

Ecology of Lake Balaton/ A Balaton ökológiája

MTA ÖK BLI Elektronikus folyóirata
2016. 3: 1-7.



A VÍRUSOK MENNYISÉGÉNEK SZEZONÁLIS VÁLTOZÁSA A BALATONBAN 2015-BEN

Kovács W. Attila*, Présing Mátyás†, Horváth Hajnalka

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

*kovacs.attila@okologia.mta.hu

Kulcsszavak: virioplankton, bakterioplankton, tápanyag regeneráció, abundancia

Kivonat: A vírusok, létszámukat tekintve a leggyakoribb organizmusok a Földön, minden ökoszisztémában megtalálhatóak, fontos szerepet játszanak a fito- és bakterioplankton mortalitásába, a tápanyagok mikrobiális körforgásában. A Balatonban szerepük mégis kevésbé ismert. Munkánk első lépéseként havi gyakorisággal meghatároztuk a vírusok vírusszerű partikulumok, és baktériumok abundanciáját a Balaton két trofitásban elkülönülő medencéjében és a tó legnagyobb befolyójában 2015-ben. A vizsgálatok során a SYBRGreen fluoreszcens festékkel jelölt sejteket epifluoreszcens mikroszkóppal detektáltuk. Eredményeink szerint a baktériumok abundanciája $8,35 \times 10^8$ – $9,35 \times 10^9$ sejt l^{-1} , a vírusok abundanciája $3,88 \times 10^{10}$ – $2,7 \times 10^{11}$ sejt l^{-1} tartományban változott az év során. A trofitásnak megfelelően a Keszthelyi-medence abundancia értékei nagyobbak voltak a Siófoki-medencében mértéknél, maximális értékük megegyezett az a-klorofill maximumok időpontjával. A vírus baktérium arány 10 felett volt szinte egész évben. A korábbi felméréssel összevetve a 15 év alatt a vírus abundancia kismértékű (1,5-2-szeres) emelkedése és a baktérium mennyiségének csökkenése figyelhető meg.

Bevezetés

A vírusok, létszámukat tekintve a leggyakoribb organizmusok a Földön, minden ökoszisztémában megtalálhatóak. Ez a tény mintegy két évtizeddel ezelőtt vált ismerté és kezdődött kutatásuk (BERGH *et al.*, 1989). Gyorsan bebizonyosodott, hogy létszámuknál fogva figyelemreméltó szerepet játszanak a fito- és bakterioplankton mortalitásában (PROCTOR & FUHRMAN, 1990, SUTTLE *et al.*, 1990). A lízis által felszabaduló sejttananyagok könnyen hozzáférhető tápanyagforrást jelentenek a fito- és bakterioplankton szervezetek számára, ezzel jelentősen hozzájárulva a tápanyagok mikrobiális körforgásához (SUTTLE, 2005; ALLEN & WILSON, 2008).

A Balatonban a vírusok jelentősége jórészt ismeretlen, a tavon belül betöltött funkcionális szerepükről szinte semmi információt nem közöltek. Az ezredfordulón végeztek egy hároméves felmérésorozatot, amely befejeztével rendelkezésre állnak az adott években levő vírus abundancia értékek és lépések történetek egyes vírus partikulumok morfológián alapuló tipizálására elektromikroszkópiával, ugyanakkor a program nem terjedt ki a vírusok funkcionális szerepének feltárására (ELEKES *et al.*, 2000, 2001, 2002).

Az ezredfordulótól napjainkig megfigyelhető változások kapcsán első lépésben célnk volt újra felmérni a vírus abundanciában bekövetkező szezonális változásokat a Balatonban.

Anyag és módszerek

Mintavételi helyek, időpontok

A vírusok, vírusszerű partikulumok számának változását 2015-ben 12 alkalommal, közel havi gyakorisággal (02.12., 03.23., 04.27., 05.21., 06.15., 07.20., 08.10., 08.31., 09.30., 10.26., 11.23. és 12.09.) követtük nyomon. A vízmintákat a Balaton két trofitás szempontjából legeltérőbb medencéjének (Siófoki-medence 46°55'19.0"N; 17°55'53.6"E és Keszthelyi-medence 46°44'05.8"N; 17°16'32.0"E), mederközép részén, valamint a Balaton legnagyobb befolyójának a Zala-folyó torkolati részén (46°42'14,9"N; 17°15'35,8"E) vettük vízoszlop mintavevővel. A hűtőtáskában laboratóriumba szállított vízminták a-klorofill pigment tartalmát metanolos kivonást (IWAMURA *et al.*, 1970), a lebegőanyag tartalmát szűrés (Whatman GF/F filter) és tömegállandóság való szárítást (105°C, 24 h) követően gravimetriás méréssel határoztuk meg.

Autofluoreszkáló fotoautotróf pikofitoplankton mennyiségének meghatározására

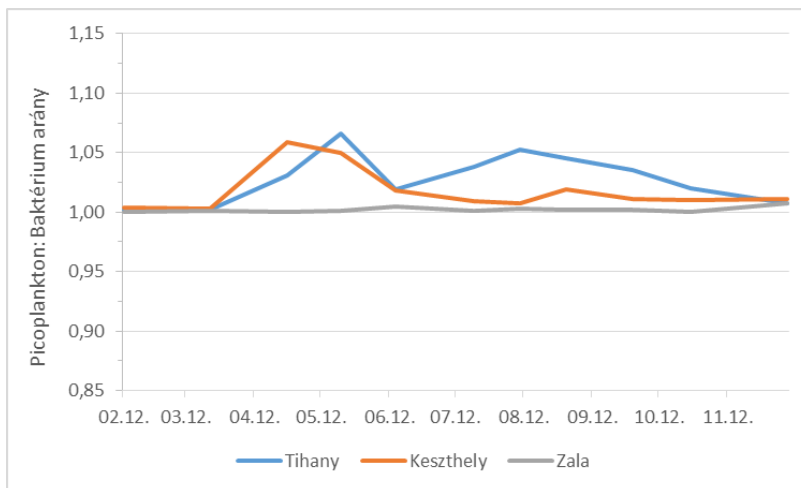
Az autofluoreszkáló fotoautotróf pikofitoplankton mennyiségének meghatározására a vízmintákat 0,45µm pórusátmérőjű fekete kevert-észter membránfilterre (Porafil, Macherey-Nagel) szűrtük majd glicerinbe ágyazva kék és zöld gerjesztés mellett a világító sejteket fluoreszcens mikroszkóppal (Nikon Optiphot 2, 1000x nagyítás, B-2A és G-2A filter) számoltuk meg MACISAAC & STOCKNER (1993) alapján.

