Molecular clones showed the highest sequence matching with uncultured sequences from similar (thermal springs and water) environments.

Keywords

Buda Thermal Karst System, 16S rRNA gene, molecular cloning, cultivation, bacterial diversity

BEVEZETÉS

Budapest lakóterülete alatt jelentős kiterjedésű, hálózatos barlangrendszerek találhatók, melyek a hipogén barlangok körébe tartoznak (Klimchouk 2009). A Budai Termálkarszt (BTK) barlangjainak helyzete és jellege azért is specifikus, mert egy fedett és fedetlen karszterület érintkezésénél, különböző eredetű és hőmérsékletű vizek megcsapolódási határfelületén jöttek létre (Mádl-Sz nyi és Tóth 2015). A BTK-n belül Erőss és társai (2012) a barlangképző déli folyamatok alapján egy déli (Gellért-hegy) és egy északi (Rózsadomb) rendszert különítettek el. A BTK rózsadombi megcsapolódási rendszeréhez tartozó Molnár János-barlang Európa legnagyobb aktív hévizes barlangja (Goldscheider és társai 2010).

A fedett és fedetlen karsztok peremén létrejövő barlangok keletkezésében a (regionális és intermedier áramlásból származó) karsztvíz és a medencebeli sós vizek áramlási határfelületén lejátszódó korrózió a meghatározó, melyet a határfelületek mentén megvalósuló mikrobiológiai aktivitás tovább erősít (Mádl-Sz nyi és Tóth 2015). Az olyan környe-

zetekben, mint amilyen a Molnár János-barlang is, a kemolitotróf, első sorban a vas-, a mangán- és a kénvegyületek oxidációján vagy redukcióján alapuló, illetve a metán képzéssel vagy felhasználással összefüggő mikrobiális anyagcsere folyamatok a meghatározók (Engel 2011, Kumaresan és társai 2014). A mikrobiális biomasza ezeken a határfelületeken meglehetősen jelentős, ugyanakkor a folyamatok megértéséhez a föntiekben vázolt megcsapolódási mechanizmus miatt a kémiai és biológiai (ásványtani és biológiai kiválási) folyamatok együttes jelenlétével kell számolnunk (Mádl-Sz nyi és Tóth 2015, Dobosy és társai 2015).

A BTK területén a felszín alatti víz megcsapolódási zónájában történtek már korábban is mikrobiológiai vizsgálatok, melyek diverz mikrobaközösségek jelenlétéről tanúskodtak (Erőss 2010, Borsodi és társai 2012, Anda és társai 2014, 2015). Bodor és társai (2015) matematikai statisztikai elemzéssel is bizonyították, hogy a helyben lehulló és beszivárgó csapadékvíznek nincs hatása a Rózsadombon megcsapolódó vizek fizikai-kémiai paramétereire.

Jelen vizsgálatunk els dleges célja az volt, hogy információt szerezzünk a Molnár János-barlangban fellelhet kétféle szín biofilm és a termálvíz baktériumközösségének szerkezetéről. Mivel ez a barlang a Rózsadomb s r n lakott területén, a felszín alatt kis mélységben húzódik, arra is kíváncsiak voltunk, hogy a közvetlen beszívárgásból adódó antropogén hatások mennyire jelennek meg a barlang vizében. A baktériumközösségek összetételének minél teljesebb kör feltárása érdekében egymással párhuzamosan alkalmaztunk tenyésztésen alapuló és molekuláris biológiai módszereket.

ANYAG ÉS MÓDSZER

Az összehasonlító mikrobiológiai vizsgálatokhoz a mintavételre 2012 decemberében került sor a Molnár János-barlang falán a vízszintnél képz dött barna (MJBB), illetve fekete szín biofilmb l (MJBF) és a barlangot szinte teljesen kitölt termálvíz l (MJV). A mintavételre a barlangban dolgozó bűvárok közrem ködésével került sor.

A baktériumközösségek filogenetikai diverzitását tenyésztésen alapuló és tenyésztést l független molekuláris klónozás módszerekkel vizsgáltuk. A tenyésztéshez szerves tápanyagban szegény, R2A (DSM 830) és *Sphaerotilus-Leptothrix* vasszulfát-tartalmú (DSM 803) táptalajokat használtunk. A kék-fehér szelekción alapuló molekuláris klónozást a *Borsodi és társai (2012)* által korábban is alkalmazott módszer szerint végeztük.

EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK

A Molnár János-barlangból gy jtött biofilm és vízminták mikrobiológiai vizsgálata során a kétféle táptalaj felhasználásával 66 baktériumtörzset izoláltunk. A baktériumtörzseket a 16S rRNS gén bázissorrend elemzése alapján a Proteobacteria, a Firmicutes és az Actinobacteria törzsek képvisel iként azonosítottuk. A vasszulfát-tartalmú táptalajon 9, míg az R2A táptalajon 8 nemzetség képvisel it sikerült tenyésztésbe vonni. A barna biofilm minta (MJBB) tenyésztésen alapuló közösségszerkezeti vizsgálatával az *Aeromonas* nemzetség képvisel i is el kerültek, kizárólag a szerves tápanyagban szegény R2A táptalajról (*I. táblázat*). Az *Aeromonas*ok el fordulása gyakori a hazai édesvizekben (*Langó és társai 2002*), de a spanyolországi Altamira-barlang beszívárgó vizének Gram-negatív szervezetei között szintén az *Aeromonas* nemzetség nagyarányú jelenlétét mutatatták ki (*Laiž és társai 1999*).

A vízminta esetében a *Raoultella*, az *Enterobacter* és a *Citrobacter* nemzetségek képvisel it mindkét táptalajról tenyésztésbe vontuk (*I. táblázat*). Ezeknek az indikátor szervezeteknek a barlangvízben való jelenléte egyértelm en emberi tevékenység nyomára utal. A termálvízzel kitöltött barlang vizét - numerikus szimulációval bizonyítottan - mélységi eredet karszt és medencefluidumok táplálják (*Mádl-Sz nyi és Tóth 2015*). Ugyanakkor a szennyvízhálózatból történ beszívárgás szerepe sem zárható ki a lakott terület alatt fekv budai barlangokban (*Virág és társai 2010, Bergmann és társai 2011*).

A Budai Termálkarszt déli rendszeréhez tartozó Gellért-Rudas-Rác fürd k négy forráscsoportja (Diana-

Hygieia-forrás, Rudas fürd Török-forrás, Gellért fürd sforrás, Rác fürd Nagyforrás) vizéb l és biofilm mintáiból ugyanezen táptalajok alkalmazásával korábban már végeztünk tenyésztésen alapuló vizsgálatokat, melynek célja a források környékén megteleped baktériumközösségek feltárása volt (*Borsodi és társai 2012, Anda és társai 2014*). Az eddigi eredmények alapján elmondható, hogy csak a Molnár János-barlangból kitenyésztett baktériumtörzsek között azonosítottuk a Gammaproteobacteria osztály Enterobacteriaceae családjának képvisel it, ami meger síti ezeknek a mikroorganizmusoknak a felszíni, feltehető en szennyvízcsatorna szivárgásból való eredetét. A fakultatív anaerob, Gram-negatív, endospórát nem képez , pálcika alakú sejtekkel rendelkező Enterobacteriaceae család tagjainak a képvisel it a Szlovák-karszt barlangjaiból is kimutatták. A szennyezettséget ott a mez gazdasági tevékenységgel hozták összefüggésbe (*Seman és társai 2015*).

I. táblázat. A Molnár János-barlangból származó víz és barna biofilm mintákból azonosított baktériumtörzsek (R = R2A, V = Vasszulfát-tartalmú táptalaj)

Table 1. Cultivated strains from the reddish-brown biofilm and water of Molnár János Cave (R = R2A medium, V = ferrous-sulphate medium)

Filogenetikai csoportok	Minta származása	Táptalaj	
		R	V
Alphaproteobacteria			
<i>Brevundimonas bullata</i> (D12785)	víz	+	
<i>Caulobacter henricii</i> (AJ227758)	barna biofilm		+
<i>Paracoccus yeei</i> (AY014173)	víz	+	
Betaproteobacteria			
<i>Xylophilus ampelinus</i> (AF078758)	barna biofilm		+
<i>Variovorax boronicumulans</i> (AB3005)	barna biofilm		+
<i>Vogesella alkaliphila</i> (HE819389)	barna biofilm		+
Gammaproteobacteria			
<i>Aeromonas ichthiosmia</i> (X71120)	barna biofilm	+	
<i>Aeromonas veronii</i> (X60414)	barna biofilm	+	
<i>Citrobacter freundii</i> (ANA V01000046)	barna biofilm		+
<i>Citrobacter youngae</i> (AJ564736)	víz	+	+
<i>Enterobacter ludwigii</i> (AJ853891)	víz	+	+
<i>Pantoea dispersa</i> (DQ504305)	barna biofilm	+	
<i>Raoultella terrigena</i> (Y17658)	víz	+	+
Firmicutes			
<i>Brevibacillus fluminis</i> (EU375457)	barna biofilm		+
<i>Brevibacillus ginsengisoli</i> (AB245376)	barna biofilm		+
Actinobacteria			
<i>Janibacter terrae</i> (AF176948)	barna biofilm	+	
<i>Micrococcus yunnanensis</i> (FJ214355)	barna biofilm		+

A Molnár János-barlang járat-rendszerében foltokban megtalálható barna (MJBB) és az k zetfelszínén kialakult fekete szín (MJBF) biofilmekb l, valamint a barlang vizéb l (MJV) három, egyenként csaknem 200 tagú molekuláris klóntárat hoztunk létre. A vízmintából 3, a fekete biofilmb l 6, míg a barna biofilm mintából 9 filogenetikai törzs képvisel inek jelenlétét mutattuk ki (*I. ábra*).

A vízmintából létrehozott klóntárat (MJV) szinte kizárólag egy a Betaproteobacteria osztályba (96,7%) sorolható filotípus el fordulása jellemezte (*I. ábra*), mely a fakultatív kemolitotróf kén-oxidáló anyagcserével jellemezhető *Thiobacillus aquasulcis* baktériumfajjal mu-

tatta a legnagyobb szekvencia egyezést. A BTK szintén északi rendszeréhez tartozó Széchenyi termálfürdő ellátó szulfidban gazdag városligeti karsztkút 73,7°C-os vízének baktériumközösségében szintén ugyanez a filotípus volt domináns a 16S rRNS gén alapú molekuláris vizsgálatok alapján (Anda és társai 2015).

A barna és fekete biofilm minták szín ket feltehetően a vas- és mangán-hidroxidos kiválásoknak köszönhetően. A BTK biofilm minták magas vas-oxid tartalmát elemzési vizsgálatok és Mössbauer spektroszkópiás vizsgálatok is bizonyítják (Kuzmann és társai 2014, Dobosy és társai 2015). A mikroorganizmusok által közvetített kénvegyület oxidáció és redukció mellett metanogenezis, valamint fém-oxidáció és redukció is végbemehet a barlangokban. A baktériumok képesek oxidálni a Fe(II)-t és Mn(II)-t, így megváltoztathatják a különböző kénvegyületek felszínét és vas-mangános lerakódásokat hozhatnak létre a barlangok falán (Erss 2010, Carmichael és társai 2013).

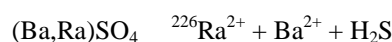
A barna biofilmből létrehozott klóntárban (MJBB) a Chloroflexi törzs dominanciáját (33,5%) mutattuk ki. A törzs képviselői között nagy arányban fordultak elő a termofil, kemoheterotróf *Ardenticatena maritima* faj képviselői, melyet Japánból egy vasban gazdag hidrotermális területről írtak le először (Kawaiichi és társai 2013). A fakultatív anaerob *Thermoflexus hugenholtzii* és a szigorúan anaerob anyagcserét folytató, fonalas szerű és *Bellilinea caldifistulae* fajok képviselői szintén jelentős arányban fordultak elő a molekuláris klónok között. Utóbbi faj a városligeti kút kivezető csövének biofilmjében szintén dominánsnak bizonyult (Anda és társai 2015). A Molnár János-barlangból származó barna biofilmben a különböző termofil szulfát-redukáló szervezetekkel, úgymint a *Desulfuromonas*, a *Desulfomonile* (Deltaproteobacteria), a *Thermanaeromonas* (Firmicutes) és a *Thermodesulfobacterium* (Nitrospirae) nemzetségek képviselőivel nagyfokú szekvencia egyezést mutató molekuláris klónok is megjelentek. A BTK-hoz tartozó Rudas-Török forrásbarlang biofilmjét szintén dominánsak voltak a kén- és szulfát-redukáló deltaproteobaktériumok (Borsodi és társai 2012). Ezen kívül viszonylag magas arányban jelentek meg egyéb kénbaktériumokkal (*Thiothrix*, *Thermodesulfobacteria*), valamint a vas-redukáló *Geothermobacterium ferrireducens* fajjal rokon szekvenciák is a Rudas-Török forrásbarlangban.

A Molnár János-barlangból származó barna biofilmet molekuláris klónozással már korábban is vizsgálták (Borsodi és társai 2012). A 2009 márciusi mintavétel alapján a klónok többségét ekkor a termofil aerob és anaerob Firmicutes törzs baktériumai alkották. E törzs képviselői a 2012-es mintából származó klóntárak esetében is jelentősen bizonyultak (1. ábra). A 2012-ben domináns Chloroflexi törzs a 2009-es mintában szinte alig volt kimutatható (2,8%). A 2009-es mintavétel során is jelen voltak, bár kisebb arányban a kén biogeokémiai ciklusának különböző redoxreakcióiban szerepet játszó baktériumok. A barlangi biofilm minták bakteriális közösségszerkezetében megfigyelhető különbségek feltehetően a mintavételi helyek közti eltérő hőmérsékleti és áramlási viszonyokkal magyarázhatók.

A fekete szín biofilmből készített klóntárban (MJBF) a Gammaproteobacteria (47,7%) osztályhoz tartozó mérsékelt halofil és obligát metilotróf *Methylohalomonas lacus* faj képviselőinek dominanciáját mutattuk ki, melyet az orosz Kulunda sztyepp egy hiperszalin kloridos, szulfátos tó üledékéből írtak le (Sorokin és társai 2007). A metilotróf szervezetek dominanciáját írtak le Chen és társai (2009) is a Movile-barlangból (Románia). A metilotrófok metil-csoportot tartalmazó C1 vegyületeket hasznosítanak energia- és szénforrásként. Az elektron donoroként való hasznosítás során formaldehid, majd CO₂ képződik, melyeket különböző asszimilációs útvonalakon építenek be sejtheik szerves anyagaiba (Green és Bousfield 1982).

Az MJBF klóntárban a második legnépesebb csoportot a Nitrospirae törzsbe tartozó klónok tették ki. A termofil nitrit-oxidáló baktériumok (*Nitrospira* nemzetség) gyakran fordulnak elő különböző forrásbarlangokban, így a BTK Diana-Hygieia forrásának víz és biofilmjében is dominánsnak bizonyultak (Anda és társai 2014). Az MJBF klónok a széles körben elterjedt *Nitrospira moscoviensis* illetve az anaerob metanotrófiával kapcsolt nitrit- és nitrát-redukcióra is képes *Candidatus Methylohalomonas lacus* baktériumfajokkal mutatták a legnagyobb szekvencia egyezést (Bonch-Osmolovskaya 2012).

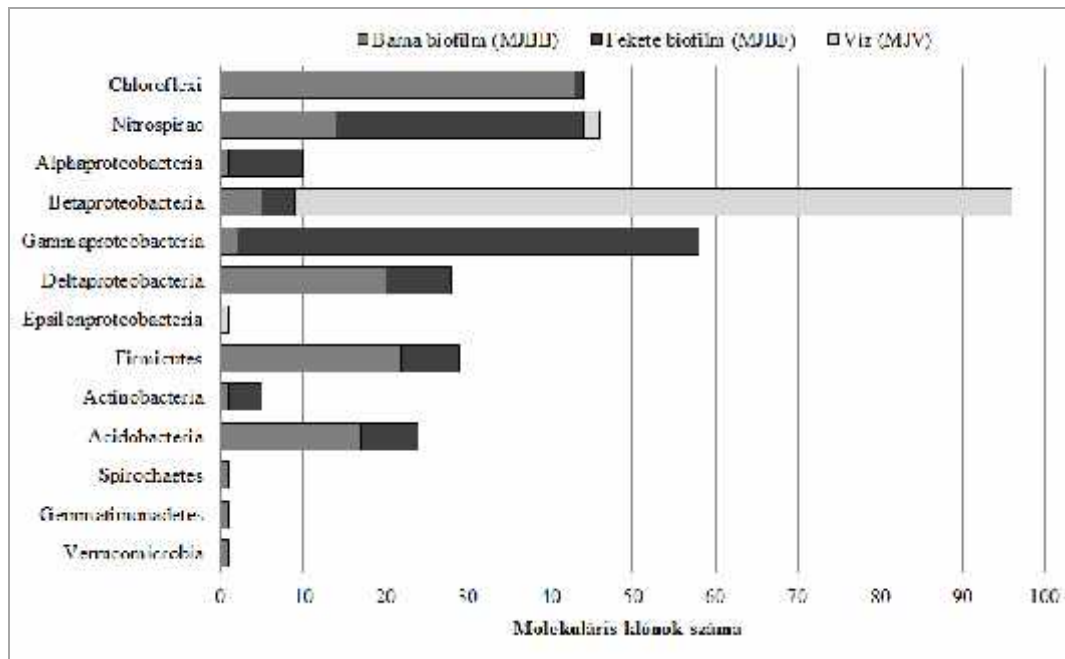
Mádl-Sznyi és Tóth (2015) rámutattak, hogy a fedett és fedetlen karsztkok peremterületein megcsapolódó medence-eredetű fluidum komponens, felelős a termálforrások rádium tartalmáért, mely rádium tartalom a BTK forrásaiból is régóta ismert (Erss és társai 2012). A Molnár János-barlang különleges képződményei a mangános bevonattal borított barit kristályok, melyek rádium megkötésére is képesek (McCready és Krouse 1980). A különböző szulfát-redukáló baktériumok, melyek nagy arányban találhatóak meg a Molnár János-barlang biofilm mintákban, képesek Ba²⁺ és ²²⁶Ra²⁺ leadása mellett, a szulfátot H₂S-re redukálni.



A különböző baktériumok, így akár a Molnár János-barlangban előforduló baktériumok is, befolyásolhatják a radionuklidok jellegét és migrációs viselkedését a területen.

ÖSSZEFOGLALÁS

A Molnár János-barlangból származó biofilm és víz mintákból tenyésztésen alapuló vizsgálatokat végeztünk illetve molekuláris klóntárakat hoztunk létre a baktériumközösségek összetételének megismerése és összehasonlítása céljából. A tenyésztésen alapuló vizsgálatokkal fekély indikátorokat mutattunk ki, melyek megjelenése a barlangvízben egyértelműen emberi tevékenység, feltehetően szennyvíz-eredetre utal. A molekuláris klónokkal legközelebbi rokonságban lévő fajok anyagcsere tulajdonságai alapján feltételezhető, hogy a Molnár János-barlangban kialakult biofilmekben és a barlang vízében előforduló baktériumközösségek tagjai a szerves anyagok lebontása mellett részt vesznek a szulfát és a vas (III) redukációs folyamataiban, illetve fontos szerepet tölthetnek be a nitrogén ciklusban is.



1. ábra. A Molnár János-barlangban gy jtött biofilmekb l és a termálvízb l származó molekuláris klónok megoszlása a bakteriális filogenetikai törzsek, a Proteobacteria törzs esetében osztályok között.

Figure 1. Phylum-level (class-level from the phylum Proteobacteria) taxonomic distribution of the reddish-brown biofilm and thermal water samples from the Molnár János Cave

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

A kutatást az OTKA NK101356 pályázat támogatásával végeztük. Köszönetet mondunk a Molnár János-barlang búvárcsoportjának a mintavételben nyújtott segítségükért.

IRODALOM

Anda D., Büki G., Krett G., Makk J., Márialigeti K., Er ss A., Mádl-Sz nyi J. and Borsodi A.K. (2014). Diversity and morphological structure of bacterial communities inhabiting the Diana-Hygieia thermal spring (Budapest, Hungary). *Acta Microbiol Immun Hung.* **61**, 329-346.

Anda D., Makk J., Krett G., Jurecska L., Márialigeti K., Mádl-sz nyi J. and Borsodi A.K. (2015). Thermophilic prokaryotic communities inhabiting the biofilm and well water of a thermal karst system located in Budapest (Hungary). *Extremophiles.* **19**, 787-797.

Bergmann Cs., Leél- ssy Sz., Fehér K. and Fórizs I. (2011). Vízvizsgálatok a Molnár János-barlangban. *Karsztfelj. és.* **16**, 223-245.

Bodor P., Er ss A., Mádl-Sz nyi J. and Kovács J. A csapadék hatása a rózsadombi források utánpótlódási és megcsapolódási területén (publikálás alatt)

Bonch-Osmolovskaya E. (2012). Metabolic diversity of thermophilic Prokaryotes – What's new? In: Anitori RP. *Extremophiles: Microbiology and Biotechnology*, Caister Academic Press, Norfolk, 117-119.

Borsodi A.K., Knáb M., Krett G., Makk J., Márialigeti K., Er ss A. and Mádl-Sz nyi J. (2012). Biofilm bacterial communities inhabiting the cave walls of the Buda Thermal Karst System, Hungary. *Geomicrobiol. J.* **29** (7), 611-627.

Carmichael M.J., Carmichael S.K., Santelli C.M., Strom A. and Bräuer S.L. (2013). Mn(II)-oxidizing bacteria are abundant and environmentally relevant members of ferromanganese deposits in caves of the Upper Tennessee river basin. *Geomicrobiol. J.* **30**, 779-800.

Chen Y., Wu L., Boden R., Hillebrand A., Kumaresan D., Moussard H., Baciú M., Lu Y. and Colin Murrell J. (2009). Life without light: microbial diversity and evidence of sulfur- and ammonium-based chemolithotrophy in Movile Cave. *ISME J.* **3**, 1093-1104.

Dobosy P., Sávoły Z., Óvári M., Mádl-Sz nyi J. and Zárny Gy. (2015). Microchemical characterization of biogeochemical samples collected from the Buda Thermal Karst System, Hungary. *Microchem J.* **124**, 116-120.

Engel A.S. (2011). Karst ecosystems. In: Reitner J, Thiel V (eds) *Encyclopedia of Geobiology*. Springer Encyclopedia of Earth Sciences Series (EESS, formerly Kluwer Edition), Berlin, pp 521-553.

Er ss A. (2010). Characterization of fluids and evaluation of their effects on karst development at the Rózsadomb and Gellért Hill, Buda Thermal Karst, Hungary. *Doktori disszertáció*. ELTE. 171p.

Er ss A., Mádl-Sz nyi J., Surbeck H., Horváth Á., Goldscheider N. and Csoma AÉ. (2012). Radionuclides as natural tracers for the characterization of fluids in regional discharge areas, Buda Thermal Karst, Hungary. *J Hydrol.* **426-427**, 124-137.

Goldscheider N., Mádl-Sz nyi J., Er ss A. and Schill E. (2010). Review Thermal Water Resources in Carbonate Rock Aquifers, *Hydrogeol J.* **18**, 1303-1318.

Green P.N. and Bousfield I.J. (1982). A taxonomic study of some Gram-negative facultatively methylotrophic bacteria. *J Gen Microbiol.* **128**, 623-638.

Kawaichi S., Ito N., Kamikawa R., Sugawara T., Yoshida T. and Sako Y. (2013). *Ardenticatena maritima* gen. nov., sp. nov., a ferric iron- and nitrate-reducing bacterium of the phylum 'Chloroflexi' isolated from an iron-rich coastal hydrothermal field, and description of *Ardenticatena* classis nov. *Int J Syst Evol Microbiol.* **63**, 2992-3002.

Klimchouk A. (2009). Morphogenesis of hypogenic caves. *Geomorphology.* **106**, 100–117.

Kumaresen D., Wischer D., Stephenson J., Hillebrand-Voiculescu A. and Murrel J.C. (2014). Microbiology of Movile Cave – a chemolithoautotrophic ecosystem. *Geomicrobiol J.* **31**, 186-193.

Kuzmann E., Homonnay Z., Kovács K., Zsabka P., Erss A. and Mádl-Sznyi J. (2014). Mössbauer study of biofilms formed at spring caves of Buda Karst, Hungary. *Hyperfine Int.* **226**, 571-577.

McCready R.G.L. and Krouse H.L. (1980). Sulfur isotope fractionation by *Desulfovibrio vulgaris* during metabolism of BaSO₄. *Geomicrobiol. J.* **2**, 55-62.

Laiz L., Groth I., Gonzalez I. and Saiz-Jimenez C.

(1999). Microbiological study of the dripping waters in Altamira cave (Santillana del Mar, Spain). *J Microbiol Methods.* **36**, 129-138.

Langó Zs., Borsodi A.K. and Micsinai A. (2002). Comparative studies on *Aeromonas* strains isolated from lakes Balaton (Hungary) and Fert /Neusiedlersee (Hungary). *Acta Microbiol Immun Hung.* **49**, 37-45.

Mádl-Sznyi J. and Tóth Á. (2015). Basin-scale conceptual groundwater flow model for an unconfined and confined thick carbonate region *Hydrogeol J.* DOI 10.1007/s10040-015-1274-x.

Seman M., Gaálová B., Cíhová M., Prokšová M., Haviarová D. and Faková R. (2015). The occurrence of coliform bacteria in the cave waters of Slovak Karst, Slovakia. *Folia Microbiol.* **60**, 269–278.

Sorokin D.Y., Trotsenko Y.A., Doronina N.V., Tourova T.P., Galinski E.A., Kolganova T.V. and Muzer G. (2007). *Methylohalomonas lacus* gen. nov., sp. nov. and *Methylonatronum kenyense* gen. nov., sp. nov., methylotrophic gammaproteobacteria from hypersaline lakes. *Int J Syst Evol Microbiol.* **57**, 2762–2769.

Virág M., Mádlné Sznyi J. and Mindszenty A. (2009). A Szeml-hegyi-barlang csepeg vízeinek vizsgálata: természetes és antropogén hatások. *Karszt és barlang.* **1-2**, 19-26.

A SZERZ K



ANDA DÓRA az Eötvös Loránd Tudományegyetem Természettudományi Karának Molekuláris-, Immun- és Mikrobiológia szakirányán kiváló min sítéssel szerzett Biológus M.Sc. diplomát 2014-ben. Jelenleg az ELTE Biológia Doktori Iskolájának másodéves Ph.D. hallgatója. F kutatási területe a Budai Termálkarszt rendszerben képzött biofilmek hipogén karsztosodási folyamatokra gyakorolt hatásának elemzése.

MAKK JUDIT mikrobiológus, egyetemi adjunktusként dolgozik az ELTE Mikrobiológiai Tanszékén. Kutatási területei közé tartozik természetes vizek mikrobiális ökológiai vizsgálata, polifázikus taxonómia, biofilmek elektronmikroszkópos tanulmányozása, sugárrezisztens mikrobaközösségek vizsgálata.

KRETT GERGELY az Eötvös Loránd Tudományegyetemen szerzett Biológus M.Sc. diplomát Molekuláris, Immun-, és Mikrobiológia szakirányon. Jelenleg az MTA ATK TAKI munkatársa. Az ELTE Biológia Doktori Iskolájának doktorjelöltjeként érkezésének témája a Hévízi tó vízében él baktériumközösségek diverzitásának feltárása molekuláris biológiai módszerekkel. Emellett részt vesz különböző

természetes környezetek mikrobiális ökológiai kutatásában is.

MÁRIALIGETI KÁROLY biológus, mikrobiológus, habilitált egyetemi tanár, az MTA doktora. Mester és doktori képzésben az általános és környezeti mikrobiológia legágabb 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.

MÁDLNÉ SZ NYI JUDIT az ELTE-n szerzett geológus diplomát 1986-ban és 1997-ben hidrológia témában PhD fokozatot. Az ELTE Tóth József és Erzsébet Hidrológia Professzúra vezet je. Érdeklési területe a regionális vízáramlási rendszerek hidrodinamikai viselkedése, a vízáramlások környezeti és földtani következményeinek megértése. 2012 óta a Hidrológusok Nemzetközi Szövetsége Regionális Felsőfokú Vizáramlási Bizottságának elnöke

BORSODI ANDREA mikrobiológus, az ELTE TTK Biológiai Intézet Mikrobiológiai Tanszékének habilitált egyetemi docense. Az MHT Limnológiai és Vízmikrobiológiai Szakosztályainak is vezetési tagja. Szakterülete a mikrobiális ökológia és a bakteriális taxonómia. Kutatásokat folytat szikes vizek és talajok, karsztos barlangi környezetek szélsőséges körülményei között él, extrémofil baktériumközösségek filogenetikai és anyagcsere diverzitásának feltárására.

Extremofil baktériumközösségek az Ojos del Salado vulkán (Száráz-Andok) magashegyi tavainak üledékében

Aszalós Júlia Margit*, Krett Gergely*, Anda Dóra*, Márialigeti Károly*, Nagy Balázs**, Borsodi Andrea*

*ELTE Mikrobiológiai Tanszék, Pázmány Péter sétány 1/C, 1117 Budapest

**ELTE Természetföldrajzi Tanszék, Pázmány P. sétány 1/C, 1117 Budapest

Kivonat:

A Föld legmagasabb vulkánja, az Ojos del Salado a Száráz-Andokban található, ahol az Atacama-sivatag száraz környezete felnyúl a magashegyi régióba, létrehozva a Puna de Atacama-fennsík hegyi sivatagát, amit szélsőségesen száraz klíma, extrém mértékű napi hőingás, nagy intenzitású szoláris UV sugárzás és 5600 m fölött örökfagy jellemez. A permafroszt üledék felső deciméterei nyáron felengednek, az ebből származó olvadékvíz a lefolyástalan területeken felgyülemlik, és a világ legmagasabban (3770 és 6500 m között) fekvő sekély tavait hozza létre. A 2014 februárjában gyűjtött 11 környezeti minta baktériumközösségeinek szerkezetét a 16S rRNS gén vizsgálatán alapuló molekuláris ujjlenyomat módszerrel (DGGE) hasonlítottuk össze, 6 mintából részletes diverzitás elemzést végeztünk klónárak létrehozásával. A mintákból összesen 17 filogenetikai törzs képviseltit mutatunk ki, melyek jelenléte és eloszlása a négy különböző tengerszint feletti magasságon fekvő között nagymértékben különbözött. A molekuláris klónok a legnagyobb mértékű egyezést hasonló környezetekből származó, extrémofil (pszichrofil, acidofil, alkalofil) baktériumfajok szekvenenciáival mutatták, melyek között szervesanyagok (vas, kén) oxidálására képes litotróf anyagcseréjű csoportok is előfordultak.

Kulcsszavak

Ojos del Salado, magashegyi tavak, 16S rDNS, klónozás, extrémofilek, baktériumközösségek diverzitása

Diversity of extremophilic bacterial communities in sediments of high-altitude lakes of the Ojos del Salado, Dry Andes

Abstract

Ojos del Salado is the highest volcano on Earth, located in the Dry-Andes, where the arid climate of the Atacama desert reaches up to the high altitude region. This mountain desert, Puna de Atacama is characterized by extreme aridity, broad shifts in daily temperature, intense solar UV radiation and permafrost from 4500 m.a.s.l. The regular thawing of the upper layer of permafrost affects the highest altitude shallow lakes on Earth. 11 sediment samples collected from lakes between 3770 and 6500 m in February, 2014 were analyzed with 16S rRNA gene based molecular biological methods (denaturing gradient gel electrophoresis and clone libraries). Altogether 17 phylogenetic phyla were detected in 6 samples, with radically different ratios per samples from different altitudes. Sequences of molecular clones showed the highest similarity to those derived from cold and arid environments, and most of them were related to extremophilic (psychrophilic, acidophilic, alkalophilic) bacteria with the ability of metabolizing inorganic compounds (Fe, S).

Keywords

Ojos del Salado, high-altitude lakes, 16S rDNA, molecular cloning, extremophiles, diversity

BEVEZETÉS

Az Ojos del Salado, a Föld legmagasabb vulkánja, a chilei-argentin határon a Puna de Atacama-magasföldön emelkedik. Ezen a területen az Atacama-sivatag száraz klímája a magashegyi régiót elérve hegyi sivatagot hoz létre. A területre a nagy tengerszint feletti magasság miatt erős UV sugárzás és 5600 m felett összefüggő örökfagy, a sivatagi jelleg miatt pedig rendkívüli szárazság (kevesebb, mint évi 150 mm csapadék) és az aprózódott fedő üledék (regolit) felszínén akár 50°C napi hőingás jellemző. Különlegességéhez a vulkáni kísérő jelenségek (fumarolák, meleg vízforrások) is hozzájárulnak (Nagy és társai 2014/a). Ez a szélsőséges, nehezen megközelíthető és emiatt érintetlen terület számos magashegyi tónak ad otthont, melyek között egyaránt előfordulnak hidegebb, a szárazság miatt sós vizű, egyre inkább csökkenő méretű tavak (Laguna Santa Rosa, Laguna Verde), valamint a permafroszt fokozatos degradációja során az olvadékvíz felgyülemelésével keletkező sekély tavak (Nagy és társai 2014/b). Utóbbiak között találjuk a Föld legmagasabban fekvő tavait is, ami annak köszönhető, hogy az Andoknál a klimatikus hóhatár 7000 m-en húzódik (Nagy és társai 2014/b).

A magashegyi tavak több szempontból szélsőséges, tápanyagszegény élőhelyek, az ilyen különleges területeken kialakult közösségeket alacsony produktivitás jellemzi, a mikrobiális közösségek összetételét és a különböző fajok abundanciáját elsősorban a tengerszint feletti magassággal összefüggésben változó környezeti paraméterek (főként az átlagos hőmérséklet) befolyásolják (Xing és társai 2009, Liu és társai 2006). Az Ojos del Salado tavaiban előforduló baktériumközösségeket a terület elszigeteltsége miatt eddig még nem vizsgálták. Jelen vizsgálatunk célja a különböző tengerszint feletti magasságokban fekvő tavak üledékében található baktériumközösségek diverzitásának feltárása volt.

ANYAG ÉS MÓDSZER

A mintavétel 2014. februárjában történt öt tó üledékéből a Földgömb-Atacama Klímamonitöring Expedíció során (1. táblázat). A tavak víz hőmérséklete 0 és 36°C között változott. A 36°C-os víz hőmérséklet a tavak környezetében található melegvízes források révén alakult ki, a 7°C-os víz hőmérséklet a nap melegének köszönhető, míg a 0°C-os víz hőmérséklet a tómederben található vízjég

olvadása során keletkez olvadék h mérséklete volt. A baktériumközösségek filogenetikai diverzitását tenyésztést l független molekuláris biológiai módszerekkel vizsgáltuk. A denaturáló gradiens gélelektroforézis (DGGE) olyan ujjlenyomat módszer, amelynek segítségével egyszerre több környezeti minta bakteriális közösség szerkezetének vizsgálatára nyílik lehet ség. Alapja az, hogy az

azonos hosszúságú, de eltér bázis-összetétel PCR termékek poliakrilamid gélben futtatva a denaturálószer (formamid és urea) koncentráció gradiensének megfelelő en elkülönülnek egymástól, és a mintákra jellemz taxon összetételt l függ mintázat jön létre (*Muyzer és társai 2004*). A DGGE gélsávok mintázata alapján a minták közösség szerkezete összehasonlítható egymással.

1. táblázat. Az Ojos del Salado vulkán környezetében fekv tavakból származó üledékminták jellemz i
Table 1. Characteristics of the sediment samples from the lakes located in the Ojos del Salado, Dry-Andes

Származási hely	Tszf magasság	Minta jelzése	Víz h mérséklet	Üledékmélység
Laguna Santa Rosa	3770 m	AS-13	7°C	10-15 cm
		AS-12	7°C	0-5 cm
Laguna Verde	4350 m	AS-14	36°C	0-5 cm
Tó I.	5900 m	AS-5	7°C	0-5 cm
		AS-6	7°C	10-15 cm
Tó II.	5900 m	AS-9	7°C	20 cm
		AS-10	7°C	0-5 cm
Tó III.	6500 m	AS-1	0°C	0-5 cm
		AS-2	36°C	0-5 cm
		AS-3	36°C	0-5 cm
		AS-4	2°C	0-5 cm

Jelen vizsgálatunk során a DGGE mintázatok alapján választottunk ki üledékmintákat további részletes diverzitás elemzés céljára 16S rRNS gén alapú (kék-fehér szelekción alapuló) klóntárak létrehozásával (*Borsodi és társai 2012*). A molekuláris klónok azonosításához a szekvenciákat az EzTaxon adatbázisában található szekvenciákkal vetettük össze.

EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK

Az Ojos del Salado magashegyi tavaiból származó üledékminták mikrobiológiai vizsgálatokor 11 mintával végeztünk DGGE analízist, mellyel bepillantást nyertünk a különböz mintavételi helyeken el forduló baktériumközösségek domináns taxon összetételébe. A mintákban összesen 73 egymástól eltér távolságra futott csíkot detektáltunk, ami különböz bázisösszetétel (különböz G+C arányú) 16S rRNS génszakaszok jelenlétére utalt. Az egyes mintáknak megfelelően gélsávokban megfigyelt csíkok száma alapján a magasabban fekv területekr l származó mintákban (AS-1, AS-2, AS-3, AS-4) kevesebb, míg az alacsonyabban fekv területekr l származó mintákban (AS-12, AS-13, AS-14) több filotípust detektáltunk (*1. ábra*). A legkevesebb csík a legmagasabban fekv területre l, a melegvízes környezetbe l származó mintákból (AS-2, AS-3) volt kimutatható.

A gélsávok mintázatának összehasonlításával nyert dendrogram a minták baktériumközösségeinek szerkezetében megfigyelhet hasonlóságot mutatja meg. A dendrogramon a legmagasabban fekv tavakból származó minták egyértelm en elkülönültek a többit l, és külön csoportot alkottak az 5900 m tengerszint feletti magasságról származó minták is. Az alacsonyabban fekv két tó (Laguna Santa Rosa és Laguna Verde) üledékmintái képezték a harmadik csoportot (*1. ábra*).

A DGGE gélbe l a domináns, a többit l jól elkülönül csíkokat (összesen 29-et) kivágtuk, és a bennük található

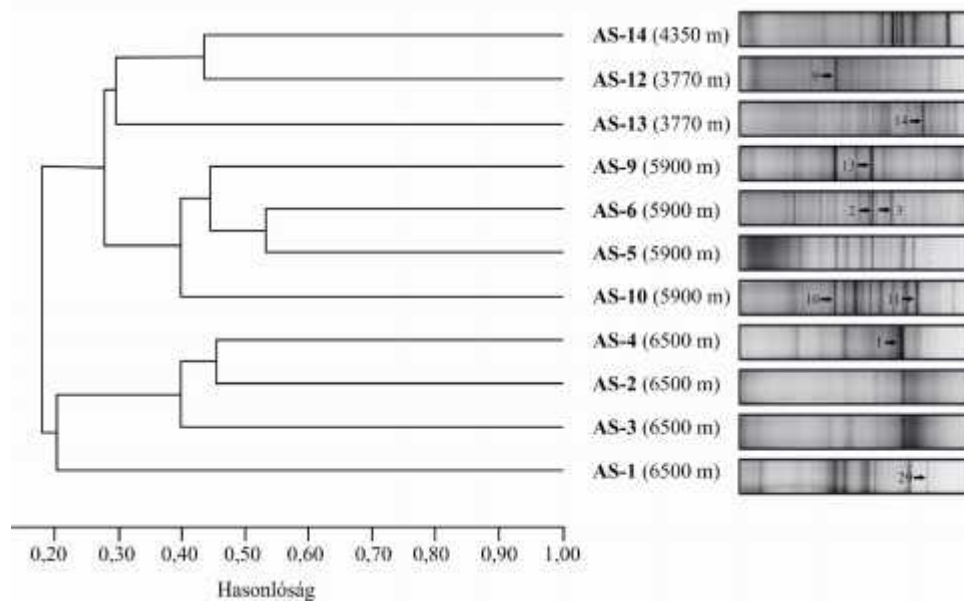
DNS bázissorrendjét meghatároztuk. Az EzTaxon adatbázis alapján az általunk vizsgált szekvenciák a Firmicutes, a Gemmatimonadetes és a Proteobacteria filogenetikai törzsekbe voltak sorolhatók. Közöttük olyan extremofil szervezetekre utaló szekvenciák nyomára bukkantunk, melyek a tunéziai Sehline Sebhka tóból leírt extrém halofil szigorú anaerob *Halanaerobium sehlinense* (*Abdeljabbar és társai 2013*), vagy az antarktisi Larsemann Hills területér l leírt kemolitoautotróf *Noviherbaspirillum psychrotolerans* (*Lin és társai 2013*) fajokkal mutatták a legnagyobb hasonlóságot.

A DGGE hasonlósági dendrogram alapján 6 mintát választottunk ki, melyekbe l egyenként 96 tagú, 16S rRNS gén alapú klóntárat készítettünk. A minták közül kett a 6500 m magasságban fekv tó környezetébe l származó hideg (AS-1), illetve meleg (AS-2) vízzel átitatott üledék, két minta (AS-5, AS-10) az 5900 m tengerszint feletti magasságban fekv permafroszt degradáció során létrejött tavak üledéke volt. A Laguna Verde (AS-14) és a Laguna Santa Rosa (AS-13) üledékébe l vett egy-egy minta diverzitáselemzését is elvégeztük, ezek közül az AS-14 jelzés minta 36°C-os h mérséklet forrásvízzel átitatott üledék volt (*1. táblázat*).

A klóntárak értékelése alapján összesen 177 reprezentatív klónt azonosítottunk. Az üledékmintákból 17 különböz filogenetikai törzs (*Deinococcus-Thermus*, *Aquificae*, *Chloroflexi*, *Chlorobi*, *Nitrospirae*, *Caldithrix*, *Acidobacteria*, *Actinobacteria*, *Bacteroidetes*, *Cyanobacteria*, *Proteobacteria*, *Firmicutes*, *Verrucomicrobia*, *Gemmatimonadetes*, *TM7*, *OD1* és *WS5*) képvisel inek jelenlétét mutattuk ki (*2. ábra*). Az egyes törzsek el fordulása és aránya mintánként nagymértékben különbözött. A taxonok száma a DGGE eredményekhez hasonlóan a magasabb területek felé haladva csökken tendenciát mutatott. A permafroszt területekre jellemz legnagyobb klónszámú csoportok a Bactero-

idetes, a Proteobacteria és az Actinobacteria filogenetikai törzsek képviselői voltak, és szintén gyakori volt a sok-

szor vulkáni területekről leírt Acidobacteria törzs képviselőinek jelenléte.



1. ábra Az Ojos del Salado vulkán környéki tavakból származó üledékminták DGGE ujjlenyomataiból készített hasonlósági dendrogram a minták kódjával, a mintavételi hely tengerszint feletti magasságával és a gélben kivágott és megszekvenált domináns csíkok megjelölésével

Figure 1. Similarity dendrogram of the DGGE fingerprints of the samples of high altitude lakes located in the Ojos del Salado, Dry-Andes. The excised bands are marked with arrows

Minden klóntárban előfordultak eddig még ismeretlen, tenyésztésbe nem vont baktériumokra utaló klónok, hiszen a vizsgált 16S rRNS gén szekvenciák 92%-a az EzTaxon adatbázisában szereplő baktériumfajokkal 97%-nál kisebb egyezést mutatott.

A legnagyobb taxon gazdagságot az extrém sós víz Laguna Santa Rosa (3770 m) üledékéből származó mintából mutattuk ki. Innen a Proteobacteria törzs négy osztályának jelenlétét igazoltuk, melyek között egy szibériai permafrosztból leírt pszichrotoleráns *Nitrotoga arctica* (Alawi és társai 2007) baktériumhoz hasonló, valamint a Mexikóban található kiszáradt Texcoco-tó lúgos-sós (pH=10) üledékéből származó szekvenciákkal rokon klónok fordultak elő nagy gyakorisággal (Valenzuela-Encinas és társai 2009).

A Laguna Verde (4350 m) üledékéből származó klóntárban nagyobb arányban fordultak elő termofil baktériumfajokra utaló molekuláris klónok. Csak ebből a klóntárból került elő a *Caldithrix* törzs egy képviselője, ami egy mélytengeri füstölő környezetéből leírt anaerob baktériumfajjal mutatott nagyfokú hasonlóságot. A kaliforniai Mono-tó üledékéből leírt alkalofil, halotoleráns *Roseinatronobacter monicus* (Boldareva és társai 2007) baktériumfajjal rokonságot mutató szekvenciát is az AS-14 mintából detektáltuk.

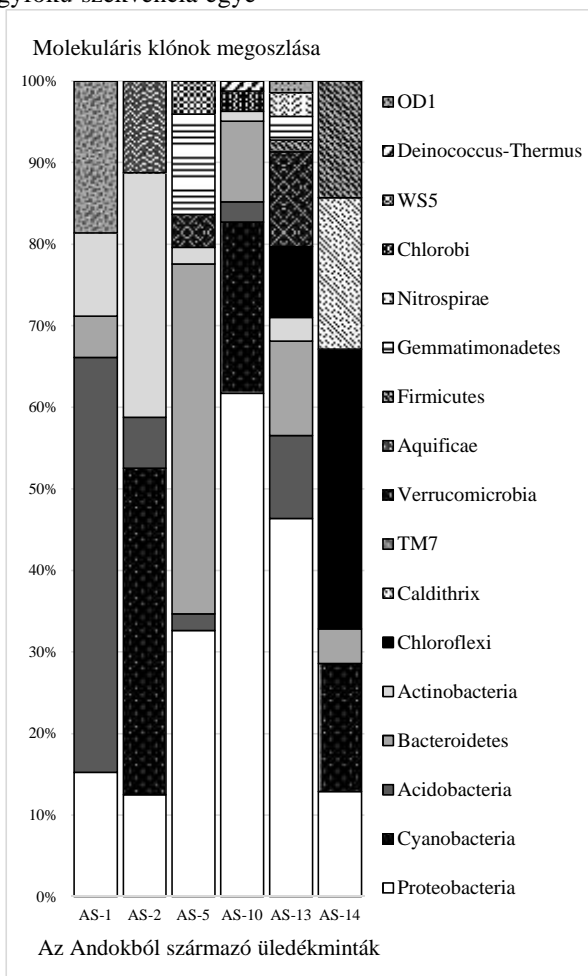
A két 5900 m tengerszint feletti magasságon fekvő egy-egy üledékmintájából készült klóntárak molekuláris klónjai között több egyezés is előfordult. Ezek a klónok szinte kivétel nélkül permafroszt üledékek vagy gleccserek környezetéből leírt baktériumfajok szekvenciáival mutattak egyezést. Ilyen hidegkedvelő baktériumfajok, pl. a kiszáradást és UV sugárzást is jól toleráló *Deinococcus marmoris*, melyet egy antarktisi márvány

szelvényről izoláltak (Hirsch és társai 2004), a *Flavobacterium psychrolimnae*, melyet az Antarktisz egyik tavának üledékéből tenyésztettek ki először (Van Trappen és társai 2005), illetve a *Janthinobacterium svalbardensis*, melyet a Spitzbergák gleccseréből vontak tenyésztésbe (Avguštin és társai 2013).

A vizsgált tavak esetében feltehetően a vulkáni kiserjelenségeknek tulajdonítható, hogy egymáshoz viszonylag közel eső helyeken is nagymértékben különböző baktériumközösségek fordulnak elő. Jó példa erre a 6500 m-en fekvő tó, melynek környezetében fumarolák is vannak: a tómederben vízjég található, ennek olvadákvizével átitatott üledék (AS-1) és a tómederbe folyó 36°C-os hőmérsékletű patak üledékéből (AS-2) származó mintákból is készítettünk klóntárakat. Bár a DGGE dendrogramon a 6500 m-ről származó minták közös csoportot képeztek, a klóntár elemzéssel is vizsgált két minta egymáshoz csekély hasonlóságot mutatott. A klóntárak segítségével is bizonyítottuk, hogy ezekben a mintában a filogenetikai törzsek megoszlása nagymértékben eltért egymástól. Az AS-1 esetében a klónok főként pszichrofil baktériumfajokkal vagy molekuláris klónokkal mutattak egyezést. Többek között az antarktisi La Gorce-hegység üledékéből származó molekuláris klónnal (Aislabie és társai 2006), az ausztriai Rettenbach gleccser felszínén lévő kriokonitból leírt *Alpinimonas psychrophila* fajjal (Schumann és társai 2012) vagy egy tibeti gleccser olvadákvizével átitatott üledékéből izolált és *Glacihabitans tibetensis* néven leírt fajjal (Li és társai 2014). Az AS-2 klóntárban nagyobb arányban találtunk olyan acidofil baktériumokkal egyezést mutató klónokat, melyeket korábban az extrém savas víz Rio Tinto folyó környezetéből, illetve vulkáni környezetéből, fumarolák közelében mutattak ki (*Hydrogenobacter acidophilus*) (Shima és Suzuki 1993).

A két klóntárban el fordul, acidofil vas-oxidáló *Ferrithrix thermotolerans* (Johnson és társai 2009) és termoacidofil vas-redukáló *Aciditerrimonas ferrireducens* (Itoh és társai 2011) fajokkal nagyfokú szekvencia egye-

zést mutató molekuláris klónok jelenléte felveti ezekben a magashegyi tavakban a vas-ciklus mikrobiológiai folyamatainak a lehet ségét is.



2. ábra. A bakteriális filogenetikai törzsek megoszlása az Ojos del Salado vulkán környezetében különböző tengerszint feletti magashegyi tavakból származó mintákból létrehozott 16S rRNS gén vizsgálatán alapuló klóntárakban
Figure 2. Distribution of different phyla in the 16S rRNA gene clone libraries constructed from the samples of high altitude lakes located in the Ojos del Salado, Dry-Andes

ÖSSZEFOGLALÁS

Az Ojos del Salado vulkán környezetében található magashegyi tavak üledékének baktériumközösségei meglehetősen változatos, ám leegyszerűsödött, kevés tagból álló közösségek, melyek összetételét a vulkáni kísérő jelenségek is befolyásolják. A DGGE és a klóntárak vizsgálatának eredményei alapján elmondható, hogy az alacsonyabban fekvő területekre nagyobb mikrobiális taxon gazdagság jellemző. A kimutatott baktériumok között dominálnak az extremofil, gyakran poliextremofil szervezetek, ami a feltárt közösségek szélsőséges környezeti feltételekhez való jó alkalmazkodó képességét bizonyítja. Az extremofil szervezetek között mindkét molekuláris módszerrel sikerült azonosítani szerves anyagok (pl. vas, kén) oxidálására képes litotróf anyagcseréjű, továbbá pszichrofil vagy acidofil baktériumfajokkal rokon szekvenciákat. A magasabb hőmérsékletű területeken nagyobb arányban voltak jelen fototróf mikroorganizmusok. A klóntárak tagjai a legnagyobb egyezést hasonló környezetekből (különböző permafroszt üledékekből, gleccserek környezetéből, vulkáni területekből) származó

baktériumok vagy molekuláris klónok szekvenciáival mutatták.

IRODALOM

- Abdeljabbar H., Cayol J. L., Hania W. B., Boudabous A., Sadfi N. and Fardeau M. L. (2013). *Halanaerobium sehlinense* sp. nov., an extremely halophilic, fermentative, strictly anaerobic bacterium from sediments of the hypersaline lake Sehline Sebkh. *Int. J. Syst. Evol. Microbiol.*, **63**, 2069-2074.
- Aislabie J. M., Broady P. A. and Saul D. J. (2006). Culturable aerobic heterotrophic bacteria from high altitude, high latitude soil of La Gorce Mountains (86°30'S, 147°W), Antarctica. *Antarctic Sci.*, **18**, 313-321.
- Alawi M., Lipski A., Sanders T. and Spieck E. (2007). Cultivation of a novel cold-adapted nitrite oxidizing betaproteobacterium from the Siberian Arctic. *ISME J.*, **1**, 256-264.
- Avguštin J. A., Bertok D. Ž. and Avguštin G. (2013). Isolation and characterization of a novel violacein-like

pigment producing psychrotrophic bacterial species *Janthinobacterium svalbardensis* sp. nov. *Antonie van Leeuwenhoek*, **103**, 763-769.

Boldareva E. N., Bryantseva I. A., Tsapin A., Nelson K., Sorokin D. Y., Tourova T. P., Boichenko V. A., Stadnichuk I. N. and Gorlenko V. M. (2007). The new alkaliphilic bacteriochlorophyll a-containing bacterium *Roseinatronobacter monicus* sp. nov. from the hypersaline Soda Mono Lake (California, United States). *Microbiology*, **76**, 82-92.

Borsodi A.K., Knáb M., Krett G., Makk J., Márialigeti K., Erőss A. and Mádl-Sz. nyi J. (2012). Biofilm bacterial communities inhabiting the cave walls of the Buda Thermal Karst System, Hungary. *Geomicrobiol. J.*, **29**, 611-627.

Hirsch P., Gallikowski C. A., Siebert J., Peissl K., Kroppenstedt R., Schumann P., Stackebrandt E. and Anderson R. (2004). *Deinococcus frigens* sp. nov., *Deinococcus saxicola* sp. nov., and *Deinococcus marmoris* sp. nov., low temperature and draught-tolerating, UV-resistant bacteria from continental Antarctica. *Syst. Appl. Microbiol.*, **27**, 636-645.

Itoh T., Yamanoi K., Kudo T., Ohkuma M. and Takashina T. (2011). *Aciditerrimonas ferrireducens* gen. nov., sp. nov., an iron-reducing thermoacidophilic actinobacterium isolated from a solfataric field. *Int. J. Syst. Evol. Microb.*, **61**, 1281-1285.

Johnson D. B., Bacelar-Nicolau P., Okibe N., Thomas A. and Hallberg K. B. (2009). *Ferrimicrobium acidiphilum* gen. nov., sp. nov. and *Ferrithrix thermotolerans* gen. nov., sp. nov.: heterotrophic, iron-oxidizing, extremely acidophilic actinobacteria. *Int. J. Syst. Evol. Microb.*, **59**, 1082-1089.

Li A. H., Liu H. C., Xin Y. H., Kim S. G. and Zhou Y. G. (2014). *Glacihabitans tibetensis* gen. nov., sp. nov., a psychrotolerant bacterium of the family Microbacteriaceae, isolated from glacier ice water. *Int. J. Syst. Evol. Microb.*, **64**, 579-587.

Lin S. Y., Hameed A., Arun A. B., Liu Y. C., Hsu Y. H., Lai W. A., Rekha P. D. and Young C. C. (2013). Description of *Noviherbaspirillum malthae* gen. nov., sp. nov., isolated from an oil-contaminated soil, and proposal to reclassify *Herbaspirillum soli*, *Herbaspirillum aurantiacum*, *Herbaspirillum canariense* and *Herbaspirillum psychrotolerans* as *Noviherbaspirillum soli* comb. nov., *Noviherbaspirillum aurantiacum* comb. nov., *Noviherbaspirillum canariense* comb. nov. and *Noviherbaspirillum psychrotolerans* comb. nov. based on polyphasic analysis. *Int. J. Syst. Evol. Microb.*, **63**, 4100-4107.

Liu Y., Yao T., Jiao N., Kang S., Zeng Y. and Huang S. (2006). Microbial community structure in moraine

lakes and glacial meltwaters, Mount Everest. *FEMS Microbiol. Let.*, **265**, 98-105.

Muyzer G., Brinkhoff T., Nübel U., Santegoeds C., Schäfer H., Wawer C., Kowalchuk G. A., Bruijn F. J., de Head I. M., Akkermans A. D. and van Elsas J. D. (2004). Denaturing gradient gel electrophoresis (DGGE) in microbial ecology. *Molecular Microbial Ecology Manual*. Volumes 1 and 2, 743-769.

Nagy B., Mari L., Kovács J., Nemerényi Zs. and Heiling Zs., (2014/a). Környezetváltozás a Száz-Andokban: az Ojos del Salado monitoring vizsgálata, – In: Cserny Tibor, Kovács-Pálffy Péter, Krivánné Horváth Ágnes (szerk.) HUNGEO 2014 Magyar Földtudományi szakemberek XII. találkozója: Magyar felfedezők és kutatók a természeti erőforrások hasznosításáért: cikkgyűjtemény. Konferencia helye, ideje: Debrecen, Magyarország, 2014.08.20-2014.08.24. Budapest: Magyarhoni Földtani Társulat, 2014. pp. 53-62. (ISBN:978-963-8221-53-7)

Nagy B., Mari L., Kovács J., Nemerényi Zs. and Heiling Zs. (2014/b) Az Ojos del Salado monitoring vizsgálata: jég- és vízjelenlét a Föld legszárazabb magashegységében. – In: Sansonné Molnár J.–Siskáné Szilasi B.–Dobos E. (szerk.) VII. Magyar Földrajzi Konferencia kiadványa, Miskolc, 2014. pp. 449-459. (ISBN: 978-963-358-063-9)

Schumann P., Zhang D. C., Redzic M. and Margesin, R. (2012). *Alpinimonas psychrophila* gen. nov., sp. nov., an actinobacterium of the family Microbacteriaceae isolated from alpine glacier cryoconite. *Int. J. Syst. Evol. Microb.*, **62**, 2724-2730.

Shima S. and Suzuki K. I. (1993). *Hydrogenobacter acidophilus* sp. nov., a thermoacidophilic, aerobic, hydrogen-oxidizing bacterium requiring elemental sulfur for growth. *Int. J. Syst. Bacteriol.*, **43**, 703-708.

Valenzuela-Encinas C., Neria-González I., Alcántara-Hernández R. J., Estrada-Alvarado I., Dendooven L. and Marsch R. (2009). Changes in the bacterial populations of the highly alkaline saline soil of the former lake Texcoco (Mexico) following flooding. *Extremophiles*, **13**, 609-621.

Van Trappen S., Vandecandelaere I., Mergaert J. and Swings J. (2005). *Flavobacterium fryxelicola* sp. nov. and *Flavobacterium psychrolimnae* sp. nov., novel psychrophilic bacteria isolated from microbial mats in Antarctic lakes. *Int. J. Syst. Evol. Microb.*, **55**, 769-772.

Xing P., Hahn M. W. and Wu Q. L. (2009). Low taxon richness of bacterioplankton in high-altitude lakes of the eastern tibetan plateau, with a predominance of Bacteroidetes and *Synechococcus* spp. *Appl. Env. Microbiol.*, **75**, 7017-7025.

A SZERZŐK

ASZALÓS JÚLIA MARGIT az Eötvös Loránd Tudományegyetemen szerzett Biológus M.Sc. diplomát 2015-ben, Molekuláris, Immun-, és Mikrobiológia szakirányon. Ezt követően az ELTE Biológia Doktori Iskolájának Zootaxonómia, Állatökológia, Hidrobiológia programjára nyert felvételt. Doktori témája a hegyi sivatagi környezetek

extremofil prokarióta közösségeinek taxonómiai és anyagcsere diverzitása.

KRETT GERGELY az Eötvös Loránd Tudományegyetemen szerzett Biológus M.Sc. diplomát Molekuláris, Immun-, és Mikrobiológia szakirányon. Jelenleg az MTA ATK TAKI munkatársa. Az ELTE Biológia Doktori Iskolájának doktorjelöltjeként értekezésének témája a Hévízi tó vízében élő baktériumközösségek diverzitásának feltárása molekuláris biológiai módszerekkel. Emellett részt vesz különböző természetes környezetek mikrobiális ökológiai kutatásában is.

ANDA DÓRA kiváló minősítéssel szerzett Biológus M.Sc. diplomát az Eötvös Loránd Tudományegyetem Természettudományi Karának Molekuláris-, Immun- és Mikrobiológia szakirányán 2014-ben. Jelenleg az ELTE Biológia Doktori Iskolájának másodéves Ph.D. hallgatója. Fokutatói területe a Budai Termálkarszt rendszerben képződött biofilmek hipogén karsztosodási folyamatokra gyakorolt hatásának elemzése.

MÁRIALIGETI KÁROLY biológus, mikrobiológus, habilitált egyetemi tanár, az MTA doktora. Mester és doktori képzésben az általános és környezeti mikrobiológia legteljesebb területén tart előadásokat. Közleményei a környezeti mikrobiológia, mikrobiális ökológia, mikrobiális taxonómia és filogenetika, környezeti biotechnológia témakörében jelentek meg. Százánál több angol nyelvű folyóiratcikkére 1700 feletti független hivatkozást kapott.

NAGY BALÁZS geográfus, egyetemi docens, az ELTE Földrajztudományi Központjának vezetője. Szakterülete a negyedidőszak végi, klímaingadozások okozta környezetváltozások elemzése. Fokutatói területén a szélsőséges helyzet (magashegységek, sarkvidékek) térségeiben végzett monitoringvizsgálatokat. A Chilében zajló magyar Százaz-Andok kutatói program vezetője, mely a permafrosztot és a vízjelenlétet érintő változásokat elemzi a Föld legszárazabb, átalakuló hegyvidékén.

BORSODI ANDREA mikrobiológus, az ELTE TTK Biológiai Intézet Mikrobiológiai Tanszékén habilitált egyetemi docens. Az MHT Limnológiai és Vízmikrobiológiai Szakosztályainak is vezetője. Szakterülete a mikrobiális ökológia és a bakteriális taxonómia. Kutatói tevékenységét szikes vizek és talajok, karsztos barlangi környezetek szélsőséges körülményei között élő, extremofil baktériumközösségek filogenetikai és anyagcsere diverzitásának feltárására

Holtmedrek szennyezettségének vizsgálata üledékminták alapján

Balogh Zsuzsanna*, Harangi Sándor*, Kundrát János Tamás*, Gyulai István**, Baranyai Edina***, Hubay Katalin****

* DE, Ökológiai Tanszék, 4032 Debrecen, Egyetem tér 1., (E-mail: balogh.zsuzsanna.08@gmail.com)

** DE, Hidrobiológiai Tanszék, 4032 Debrecen, Egyetem tér 1.,

*** DE, Szervetlen és Analitikai Kémiai Tanszék, 4032 Debrecen, Egyetem tér 1.,

**** MTA ATOMKI, Hertelendi Ede Környezetanalitikai Laboratórium, 4026 Debrecen, Bem tér 18/C.

Kivonat

Vizsgálatunk célja a 2000-ben történt nehézfém-szennyezés maradványainak feltárása volt a Felső-Tisza vidéken található holtmedrek üledékében. Vizsgálataink során üledékoszlopok elem (Fe, Mn, Ba, Cr, Cu, Pb, Sr, Zn) koncentrációját határoztuk meg. Az általunk vizsgált öt holtmeder közül egy természetvédelmi oltalom alatt áll (Foltos-kerti Holt-Tisza), három holtmeder horgásztóként funkcionál (Vargaszegi Holt-Tisza, Tuzséri-holt Tisza, Szabolcsi Holt-Tisza), az ötödik vizsgált holtmeder (tímári Morotva-tó) pedig diffúz kommunális szennyvíz terhelésnek van kitéve. A vizsgált elemekre szennyezettségi index (Pollution Index) értékét használtuk a környezeti terhelés mértékének megállapításához. Egyértelműen a 2000-es szennyezésre utaló értékeket a természetvédelmi oltalom alatt álló holtmeder 26-29 cm-nél lévő rétegek esetében mértünk, ahol a Cu, Pb és Zn szennyezettségi indexe az extrém magas kategóriába esik. Eredményeink alapján megállapítható, hogy az általunk vizsgált holtmedrek üledékoszlopából közel 15 év elteltével is kimutatható a 2000-ben történt szennyezés maradványai, valamint eredményünk azt is igazolja, hogy ezt a területet azóta is éri a bányászattól fakadó szennyezés.

Kulcsszavak

Felső-Tisza vidék; nehézfém; üledék; szennyezettségi index; szennyezés

Assessment of contamination level of oxbows based on core sediments

Abstract

Many organic and inorganic contaminants can accumulate in the sediment, so the sediment is useful to study the contamination level of aquatic environment. The aim of our study was to analyse the element concentrations in sediment cores to assess the contamination level in the Upper Tisza region, in Hungary. Five oxbows were studied: protected oxbow (Foltos-kerti Holt-Tisza), three fishing oxbow (Vargaszegi Holt-Tisza, Szabolcsi, Tuzséri Holt-Tisza) and sewage contaminated oxbow (Tímári Morotva-tó). The cores were taken in June in 2013. The following elements were measured with MP-AES in sediment cores: Fe, Mn, Ba, Cr, Cu, Pb, Sr, Zn. The sediment enrichment of elements in core sediments was evaluated using the pollution index (PI). Our result unequivocally proved that the protected oxbow sediment sample at 26-29 cm the PI value was extremely high in the case of Cu, Zn, Pb. These elements came from the same source of contamination which was the mining accident the year of 2000, further more our study demonstrates that these oxbows were constantly exposed contamination for Cu, Pb and Zn based on PI which came from the mining area of Baia Mare and Baia Borsa.

Keywords

Upper Tisza Region; heavy metal; sediment; Pollution Index; contamination

BEVEZETÉS

A Felső-Tisza vidék vízgyűjtő területe 35870 km², melynek nagy hányadát a romániai vízgyűjtő terület teszi ki (60,5 %) (Konecsny 2003). Romániában, a Tisza vízgyűjtő területén több, a mai napig működő bányafelület. A 2000-ben történt nagybányai baleset során 120 tonna cianid és nehézfém-tartalmazó 100000 m³ zagyos víz került a Lapos folyóba majd a Szamosba és a Tiszába. A borsabányai balesetnél megközelítőleg 20000 tonna nehézfém-tartalmazó zagy került a Novác és Vasér patakba, onnan a Visó és Tisza folyókba (Garvey és társai 2000). Az ebben az időszakban hullott nagy csapadékmennyiségnek köszönhetően a szennyezés a Tisza hullámterét is elérte. A Felső-Tisza vidéken Tarpától Jándig 4 hullámtereti tágulat található, ahol a folyó szétterül, lelassul és jelentős mennyiség hordalékot hagy hátra magán után (Vass és társai 2010). A hullámterében található holtmedrek áradások folyamán kapnak vízutánpótlást, valamint az áradások alkalmával a folyók által szállított hordalék rakódik le bennük így tehát üledéksapkaként is funkcionálnak (Papp és társai 2007). Mivel a holtmedrek

üledéke kiválóan alkalmas szervetlen szennyezések akkumulálására (Bentivegna és társai 2004), így feltételezhető, hogy a 2000-ben történt szennyezés maradványai megtalálhatók az üledékben. Munkánk célja a korábbi szennyezések vizsgálata volt üledékoszlopok nehézfém tartalma alapján.

ANYAG ÉS MÓDSZER

A Felső-Tisza vidéken található általunk vizsgált 5 holtmederből a mintavétel 2013-ban történt. A közel 1 m hosszú üledékoszlopokat a holtmedrek legmélyebb pontjából vettük. Az általunk vizsgált holtmedrek sorrendje a Tisza folyás irányának megfelelően a következők voltak: Vargaszegi Holt-Tisza, (horgásztó), Foltos-kerti Holt-Tisza, (természetvédelmi oltalom alatt áll), Tuzséri Holt-Tisza, (horgásztó), Szabolcsi Holt-Tisza (horgásztó), tímári Morotva-tó, (diffúz szennyvízterhelés). A mintavétel core mintavevővel történt és vizsgálatainkhoz az üledékoszlopokat 1 cm vastagságú szeletekre vágtuk. A laboratóriumi minta feldolgozás során a mintákat szobahőmérsékleten légszárazra szárítottuk. A légszáraz

mintákat achát mozsár segítségével porítottuk, majd 0,2 g mintát egy napon keresztül 105 C°-on szárítószekrénybe helyeztük, majd visszamérést követően a minták száraz tömegét megállapítottuk. A mintákhoz 4 ml 65% (m/m) salétromsavat adtunk és több órán keresztül 80 C°-on, f z pohárban roncsoltuk. A száraz bepárlásokat követően a kihlt mintákhoz 1 ml ioncserélt vizet és 1 ml 30 % (m/m) hidrogén-peroxidot adtunk. Majd a szintén szárazra párolt mintákat 10 ml 1 % (m/m) salétromsavval oldatba vittük. A minták elemösszetételének meghatározásához Mikrohullámú Plazma Atomemissziós Spektrométert (MP-AES 4100, Agilent Technologies) alkalmaztuk. A következő elemek koncentrációját határoztuk meg: Fe, Mn, Ba, Cr, Cu, Pb, Sr, Zn. A szennyezettség mértékét a szennyezettségi index (PI) értékével állapítottuk meg.

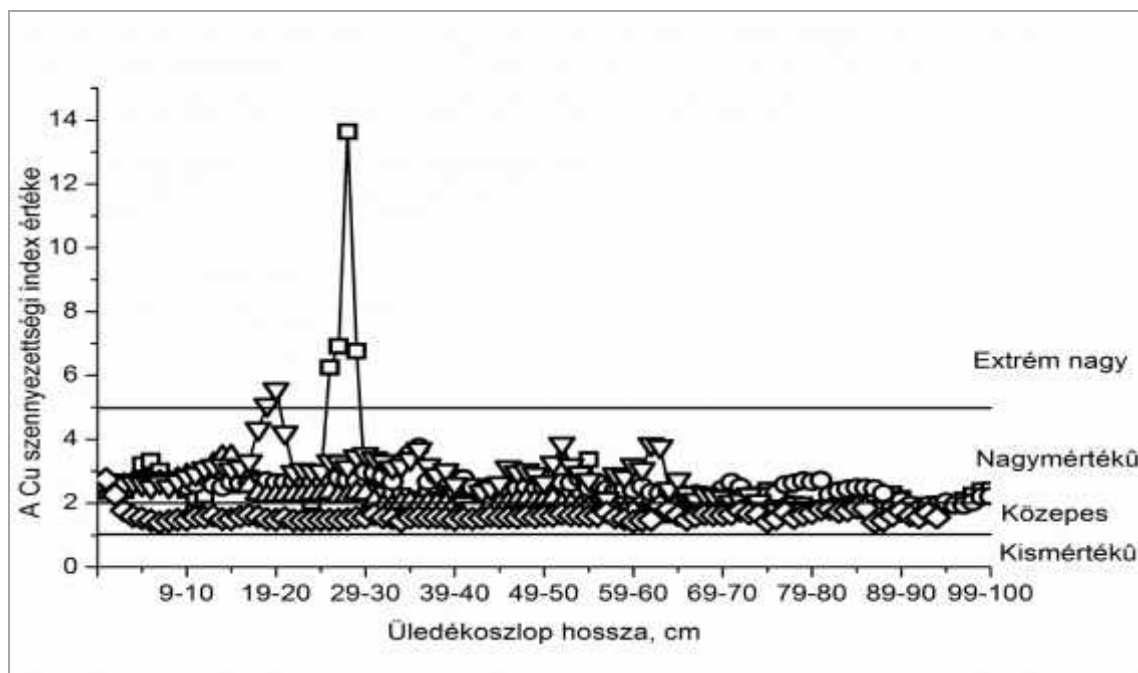
$$PI = c_n / B_n$$

ahol c_n az általunk mért elemkoncentráció B_n pedig a háttérszennyezés koncentrációja az adott elemre. Értékelése: PI 1 kismértékben szennyezett; 1 PI 2 közepes

mértékben szennyezett; 2 PI 5 nagymértékben szennyezett; PI 5 extrémén nagymértékben szennyezett (Faiz és társai 2009, Wei és társai 2010, Simon és társai 2013).

EREDMÉNYEK

Eredményeink azt mutatják, hogy az általunk vizsgált holtmedrek a kis mértékben szennyezett kategóriába sorolhatók a Ba és Cr szennyezettségi index értéke alapján. A holtmedrek a Fe és Mn a szennyezettségi index értéke alapján a közepesen szennyezett kategóriákba sorolhatók. A természetvédelmi oltalom alatt álló és a horgásztóként funkcionáló holtmedrek a nagymértékben szennyezett kategóriába sorolhatók, kivéve a természetvédelmi oltalom alatt álló holtmeder 26-29 cm-ig tartó réteget, valamint az egyik horgásztó (Tuzséri Holt-Tisza) 19-20 cm-nél lévő rétegeket, melyek az extrémén szennyezett kategóriába sorolhatók, míg a közepes mértékben szennyezett kategóriába diffúz szennyvízterhelés holtmeder sorolható a Cu szennyezettségi index értéke alapján. (1. ábra).



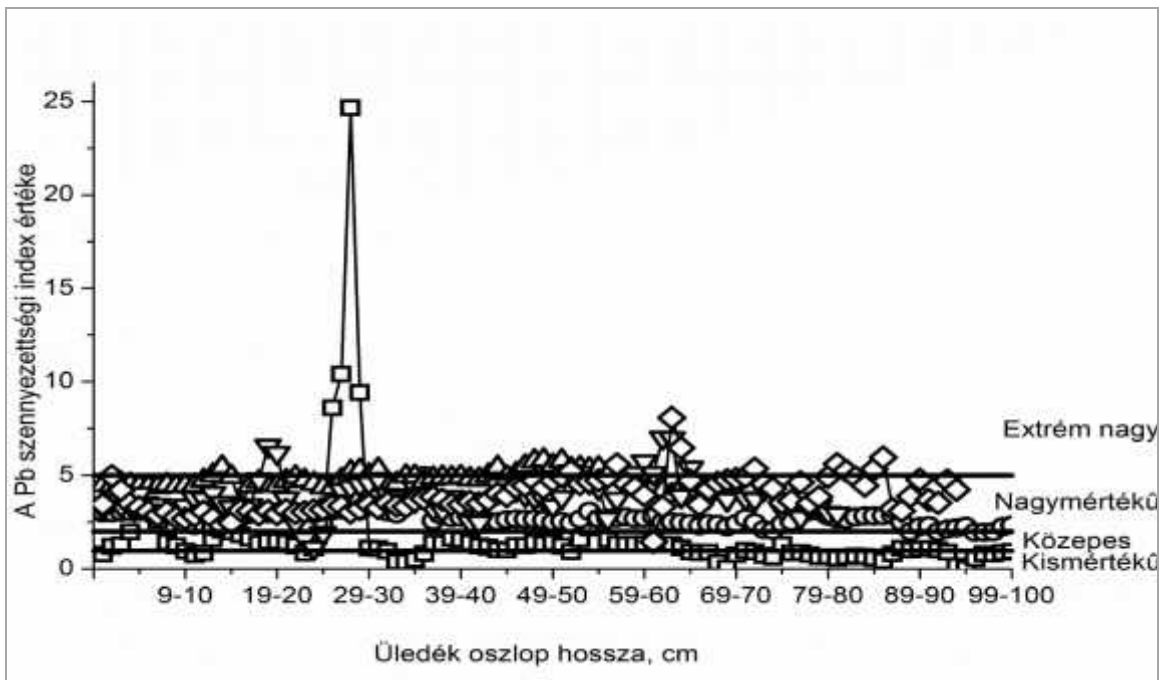
1. ábra. A Cu szennyezettségi index értéke az üledékoszlopban.
Figure 1. Pollution index (PI) for Cu in the core sediment.

Jelölések: □ - természetvédelmi oltalom alatt álló holtmeder, ○ - Vargaszegi, △ - Szabolcsi, ▽ - Tuzséri Holt-Tisza, ◇ - diffúz szennyvízterhelés holtmeder.