Vírusok, vírusszerű partikulumok és baktériumok számának meghatározása

A vírus és vírusszerű partikulumok, valamint a baktériumok számának meghatározásához fluoreszcens technikát alkalmaztunk (PATEL *et al.*, 2007). A vízmintákat formalin (2%, V/V) hozzáadásával tartósítottuk. A számolás alkalmával a vízmintákat igény szerinti hígítást követően 0,02µm pórusátmérőjű Al₂O₃ filterre (Anodisk, Whatman) szűr-

A vírusok mennyiségének szezonális változása

tűk, majd SYBRGreen I fluoreszcens festékekkel jelöltük a nukleinsav tartalmú partikulumokat, sejteket. A jelölést követően az intenzív sárga fényt kibocsátó objektumokat fluoreszcens mikroszkóppal fényképeztük (Olympus BX-51, 1000x nagyítás, U-MWB filter), majd ImageJ program kijelölő segédlete segítségével számoltuk. A világító objektumok mérete alapján különítettük el a vírusokat vírusszerű partikulumokat (későbbiekben vírusok) a pikoplankton (0,2-2 μ m) szervezetektől. A baktériumszámot az összes világító pikoplankton méretű objektum és az autofluoreszkáló fotoautotróf picoszervezetek különbsége adta. Az utóbbiak száma nagyságrendekkel kevesebb volt (**1. ábra**).



1. ábra. A pikoplankton szervezetek (0,2-2 μ m) és a baktériumok arányának szezonális változása a Balatonban 2015-ben.

Eredmények és megbeszélésük

A lebegőanyag és az a-klorofill pigment mennyiségének szezonális változása

A vízminták lebegőanyag tartalma (**2.A ábra**) a mintavételi időpontokban számottevően nem tért el a Balatonban mért átlagos értékektől (20-30 mg l^{-1}), sem a keleti, sem a nyugati medencében. A Zala-folyó torkolati szakaszában értékei (az augusztus végi mintát kivéve, 15,75 mg l^{-1}) rendre alacsonyabbak voltak a balatoni értékeknél.

A fitoplankton mennyiségének egyik legelterjedtebben alkalmazott mérőszáma az a-klorofill pigment tartalom a vízben. Értékei (**2.B ábra**) a Siófoki-medencében a mintavételi időpontokban 1,95 $\mu\text{g l}^{-1}$ és 8,73 $\mu\text{g l}^{-1}$ között változott, nem mutatott jelentősebb szezonálisan változást. A Keszthelyi-medence vizében értékei, mint ahogy a sokévi átlag is tükrözi, 2016-ban is magasabbak voltak. A legalacsonyabb mért érték 6,01 $\mu\text{g l}^{-1}$ volt, míg a legmagasabb értéket (38,65 $\mu\text{g l}^{-1}$) augusztus 31-i mintázáskor mértük. A Balatonra jellemző trofikus gradiens kialakulása 2016-ban is megfigyelhető volt a Keszthelyi-medencében megfigyelhető kisebb mértékű tavaszi, majd az egyértelműen kimutatható nyári algacsúccsal. A Balaton legnagyobb befolyójának, a Kis-Balaton átszelő Zala-folyónak a torkolatában mért értékek a Siófoki-medence értékeihez közelítőek voltak (1,65-13,7 $\mu\text{g l}^{-1}$) az augusztusi mintavételek kivételével. E hónapban a vízben az a-klorofill tartalom kiugró értékre emelkedett (127,24 $\mu\text{g l}^{-1}$), melyet a *Cylindrospermopsis raciborskii* nitrogénkötő cianobaktérium fonalainak tömeges jelenléte okozott.



2. ábra. A lebegőanyag (A), az a-klorofil pigment (B), a baktériumok (C) és a vírusok (D) mennyiségének szezonális változása a Balatonban 2015-ben.

Baktériumok mennyiségének szezonális változása

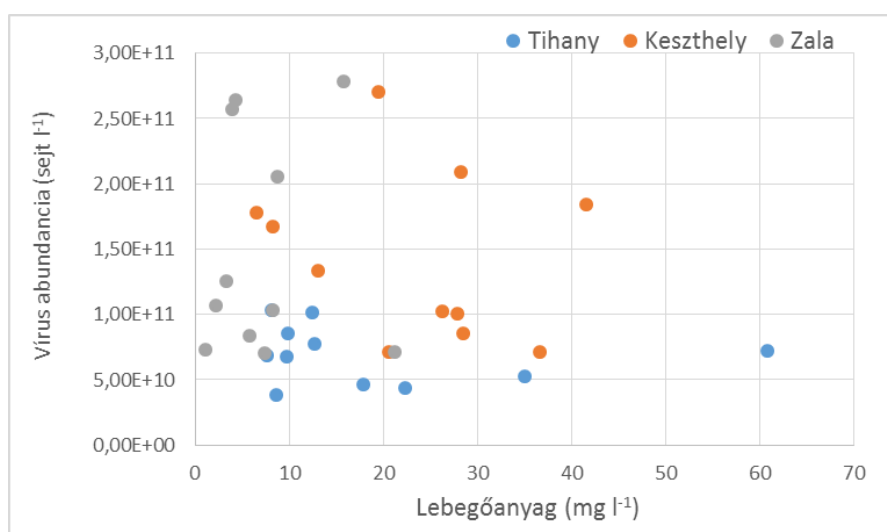
A baktériumok mennyisége (**2.C ábra**) a Siófoki-medence mintavételi helyén júniusi-júliusi mérsékelt emelkedést ($5,61 \times 10^9$ sejt l⁻¹) leszámítva éves szinten nem mutatott jelentősebb változást ($2,56 \times 10^9$ – $4,35 \times 10^9$ sejt l⁻¹). A Keszthelyi-medencében a szezonális hatás kifejezettebb, a nyári periódusban határozottan magasabb baktériumszámokat kaptunk ($9,35 \times 10^9$ – $1,12 \times 10^{10}$ sejt l⁻¹), mint a hidegebb hónapokban ($3,65 \times 10^9$ – $6,40 \times 10^9$ sejt l⁻¹). A Zala-folyó torkolatában észleltük a legalacsonyabb ($8,35 \times 10^8$ – $2,11 \times 10^9$ sejt l⁻¹ a hideg téli hónapokban) és a legmagasabb értéket is ($1,36 \times 10^{10}$ sejt l⁻¹ nyáron) amely megegyezett a torkolatban mért a-klorofil csúcs időpontjával.

Vírusok mennyiségének szezonális változása

A vírusok mennyisége (**2.D ábra**) a Siófoki-medence mintavételi helyén nem mutatott számottevő változást az év folyamán. A tavaszi enyhe csökkenést ($7,77 \times 10^{10}$ – $3,88 \times 10^{10}$ sejt l⁻¹) követően a számuk szinte folyamatosan enyhén emelkedett decemberig ($1,04 \times 10^{11}$ sejt l⁻¹). Ezzel ellentétben az átlagosan 2-3-szor magasabb vírus abundanciát mutató keszthelyi mintavételi helyen a vírusok számának változása határozott szezonális mintázatot mutatott. Az éves vírus abundancia maximumok a tavaszi kisebb csúcsnál egy hónapos késéssel, az augusztusi éves csúcsnál ($2,70 \times 10^{11}$ sejt l⁻¹) pedig pontosan megegyezett az a-klorofil maximumok időpontjával. A Zala-folyó torkolatában vett vízminták éves vírus abundancia ($2,78 \times 10^{11}$ sejt l⁻¹) és a-klorofil maximum időpontjai is egy időpontra estek. Az év elején a folyótorkolatban a vírus abundancia a keszthelyi értékekkel szinte együtt halad, míg június és júliusban több mint kétszeresével múlta felül azokat. Ugyanakkor a vírusok száma az augusztusi csúcs után a siófoki értékekre esett vissza.

A számolás nem ad lehetőséget a vírusok gazda specifikálására, hiszen a fluoreszcens festék nem specifikus nukleinsavkötő sajátossága nem elégséges a különböző vízben élő állatok, növények, algák, gombák, baktériumok vírusainak azonosítására. A pigment csúcsok és a vírusszám maximumok egybeesései a gazda-parazita kapcsolatból, valamint a lítikus életciklusból kiindulva jelzésértékűek lehetnek arra vonatkozólag, hogy a fitoplankton specifikus vírusok mennyisége növekedett az adott időszakban. Ugyanakkor a lízis által felszabadult szerves anyag mennyisége a baktériumok szaporodását is jelentősen felgyorsíthatja.

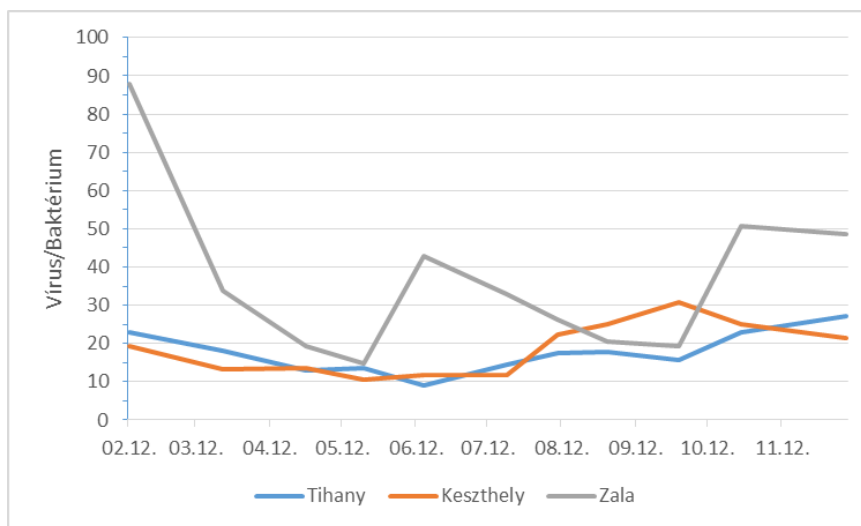
A lebegőanyag, mint adszorbens, illetve közösségi élettér jelentős befolyást gyakorolhat a vírusok mennyiségére az adott víztérben, azonban a kapcsolat negatív hatását gyakrabban tapasztalják (WEINBAUER *et al.*, 2009). Vizsgálatainkban is inkább negatív összefüggést vélünk felfedezni a lebegőanyag mennyiségének változása és a vírusszám között (**3. ábra**) azonban az egyértelmű korreláció megállapítására több éves adatsor, illetve időjárásra való tekintet nélküli (viharos körülmények) gyakoribb mintavételezések adnának lehetőséget.



3. ábra. A vírusok mennyiségének változása a lebegőanyag függvényében a Balatonban 2015-ben.

Vírusok előfordulnak a legváltozatosabb körülmények között a sivatagtól a sarkvidékig. A természetes környezetben meghatározott vírus abundanciák nagyságrendileg a 10^7 - 10^{11} sejt l⁻¹ értéktartományban mozognak (WOMMACK & COLWELL, 2000). A Balatonban meghatározott értékek ennek a skálának a felső tartományában helyezkednek el. A 2000-2002 évi felmérés sorozatban az algabiomassza csúcsok ideje nem mindig egyezett a baktériumok, illetve a vírusok abundancia csúcsaival. A vírusok abundanciája általánosan inkább növekedést (1,5-2-szeres) mintsem csökkenést mutat.

A vírusok száma általában különböző víztesteknél egy nagyságrenddel nagyobb, mint az adott helyen meghatározott baktériumszám (WEINBAUER, 2004). A Balatonban minkét mintavételi helyen a vírus/baktérium arány a legtöbb alkalommal 10 és 20 között változott, azonban a Zala-folyó torkolatában a vírusok mennyisége akár 88-szor felülmúlta a baktériumok számát 2015-ben (**4. ábra**). A 2000-2002 évi felmérés sorozatban rendre alacsonyabb értékek adódtak, a magasabb baktérium abundancia következményeként.



4. ábra. A vírus baktérium arány szezonális változása a Balatonban 2015-ben.

A Balatonban a vírusok szerepe és jelentősége ismeretlen, pedig mint látjuk a legnagyobb számban jelenlevő organizmusok. A tavon belüli életciklusukról, potenciális fertőzőképességükről, gazda-specificitásukról és az anyagforgalomban betöltött szerepükről keveset tudunk. Ezen irányú vizsgálatok mindenképpen hiánypótló munkák lennének, melyek alapvetően hozzájárulnának a Balaton és párhuzamosan a vízi ökoszisztémák anyagforgalmában kulcsszerepet betöltő mikrobiális folyamatok jobb megértéséhez.

Köszönetnyilvánítás

Köszönjük Németh Balázsnak és Dobos Gézáknak a terepi mintavételezésben való segítségét, valamint Horváth Viktória laboratóriumi munkákban nyújtott segítségét.