Notations: □ - protected oxbow, ○ - Vargaszegi, △ - Szabolcsi, ▽ - Tuzséri Holt-Tisza, ◇ - sewage-contaminated oxbow.

Az ólom szennyezettségi értéke magas a vizsgált holtmedrekben, kivételt képeznek ez alól a természetvédelmi oltalom alatt álló holtmeder 26-29 cm-nél lévő rétegei, továbbá két horgásztó a Szabolcsi Holt-Tisza 14 cm, 28-31 cm, 44 cm, 46-57 cm, 60 cm-nél lévő rétegei és a Tuzséri Holt-Tisza 19-20 cm 52-53 cm, 58-63 cm, 65 cm-nél lévő rétegei, a diffúz szennyvízterhelés holtmeder 52-57 cm, 63-64 cm 72 cm, 81-82 cm, 85-86 cm-nél lévő rétekei ahol a szennyezettségi index értéke az extrémén nagy mértékben szennyezett szintet éri el (2. ábra).

A Zn szennyezettségi indexe alapján két horgásztóként funkcionáló holtmeder (Szabolcsi és Tuzséri Holt-Tisza) a nagymértékben szennyezett kategóriába sorolható. Közepes mértékben szennyezett kategóriába sorolhatók a Zn szennyezettségi index értéke alapján a természetvédelmi oltalom alatt álló, és az egyik horgásztóként funkcionáló, Vargaszegi Holt-Tisza valamint a diffúz szennyvízterhelés holtmeder. Kivéve a természetvédelmi oltalom alatt álló holtmeder 28 cm-nél lévő rétege, mely az extrémén nagymértékben szennyezett kategóriába sorolható (3. ábra).

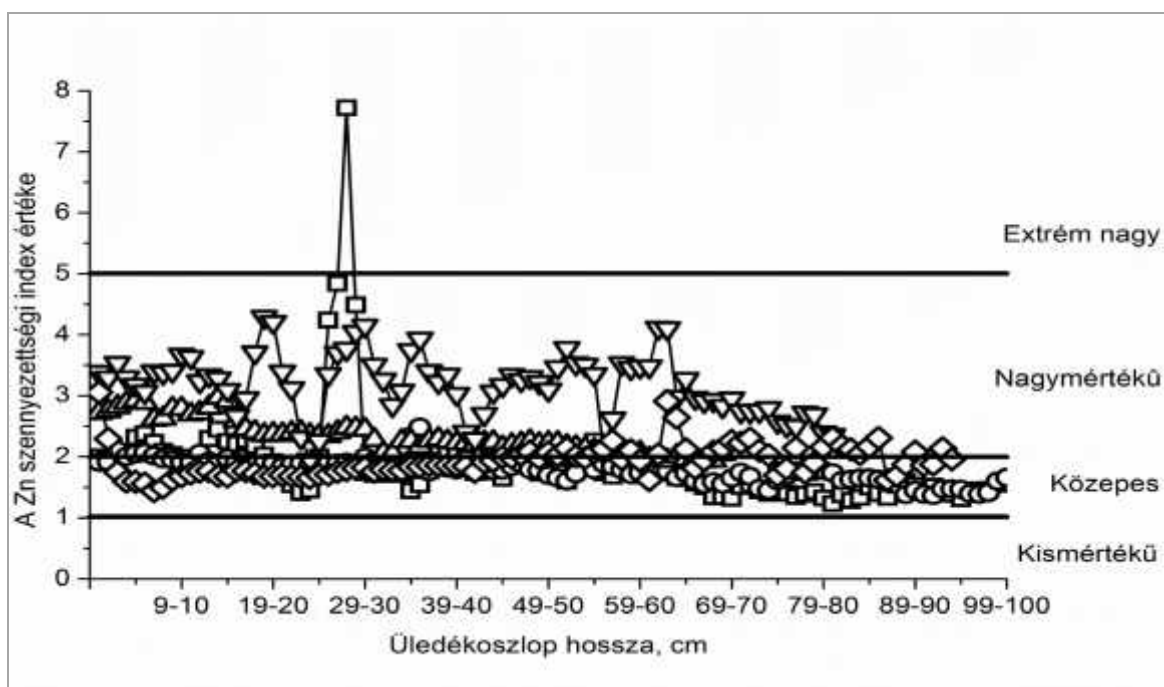


2. ábra. A Pb szennyezettségi index értéke az üledékoszlopban.

Figure 2. Pollution index (PI) for Pb in the core sediment.

Jelölések: □ - természetvédelmi oltalom alatt álló holtmeder, ○ - Vargaszegi, △ - Szabolcsi, ▽ - Tuzséri Holt-Tisza, ◇ - diffúz szennyvízterhelés holtmeder.

Notations: □ - protected oxbow, ○ - Vargaszegi, △ - Szabolcsi, ▽ - Tuzséri Holt-Tisza, ◇ - sewage-contaminated oxbow.



3. ábra. A Zn szennyezettségi index értéke az üledékoszlopban.

Figure 3. Pollution index (PI) for Zn in the core sediment.

Jelölések: □ - természetvédelmi oltalom alatt álló holtmeder, ○ - Vargaszegi, △ - Szabolcsi, ▽ - Tuzséri Holt-Tisza, ◇ - diffúz szennyvízterhelés holtmeder.

Notations: □ - protected oxbow, ○ - Vargaszegi, △ - Szabolcsi, ▽ - Tuzséri Holt-Tisza, ◇ - sewage-contaminated oxbow.

Közepes mértékben szennyezett kategóriába sorolható az egyik horgásztóként funkcionáló (Szabolcsi Holt-Tisza), valamint a diffúz szennyvízterhelés holtmeder a

Sr szennyezettségi index értéke alapján. A többi holtmeder a kis mértékben szennyezett kategóriába sorolható.

ÖSSZEFOGLALÁS

A 2000-ben történt szennyezéskor kitört zagy nagy mennyiségben tartalmazott cinket, rezet és ólmot (Nguyen és társai 2008). A zagy által szennyezett Tisza áradás során elérte a Fels -Tisza vidéket, és a hullámtérbe a lelassult folyó lerakta szennyezett hordalékát. Az évek során folyamatosan rakódó üledék betemette a 2000-b 1 származó üledékréteget (Papp és társai 2007), így az üledékoszlop vertikális profiljában elraktározott információt találhatunk a vízi ökoszisztémát ért történésekről (Harikumar és társai 2009). A holtmeder közül a Foltos-kerti Holt-Tisza fekvése a leginkább optimális az üledék lerakódás szempontjából, amit az eredményeink jól láthatóan alátámasztanak, mivel mind a három elem esetében (Cu, Pb, Zn) a 26-29 cm-nél lévő rétegek kiugró, extrémén nagymértékben szennyezett kategóriába sorolható értékei a 2000-ben történt szennyezésre utalnak. A folyó mentén tovább haladva a többi holtmeder üledékében is megtalálhatók ezek a csúcspontok, de már nem annyira markánsan, mivel a folyás irányába haladva az esés csökkenésével a feltöltés mértéke is egyenesen csökken (Vass és társai 2010). Eredményeink azt bizonyítják, hogy közel 15 év elteltével is még mindig kimutatható a 2000-ben történt szennyezés, valamint az is megállapítható, hogy ezek a holtmedrek folyamatosan szennyezve vannak rézzel, cinkkel és ólommal a szennyezettségi index alapján. Összességében kijelenthetjük, hogy az üledék tekinthető az egyik legfontosabb eszköznek a szennyezettségi szint megállapításához, illetve az emberi tevékenységek hatásainak kimutatásához (Vinodhini és Narayanan 2008, Nadia 2009, Seshan és társai 2010).

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

A kutatást támogatta a Debreceni Egyetem-Nemzetközi kutatás Projekt.

IRODALOM

Bentivegna C. S., Alfano J. E., Bugel S. M. and Czechowicz K. (2004). Influence of Sediment Characteristics on Heavy Metal Toxicity in an Urban Marsh. *Urban Habitats*, 2(1), 91-111.

Faiz Y., Tufail M., Javed M. T., Chaudhry M. M. and Siddique N. (2009). Road dust pollution of Cd, Cu, Ni, Pb and Zn along Islamabad Expressway, Pakistan. *Microchem. J.*, 92(2), 186-192.

A SZERZŐK



BALOGH ZSUZSANNA Tanulmányait a Debreceni Egyetem Természettudományi és Technológiai Kar biológia-környezettan tanár szakon végezte (2012). Ezt követően a Debreceni Egyetem Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola Környezettudományi PhD hallgatója (2013-2016).

HARANGI SÁNDOR Tanulmányait a Debreceni Egyetem Természettudományi és Technológiai Kar Kémia BSc (2011) majd Vegyész MSc (2013) szakokon végezte. Ezt követően a Debreceni Egyetem Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola Környezettudományi PhD hallgatója (2013-2016).

KUNDRÁT JÁNOS TAMÁS Tanulmányait a Debreceni Egyetem Természettudományi és Technológiai Kar biológus-ökológus (2008) és

(ii) Garvey T., Barlund K., Mara L., Marinov E., Morvay K., Verstryngye J. F. and Weller P., (2000). A nagybányai baleset felmérésére alakult nemzetközi munkacsoport jelentése

Harikumar P.S., Nasir U.P. and Mujeebu Rahman M. P. (2009). Distribution of heavy metals in the core sediments of a tropical wetland system. *Int. J. Environ Sci Tech.*, 6, 225-232.

Konecsny K., (2003). A Fels -Tisza 1998-2001. évi árvizeinek hidrológiai értékelése. *Hidrológiai közlöny*, 83(2), 75-86.

Nadia B. E., Badr A., El-Fiky A. A., Mostafa A. R. and Al-Mur B. A. (2009). Metal pollution records in core sediments of some Red Sea coastal areas, Kingdom of Saudi Arabia. *Environ. Monit. Assess.*, 155, 509-526.

Nguyen H. L., Braun M., Szaloki I., Baeyens W., Van Grieken R. and Leermakers M. (2008). Tracing the Metal Pollution History of the Tisza River Through the Analysis of a Sediment Depth Profile. *Water Air Soil Pollut.*, 200, 119-132.

Papp I., Braun M., Szaloki I. and Leermakers M. (2007). Investigation of the effects of the Baia Borsa pollution event in the sediment of the Boroszlókert Oxbow Lake of the Tisza. *Acta. GGM. Debrecina.*, 2, 181-186.

Seshan B. R. R., Natesan U. and Deepthi K. (2010). Geochemical and statistical approach for evaluation of heavy metal pollution in core sediments in southeast coast of India. *Int. J. Environ. Sci. Tech.*, 7(2), 291-306.

Simon E., Vidic A., Braun M., Fábrián I. and Tóthmérész B. (2013). Trace element concentrations in soils along urbanization gradients in the city of Wien, Austria. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 20, 917-924.

Vass R., Szabo G. and Szabo J. (2010). Examination of sedimentary deposition in the active floodplains of Bereg-Plain. *Studia. Universitatis. Vasile. Goldis. Seria. Stiintele. Vietii.*, 20(4), 105-110.

Vinodhini R. and Narayanan M. (2008). Bioaccumulation of heavy metals in organs of fresh water fish *Cyprinus carpio*. *Int. J. Environ. Sc. Tech.*, 5(2), 179-182.

Wei B. and Yang L. (2010). A review of heavy metal contaminations in urban soils, urban road dusts and agricultural soils from China. *Microchem. J.*, 94, 99-107.

biológia-környezettan tanár szakon (2009) végezte. Majd a Debreceni Egyetem Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola Környezettudományi PhD hallgatója (2010-2013).

GYULAI ISTVÁN Tanulmányait a Debreceni Egyetem Természettudományi és Technológiai Karkörnyezetkutató ökológus (2008) szakon végezte. Majd a Debreceni Egyetem Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola Környezettudományi PhD hallgatója (2008-2010). Jelenleg a Hidrobiológiai Tanszékegyetemi tanársegéde.

DR. BARANYAI EDINA Egyetemi tanulmányait a Debreceni Egyetem Természettudományi és Technológiai Kar környezettudomány szakának vegyész szakirányán, valamint angol-magyar szakfordítói szakán végezte (2005-2010). A Kémiai Tudományok Doktori iskolában szerzett doktori fokozatot (2016). Jelenleg a Szervetlen és Analitikai Kémiai Tanszék munkatársa, egyetemi adjunktus pozícióban.

El zetes eredmények a halastavak üledék- és vízmin ségi paramétereinek változásairól különböző takarmányok alkalmazása mellett

Berzi-Nagy László*, Adorján Ágnes*, J. Sándor Zsuzsanna*, Nagy Zoltán*, Tóth Flórián*, Rónyai András*, Gál Dénes*, Kerepeczki Éva*

*Nemzeti Agrárkutatási és Innovációs Központ, Halászati Kutatóintézet, 5540 Szarvas, Anna-liget 8.

Kivonat

Munkánk során három különböző összetétel haltakarmánynak a halastavak üledékére és vízmin ségére kifejtett hatásait vizsgáltuk (növényi (PB), hagyományos gabona-(CT), valamint halliszt és halolaj (FB) alapú takarmány) egy hosszabb távú kísérlet els két évének adatai alapján (2013, 2014), takarmánytípusonként két párhuzamos ponty monokultúrás halastóban. Az üledékben szignifikáns különbséget mutattunk ki 2013-ban a Kjeldahl-nitrogén (CT<FB) és 2014-ben a Ca (PB<CT) esetében. A vízmintákban 2013-ban hét esetben (vezet képesség PB<CT és PB<FB, ammóniumion PB<CT és PB<FB, összes szerves nitrogén PB<CT, Mg PB<CT, Chl-a CT<PB), 2014-ben pedig két esetben találtunk szignifikáns különbséget (KOI CT<PB és CT<FB). El zetes eredményeink alapján a kísérlet két éves id tartama alatt kismérték eltérést tapasztaltunk a kezelések között az üledékben és a vízszlopban.

Kulcsszavak

vízmin ség, üledék, haltenyésztés, ponty

Preliminary results of changes in sediment and water quality parameters in fish ponds applying different feed types

László Berzi-Nagy*, Ágnes Adorján*, Zsuzsanna J. Sándor*, Zoltán Nagy*, Flórián Tóth*, András Rónyai*, Dénes Gál*, Éva Kerepeczki*

*National Agricultural Research and Innovation Centre, Research Institute for Fisheries and Aquaculture, 8 Anna-liget, H-5540 Szarvas, Hungary

Abstract

As part of a long-term project ARRANA (Advanced Research Initiatives for Nutrition and Aquaculture, EU FP7), which aims to develop sustainable alternative aquaculture feeds with reduced levels of fish meal and fish oil, the effects of three different feed types (plant-based diet (PB), fishmeal based diet (FB) and winter-wheat based control diet (CT)) have been analyzed during this study. The preliminary work consists of measuring water and sediment parameters in six semi-intensive earthen ponds stocked with carp fingerlings, two ponds dedicated for each feed type. In the two years (2013, 2014) of the study we examined 10 sediment and 13 water parameters. In sediment there were two significant differences (2013 Kjeldahl-nitrogen CT<FB, 2014 Ca PB<CT). Considering water parameters there were 7 differences in 2013 (conductivity PB<CT and PB<FB, ammonium-ion PB<CT and PB<FB, total inorganic nitrogen PB<CT, Mg PB<CT, chlorophyll-a CT<PB). In 2014 the comparisons produced two significant differences (chemical oxygen demand CT<PB and CT<FB). According to the preliminary results of two-years small differences could be detected and the plant-based diet seemingly not affected adversely the sediment and water parameters.

Keywords

fish feed, fish meal, water quality, sediment

BEVEZETÉS

Az akvakultúra termelés rohamos növekedését a csökken globális halliszt és halolaj kínálat nem tudja kielégíteni, helyette egyre nagyobb arányban jelennek meg növényi takarmányösszetev k, így az akvakultúra szektor növekedése globálisan egyelőre nem lassul (*Asche és társai 2013*). A növényi alapú összetev k akár még javíthatják is a súlygyarapodást (*Abdulrahman és Ameen 2014*). Egyes esetekben pedig akár 98%-os növényi alapú helyettesítés sem gátolja a növekedést és táplálékhasznosítást (*Kaushik és társai 2004*). Kísérleteinket a Haladó kutatási kezdeményezés a táplálkozásért és az akvakultúráért (ARRANA) elnevezés EU FP7-es kutatási együttműködési projekt keretében végeztük. Vizsgálataink tesztalánya a közép-európai édesvízi haltermelés egyik kiemelkedő faja, a ponty (*Cyprinus carpio*) volt, elsődleges célunk különböző takarmánytípusokon felnevelt szülő állomány létrehozása volt. Jelen munkában egy

kísérleti, növényi összetev kb 1 álló haltakarmánynak a halastavak vízmin ségére és üledékére kifejtett hatásait vizsgáltuk, szemben a hagyományos gabona, valamint a kereskedelemben is kapható, mérsékelt halliszt és halolaj tartalmú kiegészítő takarmányokkal.

ANYAG ÉS MÓDSZER

A három takarmányból a gabonaalapú (CT) rölt búzából (10% nyersfehérje) készült, a növényi alapú (PB) nem tartalmazott hallisztet és halolajat, míg a halliszt alapú (FB) takarmánytípusban a halliszt 14-16%-ban, a halolaj 1,65-2,20%-ban volt jelen. A növényi és a halliszt alapú takarmányok célszerűen ugyanolyan mennyiségben tartalmaztak nyersfehérjét (*1. táblázat*).

2012-ben az anyaghalak szaporítása után az ivadékok elnevelés tavakba kerültek, majd 2013-ban takarmánytí-

pusonként 2-2 kísérleti tóba lettek áthelyezve. A tenyésztési időszak 2013-ban júniustól októberig, míg 2014-ben áprilistól novemberig tartott. A félintenzív termelésre beállított kísérleti tavak 1700 m² kiterjedésűek, átlagosan 1,3 m mélyek és földmedrkiépítésűek voltak. A tavak természetes hozamának növelése érdekében évente 450 kg/tó szarvasmarha trágyát juttattunk a tavakba egyenletes időközönként és megosztásban. A kísérlet 21 000 db ivadék/ha (3 700 db ivadék/tó) kihelyezési egyedszársággal indult 2013-ban, és 4 000 db/ha (709 db/tó) egyedszársággal folytatódott 2014-ben.

1. táblázat. A növényi (PB) és a halliszt (FB) alapú takarmányok fő összetevői

Table 1. Main components of plant-based (PB) and fishmeal based (FB) diets

Takarmány-paraméterek	növényi alapú	halliszt és halolaj alapú
Száranyag-tartalom (%)	88,4	88,4
Nyersfehérje (%)	33,5	33,5
Nyersrost (%)	4,4	3,2
Fő összetevők százalékos aránya		
Halliszt (60% fehérje)	-	16,0
Kukorica	27,0	4,0
Teljes olajos szója	9,0	30,7
Szójabab (46% fehérje)	38,3	25,4
Lenolaj	1,8	-
Halolaj	-	1,8

Az üledékmintavételeket évente két alkalommal (tavasszal és ősszel) végeztük, tavanként három-három mintával. Az üledékben az alábbi tíz paramétert vizsgáltuk: száranyag-tartalom, izmítási veszteség, a Kjeldahl-nitrogén, foszfor, kalcium, vas, magnézium, mangán, réz és cink tartalom. Vízmintákat kéthetente vettünk és az alábbi paraméterek kerültek analízisre: pH, elektromos vezetőképesség, dikromátos kémiai oxigénigény, ammónium-ion, összes szerves nitrogén, összes szerves nitrogén, összes nitrogén, összes foszfor, összes lebegőanyag, klorofill-a, feopigment, kalcium és magnézium. A vizsgálatok a NAIK ÖVKI Környezetanalitikai Központ Vizsgáló Laboratóriumában a hatályos Magyar Szabványok szerint történtek. A statisztikai elemzés során leíró statisztikai összehasonlításokat, normalitás-vizsgálatot (Shapiro-Wilk), t-tesztet és Mann-Whitney összehasonlításokat alkalmaztunk, az elemzéshez a MS Office Excel (2007)[®], illetve a Past[®] szoftvercsomagokat alkalmaztuk (Hammer és társai 2001), a szignifikancia-szint p=0,05-nek lett megválasztva, külön „marginális” jelölést adtunk a 0,02-0,05 közötti p értékeknek.

EREDMÉNYEK

A paraméterek átlag- és szórásértékei a 2-3. táblázatban láthatóak. Évenként 30-30 páronkénti összehasonlítást végeztünk az üledékadatokkal. Szignifikáns különbséget két esetben találtunk, 2013-ban a Kjeldahl-nitrogén koncentráció a halalapú takarmánnyal etetett tavakban marginálisan meghaladta a kontrolltavakét (CT<FB, p=0,02), a növényi takarmánnyal etetett tavak azonban nem mutatnak szignifikáns eltérést a másik két kezeléstől. 2014-ben a kalcium koncentrációja a növényi takarmánnyal etetett

tavakban alacsonyabb volt a kontrolltavakéhoz képest (PB<CT), a hallisztet tartalmazó táppal takarmányozott tavakhoz viszonyítva azonban nem mutatott szignifikáns eltérést.

2. táblázat. Az üledékminták paramétereinek átlag- és szórásértékei a vizsgálati években

Table 2. Mean and standard deviation values of sediment parameters in the years of analysis

Üledék		2013		2014	
Paraméter	Takarmány	átlag	szórás	átlag	szórás
száranyag (m/m%)	CT	55,76	12,61	50,09	5,58
	PB	55,48	15,90	53,70	6,20
	FB	58,08	15,16	52,67	4,04
izmítási veszteség (g/kg sz.a.)	CT	27,46	4,79	27,82	3,39
	PB	26,98	6,47	27,36	4,15
	FB	29,12	6,91	28,98	3,03
Kjeldahl-N (mg/kg)	CT	1398,75	322,95	1777,49	396,56
	PB	1897,50	981,44	1742,36	312,95
	FB	2171,43	598,65	2202,17	879,43
Ca (mg/kg sz.a.)	CT	29670,83	1124,75	20117,50	3695,99
	PB	27190,00	13084,85	16502,50	1973,42
	FB	21626,67	5258,86	18155,83	4257,06
Cu (mg/kg sz.a.)	CT	27,77	4,27	28,98	6,71
	PB	26,98	2,93	29,18	8,11
	FB	28,94	5,04	29,92	6,55
Fe (mg/kg sz.a.)	CT	51605,83	17189,93	34196,67	4751,84
	PB	53105,83	20164,98	31355,00	3026,37
	FB	52534,17	20858,72	32399,17	1450,01
Mg (mg/kg sz.a.)	CT	6221,67	4337,01	9743,33	781,16
	PB	6270,00	4468,67	9155,83	1021,14
	FB	5737,50	4137,17	9217,50	497,18
Mn (mg/kg sz.a.)	CT	702,67	416,99	472,58	80,37
	PB	664,25	401,78	446,08	72,97
	FB	751,00	859,55	441,83	34,25
P (mg/kg sz.a.)	CT	672,58	174,89	543,67	60,11
	PB	666,58	199,79	536,00	47,83
	FB	668,08	203,68	589,08	118,03
Zn (mg/kg sz.a.)	CT	82,05	6,51	84,66	5,43
	PB	81,43	3,76	84,04	9,79
	FB	85,21	9,20	86,70	7,72

A vízmintákat elemezve évenként 39-39 összehasonlítást végeztünk. Az elektromos vezetőképesség a növényi takarmánnyal etetett tavakban alacsonyabb volt a másik két kezeléshez képest (PB<CT és PB<FB), továbbá marginálisan az ammóniumion is ilyen tendenciát mutatott (PB<CT, p=0,02 és PB<FB, p=0,03). Az összes szerves nitrogén és a magnézium alacsonyabb koncentrációt mutatott a növényi takarmánnyal etetett tavakban, mint a kontrolltavakban, az összes szerves nitrogén csak marginálisan különbséget mutatott (PB<CT, p=0,04 és PB<CT). A klorofill-a koncentrációja marginálisan nagyobb volt a növényi takarmánnyal etetett tavakban, mint a kontrolltavakban (CT<PB, p=0,02).

2014-ben a dikromátos kémiai oxigénigény a kontrolltavakban alacsonyabb volt a másik két kezeléshez képest, de a halliszttel takarmányozott tavakhoz viszonyítva csak marginális különbséget mutatott (CT<PB és CT<FB, p=0,04).

ÖSSZEFOGLALÁS

Eredményeink alapján a növényi alapú takarmánnyal etetett tavaink üledéke nem mutatott szervesanyag, foszfor, illetve nitrogén felhalmozódást a vizsgálati években. A vízminták adatai szerint 2013-ban az ammóniumion és a szerves nitrogén koncentrációk a növényi takarmánnyal etetett tavakban voltak a legalacsonyabbak. 2014-ben a növényi és a halalapú tápokkal takarmányozott tavak átlagosan nagyobb kémiai oxigénigény értékeket mutattak a gabona takarmánnyal etetett kontroll tavakhoz

viszonyítva, a hallisztes és növényes tavak egymáshoz képest viszont már nem mutattak eltérést. Az eddigi vízmin ségi adataink alapján a növényi alapú takarmánytípus nem okozott min ségbeli romlást a halastavak vízmin ségében. A gabonaalapú takarmányok által el idézett, egyes kutatók által jelzett (*Dulic és társai 2010*) vízmin ségbeli romlást jelenlegi el zetes adataink alapján nem tudjuk meger síteni.

Az eddigi víz- és üledékkémiai adatainkat a jövőben tervezzük kiegészíteni a 2015-ös adatokkal, hogy következtetéseinkre l pontosabb képet kaphassunk.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Jelen munka az ARRINA EU FP7 projekt (No: 288925) támogatásával valósulhatott meg.

3. táblázat. A vízminták paramétereinek átlag- és szórásértékei a vizsgálati években
Table 3. Mean and standard deviation values of water quality parameters in the years of analysis

Víz Paraméter	Takarmány	2013		2014	
		átlag	szórás	átlag	szórás
pH	CT	8,41	8,74	7,65	7,48
	PB	8,38	8,60	7,70	7,58
	FB	8,19	8,47	7,57	7,45
El. vez.kép. (µS/cm)	CT	458,92	40,62	365,89	69,51
	PB	432,97	32,51	360,92	55,60
	FB	456,89	42,01	367,22	77,22
KOI (mg/dm ³)	CT	32,75	10,79	21,47	6,98
	PB	40,11	25,41	29,44	13,02
	FB	34,36	13,30	26,83	12,52
Ammóniumion (mg/dm ³)	CT	0,43	0,47	0,22	0,11
	PB	0,20	0,07	0,24	0,15
	FB	0,37	0,33	0,20	0,08
Összes szerves N (mg/dm ³)	CT	0,41	0,44	0,28	0,15
	PB	0,19	0,09	0,31	0,21
	FB	0,31	0,29	0,30	0,21
Összes szerves N (mg/dm ³)	CT	1,09	0,66	0,78	0,75
	PB	1,54	1,77	1,09	0,91
	FB	1,23	0,69	0,71	0,54
Összes N (mg/dm ³)	CT	1,49	0,64	1,06	0,75
	PB	1,73	1,76	1,40	0,91
	FB	1,54	0,75	1,01	0,55
Összes P (mg/dm ³)	CT	0,20	0,06	0,11	0,09
	PB	0,20	0,12	0,15	0,09
	FB	0,20	0,07	0,12	0,06
Összes leveg anyag (mg/dm ³)	CT	42,82	24,48	35,09	24,79
	PB	47,35	34,80	36,61	25,28
	FB	44,29	24,68	40,75	23,86
Klorofill-a (µg/dm ³)	CT	67,14	54,83	62,09	50,90
	PB	155,78	221,54	69,69	50,25
	FB	78,37	61,47	71,20	53,56
Feopigment (µg/dm ³)	CT	13,40	15,36	14,74	11,02
	PB	22,54	52,01	16,50	12,53
	FB	11,39	10,81	19,17	15,43
Ca (mg/dm ³)	CT	38,24	7,57	34,64	6,06
	PB	36,29	8,16	34,76	6,12
	FB	38,57	8,99	34,66	6,37
Mg (mg/dm ³)	CT	15,26	1,72	10,39	2,20
	PB	14,33	1,30	10,40	1,79
	FB	15,03	1,75	10,34	2,39

IRODALOM

Abdulrahman, N.M., H.J.H. Ameen (2014): Replacement of fishmeal with microalgae *Spirulina* on Common carp weight gain, meat and sensitive composition and survival. *Pakistan Journal of Nutrition*. 13(2): 93-98.

Asche, F., A. Oglend, S. Tveteras (2013): Regime shifts in the fish meal/soybean meal price ratio. *Journal of Agricultural Economics*. 64(1): 97-111.

Dulic, Z., G. Subakov-Simic, M. Ciric, R. Relic, N. Lakic, M. Stankovic, Z. Markovic (2010): Water quality in semi-intensive carp production system using three

different feeds. *Bulgarian Journal of Agricultural Science*. 16 (3): 266-274.

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

Kaushik, S.J., D. Covès, G. Dutto, D. Blanc (2004): Almost total replacement of fish meal by plant protein sources in the diet of a marine teleost, the European seabass, *Dicentrarchus labrax*. - *Aquaculture*. 230: 391-404.

A SZERZ K



BERZI-NAGY LÁSZLÓ 2011-ben biotikus szakirányú hidrobiológus (MSc) fokozatot szerzett a Debreceni Egyetemen. 2011-ben megkezdte tanulmányait a Debreceni Egyetem Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola hallgatójaként. 2014-től a Nemzeti Agrárkutatási és Innovációs Központ (NAIK) Halászati Kutatóintézetének alkalmazottja, tudományos segédmunkatársi státuszban.

ADORJÁN ÁGNES 2011 és 2013 között a Halászati és Öntözési Kutatóintézet szakasszisztense volt. 2014-től tudományos segédmunkatársi viszonyban áll a Halászati Kutatóintézetrel. Szintén 2014-ben kezdte meg PhD tanulmányait, témája: „Új, innovatív tápok tesztelése a tógazdasági pontytermelés jövedelmezőségének és fenntarthatóságának érdekében”.

DR. JAKABNÉ SÁNDOR ZSUZSANNA 1995-ben kémia-fizika (MSc) tanári fokozatot szerzett a Babes-Bolyai Tudományegyetemen, majd kémia tudományágban doktori státuszt (PhD) szerzett a Budapesti M szaki Egyetemen 2005-ben. 1998-ban tudományos segédmunkatársi státuszban állt a Haltenyésztési Kutatóintézetben, a későbbiekben intézeti mérnök, tudományos munkatárs, tudományos f munkatárs, osztályvezető -helyettes, osztályvezetőként állt alkalmazásban, 2016-tól tudományos igazgató-helyettes státuszban dolgozik a Halászati Kutatóintézetben.

NAGY ZOLTÁN 2012 óta a Nemzeti Agrárkutatási és Innovációs Központ, Halászati Kutatóintézetének tudományos segédmunkatársa. 2013-ban kezdte meg PhD tanulmányait a Kaposvári Egyetem Állattenyésztési Tudományok Doktori Iskolájában, melynek témája: „Környezetbarát tavi intenzív harcsanevelés technológiáját megalapozó kutatások”.

TÓTH FLÓRIÁN 2014-ben biológusként (MSc) végzett a Szegedi Tudományegyetemen. 2014 óta az FM által indított NAIK Kutatói utánpótlást elsegítő program 2-ben fiatal kutatói státuszban vesz részt. PhD tanulmányait 2015-ben kezdte meg az SZTE Környezettudományi Doktori Iskolájában. 2014- és 2015 között intézeti mérnökként, illetve 2015-től tudományos segédmunkatársi munkát végez a NAIK Halászati Kutatóintézetében.

DR. GÁL DÉNES 1998-ban agrármérnökként végzett a Pannon Agrártudományi Egyetemen. Doktori fokozatát 2007-ben a Debreceni Egyetemen szerezte meg. 1999-től a Haltenyésztési Kutatóintézetben, majd később a Halászati és Öntözési Kutatóintézetben tudományos segédmunkatárs, tudományos munkatárs, témacsoportvezető -helyettes, tudományos f munkatárs, illetve osztályvezetői státuszban végzett tudományos munkát. 2014-től a NAIK Halászati Kutatóintézetének intézetiigazgatója, illetve tudományos f munkatársa.

DR. KEREPECZKI ÉVA 1998-ban ökológus ágazatú biológusként végzett a József Attila Tudományegyetemen. 2006-ban doktori fokozatot szerzett (PhD) környezeti tudományokból a Debreceni Egyetemen. 1999-től a Haltenyésztési Kutatóintézetben, majd később a Halászati és Öntözési Kutatóintézetben tudományos segédmunkatárs, tudományos munkatárs, majd tudományos f munkatársi munkát végzett tudományos munkát. 2015-től a NAIK Halászati Kutatóintézetében osztályvezetői státuszban dolgozik.

DR. RÓNYAI ANDRÁS 1991-ig a HAKI tenyésztési programvezetője, majd Termelés technológiai osztályvezető. 1992-től tudományos munkatárs, f munkatárs, majd témavezető a Korszerű haltermelési technológiák fejlesztése témacsoportban. 2006-tól 2007-ig a Halbiológia és akvakultúra osztályvezető -helyettese, majd 2008-tól 2012-ig az Akvakultúra rendszerek osztályvezetője. 2013 és 2015 között a HAKI kutatási igazgatóhelyettese volt. 2016-tól tudományos tanácsadói szerepet tölt be.

Mely tényezők határozzák meg a Sajó fitoplanktonjának kovaalga összetételét?

Bolgovics Ágnes*, Ács Éva**, Várbíró Gábor***, Kiss Keve Tihamér**, Borics Gábor***

* Eötvös Loránd Tudományegyetem, 1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/A.

** MTA ÖK Duna Kutató Intézet, 1113 Budapest, Karolina u. 29.

*** MTA ÖK DKI Tisza-kutató Osztály, 4026 Debrecen, Bem tér 18/C.

Kivonat

A Sajó teljes vízgyűjtő területét érintő hidrológiai vizsgálataink során arra a kérdésre kívántunk választ kapni, hogy egy ritrális folyó fitoplankton összetételét milyen mértékben határozzák meg a különböző típusú aljzatok közösségei? Kutatásaink során arra a megállapításra jutottunk, hogy a fitoplanktonhoz a növényeken található bevonat fajösszetétele hasonlított leginkább. A rendszérgé függvényében összehasonlítva az aljzatok és a plankton mikroflórájának összetételét, a harmadrendű vízfolyások esetén tapasztaltunk szignifikáns eltérést a növény és a köv aljzat bevonatának fajösszetétele között, ebben az esetben is a növényi aljzat bevonatának fajösszetétele állt legközelebb a plankton összetételéhez, míg legtávolabbi a köv aljzat bevonata volt. Vizsgáltuk a különböző rendű vízfolyások mintáinak egymástól való átlagos távolságát is. A másodrendű vízfolyások mintái hasonlítottak egymásra a legjobban, az első, harmad és negyedik rendűek esetén a minták között jelentősebb eltérés volt tapasztalható, ami nagyobb habitat-diverzitásra utal. A planktonikus Centrales fajok megjelenésével kapcsolatban megállapítottuk, hogy ezek a fajok már a legfelső szakaszok bevonatában is megtalálhatóak, ami a mesterséges tározók jelenlétének köszönhető.

Kulcsszavak

Sajó, rhithroplankton, rendszérgé, aljzat

What factors determine the diatom composition of the Sajó river?

Abstract

The rhithroplankton and the benthic diatom assemblages of the whole catchment area of Sajó river were investigated. Diatoms attached to macrophytes were the most similar to the phytoplankton at catchment scale. On the scale of the stream orders this characteristic could be observed exclusively in the rivers of third order. Diatom compositions of the benthic substrates were also compared in each site. Benthic diatom assemblages of the substrates in the second order rivers showed greater similarity to each other. In case of the benthic assemblages of first, third and fourth order rivers higher among-sample differences were observed. Planktic species were found in the benthos of the uppermost river sections which is probably due to the presence of artificial reservoirs.

Keywords

Sajó rhithroplankton, river orders, substrates

BEVEZETÉS

A vízfolyások fizikai jellemzőivel párhuzamosan az élőlényközösségek szerkezeti és funkcionális sajátosságai is folyamatosan változnak a folyók teljes hossza mentén, a forrástól a torkolatig (*Vannote és társai 1980*). E változások fitoplankton esetén is megfigyelhetők, ugyanis a felső folyószakaszok élőlényközösségeit elsősorban bentonikus elemek alkotják, míg a valódi planktonikus fajok a folyók alsó szakaszain jelennek csak meg (*Szemes 1948, 1967a, 1967b, Uherkovich 1971, Vánca 1974*).

A nagy folyók fitoplankton összetételére vonatkozóan számos tanulmány jelent meg, de ezek döntő része a vízfolyások alsó szakaszával foglalkozik, így a felső szakaszokra vonatkozó ismereteink rendkívül hiányosak. Ismert, hogy a folyók felső szakaszain a bentikus habitatokból bekerülő elemek alkotják a fitoplankton közösségeit jelentős részét. Jóllehet, csaknem minden algadivízióknak vannak bentonikus képviselői, a vízfolyások esetén a bentosz döntő részét három algacsoport, a fonalas zöldalgák, a cianobaktériumok és kovaalgák adják, és ezek képezik a plankton döntő részét is (*Pozderka és társai 2014*).

Korábbi vizsgálatainkból tudjuk, hogy a ritrális vízfolyások fitoplankton összetételét és diverzitását, nemcsak

sztochasztikus események befolyásolják, hanem különböző hidromorfológiai tényezők is fontos szerepet játszanak kialakításában. Éppen ezért vizsgálataink során arra kerestük a választ, hogy a ritrális folyók fitoplanktonjának összetételéhez milyen mértékben járulnak hozzá a különböző aljzatok közösségei? Emellett kíváncsiak voltunk arra is, hogy a valódi planktonikus elemek mely folyószakaszok bentikus közösségeiben fordulnak elő leginkább?

ANYAG ÉS MÓDSZER

Mintavételi hely

A mintavétel alapjául szolgáló vízfolyások a Sajó vízgyűjtő területéhez tartoznak. A Sajó a Tisza második legnagyobb jobbparti mellékfolyója, amelynek vízgyűjtőjén a vízfolyások rendszérgéje 1-4-ig változik. A Sajó felső szakasza és mellékfolyói durva mederanyagú, ritrális jellegű hegy- és dombvidéki vízfolyások.

Mintavétel és mintafeldolgozás

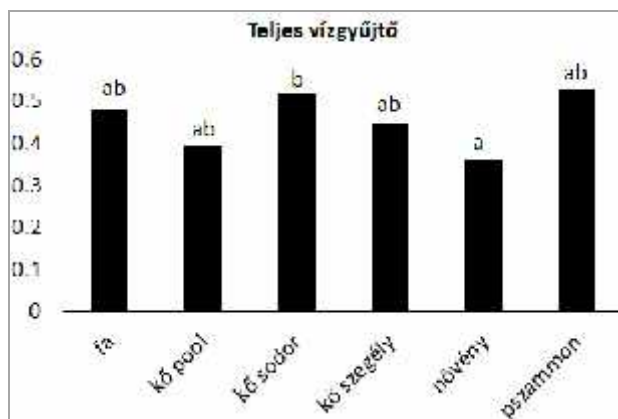
A Sajó teljes vízgyűjtőjén összesen 42 mintavételi helyet jelöltünk ki, melyek valamennyi vízfolyás típusát érintették. A mintavételre 2012 júliusában került sor. A fitoplankton mintavétel 10 µm-es szemszűrővel

planktonhálival történt, mely során 20 liter sodorvonalban merített mintát szűrtünk át. A bevonatmintákat a következő aljzatokról gyűjtöttük: fa, kő a sodorvonalból, kő a medencéből valamint a meder széléről, növény, illetve pszammion. További változók (vízmélység, meder szélessége, domináns aljzat relatív gyakorisága) a helyszínen kerültek meghatározásra. A fitoplankton mintákból a bevonat mintákhoz hasonlóan tartós preparátumokat készítettünk. A minták szerves anyag tartalmának eltávolításához hidrogén-peroxidot, valamint 1-2 csepp HCl-t használtunk. Az így megtisztított mintákat gyantába ágyaztuk és 1000×-es nagyítás mellett azonosítottuk a fajokat. A folyók rendjének terepi megfigyelései és a vízgyűjtő térképe alapján adtuk meg.

A statisztikai elemzés során a különböző aljzatok planktonhoz való hozzájárulásának jellemzéséhez megadtuk a plankton és az aljzatok mikroflórája közötti euklidészi távolságokat. Egy adott mintavételi pont esetén a különböző aljzatok mikroflórája közötti különbségeket a közöttük számolható távolságok átlagos értékével jellemeztük. A szignifikancia vizsgálatát Kruskal-Wallis ANOVA-val végeztük.

EREDMÉNYEK

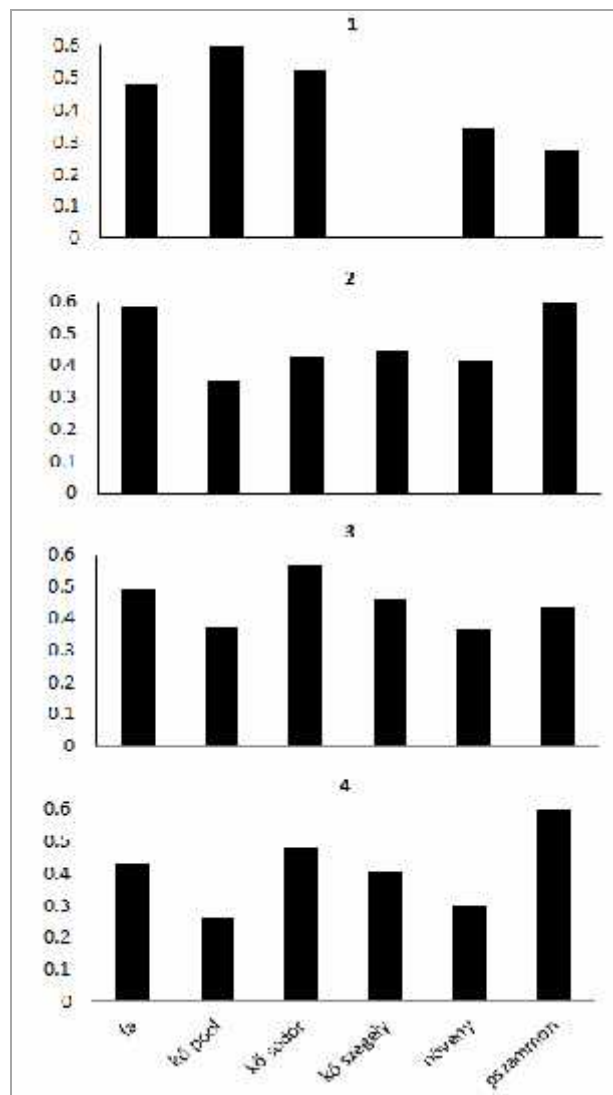
A teljes vízgyűjtő területre megadtuk a különböző aljzatok és a plankton flórája közötti távolságokat. Eredményeink alapján elmondható, hogy valamennyi aljzat mikroflórája közel azonos távolságot mutatott a planktontól. A plankton fajösszetétele legjobban a növényen (fonálas zöldalga, moha) található bevonat összetételéhez hasonlított, míg legtávolabb a „kő sodor” minta összetételétől volt. E két aljzat távolsága között szignifikáns volt az eltérés (1. ábra).



1. ábra. A vizsgált aljzatok és a plankton átlagos távolsága a teljes vízgyűjtő esetén

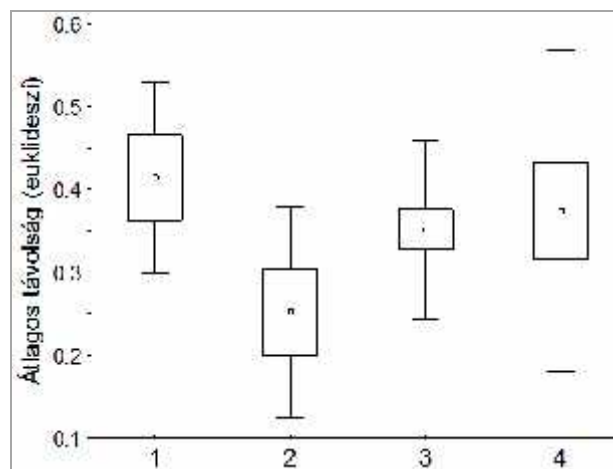
Figure 1. Mean Euclidean distances between the benthic substrates and phytoplankton samples in case of the whole catchment area

Ezen eltéréseket vizsgáltuk a rendjének függvényében is. A különböző rendű vízfolyások esetén kizárólag a harmadrendű vízfolyásoknál tapasztaltunk szignifikáns eltérést a kő sodor és a növény aljzatok planktontól való távolsága között (2. ábra).



2. ábra. A vizsgált aljzatok és a planktonikus mikroflóra átlagos (euklidészi) távolsága különböző rendű vízfolyások esetén

Figure 2. Mean Euclidean distances of diatom assemblages between the substrates and the phytoplankton in the river groups defined by the river orders

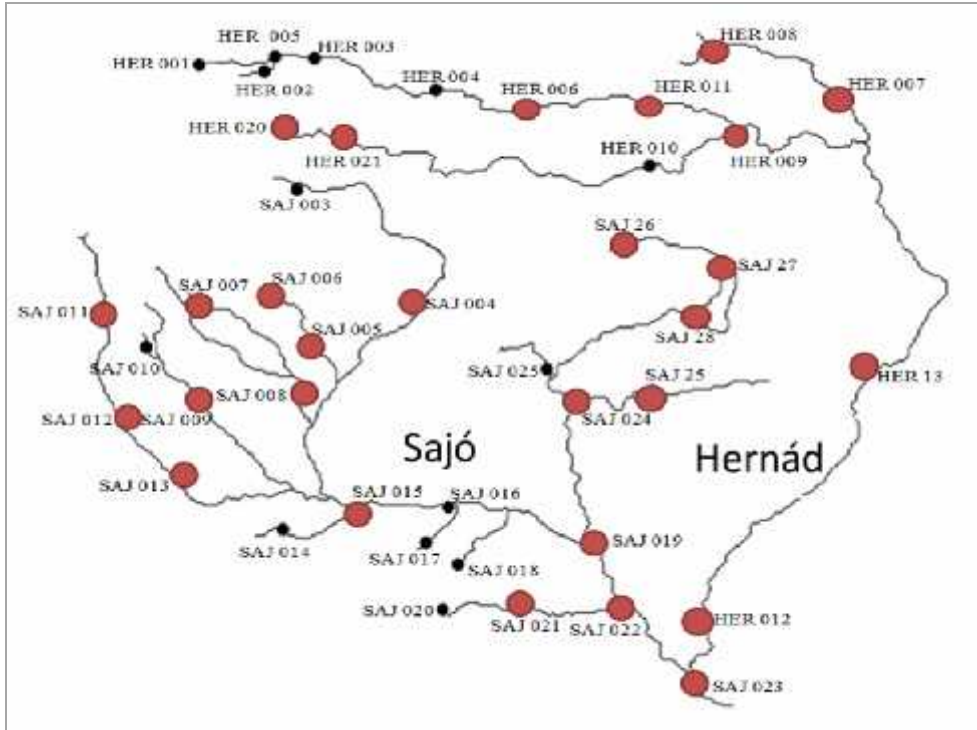


3. ábra. A különböző rendű vízfolyások mintái közötti átlagos Euklidészi távolság

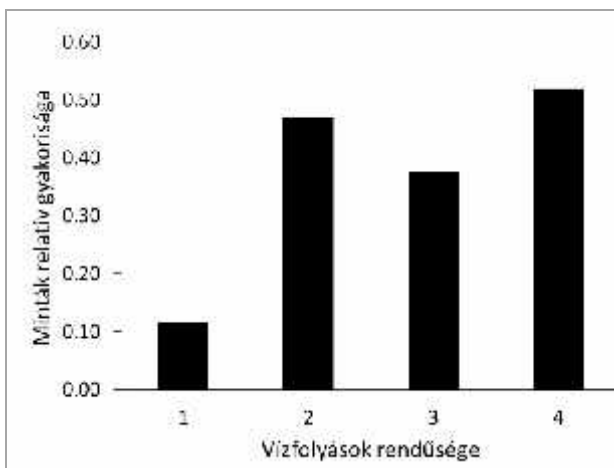
Figure 3. Mean Euclidean distances between the microflora of the various benthic substrates in different river orders

A bentikus minták fajösszetétele között a különböző rend vízfolyások esetén nem volt lényeges különbség a minták közti átlagos távolságok tekintetében. A másodrendű vízfolyásokban hasonlítottak egymásra leginkább a minták, míg az első-, harmad- és negyedrendű vízfolyások esetén a távolságok közel azonosnak bizonyultak (3. ábra).

A bevonatban már a vízfolyások legfelsőbb szakaszairól származó mintákban is találtunk planktonikus fajokat (4. ábra). Ezen fajok közül a *Cyclostephanos invisitatus*, *Cyclotella atomus* és *Cyclotella meneghiniana* fordultak el a legtöbb mintában. A fajgazdagság a vízfolyások mentén a torkolat felé haladva növekedett.



4. ábra. A planktonikus fajok el fordulása (nagy méretű pontok) a teljes vízgyűjtőn
Figure 4. Occurrence of planktic species (red dots) in the whole catchment area



5. ábra. A planktonikus fajokat tartalmazó minták aránya a különböző rendű vízfolyásokban
Figure 5. Percentage of samples which contain planktic species in the rivers of different order

Planktonikus fajokat legkisebb arányban az elsőrendű vízfolyások, míg legnagyobb arányban a negyedrendű vízfolyások bevonat mintái tartalmaztak. Az elsőrendű vízfolyások esetén a minták csupán 10%-a, ugyanakkor a másod-, harmad- és negyedrendű vízfolyások esetén a minták csaknem 50%-a tartalmazott planktonikus fajokat (5. ábra).

EREDMÉNYEK ÉRTÉKELÉSE

Eredményeink alapján elmondható, hogy valamennyi aljzat mikrofórája közel azonos távolságot mutatott a planktontól. A ritroplankton összetétele első sorban a laza aljzatok, a vízben élő növények bevonatához áll legközelebb, és leginkább a sodor vonalból gyűjtött bevonatától különbözik. Ennek oka lehet, hogy az a mikroflóra, ami a kő sodorra jellemző, vélhetően jól adaptálódott ahhoz a stresszhez, amit az erdő teljes sodrás eredményez és így nagyobb mechanikai energia szükséges az eltávolításához, mint a laza szerkezetű növényi bevonatok esetén.

A rendszér növekedésével a vízfolyások számos fontos jellemzője (víz hőmérséklet, oxigén tartalom, vízmélység) gradiens jellegű változást mutat. Ezzel szemben a minták közötti átlagos távolság tekintetében a különbség nem volt szignifikáns. Azzal, hogy különböző anyagú és pozíciójú aljzatokat gyűjtöttünk, egyben azt is feltételeztük, hogy eltérő habitátokat mintázunk. Az aljzatok hasonlósága ugyanakkor azt jelenti, hogy a habitat diverzitás tekintetében nincs nagy különbség az egyes vízfolyások között. Meg kell azonban jegyezni, hogy a minták közötti legszélsőséges különbségek a negyedrendű vízfolyásokat jellemezték. Egy adott ponton a habitátok mikrofórája rendkívül hasonló és olykor nagyon eltérő is lehet.

A planktonikus formák el fordulási gyakoriságának tekintetében azt vártuk, hogy a vízfolyások rendjének emelkedésével párhuzamosan egyre több mintában fogunk találni planktonikus elemeket. Ezzel szemben azt tapasztaltuk, hogy a planktonikus formák csak az érintetlennek tekinthető, elsőrendű vízfolyások mintáiból hiányoztak. A másod-, harmad- és negyedrendű vízfolyások csaknem felében el fordultak a planktonikus elemek. Potamális vízfolyásoknál igazoltuk, hogy a bentikus habitatokban is jól szaporodnak a planktonikus formák (Stoyneva és társai 1994; Istvánovics és társai 2011). A Sajó vízrendszerében azonban valószínűleg nem erről van szó. A mintavételi pontjaink tágabb környezetének vizsgálata során azt tapasztaltuk, hogy a vízgyűjtő mesterséges és/vagy természetes állóvizek találhatóak már a legkisebb, első és másodrendű vízfolyások esetében is. Ezek azok az élőhelyek, amelyekből az inokulumok a folyóvizekbe kerülnek.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

A kutatás a GINOP-2.3.2-15-2016-00019 és az OTKA K104279 támogatásával valósult meg.

IRODALOM

Istvánovics, V., Honti, M. (2011). Phytoplankton growth in three rivers: The role of meroplankton and the benthic retention hypothesis, *Limnol. Oceanogr.*, 56 (4), 2011, 1439-1452.

Pozderka V., Bolgovics Á., Borics G., Görgényi J.

A SZERZŐK



BOLGOVICS ÁGNES az Eötvös Loránd Tudományegyetem Környezettudományi Doktori Iskola III. éves hallgatója. Kutatási területe az állóvizek és vízfolyások kovaalga közösségeinek vizsgálata.

PROF. DR. ÁCS ÉVA az MTA doktora, a Magyar Tudományos Akadémia Duna-kutató Intézete, a Hidro- és Növényökológiai Osztály osztályvezetője, tudományos tanácsadó. Kutatási területe az álló- és folyóvizek bentikus kovaalga közösségeinek taxonómiai és ökológiai vizsgálata.

(2014). Milyen kapcsolat van a vízfolyások felszakaszának fitoplanktonja és bentikus algaközösségei között? *HIDROLÓGIAI KÖZLÖNY* 94:(5-6) pp. 77-78.

Stoyneva, M. P. (1994). Shallows of the lower Danube as additional sources of potamoplankton. *Hydrobiologia* 289: 171–178.

Szemes, G., (1948). A Zagyva-folyó kovamoszatainak elterjedése a forrástól a torkolatig. *Borbásia* 8, 89–112.

Szemes, G., (1967a). Systematisches Verzeichnis der Pflanzenvelt der Donau mit einer zusammenfassenden

Erläuterung. In: LIEPOLD, R. (ed.), *Limnologie der Donau*, 70–131. Schweizer-Bartsche Verlag, Stuttgart.

Szemes, G., 1967b: Das Phytoplankton der Donau. In: LIEPOLD, R. (ed.), *Limnologie der Donau*, 158–179. Schweizer-Bartsche Verlag, Stuttgart.

Váncsa, A. L., (1974). Additional data to algae composition of rivers in Northern Hungary considering especially the assessment of water quality conditions. *Hidrológiai Közlemény* 9, 419–415.

Vannote, R. L., Minshall, W. G., Cummins, K.W., Sedell, J. R., Cushing, C.E., (1980). The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37, 130–37.

Uherkovich, G., (1971). Phytoplankton of Tisza River. *Szolnok Megyei Múzeumi Adattár* 20–22, 1–282.

PROF. DR. KISS KEVE TIHAMÉR az MTA doktora, Magyar Tudományos Akadémia Duna-kutató Intézetének kutató professzor emeritusa. Kutatási területe a folyóvízi fitoplankton közösségek vizsgálata, álló- és folyóvizek planktonikus (Centrales) kovaalga közösségeinek taxonómiai és ökológiai vizsgálata.

DR. BORICS GÁBOR az MTA Duna-kutató Intézet, Tisza-kutató Osztályának osztályvezetője, tudományos főmunkatárs. Kutatási területe az álló- és folyóvizek fitoplankton alapú ökológiai állapotértékelése.

DR. VÁRBÍRÓ GÁBOR az MTA Duna-kutató Intézet, Tisza-kutató Osztályának tudományos munkatársa. Kutatási területe az álló- és folyóvízi rendszerek élőlényközösségei diverzitásának, valamint tér- és időbeli változásainak vizsgálata.

Fenolos vegyületek mikrobiológiai lebontásának vizsgálata természetes és mesterséges környezetekben

Csitári B.^{*}, Fikó D. R.^{**}, Kovács E.^{**}, Szabó A.^{*}, Jurecska L.^{*}, Mentés A.^{*}, Táncsics A.^{***}, Máthé I.^{**}, Felföldi T.^{*,**}

^{*} Eötvös Loránd Tudományegyetem, Mikrobiológiai Tanszék; H-1117 Budapest, Pázmány Péter stny. 1/c. (E-mail: tamas.felfoldi@gmail.com)

^{**} Sapientia Erdélyi Magyar Tudományegyetem, Biomérnöki Tanszék; Ro-530104 Csíkszereda, Szabadság t. 1.

^{***} Szent István Egyetem, Környezetipari Regionális Egyetemi Tudásközpont; H-2100 Gödöllő, Péter Károly u. 1.

Kivonat

Fenolos vegyületek el fordulhatnak természetes környezetekben (pl. bomló növényi anyagokban gazdag vizekben), de az emberi tevékenység hatására keletkez szennyvizek is nagy mennyiségben tartalmazhatnak ilyen anyagokat. Az általuk okozott környezet-szennyezésnek káros hatásai lehetnek az élő szervezetekre, ezért gondoskodni kell az eltávolításukról, amelyre a biológiai módszerek kiválóan alkalmasak. Kutatásunk során egyik célunk az volt, hogy olyan törzseket izoláljunk, amelyek képesek hatékonyan lebontani a fenolos anyagokat. A szennyezett élő helyeken túl vizsgálatainkat kiterjesztettük a bomló növényi szerves anyagokban gazdag vizes élőhelyek baktériumközösségének felmérésére az ezekben a környezetekben elforduló, természetes úton keletkező fenolos anyagok mennyiségének tükrében. Ezáltal a fenolos vegyületek természetes élőhelyeken lévő elfordulásának és lehetséges lebontó szervezeteinek megismerése volt a célunk, hiszen az ezeken az élőhelyeken zajló átalakulási folyamatok kevésbé ismertek még a tudomány számára. A közösségek összetételének vizsgálata és az izolált törzsek taxonómiai azonosítása a 16S rRNS gén bázissorrend elemzése alapján történt. A vizsgált hulladéklerakó csurgalékvizét kezel bioreaktorból és a szennyezett sós tóból izolált törzsek az *Acinetobacter*, *Raoultella*, *Pusillimonas*, *Arthrobacter*, *Vibrio*, *Aeromonas*, *Haemophilus*, *Georgenia*, *Corynebacterium*, *Achromobacter*, *Stenotrophomonas* és a *Thermomonas* nemzetségekbe tartoznak. A törzsek fenolbontó képességét a szennyezett anyagot egyedüli szénforrásként tartalmazó tápelvekkel vizsgáltuk. Emellett az izolált törzsekben a többkomponensű fenol-hidroxiláz egyik alegységét kódoló funkciógén jelenlétének PCR módszerrel történő kimutatása is több esetben sikerrel járt. A bomló növényi anyagokban gazdag természetes élőhelyeken szintén sikerült fenolos anyagokat kimutatnunk, azonban a potenciálisan fenolbontó baktériumközösség itt teljesen más összetétellel rendelkezett. Véleményünk szerint a növényi biomasza minősége és a vizes élőhelyek pH-ja egyaránt meghatározó szereppel bír a természetes élőhelyeken zajló biodegradációs folyamatokban.

Kulcsszavak

fenol, biodegradáció, bioreaktor, tenyésztés, piroszekvenálás, fenol-hidroxiláz, *pheU* gén

Examination the microbial degradation of phenolic compounds in natural and artificial environments

Abstract

Phenolic compounds can occur in natural environments (e.g. in aquatic habitats rich in humic substances), but several types of wastewaters also contain these compounds in large quantities. These pollutants have harmful effects on living organisms, therefore they should be removed prior wastewater discharge, for which biological techniques are suitable. During this research, one major goal was to isolate bacterial strains, which can metabolize phenolic compounds. Bacterial communities of aquatic habitats which contain huge amounts of organic compounds originating from decomposing plant material were also examined parallel with the detection of naturally produced phenols. This aimed to reveal the distribution of phenolic compounds in natural environments and the bacterial communities potentially metabolizing these molecules, since phenol-biodegradation processes occurring in natural habitats are not well-known. The taxonomic identification of bacterial communities and individual strains was based on the 16S rRNA gene. Strains isolated from the bioreactor treating landfill leachate and from the polluted salt lake belonged to the genera *Acinetobacter*, *Raoultella*, *Pusillimonas*, *Arthrobacter*, *Vibrio*, *Aeromonas*, *Haemophilus*, *Georgenia*, *Corynebacterium*, *Achromobacter*, *Stenotrophomonas* and *Thermomonas*. The phenol biodegradation ability of these strains was tested using medium that contained phenol as a single carbon source. Detection the presence of the gene encoding a subunit of the multicomponent phenol hydroxylase with PCR was also successful in the case of the bacterial isolates. Furthermore, phenolic compounds were detected in the studied natural habitats rich in plant-derived organic material, and these environments were characterized with different bacteria potentially involved in the degradation of phenol. We hypothesize that both the quality of biomass and the pH of the water have significant effect on the biodegradation processes occurring in natural habitats.

Keywords

phenol, biodegradation, bioreactor, cultivation, pyrosequencing, phenol hydroxylase, *pheU* gene

BEVEZETÉS

A fenolos vegyületek hidroxilcsoportot tartalmazó aromás vegyületek, amelyekben az OH-csoport közvetlenül az aromás gyűrűhöz kapcsolódik. A fenolos vegyületek természetes körülmények között a szerves anyagok bomlásakor keletkeznek és kerülnek a környezetbe, tavakban például a huminanyagok degradációja során (Thurman

1985, Hutalle-Schmelzer és társai 2010). A fenolvegyületek széleskörű alkalmazásuk miatt számos iparág tevékenysége által termelt szennyvízben megtalálhatóak, mint például a gyógyszer-, petrokémiai-, cellulóz-, bors- és a kőolajiparban, valamint a kőszőlővel és a növényvédőszer-gyártók által kibocsátott szennyvízben is jelen lehetnek (Li és társai 2003). A 67/548/EGK

irányelv veszélyes anyagokra vonatkozó osztályozási rendszere szerint a fenol mérgező (T) és maró (C) anyagnak minősül, lenyelve, belélegezve mérgező. A fenol LD₅₀ értéke 317 mg/kg (patkányra vonatkoztatva), amely érték megadja, hogy az adott vegyületből 1 mekkora mennyiség okozza 24 órán belül a kísérleti állatok 50%-ának pusztulását. Az élő szervezetekre gyakorolt toxikus hatása mellett mutagén és karcinogén tulajdonságokkal is rendelkezik (Wang és társai 2014). Ezért kiemelt fontosságú a vegyület élő vizekben való eltávolítása.

A fenolbontó baktériumok segítségével a szennyvizek fenolos szennyezéseit megszüntethetjük. Számos aerob mikroorganizmus képes hasznosítani a fenolt és vegyületeit egyedüli szén- és energiaforrásként. Korábbi kutatások kimutatták, hogy a *Pseudomonas*, *Comamonas*, *Acidovorax*, *Alcaligenes*, *Castellaniella*, *Acinetobacter*, *Ottowia*, *Limnobacter* és a *Rhodococcus* nemzetségek tagjai jó fenolbontó képességekkel, nagy részüket mesterséges környezetből (bioreaktorból) izolálták, azonban természetes körülmények között is előfordulhatnak fenolbontó baktériumok (Zhang és társai 2004, Felföldi és társai 2010, Vedler és társai 2013).

Kutatásunk során egy hulladéklerakó csurgalékvizét kezelő bioreaktor és egy szennyezett sós tó bakteriális diverzitását vizsgáltuk részletesebben, továbbá bomló növényi szerves anyagokban gazdag vizes élőhelyek baktériumközösségét elemeztük az ott előforduló, természetes úton keletkező fenolvegyületek mennyiségének tükrében. Célunk volt a fenolos vegyületek természetes élőhelyeken előfordulásának és lehetséges lebontó szervezeteinek megismerése, hiszen ezeken az élőhelyeken zajló átalakulási folyamatok kevésbé ismertek még a tudomány számára. Ezzel párhuzamosan különböző fenol-koncentrációjú táplevesek segítségével kísérletesen vizsgáltuk az izolált törzsek fenolbontó képességét, valamint teszteltük a többkomponensű fenol-hidroxiláz egyik alegységét kódoló funkciógén (*pheU*) jelenlétét - a polimeráz láncreakció módszerét (PCR) alkalmazva - annak érdekében, hogy a potenciálisan fenolbontó baktériumokat azonosíthassuk a törzsgyűjteményben.

ANYAG ÉS MÓDSZER

Kutatásunk során két fenolos anyaggal szennyezett helyen 1 és három természetes vizes környezetben 1 vettünk mintát. A mintavételi helyszínek megválasztása során olyan vizeket szerettünk volna vizsgálni, amelyekben feltételezhetően megtalálható a fenol, akár természetes, akár mesterséges módon került is a vízbe. A marosújvári (Románia) szennyezett sós tó egy sóbánya üregének beomlása során keletkezett, elnyelve egy áruházat teljes árukészletével együtt, így az ezekben 1 kioldódó anyagok végett jelen lehetnek fenolos vegyületek. A hulladéklerakó csurgalékvizét kezelő bioreaktor (Szőkelyudvarhely határában, Románia) pedig a hulladékból származó szennyezés miatt rendelkezhet számottevő fenol-koncentrációval. A vizsgált természetes élőhelyek bomló növényi szerves anyagokban gazdag barna víz tavak voltak, ahol valószínűsíthető volt a természetes úton keletkező fenolos vegyületek jelenléte. A három természetes helyszín kü-

lönöz környezeti adottságokkal bír: 1.) a Kolon-tó (Izsák határában, Magyarország) egy édesvízi mocsár (Mentes és társai 2016); 2.) a Sós-ér (Dunatetőlen határában, Magyarország) a színes szikes tavak közé tartozó tó (Boros és társai 2013), amely lúgos kémhatású vízzel rendelkezik, 3.) a Mohos-tó zegláp legnagyobb lápszeme (Tusnádfürdő közelében, Románia), amelynek vize savas kémhatású (Felföldi és társai 2016).

A minták fenol-indexét spektrofotométeres abszorbancia méréssel határoztuk meg a vonatkozó nemzetközi szabvány (MSZ 1484-1:2009) szerint. A hozzáadott két reagens alfa-amino-antipirin és K-hexaciano-ferrát) színváltozással jelzi a fenol jelenlétét a vizsgált mintában.

A mintavételi helyek baktériumközösségének azonosítása a bakteriális riboszóma kis alegységét alkotó RNS-t kódoló gén (16S rRNS) szekvencia elemzése alapján történt (Szabó és társai 2015). Ennek főbb lépései az alábbiak voltak: a közösségi DNS kivonását követően a vizsgálni kívánt DNS szakaszt PCR módszerrel felszaporítottuk, a PCR termékeket a High Pure PCR Cleanup Micro Kit (Roche) segítségével megtisztítottuk, a DNS bázissorrend meghatározást megelmez emulziós PCR-t a Roche GS Junior Titanium emPCR Kit-tel végeztük a gyártó utasításai alapján, végül a piroszekvenálás a Roche GS Junior genetikai analízátorral történt.

A törzsek izolálását a bioreaktorból és a marosújvári sós tóból végeztük. A helyszín 1 gyűjtött mintákból fenolt egyedüli szénforrásként tartalmazó ásványi táplevesben (Zhang és társai 2007) dúsítást végeztünk. A dúsított közösségből R2A táptalajon baktériumtörzseket izoláltunk, amelyeket 16S rRNS gén báziselemzés alapján (a szekvenálás menetét ld. részletesebben Máthé és társai 2014) azonosítottunk az EzTaxon adatbázis alapján (Kim és társai 2014). Az izolált törzsek fenolbontó képességét fenolt különböző koncentrációban (100, 300, 500, 700 és 1000 mg/L) tartalmazó táplevesekkel vizsgáltuk.

Elvégeztük továbbá a törzsek funkciógén alapú vizsgálatát is, amely során specifikus primerek segítségével (Vedler és társai 2013) a többkomponensű fenol-hidroxiláz enzim egyik alegységét kódoló gén (*pheU*) jelenlétét PCR módszerrel mutattuk ki. Több esetben a termékek nukleotid szekvenciájának meghatározása is megtörtént (ld. fentebb). A filogenetikai elemzést MEGA6 program segítségével (Tamura és társai 2013) végeztük el, beleértve a legmegfelelőbb nukleotid szubsztitúciós modell kiválasztásának tesztelését is.

EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK

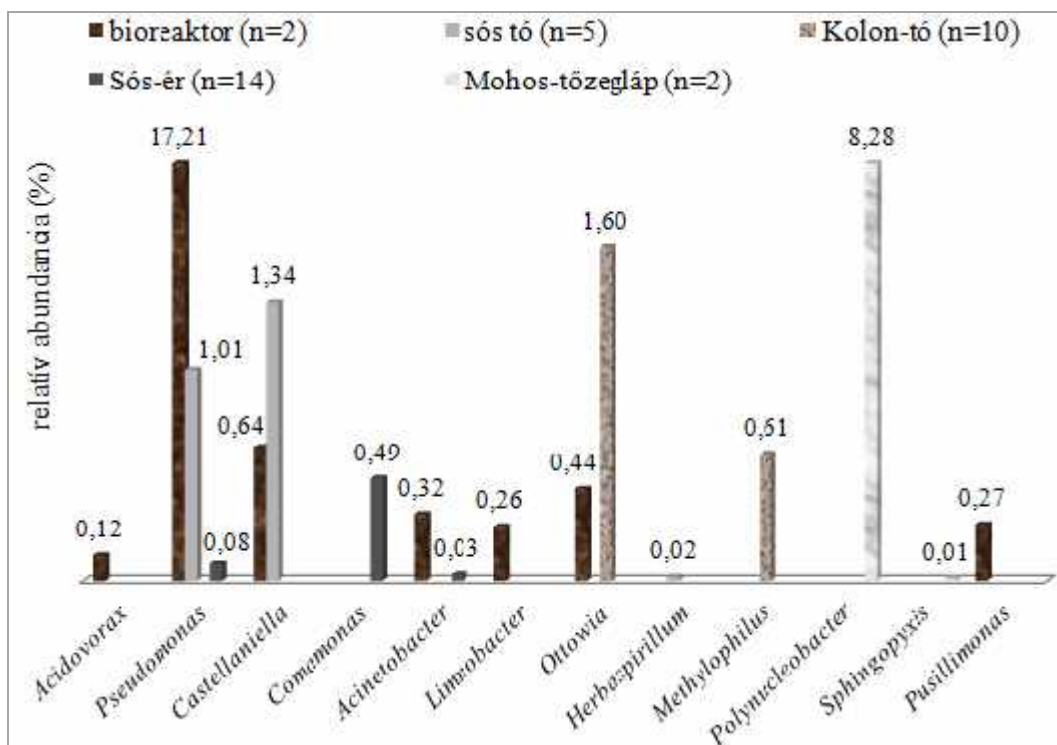
A fenol-index meghatározásának eredménye az 1. táblázatban látható. A legnagyobb értéket a hulladéklerakó csurgalékvizét kezelő bioreaktor, illetve a természetes élőhelyek közül a Mohos-tó zegláp lápszeme esetében mértük, ez utóbbi magyarázható a bomló növényi anyagok nagy mennyiségének jelenlétével, hiszen a lápszem alján több méteres vastagságban megtalálható az elhalt zergmoha. A Kolon-tó és a Sós-ér mintáinak fenol-tartalma ezzel szemben elenyésző volt.

1. táblázat. A különböző helyszíneken mért fenol-koncentráció

Table 1. Phenol concentration at sampling sites

Mintavételi helyszín	Átlagos fenol-koncentráció (mg/L)	Szórás
Kolon-tó (n=3)	0,04	0,03
Mohos-t zegláp (n=1)	1,19	
Sós-ér (n=4)	0,04	0,08
Bioreaktor (n=1)	12,90	

n: a vizsgált minták száma



n: a vizsgált minták száma

1. ábra. A mintavételi helyeken található potenciálisan fenolbontó nemzetségek aránya a piroszekvenálási eredmények alapján
Figure 1. Relative abundance of potentially phenol-degrading bacteria at sampling sites based on pyrosequencing results

A szakirodalom szerint legfontosabb fenolbontó szer-
vezetek (Zhang és társai 2004, Felföldi és társai 2010,
Hutalle-Schmelzer és társai 2010, Vedler és társai 2013)
jelenlétét öt él helyen vizsgáltuk tenyésztést I független
módszerrel, amelynek eredménye az 1. ábrán látható. Az
ábrán megfigyelhet, hogy a legtöbbféle taxon, amely az
irodalmi adatok alapján fenolbontásra képes, a
bioreaktorban volt jelen. Ezek közül is a *Pseudomonas*
nemzetség tagjai voltak dominánsak, míg más nemzetség-
ek kisebb mértékben fordultak el, mennyiségük a
bioreaktor többi nemzetségéhez képest 1-2% körül moz-
gott. A marosújvári sós tó esetén ugyancsak jelen volt a
Pseudomonas nemzetség, illetve ezen kívül a
Castellaniella nemzetség tagjai képviselték magukat
1% körüli mennyiségben. A lúgos víz Sós-ér bakteriális
közösségében a *Pseudomonas*, *Comamonas* és
Acinetobacter nemzetségek is el fordultak, a természetes
él helyek közül itt volt jelen a legtöbb ismert
fenolbontó nemzetség. A Kolon-tó esetén az *Ottowia* és a
Methylophilus nemzetség, míg a savas víz Mohos-
t zehmohaláplában egyetlen potenciálisan fenolbontó nem-
zetség, a *Polynucleobacter* fordult el nagy mennyiség-
ben.

Megjegyezzük azonban, hogy ezeken az él helyeken

akár eddig nem ismert fenolbontó nemzetségek is részt
vehetnek a fenolos vegyületek biodegradációjában, és
eredményeink alapján valószínűsíthetjük, hogy a bomló
növényi anyagok jellege és a környezet pH-ja egyaránt
döntően befolyásolhatja az el forduló fenolbontó bakté-
riumok mennyiségét, aktivitását és taxonómiai összetétel-
ét. Fontos továbbá felhívni a figyelmet arra is, hogy a fent
említett taxonok nem feltétlenül vesznek részt a fenolos
anyagok lebontásában az adott környezetben, hiszen
például a *Polynucleobacter* nemzetség el fordulása álta-
lában jellemző természetes vizes él helyeken (Jezbera és
társai 2011). A *Pseudomonas*, *Comamonas* és *Ottowia*
nemzetségek tagjai pedig nemcsak szennyez anyagok
lebontására képesek, hanem flokkulumokat is képezhet-
nek (Farrell és társai 2002, Tago és Yokota 2004, Felföl-
di és társai 2011).

A vízminták bakteriális közösségének feltárása mel-
lett fenolbontó képességgel rendelkező törzseket izolál-
tunk fenolt tartalmazó R2A táptalaj felhasználásával.
Összesen 66 törzset izoláltunk, amelyek közül 23 taxon
esetén vizsgáltuk kísérletesen a fenolbontó képességet. A
16S rRNS gén báziselemzése alapján az izolált törzsek az
Acinetobacter, *Raoultella*, *Pusillimonas*, *Arthrobacter*,
Vibrio, *Aeromonas*, *Haemophilus*, *Georgenia*,

Corynebacterium, *Achromobacter*, *Stenotrophomonas* és a *Thermomonas* nemzetségekbe tartoznak. A 2. táblázat a laboratóriumi kísérlet során fenolbontásra tesztelt, valamint a funkciógén vizsgálatokra pozitív törzsek egy ré-

szt tartalmazza. Jól látható, hogy az *Acinetobacter* nemzetség tagjai a fenolt 700 mg/L, illetve 1000 mg/L koncentrációban is le tudták bontani, valamint a *Pusillimonas* törzs 300 mg/L koncentrációig volt hatékony.