Irodalom

- ALLEN, M. J., & W. H. WILSON, 2008. Aquatic virus diversity accessed through omic techniques: a route map to function. *Curr. Opin. Microbiol.* **11**: 226-232.
- BERGH, Ø., K. Y. BØRSHEIM, G. BRATBAK & M. HELDAL, 1989. High abundance of viruses found in aquatic environments. *Nature* **340**: 467-468.
- ELEKES, K., L. VÖRÖS, E. HEGEDŰS, ZS. N. FEKETE, B. BALÁZS & L. FERENCZY, 2001. Vírusok elektronmikroszkópos azonosítása és bakteriofágok potenciális szerepe a toxintermelő cianobaktériumok elterjedésében a Balaton vizében. In: Mahunka S. & J. Banczerowski (szerk.) *A Balaton kutatásának 2000. évi eredményei*. Magyar Tudományos Akadémia, Budapest: 69-77.
- ELEKES, K., L. VÖRÖS, E. HEGEDŰS, ZS. N. FEKETE, B. BALÁZS & L. FERENCZY, 2002. Vírusok elektronmikroszkópos azonosítása és bakteriofágok potenciális szerepe a toxintermelő cianobaktériumok elterjedésében a Balaton vizében. In: Mahunka S. & J. Banczerowski (szerk.) *A Balaton kutatásának 2001. évi eredményei*. Magyar Tudományos Akadémia, Budapest: 64-73.
- ELEKES, K., L. VÖRÖS, E. HEGEDŰS, ZS. N. FEKETE, B. BALÁZS & L. FERENCZY, 2003. Vírusok elektronmikroszkópos azonosítása és bakteriofágok potenciális szerepe a toxintermelő cianobaktériumok elterjedésében a Balatonban III. In: Mahunka S. &

A vírusok mennyiségének szezonális változása

- J. Banczerowski (szerk.) A Balaton kutatásának 2002. évi eredményei. Magyar Tudományos Akadémia, Budapest: 61-69.
- IWAMURA, T., H. NAGAI, & S. ICHIMURA, 1970. Improved methods for determining contents of chlorophyll, protein, ribonucleic acid, deoxyribonucleic acid in planktonic populations. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie* **55**: 131-147.
- MACISAAC, E. A. & J. G. STOCKNER, 1993. Enumeration of phototrophic picoplankton by autofluorescence In: KEMP, P. F., B. F. SHERR, E. B. SHERR & J. J. COLE (eds) *Handbook of methods in aquatic microbial ecology*. Lewis Publishers, Boca Raton, Ann Arbor, London, Tokyo: 187-197.
- PATEL, A., R. T. NOBLE, J. A. STEELE, M. S. SCHWALBACH, I. HEWSON & J. A. FUHRMAN, 2007. Virus and prokaryote enumeration from planktonic aquatic environments by epifluorescence microscopy with SYBR Green I. *Nature Protocols* **2**: 269-276.
- PROCTOR, L. M., & J. A. FUHRMAN, 1990. Viral mortality of marine bacteria and cyanobacteria. *Nature* **343**: 60-62.
- SUTTLE, C. A., 2005. Viruses in the sea. *Nature* **437**: 356-361.
- SUTTLE, C. A., A. M. CHAN & M. T. COTTRELL, 1990. Infection of phytoplankton by viruses and reduction of primary productivity. *Nature* **347**: 467-469.
- WEINBAUER, M. G., 2004. Ecology of prokaryotic viruses. *FEMS Microbiology Reviews* **28**: 127-181.
- WEINBAUER, M. G., I. BETTAREL, R. CATTANEO, B. LUEF, C. MAIER, C. MOTEGI, P. PEDUZZI & X. MARI, 2009. Viral interactions with organic and inorganic particles in the water column: implications for aquatic microbial ecology. *Aquatic Microbial Ecology* **57**: 321-341.
- WOMMACK, K. E. & R. R. COLWELL, 2000. Virioplankton: viruses in aquatic ecosystems. *Microbiology and Molecular Biology Reviews* **64**: 69-114.

Érkezett: 2016. november 08

Javítva: 2016. december 09

Elfogadva: 2016. december 12

Ecology of Lake Balaton/ A Balaton ökológiája

MTA ÖK BLI Elektronikus folyóirata
2016. 3: 8-15.



AEROB ANOXIGENIKUS FOTOTRÓF BAKTÉRIUMOK MENNYISÉGE ÉS SZEZONÁLIS DINAMIKÁJA A BALATONBAN

Tugyi Nóra*, Vörös Lajos, Somogyi Boglárka

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

*tugyi.nora@okologia.mta.hu

Kulcsszavak: aerob anoxigenikus fototrófok (AAP), infravörös mikroszkópia, abundancia

Kivonat: Az aerob anoxigenikus fototróf baktériumok (AAP) infravörös sugárzást hasznosító baktériumok, amelyek aerob életmódot folytatnak és csupán másfél évtizede ismert, hogy a tengerek, óceánok mikroszkópikus élővilágának fontos szereplői Kontinentális vizekben az AAP szervezetek előfordulását még alig ismerjük, ez idáig csehországi és közép-ázsiai tavakban mutatták ki előfordulásukat. A hagyományos mikroszkópi eljárásokkal ezek az élőlények nem detektálhatók, ehhez a spektrum közeli infravörös tartományára kell az észlelést kiterjesztenünk. Célunk volt az AAP szervezetek előfordulásának megismerése a Balatonban 2014 és 2015 között, Olympus XM10-IR infravörös kamera segítségével, epifluoreszcens mikroszkópi technikával. A kapott eredmények alapján az AAP szervezetek a Balatonban jelentős abundancia értékekkel ($4 \cdot 10^4$ - $42 \cdot 10^4$ sejt ml^{-1}) képviseltették magukat. Ezek nagyságrendileg megfeleltek a korábban tengeröblökben leírtaknak. Jellegzetes szezonális dinamikát figyeltünk meg az év során, nyári magasabb és téli alacsonyabb abundancia értékekkel. Az AAP szervezetek a produktívabb nyugati területeken fordultak elő nagyobb mennyiségben: a Siófoki-medencében az AAP szervezetek abundanciája körülbelül a fele volt a Keszthelyi-medencében megfigyeltnek.

Bevezetés

Az 1970-es évek végén a fluoreszcens technikák alkalmazásának köszönhetően felfedezték, hogy apró, bakteriális méretű algák – fotoautotróf pikoplankton; $< 3\mu\text{m}$ - népesítik be az óceánok és tengerek felső régióját, csakúgy, mint a kontinentális tavak többségét (JOHNSON & SIEBURTH, 1979; WATERBURY *et al.*, 1979; VÖRÖS *et al.*, 1991). Az autotróf pikoplankton felfedezése teljesen átalakította a vízi táplálékhálózatról és anyagforgalomról korábban kialakult képet. Kiderült továbbá, hogy az algák által fixált szén jelentős része (akár 90 %) a mikrobiális táplálékhálózaton ('microbial loop') halad keresztül, amelyben az autotróf pikoplankton és a heterotróf bakterioplankton produkciója a heterotróf nanoflagelláták közvetítésével jut el a magasabb trofikus szintek felé (AZAM *et al.*, 1983). A bakteriális méretű, fényenergiát hasznosító szervezetek között mindemellett olyan mikroorganizmusok is megtalálhatóak, amelyek nem termelnek oxigént.