2. táblázat. A fenolbontásra kísérletesen tesztelt törzsek (felső rész) és a funkciógén jelenlétének vizsgálatában részt vevő törzsek (alsó rész)

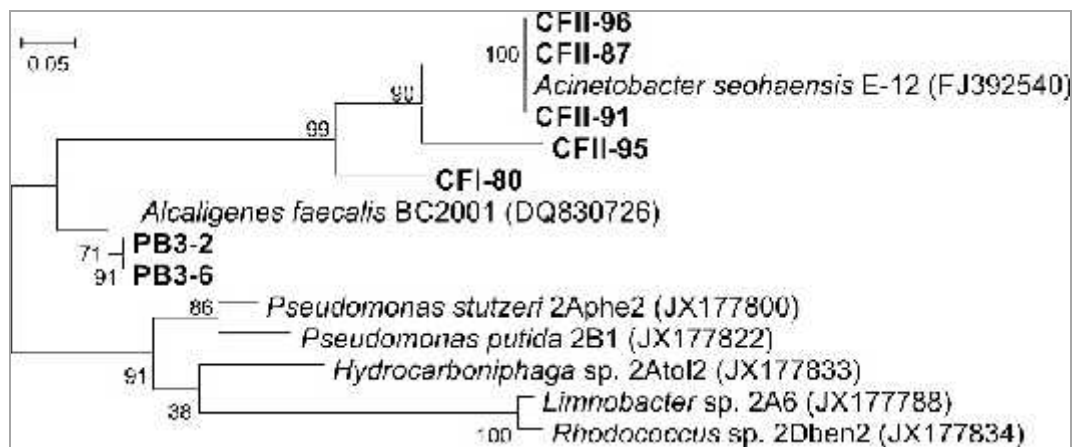
Table 2. The phenol degradation potential of isolated strains (upper part) and strains which were tested for the presence of the *pheU* gene (lower part)

Törzsszám	Legközelebbi rokon faj	16S rRNS hasonlóság (%)	Fenolbontás (100, 300, 700, 1000 mg/L)
CF I-72	<i>Acinetobacter parvus</i>	97,88	100, nem
CF I-73	<i>Acinetobacter johnsonii</i>	99,06	100, nem
CF-I 75	<i>Acinetobacter oryzae</i>	99,28	100, nem
CF I-78	<i>Pusillimonas ginsengisoli</i>	98,84	300, igen
CF-I-80	<i>Acinetobacter schindleri</i>	98,48	700, igen
CF I-81	<i>Acinetobacter oryzae</i>	99,04	100, nem
CF I-82	<i>Haemophilus piscium</i>	100	100, nem
CF II-85	<i>Achromobacter dolens</i>	99,42	100, nem
CF II-86	<i>Comamonas aquatica</i>	98,06	100, nem
CF II-87	<i>Acinetobacter towneri</i>	97,95	1000, igen
Törzsszám	Legközelebbi rokon faj	16S rRNS hasonlóság (%)	Fenolbontás (100, 300, 700, 1000 mg/L)
CF I-76	<i>Raoultella ornithinolytica</i>	100	+
CF I-80	<i>Acinetobacter schindleri</i>	98,48	+
CF II-86	<i>Comamonas aquatica</i>	98,06	+
CF II-87	<i>Acinetobacter towneri</i>	97,95	+
CF II-95	<i>Acinetobacter pittii</i>	99,77	+
CF II-96	<i>Acinetobacter johnsonii</i>	99,2	+
CF II-99	<i>Acinetobacter guillouiae</i>	99,55	+
CF II-101	<i>Acinetobacter towneri</i>	99,66	+
CF II-110	<i>Arthrobacter crystallopoietes</i>	99,78	+
CF II-133	<i>Georgenia thermotolerans</i>	96,85	+
U-62	<i>Vibrio neocaledonicus</i>	99,04	+

A táblázat alsó része csak a *pheU* gén jelenlétére pozitív törzseket tartalmazza, az azonos fajok egy jellemző törzssel vannak reprezentálva.

A funkciógén vizsgálatokat az izolált törzsek mind-egyikére elvégeztük, melyek közül 25 törzs esetén jelen volt a megfelelő gén. A laboratóriumi kísérletek során a fenol biodegradációjára képes *Acinetobacter* nemzetség több tagja esetén is sikerült kimutatni a fenol-hidroxiláz gént. A vizsgált törzsek közül néhányuk *pheU* génjének szekvencia elemzését is elvégeztük. A filogenetikai elemzésük eredménye a 2. ábrán látható. Az *Acinetobacter*

nemzetségbe tartozó törzsek három elkülönül csoportot alkottak a *pheU* gén alapján szerkesztett törzsfán, ami megfeleltethető annak, hogy a CFI-80 és a CFII-95 külön fajt alkot. Azonban a CFII-96-os törzs másik két törzssel megegyező *pheU* génnel rendelkezik, miközben különböző fajhoz tartozik, ami magyarázható akár a fenol degradációjáért felelős gén plazmidon történő átadásával (Peters és társai 2004).



2. ábra. A vizsgált törzsek filogenetikai helyzete a *pheU* gén alapján
Figure 2. Phylogenetic position of the studied strains based on the *pheU* gene

A filogenetikai fa maximum likelihood módszerrel, Kimura 2-paraméteres nukleotid szubsztitúciós modellel, 293 nukleotid pozíció összehasonlító elemzése alapján készült, a vastagon kiemelt törzsek esetén a *pheU* gén bázissorrendjének meghatározását is végeztük.

KÖVETKEZTETÉSEK

Kutatásunk eredményei az alábbi néhány pontban foglalhatók össze:

(1) Az izolált törzsek közül a fenolbontó enzimet kódoló gén jelenlétére az *Acinetobacter*, *Arthrobacter*, *Raoultella*, *Vibrio*, *Georgenia* és a *Comamonas* nemzetségek lettek pozitívak, amelyek közül az *Acinetobacter* esetében a fenolbontó képességet kísérletesen is tudtuk igazolni.

(2) Ezen nemzetségek mindegyike a bioreaktor baktériumközösségének kevesebb, mint 0,5%-át képezte a vizsgált időpontban. Az irodalmi adatok alapján a jó fenolbontó képességgel rendelkező *Pseudomonas* nemzetség a bioreaktorban és a marosújvári sós tóban is jelen volt, azonban tenyészteni nem sikerült az alkalmazott körülmények között.

(3) A bomló növényi anyagokban gazdag természetes élőhelyeken szintén sikerült fenolos anyagokat kimutatnunk, illetve potenciálisan fenolbontó baktériumok is jelen voltak a vizsgált időpontokban, azonban ezeken az élőhelyeken a fenol biodegradációjára képes baktériumközösség teljesen más összetétellel rendelkezett. Vélhetőleg a növényi biomassza minősége és a vizes élőhelyek pH-ja egyaránt meghatározó szereppel bír a természetes élőhelyeken zajló biodegradációs folyamatokban.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

A kutatást a CNCS-UEFISCDI PN-II-RU-TE-2012-3-0319 pályázat támogatta. Felföldi Tamás munkáját a Magyar Tudományos Akadémia Bolyai János kutatói ösztöndíja segítette. A kutatás során használt műszerek beszerzését a KMOP-4.2.1/B-10-2011-0002 és TÁMOP-4.2.2/B-10/1-2010-0030 pályázatok támogatták. A szerzők köszönetüket fejezik ki Korponai Kristófnak, Szilveszter Szabolcsnak, Vörös Lajosnak, Somogyi Boglárkának, Németh Balázsnak és Boros Emilnek a mintavételek és a minták feldolgozása során nyújtott segítségükért és tanácsaikért.

IRODALOM

Boros E., Ecsedi Z. és Oláh J. (Eds.) (2013) *Ecology and management of soda pans in the Carpathian Basin*. Hortobágy Természetvédelmi Egyesület, Balmazújváros.

Farrell A. and Quilty B. (2002) Substrate dependent autoaggregation of *Pseudomonas putida* CPI during degradation of mono-chlorophenols and phenol. *J. Ind. Microbiol. Biotechnol.*, **28**, 316-324.

Felföldi T., Székely A. J., Gorál R., Barkács K., Scheirich G., András J., Rác A. and Márialigeti K. (2010) Polyphasic bacterial community analysis of an aerobic activated sludge removing phenols and thiocyanate from coke plant effluent, *Bioresour. Technol.*, **101**, 3406-3414.

Felföldi T., Kéki Zs., Sipos R., Márialigeti K., Tindall B. J., Schumann P. and Tóth E. M. (2011) *Ottowia pentelensis* sp. nov., a floc-forming betaproteobacterium isolated from an activated sludge system treating coke

plant effluent. *Int. J. Syst. Evol. Microbiol.*, **61**, 2146-2150.

Felföldi T., Ramganes S., Somogyi B., Krett G., Jurecska L., Szabó A., Vörös L., Márialigeti K. and Máthé I. (nyomtatás alatt) Winter planktonic microbial communities in highland aquatic habitats. *Geomicrobiol. J.*, DOI: 10.1080/01490451.2015.1059523

Hutalle-Schmelzer K. M., Zwirnmann E., Krüger A. and Grossart H. P. (2010) Enrichment and cultivation of pelagic bacteria from a humic lake using phenol and humic matter additions. *FEMS Microbiol. Ecol.*, **72**, 58-73.

Jezbera J., Jezberová J., Brandt U. and Hahn M. W. (2011) Ubiquity of *Polynucleobacter necessarius* subspecies *asymbioticus* results from ecological diversification. *Environ. Microbiol.* **13**: 922-931.

Kim M., Oh H. S., Park S. C. and Chun J. (2014) Towards a taxonomic coherence between average nucleotide identity and 16S rRNA gene sequence similarity for species demarcation of prokaryotes. *Int. J. Syst. Evol. Microbiol.*, **64**, 346-351.

Li Y. M., Gu G. W., Zhao J. F., Yu H. Q., Qiu Y. L. and Peng Y. Z. (2003) Treatment of coke-plant wastewater by biofilm systems for removal of organic compounds and nitrogen. *Chemosphere*, **52**, 997-1005.

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

Mentes A., Szabó A., Jurecska L., Tugyi N., Somogyi B., Csitári B., Vörös L., Boros E. és Felföldi T. (2016) Az izsáki Kolon-tó mikrobiológiai felmérése. *Hidrol. Közl.* (ezen száma)

Peters M., Tomikas A. and Nurk A. (2004) Organization of the horizontally transferred *pheBA* operon and its adjacent genes in the genomes of eight indigenous *Pseudomonas* strains. *Plasmid*, **52**, 230-236.

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

Tago Y. and Yokota A. (2004) *Comamonas badia* sp. nov., a floc-forming bacterium. isolated from activated sludge. *J. Gen. Appl. Microbiol.*, **50**, 243-248.

Tamura K., Stecher G., Peterson D., Filipowski A. and Kumar S. (2013) MEGA6: Molecular Evolutionary Genetics Analysis version 6.0. *Mol. Biol. Evol.*, **30**, 2725-2729.

Thurman E. M. (1985) *Organic Geochemistry of Natural Waters*. Dr W. Junk Publishers, Dordrecht, The Netherlands.

Vedler E., Heinaru E., Jutkina J., Viggor S., Koressaar T., Remm M. and Heinaru A. (2013) *Limnobacter* spp. as newly detected phenol-degraders among Baltic Sea surface water bacteria characterised by comparative analysis of catabolic genes. *Syst. Appl. Microbiol.*, **36**, 525-532.

Wang Y. F., Wang X. L., Li H., Lin K. F., Wang P., Yang J., Liu Y. D., Sun Z. Y., Fan L. H. and Wu Z. M. (2014) Treatment of high salinity phenol-laden wastewater using a sequencing batch reactor containing halophilic bacterial community. *Int. Biodeterior.*

Biodegrad., **93**, 138-144.

Zhang X., Gao P., Chao Q., Wang L., Senior E. and Zhao L. (2004) Microdiversity of phenol hydroxylase genes among phenol-degrading isolates of *Alcaligenes* sp. from an activated sludge system. *FEMS Microbiol. Lett.*, **237**, 369-375.

Zhang C., Zeng G., Yuan L., Yu J., Li J., Huang G., Xi B. and Liu H. (2007) Aerobic degradation of bisphenol A by *Achromobacter xylosoxidans* strain B-16 isolated from compost leachate of municipal solid waste. *Chemosphere*, **68**, 181-190.

A SZERZ K



Csitári BIANKA környezettan alapszakon, majd környezettudomány mesterszakon végzett az Eötvös Loránd Tudományegyetemen. Diplomamunkáját az ELTE Mikrobiológiai Tanszékén írta, Felföldi Tamás témavezetésével, melynek témája: fenolos vegyületek mikrobiológiai lebontásának vizsgálata természetes és mesterséges környezetekben. Tanulmányait az ELTE Környezettudományi Doktori Iskola hallgatójaként folytatja, kutatási témája a hazai szikes tavak nitrogén körforgalmának feltárása.

FIKÓ DEZS RÓBERT környezetmérnök, BSc és MSc fokozatát a Sapientia Erdélyi Magyar Tudományegyetemen szerezte meg, jelenleg a Bukaresti M szaki Egyetem PhD hallgatója. BSc-diplomamunkája a gyökérszónás szennyvíztisztítás lehet ségeivel, míg MSc-diplomamunkája a bakteriális fenolbontással foglalkozott. A doktori kutatási témája a magas fenoltartalmú szennyvizek biológiai tisztításával foglalkozik.

CSATÓ-KOVÁCS ERIKA PhD fokozatát a Bukaresti M szaki Egyetem Alkalmazott kémia és Anyagtudományok Karán szerezte meg, a Sapientia EMTE Biomérnöki Tanszék adjunktusa. Jelenlegi kutatási területe a biodegradációban szerepet játszó baktériumtörzsek I izolált enzimek jellemzése.

SZABÓ ATTILA, biológus, az Eötvös Loránd Tudományegyetem Mikrobiológiai Tanszékén a Genomikai Laboratórium munkatársa. Kutatási területe a különféle környezetekben el forduló mikrobaközösségek feltárása, kapcsolatrendszerük vizsgálata. Els sorban genomikai,

metagenomikai módszerekkel és az ezekkel kapott adatok bioinformatikai és statisztikai elemzésével foglalkozik.

JURECSKA LAURA, környezetkémikus, PhD fokozatát szennyvíz-technológiai témában szerezte az ELTE Analitikai Kémiai Tanszékén. Jelenleg az ELTE Mikrobiológiai Tanszékének tudományos munkatársa, ahol klasszikus vízanalitikai és gázkromatográfiás mérésekkel járul hozzá a környezeti mikrobiológiai kutatásokhoz.

MENTES ANIKÓ, biológus, MSc diplomáját az Eötvös Loránd Tudományegyetemen szerezte 2014-ben. Jelenleg az ELTE Biológia Doktori Iskola hallgatója. A „Lokális szénkörforgalom folyamatai bomló növényi anyagok dominálta tavakban” cím doktori kutatását az ELTE Mikrobiológiai Tanszék Genomikai laboratóriumában végzi.

TÁNCICS ANDRÁS, biológus, mikrobiológus, PhD fokozatát az ELTE Mikrobiológiai Tanszékén szerezte. Jelenlegi kutatási területe: aromás szénhidrogének mikrobiális biodegradációja hipoxikus körülmények között.

MÁTHÉ ISTVÁN, biológus, PhD fokozatát a Babe -Bolyai Tudományegyetem Biológia-Geológia Karán szerezte meg, a Sapientia Erdélyi Magyar Tudományegyetem docense. Jelenlegi kutatási területe extrém és különleges vizes élőhelyek illetve szennyezett talajok mikrobiális ökológiájának vizsgálata.

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 molekuláris taxonómiáját öleli fel, amiket új fajok leírása egészíti ki.

A fitoplankton funkcionális csoportjainak hatása a fajtelít dési görbék alakjára egy eutróf állóvíz esetén

Görgényi Judit*, Várbíró Gábor*, T-Krasznai Enik**, Abonyi András***, Tóthmérész Béla****, Borics Gábor*

* MTA Ökológiai Kutatóközpont, Duna-kutató Intézet, Tisza Kutató Osztály, 4026 Debrecen, Bem tér 18/c.

** Hajdú-Bihar Megyei Kormányhivatal, Környezetvédelmi és Természetvédelmi F osztály, 4025 Debrecen, Hatvan utca 16.

*** MTA Ökológiai Kutatóközpont, Duna-kutató Intézet, Hidro- és Növényökológiai Osztály, 1113 Budapest, Karolina út 29.

**** Debreceni Egyetem, Ökológiai Osztály, 4032 Debrecen, Egyetem tér 1.

Kivonat

Egy adott él hely fajszámának megadásához térben és időben ismételt mintavételre van szükség, a mintavételi erőfeszítés növelésével ugyanis a fajszám növekvő tendenciát mutat. Ugyanakkor nem ismert, hogy az adott közösséget alkotó fajok funkcionális csoportjai milyen mértékben járulnak hozzá a fajszám növekedéséhez. A kérdés tisztázásához, térben és időben is intenzív mintavételt alkalmazva vettünk mintát egy sekély, eutróf állóvíz, a Malom-Tisza holtág hossz-szelvénye (11 ponton összesen 33 minta) és kereszt-szelvénye (5 függőlegesen összesen 69 minta) mentén. Az időbeli mintavételre 2004-2010 (vegetációs időszak) között került sor. Vizsgálatunk célja az volt, hogy meghatározzuk, hogy a fitoplankton funkcionális csoportjai milyen jellegű mintaszám-fajszám görbékkel jellemezhetők egy sekély, eutróf állóvíz esetén. Eredményeink alapján elmondható, hogy a fitoplankton funkcionális csoportjai fajtelítési görbéinek alakja tekintetében lényeges eltérések vannak. A K-stratégista, többnyire domináns taxonokat magában foglaló csoport (Cianobaktériumok, planktonikus kovaalgák) esetén a görbe néhány minta után telítődött. Ezzel szemben a többnyire metafitikus elemeket fölvonultató csoportok (Euglenophyton, Desmidiáles) esetén meredek emelkedést mutat. Ezen csoportok taxonjai ugyanis folyamatosan kerülnek be a litorális zónából a pelágiumba, így esetükben egy folyamatos fajszám növekedés várható. A többi funkcionális csoport görbéje e két típus között helyezkedett el. Eredményeink igazolták, hogy egy közösség különböző funkcionális sajátosságú csoportjainak lényegesen eltérő módon járulnak hozzá az összdiverzitáshoz.

Kulcsszavak

fitoplankton, holtág, diverzitás, funkcionális csoportok, fajtelítési dési görbe

Effects of phytoplankton functional group on the shape of the species accumulation curves in a shallow eutrophic oxbow (Hungary)

Abstract

The purpose of our study was to determine the shape of the accumulation curves of the different phytoplankton functional groups in case of a shallow, eutrophic standing water (Malom-Tisza oxbow). Using a spatially and temporally intensive sampling scheme, a total of 33 samples were taken at 11 locations along the longitudinal axis, and a total of 69 samples were taken at 5 locations (left, middle-left, centre, middle-right, right) along the vertical axis of the oxbow. The temporal sampling was carried out between 2004-2010 (growing season). The shape of the accumulation curves of the different phytoplankton functional groups was not similar. In case of those groups which contained a K-strategist, dominant taxa, the curves saturated after some samples. In contrast, the groups involved metaphytic taxa produced a nearly linear curve. While the accumulation curves of the other functional group lie between these two extreme cases. Our results demonstrate that the shape of the species accumulation curves are influenced by the ecological role of the functional groups played in the system.

Keywords

phytoplankton, oxbow, diversity, functional traits, accumulation curve

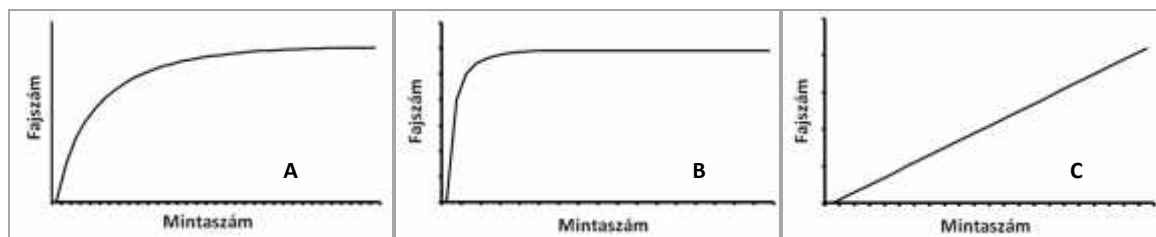
BEVEZETÉS

Az élőlényközösségek egyik legfontosabb leíró jellemzője a diverzitás, melynek számos mérési száma ismert, és a mérési számok függvényében különböznek, hogy milyen mértékben veszik figyelembe az élőlények szervezeteinek relatív abundanciáját (Rényi 1961). A diverzitás matematikai szempontból legegyszerűbb mérési száma a fajszám, ennek megadása azonban különösen a mikroszkopikus méretű szervezetek esetén rendkívül munkaigényes feladat, melyhez térben és időben ismételt mintavételre van szükség. A mintaszám és a fajgazdagság közötti kapcsolatot jellemzésére használt fajtelítési dési görbék többnyire hatványfüggvényekkel írhatók le (1/A ábra).

A közösségek diverzitása összehasonlítható oly módon,

ha azonos mintavételi erőfeszítés esetén a hatványfüggvények kitevőit vetik össze. Kutatásunk során arra kerestük a választ, hogy egy eutróf holtmeder fitoplanktonja esetén, hogyan alakulnak a fajtelítési dési görbék akkor, ha a diverzitást kis, ill. nagy térbeli skálán, valamint egy hosszabb időbeli skálán (2004 és 2010 között) kívánjuk értelmezni.

A fenti kérdés megválaszolásán túl arra is választ kerestünk, hogy egy adott közösséget alkotó fajok funkcionális csoportjai milyen mértékben járulnak hozzá a fajszám növekedéséhez, azaz a fitoplankton felbontható-e olyan funkcionális egységekre, amelyek különböző fajtelítési dési görbékkel jellemezhetők?

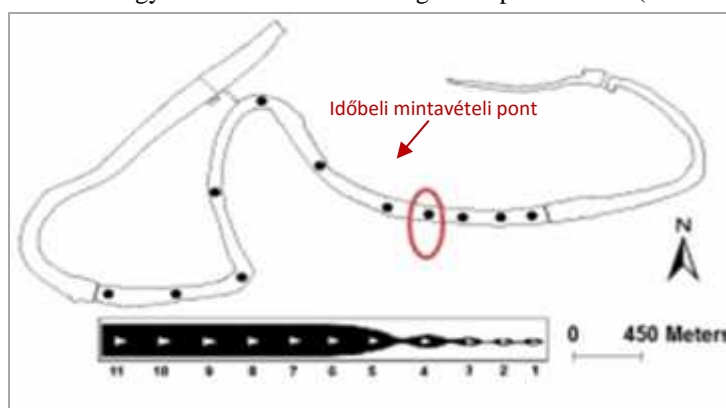


1. ábra. A: Klasszikusnak tekinthető fajtelítési görbe; B és C: a fajtelítési görbék szélsőséges esetei
Figure 1. A: Classic species-accumulation curve; B and C: extreme cases of species-accumulation curves

ANYAG ÉS MÓDSZER

Vizsgálatainkat a Tiszadobi Malom-Tisza-holtágon végeztük. A holtmeder jelentős része pelágium, csupán a keleti, sekély részén találunk litorális dominanciát. A nagy térbeli skálához a holtmeder hosszanti tengelye mentén csomópontként mintavétel 11 ponton 33 oszlopmintát gyűjtöttünk 2007 júliusában. Ezzel egy időben a kis tér-

beli skálához a holtmeder egy jellemző keresztmetszében végeztünk gyűjtéseket 5 függőlegesen (bal part, bal közép, középső, jobb közép, jobb part), 25 cm-es vertikális felbontásban. E mintavétel során összesen 69 minta került begyűjtésre. Az időbeli mintákat a holtág egy kijelölt pontjáról gyűjtöttük (2. ábra) 2004-2010 között a vegetáció periódusban (1-6 mintavétel/év).



2. ábra. Mintavételi pontok
Figure 2. Location of the sampling points

A fitoplankton mintákat Lugol-oldattal fixáltuk feloldozásig. A taxonok azonosítása Leica DMIL fordított mikroszkóppal, 630× nagyítás mellett történt. Minden esetben 400 egyedig számoltunk (Utermöhl 1958, Lund és társai 1958). A nagyméretű taxonok számának megadása érdekében a teljes kamrát átvizsgáltuk 200× nagyí-

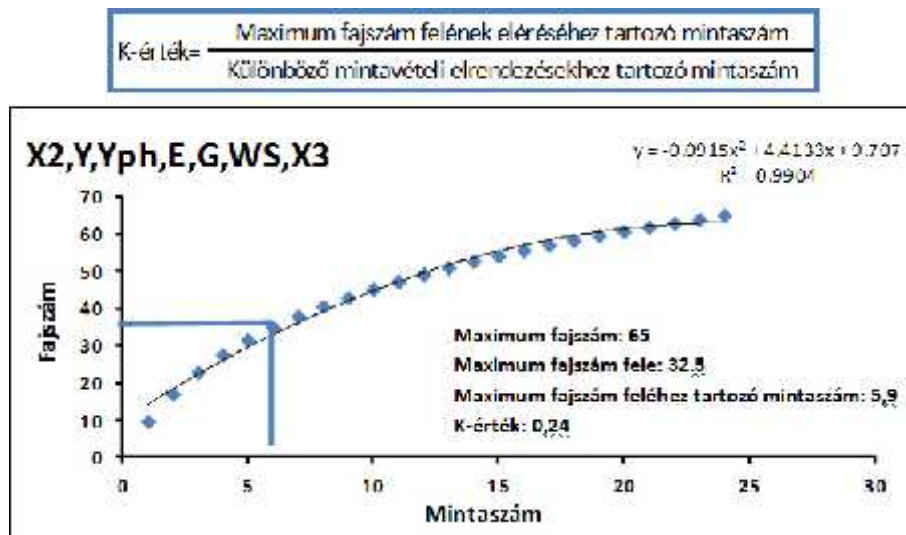
tás mellett. A fajokat Reynolds és társai (2002) szerint funkcionális csoportokba soroltuk. Mivel néhány csoport igen kevés fajszámmal képviseltette magát, így a hasonló tulajdonságokkal rendelkező funkcionális csoportokat összevontuk (1. táblázat).

1. táblázat. Összevont funkcionális csoportok
Table 1. Merged functional groups

Összevont csoportok	Funkcionális csoportok
Egysejtű chlorococcalesek	X1
Planktonikus kovaalgák	B,C,D,MP
Cianobaktériumok	H1,S1,SN,K,Z
Euglenophyta	W1,W2
Chrysophyceae, Cryptophyta és kisméretű ostoros zöldalgák	X2,X3,Y,Yph,E
Cönóbiális chlorococcalesek	F,J
Desmidiaceae	P,N
Dinoflagelláták	Lo

A fajtelítési görbék készítése során az összevont csoportok eredeti adatait virtuálisan almintáztuk (bootstrap módszer). Mivel a görbékre a hatvány-függvények nem mutattak szoros illeszkedést, az összehasonlításokat úgy végeztük, hogy az enzimkinetikában gyakran használt ún. „féltelítési konstanshoz” hasonlóan, meghatároz-

tuk a maximum fajszám felének eléréséhez tartozó mintaszámot (3. ábra). Mivel a tér és időbeli gyűjtések mintaszámuk eltérő volt, az összehasonlíthatóság érdekében, az egyes kísérleti elrendezéseken belül, a kapott értékeket elosztottuk a maximum mintaszámmal (továbbiakban k-érték) (3. ábra).

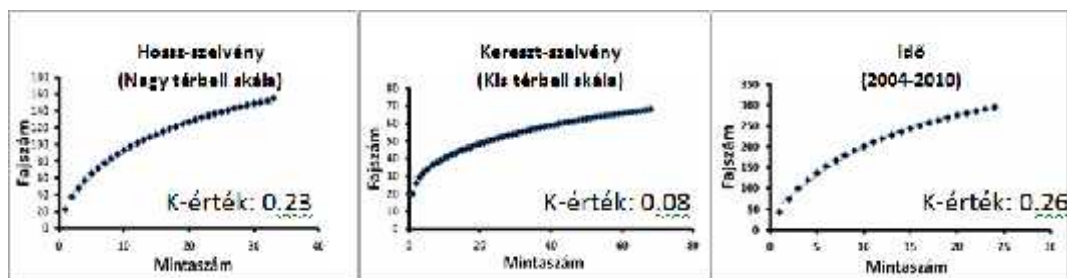


3. ábra. K-érték megadása
Figure 3. Define the K-value

EREDMÉNYEK

A hossz-szelvény 33 pontjából 155, a kereszt-szelvény 69 pontjából 68, míg 2004 és 2010 között 299 fajt sikerült kimutatnunk. Az id és a hossz-szelvény esetén közel hasonló k-értékeket kaptunk (Hossz-szelvény: 0.23; Id : 0.26) és az ezen adatsorra illesztett fajtelít dési görbék hatvány jelleg összefüggést mutattak, azaz a klasszikus

fajtelít dési görbével voltak leírhatóak (4. ábra). Ugyanakkor a kis térbeli skála vizsgálata során rendkívül alacsony k-értéket (0.08) kaptunk, így a kereszt-szelvény adataira illesztett fajtelít dési görbénk hirtelen fajszám emelkedést mutatott, mely után egy lassú fajszám növekedési szakasz volt megfigyelhető (4. ábra).



4. ábra. A különböző mintavételi elrendezések fajtelít dési görbéi
Figure 4. Species-accumulation curves of the different sampling layouts

Funkcionális csoportok tekintetében kis k-értékeket figyeltünk meg planktonikus kovaalgák esetén mindhárom mintázati elrendezés mellett (hossz-szelvény: 0.08; kereszt-szelvény: 0.04; id : 0.13). Ezen kívül mindkét térbeli skálán a Cianobaktériumok (hossz-szelvény, kereszt-szelvény: 0.01), illetve kizárólag kis térbeli skálán az egysejtű chlorococcalesek (0.05) is rendkívül alacsony k-értékkel voltak jellemezhetőek (2. táblázat). Ezen funkcionális csoportok az 1/B ábra görbéjéhez hasonló lefutást mutattak, azaz már az első néhány mintával sikerült megfognunk az ezekben a funkcionális csoportokba tartozó fajok nagy részét.

Ezzel szemben nagy k-értékeket találtunk nagy térbeli skálán és időbeli skálán a Desmidiáles (hossz-szelvény: 0.35; id : 0.30) funkcionális csoportnál, illetve kizárólag nagy térbeli skálán az Euglenophytonokat tartalmazó funkcionális csoportnál (0.29) és kizárólag kis térbeli skálán a kisméretű ostoros algák (0.31) alkotta funkcionális csoportnál (2. táblázat). A nagy k-értéket adó csoportok esetén a fajtelít dési görbe alakja az 1/C görbéhez hasonló lefutást mutatott, így ezen funkcionális csoportok

fajai folyamatosan hozzájárulnak a fajszám növekedéséhez.

A többi funkcionális csoport nem mutatott kiemelkedően alacsony, illetve magas k-értékeket (0.14-0.27), fajtelít dési görbéjük pedig a klasszikus lefutást mutatott (1/A ábra).

Az adott funkcionális csoportokhoz tartozó k-értékek és a fajszámok összevetése egyértelműen igazolta, hogy a két változó közötti kapcsolat nem pusztán statisztikai. Kis- és nagy fajszámhoz egyaránt tartozhatnak alacsony és magas k-értékek is (5. ábra).

KÖVETKEZTETÉSEK

Nagy térbeli skálán (hossz-szelvény) több fajt sikerült kimutatni, mert a vizsgált holtmeder horizontálisan strukturált, emellett a vizsgált habitatok között jelentős különbségek vannak (pelagiális és változatos litorális élőhelyek). A hossz-szelvényre kapott fajtelít dési görbe alapján elmondható, hogy további mintavételek még jelentősen növelhetik a fajok számát nagy térbeli skála esetén. Kis térbeli skálán a vizsgált habitatok nem mutat-

nak jelentős eltérést, ugyanis a mintavételi pontok közelsége miatt már az első pár mintával sikerült megfogunk a kereszt-szelvényben fellelhető fajok döntő részét. A görbe alakjából arra következtetünk, hogy kereszt-szelvény esetén további mintavételeket követően sem várható jelentős fajszám növekedés. Az időbeli skálán talált magas fajszám magyarázata az, hogy a vizsgált hét év (2004-2010) májustól októberig terjedő időszaka a fitoplankton szukcesszió több stádiumát is érinti, mely során változatos ökológiai szituációk játszódnak le és hozzávetőleg száz algageneráció váltja egymást. Az így kapott telítési görbénk arra enged következtetni, hogy további mintavételekkel jelentős fajszám növekedést lehetne elérni.

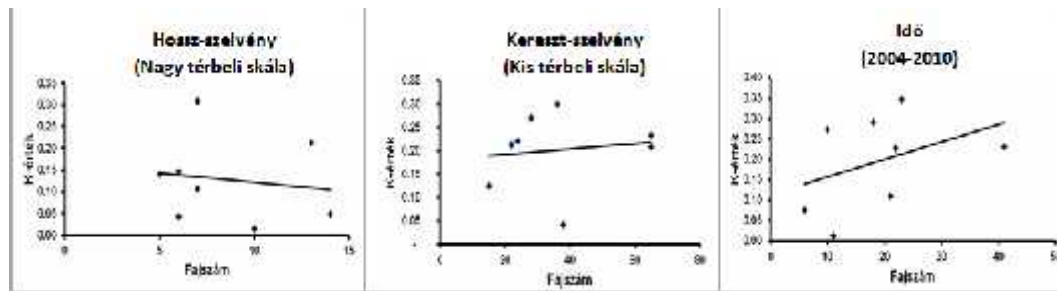
Igazoltuk, hogy a különböző csoportok hozzájárulása a görbe alakjához eltér, azaz nem minden csoport a klasszikus görbét követi, bizonyos csoportok a két szélső

séges görbéhez hasonló lefutást mutattak. Az, hogy nem volt kimutatható érdemi összefüggés a *k*-értékek és a fajszámok között egyértelműen jelzi, hogy a jelenség hátterében ökológiai magyarázatot kell keresnünk.

Az 1/B ábra görbéjéhez hasonló lefutást a jó fénykompetitorként ismert Cianobaktériumok és planktonikus kovaalgák mutatták. Ez azt jelenti, hogy azon csoportok esetén melyek gyakorta dominánsak a fitoplanktonban a csoporton belüli kompetíció is jelentős, ami csökkenti az előforduló fajok számát. Ugyanakkor a többnyire metafitikus elemeket tartalmazó csoportok (Euglenophyton, Desmidiáles) görbéje mindvégig meredeken emelkedett (1/C ábra). Ezen csoportok taxonjai bár csak véletlenül kerülnek be a litorális zónából a pelágiumba, így esetükben egy folyamatos fajszám növekedés várható.

2. táblázat. A különböző mintavételi elrendezések funkcionális csoportjaihoz tartozó *k*-értékek
Table 2. *K*-values of the functional groups belonging to different sampling layouts

Hossz-szelvény funkcionális csoportjai	Fajok száma	<i>K</i> -érték
Egysejtes chlorococcalesek	21	0.11
Planktonikus kovaalgák	6	0.08
Cianobaktériumok	11	0.01
Euglenophyton	18	0.29
Chrysophyceae, Cryptophyta és kisméretű ostoros zöldalgák	22	0.23
Cönóbiális chlorococcalesek	41	0.23
Desmidiálesek	23	0.35
Dinoflagelláták	10	0.27
Kereszt-szelvény funkcionális csoportjai	Fajok száma	<i>K</i> -érték
Egysejtes chlorococcalesek	14	0.05
Planktonikus kovaalgák	6	0.04
Cianobaktériumok	10	0.01
Euglenophyton	5	0.14
Chrysophyceae, Cryptophyta és kisméretű ostoros zöldalgák	7	0.31
Cönóbiális chlorococcalesek	13	0.21
Desmidiálesek	6	0.15
Dinoflagelláták	7	0.11
Időbeli (2004-2010) funkcionális csoportok	Fajok száma	<i>K</i> -érték
Egysejtes chlorococcalesek	38	0.19
Planktonikus kovaalgák	15	0.13
Cianobaktériumok	24	0.22
Euglenophyton	28	0.27
Chrysophyceae, Cryptophyta és kisméretű ostoros zöldalgák	65	0.21
Cönóbiális chlorococcalesek	65	0.23
Desmidiálesek	36	0.30
Dinoflagelláták	22	0.21



5. ábra. A különböző funkcionális csoportok fajszáma és a k-értékek közötti kapcsolat

Figure 5. The relationship between the number of species of the different functional groups and the k-values in case of the three sampling layouts

IRODALOM

Lund J.W.G., Kipling C. and Cren E.D. (1958). The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations by counting. *Hydrobiologia*, **11**(2), 143-170.

Rényi A. (1961). On Measures of Entropy and Information. In: *Fourth Berkeley symposium on mathematical statistics and probability*, vol 1, 2nd edn, Univ. of Calif. Press, California, pp. 547-561.

Reynolds C. S., Huszar V., Kruk C., Naselli-Flores L. and Melo S. (2002). Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research*, **24**(5), 417-428.

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

A SZERZ K



GÖRGÉNYI JUDIT Fialat kutatóként dolgozik a Duna-kutató Intézet Tisza-kutató Osztályán. Fitoplanktonnal kapcsolatos kutatásokban vesz részt. Els sorban alga biogeográfiával foglalkozik. F bb kutatási témája a fitoplankton összetételének és diverzitásának kapcsolata a térbeli skálákkal.

DR. VÁRBÍRÓ GÁBOR A Duna-kutató Intézet Tisza-kutató Osztályának tudományos munkatársa. Legf bb kutatási területe a

makrogerinctelen él lénycsoport térbeli és időbeli változásainak feltárása. Emellett biológiai adatbázisok felépítésével, elemzésével, illetve a különböző statisztikai módszerek ökológiai alkalmazásával foglalkozik.

DR. TÖRÖK-KRASZNAI ENIK A Hajdú-Bihar Megyei Kormányhivatal - Környezetvédelmi és Természetvédelmi F osztályán dolgozik biológusként. Fitoplankton ökológiával foglalkozik. Kutatási területe

els sorban a sekély tavak hidrobiológiai vizsgálatára terjed ki.

DR. ABONYI ANDRÁS Jelenleg tudományos munkatársként dolgozik a Duna-kutató Intézet Hidro- és Növényökológiai Osztályán. Fitoplankton ökológiai kutatásokban vesz részt. F bb kutatási témája a fitoplankton funkcionális csoportjainak ökológiai vizsgálata.

PROF. DR. TÓTHMÉRÉSZ BÉLA A Debreceni Egyetem Ökológiai Tanszékének tanszékvezető egyetemi tanára. Legf bb kutatási témái közé tartoznak a kvantitatív ökológiai kutatások, a skálafüggő kvantitatív ökológiai módszerek, illetve a szekunder szukcessziós folyamatok vizsgálata.

DR. BORICS GÁBOR A Duna-kutató Intézet Tisza-kutató Osztályának tudományos munkatársa, a Tisza-kutató osztály osztályvezetője. Fitoplankton ökológiai kutatásokkal foglalkozik. Els sorban ökológiai állapotértékeléssel, a folyók és tavak bentikus algaflórájának ökológiájával, illetve a makrofiton és alga interakciók vizsgálatával kapcsolatosan folytat kutatásokat.

Vas és mangán felhalmozódás a ponty (*Cyprinus carpio*) egyedek szerveiben és termelési mutatóikra gyakorolt hatásuk

Harangi Sándor^{*,**}

* Debreceni Egyetem, Ökológiai Tanszék, 4032 Debrecen, Egyetem tér 1.

** Agilent Atomspektroszkópiai Partner Laboratórium, Debreceni Egyetem, 4032 Debrecen, Egyetem tér 1.

Kivonat

Korábbi vizsgálatok már rámutattak, hogy a Felső-Tisza vidéki holtmedrek az EPA szabvány szerint a vas és mangán tekintetében az erősen szennyezett kategóriába tartoznak, amely a régió geokémiai adottságaiból adódik. Az üledékkémiai adatok alapján modell kísérletet állítottunk be, melynek során ponty (*Cyprinus carpio*) ivadékok szerveiben a vas és mangán felhalmozódását vizsgáltuk. A 49 napos kísérletben összesen 5 különböző kezelést alkalmaztunk, kezelésként 18 ponty ivadékkal, 3 ismétlésben. A kísérlet során vizsgáltuk a halak növekedési mutatóit és túlélését, illetve akváriumként 3 egyed esetében preparáltuk és meghatároztuk az agy, a szem, a máj, a hátizomszövet és a kopoltyúik elemtartalmát. Az eredmények alapján kijelenthetjük, hogy a 49 napos expozíció alatt a vizsgált elemek nagy koncentrációban nem befolyásolták negatívan a halak növekedését, ezen időszak során inkább a pozitív hatásaik érvényesültek. A legnagyobb mennyiség vas és mangán a halak májában és agyában halmozódott fel, míg a legkisebb koncentrációkat az izomszövetben és a kopoltyúban mértük. Az agyban, az izomszövetben és a kopoltyúban csak a legnagyobb vas és mangán koncentrációjú kezelésben volt statisztikailag szignifikánsan nagyobb az elemtartalom. A máj elemtartalmával kapcsolatos adatok azt mutatták, hogy a kezeléseknél kizárólag a mangán koncentrációt növelték szignifikánsan.

Kulcsszavak

Cyprinus carpio, vas, mangán, felhalmozódás, MP-AES

The accumulation of Fe and Mn in the organs of common carp (*Cyprinus carpio*) and its effect to their growth parameter

Abstract

Earlier studies demonstrated that the oxbows are considered to be „highly toxic” based on the EPA directions in the Upper of Tisza Region, which is due to the geochemical characteristic of the region. According to the geochemical data the Fe and Mn accumulation of the common carp (*Cyprinus carpio*) organs was investigated. The experiment was carried out for 49 days where 5 treatments were set with 18 carp juveniles in each and 3 replicates were applied. The growth parameters and survival was studied as well as 3 juveniles were sampled from each aquaria, their liver, eyes, brain, muscular tissue and gills were separated for elemental analysis. The applied concentration of the elements did not have a negative effect on the growth parameters, moreover positive effects were observed. The highest concentration of Fe and Mn were found in the liver and brain of carp juveniles, while the smallest level of these elements occurred in the muscular tissue and gills. In case of brain, muscular tissue and gills on the highest Fe and Mn containing treatment resulted in statistically higher measured concentration. The elemental concentration results for liver showed that only the Mn containing treatments had significant effect.

Keywords

Cyprinus carpio, iron, manganese, accumulation, MP-AES

BEVEZETÉS

A vízi ökoszisztémát ért nehézfém szennyezések legtöbb esetben magát a víztestet érik, de hatásuk nem csak a vízkémiai paraméterekben jelenik meg. A vízben jelenlévő nehézfémek idővel leülepednek, ennek következtében az üledékben élő növényekben és üledéklakó szervezetekben is felhalmozódhatnak. A vízi ökoszisztéma magasabb rendű gerinces élőlényei, mint például halak, békák és varangyok kiváló indikátorok a nehézfém szennyezések monitorozására (Fehér és társai 2013, Simon és társai 2010, 2012). Korábbi vizsgálatok bizonyították üledék és vízkémiai adatok alapján a Felső-Tisza vidéki holtmedrek szennyezettségét, és megállapították, hogy az EPA szabvánnyal összevetve a legtöbb holtmeder esetében erős vas- és mangán szennyezettség jellemző (Balogh és társai 2013, Kundrát és társai 2013). Az eredmények alapján fontosnak tartottuk, hogy a különböző szennyezések hatását a vízi élővilág különböző elemein, esetünkben a halakon is vizsgáljuk. Mivel az abiotikus indikátorok

(víz, üledék) elemvizsgálásán túl egyre nagyobb hangsúlyt kapnak a biotikus indikátorok (növényi és állati szervezetek) az antropogén eredetű szennyezések hosszú távú becsülésében (Fehér és társai 2013, Málnás és társai 2013, Simon és társai 2012). A halak, mint indikátor szervezetek jól alkalmazhatóak egy vízi ökoszisztémát ért szennyezés hatásának a monitorozására, hiszen mint magasabb rendű élőlények képesek felhalmozni mind a vízben és üledékben, mind pedig a táplálékból a szervezetükbe jutó káros anyagokat.

ANYAG ÉS MÓDSZER

A 49 napos modell kísérletben összesen 5 kezelést alkalmaztunk, egyenként 18-18 ponty ivadékkal, 3-3 ismétlésben: első (Fe: 0,57 mg/l, Mn: 0,29 mg/l); második (Fe: 0,57 mg/l, Mn: 0,625 mg/l); harmadik (Fe: 1,50 mg/l, Mn: 0,29 mg/l); negyedik (Fe: 1,50 mg/l, Mn: 0,625 mg/l) és kontroll (csapvíz) kezelés.

A kísérlet végén vizsgáltuk a halak növekedési mutatóit és megmaradását, illetve akváriumként 3-3 egyed esetében meghatároztuk a létfontosságú szervek vas és mangán koncentrációját. A 0,57 mg/l-es vas és a 0,29 mg/l-es mangán koncentráció a holtmedrekben mért er - sen szennyezett kategórián kívüli koncentrációk átlagát jelöli. Az 1,50 mg/l-es vas és a 0,625 mg/l-es mangán koncentráció a holtmedrekben mért er sen szennyezett kategóriába sorolt koncentrációknak az átlaga. Az akváriumok vizébe 1 minden héten mintát vettünk és ellen ríztük a beállított koncentrációk pontosságát. Az akváriumok elrendezése randomizált volt.

A 49. napon minden akváriumból három egyedet fogtunk ki random módon, tehát kezelésként kilencet, ami összesen 45 darab hal egyesével való feldolgozását jelentette. Az elemek koncentrációjának méréséhez a halak kopolytúját, hátizomszövetét, szemét, agyát és máját használtuk fel. A preparálásnál kizárólag m anyag eszközökkel dolgoztunk, hogy elkerüljük a minták fémekkel való szennyezését. A szervekben felhalmozódott vas és mangán mérésére mikrohullámú plazma atomemissziós spektrométerrel (Agilent Technologies MP-AES 4100) történt. Minden egyes hal, minden egyes szerve külön-külön került feldolgozásra.

A testtömeg és a megmaradás értékek elemzéséhez IBM SPSS Statistics 22 szoftvert használtunk. Az adatok homogenitását Levene-tesztel ellen ríztük. Az eredmények értékelésére egytényez s variancia-analízist (ANOVA) használtunk. A szignifikáns különbség meghatározása Tukey-tesztel ($P < 0,05$) történt.

EREDMÉNYEK

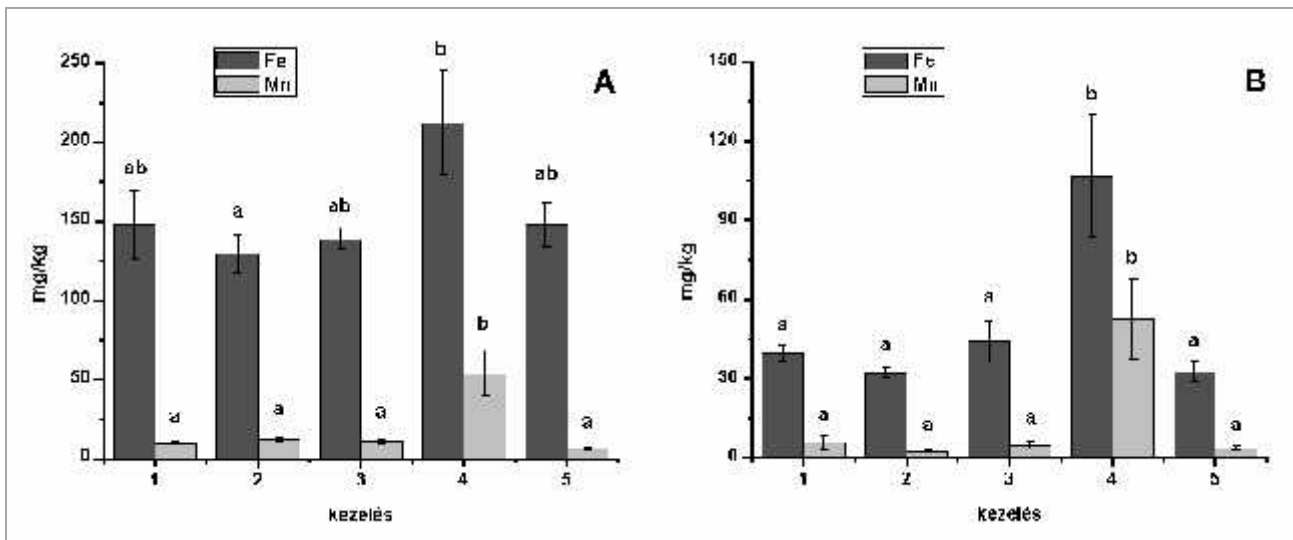
Lehalászási egyedsúlyok és a testtömeg gyarapodás

A 49 napos expozíciós időt követ en a legnagyobb egyedi testtömeget a negyedik kezelésbe (Fe: 1,50 mg/l,

Mn: 0,625 mg/l) tartozó ponty ivadékok érték el, a leg-alacsonyabb átlagos testtömeget a kontroll csoportban mértük.

A vizsgált szervek elemkoncentrációi

Az agyban mért elemek esetében csak a negyedik kezelésnél (Fe: 1,50 mg/l, Mn: 0,625 mg/l) tapasztaltunk szignifikánsan nagyobb ($p < 0,05$) vas és a mangán mennyiséget. A negyedik kezelésnél $533,37 \pm 155$ mg/kg vas és 314 ± 109 mg/kg mangán mennyiséget mértünk. A máj esetében a vas koncentrációja egyik kezelés hatására sem tért el szignifikánsan a kontrolltól. A mangán esetében, ahol a vasat 1,50 mg/l-es koncentrációban adagoltuk, ott szignifikánsan nagyobb ($p < 0,05$) mangánkoncentrációt mutattunk ki a májból. A negyedik kezelésnél (Fe: 1,50 mg/l, Mn: 0,625 mg/l) a májban átlagosan 1010 ± 422 mg/kg mangán halmozódott fel, ami a kontroll átlagának (18 ± 6 mg/kg) több mint 50-szerese. A szemnél megfigyelhet , hogy a mangán mennyisége csak azoknál a kezeléseknél tér el a kontroll csoporttól, ahol a vas maximális (Fe: 1,50 mg/l) koncentrációban volt, ez a különbség azonban statisztikailag nem igazolható. A kopolytújuk esetében a mangán koncentrációja a negyedik kezelésnél (Fe: 1,50 mg/l, Mn: 0,625 mg/l) a kontrollhoz és az összes többi csoporthoz képest szignifikánsan nagyobb ($p < 0,05$). Itt is megfigyelhet , hogy a nagyobb vaskoncentráció pozitívan hat a mangán felhalmozódására. A vas koncentrációját tekintve a negyedik kezelés szignifikánsan nagyobb ($p < 0,05$) koncentrációt eredményezett a kopolytújukban, mint a második kezelés (Fe: 0,57 mg/l, Mn: 0,625 mg/l) (1A. ábra). Az izomszövet esetén a mangán és a vas hasonlóan a többi szervhez itt sem tér el szignifikánsan egyik kezelésnél sem, kivéve abban az esetben ahol a mangán mellett a vas is maximum koncentrációban volt ($p < 0,05$). A negyedik kezelés (Fe: 0,57 mg/l, Mn: 0,625 mg/l) esetében vas koncentrációja 107 ± 23 mg/kg (1B. ábra).



1. ábra. A kopolytú (A) és az izom (B) vas-és mangán koncentrációi (els kezelés (Fe: 0,57 mg/l, Mn: 0,29 mg/l), második kezelés (Fe: 0,57 mg/l, Mn: 0,625 mg/l), harmadik kezelés (Fe: 1,50 mg/l, Mn: 0,29 mg/l), negyedik kezelés (Fe: 1,50 mg/l, Mn: 0,625 mg/l) és kontroll (csapvíz)); átlag \pm SE, $n=3$

Fig 1. Concentration of Fe (mean \pm SE) and Mn (mean \pm SE) in gills (A) and muscle (B). Notations: treatment 1: Fe: 0.57 mg L⁻¹, Mn: 0.29 mg L⁻¹, treatment 2: Fe: 0.57 mg L⁻¹, Mn: 0.625 mg L⁻¹, treatment 3: Fe: 1.50 mg L⁻¹, Mn: 0.29 mg L⁻¹, treatment 4: Fe: 1.50 mg L⁻¹, Mn: 0.625 mg L⁻¹ and control. Different letters indicate significant differences between treatments for a same metal ($p > 0.05$)

KÖVETKEZTETÉS

A testtömeg tekintetében szignifikáns eltérést kizárólag a kontroll és a negyedik kezelés (Fe: 1,50 mg/l, Mn: 0,625 mg/l) között találtunk, a legkedvezőbb növekedést az utóbbi csoportba tartozó egyedek mutatták. Az eredmények alapján kijelenthető, hogy a 49 napos expozíciós idő alatt a vas és mangán nagyobb koncentrációban sem befolyásolták negatívan a halak növekedését, ezen idő szak során inkább ezen elemek pozitív hatásai érvényesültek. A csoportok megmaradása között nem volt statisztikailag igazolható különbség a kísérlet végén. A legnagyobb mennyiségű vas és mangán a halak májában és agyában halmozódott fel, míg a legkisebb koncentrációkat az izomszövetekben és a kopoltyúban mértük. Az agyban, az izomszövetekben és a kopoltyúban kizárólag a negyedik kezelésben (Fe: 1,50 mg/l, Mn: 0,625 mg/l) volt statisztikailag is nagyobb a vas és a mangán koncentrációja. A máj nehézfém tartalmával kapcsolatos adatok azt mutatták, hogy a kezeléseknek kizárólag a mangán-koncentráció vonatkozásában volt szignifikáns hatása.

Összességében kijelenthetjük, hogy a nehézfémek akkumulációja szinte minden szervben megindult, de ezekben a koncentrációkban és ilyen expozíciós idő alatt még nem károsította a szerveket. A növekedésre abszolút pozitív hatást gyakorolt és nem befolyásolta negatívan a halak megmaradását.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

A kutatást támogatta a Debreceni Egyetem belső egyetemi pályázata. 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 Agilent

Technologies és NOVO-LAB Kft-nek, hogy készülékeiket használhatjuk.

IRODALOM

Balogh Zs., Gyulai I., Baranyai E., Hubay K., Harangi S., Kundrát J. T., Braun M., Korponai J., Simon E. (2014). Holtmedrek toxikus elemtartalmának vizsgálata üledékminták alapján. *Hidrológiai Közöny* 97. 5-6. 18-21.

Kundrát J. T., Gyulai I., Baranyai E., Hubay K., Harangi S., Balogh Zs., Braun M., Simon E. (2014). Felső-Tisza vidéki holtmedrek szennyezettsége. *Hidrológiai Közöny* 5-6: 53-56.

Fehér M., Baranyai E., Simon E., Bársony P., Szűcs I., Posta J., Stündl L. (2013). The interactive effect of cobalt enrichment in *Artemia* on the survival and larval growth of barramundi, *Lates calcarifer*. *Aquaculture* 414-415: 92-99

Málnás K., Harangi S., Balogh Zs., Baranyai E., Braun M., Dévai Gy., Simon E. (2013). Nehézfém analitikai vizsgálatok a Felső-Tisza és a Szamos folyó hazai szakaszán. *Hidrológiai Közöny* 5-6: 62-64.

Simon E., Braun M., Tóthmérész B. (2010). Non-destructive method of frog (*Rana esculenta* L.) skeleton elemental analysis used during environmental assessment. *Water, Air and Soil Pollution* 209: 467-471.

Simon E., Puky M., Braun M., Tóthmérész B. (2012). Assessment of the effects of urbanization on trace elements of toe bones. *Environmental Monitoring and Assessment* 184: 5749-54.

A SZERZŐ



HARANGI SÁNDOR Debrecenben született. Egyetemi tanulmányait a Debreceni Egyetem Természettudományi és Technológiai Kar Kémia BSc (2011) majd Vegyész MSc (2013) szakokon végezte. Ezt követően a Debreceni Egyetem Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola Környezettudományi PhD hallgatója (2013-2016).

Zooplankton szervezetek vas és mangán terhelésének vizsgálata atomspektroszkópiai módszerekkel

Herman Petra*

* Debreceni Egyetem, TTK, Szervetlen és Analitikai Kémiai Tanszék, Agilent Atomspektroszkópiai Partner Laboratórium, 4032 Debrecen, Egyetem tér 1. (e-mail: hpetra327@gmail.com)

Kivonat

A zooplankton szervezetek a vízi ökoszisztémák táplálékláncának alapját képező egyedek, melyek hatékonyan képesek felhalmozni szervezetükben a különböző nyomelemeket. Kutatásunk során a vas és a mangán felhalmozódását vizsgáltuk egy sósvízi rákfajban, az *Artemia nauplii*-ban. Öt féle kezelést alkalmaztunk, melyekben különböző vas és mangán koncentrációkat állítottunk be. A minták elemanalitikai vizsgálatát salétromsavas és hidrogén-peroxidos, atmoszférikus nyomáson végzett roncsolást követően atomemissziós módszerrel alapuló spektroszkópiai eljárásokkal végeztük, MP-AES és ICP-OES készülékek használatával. A vas és mangán mellett egyéb makro- és mikroelemek is meghatározásra kerültek. Az általunk alkalmazott koncentrációk esetében a vas szintjének változásában nem tudunk statisztikailag igazolható különbséget kimutatni az egyes kezelések között. Ezzel szemben a mangán szintje a koncentráció emelésével arányosan változott a zooplankton szervezetekben. Elhullást, illetve az élőlények vitalitásának, mozgékonyságának csökkenését nem tapasztaltuk a megemelt elem koncentráció hatására sem.

Kulcsszavak

zooplankton, vas, mangán, atomspektroszkópia.

The investigation of zooplankton organisms polluted with manganese and iron with atomic spectroscopic methods

Abstract

Nowadays, metal contamination in the aquatic environment has attracted global attention. According to previous research some backwaters in our country have gotten contaminated classification, and this encouraged us to do research in this theme. *Artemia nauplii* is a species of brine shrimp, and these animals are ideal indicators of heavy metal pollution in aquatic systems. The main aim of this study is to investigate the accumulation of manganese and iron in these zooplankton organisms. We applied five treatments with different concentrations of these trace minerals, and after the 24 hours enrichment period the accumulation of the elements were analysed. The concentration of manganese increased in parallel with the dose of supplementations. Treatments with maximum manganese concentration had significant effect on the manganese level of *Artemia*, compared with the other groups. Opposite this, examining the iron concentrations in the five treatments there were no significant difference. Also no significant difference occurred in the dry matter content of *Artemia* among all treatments.

Keywords

zooplankton, manganese, iron, atomic spectroscopy.

BEVEZETÉS

Az utóbbi években a vízi környezet szennyezettsége magára vonta a világ figyelmét. Nagy mennyiségben jelentek meg veszélyes vegyi anyagok a vízi ökoszisztémákban világszerte a világnépszerű gyors, globális növekedésének és a bűvös mez gazdasági, illetve ipari tevékenységeknek köszönhetően. A különböző nyomelemek felhalmozódhatnak a vízi állatok szövetekben, és ha a koncentrációjuk eléri egy bizonyos toxicitási küszöbértéket – ami eltér az egyes elem fajták, taxonómiai fajok és életszakaszok esetében –, mérgezővé válhatnak (*Simon és társai 2010, 2012, Fehér és társai 2013*).

A zooplankton szervezetek nagymértékben hozzájárulhatnak egy vízi rendszert érő szennyezés terjedéséhez. A vízi ökoszisztémák esetében is megtalálhatóak a szárazföldihez hasonlóan felépülő táplálkozási láncok, és a zooplankton szervezetek ennek alapját képezik. Azért fontos a szennyezés hatásának vizsgálatát velük kezdeni, mivel ezek az élőlények egyszer testfelépítésüknek köszönhetően még nem szenvednek jelentős mértékű károsodást, viszont képesek a különböző nyomelemeket felhalmozni szervezetükben (*Watanabe és társai 1997*).

Így a szennyező anyagok a bioakkumuláció révén a tápláléklánc többi tagjában is feldúsulhatnak, bizonyos élőlények akár nagyobb koncentrációt is létrehozhatnak sejtjeikben, szövetekben, mint ami a kiindulási elemekben volt. Ezáltal közvetve az élő világ többi tagját, akár az embereket is veszélyeztethetik.

A különböző komponensek felvehetőségét számos tényező befolyásolja, többek között az elemek eltérő kémiai formája és koncentrációja, valamint más elemekkel kialakuló kölcsönhatásaik. Emiatt fontos, hogy a vizsgálataink során az elemek között elforduló szinergista/antagonista kapcsolatot is figyelembe vegyük.

Kutatásunk során két esszenciális elem, a vas és a mangán felhalmozódását vizsgáltuk sórákokban (*Artemia nauplii*), illetve tanulmányoztuk, hogy ezek az elemek hogyan befolyásolják egymás felvételét. Korábbi kutatások több tiszta holtmedret is szennyezett, illetve erősen szennyezett kategóriába soroltak a vas és a mangán tekintetében az MSZ:12749 szabvány alapján, így a hazai környezetvédelem és természetvédelem szempontjából is nagy jelentősége van a témának (*Balogh és társai 2014, Kundrát és társai 2014*).

ANYAG ÉS MÓDSZER

Kísérleti beállítás

Az *Artemia nauplii* sósvízi rákfaj számos jellegzetes tulajdonsággal rendelkezik, melyek megkönnyítik a különböző nevelési, fejlődési, biokémiai és toxikológiai vizsgálatokban való alkalmazását. Ezen tulajdonságok egyike, hogy alvó petéket rak, így nagy mennyiségben állnak rendelkezésre a kereskedelmi forgalomban ilyen állapotban, ezek pedig kísérletileg könnyen kezelhetők.

A kísérletben vizsgált *Artemia nauplii* (Sera, Germany) petéket laboratóriumi körülmények között keltettük és neveltük, a számukra megfelelő körülmények beállításával. A sőrakok keltetése három darab 1,5 literes m anyag edényben történt, 4 g pete/liter-es egyedségben. Az edényeket csapvízzel töltöttük meg, a vizet 24 óráig levegőztettük, és beállítottuk a számukra ideális 20 g/l-es só-koncentrációt. A víz hőmérsékletét 27 °C-ra állítottuk be, a kikelésükhöz szükséges 2000 lux-os megvilágítást pedig asztali lámpák segítségével biztosítottuk. Ilyen körülmények között 24 órán át keltettük az *Artemiákat*, majd a frissen kelt egyedeket egy 150 µm-es planktonháló segítségével leszűrjük és elválasztottuk a kikelt sőrakokat a ki nem kelt petéktől és a felúszó petehéjtől.

A következő periódusban vas-kloriddal és mangán-kloriddal dúsítottuk az *Artemia* lárvákat. A dúsítást 5 literes ballonokban végeztük, melyekben szintén biztosítottuk a már említett körülményeket, és egyenként osztottuk el bennük a leszűrte *Artemiákat*. A ballonokban eltérő vas és mangán koncentrációkat állítottunk be, a legmegfelelőbb koncentrációk kiválasztásához pedig több el kísérletet is végeztünk, annak érdekében, hogy megtaláljuk azt a dózist, melyet már felvesznek a sőrakok, viszont nagymértékű elhullást még nem eredményez.

Az el kísérletek alapján alkalmazott koncentrációk:

- első: (Fe: 5,7 mg/l, Mn: 2,9 mg/l)
- második: (Fe: 5,7 mg/l, Mn: 6,25 mg/l)
- harmadik: (Fe: 15 mg/l, Mn: 2,9 mg/l)
- negyedik: (Fe: 15 mg/l, Mn: 6,25 mg/l)
- és kontroll kezelés.

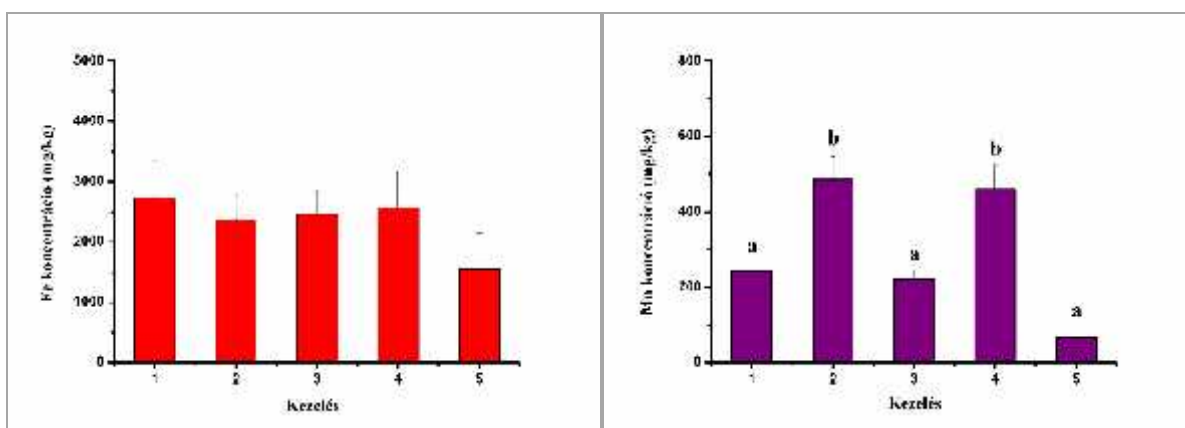
A minták feltárása

A dúsítás szintén 24 óráig tartott a ballonokban, majd planktonháló segítségével leszűrjük azok tartalmát, desztillált vízzel átmostuk és f z poharakban helyeztük el a sőrakokat. Az így kapott mintákat 105 °C-on szárítószekrényben kiszárítottuk, ezt követően pedig atmoszférikus roncsolással elektromos f z lapon feltártuk azokat. A roncsoláshoz mintánként 4 ml 65%-os tömény salétromsavat (MERCK), 0,5 ml kétszer ioncserélt vizet és 0,5 ml 30%-os tömény hidrogén-peroxidot (SPEKTRUM 3D) használtunk. Az atmoszférikus roncsolást követően kémcsövekbe kétszer ioncserélt vízbe készült 0,1 M salétromsavval 10 ml-re töltöttük fel a mintákat.

Elemanalízis

A minták elemanalízisét Agilent Technologies 4100 típusú mikrohullámú plazma atom emissziós spektrométerrel (MP-AES) végeztük. A készülék nagy előnye, hogy gyúlékony és drága gázok helyett nitrogént használ plazmagázként, melyet sűrített levegőből állít el egy nitrogéngenerátor segítségével, ami jelentősen csökkenti az üzemeltetési költségeket. A készülék egy mágnesesen gerjesztett mikrohullámú plazmaforrást használ. Egy torroid alakú plazma alakul ki, alacsonyabb hőmérséklet központi résszel, mely alkalmas a folyékony minták stabil bevezetésére. A plazma magas hőmérsékletének hatására az aeroszol víztartalma elpárolog, ezt követően pedig a minta atomizálódik, illetve ionizálódik. A gerjesztett állapotú atomok specifikus, rájuk jellemző hullámhosszú fényt bocsátanak ki, ami az azonosításukhoz szükséges információt hordozza. Minden egyes gerjesztett atom által kibocsátott vonal intenzitása egyenesen arányos az egyes elemek koncentrációjával, így történik a mennyiségi azonosítás, a színképvonalak hullámhossza pedig a minőségi azonosítást teszi lehetővé.

Mivel a MP-AES új technológiának számít, ezért hogy a módszer alkalmazhatóságát ellenőrizzük, a méréseket Agilent Technologies 5100 (SVDV) típusú induktív csatolású plazma optikai emissziós spektrométerrel (ICP-OES) is elvégeztük (Nguyen és társai 2008). Az induktív csatolású argon plazma az atom emisszió hatékony forrása, melyet alapvetően az argontól különböző elemek meghatározására használunk.



1. ábra. Fe és Mn dúsulása *Artemiákban*

Figure 1. The accumulation of Fe and Mn in *Artemia nauplii*

(Magyarázat: első kezelés (Fe: 5,7 mg/l, Mn: 2,9 mg/l), második kezelés (Fe: 5,7 mg/l, Mn: 6,25 mg/l), harmadik kezelés (Fe: 15 mg/l, Mn: 2,9 mg/l), negyedik kezelés (Fe: 15 mg/l, Mn: 6,25 mg/l) és kontroll (csapvíz)); mg/kg, átlag±SE, n=5)

A statisztikai elemzés elvégzéséhez az IBM SPSS Statistics Data Editor programban végeztünk kétutas variancia analízist (GLM ANOVA).

EREDMÉNYEK

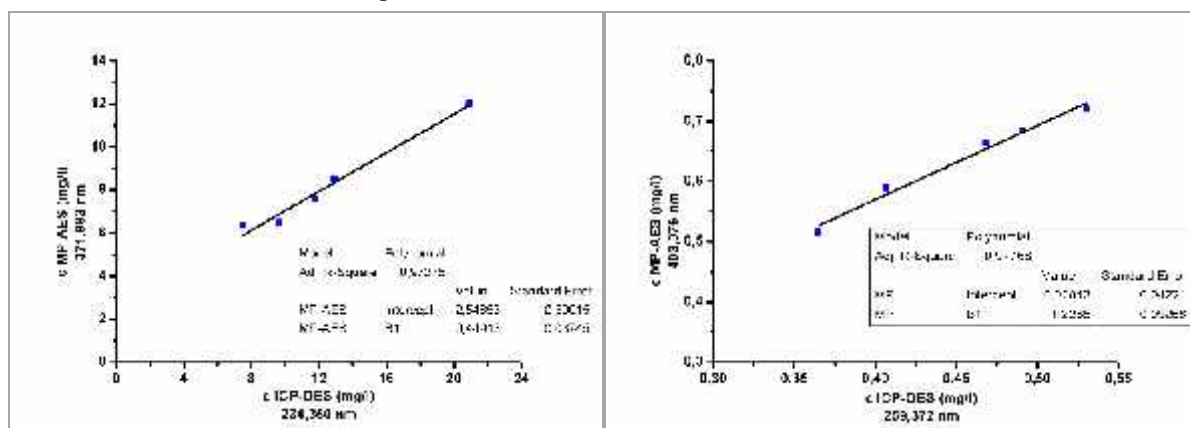
A 24 órán át, különböző koncentrációjú elemösszetételekkel végzett dúsítást követően a vas és a mangán felhalmozódása mellett, hét másik elem koncentrációjának a változását mértük a sórákokban (Ca, Cu, K, Mg, Na, Pb, Zn), minden kezelés esetében.

A minták vas tartalmának vizsgálata során nem mutatunk ki statisztikai különbséget az egyes kezelések között ($p > 0,05$), bár a kontroll kezelés közel 1500 mg/kg-os nyomelem tartalmához képest a többi kezelés esetében megfigyelhet koncentráció növekedés. A minták mangán tartalma az alkalmazott koncentrációval arányosan változott. Statisztikailag is igazoltunk, hogy a kontroll kezelés a második és a negyedik kezelést 1 ($p < 0,001$), az első kezelés a második ($p = 0,007$) és az negyedik ($p = 0,018$) kezelést 1, és a harmadik kezelés szintén a második ($p = 0,030$) és negyedik kezelést 1 ($p = 0,007$) különbözik szignifikánsan. A második kezelésnél a kontroll ($p < 0,001$), az első

($p = 0,007$) és a harmadik kezelés ($p = 0,003$), a negyedik kezelésnél szintén a kontroll ($p < 0,001$), az első ($p = 0,018$) és a harmadik kezelés esetében figyelhet meg szignifikáns eltérés (1. ábra). A Ca, Cu, K, Mg, Na, Pb és Zn esetében nincs statisztikailag igazolható szignifikáns különbség a kezelések között ($p > 0,05$), valamint szinergista vagy antagonista hatások sem voltak megfigyelhetők.

Vizsgáló módszer

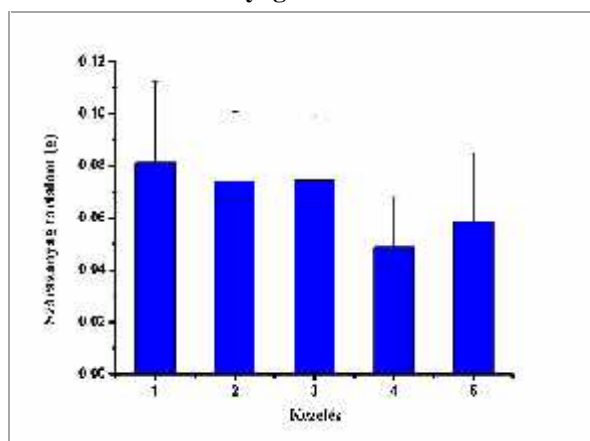
A minták elemanalízisét mikrohullámú plazma atom emissziós spektrométerrel (MP-AES) és induktív csatolású plazma optikai emissziós spektrométerrel (ICP-OES) is elvégeztük, így összehasonlítva a két elemanalitikai módszert. A két különböző módszerrel végrehajtott mérés alapján a kapott eredményekben nem tapasztaltunk eltérést, ami azt bizonyítja, hogy a mikrohullámú plazma atom emissziós spektrométer is alkalmas a vizsgált elemek környezeti mintákból történő meghatározására, így az induktív csatolású plazma optikai emissziós spektrométerrel szemben egy költségkímélőbb módszerrel is elvégezhető a nyomelem analízis. A két vizsgáló módszer összehasonlítása a Fe és a Mn példáján a 2. ábrán látható.



2. ábra. Fe és Mn mérési adatok MP-AES és ICP-OES készülékkel

Figure 2. The measurement data of Fe and Mn with ICP-OES and MP-AES

Artemiák szárazanyag tartalma



3. ábra. Az Artemiák szárazanyag tartalma a kezelések hatására
Figure 3. The effect of the treatments on dry matter content of Artemia

(Magyarázat: első kezelés (Fe: 5,7 mg/l, Mn: 2,9 mg/l), második kezelés (Fe: 5,7 mg/l, Mn: 6,25 mg/l), harmadik kezelés (Fe: 15 mg/l, Mn: 2,9 mg/l), negyedik kezelés (Fe: 15 mg/l, Mn: 6,25 mg/l) és kontroll (csapvíz)); mg/kg, átlag \pm SE, $n = 5$)

Ezek mellett tanulmányoztuk a kezelések hatását az Artemia minták szárazanyag tartalmára. Az Artemia minták tömegét gravimetriásan határoztuk meg. Négy tizedes jegy pontossággal, analitikai mérleg segítségével mértük le a nedves tömegüket a szűrt követően, majd a szárítás után a száraz tömegüket. Bár szemmel látható változás van a kezelések szárazanyag tartalma között, ezt statisztikailag nem tudtuk igazolni, mivel a varianciaanalízis nem mutatott szignifikáns eltérést közöttük (3. ábra).

ÖSSZEFOGLALÁS

A kísérletünk során vas és mangán felhalmozódását vizsgáltuk egy sósvízi rákfajban, az Artemia naupliában. A vas szintjének emelkedését statisztikailag nem tudtuk igazolni, ami valószínűleg azzal magyarázható, hogy a vas(III)-klorid vizes oldatban hidrolizál, vörösesbarna színű vas(III)-hidroxid csapadék keletkezik, ami az élőlények számára nem felvehető. A mangán szintje ezzel szemben a koncentráció növelésével arányosan változott az élőlényekben, ami statisztikailag is igazolható volt, mivel a varianciaanalízis szerint azok a csoportok, melyekben maximális mangán koncentrációt alkalmaztunk,

szignifikánsan különböznek a közepes mangán koncentrációt tartalmazó, illetve a kezelés nélküli csoportoktól.

IRODALOM

Balogh Zs, Gyulai I., Baranyai E., Hubay K., Harangi S., Kandrát J. T., Braun M., Korponai J., Simon E. 2014. Holtmedrek toxikus elemtartalmának vizsgálata üledék-minták alapján. Hidrológiai Közlöny 97. 5-6. 18-21.

Fehér M., Baranyai E., Simon E., Bársony P., Sz cs I., Posta J., Stündl L. (2013). The interactive effect of cobalt enrichment in *Artemia* on the survival and larval growth of barramundi, *Lates calcarifer*, Aquaculture 414–415, 92–99.

Kandrát J. T., Gyulai I., Baranyai E., Hubay K., Harangi S., Balogh Zs., Braun M., Simon E. 2014 Fels -Tisza vidéki holtmedrek szennyezettsége. Hidrológiai Közlöny 5-6: 53-56.

Nguyen, V T., Satoh, S., Haga, Y., Fushimi, H., Kotani, T. (2008). Effect of zinc and manganese supplementation in *Artemia* on growth and vertebral deformity in red sea bream (*Pagrus major*) larvae, Aquaculture 285, 184–192.

Simon E., Braun M., Tóthmérész B. 2010. Non-destructive method of frog (*Rana esculenta* L.) skeleton elemental analysis used during environmental assessment. Water, Air and Soil Pollution 209: 467-471.

Simon E., Puky M., Braun M., Tóthmérész B. 2012. Assessment of the effects of urbanization on trace elements of toe bones. Environmental Monitoring and Assessment 184: 5749-54.

Watanabe, T., Kiron, V., Satoh, S. (1997). Trace minerals in fish nutrition, Aquaculture 151, 185-207.

A SZERZ



HERMAN PETRA MSc hallgató a Debreceni Egyetem Szervetlen és Analitikai Kémiai Tanszékének Környezettudomány szakán

A planktonikus bakteriális közösségek szezonális alakulása különböző karakter szikes tavakban

Korponai Kristóf*, Szabó Attila*, Somogyi Boglárka**, Vörös Lajos**, Vajna Balázs*, Boros Emil**, Felföldi Tamás*

* ELTE Mikrobiológiai Tanszék, 1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/c. (E-mail: tamas.felfoldi@gmail.com)

** MTA Ökológiai Kutatóközpont, Balatoni Limnológiai Intézet, 8237 Tihany, Klebelsberg Kuno út 3.

Kivonat

2013 márciusa és 2014 júliusa között, havonkénti mintavételeket végeztünk két különböző karakter kiskunsági szikes tóban. A két típus fizikai és kémiai jellemzői hasonlóak, azonban színben és turbiditásban egymástól egyaránt jelentősen eltér a zavaros (fehér) Zab-szék és a színes (fekete) típusba tartozó Sós-ér. Mindkét tó asztatikus, így életközösségeikben a kiszáradásra kevésbé érzékeny szervezetek meghatározóak (ágascsapú rákok, kerekeshégek, algák és baktériumok). Kutatásunkban közösségi DNS alapján vizsgáltuk a 16S rRNS gén variábilis V3-V4 régióját nagy áteresztő képességű piroszekvenálással, amivel nemzetség-szinten tudtuk azonosítani a bakteriális közösségek alkotóit. Mindkét tóban diverz bakteriális közösséget tártunk fel, jelentős mennyiségű tenyésztésre nem vont taxonnal. Eredményeink szerint a két tó mikrobiótája egymástól nagymértékben különbözött a vizsgált időtartamban, a Sós-éren a *Fluviicola*, a *Limnohabitans* és az *Algoriphagus*, míg a Zab-széken a *Jannaschia*, és a *Synechococcus* nemzetségek voltak jellemzőek, ugyanakkor számos taxon mindkét tóban előfordult, pl. a *Belliella* és a *Hydrogenophaga*. Statisztikai elemzésekkel kimutattuk, hogy a bakteriális közösség összetételét alapvetően a tavak szezonális változásai (algavirágzások, kiszáradás és feltöltés) határozták meg.

Kulcsszavak

szikes tavak, baktériumközösség, újgenerációs DNS-szekvenálás, mikrobiális ökológia

Seasonal dynamics of the planktonic bacterial community in two distinct types of soda pans

Abstract

Between March 2013 and July 2014 two soda pans in the Kiskunság area were sampled monthly. The studied pans belong to two distinct types: though several physico-chemical characteristics are similar, turbidity and water colour differ markedly. Zab-szék pan was chosen as a typical representative of the 'turbid' type, while Sós-ér pan represents the 'coloured' type. Both lakes are astatic, so they harbour a reduced food web compared to other lakes in the temperate zone. Organisms less affected by desiccation inhabit these water bodies: cladocerans, rotifers, algae and bacteria. In our study, the V3-V4 region of the 16S rRNA gene was used to identify the planktonic bacterial community members with high-throughput pyrosequencing on the genus-level. Highly diverse bacterial communities were revealed with many yet-uncultured taxa. According to our results, the two lakes highly differed from each other during the sampling period. Characteristic genera for Sós-ér soda pan were *Fluviicola*, *Limnohabitans* and *Algoriphagus*, while for Zab-szék genera *Jannaschia* and *Synechococcus* were typical, though shared taxa were also found, such as *Belliella* or *Hydrogenophaga*. Statistical analysis revealed that the bacterial community composition was significantly affected by the seasonal changes in the lakes (for instance algal blooms, desiccation and refillment).

Keywords

soda pans; bacterial community; next-generation DNA sequencing; microbial ecology

BEVEZETÉS

A szikes tavak a Kárpát-medence unikális állóvizei. Csak nagyon kevés hozzájuk hasonló vízteret találunk Földünkön (*Boros és társai 2014*). Ezekre a sekély, kis fotikus zónával rendelkező, nyaranta gyakran kiszáradó tavakra jellemző a stabilan lúgos pH (9-11), a nagy napi hőingás és a relatíve nagy szikszótartalom is. Ezek a tulajdonságok erősen szelekciós hatással bírnak az élőlényekre, emiatt a tavak életében felértékelődnek az egyes szervezetek (*Sorokin és társai 2004*). A hazai szikesekben élő planktonikus közösség összetételére jellegzetes szezonális változások jellemzőek, amelyeknek gyakorta része a téli zöldalgavirágzás (*Somogyi és társai 2009*, *Pálffy és társai 2014*), valamint a tavasszal-nyáron időnként, és esetleg nagymértékben elszaporodó zöldalgákkal együtt megjelenő bíborbaktérium-tömegprodukció is (*Borsodi és társai 2013*, *Korponai és társai 2015*).

A Kárpát-medence szikes tavait négy típusba sorolhatjuk: zavaros („fehér”), átmeneti (egyszerre zavaros és

színes), színes („fekete”), és átlátszó (*Boros és társai 2010*). Ezek közül a két véglet (a zavaros és a színes) megfeleltethető a szél által felkevert és kiülepedett állapotnak, valamint a szikes tavak szukcessziójának is külön stádiumát jelentik, hiszen a színes vizek pont a makrofiton-vegetáció miatt nem tudnak felkeveredni, és az ezekben (pl. zsióka) származó bomló növényi maradványok eredményezik a víz barnás-feketését (*Vörös és társai 2011*). E két csoporton belül választottunk két tipikus víztestet, célunk a Kiskunságban található zavaros vizű Zab-szék és a színes típusba tartozó Sós-ér planktonikus bakteriális közösségeinek összehasonlítása volt több mint egy évet felölelő időskálán, nagyfelbontású molekuláris módszerrel.

ANYAG ÉS MÓDSZER

A mintavételek 2013 márciusa és 2014 júliusa között az 1. táblázatban feltüntetett időpontokban történtek két, a Solti-síkságon található szikes tóból. A mintavételi pontok földrajzi koordinátáit (Zab-szék - É. sz. 46° 50,190',

K. h. 19° 10,283'; Sós-ér - É. sz. 46° 47,341', K. h. 19° 8,679') GPS 76Cx készülékkel (Garmin) rögzítettük. Az alapvető vízkémiai paramétereket a helyszínen mértük (WTW MultiLine P 8211 multiméterrel), az a-klorofill koncentrációjának (Wellburn 1994) meghatározása laboratóriumi körülmények között történt. A többi mért változó meghatározásának részletes leírását korábban megadtuk (Pálffy és társai 2014).

A mintavételt követően a vízmintákat azonnal laboratóriumba szállítottuk, ahol azokat centrifugálással (Zab-szék) vagy 0,45 µm pórusátmérőjű cellulóz-acetát membránon (Millipore) szűrővel (Sós-ér) tömörítettük, végül -20°C-on tároltuk őket későbbi feldolgozásukig. A vízfázisú minták esetében 500 µL térfogatból, míg a szilárd minták esetében a szűrőpapírból történt a DNS kivonása UltraClean® Soil DNA Isolation Kit (MoBio) használatával. A molekuláris vizsgálatokhoz a bakteriális riboszóma kis alegységében található 16S rRNS-t kódoló gént (a 16S rDNS-t) használtuk fel a taxonok azonosításához. A piroszekvenáláshoz a 16S rDNS-t polimeráz láncreakció (PCR) segítségével, B341F és B785R primerekkel (Klindworth és társai 2013) szaporítottuk fel, a PCR termékeket High Pure PCR Cleanup Micro Kit-tel (Roche) tisztítottuk meg. A minőségi ellenőrzést és a DNS koncentrációjának mérését Model 2100 Bioanalyzer (Agilent) készülékkel végeztük. A DNS-szekvenálás GS Junior (Roche) platformon történt a gyártó utasításai szerint. Ezt követően a kapott szekvenciákat mothur v1.33 szoftver (Schloss és társai 2009) segítségével elemeztük (taxonok azonosítása, fajszám becslése, stb.). A PCR amplifikáció és a szekvenáló reakció során keletkezett termékeket (kimérák, homopolimerek) és az egyszerű elforduló (singleton) szekvenciákat a bioinformatikai elemzés során kiszűrtük. Az így nyert magas minőségű szekvenciasort a SINA szoftver (Pruesse és társai 2012) segítségével illesztettük, a taxonómiai azonosítás az ARB-SILVA SSU v119 referencia adatbázis (letöltés ideje: 2015.08.04.; Quast és társai 2013) használatával történt. A diverzitás-indexeket normalizált adatokból határoztuk meg, a szekvenciákat 97%-os bázissorrendbeli egyezés fölött rendeltük operatív taxonómiai egységekhez (OTU), mivel ez az érték a bakteriális taxonómiában a „faj-határ” (Tindall és társai 2010). Statisztikai értékelésünkhöz a relatív abundancia-értékeket vettük alapul, a fő komponens-analízist PAST 2.17c programmal (Hammer és társai 2001) végeztük el.

EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK

A vizsgált időintervallumon belül mindkét tó fizikai-kémiai paraméterei jelentős mértékben változtak, a Sós-ér például 2013 szeptemberében kiszáradt. Az év során a vízmélység, és ezzel együtt a fizikai és kémiai környezet jelentősen változott: alacsony vízmélység esetén magasabb pH, vezetőképesség, lebegőanyag- és színkoncentráció (Pt-egység) értékeket mértünk. A részleteket az 1. és 2. táblázatban tüntettük föl. Mindkét tó a Na⁺/HCO₃⁻

típusba tartozik, tehát nem szikes, hanem szikes tó (Boros és társai 2014). Szalinitás tekintetében mindkét tó a Hammer-féle (1986) felosztás szerint alapvetően hiposzalin (3-20 g/l) kategóriába esett (3,0-17,0 g/l), kivételt a szubszalin (0,5-3 g/l) 2013 áprilisi és májusi minták képeztek mindkét tó esetében, valamint a Zab-szék esetében még a júniusi érték is (1,5-2,6 g/l). A baktériumok számára a különböző külső hatások közül az egyik legjelentősebb a sóstressz (Wu és társai 2006).

A Zab-székben az a-klorofill koncentráció 2 és 2500 µg/L között változott. A vizsgált időszak kezdetén alacsonyabb értékeket mértünk, majd később az algák mennyisége növekedett és egy téli alga tömegtermelést figyeltünk meg. 2014 áprilisában azután a fitoplankton biomasszája újra csökkent (1. táblázat).

A vizsgált időszak kezdetén a Sós-érben kevés alga volt megfigyelhető (a-klorofill koncentráció: 1-4 µg/L), majd a kiszáradás elhárított mennyiségük után (2013. augusztus: 460 µg/L a-klorofill koncentráció). A feltöltés után a téli időszakban (2013. november - 2014. január) az a-klorofill koncentráció 350 és 380 µg/L között változott, majd tavasszal az algák mennyisége újra lecsökkent (2. táblázat). Nyár elején azonban biomasszájuk újra növekedett, július végére elérve az 1200 µg/L-es a-klorofill koncentráció értéket.

A fitoplankton összetételét tekintve a Zab-székben pikoalga (< 2 µm) dominanciát figyeltünk meg. 2013 augusztusában pikocianobaktériumok szaporodtak el tömegesen, majd októberre a piko-eukarióta zöldalgák váltak dominánssá, melyek mennyiségüket tekintve februárban tetőztek (1,6×10⁸ sejt/mL ill. 3,2×10⁵ µg/L). A két csoport között kompetitív viszony áll fent, mely a különböző fény- és hőmérsékleti preferencián keresztül vezetett niche-szegregációhoz, körülbelül 15 °C alatt a piko-eukarióta algák, míg fölötté a pikocianobaktériumok nyerik a versengést (Somogyi és társai 2009).

A Sós-érben az elzártságot eltérően nem a pikoalga uralták a fitoplanktonban, hanem a nagyobb méretű algák. A téli/tavaszi és az őszi időszakban elsősorban az Euglenafélék és az ostoros zöldalgák voltak jelen. Nyáron egy fonalas cianobaktérium (*Anabaena spiroides*) egyeduralmát figyeltük meg.

A Zab-székben 16 (2. ábra), a Sós-érben 13 (3. ábra) minta került feldolgozásra újgenerációs DNS-szekvenálási módszerrel. Mindkét tó esetében több ezer szekvencia-adatot nyertünk, átlagosan 5311-et, a legalacsonyabb érték 3042 volt. Általában a Zab-szék majdnem minden mintavétel idején diverzebbnek bizonyult, de mindkét tó esetében jelentős fluktuációkat tapasztaltunk (1. ábra), és bár általános trend a nyári diverzitáscsökkenés (Yannarell és társai 2003, Kent és társai 2004), az időskálánk rövidsége miatt eredményeink ezzel sem párhuzamba, sem szembe nem állíthatók. Mindkét tó esetében a három változó hasonló trendet követ.

1. táblázat. A Zab-szék f bb fizikai és kémiai paramétereit a vizsgált id szakban
Table 1. Main physico-chemical characteristics of Zab-szék in the studied period

mintavétel id pontja	víz- mélység (cm)	Secchi- mélység (cm)	h mér- séklet (°C)	pH	szalinitás (g/l)	TSS (mg/l)	Pt. szín (mg/l)	a-klorofill konc. (µg/l)	biomassza (µg/l)		
									CyAPP	EuAPP	Nanopl.
2013.04.17	45	0,5	24	9,1	1,9	1505	952	7	0	159	0
2013.05.30	31	7	17	9,3	2,4	796	516	12	0	207	0
2013.06.18	32	4,5	26	9,2	2,6	657	526	2	8	152	0
2013.07.24	20	6	31	9,5	4,4	376	518	4	16	159	0
2013.08.15	13	5	30	9,8	7,5	455	166	44	4216	1594	39
2013.09.24	13	1,5	16,	10,0	9,8	2264	392	153	3516	14934	0
2013.10.17	6	0,5	17	10,1	6,4	2072	210	260	542	14455	0
2013.11.19	3,5	2	11	10,2	7,5	1720	174	430	1053	126661	0
2013.12.09	6	2,5	4	10,2	5,1	1152	157	456	549	114084	40
2014.01.09	4	3	6	10,2	6,4	530	199	1044	206	183349	0
2014.02.26	12	1,5	10	9,6	3,8	4523	417	1499	1511	313554	0
2014.03.26	6,5	1,5	14	9,7	5,1	1936	266	2556	494	180479	3450
2014.04.23	2,5	1	25	9,7	7,2	1674	292	822	69	129407	0
2014.05.22	3	0,5	28	9,4	6,6	3270	367	60	824	20726	0
2014.06.18	2	2	28	9,9	1,7	155	300	199	3	404	0
2014.07.29	7	3,5	31	9,7	10,0	320	644	7	144	62	0

Jelmagyarázat: TSS: összes lebeg anyag, CyAPP: pikocianobaktérium, EuAPP: pikoekarióta alga, Nanopl.: nanoplankton.

2. táblázat. A Sós-ér f bb fizikai és kémiai paramétereit a vizsgált id szakban
Table 2. Main physico-chemical characteristics of Sós-ér in the studied period

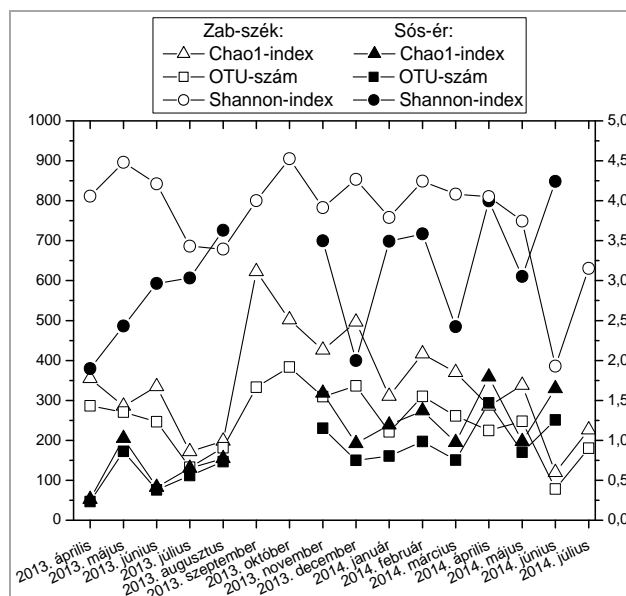
mintavétel id pontja	víz- mélység (cm)	Secchi- mélység (cm)	h mér- séklet (°C)	pH	szalinitás (g/l)	TSS (mg/l)	Pt. szín (mg/l)	a-klorofill konc. (µg/l)	biomassza (µg/l)		
									CyAPP	EuAPP	Nanopl.
2013.04.17	50	25	17	8,3	1,5	3	1070	2	0	0	14
2013.05.30	45	15	17	8,5	2,4	28	1657	4	0	0	152
2013.06.18	35	17	30	8,7	3,0	6	2255	1	0	0	4
2013.07.24	18	9	25	9,1	6,3	12	4862	2	0	0	35
2013.08.15	10	1	27	9,6	18,9	291	12598	463	15	64	35650
2013.09.24	ksz.										
2013.10.17	ksz.										
2013.11.19	4	2,2	8	10,0	9,1	219	10014	349	0	3077	5960
2013.12.09	9	3,5	4	9,9	6,2	105	12195	340	0	2681	2988
2014.01.09	8,5	2,5	5	9,9	7,6	240	8789	379	0	2376	11670
2014.02.26	18	4,5	7	9,1	3,6	105	4527	148	0	494	8160
2014.03.26	13	5	11	9,2	5,4	29	7446	65	0	8	11840
2014.04.23	8	2	21	9,3	8,6	155	9645	49	0	114	75
2014.05.22	12,5	6	25	9,3	6,2	11	6238	2	0	3	0
2014.06.18	7	4,5	24	9,6	12,0	140	9175	92	9	186	2710
2014.07.29	5,5	1,5	26	10,1	12,9	770	6943	1220	0	0	20000

Jelmagyarázat: TSS: összes lebeg anyag, CyAPP: pikocianobaktérium, EuAPP: pikoekarióta alga Nanopl.: nanoplankton., ksz.: kiszáradt.

Több, édesvízi baktériumközösségeket molekuláris módszerekkel vizsgáló közleményben (pl. *Glöckner és társai 2000, Urbach és társai 2001, Allgaier és társai 2006*) olvashatjuk, hogy az Actinobacteria a leggyakoribb törzs (*phylum*). E törzs tagjai domináltak a Sós-ér esetében 3 mintában a 13-ból, a Zab-székben pedig 10-ben a 17-ből, tehát inkább a Zab-székre voltak jellemzőek. Relatív abundanciájuk 1,8% és 82,8% között alakult (átlagosan 27,6%). Megnövekedett részarányuk mindkét víztestben elsősorban a nyári hónapokra tehető, az irodalmi adatok is hasonló dinamikáról adnak számot (pl. *Glöckner és társai 2000, Urbach és társai 2001, Allgaier és társai 2006*), ám okait nem fejtegetik. Elképzelhető, hogy ezeknek a baktériumoknak az aránya csak azért nem magas a közösségen belül, mert a felső táplálkozási szinteken kieszik a többi baktériumot körülvevő, ezek a baktériu-

mok pedig kis méretüknek köszönhetően sikeresen kerülnek el a protista predációs nyomást (*Pernthaler és társai 1998, Hahn és társai 2003, Jezbera és társai 2005*). Az Actinobacterián belül a legfontosabb csoportok az *Iamia*, a '*Candidatus Limnoluna*', a *Nitriliruptor*, valamint a tenyésztésbe nem vont ML602J-51, és SV1-8 nemzetség-szint taxonok voltak mindkét tó esetében, míg az *Ilumatobacter*, valamint a tenyésztésbe nem vont hgcI klade és PeM15 nemzetség-szint taxonok a Zab-székben voltak számottevően jelenek. Ezek közül a hgcI klád képviselői tipikusan édesvízi szervezetként tartják számon (*Zwart és társai 2002*), az SV1-8 jelű baktériumot is ilyen élőhelyen mutatták ki (*Warnecke és társai 2004*), a '*Candidatus Limnoluna*' első képviselőjét is egy tóból tenyésztették ki (*Hahn 2009*), sőt, a *Nitriliruptor* nemzetség eddig ismert egyetlen fajtát pedig egy közép-ázsiai

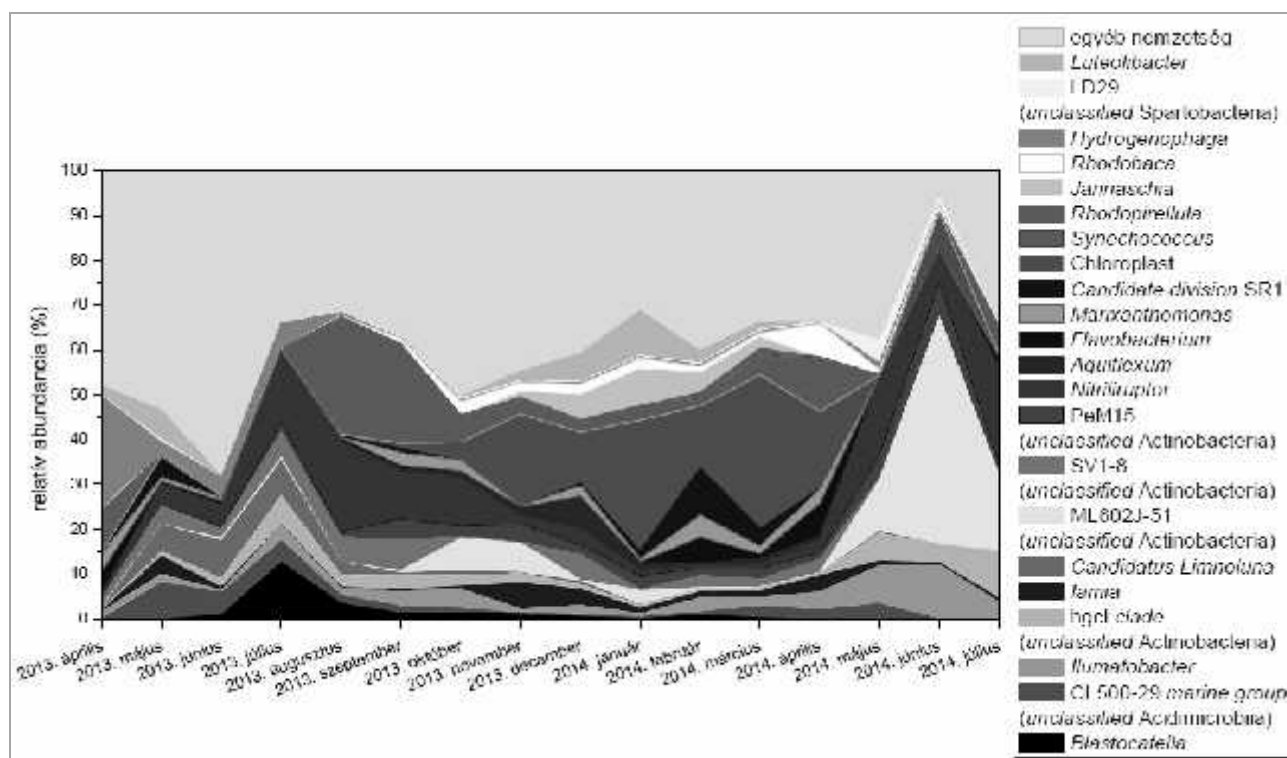
szikes tóból izolálták (Sorokin és társai 2009). Ugyanakkor a másik két legnagyobb közösségalkotó phylummal szemben e csoport diverzitása alacsonyabb, a közösségen belüli nagy arányokat (különösen a Sós-ér esetében) viszonylag kevés OTU okozza.



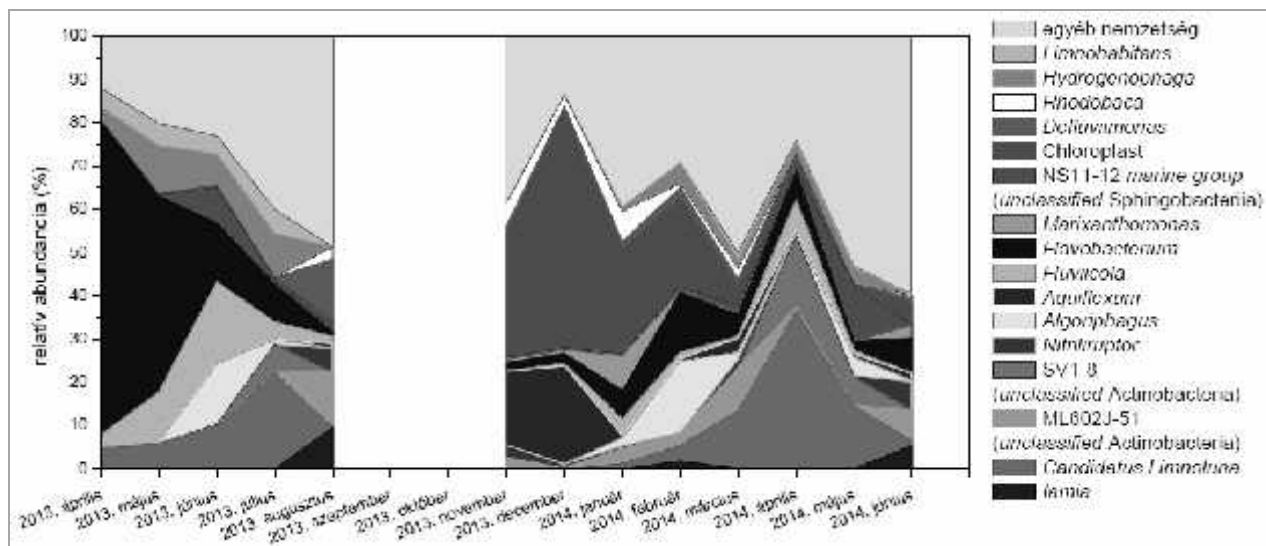
1. ábra. A két mintasorozat becslült fajszám és diverzitás értékei
 Figure 1. Estimated species number and diversity values of the two sample sets

(Magyarázat: A bal oldali 'y' tengelyen a Chao1-index és az OTU-szám, a jobban a Shannon-index szerepel).

A Bacteroidetes törzs képviselte a közösség második legnagyobb frakcióját az Actinobacteria után, a törzs tagjai domináltak a Sós-ér esetében 8 mintában a 13-ból, a Zab-székben pedig 2-ben a 17-ből, tehát inkább a Sós-érre voltak jellemzőbbek. Relatív abundanciájuk 2,0% és 77,0% között alakult (átlagosan 24,8%). Ebben a törzsben rendkívül sok vizes élőhelyen előforduló faj tartozik, melyek jelentős része képes nagy méretű szerves molekulák lebontására is. Az ide tartozó fajok számára jellemzően kedvezően hat a víztestben tapasztalható nagyfokú produktivitás, bár egy bizonyos szint fölött a szervesanyag-tartalom már gátló hatású (Horner-Devine és társai 2003). A törzs a téli hónapokban bizonyít a közösségen belül jelentősebbnek, amikor a szervesanyag-tartalommal szorosan korreláló platina-szín értéke relatíve alacsony volt. Ekkor (2013. április, Sós-ér) érte el a phylum a közösségen belüli legmagasabb értéket, 77%-ot, melyből 72,6% a *Flavobacterium* nemzetség 12 OTU-jától származott, míg a maradék 27,3%-on majdnem 20× ennyi OTU osztozott. A Sós-ériben augusztusra 12×-esére nőtt a Pt. szín értéke, és drasztikusan lecsökkent a *Flavobacterium* genus aránya, miközben a Bacteroidetes törzset csak kisebb mértékben, köszönhetően annak, hogy több, a törzsbe tartozó nemzetség is megjelenik (a *Fluviicola*, az *Algoriphagus* és az *Aquiflexum*). Ugyanakkor a *Flavobacterium* nemzetség fokozatos eltűnését a sós-éri életközösségekben is tulajdoníthatjuk, hogy a phylum tagjait a protisták preferálják táplálkozásuk során (Jezbera és társai 2005).



2. ábra. A Zab-szék bakteriális közösségének szerkezete a vizsgált időszakban
 Figure 2. Bacterial community structure of Zab-szék in the studied period



3. ábra. A Sós-ér bakteriális közösségének szerkezete a vizsgált id szakban
Figure 3. Bacterial community structure of Sós-ér in the studied period

A jellemző minden élő helyen nagyszámban kimutatható Proteobacteria törzsen a magasabb taxonok szintjén érzékelhető némi elterjedésbeli eloszlás. Az Alphaproteobacteria osztály tipikusan gyakori tengeri, óceáni környezetben, míg a Betaproteobacteria döntően édesvízi szervezetek tartoznak (Glöckner és társai 1999, Zwart és társai 2002). Ezen általános megállapítások a sós tavakon belül nem érvényesek: a szalinitás növekedésével az Alpha- és a Gammaproteobacteria osztályok relatív abundanciája növekszik, míg a Betaproteobacteriaé csökken (Glöckner és társai 1999; Wu és társai 2006). Ez figyelhető meg az általunk vizsgált tavakban és id intervallumon belül is. A Proteobacteria phylum egyébként jelentős részét képezte a bakteriális közösségeknek a vizsgált id pontokban (3,2%-45,9%, átlagosan 21,6%), az Actinobacteria és a Bacteroidetes után a harmadik leggyakoribb törzs volt, dominánssá a Sós-ér esetében a 13-ból 2 mintában, míg a Zab-székben a 17-ből 15-ben váltak. Míg a Betaproteobacteria tagjai inkább tavasszal voltak gyakoribbak, addig az Alpha-proteobaktériumok inkább az algákkal mutattak pozitív korrelációt, szemben a Beta- és a Gamma-proteobaktériumokkal, melyeknek az aránya ugyanekkor lecsökkent. Ugyanakkor majdnem minden harmadik OTU (31,5%) a Proteobacteria törzshöz tartozott. Emiatt a továbbiakban osztályonként külön tárgyaljuk.

Mindkét tóban az Alphaproteobacteria volt a leggyakoribb és legdiverzebb osztály. Több mint kétszer annyi OTU tartozott ide, mint a Betaproteobacteria. Az osztály több foto(hetero)tróf taxont is tartalmaz, sőt, több, a fényt eltérő módon hasznosító csoportot, például bíbor nemkén baktériumokat és aerob anoxigenikus fototrófokat is. Előbbire a *Rhodobaca* nemzetség mindkét, míg utóbbira a *Jannaschia* néhány faja példa (Rosenberg és társai 2014). Az osztályba tartozó három leggyakoribb taxon közül a *Jannaschia* a téli Zab-székben, a *Defluviimonas* a kiszáradás előtti Sós-éren jellemző inkább, míg a *Rhodobac*at már korábban kimutattuk egy kis szikes tóból egy bíborbaktérium-tömegtermelés második legjelentősebb képviselőjeként (Korponai és társai 2015).

Kiemelendő, hogy a nemzetségek a vizsgált id szak alatt 2014 áprilisában, a Zab-székben volt a legmagasabb a relatív abundanciája. Ekkor, április 23-án vettünk mintát a közeli tó bíborrétegéből is (a két tó egymástól 8 km távolságra helyezkedik el).

A Betaproteobacteria osztály esetében az irodalmi adatoknak (Perthaler és társai 1998, Glöckner és társai 2000) megfelelő évszakos dinamikát figyeltünk meg mindkét tóban: szűke végére a taxon képviselői tulajdonképpen eltűntek, és majd csak a tavaszi olvadáskövetően szaporodtak el újra - bár ez utóbbi a Zab-székben 2014-ben már nem történt meg. Ezt a dinamikát az OTU-k számának és arányának változása is tükrözi. Az osztály relatív abundanciája 0,2% és 30,8% között alakult (átlagosan 6,5%), érdekes, hogy a két szélső érték egyaránt az áprilisi zab-széki mintából származott: előbbi a 2014-es, míg utóbbi a 2013-as évből. A Betaproteobacteria kitüntetett nemzetség-csoportja a kis abundanciájú (<5%), de mégis tipikus édesvízi GKS98 (Hahn 2006). Kettő kivételével az összes mintából sikerült kimutatnunk mindkét tóból, nagyon kevés szekvenciával (<1% - nem is ábrázoltuk sehol), bár számottevő diverzitásban (13 OTU), ezt a szalinitást viszonylag jól toleráló (Wu és társai 2006), de a nagy pH-t el nem viselő taxont (Lindström és társai 2005). A *Hydrogenophaga* volt a leggyakoribb ide tartozó nemzetség, míg a *Limnohabitans* és a *Polynucleobacter* csak szórványosan fordult elő. A vízi ökoszisztémákra általánosan jellemző *Rhodospirillum rubrum* nemzetséget (Zwart és társai 2002) nem sikerült kimutatnunk egyik tóból sem.

A Gammaproteobacteria osztály jellemzően kis arányú képviselői (édes)vizekben (Perthaler és társai 1998), esetünkben 0,1% és 17% közötti relatív abundanciákat mérünk. Az ide tartozó baktériumok rendkívül sokfélék lehetnek, a humán patogénektől a fotoszintetizáló kékzöld változatos anyagcseretípusokkal rendelkezhetnek. Mivel jelen kutatásunkban például a két típus egyikéből sem találtunk szignifikáns mennyiségben reprezentánsokat. Ez előbbi esetben nem meglepő (sőt, mi több, megnyugtató), viszont utóbbi esetben már az, hiszen a fentebb már említett

tett, a közelben fekvő szikes tavacskát korábban ugyanazzal a módszerrel egy biforbaktérium-tömegtermelés idején vizsgálva, a leggyakoribb csoportot (a szekvenciák közel harmadával) egy biforbaktérium nemzetség (az *Ectothiorhodospira*) alkotta (Korponai és társai 2015). Most 29-ből csupán 6 sós-éri mintában találtunk néhány ide tartozó szekvenciát.

A Deltaproteobacteria osztály azonosított tagjainak a relatív gyakorisága 0-4,4% között alakult, a magasabb értékeket alacsony vízállások esetén kaptuk, ez egybevághat a ténnyel, hogy az ide tartozó baktériumok között sok az üledékekhez kötődő szulfát-redukáló szerkezet (Rosenberg és társai 2014). (Az ún. szulfát-légzés - SO_4^{2-} , mint elektronakceptor - anaerob folyamat.) Ugyanakkor az is hozzáteendő, hogy ezt a csoportot közel annyi OTU képviselte, mint a Betaproteobacteriát.

Az édesvízi bakteriális közösségeket jóformán minden esetben kiegészíti a Verrucomicrobia csoport (Zwart és társai 2002), ugyanakkor több kutatás is rávilágított arra, hogy ez a csoport nem viseli jól a magas pH-t (Lindström és társai 2005). Wu és munkatársai (2006) hasonló pH-jú tiberi tavakból már nem tudták kimutatni ezeket. Arányuk kicsi, de nem csekély (0-13,5%, átlag 4,8%, a Sós-éren kevésbé jellemzőek), ismeretlenségük miatt a nehéz tenyésztésük segítik adják, több fajuk obligát anaerob (Schlesner és társai 2006).

Több alkalommal voltak a közösségen belül dominánsak fototróf taxonok. Cianobaktériumok elsősorban a nyári Zab-székben, míg a zöldalga-eredetű kloroplasztisz-szekvenciák a téli időszakban voltak kiemelten jellemzőek, ez az eloszlás összhangban állt a mikroszkópos vizsgálatok eredményeivel. Az anoxigenikus (oxigént nem termelő) foto(hetero)trófok közül a *Jannaschia* és *Rhodobaca* nemzetségek közösségen belüli aránya télen, a zöldalga-virágzások alatt növekedett meg, míg a 'Candidatus Limnoluna' tavasszal lett dominánsabb. Ezek az eredmények párba állíthatók korábbi vizsgálatokkal (Medová és társai 2011, Korponai és társai 2015).

Bár a dominánsabb csoportok tekintetében jelentős eltérés mutatkozik a két tó bakteriális közösségében, jellemzően ugyanazok a nemzetségek megtalálhatók mindkét víztestben, de közösségen belüli arányuk eltér. Ugyanakkor a tavanként többszáz taxon között vannak olyanok, amelyek tavankénti elkülönülést mutatnak. Az abundánsabb taxonok közül a Sós-éren szinte teljesen hiányzik a *Jannaschia* és a *Synechococcus* nemzetség, míg a Zab-székben a *Fluviicola*, a *Limnohabitans* és az *Algoriphagus*. Fontos különbségeket magasabb rendszertani szinteken is találhatunk. Szinte teljes abszencia figyelhető meg a Sós-éren az Acidobacteria, a Spirochaetae és a Fibrobacteres phylum tekintetében, míg a Zab-székben jóformán keresve sem találtunk képviselőt a Chlamydiae törzsből és a Proteobacteria Epsilonproteobacteria osztályából. Szembetűnő különbség a két tó között, hogy míg a Sós-éren (3. ábra) viszonylag kevés taxon alkotja a közösség számottevő részét, addig a Zab-székben (2. ábra) sokkal kiegyenlítettebbek az arányok, ritkán kerülnek domináns helyzetbe taxonok, és (talán pont ezért) itt a bakteriális diverzitás is nagyobb.

Elképzelhető, hogy az extrém környezethez való alkalmazkodás csereviszonyban van az effektív kompetícióra való képességgel, és így az extrémebb élőhelyen diverzebb közösségek jöhetnek létre (Wu és társai 2006, Lanzén és társai 2013).

Az, hogy adott tó bakteriális közössége nem állandó, hanem évről évre változhat, régóta ismert (Yannarell és társai 2003, Kent és társai 2004). Yannarell és munkatársai (2003) két éven át mintáztak tavakat kéthetes mintavételi frekvenciával. Eredményeik, miszerint nyáron sokkal változóbb a bakteriális közösség, míg tavasszal és télen meglehetősen stabil annak összetétele - összehasonlítva a mieinkkel. Az okok keresésekor érdemes felidézni a három fő jellemzőt, amelyben a mikrobák különböznek a legtöbb többsejtű lénytől: abszolút skálán mért nagy populációméret, rövid generációs idő és nagy diszperziós képesség (Dolan 2005).

Ezek lehetnek az okai annak is, hogy egymás közelében található élőhelyek baktériumközösségének összetétele akár nagymértékben is különbözhet (pl. Van der Gucht és társai 2001), valamint adott élőhelyen belül időbeli skálán vizsgálva függően gyakran éles eltéréseket láthatunk egymást követő idők pontjai között (még kéthetes mintavételi frekvencia esetén is - pl. Van der Gucht és társai 2001, Yannarell és társai 2003). Az okok közé természetesen az idő során változó fizikai, kémiai és biológiai (kompetitív, top-down és bottom-up hatások egyaránt) hatások egyaránt értendők.

A mintáink főbb környezeti paramétereit és szekvenálás során kapott (nem OTU-kra, hanem szekvenciákra vonatkozó) relatív abundancia-értékeit fő komponens-analízissel vizsgáltuk. Az első (34,0%) és a második (26,2%) fő komponens mentén a két tó mintái alapvetően elkülönültek egymástól, és ezen belül a kiszáradó, a feltöltődő, és a tömeges algatermelés állapotok mentén külön csoportokat alkottak.

ÖSSZEFOGLALÁS

Mérsékelt éghajlatú tavakon végzett eddigi kutatások megalapították (pl. Yannarell és Triplett 2005) hogy a bakteriális közösségek összetételére nem lehet következtetni az élőhely földrajzi helyéből, és a taxonómiai gazdagság sem kapcsolható szorosan a tavak méretéhez (Dolan, 2005). Ez ellentmond a szigetbiogeográfia-elméletnek (MacArthur és Wilson 1967), mely szerint 1.) a közeli szigetek élővilága sokkal jobban hasonlít egymáséra, mint távolabbiakra, valamint 2.) a rendszer mérete összefügg a diverzitással - nagyobb szigeteken nagyobb a fajgazdagság. Dolan (2005) szerint elsősorban a mikrobák nagy diszperziós képességének tudható be, hogy náluk ez az elmélet nem áll meg. Szintén, az extrémebb élőhelyek is gyakran nagyobb (mikro)biológiai diverzitást hordoznak magukban, mint szélsőséges környezeti hatásoknak kevésbé kitett társaik (Wu és társai 2006, Lanzén és társai 2013). Eddigi kutatások a baktériumközösségek összetételében megfigyelhető különbségeket elsősorban a vizek hőmérsékletével, pH-jával, Secchi-mélységével, valamint sótartalmával állították párhuzamba (Lindström és társai 2005, Yannarell és Triplett 2005, Wu és társai 2006).

Régóta tudott, hogy „a biológiai kölcsönhatások, és/vagy a fizikai-kémiai állapotok adott tavon belül jelentősebben határozzák meg a bakteriális közösség összetételét, mint a tó földrajzi elhelyezkedése” (Dolan, 2005). Ezt a kapott eredményeink is alátámasztják, bár a vártnál sokkal nagyobb eltérés mutatkozott a két tó bakteriális közösségében, s t az átfedő időszakokon belül az egyes víztesteken belül is. Ez utóbbi nem egyetemes mintázat, évről évre változó (pl. Yannarell és társai 2003, Kent és társai 2004) és visszatérő ismétlődő (pl. Pernthaler és társai 1998, Van der Gucht és társai 2001) közösségszerkezetekről egyaránt lehet olvasni.

A két tóban előforduló taxonok között (eddiggi ismeretek alapján) édesvízinek és tengerinek mondottakat egyaránt találhatunk. A fajlistánkat ha (pl. erdélyi) sós tavakhoz hasonlítjuk - amelyek alapvetően a tengeri-óceáni baktériumközösségekre hasonlítanak (Nagy és társai 2015) -, akkor alig tapasztalhatunk átfedéseket. A vizsgált tavak alapján azt mondhatjuk, hogy a Kárpát-medence sós tavainak baktériumközössége valahol középen helyezkedik el az „édesvíz-tenger” tengelyen, mindkét véglettel meglehetősen, és karakteresen távol. Ennek oka valószínűleg a sós tavaink relatíve alacsony sótartalma, a Hammer-féle csoportosítás (1986) szerint jellemzően a hiposzalin kategóriába esnek. Ezt látszik alátámasztani a Proteobacteria törzs két osztályának dinamikája. A sótartalom egy viszonylag szűk intervallumon belül (8,6-9,8 g/l) eléri a Betaproteobactériumok sótartalmának felső értékét, melyek e fölött szinte teljesen eltűnnek a vízben. Ez mindkét tóban megtörtént 2013 nyarán, de ez a jelenség a következő évben csak a Sós-érben ismétlődött meg, mivel a Zab-székben a téli hígulás hatására sem szaporodtak el újra.

Összegzésként elmondható, hogy mindkét tó baktériumközössége néhány kitüntetett időszakot leszámítva rendkívül diverz volt, dominánssá csak nagyon kevés OTU vált, elsősorban a Sós-érben.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

A kutatást az OTKA PD 105407 és PD 112449 pályázat támogatta. A kutatás során használt műszerek beszerzését a KMOP-4.2.1/B-10-2011-0002 és TÁMOP-4.2.2/B-10/1-2010-0030 pályázatok támogatták. Somogyi Boglárka és Felföldi Tamás munkáját a Magyar Tudományos Akadémia Bolyai János kutatói ösztöndíja segítette. A szerzők köszönetüket fejezik ki Németh Balázsnak a mintavételbeli segítségéért.

IRODALOM

Allgaier, M., Grossart, H. P. (2006). Diversity and seasonal dynamics of Actinobacteria populations in four lakes in northeastern Germany. *Appl. Environ. Microbiol.*, **72**, 3489-3497.

Boros, E., Ecsedi, Z., Aradi, E., Bakacsi, G., Bártol, I., Biró, Cs., Csihar, L., Horváth, Zs., Kotymán, L., Kovács, S., Kiss, I., Krnács, Gy., Mazsu, I., Mesterházy, A., Mile, O., Molnár, A., Molnár, L., Nagy, T., Németh, B., Pellinger, A., Pigniczki, Cs., Práger, A., Simay, G., Széll, A., Tajti, L., Vidra, T., Vince, T., Vörös, L., Zalai, T., Köhler, B., Haider, R., Héjjas, F., Hercig, A., Reinprecht,

V., Schalli, R., Ágoston, A., Bitó, O., Galambos, L., Tucakov, M., Pap, Sz., Perics, R., Sciban, M., Szabados, K., Szekeres, O., Sznyi, L. (2010). Összefoglaló jelentés „A Kárpát-medencei sós tavak védelme” cím [LIFE07NAT/H/000324] program 2009-2010. évi eredményeiről.

Boros, E., Horváth, Zs., Wolfram, G., Vörös, L. (2014). Salinity and ionic composition of the shallow astatic soda pans in the Carpathian Basin. *Ann. Limnol. – Internat. J. Limnol.*, **50**, 59-69.

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**, 575-584.

Dolan, J. R. (2005). Biogeography of aquatic microbes. *Aquat. Microb. Ecol.*, **41**, 39-48.

Glöckner, F. O., Fuchs, B. M., Amann, R. (1999). Bacterioplankton compositions of lakes and oceans: a first comparison based on fluorescence in situ hybridization. *Appl. Environ. Microbiol.*, **65**, 3721-3726.

Glöckner, F. O., Zaichikov, E., Belkova, N., Denisova, L., Pernthaler, J., Pernthaler, A., Amann, R. (2000). Comparative 16S rRNA analysis of lake bacterioplankton reveals globally distributed phylogenetic clusters including an abundant group of actinobacteria. *Appl. Environ. Microbiol.*, **66**, 5053-5065.

Hahn, M.W., Lünsdorf, H., Wu, Q., Schauer, M., Höfle, M. G., Boenigk, J., Stadler, P. (2003) Isolation of novel ultramicrobacteria classified as actinobacteria from five freshwater habitats in Europe and Asia. *Appl. Environ. Microbiol.*, **69**, 1442-1451.

Hahn, M. W. (2006). The microbial diversity of inland waters. *Curr. Opin. Biotechnol.*, **17**, 256-261.

Hahn, M. W. (2009). Description of seven candidate species affiliated with the phylum Actinobacteria, representing planktonic freshwater bacteria. *Int. J. Syst. Evol. Microbiol.*, **59**, 112-117.

Hammer, U. T. (1986). Saline Lake Ecosystems of the World. – Dr W. Junk Publishers, Dordrecht.

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

Jezbera, J., Horváth, K., Šimek, K. (2005) Food selection by bacterivorous protists: insight from the analysis of the food vacuole content by means of fluorescence in situ hybridization. *FEMS Microbiol. Ecol.*, **52**, 351-363.

Kent, A. D., Jones, S. E., Yannarell, A. C., Graham, J. M., Lauster, G. H., Kratz, T. K., Triplett, E. W. (2004). Annual patterns in bacterioplankton community variability in a humic lake. *Microb. Ecol.*, **48**, 550-560.

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 Res.*, **41**, e1.

Korponai, K., Somogyi, B., Szabó, A., Boros, E., Vörös, L., Felföldi, T. (2015). Bíborbaktérium-közösség összetételének megismerése újgenerációs DNS-szekvenálási és tenyésztési technikák kombinálásával. *Hidrol. Közl.*, **95**, 29-31.

Lanzén, A., Simachew, A., Gessesse, A., Chmolowska, D., Jonassen, I., Øvreås, L. (2013). Surprising prokaryotic and eukaryotic diversity, community structure and biogeography of Ethiopian soda lakes. *PLoS One*, **8**, e72577.

Lindström, E. S., Kamst-Van Agterveld, M. P., Zwart, G. (2005). Distribution of typical freshwater bacterial groups is associated with pH, temperature, and lake water retention time. *Appl. Environ. Microbiol.*, **71**, 8201-8206.

MacArthur, R., Wilson, E. (1967). The theory of island biogeography. Princeton University Press, New Jersey, 19-67.

Medová, H., Boldareva, E. N., Hrouzek, P., Borzenko, S. V., Namsaraev, Z. B., Gorlenko, V. M., Namsaraev, B. B., Koblížek, M. (2011). High abundances of aerobic anoxygenic phototrophs in saline steppe lakes. *FEMS Microbiol. Ecol.*, **76**, 393-400.

Nagy, B. J., Szabó, A., Somogyi, B., Vörös, L., Márialigeti, K., Máthé, I., Felföldi, T. (2015). Heliotermikus sós tavak planktonikus mikrobaközösségei. *Hidrol. Közl.*, **95**, 59-63.

Pálffy, K., Felföldi, T., Mentés, A., Horváth, H., Márialigeti, K., Boros, E., Vörös, L., Somogyi, B. (2014). Unique picoeukaryotic algal community under multiple environmental stress conditions in a shallow, alkaline pan. *Extremophiles*, **18**, 111-119.

Pernthaler, J., Glöckner, F. O., Unterholzner, S., Alfreider, A., Psenner, R., Amann, R. (1998). Seasonal community and population dynamics of pelagic bacteria and archaea in a high mountain lake. *Appl. Environ. Microbiol.*, **64**, 4299-4306.

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, G., Glöckner, F. O. (2013). The SILVA ribosomal RNA gene database project: improved data processing and web-based tools. *Nucleic Acids Res.*, **41**, D590-D596.

Rosenberg, E., DeLong, E. F., Lory, S., Stackebrandt, E., Thompson, F. (2014). The Prokaryotes (4th ed.), Vol. 7: Alphaproteobacteria and Betaproteobacteria. Springer-Verlag.

Schlesner, H., Jenkins, C., Staley, J. T. (2006). The phylum Verrucomicrobia: a phylogenetically heterogeneous bacterial group. In *The Prokaryotes* (pp. 881-896). Springer New York.

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. *Appl. Environ. Microbiol.*, **75**, 7537-7541.

Somogyi, B., Felföldi, T., Vanyovszki, J., Ágyi, Á., Márialigeti, K., Vörös, L. (2009). Winter bloom of picoeukaryotes in Hungarian shallow turbid soda pans and the role of light and temperature. *Aquat. Ecol.*, **43**, 735-744.

Sorokin, D. Y., Gorlenko, V. M., Namsaraev, B. B., Namsaraev, Z. B., Lysenko, A. M., Eshinimaev, B. T., Khmelenina, V. N., Trotsenko, Y. A., Kuenen, J. G. (2004). Prokaryotic communities of the north-eastern Mongolian soda lakes. *Hydrobiologia*, **522**, 235-248.

Sorokin, D. Y., van Pelt, S., Tourova, T. P., Evtushenko, L. I. (2009). *Nitriliruptor alkaliphilus* gen. nov., sp. nov., a deep-lineage haloalkaliphilic actinobacterium from soda lakes capable of growth on aliphatic nitriles, and proposal of *Nitriliruptoraceae* fam. nov. and *Nitriliruptorales* ord. nov. *Int. J. Syst. Evol. Microbiol.*, **59**, 248-253.

Tindall, B. J., Rosselló-Móra, R., Busse, H.-J., Ludwig, W., Kämpfer, P. (2010). Notes on the characterization of prokaryote strains for taxonomic purposes. *Int. J. Syst. Evol. Microbiol.*, **60**, 249-266.

Urbach, E., Vergin, K. L., Young, L., Morse, A., Larson, G. L., Giovannoni, S. J. (2001). Unusual bacterioplankton community structure in ultra-oligotrophic Crater Lake. *Limnol. Oceanogr.*, **46**, 557-572.

Van Der Gucht, K., Sabbe, K., De Meester, L., Vloemans, N., Zwart, G., Gillis, M., Vyverman, W. (2001). Contrasting bacterioplankton community composition and seasonal dynamics in two neighbouring hypertrophic freshwater lakes. *Environ. Microbiol.*, **3**, 680-690.

Vörös, L., Boros, E., V.-Balogh, K., Németh, B. (2011). A fekete víz eredete. – Az MHT Szikes Vízi Munkacsoportjának éves találkozója. Pusztaszer, 2011. június 17-18.

Warnecke, F., Amann, R., Pernthaler, J. (2004). Actinobacterial 16S rRNA genes from freshwater habitats cluster in four distinct lineages. *Environ. Microbiol.*, **6**, 242-253.

Wellburn, A. R. (1994). The spectral determination of chlorophylls a and b, as well as total carotenoids, using various solvents with spectrophotometers of different resolution. *J. Plant. Physiol.*, **144**, 307-313.

Wu, Q. L., Zwart, G., Schauer, M., Kamst-van Agterveld, M. P., Hahn, M. W. (2006). Bacterioplankton community composition along a salinity gradient of sixteen high-mountain lakes located on the Tibetan

Plateau, China. *Appl. Environ. Microbiol.*, **72**, 5478-5485.

Yannarell, A. C., Kent, A. D., Lauster, G. H., Kratz, T. K., Triplett, E. W. (2003). Temporal patterns in bacterial communities in three temperate lakes of different trophic status. *Microb. Ecol.*, **46**, 391-405.

Yannarell, A. C., Triplett, E. W. (2005). Geographic

and environmental sources of variation in lake bacterial community composition. *Appl. Environ. Microbiol.*, **71**, 227-239.

Zwart, G., Crump, B. C., Kamst-van Agterveld, M. P., Hagen, F., Han, S. K. (2002). Typical freshwater bacteria: an analysis of available 16S rRNA gene sequences from plankton of lakes and rivers. *Aquat. Microb. Ecol.*, **28**, 141-155.

A SZERZ K



KORPONAI KRISTÓF Biológus, az Eötvös Loránd Tudományegyetemen folytat doktori tanulmányokat. Érdekl dési területe (els sorban szikes) állóvizeket ölel fel, környezeti mikrobiológiai vonatkozásban.

SZABÓ ATTILA Biológus, az Eötvös Loránd Tudományegyetem Mikrobiológiai Tanszékén a Genomikai Laboratórium munkatársa. Kutatási területe a különféle környezetekben el forduló mikrobaközösségek feltárása, kapcsolatrendszerük vizsgálata. Els sorban genomikai, metagenomikai módszerekkel és az ezekkel kapott adatok bioinformatikai és statisztikai elemzésével foglalkozik.

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.

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 él helyekre, mint a Kárpát-medence szikes tavai és az Erdélyi Sóvidék hipersós vizei.

VAJNA BALÁZS Biológus, PhD fokozatát az Eötvös Loránd Tudományegyetem Mikrobiológiai Tanszékén szerezte meg, az ELTE adjunktusa. Baktérium-gomba kapcsolatrendszerrel foglalkozik a laskagomba termesztése során. Ezen kívül statisztikai elemzésekkel segíti a Mikrobiológiai Tanszék többi munkacsoportját.

BOROS EMIL Tudományos munkatárs, MTA Ökológiai Kutatóközpont, Balatoni Limnológiai Intézet. Az Eurázsiai szikes, sós vizekkel és sekély tavakkal kapcsolatos limnológiai kutatások képezik f tevékenységét. Ezen belül kiemelt témája az anyagforgalmi és trofikus kapcsolatok, a mezooplankton, a makrogerinctelen és vízmadár közösségek kutatása, melyben közel 20 éves szakmai tapasztalata van. Emellett els sorban tavak, vizes- és füves él helyek természetvédelmével, kezelésével és helyreállításával is foglalkozik, melyben több mint 25 éves gyakorlati tapasztalattal rendelkezik.

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 él helyek mikrobiális ökológiáját és gerinctelenek molekuláris taxonómiáját öleli fel, amiket új fajok leírása egészít ki.

Fels -Tisza-vidéki holtmedrek ökotoxikológiai vizsgálata csíranövény-teszt segítségével

Mándi Nikolett, Balogh Zsuzsanna, Harangi Sándor, Kundrát János Tamás, Simon Brigitta
 Debreceni Egyetem, Természetudományi Kar, Ökológiai Tanszék
 H-4032 Debrecen, Egyetem tér 1.

Kivonat

Vizsgálatom során fehér mustármag (*Sinapis alba*) toxikológiai teszt alkalmazásával tanulmányoztam Fels -Tisza vidéki holtmedrek szennyezettségi állapotát felszíni vízminták alapján. A Felföldy-féle csíranövény-teszt biológiai vízmin sítésre alkalmas eljárás, ami a kontrolltól való százalékos eltérése alapján alapszik. A vizsgált holtmedrek között védett (Boroszló-kerti-Holt-Tisza (N = 6), Foltos-kerti-Holt-Tisza (N = 5), Tiszadobi-Holt-Tisza (N = 15)), horgászati célú (Gyürei-Holt-Tisza (N = 3), Vargaszegi-Holt-Tisza (N = 4), Szabolcsi-Holt-Tisza (N = 7), Tuzséri-Holt-Tisza (N = 2)) és kommunális szennyvíz befogadó holtmedrek (Tímári-Holt-Tisza (N = 7)) voltak. Minden vízmintát háromszoros ismétléssel vizsgáltunk. A statisztikai értékelés során két-utas varianciaanalízist alkalmaztunk. A védett és a horgászati célú holtmedrek az értékelés alapján nem voltak mérgezőek, a szennyvízbefogadó medrekben vett minták pedig kissé mérgező hatásúak voltak. Eredményeink azt mutatják, hogy sem a holtmeder típusok (védett, horgászati célú, szennyvíz befogadó), sem a vegetáció típusok között (úszólevelű, szubmerz, emerz, nyíltvíz) nincs szignifikáns különbség a csíranövények hosszában.

Kulcsszavak

holtmeder, csíranövény-teszt, ökotoxikológia, Fels -Tisza-vidék, antropogén szennyezés

Study of toxicology of oxbows using seed germination test in the Upper Tisza Region

Abstract

The toxicology test with seed germination and root elongation is a useful method during environmental biomonitoring. During our study the contaminated level of oxbows were studied using white mustard seeds (*Sinapis alba*) toxicological test. In the Upper Tisza Region protected oxbows (Boroszló-kerti-Holt-Tisza (N = 6), Foltos-kerti-Holt-Tisza (N = 5), Tiszadobi-Holt-Tisza (N = 15)), fishing oxbows (Gyürei-Holt-Tisza (N = 3), Vargaszegi-Holt-Tisza (N = 4), Szabolcsi-Holt-Tisza (N = 7), Tuzséri-Holt-Tisza (N = 2)) and sewage oxbows (Tímári-Holt-Tisza (N = 7)) were studied. The sampling points were determined by different vegetation plot and depth. The statistical evaluation was performed by two-way variance analysis. According to the Felföldy evaluation, the protected and the fishing oxbows were not toxic, while the samples taken from the sewage oxbows showed slightly toxic effect on the seedlings. Our results showed that the different type of oxbows have a significant impact on the length of the seedlings, while the different vegetation types have no significant impact on the length of the seedlings.

Keywords

oxbows, seed germination test, ecotoxicology, Upper Tisza Region, anthropogenic pollution

BEVEZETÉS

A mederszükszerűség különböző stádiumaiban lévő holtmedrek Európában viszonylag ritkák (Varga és társai 2007). Növény- és állatfajai között több védett faj is megtalálható, ezért ezek a holtmedrek biodiverzitás szempontjából is kiemelkedő természetvédelmi értéket képviselnek.

Korábbi vizsgálatok rámutattak, hogy az antropogén tevékenységek jelentős hatással vannak az élő szervezetekre (Simon és társai 2010, 2012). Ugyanakkor korábbi vizsgálatok azt is bizonyították, hogy a Fels -Tisza-vidéki holtmedrek egy része antropogén hatásnak van kitéve, és ez jelentősen befolyásolja a vízminiséget (Balogh és társai 2014, Kundrát és társai 2014). Így ezeknek

a holtmedreknek a biológiai vízmin sítése és állapotfelmérése indokolt és időszerű.

Vizsgálatom célja az volt, hogy a kiválasztott nyolc Fels -Tisza-vidéki holtmederből vett vízmin-ta alapján elvégezzem a biológiai vízmin sítést. A teszttel a vízmin-ta fehér mustármag (*Sinapis alba* L.) csírázásra kifejtett hatását tanulmányoztam.

ANYAG ÉS MÓDSZER

A csíranövény-tesztet széleskörűen használják vízmin sítésére. A kontrolltól való százalékos eltérés nagyságával mérhetjük a vízmin-ta toxicitását. A vízmin sítési kulcsot az 1. táblázat (Felföldy 1987) tartalmazza.

1. táblázat. A csíranövény-teszthez használt vízmin sítési kulcs
 Table 1. Certification key- used for seed germination test

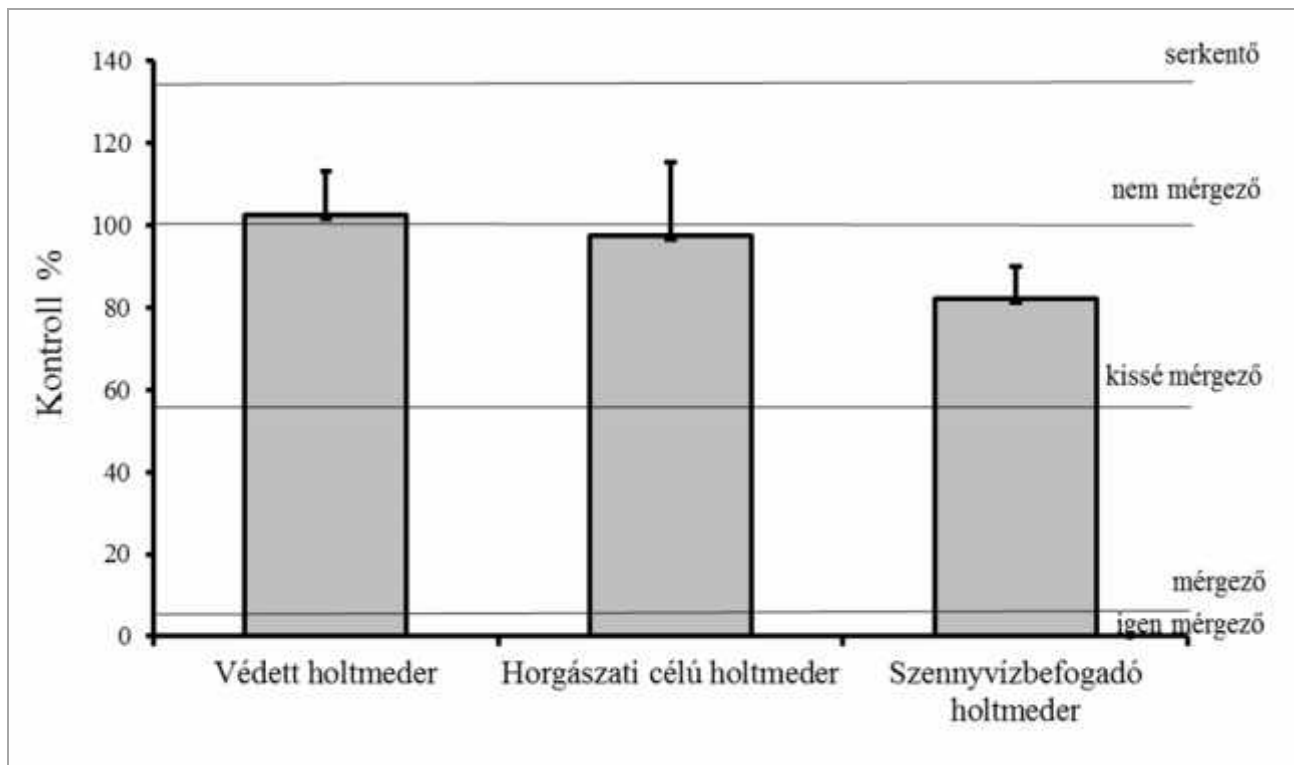
A gyökerek átlagos hossza kontroll százalékban megadva (mm)	Vízmin sítés
0- 5	igen mérgező
6- 50	mérgező
51- 90	kissé mérgező
91- 120	nem mérgező
>120	serkent

Vizsgálatom során a fehér mustármagot (*Sinapis alba*) használtam tesztnövényként. Kutatásomat a Fels -Tisza-vidéken végeztem különböző használat alatt lévő holtmedrekben 12014 szeptemberében vett vízminták alapján: védett holtmedrek (Boroszló-kerti-Holt-Tisza (N = 6), Foltos-kerti-Holt-Tisza (N = 5), Tiszadobi-Holt-Tisza (N = 15)), horgászati célú holtmedrek (Gyürei-Holt-Tisza (N = 3), Vargaszegi-Holt-Tisza (N = 4), Szabolcsi-Holt-Tisza (N = 7), Tuzséri-Holt-Tisza (N = 2)) és kommunális szennyvízbefogadó holtmedrek (Tímári-Holt-Tisza (N = 7)). A mintavételi pontok kiválasztásában a vízmélység és a vegetáció típus (úszólevel, szubmerz, emerz és nyíltvíz) kapott elsődleges szerepet. Minden vízmintát háromszoros ismétléssel vizsgáltam. Ismétléseként 20 db *Sinapis alba* magot használtam. A csíráztatás 72 órán át sterilizált Petri-csészékben sötétben, szobahőmérsékleten történt. A statisztikai értékelés során

két-utas varianciaanalízist alkalmaztam, amely segítségével az antropogén tevékenység és a vegetáció hatásának együttes vizsgálatára van lehetőség.

EREDMÉNYEK

A Felföldy-féle értékelés alapján megállapítottam, hogy a Foltos-kerti-Holt-Tisza, a Gyürei-Holt-Tisza és a Tuzséri-Holt-Tisza mintái nem mérgezőek, a Tímári-Holt-Tisza és a Tiszadobi-Holt-Tisza mintái nem, vagy csak kissé mérgezőek, a Boroszló-kerti-Holt-Tisza és a Vargaszegi-Holt-Tisza mintái között volt serkentő és nem mérgező hatású, a Szabolcsi-Holt-Tisza mintái pedig serkentő, nem mérgező és mérgező hatásúak. A különböző használat alatt álló holtmedrek esetében a védett és horgászati célú medrek nem mérgezőek, míg a szennyvízbefogadó meder kissé mérgező hatású (1. ábra).



1. ábra. A holtmeder típusok szerinti értékelés eredménye
Figure 1. Results of the evaluation according to the oxbow types

A statisztikai értékelés (Kruskal-Wallis ANOVA) alapján megállapítottuk, hogy a holtmeder típusok (védett, horgászati célú, szennyvíz befogadó) között szignifikáns a különbség, míg a vegetáció típusok között (úszólevel, szubmerz, emerz, nyíltvíz) nincs szignifikáns különbség a csíranövények hosszában.

ÖSSZEFOGLALÁS

A Fels -Tisza-vidéki holtmedrek természet-közeli állapotukból adódóan védelemre szorulnak. Vizei minőségének megállapítása és a vízi ökoszisztéma kutatása környezet-és természetvédelmi feladatunk. Kutatásom során egy széleskörűen alkalmazott költség-hatékony eljárással dolgoztam, a többek között Felföldy (1987), Hegedűs (1998) és Németh (1998) által is alkalmazott csíranövény-teszttel. Az értékelés alapján megállapítottam, hogy a védett és horgászati célú holtmedrek összességében nem mérgezőek, a szennyvízbefogadó holtmederből vett víz-

minták kissé mérgező hatásúak. Az eredmények alapján elkülönültek a serkentő, nem mérgező, kissé mérgező és mérgező hatású vízminták. Az eredményekből megállapítottam, hogy a holtmeder típusok között szignifikáns különbség van.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

A munka megvalósulását a Debreceni Egyetem belső egyetemi pályázata támogatta. A kutatást támogatta a Debreceni Egyetem belső egyetemi pályázata. 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.

IRODALOM

Babka, B., Szabó, Sz., Braun, M. 2008. Fels -Tisza holtmedrek víz- és üledékkémiai sajátosságai. In: Csima

P., Dublinszki-Boda B. szerk.: Tájökológiai Kutatások, Budapest pp. 179- 185.

Balogh, Zs., Gyulai, I., Baranyai, E., Hubay, K., Harangi, S., Kundra, J. T., Braun, M., Korponai, J., Simon, E. 2014. Holtmedrek toxikus elemtartalmának vizsgálata üledékminták alapján. Hidrológiai Közlöny 5-6: 18-21.

Felföldy, L., 1987. A biológiai vízminőség sítés, Vízgazdálkodási Kiadó, BP.

Kundra, J. T., Gyulai, I., Baranyai, E., Hubay, K., Harangi, S., Balogh, Zs., Braun, M., Simon, E. 2014. Felső-Tisza-vidéki holtmedrek szennyezettsége. Hidrológiai Közlöny 5-6: 53-56.

Németh, J., 1998. A biológiai vízminőség sítés módszerei.

KGI., BP.

Simon, E., Braun, M., Tóthmérész, B. 2010. Non-destructive method of frog (*Rana esculenta* L.) skeleton elemental analysis used during environmental assessment. Water, Air and Soil Pollution 209: 467-471.

Simon, E., Puky, M., Braun, M., Tóthmérész, B. 2012. Assessment of the effects of urbanization on trace elements of toe bones. Environmental Monitoring and Assessment 184: 5749-54.

Varga, K., Dévai, Gy., Tóthmérész, B. 2013. Land use history of a floodplain area during the last 200 years in the Upper-Tisza Region (Hungary). Regional Environmental Change 13:1109-1118

A SZERZŐK



MÁNDI NIKOLETT A II. Rákóczi Ferenc Kárpátaljai Magyar Főiskolán, biológia szakon végzett 2014-ben, ezt követően a Debreceni Egyetem környezettudomány mesterképzési szakán okleveles környezetkutató szakképzettséget szerzett. A tanulmányai során végzett kutatómunkák fő témáját a környezetvédelem, a vízminőség védelem, az üledék- és víztoxikológia alkotta.

BALOGH ZSUZSANNA Tanulmányait a Debreceni Egyetem Természettudományi és Technológiai Kar biológia-környezettan tanár szakon végezte (2012). Ezt követően a Debreceni Egyetem Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola Környezettudományi PhD hallgatója (2013-2016).

HARANGI SÁNDOR Tanulmányait a Debreceni Egyetem Természettudományi és Technológiai Kar Kémia BSc (2011) majd Vegyész MSc (2013) szakokon végezte. Ezt követően a Debreceni Egyetem Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola Környezettudományi PhD hallgatója (2013-2016).

KUNDRÁT JÁNOS TAMÁS Tanulmányait a Debreceni Egyetem Természettudományi és Technológiai Kar biológus-ökológus (2008) és biológia-környezettan tanár szakon (2009) végezte. Majd a Debreceni Egyetem Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola Környezettudományi PhD hallgatója (2010-2013).

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

Kisméret halak manuális és szoftveres morfometriai mérési pontossága

Maroda Ágnes^{1*}, Takács Péter², Sály Péter²

¹Szent István Egyetem, Állatorvostudományi Kar, Ökológiai Tanszék, Budapest

²MTA Ökológiai Kutatóközpont, Balatoni Limnológiai Intézet, Tihany

* email: maroda.agnes@gmail.com

Kivonat

A hagyományos morfometriai vizsgálatok alapfeltétele a testméretek pontos és megbízható mérése. A mérési pontosságnak kiemelt jelentése van a kisméretű halak két testoldal közötti összehasonlítására irányuló fluktuáló aszimmetriai vizsgálatokban, ugyanis a véletlen mérési hiba relatív nagysága a mérendő testrészek méretének csökkenésével növekszik. A morfometriai mérések pontossága a kézi mérési eszközökkel végzett mérések helyett nagy felbontású digitális fotóról történő szoftveres mérések alkalmazásával növelhető. Vizsgálatunkban fenékjáró küll (Gobio gobio) halfajon (n = 25) négy metrikus karakter kézi digitális tolómérővel és digitális fotókról szoftverrel történt méréseinek mérési pontosságát, és a szoftveres mérések kézi mérésekhez viszonyított torzítását hasonlítottuk össze testoldalanként. A négy karakter közül a bal oldali szemátmérő és az orrnyílás–szem távolság (mindkét oldal) szoftveres mérési pontossága nagyobb volt a kézi mérés pontosságához képest, míg a jobb oldali szemátmérő, a bajusz- és mellúszóhossz (mindkét oldal) esetén a két módszer pontossága statisztikailag azonos volt. A kézi mérésekhez képest a szoftveres mérések azonban a jobb oldali szemátmérő kivételével minden esetben torzított becslést adtak a karakterek várható értékére, amely a nagy felbontású makrófelvételek perspektivikus torzítására vezethető vissza. A torzítás mértéke pozitív kapcsolatot mutatott a vizsgált karakterek méretével. Ha a kisméretű halak, illetve más gerincesek morfometriai mérésekor a perspektivikus torzítás a digitális fotózás során nem kontrollálható, az időigényesebb manuális mérési módszert célszerű elnyelnie.

Kulcsszavak

perspektivikus torzítás, fluktuáló aszimmetria

Precision of manual and computer-aided morphometric measurement of small fishes

Abstract

Morphometric investigations need unbiased and precise measurement of metric characters. Precision is a key aspect of measurement in fluctuating asymmetry studies in which researchers compare the left and right body parts. Preferring computer-aided measurement to traditional manual measurement can increase precision. Studying four metric characters, we compared the precision of manual and computer-aided measurements, and the bias of computer-aided measurements relative to manual ones, measuring 25 specimens of a small sized fish species, gudgeon (*Gobio gobio*). We found that precision of the manual and computer-aided measurements was statistically the same in the right sided eye diameter, barbel length (both sides) and pectoral fin length (both sides), but different in eye diameter (left side) and nostril–eye distance (both sided). However, compared to the manual measurements, all the computer-aided measurements were biased due to perspective distortion of the digital photos. Bias seemed positively associated to the size of the studied characters. If perspective distortion can not be eliminated in digital photo making, the more time-consuming manual measurements should be used in morphometrical studies of small fishes and other small vertebrates.