Az ezredfordulóig a vízi ökoszisztémákban előforduló fototróf, oxigént nem termelő baktériumok közül elsősorban azok anaerob képviselőit ismertük (anaerob zöldbaktériumok, bíborbaktériumok, stb.). 2000-ben fedezték fel, hogy az aerob életmódot folytató, anoxigenikus fényhasznosító baktériumok (AAP) nagy abundanciával fordulnak elő a világ tengereiben, óceánjaiban (KOLBER *et al.*, 2000). Detektálásukat az ez tette lehetővé, hogy a fluoreszcens mikroszkóp képalkotását kiterjesztették az infravörös tartományba, amely révén láthatóvá vált a sejtek infravörös autofluoreszcenciája. Az AAP szervezetek a közeli infravörös tartományban (800-900 nm) képesek a fény hasznosítására a bakterioklorofill tartalmuk révén (KOLBER *et al.*, 2000, KOLBER *et al.*, 2001). Anyagcseréjükre alapvetően kemoorganoheterotróf életmód jellemző: energiaszükségletüket (ATP-termelés), valamint a redukáló erőt (redukált koenzimek, pl. $\text{NADH}+\text{H}^+$ termelése) szerves anyagokra alapozva fedezik és hasonlóképp szénforrásként is szerves szubsztrátokra van szükségük, minthogy az algákkal szemben a szerves szén megkötésére nem képesek (KOBÍZEK *et al.*, 2010). Fényenergia hasznosító képességük révén (ciklikus fotofoszfóriláció) ugyanakkor kiegészítő ATP forrásra tesznek szert. Ez kompetitív előnyt jelent számukra a csak heterotróf anyagcserére képes baktériumokkal szemben (KOBÍZEK *et al.*, 2007). Az óceánokból és tengerekből izolált AAP törzsek filogenetikailag a legtöbb esetben az *Alphaproteobacteria* osztályba tartoztak. Az osztályon belül pedig leginkább a *Roseobacter* és az *Erythrobacter* nemzetség tagjait azonosították (SHIBA *et al.*, 1991; BIEBL *et al.*, 2005).

Kontinentális vizekben kutatásuk csupán az elmúlt évtizedben kezdődött (2008-tól), ez idáig hegyvidéki tavakban, víztározókban és sós sztyepptavakban igazolták az AAP szervezetek jelenlétét (MASINE *et al.*, 2008; MEDOVÁ *et al.*, 2011; CUPEROVÁ *et al.*, 2013). Éppen ezért célunk volt az aerob anoxigenikus fototróf baktériumok (AAP) előfordulásának és szezonális dinamikájának megismerése a Balaton különböző területein.

Anyag és módszer

Az AAP szervezetek vizsgálatához a Balaton Keszthelyi- és Siófoki-medencéjében mederközépen, vízoszlop mintavevővel gyűjtöttünk mintát 2016. augusztusa és 2015 júliusa között (**1. táblázat**). A hidegebb időszakban havi gyakorisággal, a produktív időszakban (júniustól októberig) kétheti gyakorisággal történt vízmintavétel. Mindemellett 2014 augusztusában a tó hossz tengelyében 5 mintavételi ponton végeztünk algológiai vizsgálatokat (**1. táblázat**). A mintavétel után 5 órán belül meghatároztuk a fotoautotróf pikofitoplankton (pikocianobaktériumok és a pikoeukarióta zöldalgák) abundanciáját

Aerob anoxigenikus fototróf baktériumok mennyisége és szezonális dinamikája

epifluoreszcens mikroszkóppal, valamint az aerob anoxigenikus fototróf baktériumok (továbbiakban AAP szervezetek) abundancia és biomassza értékeit infravörös epifluoreszcens mikroszkópi technikával.

1. táblázat. A mintavételi helyek koordinátái és a mintavétel gyakorisága.

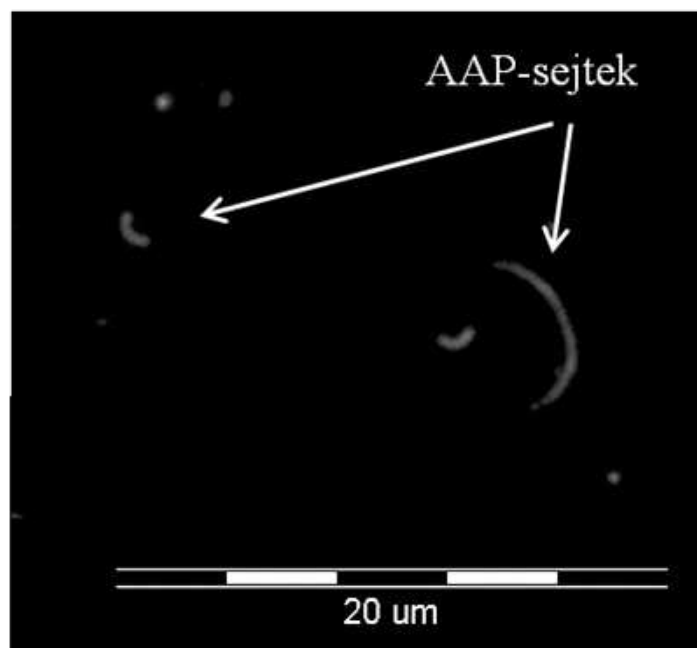
Mintavételi hely	Koordináták	Mintavétel ideje és gyakorisága
Keszthelyi-medence	46°44'05.8"N; 17°16'32.0"E	2014.08.13.-2015.07.23. kétheti/havi
Szigligeti-medence	46°44'33.1"N; 17°26'18.5"E	2014.08.13.
Szemesi-medence	46°50'40.3"N; 17°44'28.8"E	2014.08.13.
Siófoki-medence (T)	46°55'19.0"N; 17°55'53.6"E	2014.08.13.-2015.07.23. kétheti/havi
Siófoki-medence (Bf)	46°57'54,7"N; 18°03'48.8"E	2014.08.13.

A vizsgált fototrófok abundanciáját a sejtek autofluoreszcenciája révén becsültük JIAO *et al.* (2006), valamint MACISAAC és STOCKNER (1993) szerint. A vízmintákat 0,2 µm pórusméretű, fehér polikarbonát membránfilterre (Millipore) szűrtük, majd a szűrőpapírt glicerinbe ágyaztuk és a preparátumot Olympus BX51 epifluoreszcens mikroszkóppal vizsgáltuk 1000x nagyítás mellett. Először a különböző pigment típusú pikoalgákat azonosítottuk kékesibolya (U-MWBV2) és zöld (U-MWG2) gerjesztőfény segítségével, a látható fényt érzékelő mikroszkóp kamerával (Olympus DP71) MACISAAC és STOCKNER (1993) szerint. A következő lépésben az AAP szervezeteket detektáltuk kék gerjesztőfényt alkalmazva (350-550 nm), infravörös emissziós filter (>780 nm) és infravörös kamera (Olympus XM10) segítségével (JIAO *et al.*, 2006). Az AAP szervezetek gerjesztése során alkalmazott fény hatására a pikoalgák is mutatnak közeli infravörös autofluoreszcenciát, amely kizárólag az infravörös kép elemzése révén nem különíthető el az AAP szervezetek autofluoreszcenciájától. Éppen ezért az AAP szervezetek és a pikoalgák elkülönítése az egyazon látótérről a két különböző kamerával készített felvétel (minimum 10 látótér v. 300 sejt) összevetése alapján történt Cell^D szoftverrel (a hagyományos kamerával csak a pikoalgák láthatóak, az infravörös kamerával a pikoalgák és az AAP szervezetek is láthatóak voltak). A mikroszkópos képek további elemzését Zeder és munkatársai által 2011-ben kidolgozott YABBA-2011 kép-analizáló szoftver segítségével.