Keywords

perspective distortion, fluctuating asymmetry, bias.

BEVEZETÉS

A morfometriai vizsgálatok alapfeltétele a testméretek pontos és torzítatlan mérése. A mérések pontossága (*precision*) alatt az ismételt mérések random szóródásának nagyságát, míg a mérések torzítása (*bias*) alatt az ismételt mérések várható értéke és a mért morfológiai karakter valódi értéke (statisztikai paraméter) közötti különbség nagyságát értjük (*Walther és társai 2005*).

A mérési pontosságnak kiemelt jelentése van a tökéletes bilaterális szimmetriától való eltérések tanulmányozását megcélzó fluktuáló aszimmetria (*Van Valen 1962, Tomkins és Kotiaho 2001*) vizsgálatokban, amikor a jobb és bal oldali testparaméterek értékeinek összehasonlítását végzik el a kutatók. Különösen igaz ez kis méretű élőlények vizsgálatakor, ugyanis a metrikus bélyegek véletlen mérési hibájának relatív nagysága a mért bélyegek méretének csökkenésével növekszik.

Kisméretű élőlények esetén a mérési pontosság növelhető a kézi mérési eszközök használata helyett nagy

felbontású digitális fotóról történő szoftveres méréssel történik az adat rögzítés. A kézi mérési eszközökkel szemben fotóról történő szoftveres mérések elnyelnek, hogy a mérések gyorsan végezhetőek, a vizsgált példányok újbóli megfogása nélkül reprodukálhatóak, tartósított példányok mérése esetén a vizsgálati példányok az ismételt méréskor nem sérülnek.

A digitális fotóról történő mérések kézi mérésekkel szembeni hátránya, hogy a testméretek a három dimenziós tárgyak két dimenziós síkba való leképezésekor torzulnak (perspektivikus torzítás). Ez részben azt jelenti, hogy a mélységi dimenzió mentén egymástól távol eső részletek aránya a valósághoz képest megváltozik: a nézőközeli részletek nagyobbak, a távolabbi és kisebbnek látszanak. Továbbá két mérési pont közötti síkbeli távolság a két pont közötti valóságos távolsághoz képest annál rövidebb, minél távolabbi esik egymástól a két pont a mélységi dimenzió mentén. Valamint közelről történő fotózásakor a

valóságban egyenes vonalak a képen ívesen látszódnak.

Vizsgálatunk során fenékjáró küll (*Gobio gobio*) hal-fajon négy metrikus karakter kézi digitális tolómér vel és digitális fotókról szoftverrel történt mérésének mérési pontosságát, és a szoftveres mérések kézi mérésekhez viszonyított torzítását hasonlítottuk össze. Arra kerestünk választ, hogy a nagyobb mérési pontosság érdekében el nybe részesíthet -e a szoftveres mérés az id igényesebb kézi méréssel szemben.

MÓDSZEREK

A 25 fenékjáró küll példányon mért metrikus morfometriai karakterek: bajusz hossz (BL), szemátmér (ED), orr–szem távolság (DPNE), mellúszóhossz (PecFL). E karaktereket a test bal és jobb oldalán is rögzítettük. A kézi mérésekhez Berger típusú digitális tolómér t használtunk. A digitális fotókat 12 megapixeles Fujifilm típusú fényképez vel, makró beállítás mellett végeztük. A szoftveres méréshez az ImageJ programot használtuk (Rasband 1997-2005).

Mind a kézi, mind a szoftveres méréseket ugyanazon személy végezte háromszori ismétlésben. Az egyes mérés-sorozatokban a halak véletlenszerű sorrendbe kerültek lemérésre, testoldalanként külön-külön (azaz egy adott

1. táblázat. A három ismételt mérés átlagát a kézi és szoftveres mérések között összehasonlító páros t-teszt eredményei.

(Magyarázat: Delta: a manuális és a szoftveres mérés átlaga közötti különbség (mm). 95% CI.low és 95% CI.up az átlagok az átlagok közti különbségre (delta) vonatkozó 95% konfidencia intervallum alsó és fels határa. A félkövér p értékek az $\alpha = 0.05$ szinten szignifikáns különbségeket jelölik.)

Table 1. Result of paired t-test for average of 3 repeated manual and software measure.

Változó	t	df	p	delta	95% CI.low	95% CI.up
ED.L	-12.10	74	< 0.01	-0.439	-0.511	-0.367
ED.R	-14.07	74	< 0.01	-0.435	-0.496	-0.373
DPNE.L	1.46	74	0.15	0.030	-0.011	0.071
DPNE.R	4.25	74	< 0.01	0.101	0.054	0.149
BL.L	-8.60	74	< 0.01	-0.557	-0.687	-0.428
BL.R	-6.13	74	< 0.01	-0.432	-0.573	-0.292
PecFL.L	-21.23	71	< 0.01	-1.885	-2.062	-1.708
PecFL.R	-25.36	74	< 0.01	-1.829	-1.973	-1.685

A kézi és szoftveres mérések pontossága közti különbség testoldaltól függetlenül mind a négy karakter esetén 0.1 mm alatt volt. E különbségek az orr–szem távolság (DPNE) esetén mindkét testoldalnál, a szemátmér (ED) esetén a bal testoldalon bizonyultak szignifikánsnak, míg a többi esetben statisztikailag elhanyagolhatóak voltak (2. táblázat).

ÉRTÉKELES

Eredményeink szerint a kézi mérés pontossága általánosan nem különbözik számottevően a szoftverrel végzett mérések pontosságától. Azonban a túl kicsi testméretek esetén, mint amilyen az orr–szem távolság, a szoftveres mérések pontosabbak lehetnek, mint a kézi mérések. A túl kicsi testméretek kézi mérésekor a tolómér mérési pontokhoz történ precíz illesztése okoz nehézséget. Ellenben fotók alapján a mérési pontok precízen és gyorsan

példány jobb és bal oldali testméretének lemérése külön mérésorozatokban történt). Mindez példányonként összesen 48 mérés (4 karakter \times 2 mérési módszer \times 3 ismétlés \times 2 testoldal) elvégzését jelentette.

A kézi és szoftveres mérések pontosságát a három ismételt mérés szórásával, míg a szoftveres mérések kézi méréshez viszonyított torzítását a három ismételt szoftveres mérés átlaga és a három ismételt manuális mérés átlaga közti különbséggel számszerűsítettük.

A kézi és a szoftveres mérések pontosságát, valamint a szoftveres mérés manuális méréshez képesti torzítását páros t-tesztel hasonlítottuk össze $\alpha = 0.05$ szinten.

EREDMÉNYEK

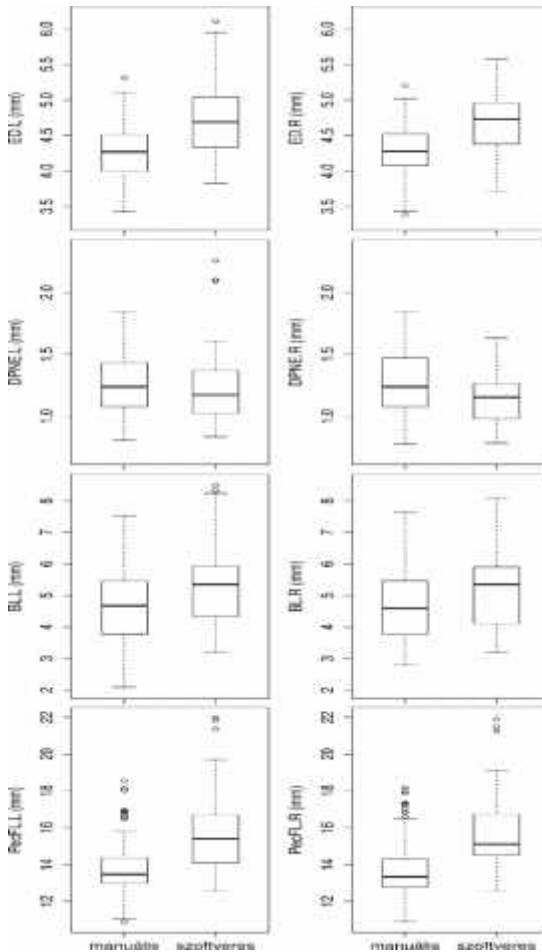
A 25 vizsgálati példány standard testhosszának átlaga és szórása 71.67 ± 8.15 mm volt. A bal oldali orr–szem távolság (DPNE.L) kivételével, a szoftveres mérések jellemzően nagyobbak adódtak, mint a kézi mérések (1. ábra és 1. táblázat). A kézi és a szoftveres mérések átlagai közti eltérés az orr–szem távolság esetén 0.1 mm, illetve az alatti, a szemátmér és a bajusz hossz esetén 0.5 mm körüli, míg a mellúszó-hossznál közel 2 mm-es értéknek adódott (1. táblázat).

azonosíthatók.

A szoftveres mérések a kézi mérésekhez képest jellemzően nagyobb értéket adnak, azaz a méréseket felfelé torzítják. A mélységi dimenzió mentén egymástól távol es pontok közötti testméretek esetén, mint amilyen az orr–szem távolság is, ennek ellenkezője léphet fel, azaz a szoftveres mérések a valósághoz képest alulbecslik a mérteteket. Ráadásul a torzítás abszolút mértéke pozitív kapcsolatot mutathat a mért karakterek méretével, vagyis a nagyobb testméretek esetén a két mérési módszer közötti különbség is várhatóan nagyobb lesz.

Mivel a szoftveres mérések torzítása mindkét testoldalon hasonló mértékben érvényesül, a torzítás a metrikus bélyegek fluktuáló aszimmetriai vizsgálataiban a szimmetria detektálását vélhetően nincs hatással, de befolyásolja a két testoldal közti szimmetria-különbség becslését,

azaz a becsült aszimmetria mértékét.



1. ábra A vizsgált morfológiai karakterek manuális és szoftveres 3 ismételt mérésének eloszlása. (Magyarázat: A karakterek pontos neve a Módszerek fejezetben olvasható. Bal oszlopban a test bal oldali (.L), jobb oszlopban a test jobb oldali (.R) értékei láthatók. A karikák a kiugró értékeket jelölik.)

Figure 1. Dispersion of 3 times repeated manual and software measure of examined morphometric characters. (Note: The exact name of characters are found in Method (chapter?). Values of the body's left side are in left column (.L), Values of the body's right side are in right column (.R). Circles marks outliers.)

Ebből adódóan a kisméretű halak és egyéb állatok, pl., nyakörves gyíkok, farkos kételték, fotóról történő szoftveres morfológiai mérése során célravezet a mérések torzítását elzetesen ellenrizni. Amennyiben a digitális

fotózás során a perspektivikus torzítás nem küszöbölhető ki, akkor a szoftveres méréssel szemben az időigényesebb manuális mérési módszert javasolt elnybe részesíteni.

2. táblázat A három ismételt mérés szórásainak kézi és a szoftveres mérések közötti azonos átlagát tesztelő páros t-teszt eredményei. (Magyarázat: Delta: a manuális és a szoftveres mérés átlaga közötti különbség (mm). 95% CI.low és 95% CI.up az átlagok közötti különbségre (delta) vonatkozó 95% konfidencia intervallum alsó és felső határa. A félkövér p értékek az $\alpha = 0.05$ szinten szignifikáns különbségeket jelölik.)

Table 2. Result of paired t-test for sd of 3 repeated manual and software measure.

Változó	t	df	p	delta	95% CI.low	95% CI.up
ED.L	2.68	24	0.01	0.064	0.015	0.114
ED.R	1.62	24	0.12	0.048	-0.013	0.110
DPNE.L	4.33	24	< 0.01	0.040	0.021	0.058
DPNE.R	7.42	24	< 0.01	0.085	0.062	0.109
BL.L	0.96	24	0.35	0.043	-0.050	0.135
BL.R	1.52	24	0.14	0.074	-0.026	0.174
PecFL.L	-0.89	23	0.38	-0.039	-0.128	0.051
PecFL.R	-0.51	24	0.62	-0.021	-0.107	0.065

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

A halak méréséhez szükséges eszközök rendelkezésre bocsátásáért az MTA Ökológiai Kutatóközpont Balatoni Limnológiai Intézete munkatársainak mondunk köszönetet.

IRODALOM

Bruno A. Walther, Joslin L. Moore (2005) The concepts of bias, precision and accuracy, and their use in testing the performance of species richness estimators, with literature review of estimator performance – *Ecography* 28:815-829

Van Valen, L. (1962) A study of fluctuating asymmetry – *Evolution* Vol. 16, No. 2, 125-142

Joseph L. Tomkins, Janne S. Kotiaho (2001) Fluctuating asymmetry – *Encyclopedia of life sciences*

Rasband, W.S., *ImageJ*, U. S. National Institutes of Health, Bethesda, Maryland, USA, <http://rsb.info.nih.gov/ij/>, 1997-2005.

kapcsolatával foglalkozott egy benthikus halfaj populációin.

SÁLY PÉTER A Szent István Egyetem Környezettudományi Doktori Iskolájában szerzett doktori fokozatot Erőss Tibor és Kiss István témavezetésével. Az egyetem Állattani Tanszékén volt egyetemi oktató 2013-ig, ahonnan az MTA Ökológiai Kutatóközpont Balatoni Limnológiai Intézetéhez került kutatóként. Elsődleges kutatási érdeklődése a folyóvízi halak közösségökológiájára és természetvédelmére irányul.

ASZERZŐK



MARODA ÁGNES Nyiregyházaán a Vásárhelyi Pál Építési ipari és Környezetvédelmi- Vízügyi Szakközépiskolában érettségizett 2012-ben, majd 2013-ban vízügyi technikus oklevelet szerzett. Ezt követően 2013. szeptembere és 2016. júniusa között a Szent István Egyetem Állatorvos-tudományi Karán tanult biológia alapképzésen, ahol a szakdolgozat készítése során a fluktuáló aszimmetria és a tájhasználat

Az izsáki Kolon-tó mikrobiológiai felmérése

Mentes Anikó^{*}, Szabó Attila^{*}, Jurecska Laura^{*}, Tugyi Nóra^{**}, Somogyi Boglárka^{**}, Csitári Bianka^{*}, Vörös Lajos^{**}, Boros Emil^{**}, Felföldi Tamás^{*}

^{*} ELTE Mikrobiológiai Tanszék, 1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/c. (E-mail: meaqaat@gmail.com)

^{**} MTA ÖK Balatoni Limnológiai Intézet, 8237 Tihany, Klebelsberg Kuno utca 3.

Kivonat

A Kiskunsági Nemzeti Park legnagyobb t zeges síklápjá az izsáki Kolon-tó, amelynek természetes fejlődését az 1930-as években megkezdött lecsapolások és mez gazdasági beavatkozások szakították félbe. Ezen a területen az emberi és a geológiai hatások együttes mivolta különböző flórákat alakított ki, a tóban területenként más-más növénytársulás jellemző. A Kolon-tó geológiájáról, növényzetéről és állatvilágáról számos információ áll rendelkezésünkre, azonban az itt megtalálható bakteriális közösségek összetételéről nincsenek ismereteink. Kutatásunk során a Kolon-tó egy nyíltvízi részét (kotrás) és három különböző növényzet (nádas, rences, tündérrózsa) által uralt belső tavacska vizsgáltuk meg. Célunk az volt, hogy kiderítsük, a törések eltérő növényzete milyen hatással van az itt található mikrobiális élővilágra. A baktériumközösségek összetételét a 16S riboszómális RNS gén elemzésén alapuló molekuláris biológiai módszerrel, az újgenerációs DNS-szekvenálás segítségével tártuk fel. A mért kémiai és fizikai tulajdonságok hasonlóságának ellenére a különböző növényzet tavacska eltérő bakteriális összetétellel rendelkeztek, feltételezhetően a makrovegetáció különbözősége miatt.

Kulcsszavak

Kolon-tó, 16S riboszómális RNS gén, növényi eredetű szerves anyagok

Microbiological survey of Lake Kolon (Izsák, Hungary)

Abstract

The largest freshwater marsh of the Kiskunság National Park is Lake Kolon, its natural succession was interrupted by agricultural interventions which started in the 1930s. In this area, the flora was developed by the combined effects of different human and geological impacts, this way Lake Kolon can be divided into areas on the basis of the dominant macrovegetation. There are a lot of information available about the geology, fauna and flora of Lake Kolon, however the composition of the bacterial community is unknown. Therefore, the major pelagic part (open-water area) of Lake Kolon and three little inner ponds associated with different vegetation (reed, bladderwort, water-lily) were studied. Our aim was to reveal the impact of different macrovegetation on the composition of the microbial community. Composition of the bacterial community was determined based on the analysis of the 16S ribosomal RNA gene using a molecular biological method (next-generation DNA sequencing). Despite the similarities of the measured chemical and physical parameters, the inner ponds had different bacterial communities, probably due to differences in their macrovegetation.

Keywords

Lake Kolon, 16S ribosomal RNA gene 16S riboszómális RNS gén, organic matters from vegetation

BEVEZETÉS

A planktonikus baktérium közösségek fontos szerepet töltenek be a tavi ökoszisztémákban, azonban a bakterio-plankton összetétele a különböző környezeti feltételek miatt tavanként, sőt akár törésenként is eltérő lehet. A bakteriális közösséget befolyásolhatja a pH, a hőmérséklet, tápanyagok mennyisége, a só koncentráció, UV sugárzás mértéke, a trofitás mértéke, azonban a tényezők listája közel sem teljes (Sigeo 2005). Számos publikációt találunk a szakirodalomban, ahol az előbb említett tényezők hatását vizsgálják ezen szervezetekre, azonban kevés ismeretünk van arról, hogy a különböző lebomló növényi anyagok hogyan befolyásolják a bakteriális közösség összetételét; továbbá eddig ezeket főleg vertikálisan vizsgálták meg különböző tavakban, azonban horizontális mintázatokról kevés tanulmányban esik szó (Wu és társai 2007).

Kutatásunk során a Duna-Tisza közének egyik legnagyobb édesvízi t zeges síklápját, az izsáki Kolon-tavat vizsgáltuk meg, amelynek neve a latin *colu* (mocsár) szóból eredeztethető (Császai 2003). A Kolon-tavon négy különböző mintavételi helyet jelöltünk ki, amelyek között

egy nyíltvízi (kotrás mintavételi hely) és három, eltérő vízinövény borítottsággal jellemezhető víztér szerepelt. A mesterségesen kialakított nyílt vízfelületeken ugyanis területenként más-más növénytársulás alakult ki: az első mintavételi helyünkön a nád (*Phragmites australis*) dominált, a másodikon a közösséges rences (*Utricularia vulgaris*), a harmadik mintavételi helyen pedig a tündérrózsa (*Nymphaea alba*) uralkodott. A Kolon-tó keletkezéséről, limnogeológiájáról (Molnár és társai 1979, Mádl-Sznyi és Tóth, 2009, Sümei és társai 2011), flórájáról (Molnár 2008, 2009) és faunájáról (Németh és Vadász 2008, Vadász és társai 2008a és b, Halmos és társai 2010, Keresztessy és társai 2012) már számos publikáció látott napvilágot, azonban a tó bakteriális közössége szinte teljesen ismeretlen. Ezért célunk volt az itt élő mikrobiális közösség összetételének és mennyiségi viszonyainak megismerése mikroszkópos és molekuláris biológiai módszerekkel.

ANYAG ÉS MÓDSZER

Az izsáki Kolon-tavon (46°46'N 19°20'E) 2014. november 18-án történt a mintavétel. Az alapvető vízkémiai

paramétereket a helyszínen mértük RBR XRX-420 CTD+ és WTW MultiLine P 8211 multiméterekkel. A laboratóriumi mérések során meghatároztuk a fototróf szervezetek számára alapvető fontosságú tápelemek koncentrációját: az összes nitrogén (TN) koncentrációt *Eaton és társai (2005)* szerint, az oldott reaktív foszfor (SRP), valamint az összes foszfor (TP) koncentrációt *Murphy és Riley (1962)*, valamint *Mackereth és társai (1989)* szerint. A víz barna színét, melyet az oldott huminanyagok kölcsönöznek a víznek, Pt-egységben (mg Pt l^{-1}) adtuk meg Shimadzu UV-160A spektrofotométerrel 440 nm-en mért abszorbancia értékek alapján (*Cuthbert és del Giorgio 1992*). A szervesszén koncentrációját Elementar High TOC szervesszén analízátorral mértük *V.-Balogh és társai (2009)* szerint. Az összes szerves szén (TOC) koncentráció méréséhez sz retlen víz szolgált. Az oldott szerves szén (DOC) koncentráció analízisét 0,4 μm pórusméret 450 °C-on elzetesen kiizzított GF-5 üvegszál-as filteren sz rt vízmintákból végeztük

A pigment analízis és a mikroszkópos vizsgálatok részletes leírását *Tugyi és társai (2016)* közleményében adjuk meg. A vízminták bakteriális közösségének azono-

sítása nagyfelbontású amplitikon szekvenálással történt a 16S rRNA gén alapján (*Szabó és társai 2015*). A f komponens és klaszteranalízist a Past program (*Hammer és társai 2001*) segítségével végeztük.

EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK

A minták kódját, a mért fizikai-kémiai paramétereket és mikroszkópos eredményeket az 1. táblázat tartalmazza. A bakteriális közösség nemzetség szint taxonómiai eloszlása az 1. ábrán látható. A mintákat az 1. táblázatban feltüntetett paraméterek alapján f komponens (2. ábra) és az újgenerációs DNS-szekvenálás során kapott eredmények alapján klaszteranalízis segítségével is összehasonlítottuk (3. ábra).

A minták változatos bakteriális összetétellel rendelkeztek, bennük a Proteobacteria törzs Alphaproteobacteria, Betaproteobacteria, Gammaproteobacteria és Deltaproteobacteria osztályai, a Chlorobi törzs Chlorobia osztálya, a Bacteroidetes törzs Flavobacteriia osztálya, az Actinobacteria törzs Actinobacteria osztálya valamint a Bacteria OD1 és OP3 candidatus törzsek tagjai domináltak.

1. táblázat. A Kolon-tó limnológiai jellemzői és mikroszkópos adatai (A: abundancia, *: c-bakterioklorofill; n.a.: nincs adat)
Table 1. Limnological characteristics and microscopic data of Lake Kolon (A: abundance, *: bacteriochlorophyll-c; n.a.: no data)

	Kotrás (K)			Nádas (N)			Rencés (R)			Tündérrózsás (T)		
Mélység (m)	0,1	1,0	1,8	0,1	0,1	0,5	1,0	0,1	1,0	1,0	2,0	
H mérséklet (°C)	9,8	9,7	9,6	9,9	9,0	8,9	9,0	9,8	9,0	8,9	8,9	
pH	7,48	7,62	7,69	7,11	7,10	7,26	6,88	7,81	7,55	7,29	7,29	
Fajlagos elektromos vezet. képesség ($\mu\text{S/cm}$)	482	494	466	388	510	523	769	423	382	363	363	
O ₂ telítettség (%)	63,7	62,6	62,3	30,3	33,2	30,7	3,9	29,5	21,2	21,7	21,7	
Platina-szín koncentráció (mg/l)	124	126	123	163	210	204	272	163	158	154	154	
Összes nitrogén koncentráció (mg/l)	1,17	1,19	1,18	1,78	1,33	1,24	1,78	1,75	1,11	1,32	1,32	
Összes foszfor koncentráció ($\mu\text{g/l}$)	29,5	20,7	23,9	40,2	14,6	30,5	80,8	27,1	25,9	25,3	25,3	
Oldott reaktív foszfor koncentráció ($\mu\text{g/l}$)	2,97	3,19	3,17	4,44	4,21	3,16	13,1	2,96	4,28	3,76	3,76	
Összes szerves szén koncentráció (mg/l)	20,8	22,5	24,3	29,4	28,3	28,0	32,6	25,4	21,3	22,4	22,4	
Oldott szerves szén koncentráció (mg/l)	20,4	21,5	20,5	23,2	27,8	25,8	30,1	20,9	19,2	19,8	19,8	
a-klorofill koncentráció ($\mu\text{g/l}$)	5,96	7,09	5,25	21,7	6,67	7,15	67,7*	9,93	5,96	5,10	5,10	
Pikocianobaktérium A (10^4 sejtl/ml)	2,86	1,43	2,54	n.a.	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	
Pikocokarióta alga A (10^4 sejtl/ml)	<0,01	0,22	0,24	n.a.	<0,01	<0,01	<0,01	0,09	0,37	0,22	0,22	
Bakterioklorofill tartalmazó baktérium A (10^4 sejtl/ml)	53,1	58,2	39,8	n.a.	46,1	41,2	278,7	<0,01	74,3	51,1	51,1	
Összbaktérium A (10^6 sejtl/ml)	1,91	2,86	2,09	2,21	1,11	2,06	6,82	2,67	2,65	2,11	2,11	

Nemzetség szinten a Kolon-tó kotrásából (K) 0,1 m-r l vett mintában a *Sporichthyaceae* (Actinobacteria) és a *Bdellovibrionaceae* (Proteobacteria) tenyésztésbe nem vont képvisel i, az 1,0 m-r l vett mintában a mikroaerofil *Reyranella* (Proteobacteria, Pagnier és társai 2011), 1,8 m-en pedig a *Crenothrix* vaskbaktérium nemzetség (Proteobacteria, Cohn, 1870) tagjai domináltak.

A rencésb l (R) 0,1 m-r l vett mintában a szigorúan aerob *Fluviicola* (Bacteroidetes, O'Sullivan és társai 2005) és a *Flavobacterium* (Bacteroidetes, Bergey és társai 1923), 0,5 m-en az *Acidimicrobiaceae* család (Actinobacteria) tenyésztésbe nem vont képvisel i és a *Fluviicola* nemzetség, valamint 1,0 m-en a Bacteria OD1 klád tenyésztésbe nem vont tagjai, az anaerob zöld kénbaktérium *Chlorobium* (Bacteroidetes, Imhoff, 2003) és a mikroaerofil, kemolitotróf *Gallionella* vaskbaktérium (Proteobacteria, Brenner és társai 2005b) nemzetség képvisel i domináltak.

A tündérrózsásb l (T) vett mintákban f ként két taxon, a fakultatív anaerob kemoorganotróf *Limnohabitans* (Proteobacteria, Kasalicky és társai 2010)

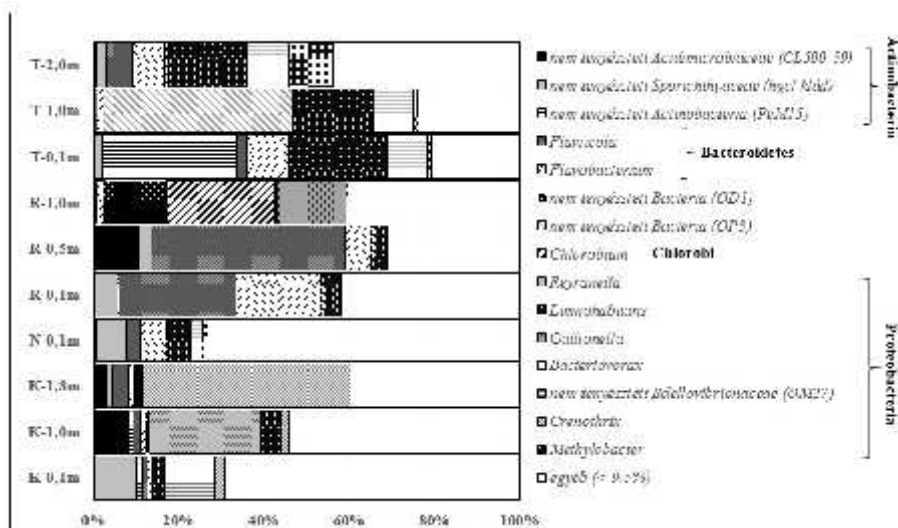
és *Bacteriovorax* (Proteobacteria, Baer és társai 2000) nemzetségek tagjai domináltak, ezen kívül a 0,1 m-r l vett mintában nem tenyésztett Actinobacteria, 1,0 m-en pedig a Bacteria OP3 klád tenyésztésbe nem vont tagjai, továbbá 2,0 m mélyen a szigorúan aerob, metanotróf *Methylobacter* (Proteobacteria, Brenner és társai 2005a) nemzetség tagjai töltöttek be domináns szerepet a közösségben.

A nemzetségek között kiemeljük a *Limnohabitans* taxont, amely képvisel i els sorban alga-eredet szubsztrátokat használnak fel az anyagcseréjükhez, azaz képesek közvetlenül az autotróf els dleges termelés szerves anyagait hasznosítani (*Jezbera és társai 2012*). A diagraból jól látszik, hogy szinte minden mintában jelen voltak, különösen a tündérrózsásokban játszottak meghatározó szerepet a bakteriális közösségben.

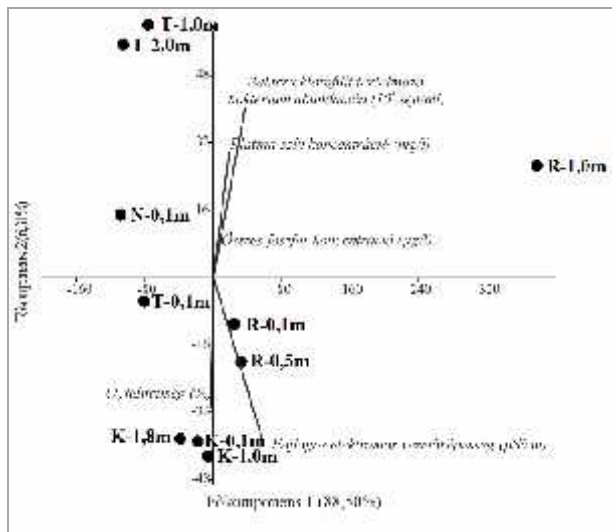
A mintákat a mért környezeti paraméterek alapján elvégzett f komponens analízis (2. ábra) és a szekvenálási adatok alapján elvégzett klaszteranalízis segítségével összehasonlítva (3. ábra) megállapítható, hogy a bakteriális közösség összetétele és az általunk mért környezeti

paraméterek között nem volt egyértelmű összefüggés. A legtöbbször azok a minták rendelkeztek egymáshoz hasonló bakteriális közösséggel, amelyeket ugyanazon növényzet uralta. Ezt jól alátámasztja, hogy a felszíni minták (T-0,1m, K-0,1m, R-0,1m) a mért környezeti paraméterek alapján ugyan nagyon hasonlóak voltak, azonban a bakteriális közösségük meglehetősen különbözött. A mért környezeti paraméterek alapján a rencés 1,0 m-ről vett mintája különült el legjobban, ahol nagyon

alacsony volt az oxigén koncentrációja, továbbá a többi mintákhoz képest itt volt található a legtöbb mennyiségben foszfor; a bakteriális közösség is itt volt a legegkülönbözőbb, összetételében domináns szerepet kapnak a fonálas zöldbaktériumok, valószínűleg az anaerob körülmények miatt. Ezenkívül a kotrás 1,8 m-ről vett mintájának bakteriális közössége is - a mért környezeti paraméterek hasonlóságának ellenére - elkülönült a többi mintától.



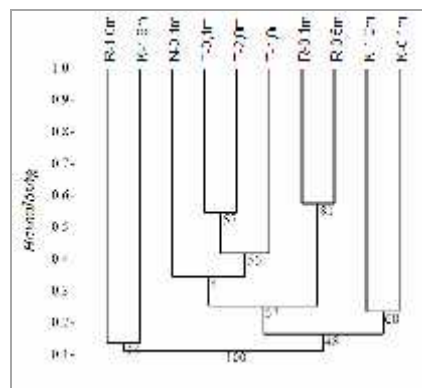
1. ábra. A Kolon-tó bakterioplankton közösségének taxonómiai összetétele nemzetség szinten a 16S rRNS gén alapján
 Figure 1. Taxonomic composition of bacterioplankton communities in Lake Kolon at the genus level based on the 16S rRNA gene



2. ábra. A mért környezeti paraméterek elemzése főkomponens analízissel
 Figure 2. Principal component analysis of the measured environmental parameters

Mindezek alapján feltételezhető, hogy az anaerob viszonyokat leszámítva nincs konkrét összefüggés a mért környezeti paraméterek és a bakteriális közösségek összetétele között. A közösségek összetételében megfigyelt különbségek magyarázhatóak a különböző növényekből származó szubsztráttal. A mintákban mért mérsékelt a-klorofill koncentráció értékek mellett ugyanis jelentős volt a minták saját színe (1. táblázat), ami a tavacszkákat körülvevő, illetve a bennük található alámérül

(szubmerz) makrofitonból származó oldott szénformák nagy mennyiségének köszönhető.



3. ábra. A DNS-szekvenálás eredményének elemzése klaszteranalízissel (Bray-Curtis hasonlósági index alapján)
 Figure 3. Cluster analysis of the results of DNA sequencing (based on Bray-Curtis Similarity Index)

KÖVETKEZTETÉSEK

- (1) A mért kémiai és fizikai tulajdonságok hasonlóságának ellenére a különböző növényzet tavacszkák eltér bakteriális összetétellel rendelkeztek.
- (2) A különböző tavacszkák bakteriális összetétele nemcsak a növényzet minőségétől függött, hanem bizonyos esetekben vertikálisan is eltérő volt, akár a növényzet árnyékoló hatása (pl. tavirózások levelei) miatt, mivel az UV sugárzás befolyásolja nemcsak a növényi bomló szerves anyagok minőségét, hanem az élő szervezetekre is gátló hatással bír (V.-Balogh és társai 2009).

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

A kutatást az OTKA PD 112449 és K 116275 pályázatok támogatták. Felföldi Tamás és Somogyi Boglárka munkáját a Magyar Tudományos Akadémia Bolyai János kutatói ösztöndíja segítette. A kutatás során használt m szerek beszerzését a KMOP-4.2.1/B-10-2011-0002 és TÁMOP-4.2.2/B-10/1-2010-0030 pályázatok támogatták. A szerzők köszönetüket fejezik ki Szabó Tímeának és Németh Baláznak a mintavételek és a minták feldolgozása során nyújtott segítségükért.

IRODALOM

- Baer, M.L., Ravel, J., Chun, J., Hill, R.T., Williams, H.N. (2000). A proposal for the reclassification of *Bdellovibrio stolpii* and *Bdellovibrio starrii* into a new genus, *Bacteriovorax* gen. nov. as *Bacteriovorax stolpii* comb. nov. and *Bacteriovorax starrii* comb. nov., respectively. *Int. J. Syst. Evol. Microbiol.*, **50**, 219-224.
- Bergey, D.H., Harrison, F.C., Breed, R.S., Hammer, B.W., Huntoon, F.M. (1923). *Bergey's Manual of Determinative Bacteriology*. – Williams & Wilkins, Baltimore.
- Brenner, D.J., Krieg, N.R., Staley, J.T., Garrity, G.M. (szerk) (2005a). *Bergey's Manual of Systematic Bacteriology*, 2nd ed., vol. 2, The Proteobacteria. Part B – Springer-Verlag, New York, NY. pp. 258-259.
- Brenner, D.J., Krieg, N.R., Staley, J.T., Garrity, G.M. (szerk.) (2005b). *Bergey's Manual of Systematic Bacteriology*, 2nd ed., vol. 2, The Proteobacteria. Part C – Springer-Verlag, New York, NY. pp. 880-888.
- Császi, N.I. (2003). Zóboralja településneveinek vizsgálata. *Névtani értesít*, 52-57.
- Cuthbert, I. D., P. del Giorgio (1992). Toward a standard method of measuring colour in freshwater. *Limnol. Oceanogr.*, **37**, 1319-1326.
- Cohn, F. (1870). Über den Brunnenfaden (*Crenothrix polyspora*) mit Bemerkungen über die mikroskopische Analyse des Brunnenwassers. *Beiträge zur Biologie der Pflanzen.*, **1**, 108-131.
- Eaton, A.D., Clesceri, L.S., Rice, E.W., Greenberg, A.E., Franson, M.A.H. (szerk) (2005). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 21st ed. – American Public Health Association, Washington, DC.
- Halmos, G., Karcza, Zs., Németh, Á., Csörg, T. (2010). The migratory fattening of the barn swallow *Hirundo rustica* in Hungary. *Acta Zool. Acad. Sci. Hung.*, **56**, 73-87.
- Hammer, Ø., Harper, D.A.T., Ryan, P. D. (2001). PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontol. Electron.*, **4**, 1-9.
- Imhoff, J.F. (2003). Phylogenetic taxonomy of the family Chlorobiaceae on the basis of 16S rRNA and *fmo* (Fenna–Matthews–Olson protein) gene sequences. *Int. J. Syst. Evol. Microbiol.*, **53**, 941-951.
- Jezbera, J., Jezberová, J., Koll, U., Horák, K., Šimek, K., Hahn, M.W. (2012). Contrasting trends in distribution of four major planktonic betaproteobacterial groups along a pH gradient of epilimnion of 72 freshwater habitats. *FEMS Microbiol. Ecol.*, **81**, 467-479.
- Kasalický, V., Jezbera, J., Šimek, K., Hahn, M.W. (2010). *Limnohabitans planktonicus* sp. nov. and *Limnohabitans parvus* sp. nov., planktonic betaproteobacteria isolated from a freshwater reservoir, and emended description of the genus *Limnohabitans*. *Int. J. Syst. Evol. Microbiol.*, **60**, 2710-2714.
- Keresztessy, K., May, K., Weiperth, A. Vad, Cs.F., Farkas, J. (2012). Hosszú távú halfaunisztikai vizsgálatok és a veszélyeztetett lápi póc populációbiológiája a Duna-Tisza köze két Ramsari területén. *Pisces Hung.*, **6**, 47-54.
- Mackereth, F. J. H., Heron, J. & Talling, J.F. (1989). *Water analysis: some revised methods for limnologists*. Freshwater Biological Association Scientific Publication, pp. 84-90.
- Mádl-Sznyi, J., Tóth, J. (2009). A hydrogeological type section for the Duna-Tisza Interfluve, Hungary. *Hydrogeol. J.*, **17**, 961-980.
- Molnár, B., Iványosi Szabó, A., Fényes, J. (1979). A Kolon-tó kialakulása és limnológiai fejlődése. *Hidrol. Közl.*, **12**, 549-560.
- Molnár, Zs. (2008). A Duna-Tisza köze és a Tiszántúli növényzete a 18-19. század fordulóján II.: Szikések, lösz- és homokvidékek, legelk, sáncok, szántók és parlagok. *Bot. Közl.*, **95**, 39-63.
- Molnár, Zs. (2009). A Duna-Tisza köze és a Tiszántúli fontosabb vegetációtípusainak holocén kori története: irodalmi értékelés egy vegetációkutató szemzőgéből. *Kanitzia*, **16**, 93-118.
- Murphy, J., Riley, J.P. (1962). A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Anal. Chim. Acta*, **27**, 31-36.
- Németh, Á., Vadász, Cs. (2008). First record of the Zitting Cisticola (*Cisticola juncidis* Rafinesque, 1810) in Hungary. *Opusc. Zool. (Budapest)*, **37**, 89-90.
- O'Sullivan, L.A., Rinna, J., Humphreys, G., Weightman, A.J., Fry, J.C. (2005). *Fluviicola taffensis* gen. nov., sp. nov., a novel freshwater bacterium of the family *Cryomorphaceae* in the phylum 'Bacteroidetes'. *Int. J. Syst. Evol. Microbiol.*, **55**, 2189-2194.
- Pagnier, I., Raoult, D., La Scola, B. (2011). Isolation and characterization of *Reyranella massiliensis* gen. nov., sp. nov. from freshwater samples by using an amoeba coculture procedure. *Int. J. Syst. Evol. Microbiol.*, **61**, 2151-2154.
- Sigeo, D.C. (2005). *Freshwater Microbiology*. – Wiley, Chichester, England.
- Sümegei, P., Molnár, M., Jakab, G., Persaits, G., Majkut, P., Páll, D.G., Gulyás, S., Jull, A.J.T., Töröcsik, T. (2011). Radiocarbon-dated paleoenvironmental changes

on a lake and peat sediment sequence from the central Great Hungarian Plain (Central Europe) during the last 25,000 years. *Radiocarbon*, **53**, 85-97.

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. *Hidrol. Közl.*, **95**, 73-76.

Tugyi, N., Vörös, L., Boros, E., Felföldi, T., Márialigeti, K., Máthé, I., Somogyi, B. (2016). Szélsőséges környezeti paraméterek formálta mikrobiális közösség egy helieterm tóban (Medve-tó, Szováta). *Hidrol. Közl.*, (ezen száma)

Vadász, C., Németh, Á., Karcza, Z., Loránt, M., Biró, C., Csörg, T. (2008a). Study on breeding site fidelity of *Acrocephalus warblers* in Central Hungary. – *Acta*

Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae. **54**: 167-175.

Vadász, C., Németh, Á., Biró, C., Csörg, T. (2008b). The effect of reed cutting on the abundance and diversity of breeding passerines. *Acta Zool. Acad. Sci. Hung.*, **54**, 177-188.

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. *Hydrobiologia*, **632**, 91-105.

Wu, Q.L., Zwart, G., Wu, J., Kamst-van Agterveld, M.P., Liu, S. Hahn, M.W. (2007). Submersed macrophytes play a key role in structuring bacterioplankton community composition in the large, shallow, subtropical Taihu Lake, China. *Environ. Microbiol.*, **9**, 2765-2774.

A SZERZŐK



MENTES ANIKÓ Biológus, MSc diplomáját az Eötvös Loránd Tudományegyetemen szerezte 2014-ben. Jelenleg az ELTE Biológia Doktori Iskola hallgatója. A „Lokális szénkörforgalom folyamatai bomló növényi anyagok dominálta tavakban” című doktori kutatását az ELTE Mikrobiológiai Tanszék Genomikai laboratóriumában végzi.

SZABÓ ATTILA Biológus, az Eötvös Loránd Tudományegyetem Mikrobiológiai Tanszékén a Genomikai Laboratórium munkatársa. Kutatási területe a különféle környezetekben elforduló mikrobaközösségek feltárása, kapcsolatrendszeik vizsgálata. Első sorban genomikai, metagenomikai módszerekkel és az ezekkel kapott adatok bioinformatikai és statisztikai elemzésével foglalkozik.

JURECSKA LAURA Környezetkémikus, PhD fokozatát szennyvíz-technológiai témában szerezte az ELTE Analitikai Kémiai Tanszékén. Jelenleg az ELTE Mikrobiológiai Tanszékének tudományos munkatársa, ahol klasszikus vizanalitikai és gázkromatográfiai mérésekkel járul hozzá a környezeti mikrobiológiai kutatásokhoz.

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 fotoheterotróf baktériumok elterjedésének, szerepének vizsgálata hazai vizekben.

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.

CSITÁRI BIANKA Környezettan alapszakon, majd környezettudomány mesterszakon végzett az Eötvös Loránd Tudományegyetemen. Diplomamunkáját az ELTE Mikrobiológiai Tanszékén írta, Felföldi Tamás témavezetésével, melynek témája: fenolos vegyületek mikrobiológiai lebontásának vizsgálata természetes és mesterséges környezetekben. Tanulmányait az ELTE Környezettudományi Doktori Iskola hallgatójaként folytatja, kutatási témája a hazai szikes tavak nitrogén körforgalmának feltárása.

VÖRÖS LAJOS Limnológus, algológus, MTA Ökológiai Kutatóközpont, Balatoni Limnológiai Intézet. Kutatja a felszíni vizek eutrofizációját, a vízgyűjtő 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.

BOROS EMIL Tudományos munkatárs, MTA Ökológiai Kutatóközpont, Balatoni Limnológiai Intézet. Az Eurázsiai szikes, sós vizekkel és sekély tavakkal kapcsolatos limnológiai kutatások képezik fő 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 első sorban tavak, vizes- és füves élőhelyek természetvédelmével, kezelésével és helyreállításával is foglalkozik, melyben több mint 25 éves gyakorlati tapasztalattal rendelkezik.

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 molekuláris taxonómiáját öleli fel, amiket új fajok leírása egészíti ki.

A planktonikus növényi biomassza és a trofitás változása a Tisza hazai szakaszán és mellékfolyóiban

Nagy-László Zsolt*, Várbíró Gábor,** Abonyi András***, Padisák Judit***, Borics Gábor**

*Pannon Egyetem, Limnológia Intézeti Tanszék, 8200 Veszprém, Egyetem u. 10. (E-mail: nagylaszlo.zsolt@almos.uni-pannon.hu)

**MTA-ÖK, Duna-kutató Intézet, Tisza-kutató Osztály, 4026 Debrecen, Bem tér 18/C. (E-mail: varbiro.gabor@okologia.mta.hu; borics.gabor@okologia.mta.hu)

***MTA-PE Limnoökológiai Kutatócsoport, 8200 Veszprém, Egyetem u. 10. (E-mail: padisak@almos.uni-pannon.hu, abonyi.andras@okologia.mta.hu)

Kivonat

A hazai környezetvédelmi laboratóriumok adatainak felhasználásával vizsgáltuk a Tisza és mellékfolyói magyarországi szakaszán a fitoplankton mennyiségi viszonyait klorofill-a alapján. Az országba belépő Tisza trofitása oligotróf, de a Szamos befolyását követően a trofitás folyamatos növekedést mutat. A Tisza további szakaszán a fitoplankton mennyisége a Maros torkolatáig fokozatosan csökken, ahol újból drasztikusan emelkedik. Megállapítottuk, hogy a Tisza fő tározói (Tiszalök, Kisköre) nem növelik a Tisza trofitását. A Tisza és mellékfolyóinak fitoplankton mennyisége a bőséges tápanyag ellátottság mellett főként hidrológiai és hidrometeorológiai tényezők függvénye. A Tisza és mellékfolyói magas trofikus állapotának számos negatív környezet- és természetvédelmi, valamint gazdasági vonatkozása, oka, illetve következménye van. Ezen állapotok javítása, nem lokális, hanem teljes vízgyűjtő területet, azaz a határainkon túli szakaszokat is érintő beavatkozásokkal érhető el.

Kulcsszavak:

folyóvízi fitoplankton, klorofill-a, eutrofizáció, vízgyűjtő terület

Longitudinal changes of phytoplankton quantity and trophic status along the Hungarian section of the River Tisza and in its main tributaries

Abstract

Based on long-term monitoring data, of the Hungarian Environmental Laboratories, the phytoplankton quantity based on Chl-*a* and the trophic status of the Hungarian section of the River Tisza and its main tributaries were analysed. The River Tisza entering at the Hungarian border can be characterised by low phytoplankton biomass, while it shows significant increase following the inflow of River Szamos. Continuous decrease in phytoplankton quantity was observed further downstream in the middle and lower river sections until the influence of the River Maros, where a substantial increase of phytoplankton occurs again. We demonstrated that the two large reservoirs of the River Tisza mitigate the trophic status of the main river. In spite of the high concentrations of nutrients, the actual trophic status of the River Tisza and its tributaries depend primarily on hydro-meteorological conditions. The high trophic level holds potential for severe environmental and economic consequences. These problems cannot be mitigated by simple local actions, but by catchment-scale management along the whole River Tisza basin.

Keywords:

riverine phytoplankton, Chl-*a*, eutrophication, catchment-scale management

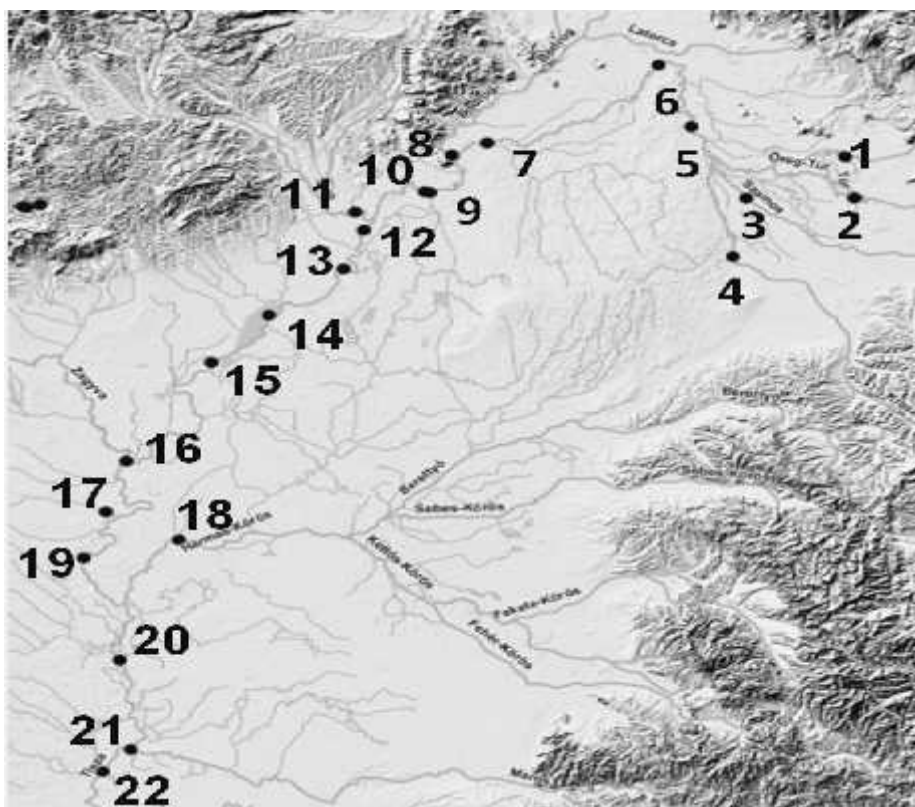
BEVEZETÉS

A Tisza vízrendszerében végzett mérnöki beavatkozások nagymértékben átalakították a Tisza-völgy vízfolyásainak hidrológiai, hidromorfológiai arculatát (Lászlóffy 1982). A Tisza több mint 30%-kal megrövidült, hossza mára csak 962 km és az ártere is csupán 10%-a a szabályozások előtti állapotoknak (Vágás 1982). Az árterek kiterjedésének rendkívüli mértékű, jóformán a hullámterekre csökkentése a természetes szerves anyag bemosódás lehetőségeit is drasztikusan csökkentette. A tározók kialakításával a lebegő anyag mennyisége csökkent (Rákóczi 1989), melynek következtében a folyók fényklímája így jelentősen javult, lehetetvé tette a fitoplankton túlzott elszaporodását (Kiss 1994). A fitoplankton mennyiségi növekedését tápanyaghiány nem limitálja, mert a folyót diffúz és pontszerű forrásokból különböző terhelések érik (Sárkány-Kiss és Hamar 2002). A Tisza középső szakaszán található duzzasztók hatására (Tiszalök, Kisköre) a tározótételeiben az összes alga biomassza magas, jelentős taktív elem részese mellett (Uherkovich 1971, Hamar

1976). A korábban csak az alsó folyószakaszokra jellemző nagyobb algatömeg a felsőbb szakaszokon is jelentkezett, ami akár a folyóvízi élettájuk átrendeződését is mutathatja. A Tisza völgyében az utóbbi évtizedekben számos olyan, a vizek terhelését, illetve a hidrológiai sajátosságokat befolyásoló változás történt (szennyvíztisztítók, éghajlatváltozás), melyeknek hatása lehet a folyók potenciális trofitására. Jelen cikk célja, hogy az Országos Vízügyi Felügyelőség adatbázisából származó klorofill-*a* adatok elemzésével jellemezzük a Tisza és mellékfolyóinak trofikus állapotát, megnevezve azokat a mellékvíz-folyásokat, melyek jelentős terhelést jelentenek a Tisza számára.

ANYAG ÉS MÓDSZER

Munkánk során a Tisza és nyolc mellékfolyója trofikus viszonyait vizsgáltuk 1989 és 2012 között (1. ábra). A vizsgált folyók főbb hidrológiai jellemzőit az 1. táblázatban foglaltuk össze.



1. ábra. Mintavételi helyek a Tisza és fő mellékfolyói magyarországi szakaszán

Figure 1. Sampling sites of the River Tisza and of main tributaries at the Hungarian section

(Magyarázat: 1. Tiszabecs, 2. Túr, 3. Szamos, 4. Kraszna, 5. Aranyosapáti, 6. Záhony, 7. Balsa, 8. Bodrog, 9-10. Tiszalök, 11. Sajó, 12. Polgár, 13. Tiszaújváros, 14. Tiszafüred 15. Tisza Kisköre alatt, 16. Zagyva, 17. Körös-ér, 18. Hármas-Körös, 19. Tiszaug, 20. Mindszent, 21. Maros, 22. Tiszasziget)

1. táblázat. A vizsgált folyók főbb hidrológiai jellemzői
Table 1. Main hydrological characteristics of the studied rivers

Vízfolyás River	Hossz Length (km)	Vízgyjt méret Catchment size (km ²)	Átlagos vízhozam Average discharge (m ³ s ⁻¹)
Tisza	962	157186	820
Túr	94	1216	9
Szamos	415	15882	120
Kraszna	193	3142	3
Bodrog	267	13579	115
Sajó	229	12708	60
Zagyva	179	5677	10
Hármas-Körös	91	27537	100
Maros	754	27890	160

A mintavételek valamennyi esetben a sodorvonalból történtek, havi gyakorisággal. A klorofill-a tartalom meghatározása etanolos extrahálást követően fotometriásan történt (MSZ ISO 10260, 1993). Az elemzések során a klorofill-a adatok leíró statisztikáit vettük figyelembe. A trofitás kategóriáinak megadását klorofill-a alapján, (Dodds és társai 1998) ajánlását követve végeztük (oligotróf/mezotróf határérték: 10 µg L⁻¹; mezotróf/eutróf határérték: 30 µg L⁻¹).

EREDMÉNYEK

A felső-tiszai folyószakasz (Tiszabecs) trofitása rendkívül alacsony, és így az oligotróf tartományba esik. A Szamos torkolat alatt (Aranyosapáti) a folyó trofitása jelentősen, majd kisebb ingadozásoktól eltekintve folyamatos csökkenést mutat egészen a Maros torkolatig (Szeged). A Maros vízének befogadásával a Tiszát a

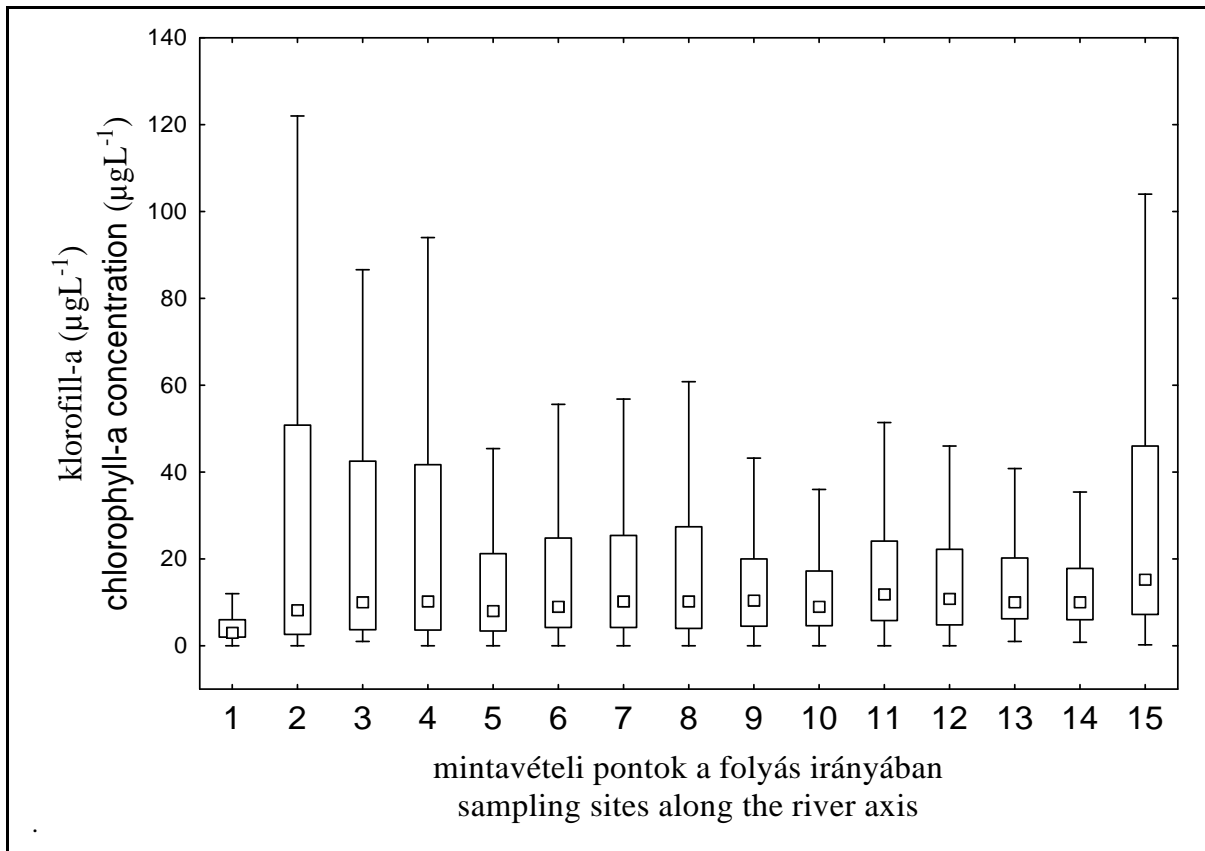
Szamos vízéhez hasonló állapotok jellemzik, jelentősen növelve a fitoplankton mennyiségét. A Tisza trofikus viszonyait alapvetően két fő befolyó határozza meg, a Szamos és a Maros (2. ábra).

A Szamosnak a Felső-Tiszáét meghaladó méretű vízgyjt területe a kevésbé csapadékos észak-erdélyi területen található. A folyó középső és alsó szakasza alföldi jellegű és rendkívüli mértékben eutrofizálódott. A mért klorofill-a értékek jelentősen mértékben meghaladják a vízfolyásokra megállapított eutróf kategória felső határértékét. (3. ábra).

A Maros vízgyjt hidrológiai adottságai, vízhozama és a fitoplankton mennyisége tekintetében nagy hasonlóságot mutat a Szamossal. A klorofill-a értékek eutróf illetve hipotróf állapotot mutatnak. Mindkét befolyó vízhozama jelentős és alga biomassa szempontjából

ból többszörösen felülmúlja a hasonló vízhozamú egyéb mellékfolyók (Hármas-Körös, Bodrog) fitoplankton mennyiségét. Ennek megfelel en mind a Szamos, mind

a Maros markánsan befolyásolja a Tisza trofikus állapotát. A további vizsgált vízfolyások hatása alacsony trofitásuk vagy csekély vízhozamuk miatt jóval kisebb



2. ábra. Az 1989-2012 közötti id szak klorofill-a tartalmának változása a Tisza hossz tengelye mentén

Figure 2. Longitudinal distribution of Chl-a along the Hungarian section of the River Tisza (1989-2012)

(Magyarázat: 1: Tiszabecs; 2: Aranyosapáti; 3: Záhony; 4: Balsa; 5: Tisza a Keleti-f csatorna tengelyében; 6: Tiszalök; 7: Polgár; 8: Tiszakeszi; 9: Tiszafüred; 10: Kisköre; 11: Szolnok; 12: Tiszaug, 13: Mindszent, 14: Tápé, 15: Tiszasziget)

A Túr és a Kraszna az id szakosan mérhet magas klorofill-a tartalom ellenére alapvet en mezotróf vízfolyások; hatásuk a befogadó fitoplanktonjára egyrészt kis vízhozamuk, másrészt a nagyobb vízhozamú Szamos hatása miatt nem érzékelhet .

A Bodrog és a Sajó a Tisza legjelent sebb jobb parti mellékfolyói. A Sajó alapvet en eutróf (az utóbbi években trofitása jelent sen csökkent), míg a Bodrog mezotróf, ritkábban oligotróf; ezért fitobiomassájuk átlagos mennyisége jóval kisebb hatással van a Tiszára, mint annak hasonló vízhozamú eutróf-hipetróf befolyói. Ebb l adódóan és a befogadó Tisza nagyságrenddel nagyobb vízhozama miatt nincs jelent sebb hatásuk a Tisza hosszabb szakaszának trofitására.

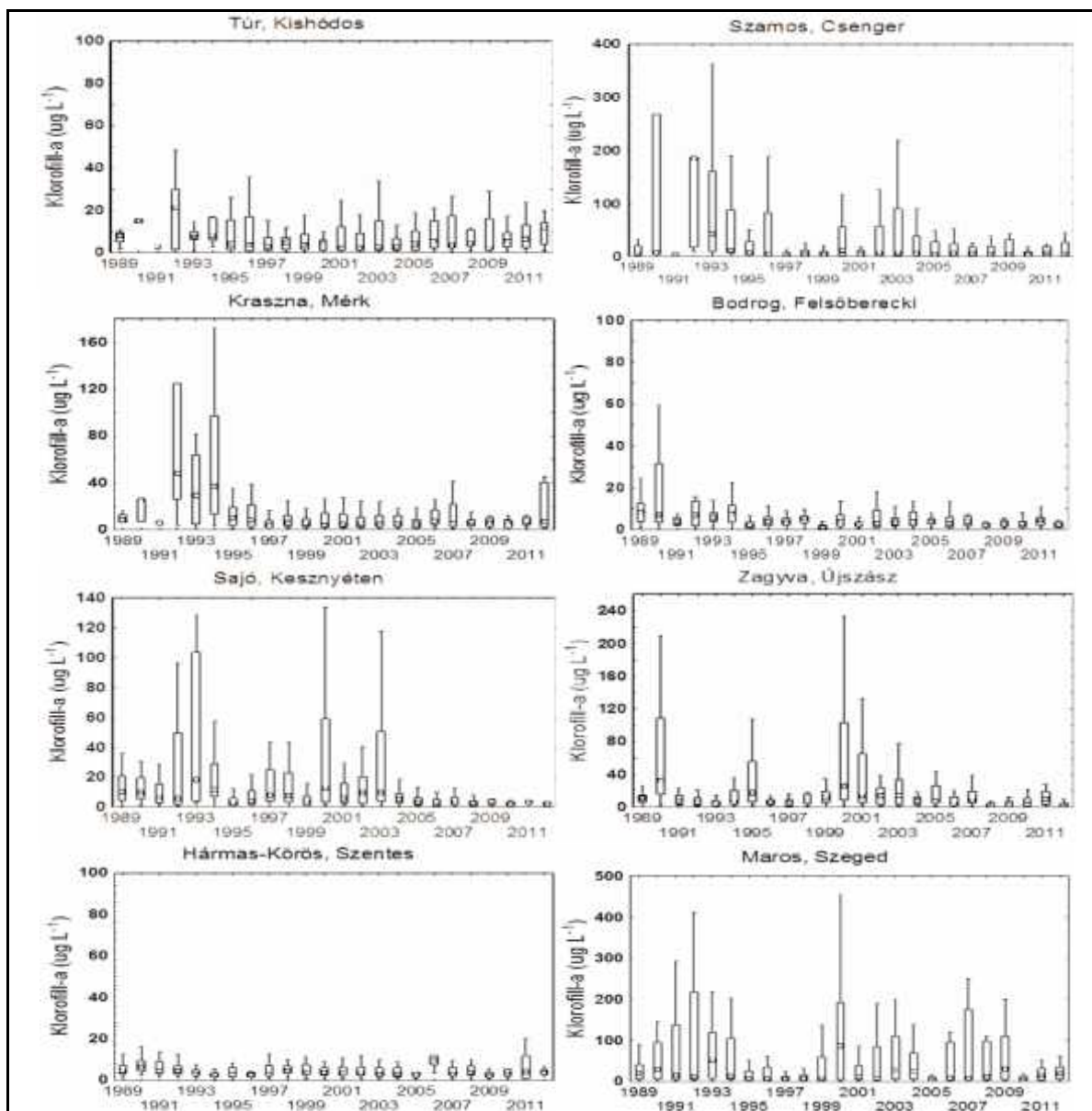
A Zagyva trofitása a vizsgált periódusban jelent s változást mutat. A 2000-es évig terjed id szakot széls - ségesen magas klorofill-a értékek jellemezték. Ezt követ en azonban a folyó ökológiai állapota javult, a trofitás drasztikusan csökkent. 2001-t l a folyó mezotróf, s t oligotróf állapotú. Vízhozama jelentéktelen, ezért hatása a Tisza fitoplanktonjának mennyiségére nem mutatható ki.

A Hármas-Körös és a Maros vízgy jt területe hasonló méret , ahol az el bbi vízhozama lényegesen kisebb. Trofitás tekintetében a folyó többnyire oligotróf, ill. mezotróf. A Hármas- Körös torkolata alatt a Tisza alga-biomasszája kismérték csökkenést mutat.

ÖSSZEFOGLALÁS

Vizsgálataink alapján megállapítható, hogy a Tisza magyarországi szakasza lényegében eutrófnak tekinthet , annak ellenére, hogy oligotróf vízfolyásként lép be az országba. A 'folyó kontinuum elmélet' (River Continuum Concept) alapján (Vannote és társai 1980) a Tisza középs folyószakaszán a fitoplankton biomassza folyamatos növekedésére számítottunk.

Ezzel ellentétesen kimutattuk, hogy a Tisza trofitása azután, hogy befogadta a Szamos zömében hipertróf vizét a jelent sen megn a torkolat alatti szakaszon ,ezután a folyó trofitása fokozatos csökkenést mutat egészen a Maros torkolatig. Szegednél a Maros zömében hipertróf vizének befogadása után a Tisza alga-biomasszája újból jelent sen emelkedik, és mint eutróf vízfolyás hagyja el az országot.



3. ábra. A Tisza f mellékfolyóinak hosszú távú klorofill-a változásai (1989-2012)

Figure 3. Long-term changes of Chl-a in the main tributaries of the River Tisza (1989-2012)

A többi vizsgált mellékfolyó alacsonyabb trofitásuk és/vagy kisebb vízhozamuk miatt csak lokálisan, kisebb mértékben befolyásolják a Tisza magyarországi szakaszának trofitását.

A környezetvédelmi laboratóriumok adatbázisainak korábbi elemzése igazolta, hogy a Tisza és mellékfolyói b ségesen el vannak látva növényi tápanyagokkal (a vonatkozó kémiai eredményeket itt nem tárgyaljuk), így a fitoplankton e tekintetben nem limitált.

KÖVETKEZTETÉSEK

Jól ismert tény, hogy a medertározás hatására a potamoplankton (folyóvízi fitoplankton) taxonómiai összetétele megváltozik, az euplanktonikus elemek aránya n , és a biomassa emelkedik az alsóbb szakaszokon. Ennek fényében jelent s megállapítás, hogy a tiszai tározóknak (Tiszalök, Kisköre) oligotrofizáló hatásuk van. A jelenség egyik lehetséges magyarázata a Tisza

potamoplanktonjára a vegetációs id szakban jellemző nagyobb méret (sejttérfogat > $10^3 \mu\text{m}^3$) kovaalgák kiüledése (Padisák és társai 2003, Reynolds 2006), másrészt ezen sekély tározók komplex morfológiája lehet vé teszi a Tisza vízmin ségének javulását (Istvánovics és társai 2010).

Szerepe lehet továbbá a biomassa csökkenésében a bentikus és planktonikus kifalásnak is (Descy és Gosselain 1994). Bár a vizsgált folyók trofitása igen változó képet mutatott, szinte valamennyi részvízgyjt n megfigyelhet jelenség volt a kilencvenes évek els felében tapasztalt széls ségesen nagy klorofill-a koncentráció. A lehetséges magyarázatok között szerepelhet a terhelések változása, részben pedig a Tisza egész vízgyjt -jét érint széls séges hidrometeorológiai körülmények (pl. meleg, csapadékhiányos id szakok) változása, együttesen meghatározván a nagy biomassájú potamoplankton állományok id szakos kialakulását.

A Zagyva és a Sajó kivételével hosszú távú, trendszerű trofitás és fitoplankton mennyiségi csökkenést a többi vizsgált folyó esetében nem tapasztaltunk.

A planktonikus algák tartósan jelentkez , nagymérték elszaporodása teljesen átalakíthatja az adott folyó természetes táplálékhálózatát, megváltoztatva ezzel az adott vízi ökoszisztéma jellemzőit, vízminőségi paramétereit, ökológiai állapotát. A hatvanas évektől általánosan tapasztalt eutrofizáció okainak feltárása, majd az azt követő szennyvíztisztítási technológiák kifejlesztése világszerte javított a felszíni vizek állapotán. Jelen tanulmányunk ugyanakkor példa arra, hogy ezen eredmények nem minden vízfolyásra általánosíthatók. Az Európai Unió Víz Keretirányelvének (EU 2000) megfelel en dolgozatunk kiváló példát jelent arra, hogy felszíni vizeink ökológiai állapotának rendezése csak vízgyűjtő szint szemléletmóddal, kiterjedt és összefüggő monitoring rendszerekkel, valamint a teljes vízgyűjtő terület beavatkozásokkal érhető el. Ezen dokumentum a lokális kibocsátások mérséklésén túl a teljes vízgyűjtő hidrológiai, hidromorfológiai sajátosságainak megismerését szorgalmazza, felhívva a figyelmet arra, hogy a jó ökológiai és kémiai állapot elérése érdekében akár jelentős hidromorfológiai beavatkozások is szükségesekeket lehetnek.

A vízfolyások eutrofizációja számos olyan kedvezőtlen környezet- és természetvédelmi, továbbá gazdasági következménnyel jár, melyek visszaszorítása átfogó, határokon túlnyúló, vízgyűjtő méretekben gondolkodó szemléletet követel (*Shimming és társai 2010*). A Tisza és mellékfolyói ökológiai állapotának megismerése, az ökológiai állapot javítására irányuló technikák kidolgozása nem egy szakmai csoport érdekét szolgálják, hanem a térség fejlesztésének elengedhetetlen feltételei. Közvetlenül érintenek olyan ágazatokat, mint a turizmus, a halászat, a vízellátás vagy a vízi közlekedés és az áru szállítás.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Köszönettel tartozunk az Országos Vízügyi Főigazgatóságnak az elemzésekhez szükséges adatok rendelkezésre bocsátásáért. A kutatást a TÁMOP-4.2.2B-15/1/KONV-2015-0004 projekt támogatta.

IRODALOM

Descy, J. P., & Gosselain, V. (1994). Development and ecological importance of phytoplankton in a large lowland river (River Meuse, Belgium). *Hydrobiologia*, 289: 139-155.

Dodds, W. K., Jones, J. R. & Welch, E. B. (1998). Suggested classification for stream trophic state: Distributions of temperate stream types by chlorophyll, total nitrogen and phosphorus. *Water Research*, 32:

1455-1462.

Hamar, J. (1976). About the algae of the Kisköre river barrage and environs. *Tiscia*, 11: 45-58.

Istvánovics V., Honti, M., Vörös, L. & Korma, Z. (2010). Phytoplankton dynamics in relation to connectivity, flow dynamics and resource availability—the case of a large, lowland river, the Hungarian Tisza. *Hydrobiologia*, 637: 121-141.

Kiss, K. T. (1994). Trophic level and eutrophication of the River Danube in Hungary. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, 25: 1688-1691.

Lászlóffy, W. (1982). *A Tisza vízi munkálatok és vízgazdálkodás a Tisza vízrendszerében*. Akadémiai Kiadó, Budapest.

MSZ ISO 10260.(1993). Vízminőség: A biokémiai paraméterek mérése. Az a-klorofill koncentráció spektrofotometriás meghatározása.

Padisák, J., Sorócki-Pintér, É., Rezner, Zs. (2003). Sinking properties of some phytoplankton shapes and their relation of form resistance to morphological diversity of plankton - an experimental study. *Hydrobiologia*, 500: 243-257.

Rákóczi, L. (1989). Vízlepcsők hatása a hordalék és mederviszonnyokra. *Vízügyi Közlöny*, 71 (1): 5-24.

Reynolds, C. S. (2006). *The ecology of phytoplankton*. Cambridge University Press London. pp. 49-67.

Sárkány-Kiss, E. & Hamar, J. (2002). Ecological Aspects of the Tisa River Basin. In: *Tiscia Monograph Series 6*, Szolnok, Szeged, Targu Mures, Hungary & Romania.

Shimming, C., Augustin, G. S. & Karez, R. (2010). The Scientific Potential of Environmental Monitoring, p 39-57. In: *Long-term ecological research*. (Eds F. Müller & C. Baessler & H. Schubert & S. Klotz), Springer, Dordrecht.

Uherkovich, G. (1971). *A Tisza lebegő parányi növényei (A Tisza fitoszesztonja)*. Szolnok Megyei Múzeumi Adattár:20-22:1-182.

Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R. & Cushing, C. E. (1980). The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 37: 130-137.

Vágás, I. (1982). *A Tisza Árvizei*. Vízügyi Dokumentációs és Továbbképzési Intézet. Budapest.

WFD (2000): Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council 22.12.2000. *Official Journal of the European Communities*, L 327:1-72.

A SZERZŐK

NAGY-LÁSZLÓ ZSOLT Foglalkozása: biológus, PhD hallgató, Kémiai és Környezettudományi Doktori Iskola. Munkahely: Pannon Egyetem, Limnológia Intézeti Tanszék. E-mail cím: nagyzs@gmail.com, nagylaszlo.zsolt@almos.uni-pannon.hu. Kutatási terület: Az abiotikus tényezők szerepe a potamoplankton mennyiségi és minőségi dinamikájának alakulásában a Kárpát-medence nagy folyói esetén. Felszíni vizek ökológiai állapotértékelése, folyóvízi fitoplankton funkcionális ökológiája, limnológiai kutatások.

VÁRBÍRÓ GÁBOR PhD. Foglalkozása: tudományos munkatárs. E-mail: varbiro.gabor@okologia.mta.hu. Munkahely: MTA, Ökológiai Kutatóközpont, Duna-kutató Intézet, Tisza-kutató Osztály. Kutatási terület: Hidrobiológiai kutatások, biológiai adatbázisok felépítése és elemzése, biológiai minősítési rendszerek kidolgozása, neurális hálózatok és statisztikai módszerek alkalmazása az ökológiai adatelemzésben.

ABONYI ANDRÁS Posztdoktor. E-mail: abonyi.andras@okologia.mta.hu. Foglalkozása: tudományos munkatárs. Munkahely: MTA, Öko-

lógiai Kutatóközpont, Duna-kutató Intézet, Hidro- és Növényökológiai Osztály. Kutatási terület: Folyóvízi és tavi fitoplankton funkcionális ökológiája és funkcionális diverzitása.

PADISÁK JUDIT Az MTA doktora. E-mail: padisak@almos.uni-pannon.hu. Foglalkozása: egyetemi tanár, intézetigazgató. Munkahely: Pannon Egyetem, Limnológia Intézeti Tanszék. Kutatási terület: Fitoplankton társulásökológia. 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.

BORICS GÁBOR, PhD. E-mail: borics.gabor@okologia.mta.hu. Foglalkozása: tudományos munkatárs, osztályvezető. Munkahely: MTA, Ökológiai Kutatóközpont, Duna-kutató Intézet, Tisza-kutató Osztály. Kutatási terület: Felszíni vizek ökológiai állapotértékelése, állapotértékelési módszerek fejlesztése. Vízfolyások, sekély tavak, holtmedrek fitoplanktonja funkcionális sajátosságainak és diverzitásának kutatása. Florisztikai kutatások.

Deklorináló mikroba közösségek molekuláris biológiai módszerekkel történő jellemzése

Nagymáté Zsuzsanna*, Jurecska Laura*, Romsics Csaba*, Mészáros Éva***, Tóth Fanni, Pohner Zsuzsanna*, Márialigeti Károly*

* ELTE Mikrobiológiai Tanszék, 1117 Budapest, Pázmány Péter stny. 1/c., **Agrártudományi Intézet, ETH Zürich, CH-8315 Lindau, Svájc

Kivonat

A klórozott alifás szénhidrogének (pl. tetraklóretén - PCE, triklóretén -TCE) bontása anaerob, redukzív deklorináció folyamata során történik. A folyamatban speciális összetételű deklorináló mikrobaközösség vesz részt. Az anaerob redukzív deklorináció kulcs szervezetei a kevert kultúrákban szaporodó, szigorúan anaerob, halorespirációra képes *Dehalococcoides* nemzetség tagjai. A vizsgálataink során alkalmazott molekuláris biológiai módszerekkel TCE-nel szennyezett talajvízben, valamint deklorinációra képes kevert tenyészeteket tartalmazó mikrokozmoszokból egyaránt kimutathatók voltak a *Dehalococcoides* nemzetség tagjai, illetve a TCE eténig történő bontásában szerepet játszó redukzív dehalogénáz gének (vinil-klorid redukázok). A *Dehalococcoides* nemzetség mellett a Bacteria és Archaea domén aktív tagjait Fluoreszcens *In Situ* Hibridizációs technika alkalmazásával mutattuk ki, és meghatároztuk mennyiségi arányukat. A 10^7 - 10^8 mL⁻¹ összes sejtszámmal jellemezhető talajvízben, illetve mikrokozmosz tenyészetekben a *Dehalococcoides* nemzetség és az Archaea domén tagjait eltérő, a Bacteria domén tagjainál alacsonyabb sejtszámértékek jellemezték.

Kulcsszavak

deklorináció, FISH, oltókultúra, TCE, T-RFLP

Characterization of dechlorinating microbial consortia using molecular biological methods

Abstract

Under anaerobic conditions halogenated aliphatic hydrocarbons (tetrachloroethene –PCE, trichloroethene – TCE) can be reductively dehalogenated through dechlorination process which requires special microbial community. The key microorganisms of anaerobic, reductive dechlorination belong to the genus *Dehalococcoides* which are strictly anaerobes and could grow solely in mixed culture. The members of the genus *Dehalococcoides* and the genes of the key enzymes of dehalogenation process the reductive dehalogenases (such as vinyl-chloride reductases) were detected in TCE contaminated groundwater and anaerobic dechlorinating cultures (microcosms) by molecular methods. The proportion of genus *Dehalococcoides*, and the domain Bacteria and Archaea comparing the total cell count were determined by Fluorescence *In Situ* Hybridization (FISH) technique. The distinct cell counts of the genus *Dehalococcoides* and domain Archaea were lower than the cell count of the domain Bacteria in microcosms inoculated with TCE contaminated groundwater which were characterized 10^7 - 10^8 mL⁻¹ total cell counts.

Keywords

dechlorination, FISH, inoculums, TCE, T-RFLP

BEVEZETÉS

Világszerte és Magyarországon egyik gyakori talajvízszennyező közé tartoznak a rövid szénláncú halogénezett alifás szénhidrogének (Waller és társai 2005), többek között a tetraklóretén - PCE, triklóretén - TCE, melyeket az elmúlt évtizedekben rendszeresen alkalmazták zsírtalanító- illetve oldószerként az iparban, mezőgazdaságban, valamint a háztartásokban egyaránt. A nem megfelelő és ellenrizetlen körülmények között való tárolásuk következtében nagy mennyiségű halogénezett szénhidrogén jutott a talajokba, felszín alatti vizekbe ezáltal felhalmozódva környezetünkben. A szennyezett területek kármentesítésére számos technológia ismert, melyek közül az elmúlt évtizedekben a mikrobák által történő szennyezőanyag lebontás (bioremediáció) került előtérbe (Holmes és társai 2006, Müller és társai 2004). A bioremediáció történhet a mikrobák számára elérhető szubsztrátok (biostimuláció), illetve speciális deklorináló mikrobaközösség (bioaugmentáció) szennyezett területre való kijut-

tatásával. A mikrobák által történő TCE bontás, anaerob körülmények között a redukzív deklorináció folyamata által valósul meg, mely során végtermékként nem mérgező etén keletkezik, cisz-1,2-diklór-etilén (cDCE) és vinilklorid (VC) termékeken keresztül. A TCE részleges, cDCE-ig történő deklorinációjára számos szervezet - *Desulfotobacterium dehalogenans*, *Desulfomonile tiedjei*, *Sulfurospirillum* sp., *Dehalobacter restrictus* - képes (Mészáros és társai 2012). Az eténig történő teljes deklorinációra, eddigi ismereteink szerint csak a *Dehalococcoides* nemzetség egyes tagjai képesek (Rowe és társai 2008, Müller és társai 2004), melyek közül a *Dehalococcoides mccartyi* 195-ös törzse került először leírásra (Maymo-Gatell és társai 1997).

Munkánk célja volt a triklóretén teljes, eténig történő bontására képes deklorináló mikrobaközösségek, háromfázisú anaerob tenyészetekben való létrehozása, fenntartása, illetve szaporítása. A deklorináció folyamatát az abban szerepet játszó *Dehalococcoides* nemzetség tagjai

jelenlétének és sejtszám értékeinek meghatározásával, valamint a folyamatban szerepet játszó katabolikus gének kimutatásával követtük nyomon. Fluoreszcens *In Situ* Hibridizációs technika alkalmazásával meghatároztuk a *Dehalococcoides* nemzetségen kívül az tenyészetekben jelenlevő Bacteria és Archaea domén sejtszám értékeit is.

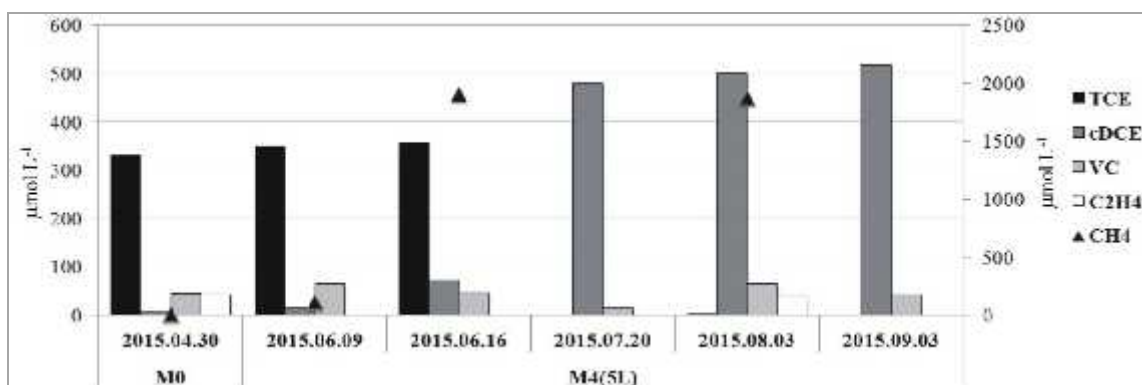
ANYAGOK ÉS MÓDSZEREK

Triklór-eténel szennyezett területekről származó talajvizekben, anaerob körülmények között, dehalogenációra képes mikroba közösségek izolálását végeztük. Az izolált mikroba közösségek inokulumból való felhasználásával, 0,5L térfogatban háromfázisú - gáz, folyadék és szilárd fázis - dúsító tenyészeteket (mikrokozmoszokat) hoztunk létre (Mészáros és társai 2012). A hatékonyabb TCE bontás elérése érdekében a különböző területekről származó mikroba közösségekkel továbbá kompozit inokulumokat hoztunk létre. A TCE hatékony bontására képes 0,5L kiindulási térfogatban létrehozott mikrokozmoszok inokulumból való felhasználásával 2L, illetve 5L térfogatú mezokozmoszokat hoztunk létre. A mikro- és mezokozmoszokhoz szennyez anyagként/elektron akceptorként TCE-t adagoltunk, amelynek biodegradációját 2-3 hetes időközönként gázkromatográfiás mérési módszerrel követtük nyomon, HP 5890 típusú, lángionizációs detektorral és HP-PLOT Q típusú kolonnával (15 m x 0,530 mm) felszerelt gázkromatográf alkalmazásával. A molekuláris mikrobiológiai vizsgálatokhoz 2,3 liter talajvízmintákat 0,2 µm-es Millipore membránszűrőn, vákuumszűrő berendezés alkalmazásával szűrtük le. A mikrokozmoszokból anaerob módon 2 mL mennyiségű mintát vettünk, melyek lebegőanyag-tartalmát 12000 g-n, 5 percig szobahőmérsékleten centrifugálva ülepítettük. A talajvíz, illetve a mikrokozmoszokból származó mintákból a genomális DNS kivonást UltraClean Soil DNA Isolation Kit (MO-BIO Laboratories, Inc., Carlsbad, USA) alkalmazásával végeztük a gyártó utasítása szerint.

A Bacteria domén és a *Dehalococcoides* nemzetség ki-

mutatása 16S rDNS alapon történő polimeráz láncreakció (PCR) módszerrel (Mészáros és társai 2012). A TCE eténig történő redukciójában résztvevő redukzív dehalogénáz gének, úgymint a triklóretén-reduktáz, a két vinilklorid-reduktáz (*vcrA* és *bvcA*) gének kimutatására polimeráz láncreakció (PCR) módszerrel optimáltuk (Mészáros és társai 2012) által közöltek alapján. A teljes bakteriális közösség szerkezetét Terminális Restriktív Fragment Hossz Polimorfizmus (T-RFLP) módszerrel tártuk fel (Mészáros és társai 2012).

A mikrokozmoszokban jelenlevő teljes sejtszám értékek meghatározása a DNS-molekulák adenin-timin-gazdag régiójához er-sen kötődő fluoreszcens festék, a DAPI (4',6-diamidino-2-phenylindol) alkalmazásával történt. *Dehalococcoides* nemzetség, illetve a Bacteria és az Archaea domén mennyiségbeli arányait 16S rDNS alapon Fluoreszcens *In Situ* Hibridizációs (FISH) technika alkalmazásával végeztük. A sejtek, illetve a 16S rDNS-molekulák fixálása a DAPI és a FISH módszer során egyaránt 4%-os paraformaldehid (PFA) oldattal történt, 4°C-on egy éjszakán keresztül. A fixált mintákat/sejteket 0,2 µm-es Millipore membránszűrőn, vákuumszűrő berendezés alkalmazásával szűrtük le. A teljes sejtszám értékek meghatározására a fixált mintákat/sejteket szűrését követően 1 µg mL⁻¹ koncentrációjú, 30 µL DAPI festékkel festettük, szobahőmérsékleten 2-3 perces inkubációval. A fixált sejtek sejtfalának átjárhatóságát a fluoreszcens-censen jelölt próbák bejutásának céljából, 2 illetve 4 mg mL⁻¹ koncentrációjú proteináz-K, illetve lizozim enzimekkel biztosítottuk. A Bacteria, illetve Archaea domén tagjainak kimutatására az Eub338-Cy3 (Amann és társai 1996), valamint az ARC915-Alexa Fluor 546 (Amann és társai 1995) próbákat, míg a *Dehalococcoides* nemzetség kimutatására Dhe1259-Alexa Fluor 546 próbát alkalmaztuk (Yang és Zeyer 2003). A specifikus, fluoreszcens-censen jelölt oligonukleotid próbák és a cél rDNS-szekvenciák hibridizációját Amann és társai (1996) által közöltek alapján optimáltuk.



1. ábra. A TCE bomlás termékeinek, illetve a metán koncentrációjának alakulása az M-jelzésű mikrokozmoszokban a lépték növeledést, átoltást megelőzően [M0(2L)] valamint a létrehozott 5L térfogatú mezokozmosz [M4(5L)] négy hónapos időtartam alatt
Figure 1. Concentration of methane and daughter elements released by TCE biodegradation in the microcosms signed M before and after scaling up to 2L [M0(2L)] and 5L volume

EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK

A szennyezett területekről származó, inokulumból alkalmazott deklorináló mikroba közösségek, illetve az

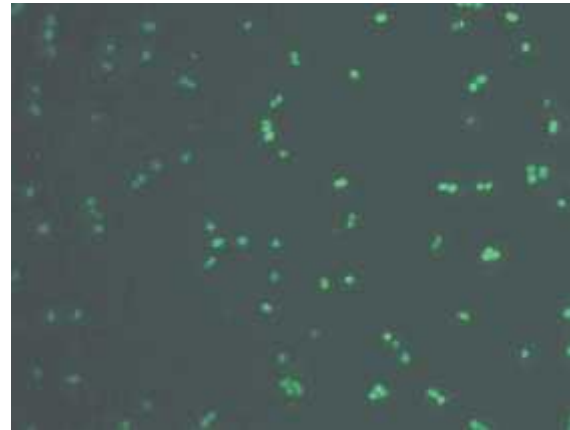
izolált közösségekkel létrehozott mikrokozmoszok eltérő teljes bakteriális közösségszerkezettel voltak jellemezhetőek, melyek összetétele időbeli változást mutatott. To-

vábbá hatást gyakorolt a teljes bakteriális közösség összetételére a 2L, illetve 5L térfogatokra történő lépték növelés (átoltás), melyet követően a létrehozott mezokozmoszok teljes bakteriális közösségszerkezetét eltérést mutatott a kiindulási mikrokozmoszok közösségétől. A legjelentősebb időbeli, illetve átoltás követi teljes bakteriális közösségszerkezeti változások, a hatékony TCE degradációs képességgel jellemezhető, M-jelzésű mikrokozmoszokban történtek. Az M- és J-jelzésű mikrokozmoszok esetében a kiindulási 350 illetve 250 $\mu\text{mol L}^{-1}$ koncentrációjú TCE az inokulációt követően 1, illetve 2 hónap elteltével 20 $\mu\text{mol L}^{-1}$ érték alá csökkent, mellyel párhuzamosan jelentős mennyiségű cDCE jelent meg (1. ábra).

A további területekről származó mikroba-közösségekkel inokulált mikrokozmoszokban a TCE, cDCE-nél történő bontásához hosszabb, egyes mikrokozmoszok esetében akár 6 hónapos adaptációs időre volt szükség. A TCE teljes dehalogenációja során képződésén megjelenése a leghatékonyabban működő M-jelzésű mikrokozmoszok esetében is az inokulációt követően 4 hónap elteltével volt kimutatható. Az átoltásokat követően a 2L, illetve az 5L térfogatú mezokozmoszokban kis koncentrációban vinilklorid is jelen volt, mely feltehetően a TCE teljes (éténig), illetve részleges (VC-ig) történő dehalogenációjára képes tenyészetek inokulációként való alkalmazása révén kerülhetett az újonnan létrehozott mezokozmoszokba (1. ábra).

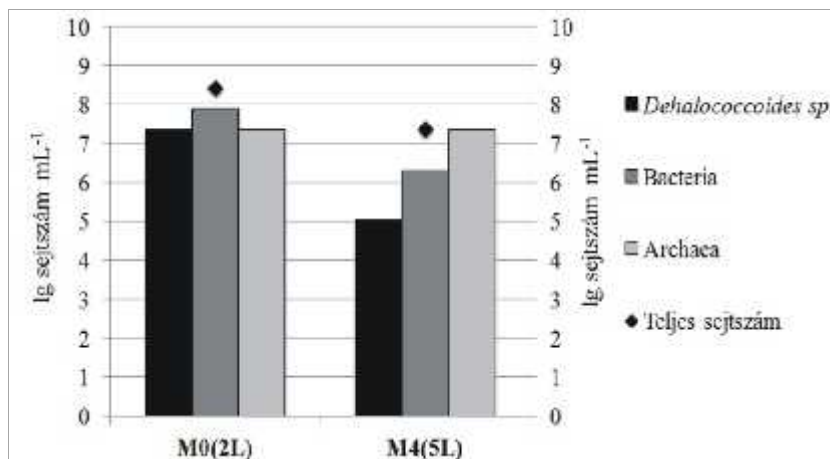
A kiindulási talajvíz mintákban, illetve az eltérő hatékonyságú TCE bontásra képes mikro- és mezokozmoszokban egyaránt kimutathatóak voltak a *Dehalococcoides* nemzetség tagjai (2. ábra).

A *Dehalococcoides* nemzetség milliliterenkénti sejtszám értéke, a hatékony TCE bontással jellemezhető 0,5L térfogatú M0 mikrokozmosz esetében elérte a 10^7 nagyságrendet, mellyel azonos nagyságrendbe esett a Bacteria és Archaea domén aktív tagjainak sejtszám értéke is. Az M0 mikrokozmosz 5L térfogatra való lépték növelése során a *Dehalococcoides* nemzetség, illetve az Archaea és a Bacteria domén tagjainak kezdeti 10^7 mL^{-1} sejtszám értéke 10^5 mL^{-1} értékre csökkent, mely az átoltást követően 4 hónap elteltével sem érte el a kiindulási (10^7 mL^{-1}) értékeket (3. ábra).



2. ábra. A M-jelzésű anaerob tenyészetekben jelenlevő *Dehalococcoides* nemzetség tagjainak Fluorescens In Situ Hibridizáció módszerével történő kimutatás

Figure 2. The proportion of genus *Dehalococcoides*, and the domain Bacteria and Archaea comparing the total cell count determined by Fluorescence In Situ Hybridization (FISH) technique in the microcosm signed M before and after scaling up to 2L [M0(2L)] and 5L volume



3. ábra. Az egyes taxonok, illetve a teljes sejtszám értékek alakulása az M-jelzésű mikrokozmosz esetében a lépték növelést, átoltást megelőzően [M0(2L)], illetve azt követően [M4(5L)]

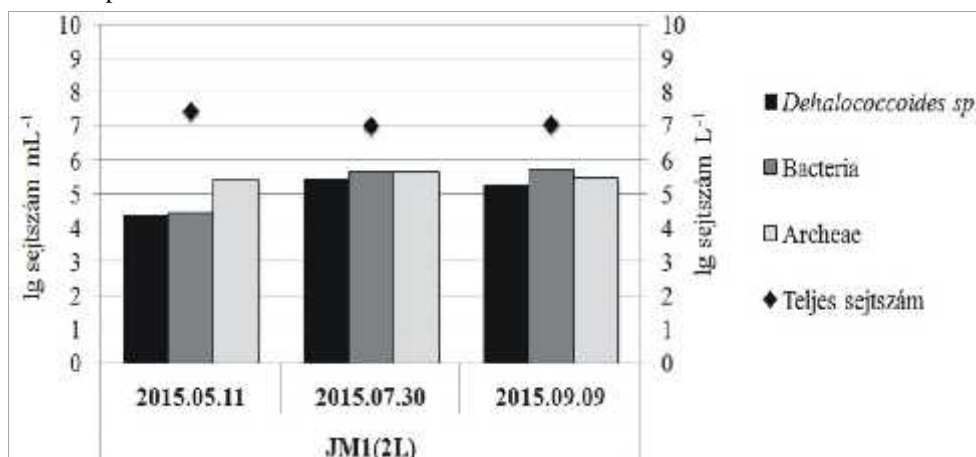
Figure 3. The detection of members of the genus *Dehalococcoides* in the microcosm signed M by Fluorescent in situ Hybridization technique

A M- és J-jelzésű mikrokozmoszok felhasználásával létrehozott 2L térfogatú kompozit, JM(2L) jelzésű mikrokozmoszban az inokulálást követően a *Dehalococcoides* nemzetség tagjainak milliliterenkénti sejtszám értéke 10^4 nagyságrendbe esett, elmaradva az M-jelzésű mikrokozmosz 10^7 nagyságrend értékeitől. Az inokulálást követően négy hónap alatt a JM(2L) mikrokozmoszban a *Dehalococcoides* nemzetség

tagjainak sejtszám értéke kis mértékű növekedést mutatott (4. ábra), bár ezen megnövekedett sejtszám érték nem haladta meg az M4(5L) mikrokozmosz esetében tapasztalt 10^5 mL^{-1} -t. A Bacteria és az Archaea domén sejtszámainak értékeit illetően a négy hónapos időtartam alatt nem volt tapasztalható számottevő változás, sem a JM(2L), sem az M4(5L) mezokozmoszokban.

A két mezokozmosz kiindulási teljes sejtszám értékei, a J jelzés mikrokozmoszok inokulumaként alkalmazott talajvízben, illetve a lépték növelésre alkalmazott M0

mikrokozmoszban egyaránt 10^8 mL^{-1} nagyságrendnek adódtak, melyek egy nagyságrenddel csökkentek az átoltásokat követően.



4. ábra. Az egyes taxonok, illetve a teljes sejtszám értékek alakulása az JMI(2L) jelzésű mikrokozmosz esetében a lépték növelést, átoltást követő négy hónapos időtartam alatt

Figure 4. The proportion of genus *Dehalococcoides*, and the domain *Bacteria* and *Archaea* comparing the total cell count determined by Fluorescence In Situ Hybridization (FISH) technique in the microcosm signed JMI(2L) before and after scaling up to 2L volume during four month period

Az Archaea, Bacteria domén és *Dehalococcoides* nemzetség sejtszám értékeivel megegyezően az inokulálást követő négy hónap elteltével a teljes sejtszám értékben sem volt tapasztalható számottevő változás. A teljes sejtszám értékek azonban minden esetben meghaladták mind a kezdeti, mind pedig az átoltást követően a Bacteria és Archaea domén sejtszámainak értékét (3. ábra, 4. ábra). A sejtszám értékekben tapasztalt eltéréshez hozzájárulhat többek között, hogy az Archaea, Bacteria domén, illetve a *Dehalococcoides* nemzetség sejtszám értékeinek meghatározása a gyorsan degradálódó 16S rRNS molekula, FISH módszerrel való kimutatásán alapszik, mely a közösség aktív tagjainak kimutatását, mennyiségbeli arányainak meghatározását teszi lehetővé. A mikrokozmoszok teljes sejtszám értékeinek meghatározása, a FISH módszertől eltérően a 16S rRNS génjének, azaz a DNS molekula kimutatásán alapszik, mely a közösség aktív tagjain kívül lehetővé teszi a nyugvó, illetve a halott sejtek kimutatását is, ezáltal túlbecsülve a közösség tagjainak sejtszám értékeit. Továbbá nem elhanyagolható a harmadik, szilárd fázisként alkalmazott agyagásvány jelenléte sem, mely a DAPI festék 460 nm-es emissziós hullámhosszán jelentős autofluoreszcenciával bír, hozzájárulva a teljes sejtszám értékek túlbecsléséhez.

Az M-jelzésű mikrokozmoszokban Archaea, Bacteria domén, illetve a *Dehalococcoides* nemzetség alacsony $10^5 - 10^7 \text{ mL}^{-1}$ sejtszám értékeik ellenére, jelentős, 1800 $\mu\text{mol L}^{-1}$ metán koncentráció volt detektálható (1. ábra) a mikrokozmoszokban a metanogén Archaeák aktivitásának eredményeként. Továbbá a mikrokozmoszokhoz adagolt kiindulási (350 - 250 $\mu\text{mol L}^{-1}$) TCE teljes mennyisége biológiai bontás révén, a triklór-etilén redukáz enzim aktivitásának eredményeként, cDCE-né alakult (1. ábra). A kis koncentrációban jelenlevő VC, a cDCE további redukciójára utal. A keletkező VC eténné történő redukciójában két vinil-klorid redukáz (*vcrA*, *bvcA*) enzim játszik szerepet. A TCE teljes eténné történő

deklorinációjában szerepet játszó redukzív dehalogénáz gének kimutathatóak voltak az inokulumként alkalmazott talajvizekben, illetve a létrehozott mikrokozmoszokban egyaránt. Az átoltásokat, lépték növeléseket követően azonban az egyes mikrokozmoszok eltéréseket mutattak a jelenlevő redukzív dehalogénáz gén készletükben. Az M-jelzésű mikrokozmoszokban általában mindkét vinil-klorid redukáz gén kimutatható volt, azonban a J-jelzésű mikrokozmoszokban nagyobb gyakorisággal a *bvcA* vinil-klorid redukáz volt jelen.

KÖVETKEZTETÉSEK

A kutatás eredménye néhány pontban összefoglalva:

(1) A különböző talajvizekben származó mikroba közösségekkel inokulált mikrokozmoszok eltérő hatékonyságú TCE bontó képességgel rendelkeztek.

(2) Sikeresen optimalizáltuk a FISH módszert a mikrokozmoszokban jelenlevő közösség sejtszám értékeinek meghatározására.

(3) A létrehozott mikrokozmoszokban minden esetben kimutathatóak voltak a *Dehalococcoides* nemzetség tagjai, azonban a redukzív dehalogénáz gének jelenlétében eltérések voltak tapasztalhatóak.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

A kutatást a Norvég Alap Zöld ipari innovációs program HU09-0046-A2-2013 támogatta.

IRODALOM

Amann, R.I., Ludwig W., Schleifer K.-H. (1995) Phylogenetic identification and *in situ* detection of individual microbial cells without cultivation. *Microbiological Reviews* 59(1) 143-169.

Duhamel, M., Mo, K., Edwards E. A. (2004) Characterization of a highly enriched *Dehalococcoides*-containing culture that grows on vinyl chloride and

trichloroethene. Applied and environmental microbiology 70(9) 5538–5545.

Holmes, V.F., He, J., Lee, P.K.H., Alvarez-Cohen, L. (2006) Discrimination of Multiple *Dehalococcoides* Strains in a Trichloroethene Enrichment by Quantification of Their Reductive Dehalogenase Genes. Applied and environmental microbiology 72(9) 5877–5883.

Maymo-Gatell, X., Chien, Y.T., Gossett, J.M., Zinder, S.H. (1997) Isolation of a bacterium that reductively dechlorinates tetrachloroethene to ethene. Science 276., 1568–1571.

Mészáros, É., Sipos, R., Pál, R., Romsics, Cs., Márialigeti, K. (2013) Stimulation of trichloroethene biodegradation in anaerobic three-phase microcosms. International Biodeterioration and Biodegradation 84. 126–133.

Müller, J.A.; Rosner, B.M., Meshulam-Simon, G., McCarty, P.L., Spormann, A.M. (2004) Molecular identification of the catabolic vinyl chloride reductase

from *Dehalococcoides* sp. Strain VS and its environmental distribution. American Society for Microbiology 70(8) 4880–4888.

Rowe, A.R., Lazar, B.J., Morris R.M., Richardson, R.E. (2008) Characterization of the community structure of a dechlorinating mixed culture and comparisons of gene expression in planktonic and biofloc-associated “*Dehalococcoides*” and *Methanospirillum* species. Applied and environmental microbiology 74 (21) 6709–6719.

Waller, A.S., Krajmalnik-Brown, R., Löffler, F.E., Edwards, E. A. (2005) Multiple reductive-dehalogenase-homologous genes are simultaneously transcribed during dechlorination by *Dehalococcoides*-containing cultures. American Society for Microbiology 71(12) 8257–8264.

Yang, Y., Zeyer, J. (2003) Specific detection of *Dehalococcoides* species by Fluorescence *In Situ* Hybridization with 16S rRNA-targeted oligonucleotide probes. Applied and Environmental Microbiology 69(5) 2879–2883.

A SZERZ K



NAGYMÁTÉ ZSUZSANNA az Eötvös Loránd Tudományegyetem Környezettudományi Doktori Iskolájának doktorjelöltje. Doktori értekezésének témája az ivóvízhálózatokban zajló nitrifikáció folyamatában résztvevő közösségek mikrobiológiai vizsgálata. Jelenleg az ELTE Mikrobiológiai Tanszékének munkatársa, ahol halogénezett alifás szénhidrogének lebontásában, illetve ivóvíz- és szennyvízkezelésben résztvevő baktérium közösségek vizsgálatát végzi.

JURECSKA LAURA Környezatkémikus, PhD fokozatát szennyvíz-technológiai témában szerezte az ELTE Analitikai Kémiai Tanszékén. Jelenleg az ELTE Mikrobiológiai Tanszékének tudományos munkatársa, ahol klasszikus vízanalitikai és gázkromatográfiai mérésekkel járul hozzá a környezeti mikrobiológiai kutatásokhoz.

ROMSICS CSABA Mikrobiológus diplomáját az ELTE Természettudományi Karán szerezte meg 1993-ban. 1997-től az ELTE Mikrobiológiai Tanszékének kutatója. Kutatási területe a környezeti mikrobiológián belül a bioremediáció. Többek között foglalkozott xenobiotikum bontó mikroorganizmusok izolálásával, szennyezett talajok biológiai bontási potenciáljának meghatározásával, halogénezett alifás szénhidrogének biológiai lebontásának serkentésével. Jelenleg bioaugmentációban felhasználható oltókultúra fejlesztését végzi.

MÉSZÁROS ÉVA 2007-ben okleveles biológusként végzettséget, majd 2015-ben doktori fokozatot szerzett az Eötvös Loránd Egyetem Természettudományi Karán. Témája a rendszeres talaj- illetve talajvíz-szennyezés lebontásában résztvevő mikrobaközösségek vizsgálata volt. 2014-től a Zürichi M. szaki Egyetem (ETH) Agrártudományi Intézetének munkatársa, ahol foszfátáz enzim termelő mikrobák diverzitását vizsgálja.

POHNER ZSUZSANNA Végzettség: 2005 Okleveles biológus ELTE (molekuláris biológia - mikrobiológia). Szakmai tapasztalat: 2012-2016 tudományos segédmunkatárs, 2005-2008 PhD hallgató ELTE Mikrobiológiai Tanszék, baktérium-közösségek molekuláris biológiai vizsgálata víz-, talaj-, gombatermesztési alapanyag mintákban. 2010-2012 tudományos segédmunkatárs MTA ÖK DKI, populáció-genetikai vizsgálatok. 2009 fejlesztő mérnök Organica Környezettechnológiai Zrt., molekuláris biológiai laboratórium felszerelése.

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 *Microcystis flos-aquae* fotoszintetikus aktivitása a Balaton keleti medencéjében 2015 nyarán

Pálmai Tamás*, Selmeczy Géza Balázs*, Szabó Beáta*, G.-Tóth László**, Padisák Judit*,***

*Pannon Egyetem, Mérnöki Kar, Limnológia Intézeti Tanszék, 8200 Veszprém, Egyetem u. 10.

**MTA ÖK, Balatoni Limnológiai Intézet, 8237 Tihany, Klebelsberg Kuno u. 3.

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

Kivonat

Az elmúlt 100 évben a Balaton algásodását többször több faj is el idézte. Az *Aphanizomenon flos-aquae* és a *Cylindrospermopsis raciborskii* mellett több esetben *Microcystis* fajok is okoztak vízvirágzást. A vízoszlopban vertikális helyzetét változtatni képes *Microcystis* 2015 augusztusában több helyen felszíni vízvirágzást okozott a Balaton keleti medencéjének északi partvonala mentén. A populáció a fajra jellemző napszakos vertikális vándorlást mutatta, nagyobb alगतömeg délutánonként jelent meg a víz felszínén. A begyjtött minták fotoszintetikus karakterisztikáját 8 h mérsékleten (5-40°C) és 9 fényintenzitáson (0-1900 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$) oldott oxigén koncentráció mérésével vizsgáltuk. A fitoplankton mennyiségi vizsgálata alapján megállapítottuk, hogy a biomasza több mint 98 %-át a *Microcystis flos-aquae* tette ki. Méréseink azt mutatták, hogy a biomasza specifikus maximális produkció a h mérséklet növelésével n tt, a legnagyobb produkciót a legmagasabb mérési h mérsékleten és nagy fényintenzitás mellett tapasztaltuk. Fénygátlást csak alacsonyabb h mérsékleten észleltünk. Eredményeink alapján – a szakirodalommal összehangban – a balatoni *M. flos-aquae* populáció magas h mérséklet- és fényintenzitás preferenciáját állapítottuk meg.

Kulcsszavak

Microcystis flos-aquae, vízvirágzás, Balaton, fotoszintetikus karakterisztika

Photosynthetic activity of *Microcystis flos-aquae* in the eastern basin of Lake Balaton in the summer of 2015

Abstract

A number of water-blooms were observed in Lake Balaton caused by different algal species years (eg: *Aphanizomenon flos-aquae*, *Cylindrospermopsis raciborskii*, some *Microcystis* species) during the last hundred. In August 2015, surface blooms were observed in the eastern basin of Lake Balaton, caused by a cyanobacterium *Microcystis flos-aquae*. Diurnal migration the population was also observed: surface scums typically appeared on the lake surface in the afternoons. Photosynthetic characteristic of a surface scum sample was determined at 8 different temperatures (5-40°C) and 9 different light intensities (0-1900 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$) with LDO method. Quantitative analysis of phytoplankton sample showed that more than 98% of the biomass was provided by *Microcystis flos-aquae*. According to the results of our measurements, the biomass specific maximal production (P_{max}^B) increased by increasing temperatures. The P_{max}^B was the highest at the highest temperature and light intensity. Photoinhibition was observed only at the low temperature range. In accordance with the literature results, we found a high light intensity and temperature preference of *M. flos-aquae*.

Keywords

Microcystis flos-aquae, Lake Balaton, photosynthetic activity, surface blooms

BEVEZETÉS

A Balaton fitoplanktonjának vizsgálata és a planktonikus algaközösségek mennyiségi változásainak rendszeres vizsgálata az 1930-as években kezdődött (Entz és társai 1937). Magyarország első vízvirágzással kapcsolatos közleménye a *Microcystis aeruginosa* és a *M. flos-aquae* fajokhoz köthet: a két faj tömeges megjelenését 1934. augusztus 11-én a tihanyi Biológiai Kutatóintézet eltti Kis-öbölben tapasztalták (Entz és Sebestyén 1942). 1953-ban a *Ceratium hirundinella* biomaszájának jelentős növekedését mutatták ki a Balaton vizében (Sebestyén 1953). Balatonboglár partjainál 1960 nyarán először az *Anabaena flos-aquae* f. *jacutica*, majd a *Microcystis flos-aquae* okozott ún. „szórt” vízvirágzást. Utóbbi faj további lokális elszaporodását észlelték 1961. szeptember 17-19. között (Hortobágyi 1962). Jelentős mértékű és hosszantartó vízvirágzás 1966. szeptemberében a Keszthelyi öbölben alakult ki, amelyet egyetlen cianobaktérium faj, az *Aphanizomenon flos-aquae* okozott (Hortobágyi és Kárpáti 1967). 1982, 1992 és 1994 nyári hónapjaira a

Cylindrospermopsis raciborskii egész tóra kiterjedt tömeges elszaporodása volt jellemző (Padisák 1997).

2015 augusztusában a Balaton keleti medencéjének északi partján több helyen is felszíni *Microcystis* vízvirágzás jelentkezett. A populáció a *Microcystis* fajokra jellemző napszakos vertikális vándorlást mutatta, nagyobb alगतömeg a délutáni órákban jelent meg a víz felszínén. A tartósan magas fényintenzitás számos cianobaktérium elterjedését limitálja eutróf ökoszisztémákban, ezzel szemben a *Microcystis* kolóniák – lebegésregulációjuk révén – képesek a növekedésükhöz optimális fényviszonyok felkutatására. A nemzetség megjelenése tehát nincs szigorú kapcsolatban az eutrofizálódás fokával, fajait megtalálhatjuk mezotróf, eutróf és hipertróf környezetben egyaránt.

Munkánk során a Balaton keleti medencéjének északi partján felszíni vízvirágzást okozó *M. flos-aquae* minta fotoszintetikus karakterisztikájának meghatározását végeztük el.

ANYAG ÉS MÓDSZER

A mintavételre 2015 augusztus 8-án került sor Tihanyban az MTA ÖK Balatoni Limnológiai Kutatóintézet partjánál a víz felszínér l. A fitoplankton mennyiségi vizsgálatát Utermöhl-féle módszerrel (*Utermöhl 1958*), fordított mikroszkóp segítségével végeztük el.

A fotoszintetikus paraméterek meghatározása során az *Üveges és társai (2007)* által kifejlesztett inkubáló berendezést használtuk. A berendezés segítségével egyidejűleg kilenc különböző fényintenzitáson végeztünk méréseket ($0-1900 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$). A h t - f t ultratermosztát (Neslab RTE) használata lehetővé tette, hogy széles hőmérsékleti spektrumon tudjunk méréseket végezni ($5-40^\circ\text{C}$ között 5°C -onként). Az inkubáló berendezésben cellánként, adott fényintenzitásonként 3 párhuzamos mintával dolgoztunk.

A fotoszintézist a minták oldott oxigén koncentráció változásának mérésével követtük nyomon. Az oldott oxigén koncentráció mérését HQ40D multiparaméteres mérőműszerrel (Hach Lange) végeztük a légköri oxigén-

cserét megakadályozó speciális Karlsruhe lombikokban. Minden hőmérséklet esetében a méréseket a minták legalább két órási inkubálása elzárta meg. A mérőeszközök alkalmazásával a mintákat 2 órán keresztül inkubáltuk, a kezdeti (0 perc), majd 60 perc, illetve 120 perc eltelté után oxigén koncentrációkat mértük a lombikokban. A mért oldott oxigén koncentrációkból *Wetzel és Likens (2000)* alapján szénfelvételt számoltunk, majd ezt biomasszára normáltuk (me.: $\mu\text{g C } \mu\text{g}^{-1} \text{Chl a h}^{-1}$). A kapott adatokból fénygátlás hiányában *Webb és társai (1974)*, míg fénygátlás esetében *Platt és mtsi. (1980)* modelljének segítségével meghatároztuk az alábbi fotoszintetikus paramétereket: biomassza specifikus fotoszintetikus aktivitás (P_{max}^B), biomassza specifikus légzés (R^B) fényadaptációs paraméter (I_k), fényhasznosítási tényező (ϕ), fénygátlási paraméter (β).

EREDMÉNYEK

A fitoplankton mennyiségi vizsgálata alapján megállapítottuk, hogy a biomassza több mint 98%-át a *Microcystis flos-aquae* tette ki.

1. táblázat. A Balatonból vett *Microcystis flos-aquae* minta biomassza specifikus fotoszintetikus paraméterei. I_k – fényadaptációs paraméter, R^B – biomassza specifikus légzés, P_{max}^B – biomassza specifikus maximális fotoszintézis, ϕ – fényhasznosítási tényező, β – fénygátlási paraméter. * mértékegység: $\mu\text{g C } \mu\text{g}^{-1} \text{Chl a h}^{-1} (\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1})^{-1}$

Table 1. Biomass specific photosynthetic parameters of *Microcystis flos-aquae*. I_k – photoadaptation parameter, R^B – biomass specific respiration, P_{max}^B – biomass specific maximal production, ϕ – initial curve, β – photoinhibitor. * Unit: $\mu\text{g C } \mu\text{g}^{-1} \text{Chl a h}^{-1} (\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1})^{-1}$

T ($^\circ\text{C}$)	I_k ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$)	R^B ($\mu\text{g C } \mu\text{g}^{-1} \text{Chl a h}^{-1}$)	P_{max}^B ($\mu\text{g C } \mu\text{g}^{-1} \text{Chl a h}^{-1}$)	*	*
5	28,141	0,285	0,827	0,0294	0,0004
10	81,782	0,452	2,345	0,0287	0,0007
15	171,185	0,708	4,273	0,0250	0,0012
20	221,221	1,078	5,836	0,0264	0,0008
25	204,289	2,161	5,567	0,0273	0,0006
30	231,906	3,366	6,570	0,0283	0
35	622,932	3,028	7,190	0,0115	0
40	512,383	4,766	9,513	0,0186	0

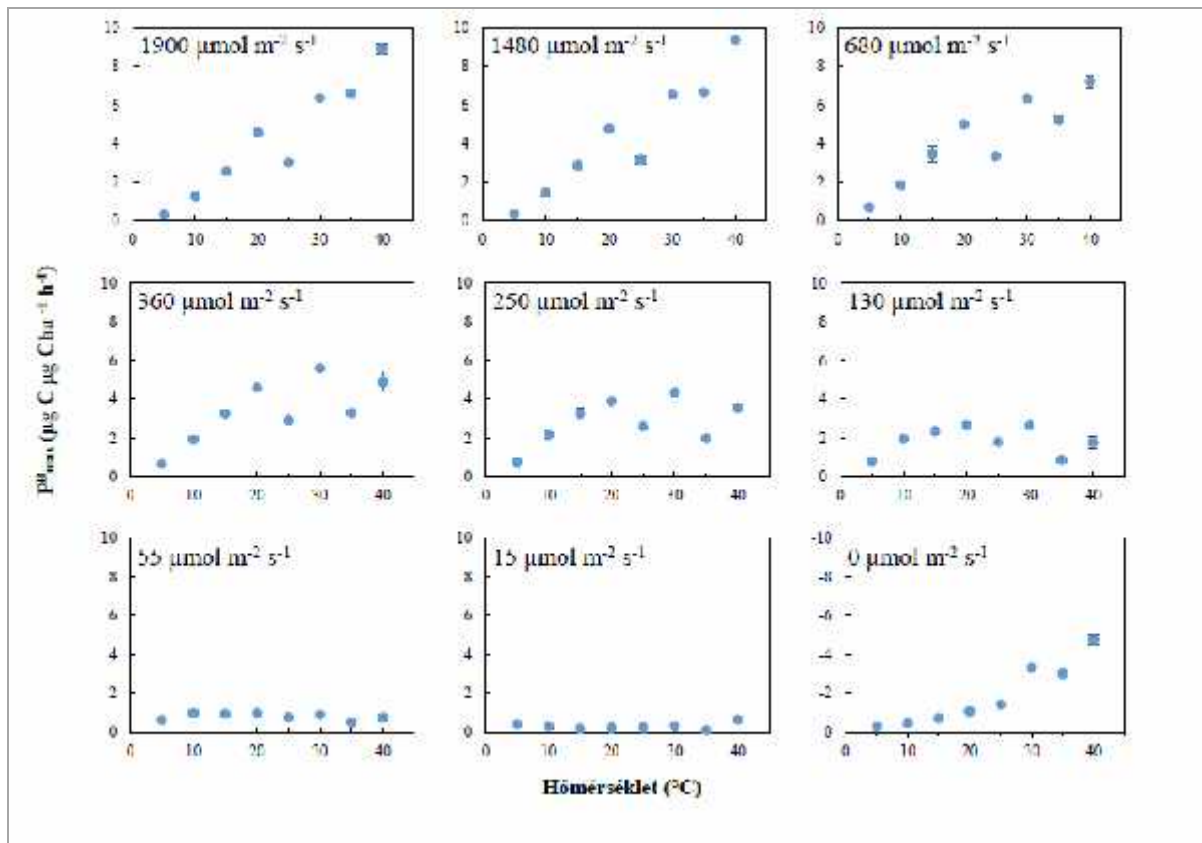
A fotoszintézis mérések során a különböző hőmérsékleten meghatározott paramétereket az 1. táblázat foglalja össze. A fényadaptációs paraméter esetében a legnagyobb értéket 35°C -on határoztuk meg ($623 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$). A faj légzése a hőmérséklet növelésével fokozódott, maximumot 40°C -on határoztunk meg ($4,766 \mu\text{g C } \mu\text{g}^{-1} \text{Chl a h}^{-1}$). A minta biomasszaspecifikus maximális produkciója a hőmérséklet növelésével nőtt, a legnagyobb produkciót a legmagasabb hőmérsékleten, 40°C -on tapasztaltuk ($9,513 \mu\text{g C } \mu\text{g}^{-1} \text{Chl a h}^{-1}$). A fényhasznosítási paraméter esetében nem tapasztaltunk hőmérsékletfüggést. Fénygátlást csak az alacsonyabb hőmérsékleti tartományban észleltünk ($5-25^\circ\text{C}$ között, 15°C -on mértük a legnagyobb értéket, $0,0012 \mu\text{g C } \mu\text{g}^{-1} \text{Chl a h}^{-1} (\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1})^{-1}$). A biomassza specifikus produkció a magasabb fényintenzitásokon ($1900, 1480$ és $680 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ között) a hőmérséklet növelésével nőtt. Közepes és alacsony fényintenzitáson ($360-15 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ között) a biomassza specifikus maximális produkció a hőmérséklet függvényében jelentős változást nem mutatott (1. ábra)

ÉRTÉKELÉS

Munkánk során a Balaton keleti medencéjében előjött, *M. flos-aquae* által dominált minta fotoszintetikus karakterisztikáját határoztuk meg különböző hőmérsékleten és fényintenzitásokon.

Méréseinkhez hasonlóan magas hőmérsékleti optimumot állapítottak meg korábban *Microcystis* fajok esetében több vizsgálat során. *Van der Westhuizen és Eloff (1985)* $32-36^\circ\text{C}$ között figyeltek meg magas növekedési rátát,

Nalewajko és Murphy (2001) $28-32^\circ\text{C}$ között talált növekedési optimumot *Microcystis* tenyészet esetében. *Konopka és Brock (1978)* 20°C -ban állapították meg az általuk izolált *Microcystis* tenyészet fotoszintézisének hőmérséklet optimumát, ez az érték elmarad a fotoszintézis általunk meghatározott hőmérséklet optimumától (40°C). *Coles és Jones (2000)* *Microcystis* sp. esetében hasonló P_{max}^B értékeket határoztak meg, míg más cianobaktérium fajoknál ezek az értékek valamivel alacsonyabbak voltak.



1. ábra. A Balatonból vett *Microcystis flos-aquae* minta biomassza specifikus produkciójának hőmérséklet függése
 Figure 1. Temperature dependence of the biomass specific production of *Microcystis flos-aquae*

Tomioka és társai (2011) szintén pozitív kapcsolatot találtak a növekedési ráta és a fényintenzitás között *Microcystis* fajok esetében. Coles és Jones (2000) szűkebb hőmérséklettartományon végzett mérései során szintén azt tapasztalta, hogy a hőmérséklet növekedésével a fotoadaptációs paraméter növekedett, de jóval alacsonyabb értékeket határoztak meg a *Microcystis aeruginosa* esetében, mint az általunk tapasztaltak. Más cianobaktérium fajokkal összevetve az általunk meghatározott I_k értékeket azt tapasztaljuk, hogy a Coles és Jones (2000) és Üveges és társai (2012) jóval alacsonyabb fényadaptációs paramétert állapított meg az általuk vizsgált *Microcystis*, *Merismopedia*, *Oscillatoria* és *Aphanizomenon* fajok esetében. Hasonlóan magas I_k értékeket egy trópusi faj, az *Arthrospira fusiformis* esetében határoztak meg (Pálmai és társai 2013).

Eredményeink alapján megállapítható a *Microcystis flos-aquae* magas hőmérséklet és fényintenzitás preferenciája. Tekintettel arra, hogy az eutrofizálódás időszakában a relatív nitrogénhiányt jelző légköri nitrogénkötésre képes heterocitás cianobaktériumok okoztak balatoni vízvirágzásokat, a 2015-ben tapasztalt *Microcystis* vízvirágzások a tó nitrogénellátottságának növekedésére engednek következtetni.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

A kutatást a Balatoni Fejlesztési Tanács Balaton Biztonsági Bizottsága valamint a TÁMOP-4.2.2B-15/1/KONV-2015-0004 program támogatta.

IRODALOM

- Coles, J. F. & R. C. Jones, 2000. Effect of temperature on photosynthesis-light response and growth of four phytoplankton species isolated from a tidal freshwater river. *Journal of Phycology* 36:7-16.
- Entz, G., J. Kottász, & O. Sebestyén, 1937. Quantitative Untersuchungen am Bioeston des Balatons. *A Magyar Biológiai Kutatóintézet Munkái* 9, 1–152. old.
- Entz, G., & O. Sebestyén, 1942. A Balaton élete. Királyi Magyar Term. Tud. Társaság
- Hortobágyi, T. & I. Kárpáti, 1967. Nagyméret vízvirágzás a Balaton délnyugati részén. *Bot. Közlem.* 54/3, 137–142. old.
- Hortobágyi, T. 1962. Két vízvirágzás a Balatonon. *Botanikai Közlemények.* 49, 233–237.
- Konopka, A., & T. D. Brock, 1978. Effect of temperature on blue-green algae (cyanobacteria) in Lake Mendota. *Appl. Environ. Microbiol.* 36:572–576.
- Nalewajko, C., & T. P. Murphy, 2001. Effects of temperature, and availability of nitrogen and phosphorus on the abundance of *Anabaena* and *Microcystis* in Lake Biwa, Japan: an experimental approach. *Limnology* 2:45–48.
- Padisák, J. 1997. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya et Subba Raju, an expanding, highly adaptive cyanobacterium: worldwide distribution

and review of its ecology. Arch. Hydrobiol. Suppl. Monogr. Beitr. 107, 563–593.

Pálmai, T., V. Üveges, L. Krienitz & J. Padisák, 2013. Az *Arthrospira fusiformis* és a *Picocystis salinarum* fotoszintézisének karakterisztikái különböző fényintenzitásokon és h mérsékleten, Hidrológiai Közlöny 93/5-6:64-66.

Platt, T., C. L. Gallegos & W. G. Harrison, 1980. Photoinhibition of photosynthesis in natural assemblages of marine phytoplankton. Journal of Marine Research 38: 687-701.

Sebestyén O. 1953. Mennyiségi planktontanulmányok a Balatonon. II. Évtizedes változások. Annal. Biol. Tihany 21, 63–89. old.

Tomioaka, N., A. Imai, & K. Komatsu, 2011. Effect of light availability on *Microcystis aeruginosa* blooms in shallow hypereutrophic Lake Kasumigaura, J. Plankton Res. (2011) 33 (8): 1263-1273.

Utermöhl H. 1958. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. Mitteilungen

Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie 9: 1-38.

Üveges, V., A. W. Kovács, V. Tóth, J. Padisák & L. Vörös, 2007. A balatoni fitobentosz fotoszintézise I. Az inkubáló berendezés és a vizsgálati módszerek. Hidrológiai Közlöny 87: 144-147.

Üveges, V., K. Tapolczai, L. Krienitz & J. Padisák 2012. Photosynthetic characteristics and physiological plasticity of an *Aphanizomenon flos-aquae* (Cyanobacteria, Nostocaceae) winter bloom in a deep oligo-mesotrophic lake (Lake Stechlin, Germany). Hydrobiologia 698: 263–272.

Van der Westhuizen, A. J., & J. N. Eloff, 1985. Effect of temperature and light on the toxicity and growth of the blue-green alga *Microcystis aeruginosa* (UV-006). Planta, 163, 55–59.

Webb, W. L., M. Newton & D. Starr, 1974. Carbon dioxide exchange of *Alnus rubra*. A mathematical model. Oecologia 17: 281-291.

Wetzel, R. G., & G. E. Likens, 2000. Limnological analyses. New York: Springer-Verlag.

A SZERZŐK



PÁLMAI TAMÁS PhD hallgató, Pannon Egyetem, Kémiai és Környezettudományi Doktori Iskola. Kutatási terület: Különböző divízióba tartozó algafajok ökofiziológiai plaszticitásának jellemzése, alga tenyésztés és ökofiziológiai vizsgálatok, illetve az adatelemzéshez szükséges biostatistikai módszerek alkalmazása. E-mail: palmaid@almos.unipannon.hu

SZABÓ BEÁTA PhD hallgató, Kémiai és Környezettudományi Doktori Iskola. Kutatási terület: 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. E-mail: szabobea@almos.uni-pannon.hu

SELMECZY GÉZA BALÁZS Egyetemi tanársegéd, Pannon Egyetem, Limnológia Intézet Tanszék. Kutatási terület: Fitoplankton ökológia édes és brakk vizekben, mélyrétegi maximumok ökológiája, a

globális klímaváltozás hatása tavi fitoplankton közösségre, fitoplankton ökológiai vizsgálatok mezokozmosz kísérletekben. E-mail: selmeczy.geza@gmail.com

G.-TÓTH LÁSZLÓ Hidrobiológus, limnológus, ökológus, a Magyar Tudományos Akadémia (MTA) doktora. BLI Hidrozoológiai Osztály igazgató, tudományos tanácsadó. Kutatási területe az édesvízi és tengeri zooplankton populációdinamikája, táplálkozásbiológiája, anyagcsereje, légzése, légzésének fiziológiája, és biokémiája, valamint a halak embrionális fejlődése, embrionális és lárvakori légzése.

PADISÁK JUDIT Az MTA doktora, egyetemi tanár, intézetigazgató, Pannon Egyetem, Limnológia Intézet Tanszék. Kutatási terület: Fitoplankton társulásökológia. 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. E-mail: padisak@almos.unipannon.hu

Microcystis izolátumok peptid-variabilitás vizsgálata

Riba M. *, Borsodi A. K. **, Ujvárosi A. Zs. *, Vasas G. *

* Debreceni Egyetem TTK Növénytani Tanszék, 4032 Debrecen, Egyetem tér 1.

** Eötvös Loránd Tudományegyetem TTK Mikrobiológiai Tanszék, 1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/C.

Kivonat

A Balatonra kevésbé jellemző *Microcystis*-vízvirágzásokat figyeltünk meg a 2014-es év során. A *Microcystis* genusba tartozó fajok képesek különböző biológiailag aktív oligopeptid metabolitok termelésére. Kémiai és szerkezeti heterogenitásukból adódóan hatásuk igen sokféle. A Balatonból gyűjtött 29 izolátum filogenetikai analízisét végeztük el, valamint MS/MS fragmentációs mintázat alapján azonosítottuk vagy soroltuk be a termelt oligopeptideket az egyes metabolit csoportokba. Izolátumainkban 16S rRNS gén szekvenciák alapján *Microcystis flos-aquae*, *M. aeruginosa*, *M. ichthyoblabe* és *M. novacekii* fajokat azonosítottunk. Sejtvonalaink több mint felében találtunk oligopeptideket: mikroginin variánsokat, mikrocisztineket és anabaenopeptideket.

Kulcsszavak

Microcystis, mikrocisztin, mikroginin, anabaenopeptin, LC/MS

Variability of peptides produced by *Microcystis* isolates

Abstract

During the year 2014 and 2015 we observed less typical *Microcystis* water blooms in Lake Balaton. Genus *Microcystis* is capable to produce different types of biological active oligopeptides. Their effects are varied with their chemical and structural characteristics. 93 isolates were gathered from Lake Balaton from which 29 were phylogenetically analyzed as well as the oligopeptides were identified according to MS/MS fragmentation pattern or classified in the determined metabolite group. In our samples, *Microcystis flos-aquae*, *M. aeruginosa*, *M. ichthyoblabe* and *M. novacekii* were identified by 16S rRNA sequencing. More than half of the cyanobacterial cell lines contained oligopeptides, i.e. microginin variants, microcystins and anabaenopeptins.

Keywords

Microcystis, microcystin, microginin, anabaenopeptin, LC/MS

BEVEZETÉS

A Balatonban a 2014-es és 2015-ös év során *Microcystis* vízvirágzás dominanciáját figyeltünk meg. A *Microcystis* genusz sokféle peptid metabolit termelésére képes, melyek közül a mikrocisztinek a legismertebbek (Falconer 1999, Wiegand és Pflugmacher 2005). A mikrocisztinek ciklikus peptidek, szerkezetük D-Ala-X-D-MeAsp-Z-Adda-D-Glu-Mdha, melyben az X és Z variábilis aminosavak, a D-MeAsp D-eritro- -metil-aszparaginsav, és az Mdha az N-metilhidroalanin, valamint az Adda (3-amino-9-metoxi-2,6,8-trimetil-10-fenildeka-4,6-dienoiksav) (Botes és társai 1985). Közel 90 variánssal az egyik legnagyobb és szerkezetileg legdiverzebb cianobakteriális toxinok. Hatásukat a protein foszfatáz 1 és 2A gátlása révén fejtik ki (Carmichael 1990, MacKintosh és társai 1992). Azonban számos, kevésbé ismert peptid csoport is jellemző erre a genuszra. Ezen oligopeptid csoportok termelése nem feltétlenül *M. aeruginosa*-hoz, hanem inkább a ritkább megjelenésű *M. wesenbergii*, *M. ichthyoblabe* vagy *M. viridis*-hez köthet (Fastner és társai 2001). Ilyen metabolitok tartoznak az anabaenopeptinek és mikrogininek csoportjába. Az anabaenopeptinek ciklikus peptidek, a 2-es pozícióban található Lys konzervált aminosav alakítja ki a gy r t a karboxil csoporttal, melynek többi aminosava variábilis (Harada és társai 1993). Kb. 30 variánsa ismert (Welker és von Döhren 2006). A protein foszfatázok, illetve proteolitikus enzimek (tripszin, kimotripszin, elasztáz, karboxipeptidáz-A) inhibitorai tartoznak ide, de egyes variánsok izomlazító hatásait is megfigyelték már (Itou és társai 1999, Murakami és társai 2000, Bubik és társai

2008). A mikrogininek lineáris peptidek, melyekre az Ahda (3-amino-2-hidroxi-dekánsav) és a C-terminálison található 2 Tyr aminosav jellemző (Okino és társai 1993). Emellett általában 4-6 aminosav jellemzi, melyek közül a 2-es pozícióban található a legvariábilisabb. Idáig közel 40 variánsát írták le (Welker és von Döhren 2006). Proteáz inhibitorok, az angiotenzin-konvertáló enzim (ACE), aminopeptidáz (AMP), leucin aminopeptidáz (LAP) gátló hatása bizonyított, a magas vérnyomás kezelésében lehet fontos szerepük (Okino és társai 1993, Ishida és társai 1997, Neumann és társai 1997, Kodani és társai 1999, Ishida és társai 2000).

Az oligopeptid termelése nem köthet a gyakran használt filogenetikai markerekhez (pl. 16S, 23S rRNS, ITS), sem a törzsek földrajzi elhelyezkedéséhez. Az ugyanabba a taxonba tartozó törzsek is rendkívül eltérő oligopeptid mintázattal rendelkezhetnek, az adott kemotípust különböző morfospecies képviselheti és fordítva (Ahga és Quesada 2014).

Munkánk során a 2014-es évben gyűjtött 29 izolátum filogenetikai analízisét végeztük. Célunk volt továbbá sejtvonalaink MS/MS fragmentációs mintázat alapján történő oligopeptid azonosítása és csoportba sorolása.

ANYAG ÉS MÓDSZER

A Balatonból gyűjtött 93 darab vízmintából *Microcystis* fajokat izoláltunk. Axenikus körülmények között 24 lyukú titer lemezen 2mL Allen tápoldathoz (Allen 1968) 10-50-100 µL-t adtunk a vízmintákból, és a lemezeket állandó fényen 28 °C-on tartottuk. A *Microcystis*

izolátumokat fénymikroszkóp segítségével azonosítottuk. A vizsgálatokhoz szükséges sejttömeg eléréséhez izolátumainkat nagyobb mennyiségben Allen tápoldatban axenikus körülmények között 28°C-on, 5% CO₂ buborékoltatás, 35-100 lu m²s⁻¹ mellett neveltük. A sejteket 7 nap után centrifugáltuk (Beckman Avanti J-25, 5000 rpm, 5 perc), és liofilizáltuk (Christ Alpha 1-2 LD Plus lyophilizer). A filogenetikai analízis a liofilizált mintákból DNS izolálásával (fenolos-kloroformos módszer) és specifikus primerekkel történt (27F-Lane, 1991; CYA781R-Nübel és társai 1997). Az oligopeptid mintázat meghatározásához a liofilizált mintákból (25 mg) metanolos extraktumot készítettünk: a sejtekhez bidesztillált vízben háromszori fagyasztás-olvasztás után 1:1 arányban metanolt adtunk, a kivonatot kevertetés után centrifugáltuk (Beckman Avanti J-25, 13000 rpm, 5 perc), a felülúszókat a méréshez optimális arányban hígítottuk. A metabolit vizsgálatok LC/MS módszerrel történtek (Positive ion mode, MS³ (CID); C18 Kinetex XB-C18, 100 mm x 2.1 mm x 2.6 µm; víz + 0.1 % HCOOH, MeCN + 0.1% HCOOH gradiens), az oligopeptideket MS/MS fragmentációs mintázat alapján azonosítottuk (Welker és társai 2006, Mayumi és társai 2007).

EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK

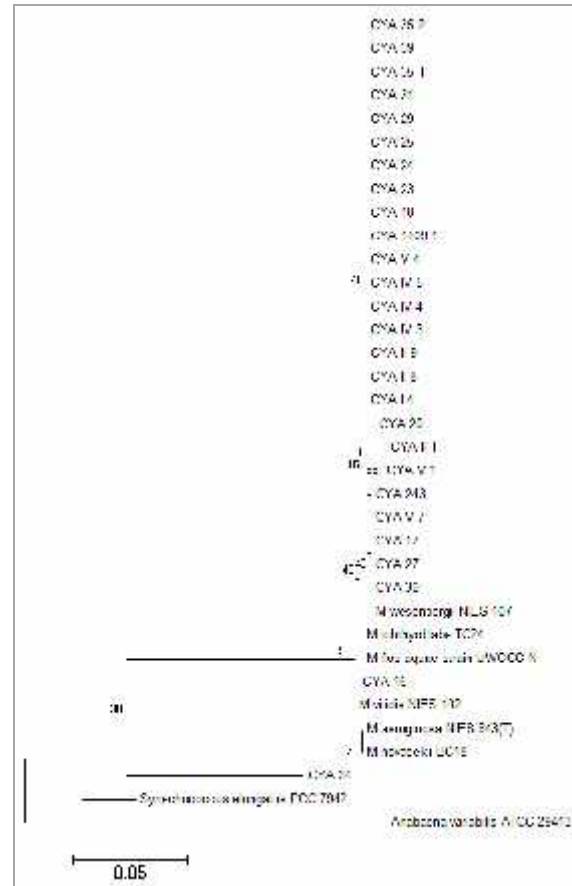
A Balatonból származó vízminták közül 29-ben találtunk *Microcystis* fajokat. Az izolátumok faji szint meghatározása 16S rRNS gén szekvenciája alapján történt. Az izolátumaink *M. flos-aquae*, *M. aeruginosa*, *M. ichthyoblabe* és *M. novacekii* fajkoz állnak a legközelebb. A filogenetikai vizsgálat során a *M. aeruginosa* törzsek külön csoportokat alkottak, míg a többi fajhoz tartozó sejtvonalak egyetlen heterogén klaszterbe kerültek be (1. ábra).

A vizsgált sejtvonalaink több mint felében teljesen vagy részlegesen azonosítottunk különböző oligopeptideket. Mennyiségi megoszlást tekintve az azonosított oligopeptidek 71%-a mikrogininek közé sorolható, a többit mikrocisztinek és anabaenopeptinek adták közel azonos arányban.

A mikrogininek (1. táblázat) közül a már ismert mikroginin FR3 (m/z 728,3 [M+H]⁺) variáns volt jelen a legnagyobb mennyiségben. Ezen variáns metilált változata, a mikroginin FR4 csak kis mennyiségben volt megfigyelhető (Welker és társai 2006). Mintáinkból több eddig ismeretlen mikroginin változat is elkerült: a nagy mennyiségben jelenlév mikroginin 564 MS/MS fragmentációs mintázata nagyfokú hasonlóságot mutatott az FR3-mal, melyl arra következtettünk, hogy a mikroginin 564 az FR3 variáns egy Tyr egységgel kisebb változata. Kis mennyiségben volt jelen a mintákban a mikroginin 578, amely MS/MS fragmentációs mintázata alapján a mikroginin 564 variáns metilált változata.

További változatok a mikroginin 620 és mikroginin 783, melyeknél az első pozícióban egy metilált Ahda található, amelyet Val-MeLeu-HTyr aminosavak követnek, a mikroginin 783 egy további Tyr aminosavat is tartalmaz az ötödik pozícióban. Carneiro és munkatársai (2012) egy brazil *Microcystis* sejtvonalból azonosítottak hasonló új variánsokat, de esetünkben az első és har-

madik pozícióban lévő aminosavak egyaránt metiláltak. Mintáinkban még mikroginin-jelleg metabolitok is voltak (m/z 416,3 [M+H]⁺ és m/z 402,2 [M+H]⁺), melyek egy Tyr elvonásával vezethetők le az 564 és 578 variánsokból. Ezek azonban már nem sorolhatók a mikrogininek közé.



1. ábra. A balatoni *Microcystis* fajok filogenetikai fája
Figure 1. The phylogenetic tree of the Lake Balaton *Microcystis* species

(Magyarázat: Készült 16S rRNS szekvenciák alapján Maximum-likelihood módszerrel Kimura 2-paraméter modellt alkalmazva MEGA6 programcsomaggal (Kimura 1980; Tamura és társai 2013). A méretvonal bázispáronként 0,05 nukleotid-szubstitúciónak felel meg. Külső csoport *Synechococcus elongatus* PCC 7942 és *Anabaena variabilis* ATCC 29413.)

A második leggyakoribb metabolit csoport az anabaenopeptineké volt, izolátumainkból három ismert és kettő nagyon hasonló metabolitot detektáltunk (1. táblázat). Az ismert anabaenopeptinek közül a B, az F/E és a G változatok (Welker és társai 2006) kerültek el, mind-egyikük igen alacsony intenzitással. Az izolátumokban nagyobb mennyiségben voltak jelen az eddig részlegesen azonosított molekulák: az anabaenopeptin 871 és az anabaenopeptin 885. MS³ fragmentáció alapján a molekulák alapját képező 5 aminosavból álló gyűrű ismert, elz esetében megegyezik a B, utóbbinál pedig az F/E variánsával, de a karboxil csoporthoz kapcsolódó rész eddig ismeretlen (Mayumi és társai 2007).

Mikrocisztiniket mindössze két izolátum esetében detektáltunk. Ezekben a mintákban igen magas volt a mikrocisztin-RR variánsokhoz tartozó csúcsok intenzitása. Ezen kívül közel azonos intenzitásban voltak jelen

mikrocisztin-LR, -YR és -[Asp3]/[Dha7]MCY-RR izoformák (Welker és társai 2006).

1. táblázat. MS/MS mintázat alapján azonosított oligopeptidiek
Figure 1. Oligopeptides identified by MS / MS patterns

m/z [M+H] ⁺ *[M+2H] ²⁺	Oligopeptid	Szerkezet
402,2	MG-like	Ahda-Thr-Pro
416,3	MG-like	MeAhda-Thr-Pro
565,3	MG 564	Ahda-Thr-Pro-Thr
579,3	MG 578	MeAhda-Thr-Pro-Thr
728,3	MG FR3	Ahda-Thr-Pro-Tyr-Tyr
742,4	MG FR4	MeAhda-Thr-Pro-Tyr-Tyr
621,4	MG 620	MeAhda-Val-MeLeu-HTy
784,4	MG 783	MeAhda-Val-MeLeu-HTy-Tyr
837,5 (419,2*)	AP B	[Phe-MeAla-HTyr-Val-Lys]-CO-Arg
851,5 (426,3*)	AP F/E	[Phe-MeAla-Hty/MeHTyr-Ile/Val-Lys]-CO-Arg
872,4	AP 871	[Phe-MeAla-HTyr-Val-Lys]-X
886,4	AP 885	[Phe-MeAla-Hty/MeHTyr-Ile/Val-Lys]-X
930,5	AP G	[Tyr-MeIle-HTyr-Ile-Lys]-CO-Arg
519,9*	MCY-RR	[Ala-Arg-MeAsp-Arg-Adda-Glu-MeDha]
995,6	MCY-LR	[Ala-Leu-MeAsp-Arg-Adda-Glu-MeDha]
1024,0	[Asp3]/[Dha7]MCY-RR	[Ala-Arg-MeAsp/Asp-Arg-Adda-Glu-MeDha/Dha]
1045,6	MCY-YR	[Ala-Tyr-MeAsp-Arg-Adda-Glu-MeDha]

A vizsgálatban szereplő izolátumok szinte mindegyikére jellemző volt, hogy csakis egy adott oligopeptid osztályba tartozó metabolitok termelésére voltak képesek. Továbbá mikrogininek esetében csakis kizárólag metilált vagy demetilált formák termelésére képes sejtvonalakat találtunk. Anabaenopeptinek esetében ellenkező összefüggés volt megfigyelhető a B és F/E valamint az anabaenopeptin 871 és 885 variánsok jelenléte között. Az anabaenopeptin B és F/E domináns sejtvonalakban ugyanúgy jelen voltak ezen variánsokból lezármaztatott anabaenopeptin 871 és 885 változatok, mint ahogyan a módosított változatokban domináns izolátumok esetében a B és F/E variánsok.

A fentiek tükrében megvizsgáltuk a 2014-es és 2015-ös évi balatoni *Microcystis* vízvirágzás oligopeptid mintázatát is. 2014-ben egy mikroginin domináns vízvirágzás volt a jellemző. A mintában igen magas volt a mikroginin 564 és mikroginin FR3 variánsokhoz tartozó csúcsok intenzitása. Ezzel szemben a 2015-ös évi vízvirágzás során anabaenopeptin dominánsnak bizonyult. Az izolátumokból ismert variánsok közül a B és F/E nagyobb, és az anabaenopeptin 871 és 885 változatok pedig nyomnyi mennyiségben voltak jelen. Szintén nagyobb mennyiségben találtunk még anabaenopeptin A és oscillamid Y variánsokat a mintában (Welker és társai 2006).

Vizsgálatainkból kiderült, hogy a termelő törzsek között a kozmopolita *M. aeruginosa* mellett több *Microcystis* fajt is azonosítottunk. A leginkább elterjedt peptid típusú cianotoxin mikrocisztint kis mennyiségben azonosítottunk izolátumainkból, azonban a szerkezetileg és hatástaniilag kevésbé ismert anabaenopeptin és mikroginin variánsok nagyobb százalékban fordultak elő.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Köszönettel tartozunk a Debreceni Egyetem, Természettudományi Kar, Növénytan Tanszéke és az ELTE Természettudományi Kar, Mikrobiológiai Tanszéke dolgozóinak, és Dr. Kiss Attila egyetemi adjunktusnak (Debreceni Egyetem, Természettudományi Kar, Szerves Kémiai Tanszék) az LC/MS során nyújtott segítségért. A kutatást az OTKA K81370 és a TÁMOP-4.2.2.B-15/1/KONV-2015-0001 pályázat támogatja.

IRODALOM

- Agha R. and Quesada A. (2014). Oligopeptides as biomarkers of cyanobacterial subpopulations. Toward an understanding of their biological role. *Toxins*. 6: 1929-1950.
- Allen M. M. (1968). Simple conditions for the growth of unicellular blue-green algae on plates. *J. Phycol.* 4: 1-4.
- Bubik A., Sedmak B. and Novinec M. (2008). Cytotoxic and peptidase inhibitory activities of selected non-hepatotoxic cyclic peptides from cyanobacteria. *J. Biol. Chem.* 389: 1339-1346.
- Carmichael W. W. (1992). Cyanobacteria secondary metabolites – the cyanotoxins. *J. Appl. Bacteriol.* 72: 445-459.
- Carneiro R. L., Doerr F. A., Doerr F., Bortoli S., Delherbe N., Vasquez M. and Pinto E. (2012). Co-occurrence of microcystin and microginin congeners in Brazilian strains of *Microcystis* sp. *FEMS Microbiol. Ecol.* 82(3): 692-702.
- Falconer I. R. (1999). An Overview of Problems Caused by Toxic Blue-Green Algae (Cyanobacteria) in Drinking and Recreational Water. *Environ. Toxicol.* 14: 5-12.
- Harada K. I., Mayumi T., Shimada T., Suzuki M., Kondo F. and Watanabe M. F. (1993). Occurrence of four depsipeptides, aeruginopeptins, together with microcystins from toxic cyanobacteria. *Tetrahedron Lett.* 34: 6091-6094.
- Ishida K., Kato T., Murakami M., Watanabe M. and Watanabe M. F. (2000). Microginins, zinc metalloproteases inhibitors from the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. *Tetrahedron*. 56: 8643-8656.
- Ishida K., Matsuda H. and Murakami M. (1998). Four new microginins, linear peptides from the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. *Tetrahedron*. 54: 13475-13484.
- Ishida K., Matsuda H., Murakami M. and Yamaguchi K. (1997). Microginins 299-A and -B, leucine

aminopeptidase inhibitors from the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* (NIES-299). *Tetrahedron*. 53: 10281-10288.

Ito Y., Suzuki S., Ishida K. and Murakami M. (1999). Anabaenopeptins G and H, potent carboxypeptidase A inhibitors from the cyanobacterium *Oscillatoria agardhii* NIES-595. *Bioorg. Med. Chem. Lett.* 9: 1243-1246.

Kimura M. (1980). A simple method for estimating evolutionary rate of base substitutions through comparative studies of nucleotide sequences. *J. Mol. Evol.* 16: 111-120.

Kodani S., Suzuki S., Ishida K. and Murakami M. (1999). Five new cyanobacterial peptides from water bloom materials of lake Teganuma (Japan). *FEMS Microbiol. Lett.* 178: 343-348.

Lane D. J. (1991). 16S/23S rRNA sequencing. In: *Nucleic acid techniques in bacterial systematics*, E. Stackebrandt and M. Goodfellow (eds.), John Wiley and Sons, New York. 115-175.

MacKintosh C., Beattie K. A., Klumpp S., Cohen P. and Codd G. A. (1990). Cyanobacterial microcystin-LR is a potent and specific inhibitor of protein phosphatases 1 and 2A from both mammals and higher plants. *FEBS Letters*. 264: 187-192.

Mayumi T., Kato H., Kawasaki Y. and Harada K. (2007). Formation of diagnostic product ions from cyanobacterial cyclic peptides by the two-bond fission mechanism using ion trap liquid chromatography/multi-stage mass spectrometry. *Rapid Commun. Mass Spectrom.* 21(6): 1025-33.

A SZERZ K



RIBA MILÁN Biológus. A Debreceni Egyetemen szerzett alapidiplomát biológia szakon, és mesterdiplomát növénybiológiai szakirányon. Jelenleg a Debreceni Egyetem Gyógyszerészeti Tudományok Doktori Iskola III. éves PhD hallgatója, kutatásait a Növénytani Tanszéken végzi. F kutatási területe a biológiai-lag aktív cianobakteriális metabolitok vizsgálata.

UJVÁROSI ANDREA ZSUZSANNA Biotechnológus, a Debreceni Egyetemen szerzett alapidiplomát biológia szakon, majd mesterdiplomát gyógyszer- és környezet biotechnológia szakirányon. Jelenleg a Debreceni Egyetem Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola PhD hallgatója, kutatásait a Növénytani Tanszéken végzi. F kutatási területe a cianobakteriális oligopeptidok analitikai és biológiai-hatástani vizsgálata.

Murakami M., Suzuki S., Ito Y. Kodani S. and Ishida K. (2000). New anabaenopeptins, potent carboxypeptidase-A inhibitors from the cyanobacterium *Aphanizomenon flos-aquae*. *J. Nat. Prod.* 83: 1280-1228.

Neumann U., Forchert A., Flury T. and Weckesser J. (1997). Microginin FR1, a linear peptide from a water bloom of *Microcystis aeruginosa*. *FEMS Microbiol. Lett.* 153: 475-478.

Nübel U., Garcia-Pichel F. and Muyzer G. (1997). PCR primers to amplify 16S rRNA genes from cyanobacteria. *Appl. Environ. Microbiol.* 63: 3327-3332.

Okino T., Matsuda H., Murakami M. and Yamaguchi K. (1993). Microginin, an angiotensin-converting enzyme inhibitor from the blue-green alga *Microcystis aeruginosa*. *Tetrahedron Lett.* 34: 501-504.