Meghatároztuk továbbá a barna színű oldott szerves anyagok (Pt szín) koncentrációját, amelyet 45 µm pórusátmérőjű filterre szűrés, majd szárítás után a fényelnyelés mérésével kaptunk meg. Az a-klorofill koncentrációt frissen szűrt mintából, forró metanolos extrakciót követően szintén spektrofotométer (Hitachi U-2900) segítségével határoztuk meg (NÉMETH, 1998).

Eredmények és értékelésük

A Balatonban számos AAP szervezetet detektálunk infravörös mikroszkópi technika alkalmazásával, a detektált szervezetek között elsősorban a vibrió, illetve a hajlított fonal sejtek voltak jellemző (1. ábra).

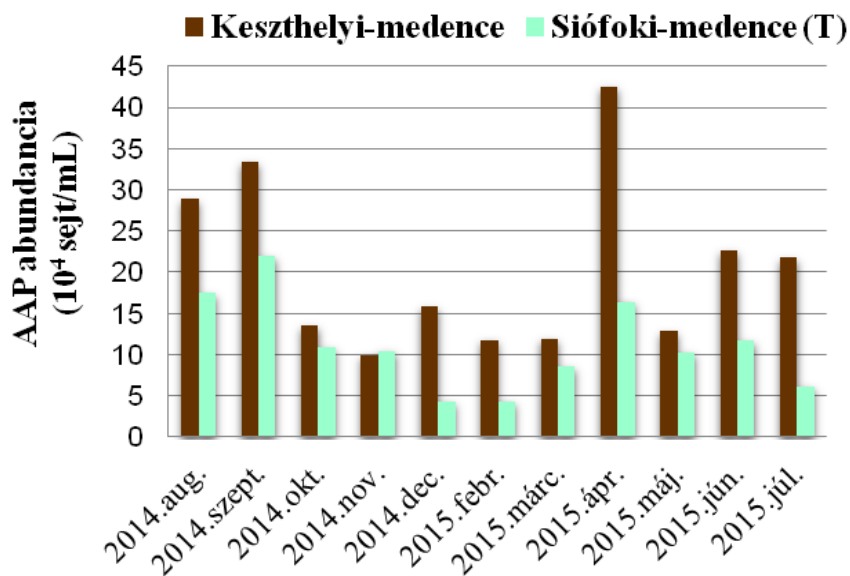


1. ábra. A Balatonban megfigyelt AAP szervezetek mikroszkópi képe. A sejteket nyilak jelölik, a felvétel infravörös kamerával (Olympus XM10), 1000 x-es nagyítással készült.

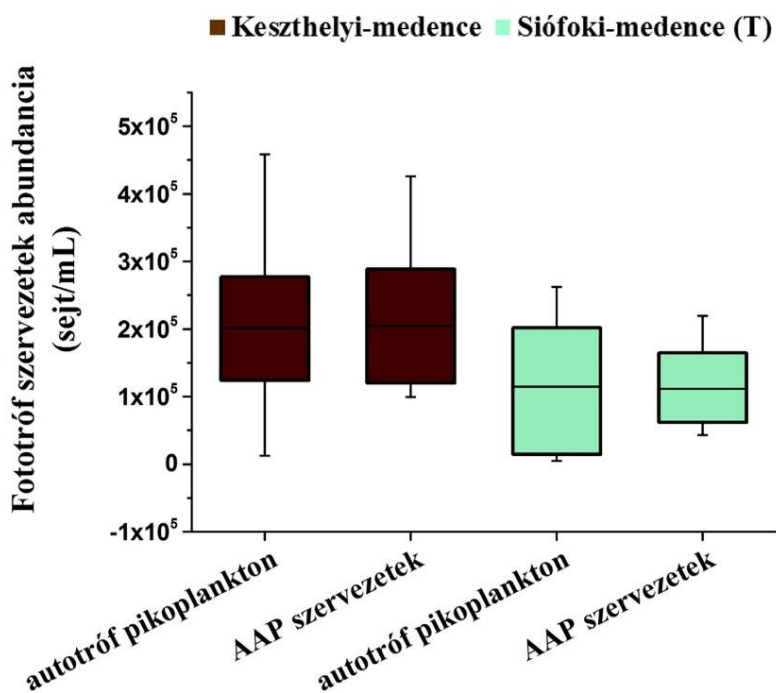
Az aerob anoxigenikus fototróf baktériumok mennyisége jellegzetes szezonális dinamikát mutatott a Balaton Keszthelyi-és Siófoki-medencéjében egyaránt (**2. ábra**). Mindkét medence esetében a magasabb abundancia értékeket melegebb időszakban figyeltük meg. A Keszthelyi-medencében az AAP szervezetek abundanciája $9,9 \cdot 10^4$ sejt ml^{-1} és $42 \cdot 10^4$ sejt ml^{-1} között változott, átlagosan $20 \cdot 10^4$ sejt ml^{-1} volt. A legmagasabb abundancia értéket áprilisban figyeltük meg, míg a legalacsonyabbat novemberben (**2. ábra**). A Siófoki-medencében az AAP szervezetek abundanciája $4 \cdot 10^4$ sejt ml^{-1} és $22 \cdot 10^4$ sejt ml^{-1} között változott, átlagosan $11 \cdot 10^4$ sejt ml^{-1} volt. A legmagasabb abundancia értéket szeptemberben figyeltük meg, míg a legalacsonyabbat decemberben (**2. ábra**). Az AAP szervezetek eloszlása jellegzetes szezonális dinamikát követett, ennek ellenére nem volt szignifikáns összefüggés a víz hőmérséklet és az AAP abundancia között.

A kapott abundancia értékeket összehasonlítva azt tapasztaltuk, hogy a Siófoki-medencében az AAP szervezetek mennyisége körülbelül a fele volt a Keszthelyi-medencében megfigyeltnek (**3. ábra**). Az AAP szervezetek mennyisége összevethető volt az autotróf pikoplanktonéval. A Keszthelyi-medencében ugyanis a pikoalgák abundanciája $1,2 \cdot 10^4$ sejt ml^{-1} és $45,8 \cdot 10^4$ sejt ml^{-1} között változott, átlagosan $20 \cdot 10^4$ sejt ml^{-1} volt. A Siófoki-medencében $0,5 \cdot 10^4$ sejt ml^{-1} és $26,2 \cdot 10^4$ sejt ml^{-1} közötti abundancia értékeket tapasztaltunk, a pikoalgák abundanciája átlagosan $11,5 \cdot 10^4$ sejt ml^{-1} volt (**3. ábra**).