Tamura K., Stecher G., Peterson D., Filipski A. and Kumar S. (2013). MEGA6: Molecular Evolutionary Genetics Analysis version 6.0. *Mol. Biol. Evol.* 30: 2725-2729.

Welker M., Maršálek B., Šejnohová L. and von Döhren H. (2006). Detection and identification of oligopeptides in *Microcystis* (Cyanobacteria) colonies: Toward an understanding of metabolic diversity. *Peptides*. 27: 2090-2103.

Welker M. and von Döhren H. (2006) Cyanobacterial peptides – nature's own combinatorial biosynthesis. *FEMS Microbiol Rev.* 30: 530-563.

Wiegand C. and Pflugmacher S. (2005). Ecotoxicological effects of selected cyanobacterial secondary metabolites a short review. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 203: 201-218.

BORSODI ANDREA Mikrobiológus, az ELTE TTK Biológiai Intézet Mikrobiológiai Tanszékén habilitált egyetemi docens. Az Magyar Hidrológiai Társaság (MHT) Limnológiai és Vízmikrobiológiai Szakosztálya vezet ségének tagja. Szakterülete a mikrobiális ökológia és a bakteriális taxonómia. Kutatásokat folytat szikes vizek és talajok, karsztos barlangi környezetek széls séges körülményei között él , extremofil baktériumközösségek filogenetikai és anyagcsere diverzitásának feltárására.

VASAS GÁBOR Biológus, a Debreceni Egyetem TTK Növénytani Tanszékének habilitált tanszékvezet egyetemi tanára. Az MHT Limnológiai Szakosztályának vezet ségi tagja. Szakterülete a cianobaktériumok, algák, növények másodlagos anyagcsere-termékeinek kutatása. Kutatásokat folytat a cianobakteriális toxinok és egyéb speciális metabolitjainak termelése, funkciója és alkalmazási területein.

Hínárral borított víz párolgásának vizsgálata

Simon Brigitta, Kucserka Tamás, Anda Angéla, Soós Gábor
Pannon Egyetem, Georgikon Kar, Meteorológia és Vízgazdálkodás Tanszék
(E-mail: simonbrigitta.georgikon@gmail.com)

Kivonat

A vízháztartási mérleg egyik legjelentősebb kiadási tagja a párolgás, melynek vizsgálatával számos tanulmány foglalkozik. A hínár jelenlétének párolgás módosító szerepét azonban eddig nem igazán kutatták. 2015-ben – az előző évekhez hasonlóan – három kezelés került beállításra: (1) párolgásmérő „A” kád tiszta vízzel (kontroll) (2) iszappal borított, (3) vízi növényzettel telepített kád, melyekben napi szinten mértük a párolgást. A kísérletet kibővítettük a víz hőmérsékletek mérésével és a kádak fölötti albedó meghatározásával. A mérések alapján megállapítható, hogy a meteorológiai elemek külön-külön és együttesen is nagymértékben befolyásolják a párolgást. Legnagyobb mértékben a léghőmérséklet játszik szerepet, emelkedésével lineárisan nő az evapotranspiráció mértéke, míg a levegő páratartalmával fordított arányosságot mutat.

Kulcsszavak

párolgás, párolgásmérő „A” kád, hínár, iszap

Evaporation of water bodies covered with macrophytes

Abstract

The most important member of the water balance equation is evaporation. It is the subject of several studies, but the role of macrovegetation has not been investigated before. In 2015 – as in the previous years – three treatments were set: (1) A class evaporation pan (control), (2) pan with sediment, (3) pan with sediment and seaweed. Evaporation was detected every day. Albedo and the temperature of water in the pans were measured as well. Meteorological data separately and altogether influence evaporation. The most important factor is temperature. Evaporation rises linearly with it, whilst there is an inverse relationship between air humidity and evaporation.

Keywords

evaporation, „A” class evaporation pan, macrovegetation, sediment

BEVEZETÉS ÉS CÉLKITŰZÉSEK

A párolgás fontossága kétségtelen a hidrológiai folyamatokban. A népszerű növekedés és gazdasági fejlődés vízkészleteinkre gyakorolt hatása, valamint napjaink változó időjárása csak még fontosabbá teszi a vízkörforgás vizsgálatát. Célunk minél több információt és adatot gyűjteni a párolgás folyamatáról, az azt befolyásoló környezeti tényezőkről és a lehető legtöbb és legpontosabb következtetést levonni.

A párolgás vizsgálatával számos tanulmány foglalkozik, a hínár jelenlétének párolgás módosító szerepét azonban eddig nem igazán kutatták. Vizsgálataink során célunk volt kimutatni, hogy a vízben lévő növényzet fokozza-e egy adott víztest párolgását, illetve, hogy milyen összefüggést mutatnak a különböző víztestek a meteorológiai változókkal.

ANYAG ÉS MÓDSZER

A kísérletet – az előző évekhez hasonlóan (Simon és társai 2015) – a keszthelyi Pannon Egyetem Georgikon Karának Agrometeorológiai Kutatóállomásán végeztük (NY 17°15', É 46°47', 143 m) 2015. június 7. és augusztus 30. között. Három kezelés került beállításra: (1) Iszappal ellátott „A” kád, (2) hínárral és iszappal ellátott „A” kád, (3) vízzel töltött „A” kád (kontroll).

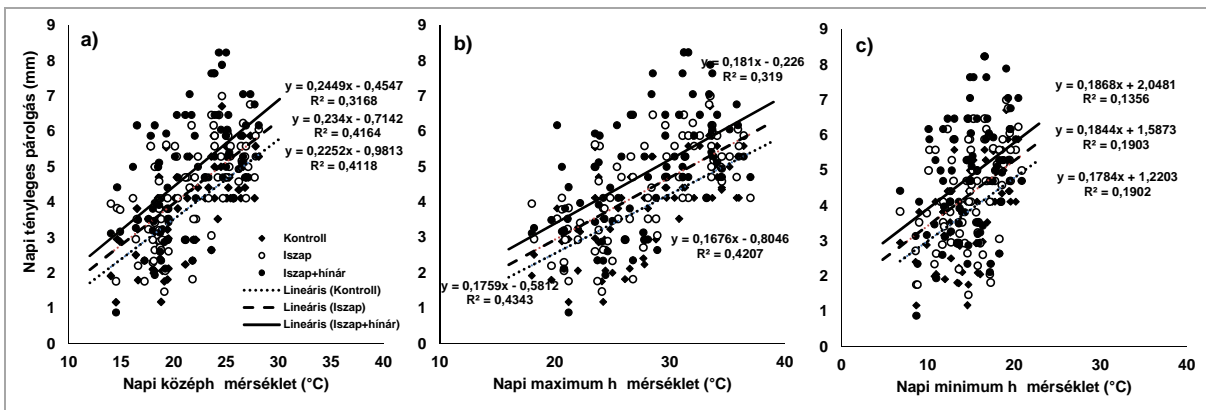
A kísérlet során telepített iszapot és hínárnövényeket a Balaton Keszthelyi-medencéjébe gyűjtöttük, az erre az élőhelyre jellemző fajok arányára is ügyelve. A korábbi időszakban legelterjedtebb a *Potamogeton*

perfoliatus fajból 1245 g-ot telepítettünk a kádba, *Myriophyllum spicatum*-ból 802 g-ot. Az egymást követő napokon mért vízszint magasságok különbségéből kiszámítottuk a napi párolgási értékeket. A kádakban a víz hőmérséklet mérése is folyamatos volt, ennek detektálása HD226-1 típusú adatgyűjtőm szerrel történt. A terület meteorológiai paramétereit az állomáson elhelyezett mérőműszerek segítségével határoztuk meg. A sugárzás mérése HD 2303.0 típusú fénysugárzás érzékelőm szerrel történt, a beeső és visszavert sugárzás hányadából albedót számoltunk. Az adatok rögzítése és kiértékelése Microsoft Office Excel felhasználásával történt. A mérési eredményeinket párosított t-próbával elemeztük.

EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉS

Párolgás és léghőmérséklet

Az 1. ábrán jól látható, hogy a levegő napi maximális és középhőmérséklete nagymértékben befolyásolja a párolgási értékeket, emelkedésével nő az evapotranspiráció mértéke. A napi középhőmérsékleti értékekkel a kontroll ($R^2 = 0,41$) és az iszapos kád ($R^2 = 0,42$) jobban korrelál a hínáros káddal viszonyítva ($R^2 = 0,32$). Maximum hőmérsékletek esetén is hasonló arányok figyelhetők meg, itt a kontroll kezelés esetében $R^2 = 0,42$, iszapos kádnál $R^2 = 0,43$, illetve hínárral borított víztestnél $R^2 = 0,32$. A napi minimum hőmérsékletnél a legkisebbek az R^2 értékek, iszapos és hínáros kádnál 0,19, kontroll kezelésnél 0,14. A mért párolgási értékek szórása a kontroll kezelésnél 6,71 – 1,18, az iszapos kádnál 7,01 – 1,47, a hínárral borított víztest esetében 8,24 – 0,88 között alakult.

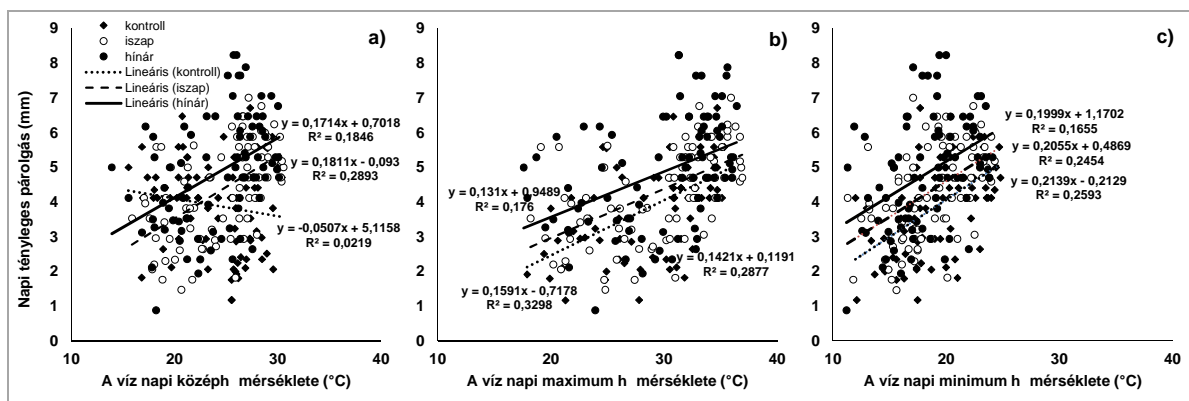


1. ábra. Az egyes kádokban mért párolgási értékek és a napi közép- (a), maximum (b) és minimum (c) léghőmérséklet adatok
 Figure 1. Evaporation values measured in individual evaporation pans and the daily mean (a), maximum (b) and minimum (c) air temperature data

Ubell (1958) két, földbe süllyesztett párolgásmérkádral indított 5 éven keresztül tartó kísérlet sorozatot. A mért adatok segítségével többek között az időjárás elemek és a kád vizének párolgása közötti összefüggéseket vizsgálták. Megállapításuk szerint – amennyiben csak a legfontosabb befolyásoló tényezőket vesszük figyelembe – a kádokban elhelyezett víz gyorsan követi a léghőmérséklet ingadozásait, a nyári hónapokban erősen felmelegszik. A hínárral borított víztest ebben az évben kevésbé korrelált jól a léghőmérsékleti értékekkel, mint a korábbi évek során, ennek oka lehet, hogy az idei nyár szélsőséges időjárás hullámokat produkált.

Párolgás és víz hőmérséklet

A párolgás szempontjából a levegő hőmérséklete mellett meghatározó lehet a víz hőmérséklete is. A 2. ábrán a párolgás és a víz hőmérséklet kapcsolata látható, a kezeléseik közül a kontrollként beállított kád mutatta a legszorosabb összefüggést, ezt követi az iszapos, majd a hínáros kezelés. Általánosságban elmondható, hogy a párolgás erősebb összefüggést mutat a léghőmérsékleti értékekkel. A kontroll kezelés esetében megfigyelhető, hogy a víz napi középhőmérsékletével fordított arányosságot mutat, bár a kapcsolat lazának mondható ($R^2=0,02$).



2. ábra. A kádokban mért párolgási értékek és a napi közép- (a), maximum (b) és minimum (c) víz hőmérséklet adatok
 Figure 2. Evaporation values measured in individual evaporation pans and the daily mean (a), maximum (b) and minimum (c) water temperature data

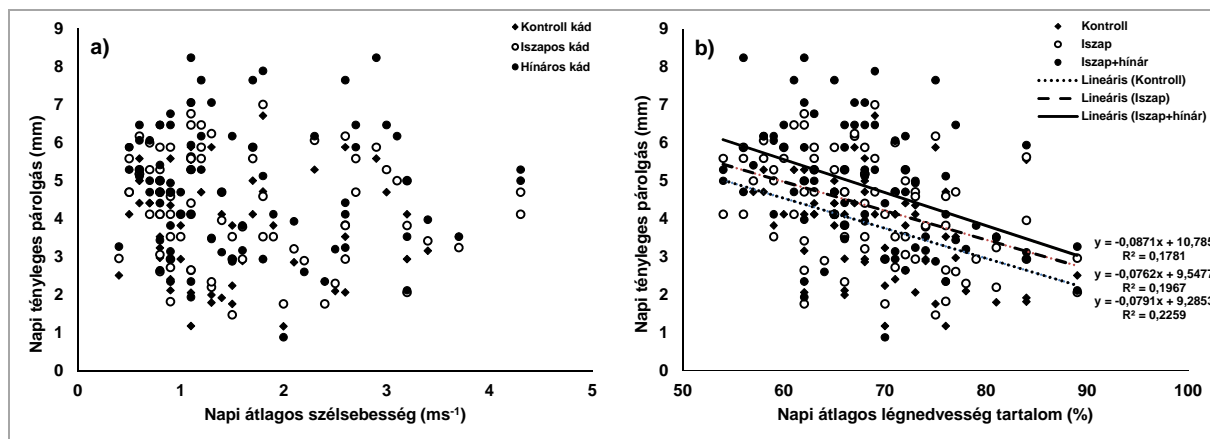
Jacobs és társai (1998) az „A” kád termikus viselkedését és energiaháztartását vizsgálták egy szabadtéri kísérlet keretein belül. A megfigyeléseik azt mutatták, hogy a víz hőmérséklete többé-kevésbé homogén az egész napi ciklus során. Ez azt jelenti, hogy a víz a kádban jól keveredik, továbbá gyenge szél jelenlétében ($<2 \text{ m s}^{-1}$) jellemző hőmérsékleti viselkedést figyeltek meg.

Szélsebesség és légnedvesség

A napi párolgási értékek és az átlagos szélsebesség (3.a ábra) nagyon laza kapcsolatot mutatnak, az adatok között rendkívül nagy a szórás. Ennek legfőbb oka az „A” kád kis felülete ($4,5 \text{ m}^2$), illetve, hogy ezen összefüggések feltárásához nem elég a napi átlagokat és 24 órás párolgási értékeket vizsgálni. Chu és társai (2010)

egy sor kísérletet végeztek szélcsatornában, ahol azt vizsgálták, hogy a szél sebessége és a vízmélység hogyan hat a párolgás mértékére. Megállapították, hogy ugyanolyan szélsebesség mellett a víz mélysége befolyásolja a kád párolgását. 6 ms^{-1} szélsebességnél a párolgás 16 cm és 20 cm (standard) vízmélység esetén nem okoz számottevő eltérést, de 12 cm-nél már lényegesen kisebb a transzpiráció sebessége.

A 3.b ábrán jól látható, hogy a levegő páratartalmának emelkedésével csökken a párolgás mértéke is. Ez megfelelt a várakozásainknak, hiszen adott hőmérsékleten a párás levegő egyre kevesebb nedvességet tud befogadni. A három kezelés közül a hínárral borított „A” kád korrelál a legjobban, itt az R^2 értéke 0,23.

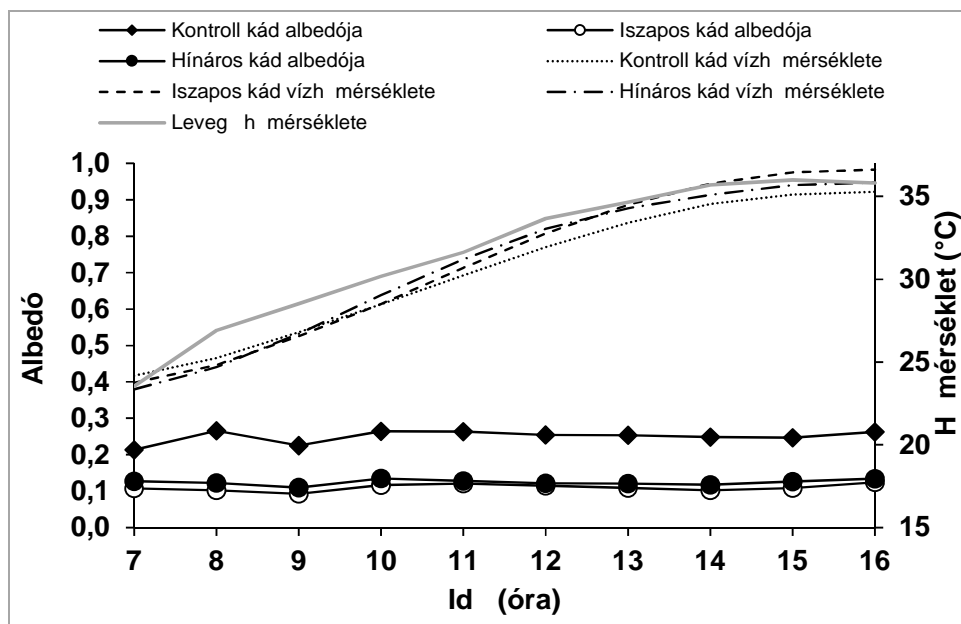


3.ábra. A kádakban mért párolgási értékek és a napi átlagos szélsebesség (a), illetve a napi átlagos légnedvesség (b)
 Figure 2. Evaporation values measured in individual evaporation pans and the daily mean wind speed (a), and daily mean humidity data

Albedó napi menete

A 4. ábrán élesen külön válik a kontroll kezelés albedója, ennek oka, hogy a fehér kádban lévő tiszta víz színe lényegesen világosabb a másik két kádnál. A hí-

nárral borított víztest albedója magasabb az iszappal borítotténál, hisz a növényzet zöldes színe jobban visszaveri a fényt, mint az üledékes kád sötétbarna tartalma.



4.ábra. Az „A” kádak albedója a víz- és a levegő középh mérsékleti értékeivel
 Figure 1. The albedo of "A" pans together with their water and air mean temperature values

A kádak párolgásának összehasonlítása

A 2015-ös évben összességében 2047 g tömeg növényzetet telepítettünk a hínáros kádba. A kísérlet végén újra mértük, 3942 g élő tömeget emeltünk ki. A hínár tömeggyarapodása ebben az évben 1895 gramm volt. A betelepített két hínárfaj mellett megjelent a nagy tüskés hínár (*Najas marina*) is. A párolgási értékeket megvizsgáltuk, a kontroll és az iszapos kezelés között nem találtunk szignifikáns különbséget, míg a hínárral telepített kezelés párolgási értékei különböztek a másik két kádtól ($P < 0,05$).

ÖSSZEFOGLALÁS

A 2015-ben beállított kísérlet három kezelésből állt: egy

kontroll „A” kád mellett egy iszappal borított, illetve egy hínárral telepített kezelés került beállításra. A mért meteorológiai elemek hatással voltak a párolgásra, de csak több változó figyelembe vételével kaphatunk teljes képet. A levegő hőmérséklete és páratartalma mutatta a leggyorsabb összefüggést a tényleges párolgási értékekkel, melyek megfeleltek a várakozásainknak. A kísérletet lehetőség szerint 2016-ban is megismételjük, tovább bővítve a vizsgált környezeti változók körét.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

A kísérlet a TÁMOP-4.2.2.B-15/1/KONV-2015-0004 azonosító számú „A Pannon Egyetem tudományos m helyeinek támogatása” című projekt keretén belül valósult meg.

IRODALOM

Chu C.-R., LI M.-H., Chen Y.-Y., Kuo Y.-H. (2009). A wind tunnel experiment on the evaporation rate of Class A evaporation pan. *Journal of Hydrology* 381: 221–224.

Jacobs A.F.G., Heusinkveld B.G., Lucassen D.C. (1998). Temperature variation in a class A evaporation pan. *Journal of Hydrology* 206: 75-83.

A SZERZŐK

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

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

Simon B., Kucserka T., Anda A., Soós G. (2015). Hínárral és üledékkel rendelkező víztest párolgásának mérése párolgásmérő „A” kádban. *Hidrológiai Közlöny* 95. évf. 2. szám: 59-63

Ubell K. (1958). Nagyobb vízfelületek párolgási veszteségeinek meghatározása párolgásmérők kádjak segítségével. *Idjárás* 62. évfolyam 1. szám: 26-38.

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 élőhelyek fajokra is kiterjed.

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

Bodrog menti holtmedrek elzetes vízkémiai vizsgálata

Tamás Márta, Berta Csaba, Gyulainé Szemerédi Szilvia, Szabó László József, Bácsi István, Gyulai István
Debreceni Egyetem TTK Hidrobiológiai Tanszék, 4032 Debrecen, Egyetem tér 1.

Kivonat

Napjainkban vízkészleteink kihasználtsága egyre nagyobb mértéket ölt, sérülékenyséjük egyre nő. A Bodrog menti holtmedrek jelentős vizes élőhelyek, de méretükkel és mélységükkel adódóan sérülékenyek, állapotuk akár napról napra változik. Elzetes vizsgálatunk célja az volt, hogy felmérjük a Bodrog menti holtmedrek vízkémiai állapotát, megállapítsuk a medrek különbözőségét vagy hasonlóságát. Vizsgálatunk egy több éves kutatás első lépése. A mintavételekre 2015 májusában került sor, hat holtmedren, összesen 59 mintavételi ponton történt mintavétel. A medrek úgy kerültek kiválasztásra, hogy a szlovák határtól kezdve a Tiszáig reprezentálják a sokszínűséget. Mentésített a Keleti Holt-Bodrog egy része, nem mentésített a Bodrogszögi Holt-Bodrog, a Sulc, a Keleti Holt-Bodrog, a Szögi Holt-Bodrog és a Fekete tó. A Fekete tó természetvédelmi kezelés alatt áll. A vízkémiai vizsgálatok során meghatároztuk a vízminták nitrát, nitrát, foszfát, ammónium-ion, valamint klorid tartalmát és a kémiai oxigén igényt. Az eredményekből megállapíthatjuk, hogy a medrek nagy hasonlóságot mutattak, csupán egy-egy paraméter tekintetében tértek el egymástól. Foszfáttartalom tekintetében tavasszal a Sulc vált el. Klorid tekintetében a Fekete-tó, KOI tekintetében pedig a Bodrogszögi Holt-Bodrog különült el a többi medertől mind a tavaszi mind a nyári időszakban.

Kulcsszavak

Bodrog, holtmeder, vízkémia, habitat, makrovegetáció

Preliminary chemical study of oxbows near the river Bodrog

Abstract

Nowadays the uses of water deposits are growing at a fast way. The oxbows near the river Bodrog are significant wetlands, but from their size and depth become vulnerable, their status changes fast day by day. The aims of the preliminary study to investigate the chemical status of the oxbows, and to establish the oxbows differences or similarities. Our study just the first step of a long-term investigation. The sampling took place at May, 2015 in six oxbows in total of 59 sampling sites. The ways by the oxbows were chosen to cover all the area between the Slovakian border and the river Tisza. Part of the Keleti Holt-Bodrog is located in the protected side, but all of the other sampling oxbows are located in the not-protected side. The lake Fekete is under an environmental treatment. So in the chemical parameters nitrate, nitrite, phosphate, ammonium-ion, chloride-ion and COD were analyzed. We found only some differences between the oxbows by reason of the chloride-ion, the COD and the phosphate results.

Keywords

Bodrog river, oxbow, water chemistry, habitat, macrovegetation

BEVEZETÉS

Felszíni vizeink jelentős limnológiai és természetvédelmi értéket képviselnek. Ökológiai szempontból állapotuk fenntartása, megőrzése a legfontosabb feladatunk. Ehhez az adott terület élőlényei és az ott lezajló folyamatoknak az ismerete szükséges.

A Bodrogköz holtmedrei különös figyelmet érdemelnek, mivel ezeknek a vizeknek egy része nem természetvédelmi területen fekszik. Mez gazdasági művelés alatt álló területek veszik körül őket, ahonnan jelentős mennyiség terhelés juthat be a vizekbe. Ezen szennyező és serkentő anyagok felgyorsíthatják a természetes eutrofizáció folyamatát, megváltoztatva ezzel a terület tájképét, geográfiai viszonyait és életközösségeit. Célunk, hogy ezeket a folyamatokat észleljük, és hozzájáruljunk a terület megőrzéséhez. Jelen vizsgálatunk egy kiterjedtebb kutatássorozat első szakasza. Célunk volt megismerni a Bodrog menti holtmedrek állapotát. A Bodrog menti holtmedrek a szemisztatikus vízforgalmú medrek közé sorolhatóak, ezért jelentős változások zajlanak le bennük, mint amilyen például feltöltődés. Célunk volt továbbá megismerni azt, hogy ezen változások összességében hogyan hatnak az élőhelyekre és a medrekre.

ANYAG ÉS MÓDSZER

Munkánk során a Bodrog bal partján elhelyezkedő holtmedrek vizének kémiai változóit vizsgáltuk. A mintavételek 2015. tavaszi (máj. 4-8.) és nyári (aug. 24-28.) időszakban történtek. Tavasszal hat, míg nyáron hét medret jártunk végig. Ezeket kiegészítve a Bodrogból kontroll mintát vettünk. A kémiai változókon kívül fizikai paramétereket is mértünk, és a mintavételi pontokon florisztikai felmérést is végeztünk, hogy még pontosabb képet kapjunk a terület ökológiai állapotáról (ezek azonban ebben a tanulmányban nem szerepelnek). A mintavételi helyek kijelölésénél törekedtünk arra, hogy minden meder esetében legyen nyílt vizes és makrovegetációs élőhely.

A mintavételek a következő holtmedrekben történtek: Keleti Holt-Bodrog (mentésített) 11 mintavételi hellyel (KBM), Keleti Holt-Bodrog (nem mentésített) 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 és egy kontroll mintával a Török-éri csatornából (TO), amit csak a nyári mintavételi időszakban vizsgáltunk meg.

A vízmintákat fagyasztva tároltuk egészen a laboratóriumi feldolgozásig. A vizek kémiai oxigén igény vizsgálatát sz retlen, míg a többi mérést (klorid, ammónium-ion, nitrit-N, nitrát-N, foszfát) sz rt mintából végeztük el *Felföldy (1987)* és *Németh (1998)* módszerei alapján. A nyári id szakban sajnos sok mintavételi pontot elvesztettünk a vízszint csökkenése miatt, mivel ezek a területek kiszáradtak, vagy megközelíthetetlené váltak. Így a tavaszi 59 pontból nyárra az új mintavételi mederrel, a Török-érrel együtt is csak 40 maradt. Hasonló állapotokkal találkoztak *Nagy és társai (2004)* a Lónyai-f csatornán.

Az adatok statisztikai feldolgozása során a medreket (összes mintavételi hely) a tavaszi és nyári id szakban NMDS segítségével hasonlítottuk össze. Azoknál a mintavételi helyeknél (összesen 36), ahol volt tavaszi és nyári mintavétel is, az elvégzett PCA-t követ en az adott kémiai paraméterek tavaszi és nyári értékeit párosított tesztekkel hasonlítottuk össze. A normalitás vizsgálat (Shapiro-Wilk teszt) eredménye alapján t-próbát (normál eloszlás esetében) és Wilcoxon tesztet (nem normál eloszlás esetében) alkalmaztunk. A statisztikai elemzéseket Past programmal végeztük el (*Hammer és társai 2001*).

EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK

A tavaszi mintavétel idején a vizsgált medrek a kémiai paraméterek tekintetében jelent s átfedést mutatnak (*1. A ábra*), ami a medrek vízének nagyfokú hasonlóságára utal. A Szögi Holt-Bodrog mintavételi helyei kémiai paramétereiben van a legnagyobb eltérés és ez a meder nagy átfedést mutat minden más mederrel. Az *1. A áb-*

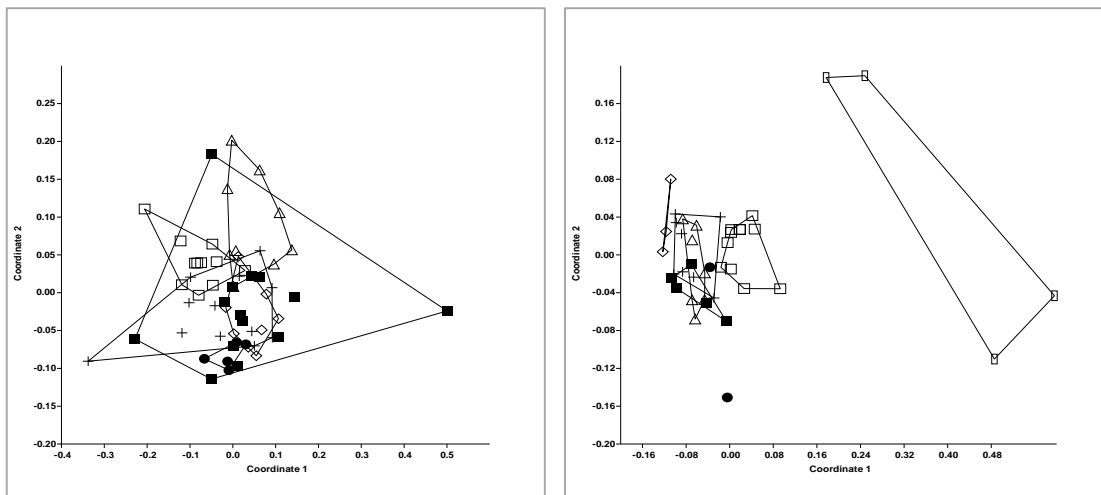
ráról az is látható, hogy a Keleti Holt-Bodrog vízének összetétele kis mértékben különbözik más medrek vizét l.

A nyári mintavételek eredményei szerint a vizsgált vizek már több különböz séget mutatnak. Az NMDS eredménye szerint a nem mentesített és a mentesített Keleti Holt-Bodrog, valamint a Török-ér és a Bodrog kontroll teljesen elkülönülnek a többi medert l (*1. B ábra*). Az ábráról az is látható, hogy az utóbbi két hely mintavételi pontjai egymástól is lényegesen különböznek. Az eredmények arra is utalnak, hogy a Fekete-tó, a Sulc, a Szögi Holt-Bodrog és a Bodrogszögi Holt-Bodrog holtmedrek vizeinek kémiai paramétereiben különbségek ebben az id szakban nincsenek.

A vizek foszfát tartalmát tekintve a Sulc kiválik a többi meder közül, mivel itt volt a legmagasabb a koncentráció a tavaszi mintavétel idején.

A Török-ér csak a nyári id szakban lett vizsgálva, viszont nagy jelent séggel bír, hogy minden paraméter esetében eltérést mutatott a többi medert l, sokkal magasabb koncentrációkat figyeltünk meg az esetében.

A nitrogénformák közül az ammónium-ion a lényeges paraméter, tápanyag ellátottság és az eutrofizáció szempontjából. A koncentráció minden meder esetében emelkedett, a legnagyobb mérték a Keleti Holt-Bodrog mentesített szakaszánál volt tapasztalható. A Török-ér esetében itt is kimagasló eredményeket kaptunk, a többi holtágtól eltér en, ami a környez szántóföldekr l be-mosódó anyagoknak a következménye lehet.



1. ábra. A tavaszi (bal) és nyári (jobb) minták kémiai paramétereire elvégzett NMDS eredményei (Magyarázat: ■ Bodrogszögi Holt-Bodrog, ■ Szögi Holt-Bodrog, □ Keleti Holt-Bodrog (mentesített), □ Keleti Holt-Bodrog (nem mentesített), <Sulc, U Fekete-tó, ▽ Török-ér és Bodrog kontroll)

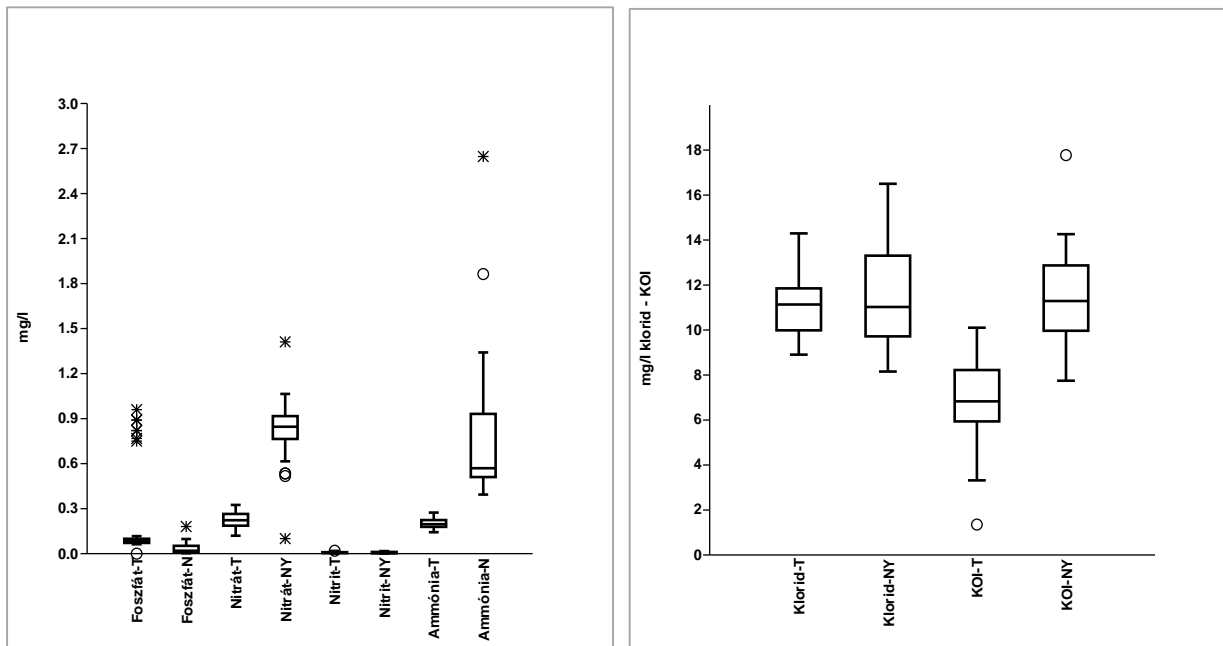
Figure 2. NMDS results on chemical parameters of spring (left) and summer (right) samples

A helyszíni vizsgálatokat és a laboratóriumi feldolgozást követ en megállapíthatjuk, hogy a holtmedrek némelyike mez gazdasági és egyéb terhelésnek van kitéve, ami jelent sen befolyásolja vízkémiai állapotukat. A tavasszal és nyáron egyaránt mintázott mintavételi pontokra elvégzett PCA a két id szak szórásfelhínek jó elkülönülését mutatja. A biplot eredménye szerint a két id szak szétválásáért f leg a KOI és a klorid koncentrációk a felel sek.

A mintavételi pontokat együtt kezelve megállapítható, hogy a foszfát koncentráció tekintetében tavasszal, a nitrát és ammónia koncentráció tekintetében pedig nyáron volt jelent s a variáció (*2. ábra*). A párosított tesztek eredményei arra utalnak, hogy a foszfát koncentráció mediánja tavasszal szignifikánsan nagyobb volt (0,084 mg/l), mint nyáron (0,021 mg/l) (Wilcoxon W=610, z=4,35, p<0,0001). Ugyanakkor nyáron a nitrát (0,847 mg/l) és ammónia (0,582 mg/l) mediánja, valamint a KOI

átlagértéke (11,296 mg/l) szignifikánsan alacsonyabb (Wilcoxon $W=665-666$, $z=5,22-5,23$, $p<0,0001$), mint tavasszal (rendre 0,226; 0,196 és 6,851 mg/l). A nitrit és

klorid ionok koncentrációjában a két id szak között nem volt szignifikáns különbség (Wilcoxon $W=346$; $z=0,21$; $p=0,838$ és $t=1,07$; $p=0,296$)



2. ábra. A vizsgált vízkémiai paraméterek változása a tavaszi (T) és nyári (NY) id szakban
 Figure 2. Changes of investigated water chemistry parameters in spring (T) and summer (NY) period

ÖSSZEFOGLALÁS

A holtmedrek tavaszi és nyári vizsgálata kimutatta, hogy igen érzékeny vízterekre l van szó. Szerves anyagban közepes értékeket mutató vizek, melyek a nyári id szakban szinte egyt l-egyig 100%-os növényi borítottsággal bírnak, a Fekete tavat és a Keleti Holt-Bodrog mentesített szakaszát kivéve. A víz szintje mindenhol jelent sen csökkent, melyben egyéb tényez k mellett jelent s szerepet játszhatott a nyári szárazság is. A Török-ér helyzete a legérdekesebb, mert nagymértékben különbözött a többi medert l, aminek valószínűleg a földm velésb l származó terhelés az oka.

Az eredmények arra utalnak, hogy a vízkémiai paraméterek tekintetében a holtmedrek között tavasszal nagyobb, nyáron pedig kisebb hasonlóság tapasztalható, ami els sorban a foszfát, nitrát, ammónia és KOI értékek változásával magyarázható.

Természetvédelmi szempontból fontos, hogy megpróbáljuk óvni és fenntartani, esetleg javítani a holtmedrek állapotát, hogy a Bodrogköz a jövőben is hasonló képet mutasson.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

A publikáció/poszter 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 Eco- Science Kft. támogatását.

IRODALOM

Felföldy, L. (1987). A biológiai vízmin sítés alapjai, 4 b vített és javított kiadás, Országos Vízügyi Hivatal, Budapest

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

Nagy S. A., Dévai Gy., Takács P., Gecsei J. (2004). Helyszíni vízvizsgálatok a Lónyai-f csatornán és f bb mellékvízfolyásain – Hidrológiai Közlöny 84(5-6): 94-96.

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

Szemiakvatikus növények tápanyag-akkumulációja létesített vizes élőhelyeken

Tóth Flórián, Berzi-Nagy László, Gál Dénes, Kerepeczki Éva

Nemzeti Agrárkutatási és Innovációs Központ, Halászati Kutatóintézet, 5540 Szarvas, Anna-liget 8.

(E-mail: toth.florian@haki.hu)

Kivonat

A NAIK Halászati Kutatóintézet területén kialakított vizes élőhelyi vízkezelő rendszer több mint 10 éve hatékonyan kezeli egy intenzív afrikai harcsanevel (*Clarias gariepinus*) telep elfolyóvizét. A bekerült tápanyagok egy része növényi biomasszaként hasznosul, mely során légköri CO₂ is megkötődik. Jelen munkánkban a 2015 márciusában mért növényi biomassza tömegének és tápanyagtartalmának értékeit mutatjuk be, valamint megadjuk a növényi biomasszával eltávolítható nitrogén és foszfor mennyiségét. A vízkezelő rendszer négy tóból áll, melyből kettő stabilizációs tóként (W1-W2), egy közönséges nád (*Phragmites australis*), és egy gyékény (W4) (*Typha spp.*) dominanciájú vízínövényes tóként funkcionál. Az átlagmintákban mért koncentrációk a nád hajtásában Kjeldahl-N: 5,00 g/kg, ÖP: 0,40 g/kg, a rizómában Kjeldahl-N: 15,40 g/kg, ÖP: 1,57 g/kg voltak. A gyékény esetében a hajtásban Kjeldahl-N: 4,90 g/kg, ÖP: 0,41 g/kg, és a rizómában Kjeldahl-N: 26,80 g/kg, ÖP: 3,72 g/kg volt. A letermelhető növényi biomassza a nádas tóban 3598 kg szá. (1,91 kg/m²), a gyékényes tóban 2124 kg szá. (0,79 kg/m²) volt, melynek Kjeldahl-N tartalma a nád esetében 17,98 kg (9,56 g/m²), míg a gyékény esetében 10,41 kg-ot (4,06 g/m²) tett ki; a nád foszfor tartalma 1,45 kg (0,77 g/m²), a gyékényé 0,88 kg (0,35 g/m²) volt. A rizóma/hajtás koncentráció aránya a nádmintákban Kjeldahl-N esetében 3,08, míg a foszfornál 3,90; a gyékénymintákra vonatkozóan ezek az értékek 5,47 és 8,99 voltak.

Kulcsszavak

tápanyagok, létesített vizes élőhely, elfolyóvíz, nád, gyékény

Nutrient-accumulation of semiaquatic plants in constructed wetlands

Abstract

A constructed wetland system in the area of the NARIC Research Institute for Fisheries and Aquaculture function as a water treatment system which effectively manages the effluent water of an intensive African catfish (*Clarias gariepinus*) rearing plant for more than 10 years. Some of the nutrients in the wastewater were recycled as plant biomass and CO₂ of the atmosphere were also absorbed during this process. In our current work the mass and nutrient content of the plant biomass are shown and the amount of removable nitrogen and phosphorus contents are also given. The water treatment system consists of four ponds, two of them are stabilization ponds (W1-W2). The third (W3) is a plant based wetland with common reed (*Phragmites australis*) dominance, and the last one (W4) is planted with bulrush (*Typha spp.*) species. Average concentrations of the nutrients in stem of reed were: Kjeldahl-N: 5.00 g/kg, TP: 0.40 g/kg, in rhizome of reed: Kjeldahl-N: 15.40 g/kg, TP: 1.57 g/kg. In the stem of the bulrush the nutrient concentrations were the following: Kjeldahl-N: 4.90 g/kg, TP: 0.41 g/kg, in rhizome of bulrush: Kjeldahl-N: 26.80 g/kg, TP: 3.72 g/kg. The harvestable plant biomass in the unit W3 was 3598 kg dry matter (1.91 kg/m²) and in the unit W4 was 2124 kg d. m. (0.79 kg/m²). The removable nutrient content was the following: Kjeldahl-N of reed: 17.98 kg (9.56 g/m²), and of bulrush: 10.41 kg-ot (4.06 g/m²), TP of reed 1.45 kg (0.77 g/m²), and of bulrush: 0.88 kg (0.35 g/m²). The concentration ratios of rhizome/stem were: Kjeldahl-N of reed: 3.08, TP of reed: 3.90; in case of the bulrush samples these values were 5.47 and 8.99.

Keywords

nutrients, constructed wetland, effluent, reed, bulrush

BEVEZETÉS

A különböző eredetű mezőgazdasági elfolyóvizek jelentős terhelést okoznak a befogadó víztestre nézve a bennük lévő magas lebegőanyag-, nitrogén- és foszfortartalom miatt. Az akvakultúra fejlődésével egyre több intenzív halnevelő telep épült, melyek elfolyóvize hasonló kémiai jellemzőket mutat. A létesített vizes élőhelyek alkalmasak a vizek környezetbarát kezelésére azért, hogy a bennük élő mikrobiális és makroszkópikus szervezetek felveszik, átalakítják, és részben hasznosítják a kibocsátott tápanyagokat, valamint a légköri szén-dioxid megkötésében is szerepet játszanak.

A NAIK Halászati Kutatóintézet területén kialakított vizes élőhelyi vízkezelő rendszer stabilizációs és szemiakvatikus növényekkel telepített tavaival több, mint 10 éve hatékonyan kezeli egy intenzív afrikai harcsanevelő (*Clarias gariepinus*) telep elfolyóvizét. Jelen munkánkban a 2015 márciusában mért növényi biomassza tömegének és tápanyagtartalmának értékeit mutatjuk be,

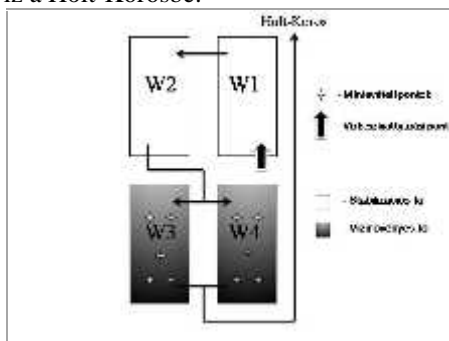
valamint megadjuk a növényi biomasszával eltávolítható nitrogén és foszfor mennyiségét.

ANYAG ÉS MÓDSZER

A létesített vizes élőhelyi vízkezelő rendszer 2000-ben lett kialakítva a NAIK Halászati Kutatóintézet négy belső tavából. Ezekből kettő stabilizációs tóként (W1-W2), egy közönséges nád (W3) (*Phragmites australis*), és egy gyékény (W4) (*Typha spp.*) dominanciájú vízínövényes tóként funkcionál. A stabilizációs egységek 2500 m² területűek, a nádas tó területe 1980 m², a gyékényes tó pedig 2700 m². A stabilizációs tavakban az átlagos vízmélység 1,5 méter, míg a vízínövényesekben 0,5 méter.

Az intenzív afrikai harcsanevelő telep elfolyóvizét közvetlenül a W1 jelzésű stabilizációs tóba szivattyúzzák. Innen a W2-es stabilizációs tóba gravitációs úton jut a víz, majd az eddig sorosan kapcsolt rendszerből 50-50%-os arányban párhuzamosan áramlik tovább a vízínövényes tavakba (W3-W4), melyek közül az egyik (W3) a

közönséges nád (*Phragmites australis*), a másik (W4) gyékényfajok (*Typha latifolia*, *Typha angustifolia*) dominanciáját mutatja. Végül közös kifolyón keresztül jut a kezelt víz a Holt-Körösbe.



1. ábra. A létesített vizes élőhely vízkezelő rendszerének vázlata

Figure 1. Schematic diagram of constructed wetland water treatment system

A rendszerbe a harcsanevel telep teljes elfolyóvize kerül, ami évente kb. 225 000 m³. A makrofita mintavételre 2015 márciusában került sor. Növényes tavanként öt mintavételi helyünk volt, a tó egy-egy negyedének köze-

pén valamint ezek metszéspontjánál (1. ábra). Minden mintahelyen rizómát, valamint 1 négyzetméteres kvadrátokban a növények üledék feletti részét gyűjtöttük. A mintákból kémiai összetétel-vizsgálat történt az Öntözési és Vizgazdálkodási Önálló Kutatási Osztály Környezetanalitika Központ Vizsgáló Laboratóriumában. A vizsgálatok típusát valamint a vizsgálati módszert az 1. táblázat tartalmazza. A tavakból gyűjtött biomassza tömegét is lemértük, ami alapján megbecsültük a tavakban felövő összes növényi biomasszát.

EREDMÉNYEK

A növényi biomassza adatok szerint az öt kvadrát össztömege 11,2 kg volt a nádas tóban és 13,8 kg a gyékényes tóban. Ezek alapján a letermelhető összes növényi biomasszát a rendszerben száraztömegben számolva 3598 kg (1,91 kg/m²) nádnak, valamint 2124 kg (0,79 kg/m²) gyékénynek becsültük. A korábbi évek tapasztalata alapján a rendszerbe évente átlagosan közel 6100 kg nitrogén és 750 kg foszfor került a befolyt vízzel, ami ennek 40 illetve 32 százalékát távolította el. Legjobb hatásfokot a lebegőanyag eltávolításban érte el, mivel a lebegőanyag 90 százalékkal csökkent a rendszeren való átfolyás során (2. táblázat).

1. táblázat. A kémiai paraméterek vizsgálati típusai és módszerei
Table 1. Analysis techniques and methods of chemical parameters

Vizsgált paraméter	A vizsgálat típusa	A vizsgálati módszer
Száranyag	tömegmérés	MSZ-08-0205:1978
Izzítási veszteség	tömegmérés	MSZ-08-0205:1978
Kjeldahl-nitrogén	acidimetria	MSZ EN ISO 5983-2:2005 (visszavont szabvány)
Foszfor	ICP-OES	MSZ-08-1783-28:1985

2. táblázat. A létesített vizes élőhely vízkezelő rendszerbe be- és onnan kifolyó víz- és tápanyag mennyiségek
Table 2. Inflow and outflow amounts of water and nutrients of constructed wetland water treatment system

	Víz mennyiség	Szerves lebegőanyag		N		P	
	m ³	mg/dm ³	kg	mg/dm ³	kg	mg/dm ³	kg
1-esbe befolyt elfolyó	226991	61,36	13928	26,93	6113	3,38	768
1-esbe befolyt friss	46952	5,58	261	2,20	103	0,19	8
3-asból kifolyt	157566	5,99	943	16,25	2560	2,26	356
4-esből kifolyt	84768	5,53	469	13,92	1180	2,03	172
Összes bekerült	273943		14190		6216		777
Összes távozó	242334		1412		3740		528
Különbség	31609		12777		2475		248
Hatásfok (%)			90		40		32

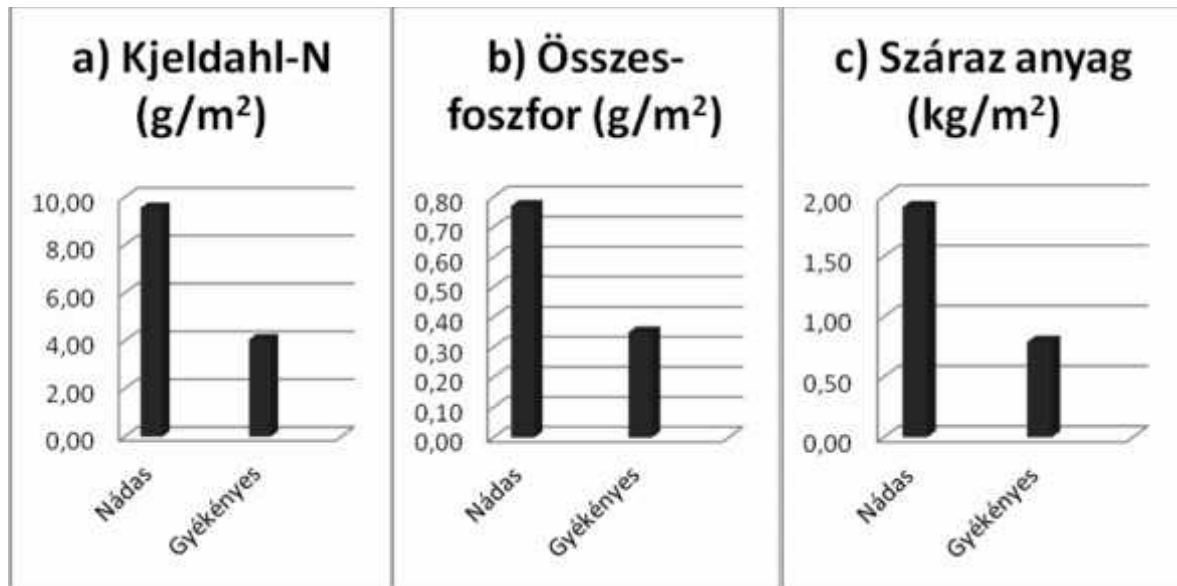
A nádhajtásban 17,98 kg (9,56 g/m²; 5,00 g/kg) Kjeldahl-nitrogén mennyiséget, és 1,45 kg (0,77g/m²; 0,40 g/kg) összes foszfor tartalmat mértünk. A gyékényhajtás 10,41 kg (4,06 g/m²; 4,90 g/kg) Kjeldahl-nitrogént és 0,88 kg (0,35g/m²; 0,41 g/kg) összes foszfort tartalmazott (2. ábra).

A rizóma/hajtás koncentráció aránya a nádmintákban Kjeldahl-nitrogén esetében 3,08, míg a foszfornál 3,90; a gyékénymintákra vonatkozóan ezek az értékek 5,47 és 8,99 voltak (3. ábra). A meglévő adatok alapján az összes növényi hajtásban az éves bekerült nitrogén 0,47 %-a, míg a bekerült foszfor 0,31 %-a raktározódik el.

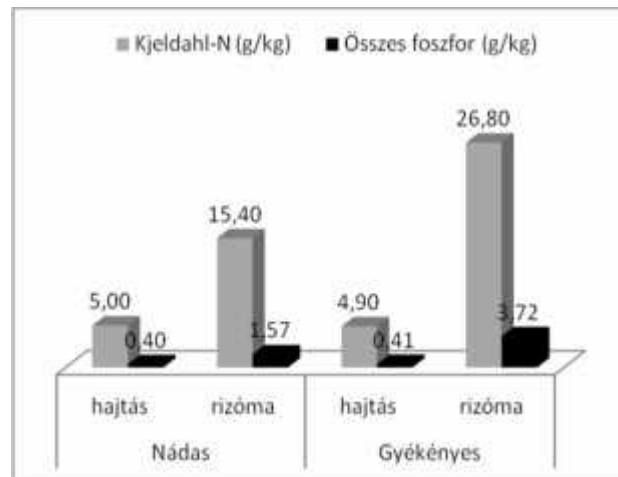
EREDMÉNYEK ÉRTÉKELÉSE

A létesített vizes élőhely hatékonyan kezeli az intenzív affri-

kai harcsanevel telep elfolyóvizét. A jelentős (90 %) lebegőanyag eltávolítási hatékonyság mellett a 40 illetve 32 százalékos nitrogén- és foszfor-eltávolítás is hatékonynak mondható. A szemiakvatikus növények nagy mennyiségben kötik meg a vízben lévő nitrogén- és foszforformákat. Habár a növény a téli időszakban főleg a rizómájában raktározza a tápanyagokat, a hajtások évenkénti aratásával is eltávolítható a rendszerbe bekerült tápanyagok egy része, sőt a nád és a gyékény esetleges értékesítésével pluszbevétel érhető el. Évi két aratással a hatékonyság fokozható lehetne, kiváltképp, mert vegetációs időszakban a hajtás tápanyagtartalma magasabb, és az nem a rizómában koncentrálódik. Hosszabb nyári időszak után szükséges az üledék felső rétegeinek kitermelése a felhalmozódott tápanyagok eltávolítása érdekében.



2. ábra. A vízönvényes tavak m²-re vonatkoztatott Kjeldahl-nitrogén-, foszfor- és száraz anyag tartalma a növények hajtásában
Figure 2. Kjeldahl- N, Total phosphorus and dry material content in plant stems per m² in the vegetated ponds



3. ábra. A vízönvényes tavak Kjeldahl-nitrogén és foszfor tartalmának aránya
Figure 3. The share of Kjeldahl-Nitrogen and Phosphorus content in the vegetated ponds

A SZERZŐK



TÓTH FLÓRIÁN 2014-ben biológusként (MSc) végzett a Szegedi Tudományegyetemen. 2014 óta az FM által indított NAIK Kutatói utánpótlást el segít program 2-ben fiatal kutatói státuszban vesz részt. PhD tanulmányait 2015-ben kezdte meg az SZTE Környezettudományi Doktori Iskolájában. 2014- és 2015 között intézeti mérnökként, illetve 2015-től tudományos segédmunkatársként végez munkát a NAIK Halászati Kutatóintézetében.

BERZI-NAGY LÁSZLÓ 2011-ben biotikus szakirányú hidrobiológus (MSc) fokozatot szerzett a Debreceni Egyetemen. 2011-ben megkezdte tanulmányait a Debreceni Egyetem Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola hallgatójaként. 2014-től a Nemzeti Agrárkutatási és Innovációs Központ (NAIK) Halászati Kutatóintézetének alkalmazottja, tudományos segédmunkatársi státuszban.

DR. GÁL DÉNES 1998-ban agrármérnökként végzett a Pannon Agrár-tudományi Egyetemen. Doktori fokozatát 2007-ben a Debreceni Egyetemen szerezte meg. 1999-től a Haltenyésztési Kutatóintézetben, majd később a Halászati és Öntözési Kutatóintézetben tudományos segédmunkatárs, tudományos munkatárs, témacsoportvezető-helyettes, tudományos főmunkatárs, illetve osztályvezetői státuszban végzett tudományos munkát. 2014-től a NAIK Halászati Kutatóintézetének intézetigazgatója, illetve tudományos főmunkatársa.

DR. KERÉPECZKI ÉVA 1998-ban ökológus ágazatú biológusként végzett a József Attila Tudományegyetemen. 2006-ban doktori fokozatot szerzett (PhD) környezeti tudományokból a Debreceni Egyetemen. 1999-től a Haltenyésztési Kutatóintézetben, majd később a Halászati és Öntözési Kutatóintézetben tudományos segédmunkatárs, tudományos munkatárs, majd tudományos főmunkatársként végzett tudományos munkát. 2015-től a NAIK Halászati Kutatóintézetében osztályvezetői státuszban dolgozik.

Szennyvíziszapra telepített kosárfonó f z (*Salix viminalis* L.) csemeték fitoremediációs sikerességének vizsgálata

T zsr Dávid és Lakatos Gyula

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

Kivonat

Munkánk során a Debrecen délnyugati peremén fekv Lovász-zugi tórendszer fémtartalmú szennyvíziszapjára telepített kosárfonó f z (*Salix viminalis* L.) egyedek egészségi állapotát vizsgáltuk. A szennyvíziszap minták elemanalitikai összetételét alapján a tórendszert szennyezett (középs), mérsékelt szennyezett (déli) és enyhén szennyezett (északi) területekre tagolták korábbi vizsgálatok alapján. Kutatási hipotézisünk szerint a legszennyezettebb középs területen találhatóak a legkedvez tlenebb egészségi állapotú egyedek. Eredményeink alapján a legszennyezettebb középs tőegység és az oda telepített f z fák egészségi állapota között összefüggést tapasztaltunk, ugyanis itt találtuk a legkedvez tlenebb állapotú füzeket. A másik két, kevésbé terhelt területegységen a *Salix viminalis* kondíciója a fémszennyezéssel korrelálva, a középs részhez képest kedvez bbnek adódott.

Kulcsszavak

fémszennyezés, fitoremediáció, Lovász-zug

Study of the phytoremediation success of basket willow (*Salix viminalis* L.)

Abstract

Through their life processes, plants are able to indicate the degree of contamination of a contaminated land. In our work remediation of the Lovász-zugi settling ponds were studied with using the assessment of condition of *Salix viminalis* samplings. By means of professional estimation and a relevant published condition evaluation 500, 250 and 200 trees were studied from three parts of the area (northern, middle and southern areas). Our results demonstrated that strong correlation was found between the high rate of contamination in the middle part of the studied area and the condition of *S. viminalis* individuals. Our results proved that the most unfavourable tree condition was observed on the most contaminated middle area. Moreover, trees grown on the moderately polluted sewage sludge of the southern and northern areas could be found in more favourable condition. In conclusion, the condition study requires further research to make statement regarding the success of the remediation project.

Keywords

metal contamination, phytoremediation, Lovász-zug

BEVEZETÉS

Az emberi tevékenységek során fémekkel szennyezett talajok és üledékek kezelése a jelenkor egyre nagyobb figyelmet követel kihívása (*Nazir és társai 2011*). Számos korábbi tanulmány már bizonyította, hogy a növények kiválóan alkalmasak szennyezések kimutatására (*Simon és társai 2011, 2014*). A költséges hagyományos eljárások mellett manapság el térbe kerülnek az olyan alternatív módszerek, mint a fitoremediáció, mely a szennyezett közeg zöld növények által történ tisztítását jelenti (*Salt és társai 1998, Greipsson 2011*). A szennyez fémek hatékony eltávolításának feltétele a közeg mérsékelt koncentrációjú terheltsége, az alkalmazott növény gyors növekedési üteme, magas biomassza hozama, illetve jelent s fémakkumulációs képessége (*Meers és társai 2007*). A f z félék (*Salicaceae*) családjába tartozó fajok a felsorolt el nyös tulajdonságokkal egyaránt rendelkeznek (*Mlecsek és társai 2010*). Munkánk során egy magas nehézfém-koncentrációjú szennyvíziszap által tartósan árasztott terület szennyezettségét becsültük telepített kosárfonó f z (*Salix viminalis* L.) egyedek egészségi állapotának felmérése alapján.

ANYAG ÉS MÓDSZER

Vizsgálatainkat a Debrecen délnyugati részén elhelyezked Lovász-zugi tórendszer területén végeztük (*I. ábra*). Az ülepít tőegységek további használata az id k folyamán szükségtelessé vált, így sor kerülhetett azok

remediációjára. 2013-ban, fitoremediációs céllal, 5x8 méteres elrendezésben, 5800 db 20 cm-es kosárfonó f z csemetét telepítettek a 26 ha összterület tómederre. Egy környezetvédelmi felülvizsgálat során 13 fúráspon alapján elvégezték az iszap f bb fizikai és kémiai paramétereinek meghatározását. A minták szerves anyag- és szárazanyag-tartalmának változása alapján a területet északi, középs és déli egységekre tagolták. Elemanalitikai vizsgálatokkal megállapították, hogy az iszap számos, jelen koncentrációjában toxikus hatású fémet tartalmaz, melyek legnagyobb koncentrációban els sorban a középs részen, magas értékekkel a déli részen, illetve mérsékelt koncentrációban az északi egységben vannak jelen.

Vizsgálataink során az egykori ülepít északi (N=500), középs (N=250) és déli (N=200) részén elvégeztük a f z fák egészségi állapotának felmérését, 2014. júniusában. Emellett a területen fitocönológiai felmérést is végeztünk.

A terepi munka során megmértük a fás-szárúak magasságát, szakért i becsléssel pontosítottuk a csemeték kondícióját, illetve valamennyi növényről fényképet készítettünk. A kapott adatok alapján a facsemeték egészségi állapotának meghatározását *Webster (1978)* munkája segítségével végeztük el. Ez alapján egy fa komplex min sítéséhez megvizsgáltuk a törzs állapotát (1-5-ig terjed pontszám, ahol az 5 a legkedvez bb állapot megletét jelöli), a növekedési ütemet (1-3), a fatest teljességét

(1-5), a kórokozók és betegségek meglétét (1-3), a korona és levelek fejlettségét (1-5), illetve a várható élettartamot (1-3). Az így kapott pontszámokat összegezve egy adott csemetét a nagyon rossz (6-9 pont), rossz (10-13), elfogadható (14-18), jó (19-22) vagy kiváló (23-26) kategóriába soroltuk.



1. ábra. A Lovász-zugi tórendszer (Forrás: Google Earth)
Figure 1. The Lovász-zug lake system (Source: Google Earth)

A begyjtött adatok kiértékelése céljából az IBM SPSS Statistics 21, Microsoft Excel 2003, illetve 2007 szoftvereket vettük igénybe. A feldolgozás során kanonikus diszkriminancia-analízist, leíró statisztikát, a varianciák homogenitását vizsgáló Levene-tesztet, ANOVA- és Kruskal-Wallis tesztek alkalmaztunk.

EREDMÉNYEK

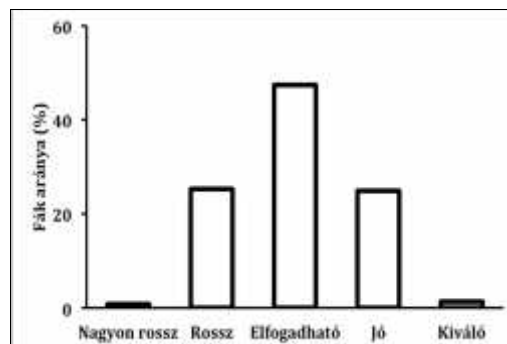
Az északi részen található fzfák egészségi állapota alapján az 500 db egyed közül mindössze 4 db tartozott a *nagyon rossz* kategóriába (2. ábra). *Kiváló* min sítést is csupán 7 db egyed kapott, míg a *rossz* és *jó* kategóriákba a fák egynegyed-egynegyed része tartozott. Elfogadható kondíciójúnak 237 db fűzet találtunk.

Mindezek ismeretében megállapítottuk, hogy az északi rész egy átlagos egyede 16,2-es értékkel az *elfogadható* egészségi kategóriába sorolható.

A középső rész esetében a nagyon rossz és a kiváló egyedek igen alacsony számban (1, illetve 4 db) és arányban (3. ábra) képviselték magukat, míg a legtöbb (127 db) csemete csupán a *rossz* besorolást kapta. 88 db elfogadható és 30 db jó állapotú egyedét rögzítettünk. Az átlagos kondícióérték 14,6 volt.

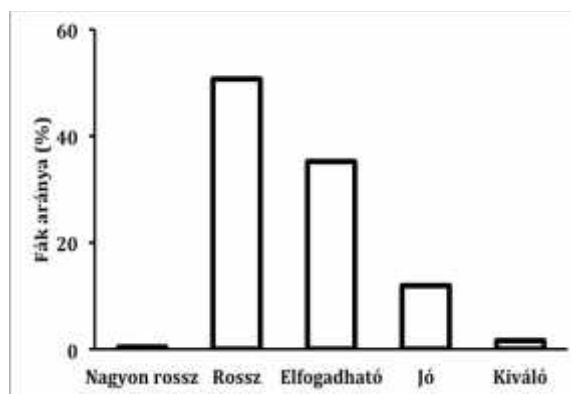
A déli tőegység fás szárúinak kondíciójában az el z - ekhez képest kiegyenlített és mutatkozott (4. ábra). Na-

gyon rossz állapotú fát a korábbiakhoz hasonlóan csak elvétve (2 db) találtunk. Az egyes kategóriákban szereplő növények arányának változása révén 71 db rossz, 51 db elfogadható, 56 db jó, valamint 20 db kiváló egészségi állapotú egyedét regisztráltunk. A déli tőegységben az átlagos kondíció 16,6 volt, azaz elfogadható.



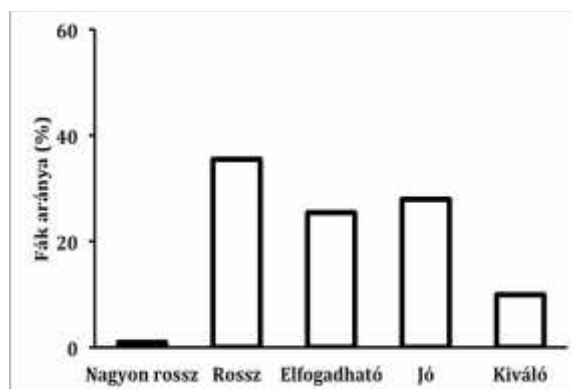
2. ábra. Az északi területegységen felmért fzfák egészségi állapota

Figure 2. The health status of willows assessed in the northern area



3. ábra. A középső területegységen felmért fzfák egészségi állapota

Figure 3. The health status of willows assessed in the middle area

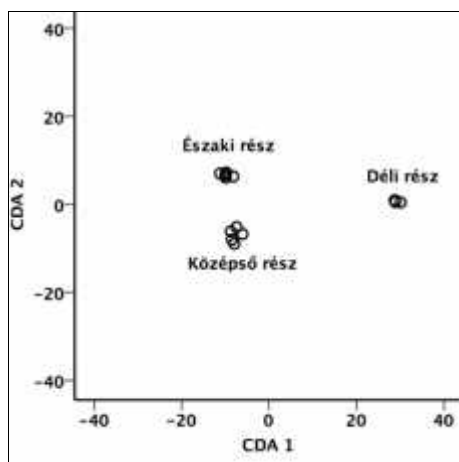


4. ábra. A déli területegységen felmért fzfák egészségi állapota
Figure 4. The health status of willows assessed in the south area

A fémkoncentrációk korábbi id szakból származó adatai alapján a kanonikus diszkriminancia-analízis alkalmazásával megállapítottuk, hogy a három tőegység elemkoncentrációik tekintetében eltér egymástól (5. ábra).

Az iszap elemösszetételét tekintve 22 olyan elem (Ag, Bi, Ca, Co, Cr, Cu, Fe, Ga, Mo, Na, Ni, Sb, Se, Sn, Sr,

Tl, U, Zn, illetve a toxikus, nem-esszenciális fémek közül az As, Cd, Hg, Pb) van jelen, melyek töegységek közötti koncentrációi ANOVA alapján szignifikánsan ($p < 0,05$) különböz ek. Ezen elemekre Tukey-tesztet alkalmazva az eloszlásmintázatok hat eltér csoportját figyeltük meg. Az Ag az egyedüli elem, mely esetében valamennyi terület között szignifikáns különbség áll fenn, koncentrációjának maximuma pedig egyedüli elemként a déli töegységben található. Az As, Bi, Cu, Mo, Na, Sb és Sn esetében az északi és középs , illetve az északi és a déli rész között tapasztaltunk különbséget, míg a magasabb koncentrációk a további elemekhez hasonlóan a középs részben jelentkeznek. A Ca, Cd, Fe, Ga, Hg, Se és Sr azon elemek, melyek koncentrációja csupán az északi és középs részek között tér el szignifikánsan. A Co, Cr, Ni, Pb és Tl esetében szignifikáns eltérést az északi és középs , illetve a középs és déli részek között tapasztaltunk. Az U az egyetlen elem, melynél a középs és déli részek között szignifikáns különbséget tapasztaltunk, míg a Zn az egyedüli, mely koncentrációjának középs töegységi maximuma mellett valamennyi terület között szignifikáns eltérést mutat.



5. ábra. A 3 töegység kanonikus diszkriminancia-analízise (CDA)

Figure 5. Canonic discriminance analysis of 3 lake units

KÖVETKEZTETÉSEK

A Lovász-zugi törendszer fitoremediációs célú felmérése során telepített kosárfonó f z (*Salix viminalis* L.) csemeték egészségi állapotát tanulmányoztuk. A f z fák kondíciójának értékelése során arra a következtetésre jutottunk, hogy a legkedvez tlebb egészségi állapotú egyedek (14,6-os érték) az iszap fémkoncentrációjának függvényében a középs részen találhatóak. Az északi és déli részen hasonlóan kedvez , viszont továbbra is csak az *elfogadható* min sítést kapta egy átlagos egyed (16,2 és 16,6). A statisztikai értékelés igazolta, hogy a három

A SZERZ K



T ZSÉR DÁVID 1990. december 10-én született Debrecenben. Felsőfokú tanulmányait 2010-2013 között az ELTE TTK Földrajz alapszakán, illetve 2013 és 2015 között a Debreceni Egyetem TTK Környezettudomány mesterszakán végezte. 2015 óta a Debreceni Egyetem Juhász-Nagy Pál Doktori

egység elemkoncentrációja tekintetében egymástól elkülönül (CDA). Az ANOVA- és Tukey-teszt alapján az egyes fémek eloszlásának mintázata szerint 6 csoportot különböztethetünk meg. Az Ag kivételével valamennyi elem koncentrációja a középs részen volt a legmagasabb, amely összhangban van az egészségi állapot felmérése során kapott eredményekkel.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Köszönettel tartozunk Fülöp Zoltánnak, a Debreceni Víz Zrt. technológiai vezetőjének, hogy lehet séget biztosított a Lovász-zugi törendszer felmérésére. 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.

IRODALOM

Greipsson, S. (2011). Phytoremediation. *Nature Education Knowledge* 3 (10): 7.

Meers, E., Vandecasteele, B., Ruttens, A., Vangronsveld, J., Tack, F.M.G. (2007). Potential of five willow species (*Salix spp.*) for phytoextraction of heavy metals. *Environmental and Experimental Botany* 60: 57-68.

Mleczek, M., Rutkowski, P., Rissmann, I., Kaczmarek, Z., Golinski, P., Szentner, K., Strazynska, K., Stachowiak, A. (2010). *Biomass productivity and phytoremediation potential of Salix alba and Salix viminalis.* *Biomass and Bioenergy* 34: 1410-1418.

Nazir, A., Malik, R.N., Ajaib, M., Khan, N. Siddiqui, M.F. (2011). Hyperaccumulators of heavy metals of industrial areas of Islamabad and Rawalpindi. *Pakistan Journal of Botany* 43(4): 1925-1933.

Salt, D.E., Smith, R.D., Raskin, I. (1998). Phytoremediation. *Annual Review of Plant Physiology* 49: 643-668.

Simon, E., Braun, M., Vidic, A., Bogyó, D., Fábíán, I., Tóthmérész, B. (2011). Air pollution assessment based on elemental concentration of leaves tissue and foliage dust along an urbanization gradient in Vienna. *Environmental Pollution* 159: 1229-1233.

Simon, E., Baranyai, E., Braun, M., Cserhádi, Cs., Fábíán, I., Tóthmérész, B. (2014). Elemental concentrations in deposited dust on leaves along an urbanization gradient. *Science of the Total Environment* 490: 514-520.

Webster, J.B. (1978). Guide to judging the condition of a shade tree. *Journal of Arboriculture* 4(11): 247-249.

Iskolájának PhD-hallgatója. Kutatásai során nehézfémekkel szennyezett területeken tenyész növények fitoremediációs képességét vizsgálja.

LAKATOS GYULA A Debreceni Egyetem nyugalmazott egyetemi docense. 2007-2012 között a Természettudományi és Technológiai Kar, Biológiai és Ökológiai Intézetének igazgatója, 1998-2011 között az Alkalmazott Ökológia Tanszék vezetője volt. Igazságügyi környezet-, természet- és él világ-védelmi és ökológiai szakértő, Szaktanácsadó környezet- és fenntarthatóság oktatása, pedagógiája témákban.

Széls séges környezeti paraméterek formálta mikrobiális közösség egy helioterm tóban (Medve-tó, Szováta)

Tugyi Nóra*, Vörös Lajos*, Boros Emil*, Felföldi Tamás**, Márialigeti Károly**, Máthé István***, Somogyi Boglárka*

* MTA Ökológiai Kutatóközpont, Balatoni Limnológiai Intézet, 8237 Tihany, Klebelsberg Kuno u. 3. (E-mail: tugyi.nora@okologia.mta.hu)

** Eötvös Lóránd Tudományegyetem, Mikrobiológiai Tanszék, 1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/C.

*** Sapientia EMTE, Biomérnöki Tanszék, 530104 Csíkszereda, Szabadság tér 1. Románia

Kivonat

A Medve-tó (Szováta) sajátos só- és hőmérsékleti rétegzettség (heliotermia) széls séges élőhelyet teremt a planktonikus mikrobiális közösség számára. A korábbi molekuláris biológiai (DNS-alapú) módszerekkel végzett kutatási eredmények igazolták, hogy a széls séges környezet egyedi bakteriális közösséget eredményez. Arról azonban csak kevés információval rendelkezünk, hogy a só- és hőmérsékleti rétegzettség hogyan hat a fototróf mikrobiális közösségre. Ezért célunk volt a fototróf közösség összetételének és mennyiségi viszonyainak megismerése a fizikai és kémiai tényezők változásának, illetve az intenzív fürdőzés hatásának tükrében. E kérdés megválaszolásához 2015 májusában és júliusában (a fürdőzés szezon előtt illetve alatt) mélységi mintavételt és méréseket végeztünk a szováti Medve-tavon, majd fénymikroszkópos módszerekkel vizsgáltuk a teljes fototróf közösséget (piko-, nano- és mikrop plankton). A kapott eredmények azt mutatták, hogy a fürdőzés szezonon kívül az erős rétegzettség miatt a tóban a fitoplankton összetétele a vízmélység növekedésével nagymértékben változott: amíg a felszíni vízrétegekben a kisebb sótartalom mellett számos taxon előfordult (pl. Cryptophyta ostorosok, kovamoszatok), addig a mélyebb vízrétegek sótartalmát kizárólag a piko-eukarióta algák voltak képesek tolerálni. Ez alatt a réteg alatt kb. 3 méteres mélységben az anaerob baktériumok tömeges megjelenését észleltük, amely megfelel a korábban leírtaknak. Az intenzív fürdőzés hatására a felszíni enyhén sós réteg elkeveredett a mélyebb és sósbabb rétegekkel, emiatt a mixolimnionban sem heliotermia, sem sórétegzettség nem volt megfigyelhető. A fototróf szervezetek sem rétegződtek: fitoplankton a váltóréteg minden vízmélységben a piko-eukarióta algák uralták. Az anaerob monimolimnionban azonban a fürdőzés szezon alatt is megfigyelhető volt a zöld kénbaktériumok tömeges jelenléte.