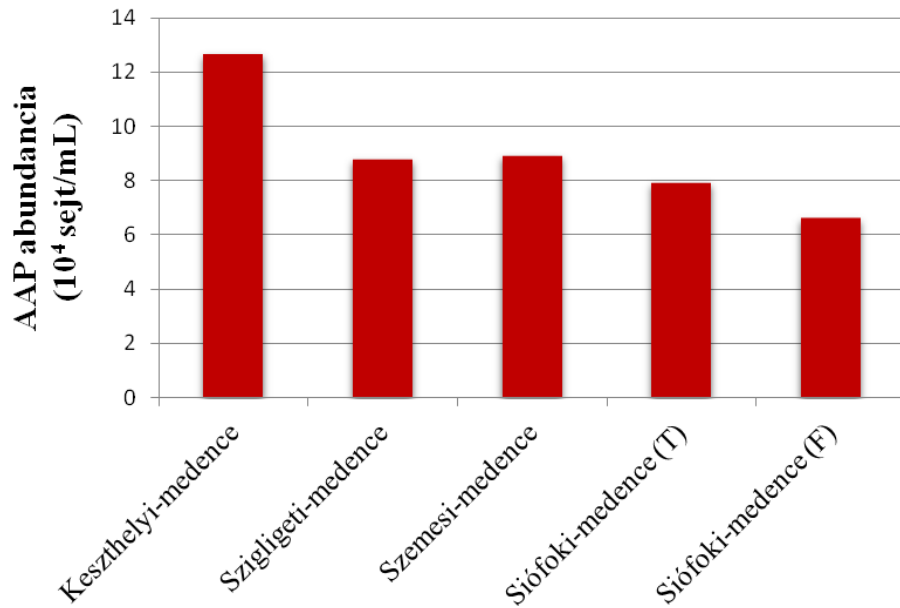
2014 augusztusában az AAP abundancia jellegzetesen változott a tó hossz tengelyében. A legmagasabb értéket a Keszthelyi-medencében tapasztaltuk, ahol mennyiségük meghaladta a 120 ezer sejtet milliliterenként. A Szigligeti- és a Szemesi-medencében alacsonyabb ($8,7 \cdot 10^4$ sejt ml^{-1} , illetve $8,9 \cdot 10^4$ sejt ml^{-1}) értékeket tapasztaltunk. A Siófoki-medencében pedig még kisebb értékeket kaptunk: a tihanyi mintavételi ponton az AAP szervezetek abundanciája $8 \cdot 10^4$ sejt ml^{-1} , míg a balatonfüzfői mintavételi ponton $7 \cdot 10^4$ sejt ml^{-1} volt (**4. ábra**).



2. ábra: Aerob anoxigenikus fototróf baktériumok szezonális dinamikája a Balatonban.



3. ábra: Az autotróf pikoplankton és az aerob anoxigenikus fototróf baktériumok bundanciája a Keszthelyi- és a Siófoki-medencében.



4. ábra: Az aerob anoxigenikus fototróf baktériumok (AAP) abundanciája a Balaton hossz tengelye mentén.

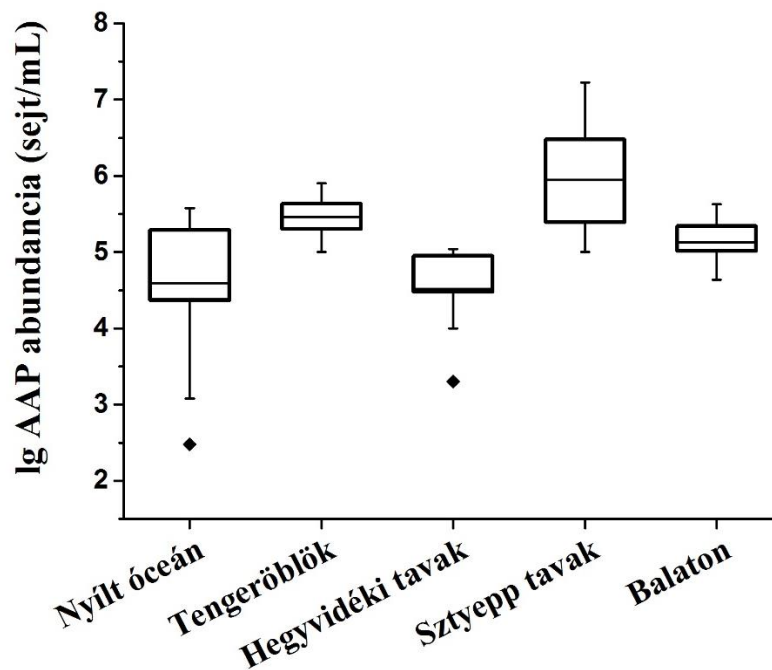
Az AAP szervezetek jellegzetes területi eloszlásának hátterében a tó hossz tengelye mentén megfigyelhető nyugat-kelet irányú trofikus grádiens, valamint a szintén nyugat-kelet irányban csökkenő barna színű oldott szerves anyagok (humanyag) mennyisége állhat. A fotoheterotróf életmódot folytató AAP szervezeteknek ugyanis szükségük van szerves szénforrásra, amelyet vagy az algák és azok bomlástermékei vagy a vízben oldott szerves anyagok szolgáltathatnak. A tó nyugati területein a-klorofill koncentráció jelentősen magasabb volt (11,6-11,8 $\mu\text{g l}^{-1}$), mint a Szemesi-medencében (6,5 $\mu\text{g l}^{-1}$) és a Siófoki-medencében (5-8,6 $\mu\text{g l}^{-1}$; **2. táblázat**). A barna színű oldott szerves anyagok (Pt szín) koncentrációja szintén a nyugati területeken volt magasabb: a Keszthelyi-medencében 11 mg Pt l^{-1} , a Szigligeti-medencében 8 mg Pt l^{-1} értéket mértünk, míg a Szemesi-és a Siófoki-medencén már csak 4-5 mg-ot literenként **2. táblázat**). A nyugati medencékben tehát nagyobb mennyiségben áll rendelkezésre szerves anyag, amely a fototróf baktériumok (AAP) számára alapvető szubsztrátként szolgál.