Kulcsszavak

sós tavi rétegződés, heliotermia, fototróf mikroorganizmusok

Microbial communities under extreme environmental conditions in a heliotherm lake (Lake Ursu, Sovata)

Abstract

Vertical salt and thermal stratification (heliothermy) of Lake Ursu (Sovata, Romania) create an extreme habitat for planktonic microbial communities. Previous results obtained by DNA-based molecular biological methods verified that this extreme environment led to the development of a unique bacterial communities. However our knowledge is very limited on the effect of this stratification on phototrophic microbial communities. Our aim was, therefore, to study the effect of stratification and intensive bathing on the biomass and composition phototrophic communities. Samples were taken from Lake Ursu in May and July 2015 (before and during the bathing season) and the total phytoplankton (pico-, nano- and microplankton) was studied by light microscopy. Based on the obtained results, the stratification had a strong effect on the composition of the phytoplankton before the bathing season: less saline layers had more diverse communities (Cryptophytes, diatoms) than more saline layers, where only picoeukaryotic green algae were found. Below that, mass production of anaerobic green sulphur bacteria was found at 3 m water depth, which corresponds well with earlier results. Intensive bathing resulted in the mixing of the surface freshwater layer and the deeper saline layers: neither salt stratification, nor heliothermy was observed within the mixolimnion. However within the anaerobic monimolimnion, green sulphur bacteria constituted also a deep-layer maxima.

Keywords

salt stratification, heliothermy, phototrophic microbial communities

BEVEZETÉS

Az Erdélyi-medencében számos hipersós tavat tartanak számon, amelyek többnyire a bányászat során a sókarszt beomlásával és a keletkezett mélyedés feltöltésével keletkeztek. A sós alapkötetnek megfelelően vizük sokszorosan meghaladja a tengerek átlagosan 35 g L^{-1} sókoncentrációját (Puyate és Rim-Rukeh 2008). A hipersós tavakban erős sórétegzettség figyelhető meg: kisebb sókoncentráció jellemzi a felszínhez közelebbi, mint a mélyebb rétegeket. A vízmélység függvényében változnak az élőhelyi paraméterek is, így minden vízréteg

egy-egy habitatnak felel meg, amelyben eltér mikrobiális együttesek élnek (Demergasso és társai 2008, Keresztes és társai 2012). A hipersós tavak egy csoportja – amelybe a szováti Medve-tó is tartozik – felszíni édesvíz utánpótlást is kap. A tó felszínén az enyhén sós vízréteg nem keveredik az alatta levő sós víztömeggel. A kettő közötti, ún. átmeneti réteg a napsugarak csapódásának révén jelentős mértékben felmelegszik, hőmérséklete nyáron elérheti akár az 50 °C -ot is. A jelenség a heliotermia, amelyet néhány tó esetében megfigyeltek a térségben (Nagy és társai 2015).

Az általunk vizsgált szovátai Medve-tavat Európa legnagyobb heliotermikus tavaként tartják számon, amely 1875 óta gazdagítja Erdély különleges tavainak körét. A tavat kb. 3 méteres mélységben a váltóréteg, az ún. haloklin osztja két részre. A haloklin réteg alatt egy nem felkevered túltelített sóoldat (monimolimnion), míg a haloklin feletti egy kisebb sótartalommal jellemezhető, felkevered vígréteg, a mixolimnion helyezkedik el (Nagy és társai 2014, Máthé és társai 2014). A tavat el szeretettel látogatják fürdés céljából, emiatt a rétegzés és fürdés szezonban (június végétől szeptember 15-ig) erősen zavarásnak kitett (Alexe 2008). Korábban elsősorban DNS-alapú molekuláris biológiai módszerekkel vizsgálták a Medve-tóban a mikroba közösség összetételét (Nagy és társai 2015, Máthé és társai 2014). Ezen vizsgálatok során mélységi a-klorofill illetve c-bakterioklorofill csúcsok jelenlétét írták le, az elbbiben a zöldalga *Picochlorum oklahomensis*, az utóbbiban a *Prostheochloris vibrioformis* zöld kénbaktérium dominanciával. Emellett molekuláris filogenetikai módszerekkel igazolták egy tengeri pikocianobaktérium csoport (*Synechococcus* VIII. klád) képviselőinek jelenlétét (Mentes és társai 2014). Azonban a teljes fitoplankton összetételéről (piko-, nano- és mikroplankton) illetve az egyes fototróf taxonok dominancia viszonyairól csak kevés ismerettel rendelkezünk.

Az Erdélyi-medence hipersós tavainak algológiai vizsgálata során (amely nem érintette a szovátai Medve-tavat) a 2-3 μm -nél kisebb sejtekkel rendelkező pikoalgák dominanciáját mutatták ki (Somogyi és társai 2014). A vizsgált tavakban a pikoalgák maximális abundanciája meghaladta a 7 millió sejtet milliliterenként, részesezésük a teljes fitoplankton biomasszából pedig elérte akár a 90-100%-ot is. A fitoplankton összetételében jellegzetes változásokat írtak le a sókoncentráció növekedésével: amíg a kisebb sótartalmú (< 5%) felszíni régiókban a pikocianobaktériumok uralkodtak, addig a pikoeukarióta zöldalgák egészen 19 %-os sótartalomig jelen voltak, de dominánsá csak 3 és 13% között váltak. 13%-os sótartalom felett már csak egy ostoros zöldalga taxon fordult elő tömegesen (*Dunaliella salina*) (Somogyi és társai 2014).

CÉLKITZÉS

Célunk volt a helioterm Medve-tóban élő fényhasznosító (fototróf) mikroba közösség összetételének és mennyiségi viszonyainak megismerése a fizikai és kémiai tényezők változásának tükrében. Továbbá célkitzésünk volt az intenzív fürdés és a tó fizikai, kémiai viszonyaira, valamint a fototróf mikrobiális közösség összetételére gyakorolt hatásának feltárása.

ANYAG ÉS MÓDSZER

A Medve-tóból 2015-ben két alkalommal történt mintavétel a fürdés szezon előtti időszakban (május) és a fürdés szezon idején (július). Mindkét esetben a tó közepén jelöltük ki a mintavételi pontot. A helyszínen különböző vízmélységekben mértük a hőmérsékletet, a pH-t, a fajlagos elektromos vezetőképességet (WTW P8211 terepi mérő), az oldott oxigén koncentrációt (Hach HQ20 terepi mérő), valamint a fotoszintetikusan aktív sugárzás mennyiségét Li-COR radiométerrel. A sókoncentráció

értékeket a mért fajlagos elektromos vezetőképesség értékek alapján kalkuláltuk Williams és társai (1988) szerint. A laboratóriumi mérések során meghatároztuk a fototróf szervezetek számára alapvetően fontos tápanyagok koncentrációját: a nitrát-nitrogén ($\text{NO}_3\text{-N}$), az ammónia-nitrogén ($\text{NH}_4\text{-N}$), az urea-nitrogén (urea-N) és az összes nitrogén (TN) koncentrációt Eaton és társai (1995) szerint, az oldott reaktív foszfor (SRP), valamint az összes foszfor (TP) koncentrációt Murphy és Riley (1962), valamint Mackereth és társai (1989) szerint. A pigmenteket forró metanolban extraháltuk, majd az a-klorofill koncentrációt a 666, 653 és 750 nm-en mért (Németh 1998), a c-bakterioklorofill koncentrációt a 667 nm-en mért abszorbancia értékek (Castenholz és társai 1973) alapján határoztuk meg Hitachi U-2900 spektrofotométerrel. Az a-bakterioklorofill koncentrációt aceton:metanol 7:2-es elegyében történt extrahálást követően a 775 nm-en mért abszorbancia értékek alapján határoztuk meg Hitachi U-2900 spektrofotométerrel (Biel 1986). Minthogy az a-klorofill és c-bakterioklorofill szerves oldószerben fotométer segítségével nem különíthető el, a vízminták *in vivo* abszorpciós spektruma alapján határoztuk meg azt a vízmélységet, ahol egyik vagy a másik pigment dominált.

A fototróf szervezetek abundanciáját, összetételét fordított plankton- és epifluoreszcens fénymikroszkóp segítségével állapítottuk meg. A nano- és mikrofitoplankton képviselőit fordított plankton mikroszkóppal, Lugol-oldattal fixált mintákban (Utermöhl 1958), míg a bakteriális méretű fototróf szervezeteket fagyasztott vízmintákban vizsgáltuk, a mintavételt követően 48 órán belül. A szobahőmérsékletű vízmintákat 0,2 μm átmérőjű fehér polikarbonát membránfilterre (Millipore) szűrjük, majd a filtert glicerinbe ágyasztjuk. A preparátumokat Olympus BX51 epifluoreszcens mikroszkóppal vizsgáltuk 1000x-es nagyítással, a sejtek detektálása autofluoreszcenciájuk alapján történt. Először a pikocianobaktériumokat és a pikoeukariótákat azonosítottuk kékesibolya (U-MWBV2) és zöld (U-MWG2) gerjesztett fény segítségével, a látható fényt érzékelő mikroszkóp kamerával (Olympus DP71) MacIsaac és Stockner (1993) szerint. A következő lépésben a bakterioklorofill-tartalmú baktériumokat detektáltuk kék gerjesztett fényt alkalmazva (350-550 nm), infravörös emissziós filter (> 780 nm) és infrakamera (Olympus XM10) segítségével. Az abundancia meghatározására a Cell^D szoftver segítségével került sor.

EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK

A tó fizikai és kémiai rétegződése

A májusi (fürdés szezon előtti) mérések során a korábban leírtakhoz (Máthé és társai 2014) hasonló vertikális rétegződést figyeltük meg. A fajlagos elektromos vezetőképesség a vízfelszínen kisebb volt (20 mS cm^{-1}), majd a mélység növekedésével egészen a haloklin aljáig (3 méter) nőtt (1. ábra, 1. táblázat). Az alsó rétegben (monimolimnion) a vezetőképesség meghaladta a 300 mS cm^{-1} értéket (> 300 g L^{-1} NaCl koncentráció, amely telített sóoldatnak felel meg). Ez a rétegződés jelentős mértékű heliotermiával párosult: a felső vízrétegekben mért 20°C -os víz hőmérséklet 1 méter mélyen 39°C -ra növe-

kedett, majd ezután fokozatosan újra csökkent egészen 25 °C alá (1. ábra, 1. táblázat). Az oldott oxigén telítettsége a felszín enyhén sós vízrétegben 100% volt, majd a mélység növekedésével oxigén túltelítettséget tapasztaltunk (0,75 és 2,75 m között 300 és 400%-os telítettséget mértünk). A három méteres vízmélységet (haloklint) elérve az oxigén telítettség 10% alá csökkent, azaz a váltóréteg az oxigén jelenléte szempontjából két részre osztotta a tavat, egy felső aerob és egy alsó anaerob vízrétegre (1. táblázat). Az aerob vízrétegben a pH 7.5 és 8.8 között volt, az anaerob monimolimnion pH-ja ennél jelentősen alacsonyabb (6,6-6,7) volt. A fotoszintetikusan aktív sugárzás a vízmélységgel fokozatosan csökkent, de az anaerob réteg

tetején még elegendő fény állt a fototróf mikroorganizmusok rendelkezésére (3 méteres mélységbe a felszínre érkező PAR 2%-a jutott le). A növényi tápelemek koncentrációját illetően a felszín vízrétegekben kisebb értékeket tapasztaltunk, különösen kifejezett volt ez az urea-nitrogén (10-20 µg L⁻¹), az ammónia-nitrogén (20-70 µg L⁻¹) és az oldott reaktív foszfor (13-200 µg L⁻¹) esetében. A mélység növekedésével a növényi tápelemek mennyisége növekedett, különösen a váltóréteget elérve (1. táblázat). A legnagyobb tápelem koncentrációkat a monimolimnionban mértük, ez az urea-nitrogén kivételével több ezer mikrogrammot jelentett literenként (1. táblázat).

1. táblázat. A fürdő szezon előtti időszakban (2015. május 29.-én) mért fizikai és kémiai tényezők változása a vízmélység függvényében, a szovátai Medve-tóban (Románia)

(Rövidítések: T (hőmérséklet), EC (fajlagos elektromos vezetőképesség), DO (oldott oxigén), urea-N (urea-nitrogén), NH₄-N (ammónia-nitrogén), NO₃-N (nitrát-nitrogén), TN (összes nitrogén), SRP (oldott reaktív foszfor), TP (összes foszfor), n.a. (nincs adat))

Table 1. Vertical changes of physical and chemical parameters in Lake Ursu (Sovata, Romania) before the bathing season on 29 May 2015

(Abbreviations: T (temperature), EC (electric conductivity), DO (dissolved oxygen), urea-N (urea-nitrogen), NH₄-N (ammonia-nitrogen), NO₃-N (nitrate-nitrogen), TN (total nitrogen), SRP (dissolved reactive phosphorus), TP (total phosphorus), n.a. (no data))

Fizikai és kémiai tényezők - 2015. május											
mélység (m)	T (°C)	EC (mS cm ⁻¹)	pH	DO (mg l ⁻¹)	DO (%)	urea-N (µg L ⁻¹)	NH ₄ -N (µg L ⁻¹)	NO ₃ -N (µg L ⁻¹)	TN (µg L ⁻¹)	SRP (µg L ⁻¹)	TP (µg L ⁻¹)
0	20,2	20,6	8,82	8,9	104	13	69	774	1291	13	280
0,25	20,3	n.a.	n.a.	8,7	101	22	21	1145	1557	214	2300
0,5	29,9	n.a.	n.a.	5,5	77	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
0,75	37,2	n.a.	n.a.	20,2	319	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
1	39,3	81	8,93	19,4	317	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
1,5	39,2	n.a.	n.a.	21	342	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
2	38,5	n.a.	n.a.	21	339	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
2,5	38,1	130	8,56	21	400	110	432	1384	5324	528	3133
2,75	36,9	132	7,53	21	400	67	3003	3227	10996	1443	4233
3	35,2	318	6,74	2,8	43	70	2219	5044	24823	4617	8800
3,5	30,5	326	6,63	2,9	41	93	1983	6118	27083	2774	8947
4	28,3	334	6,63	1,9	26	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
4,5	26,7	334	6,63	1,8	23	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
5	26	346	6,63	1,6	21	143	1650	6768	29786	2241	8427

Fürdőzés hatása a rétegződésre – fizikai és kémiai környezet

A júliusi mintavétel eredményei nagymértékben különböztek a fürdő szezon előtti időszakban kapott értékektől. A fürdőzés hatására a felszínen korábban megfigyelt enyhén sós vízréteg elkeveredett az alsóbb sós rétegekkel, emiatt a mixolimnion fajlagos elektromos vezetőképesség tekintetében egységes volt (75-85 mS cm⁻¹). A haloklin a korábbi méréshez hasonlóan 3 méter körül helyezkedett el, ez alatt a vezetőképesség meghaladta a 300 mS cm⁻¹ értéket (2. táblázat). A felszíni enyhén sós vízréteg hiánya miatt a heliotermia nem volt annyira kifejezett: a mixolimnion hőmérséklete vízmélységtől függetlenül, egységesen 28-29 °C között volt (1. ábra).

A mixolimnionban az oldott oxigén túltelítettségét (150-195%) figyeltünk meg egészen a váltóréteggig. A monimolimnion a májusi méréshez hasonlóan anaerob volt (2. táblázat). Az aerob vízrétegben a pH 8,7 és 9,2 között volt, az anaerob monimolimnion pH-ja ennél jelentősen alacsonyabb (6,8) volt. A korábbi méréstől eltérően

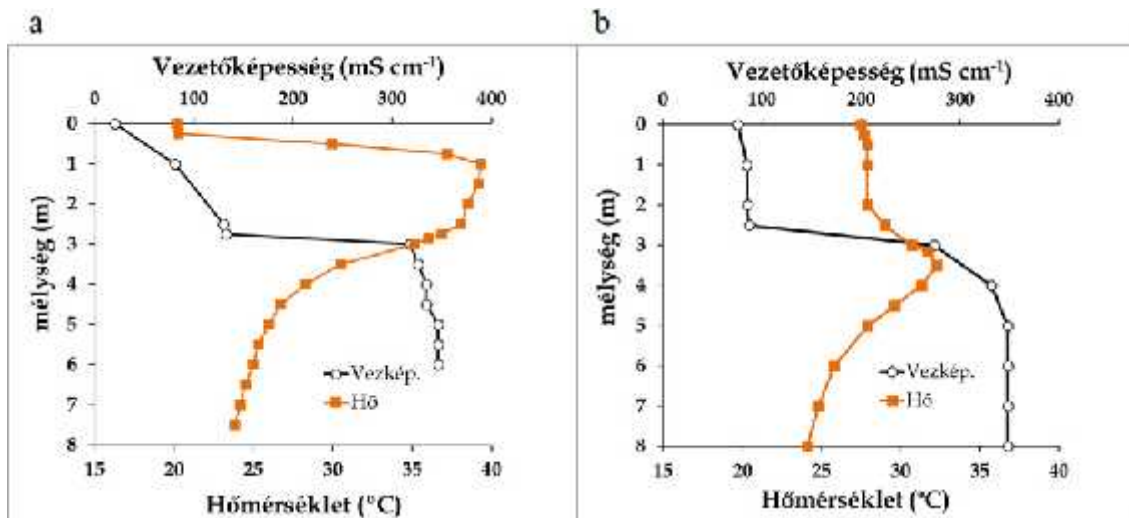
a növényi tápelemek esetében nem figyeltünk meg rétegződést a mixolimnionban. A felszíni vízrétegekben (< 1 m) az urea-nitrogén esetében közel tízszer nagyobb (180-250 µg L⁻¹) értékeket mértünk, mint májusban. Az ammónia-nitrogén ezzel szemben jelentősen alacsonyabb (17-18 µg L⁻¹) volt. A monimolimnionban a korábbiakhoz hasonlóan magas tápelem koncentrációkat mértünk, amely az urea-nitrogén kivételével több ezer mikrogrammot jelentett literenként (2. táblázat).

Fototróf élőlényközösség összetételének változása

2015 májusában a fizikai és kémiai rétegződés mellett a fototróf mikroorganizmusok mennyiségében és összetételében is jelentős változásokat figyeltünk meg két mélyiségi tömegprodukciónál. Az a-klorofill koncentráció a vízfelszíni régiókban 3 µg L⁻¹ volt, amely a mélységgel növekedett és 2,75 m-en egy mélyiségi a-klorofill maximumot (236 µg L⁻¹) figyeltünk meg (2. ábra). Az algák mennyiségének növekedése összhangban állt a növényi tápelemek koncentrációjának változásával. Az anaerob vízrétegekben bakterioklorofillok jelenlétét mutattuk ki 3

m-en mért maximum értékekkel: az a-bakterioklorofill koncentráció $46 \mu\text{g L}^{-1}$, a c-bakterioklorofill koncentráció pedig $635 \mu\text{g L}^{-1}$ volt. Ebben a mélységben (ahol a növé-

nyi tápelemek nem limitáltak) még elegendő mennyiség fotoszintetikusan aktív sugárzás állt rendelkezésre a fototróf mikroorganizmusok számára.



1. ábra. A Medve-tó (Szováta, Románia) só- (fajlagos elektromos vezetőképesség) és hőmérsékleti rétegzésének változása a fürdőszézon előtti időszakban, 2015 májusában (1.a) és a 2015 júliusi fürdőszézonban (1.b)

Figure 1. Salt and temperatures stratification of Lake Ursu (Sovata, Romania) before (May 2015) (1.a) and during the bathing season (July 2015) (1.b)

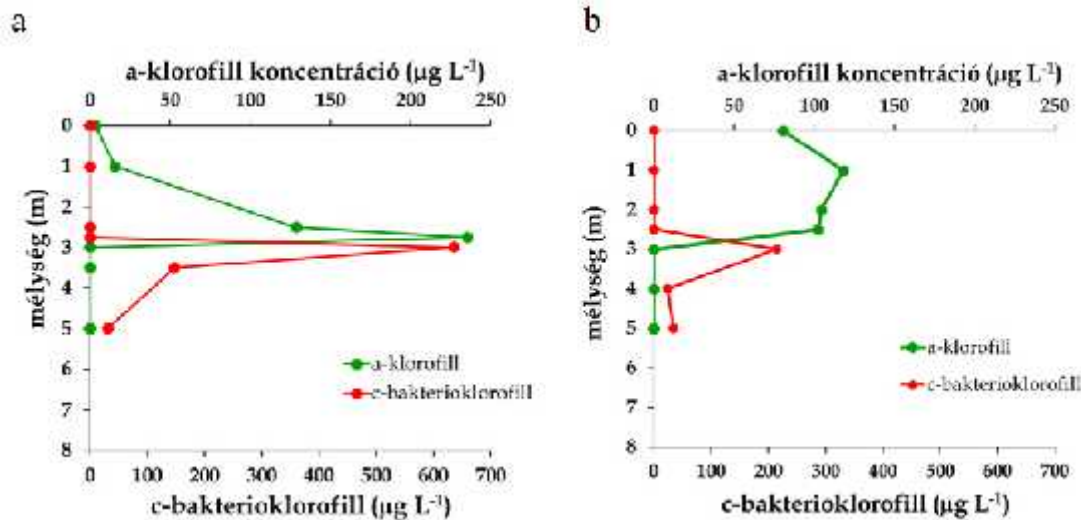
2. táblázat. A fürdőszézonban (2015. július 30.-án) mért fizikai és kémiai tényezők változása a vízmélység függvényében a szováti Medve-tóban. Rövidítések: T (hőmérséklet), EC (fajlagos elektromos vezetőképesség), DO (oldott oxigén), urea-N (urea-nitrogén), $\text{NH}_4\text{-N}$ (ammónia-nitrogén), $\text{NO}_3\text{-N}$ (nitrát-nitrogén), TN (összes nitrogén), SRP (oldott reaktív foszfor), TP (összes foszfor), n.a. (nincs adat)

Table 2. Vertical changes of physical and chemical parameters in Lake Ursu during the bathing season (30 July 2015). Abbreviations: T (temperature), EC (electric conductivity), DO (dissolved oxygen), urea-N (urea-nitrogen), $\text{NH}_4\text{-N}$ (ammonia-nitrogen), $\text{NO}_3\text{-N}$ (nitrate-nitrogen), TN (total nitrogen), SRP (dissolved reactive phosphorus), TP (total phosphorus), n.a. (no data)

Fizikai és kémiai tényezők - 2015. július											
mélység (m)	T (°C)	EC (mS cm ⁻¹)	pH	DO (mg l ⁻¹)	DO (%)	urea-N (μg L ⁻¹)	$\text{NH}_4\text{-N}$ (μg L ⁻¹)	$\text{NO}_3\text{-N}$ (μg L ⁻¹)	TN (μg L ⁻¹)	SRP (μg L ⁻¹)	TP (μg L ⁻¹)
0	27,5	75	9,13	14,6	195	178	17	1225	1779	206	2853
0,25	27,7	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
0,5	27,9	n.a.	n.a.	13,5	181	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
1	27,9	84	9,2	12,8	172	271	18	1251	1956	193	3407
2	27,9	85	9,16	11,3	152	250	55	1291	2178	164	3637
2,5	29	87	8,71	n.a.	n.a.	247	244	1755	2621	283	3983
3	30,7	274	7,02	0,7	10	48	1384	8863	23848	4182	12533
3,15	31,7	n.a.	n.a.	0,5	7	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
3,5	32,3	n.a.	n.a.	0,5	7	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
4	31,3	332	6,88	0,4	6	61	1252	10574	30628	2972	8147
4,5	29,6	n.a.	n.a.	0,4	5	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
5	27,9	348	6,86	0,3	4,8	37	1629	11900	29963	2470	9693

A fürdőszézonban a mixolimnion rétegzésének megszűnése jelentős változásokat okozott a fototróf mikroorganizmusok mélységbeli rétegzésében. Az a-klorofill esetében nem tapasztaltunk mélységi maximumot, a mixolimnionban az a-klorofill koncentráció 80 és

$120 \mu\text{g L}^{-1}$ között volt (2.b ábra). Az anaerob rétegben ezzel szemben 3 m-es vízmélységben megfigyelhető volt a mélységi bakterioklorofill maximum, bár jelentősen kisebb (a-bakterioklorofill: $15 \mu\text{g L}^{-1}$, c-bakterioklorofill: $215 \mu\text{g L}^{-1}$) koncentráció értékekkel (2.b ábra).



2. ábra. Az a-klorofill és a c-bakterioklorofill koncentrációjának változása a vízmélység függvényében a szovátai Medve-tóban (Románia) a fürdő szezon eltti időszakban 2015 májusában (2.a) és a 2015 júliusi fürdő szezonban (2.b)

Figure 2. Vertical profile of chlorophyll a and bacteriochlorophyll c concentration in Lake Ursu (Sovata, Romania), before (May 2015) (2.a) and during the bathing season (July 2015) (2.b)

A fürdő szezon eltti időszakban a mixolimnionban a fototróf közösség összetétele a különböző fizikai és kémiai tényezők rétegződése mentén alakult. A biomassza részesezés értékek alapján a legfelső enyhén sós vízi rétegben a *Cryptomonas reflexa* (Cryptophyta) ostoros alga szinte egyeduralgó volt (3. ábra). A mélyebb, de még alacsonyabb sótartalmú (55 g L⁻¹) vízrétegekben a *Chaetoceras muelleri* (Bacillariophyceae, Heterokontophyta) kovamoszatot detektáltunk nagy számban, részesezésük a teljes fitoplankton biomasszából 31% volt. Mellettük pikoeukarióta algákat figyeltünk meg magas abundancia (1,6 millió sejt ml⁻¹) és részesezés értékekkel (69%). Két méter alatt a pikoeukarióta zöldal-

gák egyeduralgóvá váltak a tömény sós (112 g L⁻¹), de még aerob vízrétegekben: 2,5 méteres mélységben abundanciájuk 2,6 millió sejt ml⁻¹, 2,75 méteres mélységben pedig 3,1 millió sejt ml⁻¹ volt (3. ábra, 3. táblázat). Mellettük pikocianobaktériumok jelenlétét is megfigyeltük, de jóval alacsonyabb abundancia értékekkel (3. táblázat). A haloklin alatti anaerob környezetet bakterioklorofillt tartalmazó zöld kénbaktériumok uralták, abundanciájuk 3 m-en meghaladta az 50 millió sejt ml⁻¹-es értéket (3. ábra, 3. táblázat). Ezekbe az anaerob vízrétegekbe süllyedve megfigyeltünk aerob fototróf szervezeteket (elsősorban pikoeukarióta algákat) is, azonban ezeket inaktívnak tekintettük.

3. táblázat. A fototróf pikoplankton abundanciája a szovátai Medve-tóban (Románia) 2015 májusában és júliusában. Rövidítések: CyAPP (pikocianobaktérium), EuAPP (pikoeukarióta zöldalga), BChl bacteria (bakterioklorofill-t tartalmazó, fototróf baktériumok). Az anaerob monimolimnionba süllyedt algákat, amelyeket inaktívnak tételeztünk fel, zárójelben tüntettük fel

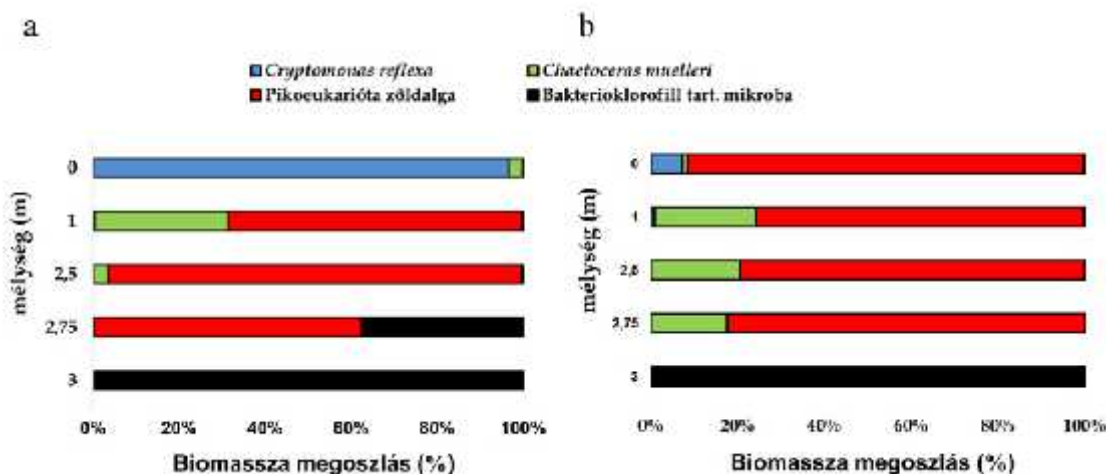
Table 3. Phototrophic picoplankton abundance in Lake Ursu (Sovata, Romania) in May and July 2015. Abbreviations: CyAPP (pikocianobaktérium), EuAPP (pikoeukarióta zöldalga), BChl bacteria (phototrophic bacteria which contains bacteriochlorophylls).

Aerobic cells (pikocianobaktériumok és pikoeukarióták) az anoxikus monimolimnionban, amelyeket inaktívnak tételeztünk fel, zárójelben tüntettük fel

Fototróf mikroorganizmusok abundanciája						
mélység (m)	2015. május			2015. július		
	CyAPP (10 ⁴ sejt ml ⁻¹)	EuAPP (10 ⁴ sejt ml ⁻¹)	BChl bacteria (10 ⁴ sejt ml ⁻¹)	CyAPP (10 ⁴ sejt ml ⁻¹)	EuAPP (10 ⁴ sejt ml ⁻¹)	BChl bacteria (10 ⁴ sejt ml ⁻¹)
0	0	0	0	0	170	10
1	5	168	14	0	210	6
2,5	24	263	80	0	230	4
2,75	10	313	2148	0	230	0
3	(10)	(377)	5133	(0)	(183)	2780
3,5	(34)	(196)	565	(0)	(89)	281
5	(8)	(79)	85	(0)	(61)	156

A fürdő szezonban a fényhasználó planktonikus mikroorganizmusok mélységbeli rétegződése megváltozott, a pikoeukarióta zöldalgák a felső vízrétegekbe is bekerültek, míg a kovamoszatok az alsó, mélyebb vízrétegekben is megtalálhatóak voltak. A fitoplanktontól a váltórétegig minden vízmélységben a pikoeukarióta zöldalgák uralták, abundanciájuk 1,7-2,3 millió sejt ml⁻¹ volt (3. táblázat). Mellettük a vízfelszínen (valószínűleg

aktív mozgásuknak köszönhetően) alacsony részesezési értékekkel (7%) ostoros algákat (*C. reflexa*) figyeltünk meg (3. ábra), a mélyebb rétegekben (1-2,75 m) pedig kicsit magasabb részesezési értékekkel (átlagosan 20%) a kovamoszatok (*C. muelleri*) voltak jelen. Az anaerob monimolimnionban a zöld kénbaktériumok domináltak, abundanciájuk 3 m-en 2,8 millió sejt ml⁻¹ volt (3. ábra, 3. táblázat).



3. ábra. A fototróf mikrobiális közösség összetételének változása a mélység függvényében a szovátai Medve-tóban a fürdő szezon előtti időszokban 2015 májusában (3.a) és a 2015 júliusi fürdő szezonban (3.b). Az anaerob monimolimnionban (3 m) csak az anaerob szervezeteket tüntettük fel, az ott detektált pikocianobaktériumokat és pikoekariótákat inaktívnak tekintettük

Figure 3. Vertical changes of the composition of phototrophic microbial assemblages in Lake Ursu (Sovata, Romania) before (May 2015) (3.a) and during the bathing season (July 2015) (3.b). Biomass of aerobic cells (picocyanobacteria and picoeukaryotes) from the anoxic monimolimnion are not included

A szovátai Medve-tó fototróf mikrobiális közösségének vizsgálata során is beigazolódott, hogy hipersós tavakban a pikoalgák – és különösen a pikoekarióta zöldalgák – jelentős szerepet töltenek be, főként a mélyebb és sósbabb vízrétegekben. Más hipersós tavakhoz hasonlóan (Somogyi és társai 2014) a pikoekarióta algák nagy sótoleranciájuknak köszönhetően mélyeségi tömegprodukciónak alakíthatnak ki azokban a vízrétegekben, ahol már elegendő tápanyag és még megfelelő mennyiségű fény áll rendelkezésükre. Emellett a Medve-tó esetében az anaerob monimolimnionban halofil zöld kénbaktérium tömegprodukciónak figyeltünk meg.

A fürdőzés negatívan hat a Medve-tó felszíni vízrétegeinek vertikális rétegzettségére, amelynek következtében kifejezett helioterma nem figyelhető meg. Fürdőzés hatására a mixolimnionban a vizsgált fizikai, kémiai, és biológiai paraméterek homogénné és a vízmélységtől függetlenné váltak.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

A kutatást az OTKA PD 112449 és OTKA PD 105407 projekt támogatta. Köszönet illeti Németh Balázst és Keresztes Zsolt Gyulát a terepi mintavételezés során nyújtott segítségéért, valamint Szabó Tímeát és Kelemen Anettet a laboratóriumi munkákban nyújtott segítségéért. Felföldi Tamás munkáját a Magyar Tudományos Akadémia Bolyai János kutatói ösztöndíja segítette.

IRODALOM

Alexe M., Serban G. (2008). Consideration regarding the salinity and water temperature of salty lakes of Sovata and Ocna Sibiului. *Seria tiinele Vie ii Life Sci. Ser.*, **18**, 305-312.

Biel A. J. (1986). Control of bacteriochlorophyll accumulation by light in *Rhodobacter capsulatus*. *J. Bacteriol.* **168**, 655-659.

Castenholz W. R. (1973). The possible photosynthetic

use of sulfide by the filamentous phototrophic bacteria of hot springs. *Limnol. Oceanogr.*, **18** (6).

Demergasso C., Escudero L., Casamayor E. O., Chong G., Balagué V., Pedrós-Alió C. (2008). Novelty and spatio-temporal heterogeneity in the bacterial diversity of hypersaline Lake Tebenquiche (Salar de Atacama). *Extremophiles*, **12** (4), 491-504.

Eaton A. D., Clesceri L. S. & Greenberg A. E. (1995). Solids. – In *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 19th. American Public Health Association, USA, 1-47.

Keresztes Zs. Gy., Felföldi T., Somogyi B., Székely Gy., Bartha Cs., Nicolae D., Márialigeti K., Nagy E., Vörös L. (2012). A fitoplankton molekuláris diverzitása az Erdélyi-medence sós tavaiban. *Hidrológiai Közlemény*

Mackereth F. J. H., Heron J. & Talling J.F. (1989). Water analysis: some revised methods for limnologists. *Freshwater Biological Association Scientific Publication*, 84-90.

MacIsaac E. A. & Stockner J.G. (1993). Enumeration of phototrophic picoplankton by autofluorescence microscopy. – In: Kemp, P.F., Sherr, B.F., Sherr, E.B. & Cole, J.J. (eds.): *Handbook of Methods in Aquatic Microbial Ecology*, Lewis Publishers, Boca Raton, Ann Arbor, London, Tokyo, 187-197.

Máthé I., Borsodi K. A., Tóth M. E., Felföldi T., Juracsek 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** (3), 501-514.

Mentes A., Keresztes Zs. Gy., Hegyi A., Márialigeti K., Máthé I., Somogyi B., Vörös L. & Felföldi T. (2014). Tengeri pikocianobaktériumok Erdély sós tavaiban. *Hidrológiai Közlemény* **94** (4): 19-21.

Murphy J. & Riley J.P. (1962). A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Anal. Chim. Acta* **27**, 31–36.

Nagy B.J., Szabó A., Somogyi B., Vörös L., Márialigeti K., Máthé I., Felföldi T. (2015). Heliotermikus sós tavak planktonikus mikrobaközösségei. *Hidrológiai Közlöny* **95**, 59–63.

Németh J. (1998). A biológiai vízmin sítés kérdései. *Vízi természet és környezetvédelem 7. KGL. Budapest* 1–303.

Puyate Y. T., Rim-Rukeh A. (2008). Variability with depth of some physico-chemical and biological param-

ters of Atlantic Ocean water in part of the coastal area of Nigeria. *J. Appl. Sci. Environ. Manage.* **12** (1), 87 – 91.

Somogy, B., Vörös L., Pálffy K., Székely Gy., Bartha Cs. & Keresztes Zs. Gy.. (2014). Picophytoplankton predominance in hypersaline lakes (Transylvanian Basin, Romania). *Extremophiles* **18**, 1075–1084.

Utermöhl H. (1958). Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton Methodik. *Mitt. Int. Theor. Angew. Limnol.* **9**, 1–38.

Williams DW (1998). Guidelines of lake management, vol 6. Management of inland saline waters. *International Lake Environment Committee Foundation*, Japan.

A SZERZ K



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 fotoheterotróf baktériumok elterjedésének, szerepének vizsgálata hazai vizekben. Elérhetőség: tugyi.nora@okologia.mta.hu

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 él helyekre, mint a Kárpát-medence szikes tavai és az Erdélyi Sóvidék hipersós vizei. E-mail: voros.lajo@okologia.mta.hu

BOROS EMIL Tudományos munkatárs, MTA Ökológiai Kutatóközpont, Balatoni Limnológiai Intézet. Az Eurázsiai szikes, sós vizekkel és sekély tavakkal kapcsolatos limnológiai kutatások képezik fő 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 él helyek természetvédelmével, kezelésével és helyreállításával is foglalkozik, melyben több mint 25 éves gyakorlati tapasztalattal rendelkezik. E-mail: boros.emil@okologia.mta.hu

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 él helyek mikrobiális ökológiáját és gerinctelenek molekuláris taxonómiáját öleli fel, amiket új fajok leírása egészíti ki.

MÁRIALIGETI KÁROLY Biológus, mikrobiológus, habilitált egyetemi tanár, az MTA doktora. Mester és doktori képzésben az általános és környezeti mikrobiológia legtagabb 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.

MÁTHÉ ISTVÁN Biológus, PhD fokozatát a Babe-Bolyai Tudományegyetem Biológia-Geológia Karán szerezte meg, a Sapientia Erdélyi Magyar Tudományegyetem docense. Jelenlegi kutatási területe extrém és különleges vizes él helyek illetve szennyezett talajok mikrobiális ökológiájának vizsgálata.

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. E-mail: somogyi.boglarka@okologia.mta.hu

Progesztogének hatása a nagy mocsári csiga szaporodására és embrionális fejl désére

Zrínyi Zita^{1a}, Linwen Zhang², Maász Gábor^{1a}, Vértes Ákos², Elekes Károly^{1b}, Pirger Zsolt^{1a}

¹MTA ÖK Balatoni Limnológiai Intézet, Kísérletes Állattani Osztály, ^aNAP_B Adaptációs Neuroetológiai Kutatócsoport, ^bKémiai Ökológiai és Neurobiológiai Kutatócsoport,

²Department of Chemistry, W. M. Keck Institute for Proteomics Technology and Applications, The George Washington University, Washington, District of Columbia 20052, USA

Kivonat

A napjainkban leggyakrabban használt fogamzásgátló tabletták természetes, vagy mesterséges progeszteron tartalmúak. Ezek a stabil kémiai szerkezettel rendelkező vegyületek a természetes vizekbe kerülve egyrészt befolyásolják a vízi szervezetek élettani folyamatait, másrészt akumulálódnak azokban. Munkacsoportunk korábbi eredményei szerint (*Avar és társai 2016*) progesztogének találhatóak a Zala és a Balaton vízgyjt területén 1-10 ng/L koncentrációban. Kísérleteinkben célul tztük ki, hogy ezt a természetes expozíciót modellezve felderítsük, van-e hatása a krónikus progesztin kezelésnek a nagy mocsári csiga (*Lymnaea stagnalis*) reprodukciós képességére és a lerakott tojások min ségére. A csigák 21 napon át tartó kezeléséhez 10 ng/L koncentrációban progeszteron, levonorgeszter, gesztoden és drospirenon keverékét használtuk. Eredményeink alapján elmondható, hogy a kezelés befolyásolja az állatok mortalitását, spermium számát valamint hatással van a lerakott tojások szikanyagára és magára az embrió fejl dési állapotára is.

Kulcsszavak

Progesztogén, szteroidok, reprodukció, *Lymnaea stagnalis*

Effect of progestogens on reproduction and embryonic development of a freshwater pond snail (*Lymnaea stagnalis*)

Abstract

The mostly used oral contraceptives contain progestogens like natural and synthetic progesterone derivatives. According to our previously published data (*Avar és társai 2016*) progestogens occurred in the catchment area of Lake Balaton and River Zala in 1-10 ng/L concentration range. Our aim was to investigate the effect of progestogens to reproduction of *Lymnaea* in the environmentally relevant concentration (10 ng/L in mix, 3 week-long chronic treatment). Our observations shown that the higher mortality in the treated group was occurred. In adult snails, the sperm number was reduced while the oocyte number significantly reduced on the 1st week, but shown a 2-fold elevation on the 3rd week compared to the control animals. The early development of embryos in the treated group shown a well dynamic cell division compared to the control animals. The metabolomic fingerprints of egg albumen did not change, but there was more adenilate energy charge (AEC) carriers in the treated group at the 96th hour. The proteomic content of egg albumen was different during two-dimension gel electrophoresis investigations, the identification of protein alteration is needed and in progress.

Keywords

Progestogens, steroid, reproduction, *Lymnaea stagnalis*

BEVEZETÉS

A legelterjedtebb fogamzásgátló hatóanyagok Európában a progeszteron származékok, gyjt névvel progesztogének. A stabil kémiai szerkezettel, szteránvázzal rendelkező vegyületek, az emberi szervezetben a vesén át ürülnek 98%-ban változatlan formában, aktív metaboliként. A szennyvízben UV fény besugárzással ugyan lehetne bontani a szteránvázat, de a hazai, általában háromlépcsős szennyvíztisztító rendszerek (fizikai szűrés, biológiai bontás és kémiai fertőtlenítés) nem tartalmazzák ezt a lépést. Így ezek a természetbe került, biológiai aktivitással rendelkező szintetikus hatóanyagok, mint xenobiotikumok, befolyásolják az élő szervezetek működését, endokrin diszruptiót okoznak, valamint apoláros vegyületek révén képesek a zsírszövetben való akumulációra. A gyógyszermaradványok jelenléte a természetes vizekben ismert probléma világszerte. Európában 1985-ben jelent meg az első olyan közlemény, amiben szex-szteroidokat írtak le szennyvíz kifolyóban, folyókban, ivóvízben (*Richardson és társai 1985*), de 2015-ben még mindig publikált, aktuális téma

(*Patrolecco és társai 2015*). A szteroid hormonok (ösztrogének, androgének, progesztogének) vízi szervezetekben való hatásait tekintve többek között vitellogeninszint emelkedésről (*Miracle és társai 2006*, *Jubeaux és társai 2012a*), spermium szám csökkenéséről (*Zalata és társai 2014*, *Huang és társai 2015*, *Runnalls és társai 2015*, *Jubeaux és társai 2012b*), csökkent petesejt-termelésről (*Metcalfé és társai 2001*), hepatotoxicitásról és szomatikus index változásról (*Aris és társai 2014*) számolnak be a tanulmányok. Jelen kísérleteink tervezésében arra törekedtünk, hogy a lehető legjobban modellezzük a természetes vizekben, különösen a Zala és a Balaton vízgyjtjében előforduló kémiai expozíciót. Munkacsoportunk korábbi eredményeire építve (*Avar és társai 2016*) az állatok krónikus kezeléséhez a progesztogéneket mixben alkalmaztuk (10 ng/L) a környezetben releváns, maximálisan fellelhető koncentrációban. Arra a kérdésre kerestük a választ, hogy a hatóanyagok hatással vannak-e a modellállatként használt nagy mocsári csiga (*Lymnaea stagnalis*) szaporodásra. Ehhez, a felnőtt állatok reprodukciós képességei mellett vizsgáltuk a hormonkezelt

szül kt 1 származó tojások min ségét (a szikanyag metabolomikai összetételét) és az embrionális sejtosztódás dinamikáját a fejl és korai (2, 4 és 8 sejt) szakaszában.

ANYAGOK ÉS MÓDSZEREK

Kezelés

A kezelést 10 ng/L progeszteron, levonorgeszter, drospirenon és gesztoden (Sigma Aldrich) keverékével végeztük 21 napon keresztül, háromszor ismételt párhuzamos elrendezésben 2015 februárja és augusztusa között *Lymnaea* modellállaton.

Spermium szám meghatározás

A spermium számot 10 napra elkülönített kontroll, vagy kezelt állatok ondó vezetékéb 1 (*Nakadera és társai 2014*) határoztuk meg Partec CyFlow ML áramlási citométerrel, Partec FloMax® FCM Data Acquisition and Analysis szoftvert használva, MitoTracker® Deep Red FM és Hoechst 33342 (Life Technologies, CA, USA) festékekkel való jelölés után. A megadott paraméterekkel történ sejt számlálás után konfokális mikroszkóp technikkával ellen riztük a kapott felh sejt tartalmát.

Az embrió korai fejl ésének vizsgálata

Az átlagosan 1 mm hosszanti átmér j tojás embrióból és az azt körülvev szikanyagból (0,5-0,7 µL) áll. Az embrió fejl és-követése a peterakástól számított 5 órán keresztül Leica M205 c sztereomikroszkóppal történt time-lapse szoftver alkalmazásával. Az els sejt osztódások (2, 4 és 8 sejt) idejének hosszát határoztuk meg, kezd pontként a két sejtés zigóta állapotot alapul véve.

A tojás szikanyagának vizsgálata

Az embriót körül vev szikanyagot peterakás utáni egy órán belül és a kikelés felénél, 96 óránál vizsgáltuk. A mintavételi technika lehet vette a tojások egyedi vizsgálatát, a tömegspektrometriás mérés pedig a metabolomikai min ségelemzést. Kapilláris mikromintavételt követ en Nano-Offline ESI-AmaZon SL tömegspektrométerrel (Bruker Daltonik GmbH) vagy Synapt G2 ionmobilitás tömegspektrométerrel térképeztük fel a metabolomikai profilt, MS2 tömeggel azonosítva a molekulákat (*Zhang és társai 2014*). Min ségindikátorként az adenilát energiahordozó molekulák arányát (AEC: ATP, ADP, AMP) és NADH/NAD arányt használtunk energia-állapot és redukív-oxidatív (redox.) státusz leírására. A statisztikai elemzést IBM SPSS Statistics 20 szoftverrel végeztük.

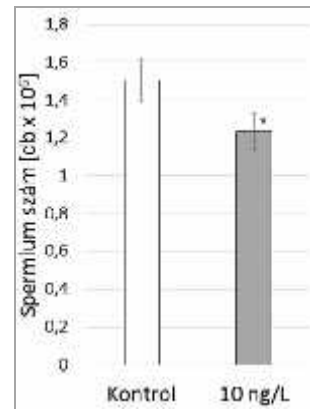
$$\text{Energia töltés (AEC)} = \frac{\text{ATP} + 0.5 \text{ADP}}{\text{ATP} + \text{ADP} + \text{AMP}}$$

$$\text{Redox. státusz} = \frac{\text{NADH} + \text{H}}{\text{NAD}^+}$$

EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK

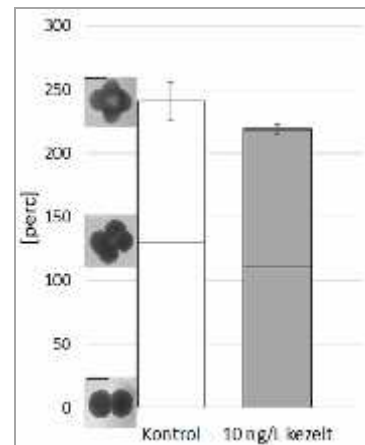
A feln tt állatoknál a 10 ng/L kezelt csoportban szignifikánsan magasabb mortalitás (~50%, n=20, p<0,05) volt megfigyelhet . A kezelt csoportban az állatok az els héten átlagosan kevesebb petét raktak (37,2±7,2 db álla-

tonként) a kontroll csoporthoz képest (73,0±5,3 db állatonként). A harmadik hétre a kontroll nem változott jelent sen (63,9±6,4 db állatonként), a kezelt csoport viszont a csökken állatszám ellenére több, mint dupla annyi petét rakott állatonként (148,0±5,1 db). A spermium szám meghatározás eredménye szerint a 10 ng/L kezelt állatok szignifikánsan alacsonyabb (p<0,05; n=11) spermium számot (1,2×10⁶±96 028 db) mutattak a kontrollhoz képest (1,5×10⁶±113 176 db) (*1. ábra*). A kezelt szül kt 1 származó embriók a korai szakaszban gyorsabb osztódást mutattak (*2. ábra*), habár mindkét csoport embriói átlagosan 10±1 nap alatt keltek ki a tojásból. Az embriók fejl ésését a zigóta állapottól regisztráltuk, az els sejt osztódástól (2 sejtés állapot, 0 perc – alsó kép) a második sejt osztódáson át (4 sejtés állapot, 130±12 perc – középső kép) követtük a harmadik osztódásig (8 sejtés állapot, 111±4 perc – felső kép). A kontroll csoportban eltelt id összesen 241±15 perc (n=6). A 10 ng/L kezelt csoport állataitól származó zigótákban a második osztódásig 115±7 perc, míg a harmadikig 106±5 perc telt el, összesen 222±4 perc (n=5).



1. ábra. A spermium szám változása progesztogén kezelés hatására

Figure 1. Progesterone induced reduction in sperm number

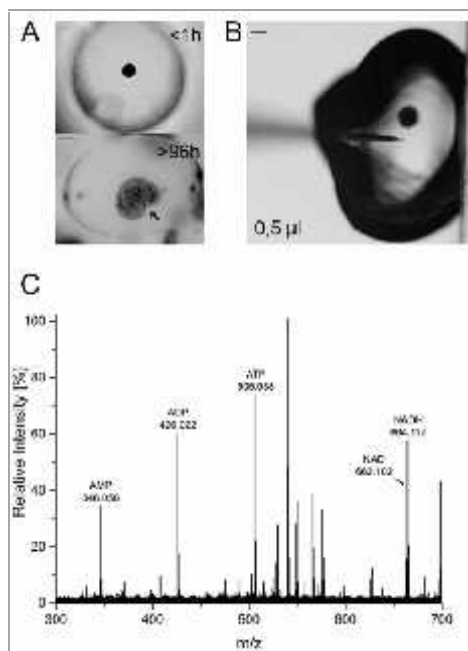


2. ábra. A hormonkezelés hatása az embrionális fejl és korai fázisaiban

Figure 2. The effect of progesterone treatment during the early embryonic development

A 3. ábra mutatja a tojás kormeghatározását és a mintavételi technikát, valamint, egy reprezentatív tömegspektrumot a vizsgált molekulákkal. A kontroll és a 10 ng/L kezelt szül kt 1 származó tojások szikanyaga közt, valamint az 1 és 96 órás tojások szikanyaga közt kvalita-

tív metabolomikai eltérés nem mutatkozott. Az embrió körülvevő szikanyag általános metabolit térképe az 1. táblázatban látható. Kiemelve viszont a 3C ábrán jelölt molekulák arányát azt találtuk, hogy a szikanyag energia állapota (AEC) azonos redox. státusz mellett szignifikáns ($p < 0,01$) különbséget mutatott a 10 ng/L progesztogén keverékével kezelt szülők 1 származó tojásokban 96 óra után (4. ábra).



3. ábra. A szikanyag metabolomikai vizsgálata.

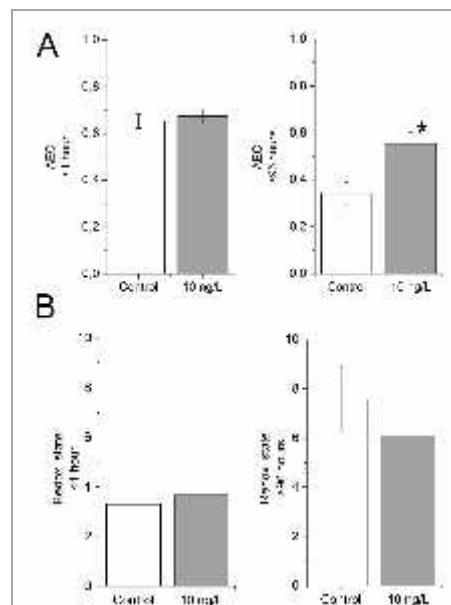
Figure 3. Microsampling for metabolical analysis of albumen

1. táblázat. A szikanyag általános metabolit-térképe az általunk alkalmazott egy-sejt mikro-mintavételi technikával tömegspektrometriai analízist követően

Table 1. General metabolite map of the yolk-material after the applied single-cell micro-sampling technique, mass spectrometry analysis

	Accepted Description	MW [Da]	Calc. MW [Da]	Meas. Mass [m/z]	mass [mDa]		Accepted Description	MW [Da]	Calc. MW [Da]	Meas. Mass [m/z]	mass [mDa]
1.	Taurine	125,0147	124,0074	124,018	-10,3	16.	4xSerine	388,1206	387,1134	387,124	-10,4
2.	Phosphoserine	185,0089	184,0017	184,004	-2,0	17.	CDP	403,0182	402,0109	402,020	-9,4
3.	Lauric acid	200,1776	199,1704	199,170	0,2	18.	UDP	404,0022	402,9949	403,004	-8,9
4.	Phosphatidyl glycerol	246,0505	245,0432	245,038	5,5	19.	ADP -H ₂ O	409,0189	408,0116	408,011	0,6
5.	Cytidine	243,0855	242,0782	242,089	-10,8	20.	ADP	427,0294	426,0221	426,023	-0,8
6.	Sialosonic acid	268,0794	267,0722	267,064	8,1	21.	GDP	443,0243	442,0171	442,017	0,4
7.	GSH -H ₂ O	289,0732	288,0660	288,064	1,9	22.	ADP +Na	449,0118	448,0045	448,009	-4,6
8.	D-glycero-D-manno-Heptose 1-phosphate	290,0403	289,0330	289,044	-11,0	23.	ATP	506,9957	505,9885	505,987	1,7
9.	GSH	307,0838	306,0765	306,089	-12,2	24.	GTP	522,9907	521,9834	521,981	2,8
10.	Cytidine monophosphate	323,0519	322,0446	322,045	-0,4	25.	cyclic ADP ribose	541,0611	540,0538	540,050	3,4
11.	cAMP/	329,0525	328,0452	328,052	-6,7	26.	GDP-glucose	605,0772	604,0699	604,063	7,4
12.	AMP	347,0631	346,0558	346,057	-1,1	27.	UDP GlcNAc	607,0816	606,0743	606,058	16,3
13.	GMP	363,0580	362,0507	362,051	-0,4	28.	UDP GlcNAc	645,0375	644,0302	644,031	-0,4
14.	Inosine 5'-monophosphate	348,0471	347,0398	347,052	-12,6	29.	NAD	663,1091	662,1019	662,100	2,0
15.	Inosine 5'-monophosphate Na	370,0290	369,0218	369,036	-13,9	30.	NADH+H	665,1248	664,1175	664,115	2,4

A 3A ábra mutatja, hogy az 1 órán belül mintavételezett szikanyagban még csak a megtermékenyített petesejt (zigóta) látszik, 96 óra elmúltával viszont már a metamorfózis körüli embrió. A 3B ábrán látszik a mintavételi technika, mely szerint a 0,5 µl szikanyagot üvegkapillárisal szívjuk ki. A 3C ábra egy általános tömegspektrumot mutat be, jelölve a kiemelt molekulákat és azok tömeg/töltés (m/z) értékeit, amelyekből később az energia állapotot és a redox háztartást meghatároztuk.

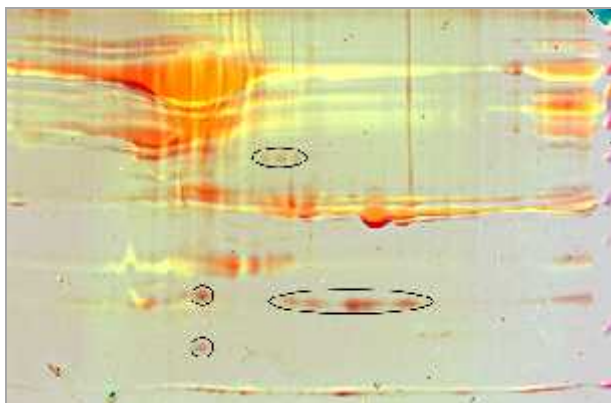


4. ábra. Az energia állapot (AEC) és a redox státusz változásai az idő múlásával a két vizsgált csoportban.

Figure 4. Changes of energy and redox state of albumen during embryogenesis.

A 4. ábrán a kezdeti egyenlő AEC értékek a két csoportban 96 óra elteltével már szignifikáns [$t(10)=-3.691$, $P<0.01$] különbséget mutatnak. Ha az első órához viszonyítjuk, akkor a kezelt csoport tojásaiban nem csökken olyan mértékben az AEC értéke, mint a kontroll csoportban. A redox. státuszt tekintve elmondható, hogy sem az 1 órán belül, sem a 96 óránál vett szikanyag értékek nem különböztek a kezelt csoportban, habár a 96 órás értékek jóval magasabb NADH jelenlétét mutatják.

A többlet energia eredetének felderítésére kvantitatív vizsgálatokat tervezünk: két dimenziós poliakrilamid gélelektroforézist (2D ELFO) követ tripszines emésztésből származó fehérjék tömegspektrométerrel való (nanoLC-Maxis 4G UHR-QTOF) 'bottom up' proteomikai elemzését, mellyel a glikolízis enzimmrendszerét célozzuk vizsgálni. Ennek előkészítése már megtörtént, az 5. ábrán a 2D ELFO elztes eredményei láthatók: a szikanyag proteomikai profiljában több ponton is eltérés mutatkozott a kezelt csoportban, mely fehérjék azonosítása további, már megkezdett vizsgálatokat igényel.



5. ábra. 96 órás tojások szikanyagának fehérje összetételben való változásai két dimenziós elektroforetikus képen

Figure 5. Protein content changes in albumen of 96 hours old egg showed by 2D ELFO

Az 5. ábrán a kontroll (citrom sárga) és 10 ng/L progesztogén kezelt (piros) szülőktől származó tojások szikanyagának egymásra vetített (narancs sárga) képe látható. A bekarikázott foltok csak a kezelt csoportban megjelenő fehérjéket jelölik, amelyek minőségi azonosítása folyamatban van.

ÖSSZEFOGLALÁS

A felnőtt állatok magasabb mortalitása a kezelt csoportban egy lehetséges válasz a hormonkezelésre. Ez sejtszinten Stress Array-kit (Biomedica) használatával vizsgálható lenne, ami egy általános képet adna arról, mely molekuláris útvonalak aktiválódnak az állatban. Az alacsonyabb spermium szám az irodalmi adatokból már ismert változást mutat, amelyet más fajok esetében is leírtak (Zalata és társai 2014, Huang és társai 2015). A petezsákban lévő tojás zárt rendszer, a benne lévő változásokért a felnőtt állatban való hatások felelősek. Ilyen hatások léphetnek fel a petesejt érésakor, vagy a szikanyag összeállításában, mielőtt a felnőtt állat a tojást megalkotná, petezsákba rendezné és lerakná. A puhatestűek petesejtjében is, más fajokhoz hasonlóan, leírtak G-protein

kapcsolt progeszteron receptort (GPCR) a nukleuszon (Pauletto és társai 2014). Eredményeink alapján, a korai embrionális fázisban való gyorsabb sejtosztódást magyarázza pl., hogy a GPCR-hez kötődő a progesztogének két útvonalon hathatnak a sejtciklusra: 1) az adenilát-cikláz enzim aktivitását csökkentve a proteinkináz-A nem okoz stopot a G2 mitózis fázisban, így tovább folyik a sejtciklus; 2) a GPCR-hez történő kötődés utáni növekedési faktorokkal való interakció (Safholm és társai 2015). A szikanyagban a változatlan redox. státusz azt mutatja, hogy a petezsákok ugyanannyira oxigenizált környezetben voltak, amely egyébként befolyással van az embrió fejlődésére. Ennek ellenére, 96 óra után a kezelt csoportban mégis magasabb volt az adenilát energia hordozók aránya, amely megváltozott enzim kódésre utalhat. Ennek tisztázására szükséges a már megkezdett vizsgálat, amely a megváltozott 2D fehérjetérkép összetevőinek pontos azonosítását célozza.

A kézirat kibővített és részletesebb formában, SCI folyóiratban is publikálásra kerül.

IRODALOM

Aris A.Z., Shamsuddin A.S., Praveena S.M. (2014). Occurrence of 17-ethynylestradiol (EE2) in the environment and effect on exposed biota: a review. *Environment International* **69**:104–119.

Avar P., Maasz G., Takacs P., Lovas S., Zrinyi Z., Svigruha R., Takatsy A., Toth L.G., Pirger Z. (2016). HPLC-MS/MS analysis of steroid hormones in environmental water samples. *Drug Test Anal* **8**:124-8.

Huang Y., Wang X.L., Zhang J.W., Wu K.S. (2015). Impact of endocrine-disrupting chemicals on reproductive function in zebrafish (*Danio rerio*). *Reprod Domest Anim* **50**:1-6.

Jubeaux G., Simon R., Salvador A., Lopes C., Lacaze E., Quéau H., Chaumot A., Geffard O. (2012). Vitellogenin-like protein measurement in caged *Gammarus fossarum* males as a biomarker of endocrine disruptor exposure: Inconclusive experience. *Aquat Toxicol* **122-123**:9-18.

Jubeaux G., Simon R., Salvador A., Quéau H., Chaumot A., Geffard O. (2012). Vitellogenin-like proteins in the freshwater amphipod *Gammarus fossarum* (Koch, 1835): Functional characterization throughout reproductive process, potential for use as an indicator of oocyte quality and endocrine disruption biomarker in males. *Aquat Toxicol* **112-113**:72-82.

Metcalf C.D., Metcalf T.L., Kiparissis Y., Koenig B.G., Khan C., Hughes R.J., Croley T.R., March R.E., Potter T. (2001). Estrogenic potency of chemicals detected in sewage treatment plant effluents as determined by in vivo assays with Japanese medaka (*Oryzias latipes*). *Environ Toxicol Chem.* **20**:297-308.

Miracle A., Ankley G., Lattier D. (2006). Expression of vitellogenin genes (vg1 and vg3) in fathead minnow (*Pimephales promelas*) liver in response to exposure to steroidal estrogens and androgens. *Ecotoxicol Environ Saf* **63**:337-342.

Nakadera Y., Swart E.M., Hoffer J.N., den Boon O., Ellers J., Koene J.M. (2014). Receipt of seminal fluid proteins causes reduction of male investment in a simultaneous hermaphrodite. *Curr Biol* **24**:859-62.

Patrolecco L., Capri S., Ademollo N. (2015). Occurrence of selected pharmaceuticals in the principal sewage treatment plants in Rome (Italy) and in the receiving surface waters. *Environ Sci Pollut Res Int* **22**:5864-76.

Pauletto M., Milan M., de Sousa J.T., Huvet A., Joaquim S., Matias D., Leitão A., Patarnello T., Bargelloni L. (2014). Insights into molecular features of *Venerupis decussata* oocytes: a microarray-based study. *PLoS One* **9**:e113925.

Richardson, M. L. and Bowron, J. M. (1985). The fate of pharmaceutical chemicals in the aquatic environment. *J Pharm Pharmacol* **37**:1-12.

Runnalls T.J., Beresford N., Kugathas S., Margiotta-Casaluci L., Scholze .2, Scott A.P., Sumpter J.P. (2015).

From single chemicals to mixtures—Reproductive effects of levonorgestrel and ethinylestradiol on the fathead minnow. *Aquat Toxicol* **169**:152–167.

Säfholm M., Jansson E., Fick J., Berg C. (2015). Mixture effects of levonorgestrel and ethinylestradiol: Estrogenic biomarkers and hormone receptor mRNA expression during sexual programming. *Aquat Toxicol* **161**:146–153.

Zalata A., El-Mogy M., Abdel-Khabir A., El-Bayoumy Y., El-Baz M., Mostafa T. (2014). Seminal androgens, oestradiol and progesterone in oligoasthenoteratozoospermic men with varicocele. *Andrologia* **46**:761-5.

Zhang L., Foreman D.P., Grant P.A., Shrestha B., Moody S.A., Villiers F., Kwak J.M., Vertes A. (2014). In situ metabolic analysis of single plant cells by capillary microsampling and electrospray ionization mass spectrometry with ion mobility separation. *Analyst* **139**:5079-85.

A SZERZ K



ZRÍNYI ZITA Klinikai laboratóriumi kutató diplomáját 2013-ban kapta meg, jelenleg PhD tanulmányait folytatja a Pécsi Tudományegyetemen, Dr. Pirger Zsolt témavezetése alatt. Tudományos segédmunkatársként dolgozik az MTA ÖK Balatoni Limnológiai Intézetének NAP_B Adaptív Neuroetológiai Kutatócsoportjában. Embriológiai és reprodukciós kutatási területen tevé-

kenykedik, de érdekl. dési körébe tartozik a tömegspektrometria alkalmazása egyéb, élettani kutatásokban.

LINWEN ZHANG PhD hallgató, tanulmányait a The George Washington University Vertes Research Group-ban (Washington D.C., USA) folytatja. Témavezet je, Prof. Vértes Ákos segítségével dolgozta ki a kapilláris mikromintavételezési technika összekapcsolását ionmobilitás tömegspektrometriával metabolitok gyors meghatározására, citoplazmából. Érdekl. dési körét képezi még új ionizációs technikák alkalmazása metabolitok és lipidek analízisében.

DR. MAÁSZ GÁBOR 2011-ben gyógyszerészként végzett, majd 2015-ben PhD fokozatot szerzett a Pécsi Tudományegyetemen. Jelenleg tudományos munkatársként dolgozik az MTA ÖK Balatoni Limnológiai Intézetének NAP_B Adaptív Neuroetológiai Kutatócsoportjában, Tihanyban. Jelenlegi kutatási területe modern tömegspektrometriai technikák alkalmazása neurokémiai kutatásokban.

PROF. VÉRTES ÁKOS Kémikus, az MTA doktora, PhD fokozatát 1979-ben szerezte a budapesti Eötvös Loránd Egyetemen. 1991-ben kezdett dolgozni a The George Washington University-n (Washington D.C., USA), ahol 2004 óta saját kutatócsoportot m ködtet. A kutatócsoport új tömegspektrometriai technikák kidolgozásával foglalkozik, amelyek sejt és sejt-alatti szint molekuláris képalkotásra alkalmasak. Többek közt itt fejlesztették ki a lézer ablációs elektroporlasztásos ionizációs technikát (LAESI 2007) Prof. Nemes Péterrel, mely számos elismerés és díj birtokosává tette.

PROF. ELEKES KÁROLY Gerinctelen neurobiológus, az MTA doktora, 1979-ben kezdett dolgozni az MTA ÖK Balatoni Limnológiai Intézet Kísérletes Állattani Osztályán, amelynek 1991 augusztusa és 2016 márciusa között vezet je volt, azóta pedig professor emeritusként részese az intézmény életének. Jelent sek az aminerg és peptiderg neuromodulációt, neuronok embrio- és szinaptogenezisének feltérképezését valamint neurotranszmitter-receptorok funkcionális evolúcióját illet en végzett kutatásai.

DR. PIRGER ZSOLT Gerinctelen neurobiológus, elektrofiziológus, az MTA ÖK Balatoni Limnológiai Intézetben a NAP_B Adaptív Neuroetológiai Kutatócsoport vezet je. PhD fokozatát 2009-ban szerezte a Pécsi Tudományegyetemen, jelenlegi kutatási területe az antro-pogén eredet szennyezésekhez történ adaptáció molekuláris folyamatainak jellemzése vízi szervezetekben, valamint szerves mikro-szennyez k (hormonok, gyógyszermaradványok) monitorozása a Balaton és a Zala vízgy jt jén.



Hungarian Journal of Hydrology

Journal of the Hungarian Hydrological Society
Published three monthly

Editor-in-Chief:

János FEHÉR

Assistant Editors:

Éva ÁCS
Károly KONECSNY
László NAGY

Editorial Board Chairman:

András SZÖLLŐSI-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, Béla
NOVÁKY, Judit RÁKOSI, Pál ROMÁN, János
Adolf SZABÓ, Ferenc SZILÁGYI, József
SZILÁGYI, Lajos SZLÁVIK, János SZOLGAY,
Péter SZCS, János TAMÁS, István VÁGÁS,
Zoltán VEKERDY

Publisher:

Hungarian Hydrological Society
H-1091 Budapest, Üllői út 25., Hungary
Tel: +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 – Importance of genetics and molecular
biology research in hydrogeology 2
- Dóra ANDA, Judit MAKK, Gergely KRETT, Károly
MÁRIALIGETI, Judit MÁDL-SZNYI, Andrea BORSODI:
Bacterial community structure of the water and biofilms
from Molnár János cave, Hungary 3
- Júlia Margit ASZALÓS, Gergely KREKK, Dóra ANDA, Károly
MÁRIALIGETI, Balázs NAGY, Andrea BORSODI:
Diversity of extremophilic bacterial communities in
sediments of high-altitude lakes of the Ojos del Salado, Dry
Andes 8
- Zsuzsanna BALOGH, Sándor HARANGI, János Tamás,
KUNDRÁT, István GYULAI, Edina BARANYAI, Katalin
HUBAY: Assessment of contamination level of oxbows
based on core sediments 14
- László BERZI-NAGY, Ágnes ADORJÁN, Zsuzsanna J.
SÁNDOR, Zoltán NAGY, Flórián TÓTH, Dénes GÁL, Éva
KEREPECZKI: Preliminary results of changes in sediment
and water quality parameters in fish ponds applying different
feed types 18
- Ágnes BOLGOVICS, Éva ÁCS, Gábor VÁRBÍRÓ, Keve
Tihámér KISS, Gábor BORICS: What factors determine the
diatom composition of the Sajó river? 22
- Bianka CSITÁRI, Dezső Róbert FIKÓ, Erika KOVÁCS, Attila
SZABÓ, Laura JURECSKA, Anikó MENTES, András
TÁNCSEK, István MÁTHÉ, Tamás FELFÖLDI:
Examination the microbial degradation of phenolic
compounds in natural and artificial environments 26
- Judit GÖRGÉNYI, Gábor VÁRBÍRÓ, Enikő T-KRASZNAI,
András ABONYI, Béla TÓTHMÉRÉSZ, Gábor BORICS:
Effects of phytoplankton functional group on the shape of
the species accumulation curves in a shallow eutrophic
oxbow (Hungary) 32
- Sándor HARANGI: The accumulation of Fe and Mn in the
organs of common carp (*Cyprinus carpio*) and its effect to
their growth parameter 37
- Petra HERMAN: The investigation of zooplankton organisms
polluted with manganese and iron with atomic spectroscopic
methods 40
- Kristóf KORPONAI, Attila SZABÓ, Boglárka SOMOGYI,
Lajos VÖRÖS, Balázs VAJNA, Emil BOROS, Tamás
FELFÖLDI: Seasonal dynamics of the planktonic bacterial
community in two distinct types of soda pans 44

Nikolett MÁNDI, Zsuzsanna BALOGH, Sándor HARANGI, János KUNDRÁT, E. SIMON: Study of toxicology of oxbows using seed germination test in the Upper Tisza Region	52	Milán RIBA, BORSODI Andrea KÉRINÉ KÉRINÉ, Andrea Zsuzsanna UJVÁROSI, Gábor VASAS: Variability of peptides produced by <i>Microcystis</i> isolates	79
Ágnes MARODA, Péter TAKÁCS, Péter SÁLY: Precision of manual and computer-aided morphometric measurement of small fishes	56	Brigitta SIMON, Tamás KUCSERKA, Angéla ANDA, Gábor SOÓS: Evaporation of water bodies covered with macrophytes	83
Anikó MENTES, Attila SZABÓ, Laura JURECSKA, Nóra TUGYI, Boglárka SOMOGYI, Bianka CSITÁRI, Lajos VÖRÖS, Emil BOROS, Tamás FELFÖLDI: Microbiological survey of Lake Kolon (Izsák, Hungary)	59	Márta TAMÁS, Csaba BERTA, Szilvia GYULAINÉ SZEMERÉDI, László József SZABÓ, István BÁCSI, István GYULAI: Preliminary chemical study of oxbows near the river Bodrog	87
Zsolt NAGY-LÁSZLÓ, Gábor VÁRBÍRÓ, András ABONYI, Judit PADISÁK, Gábor BORICS: Longitudinal changes of phytoplankton quantity and trophic status along the Hungarian section of the River Tisza and in its main tributaries	64	Flórián TÓTH, László BERZI-NAGY, Dénes GÁL, Éva KEREPÉCZKI: Nutrient-accumulation of semiaquatic plants in constructed wetlands	90
Zsuzsanna NAGYMÁTÉ, Laura JURECSKA, Csaba ROMSICS, Éva MÉSZÁROS, Fanni TÓTH, Zsuzsanna POHNER, Károly MÁRIALIGETI: Characterization of dechlorinating microbial consortia using molecular biological methods	70	Dávid T ZSÉR, Gyula LAKATOS: Study of the phytoremediation success of basket willow (<i>Salix viminalis</i> L.)	93
Tamás PÁLMAI, Géza Balázs SELMECZY, Beáta SZABÓ, László G.-TÓTH, Judit PADISÁK: Photosynthetic activity of <i>Microcystis flos-aquae</i> in the eastern basin of Lake Balaton in the summer of 2015	75	Nóra TUGYI, Lajos VÖRÖS, Emil BOROS, Tamás FELFÖLDI, Károly MÁRIALIGETI, István MÁTHÉ, Boglárka SOMOGYI: Microbial communities under extreme environmental conditions in a heliotherm lake (Lake Ursu, Sovata)	96
		Zita ZRÍNYI, Linwen ZHANG, Gábor MAÁSZ, Ákos VÉRTES, Károly ELEKES, Zsolt PIRGER: Effect of progestogens on reproduction and embryonic development of a freshwater pond snail (<i>Lymnaea stagnalis</i>)	103

ÉLŐVÍZ MONITOROZÁS

Terepi, labor és online vízanalitika

HQD HORDOZHATÓ ELEKTROKÉMIAI MŰSZERCSALÁD

- Kiemelkedő pontosság, megbízható kezelés.
- Széles szonda választék (oldott oxigén, pH, redox).
- Kalibráció mentes LDO technológia.
- Választható kábelhosszúság 1-30 méterig.
- Automatikus adatrögzítés.



SL1000 HORDOZHATÓ PÁRHUZAMOS ANALIZÁTOR

- Kettő az egyben: fotométer és elektrokémiai mérő egy műszerben!
- Akár 6 paraméter mérése 1 időben!
- Feleannyi mérési idő.
- Pontosabb mérés, kevesebb hibalehetőség.
- Könnyű kezelés, biztonságos mérés.

Hach Lange Kft.

1222 Budapest, Vöröskereszt u. 8-10.
Tel: 06-1-225-7783; Fax: 06-1-225-7784
www.hu.hach.com; info-hu@hach.com



Be Right™