2. táblázat: Az a-klorofill és a barna színű oldott szerves anyagok (Pt szín) koncentrációja a Balaton medencéiben 2014. augusztusában.

	a-klorofill koncentráció ($\mu\text{g l}^{-1}$)	Pt szín koncentráció (mg Pt l^{-1})
Siófoki-medence (T)	5	4
Siófoki-medence (F)	8,6	4
Szemesi-medence	6,5	5
Szigligeti-medence	11,8	8
Keszthelyi-medence	11,6	11

Aerob anoxigenikus fototróf baktériumok mennyisége és szezonális dinamikája

Irodalmi adatok alapján az AAP szervezetek abundanciája a nyílt óceánokban 3×10^2 és 1.94×10^5 sejt ml^{-1} között volt (SCHWALBACH & FUHRMAN, 2005; LAMI *et al.*, 2007). A hegyvidéki tavakban, CUPEROVA *et al.* (2013) hasonló abundancia értékeket tapasztaltak (1×10^3 - 1.3×10^5 sejt ml^{-1}). Magasabb értékeket (1×10^5 - 5.1×10^5 sejt ml^{-1}) közöltek tengeröblökben (WADNER & KIRCHMAN, 2007), valamint a Nyugat- Szibéria déli részén elterülő sós sztyepptavakban, ahol mennyiségük 10×10^5 sejt ml^{-1} és 170×10^5 sejt ml^{-1} között volt (MEDOVÁ *et al.*, 2011) (5. ábra). Az általunk kapott értékeket összevetve az irodalomban közöltekkel azt tapasztaltuk, hogy a Balatonban az AAP szervezetek abundanciája nagyságrendileg a tengeröblökben leírtakhoz hasonló volt. Ennél kisebb értékeket írtak le hegyvidéki tavakban (CUPEROVA *et al.*, 2013), viszont sztyepptavakban magasabb értékeket is közöltek (MEDOVÁ *et al.*, 2011).



5. ábra: A nyílt óceánokban, tengeröblökben, hegyvidéki- és sztyepptavakban közölt AAP abundancia értékek összevetve a Balatonban kapott értékekkel.

Köszönetnyilvánítás

A kutatást az OTKA PD 112449 projekt támogatta, Köszönet illeti Németh Balázst, Dobos Gézát terepi mintavételezés során nyújtott segítségéért, valamint Szabó Tímeát a laboratóriumi munkákban nyújtott segítségéért.

Irodalomjegyzék

BIEBL, H., M. ALLGAIER, H. LUNSDORF, R. PUKALL, B.J. TINDALL & I. WAGNER-DOBLER, 2005. *Roseovarius mucosus* sp. nov, a member of the *Roseobacter* clade with trace amounts of bacteriochlorophyll *a*. International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology **55**: 2377-2383.

- ČUPEROVÁ, Z., E. HOLZER, I. SALKÁ, R. SOMMARUGA & M. KOBLÍZEK, 2013. Temporal Changes and Altitudinal Distribution of Aerobic Anoxygenic Phototrophs in Mountain Lakes. *Applied and Environmental Microbiology* **79**: 6439-6446.
- JIAO, N., Y. ZHANG & Y. CHEN, 2006. Time series observation based InfraRed Epifluorescence Microscopic (TIREM) approach for accurate enumeration of bacteriochlorophyll-containing microbes in marine environments. *Journal of Microbiological Methods* **65**: 442-452.
- KOLBER, Z. S., C. L. VAN DOVER, R. A. NIEDERMAN & P. G. FALKOWSKI, 2000. Bacterial photosynthesis in surface waters of the open ocean. *Nature* **407**: 177-179.
- KOLBER, Z. S., F. G. PLUMLEY, A. S. LANG, J. T. BEATTY, R. E. BLANKENSHIP, C. L. VAN DOVER, *et al.*, 2001. Contribution of aerobic photoheterotrophic bacteria to the carbon cycle in the ocean. *Science* **292**: 2492-2495.
- KOBLÍZEK, M., J. MLCOUKOVÁ, Z. KOLBER & J. KOPECKY, 2010. On the photosynthetic properties of marine bacterium COL2P belonging to Roseobacter clade. *Archives of Microbiology* **192**: 41-49.
- LAMI, R., T. M. COTTRELL, J. RAS, O. ULLOA, I. OBERNOSTERER, H. CLAUSTRE, D. L. KIRCHMAN & P. LEBARON, 2007. High Abundances of Aerobic Anoxygenic Photosynthetic Bacteria in the South Pacific Ocean. *Applied and Environmental Microbiology* **73**: 4198-4205.
- MACISAAC, E. A. & J. G. STOCKNER, 1993. Enumeration of phototrophic picoplankton by autofluorescence, In: Kemp, P. F., B. F. Sherr, E. B. Sherr & J. J. Cole (eds) *Handbook of methods in aquatic microbial ecology*. Lewis Publishers, Boca Raton, Ann Arbor, London, Tokyo: 187-197.
- SCHWALBACH, M. S. & J. A. FUHRMAN, 2005. Wide-ranging abundances of aerobic anoxygenic phototrophic bacteria in the world ocean revealed by epifluorescence microscopy and quantitative PCR. *Limnology and Oceanography* **50**: 620-628.
- MEDOVÁ, H., E. N. BOLDAREVA, P. HROUZEK, S. V. BORZENKO, Z. B. NAMSARAEV, V. M. GORLENKO, B. B. NAMSARAEV & M. KOBLÍZEK, 2011. High abundances of aerobic anoxygenic phototrophs in saline steppe lakes. *FEMS Microbiology Ecology* **76**: 393-400.
- SHIBA, T., 1991. *Roseobacter litoralis* gen. nov., aerobic pink-pigmented bacteria which contain bacteriochlorophyll *a*. *Systematic and Applied Microbiology* **14**: 140-145.
- WADNER, L. A. & D. L. KIRCHMAN, 2007. Aerobic Anoxygenic Phototrophic Bacteria Attached to Particles in Turbid Waters of the Delaware and Chesapeake Estuaries, *Applied and Environmental Microbiology* **73**: 3936-3944.
- ZEDER, M., E. KOHLER, L. ZEDER, & J. PERNTHALER, 2011. A novel algorithm for the determination of bacterial cell volumes that is unbiased by cell morphology. *Microscopy and Microanalysis* **17**: 799-809.

Érkezett: 2016. október 28
Javítva: 2016. december 01
Elfogadva: 2016. december 06

Ecology of Lake Balaton/ A Balaton ökológiája

MTA ÖK BLI Elektronikus folyóirata
2016. 3: 16-26.



A FITOPLANKTON SZEZONÁLIS DINAMIKÁJA A BALATONBAN 2016-BAN

Somogyi Boglárka*, Tugyi Nóra, Vörös Lajos

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

*somogyi.boglarka@okologia.mta.hu

Kulcsszavak: pikoplankton, nanofitoplankton, mikrofítoplankton, abundancia, összetétel

Kivonat: A fitoplankton szezonális dinamikáját és területi változásait vizsgáltuk a Balatonban 2016-ban. Mértük a víz a-klorofill koncentrációját metanolos extrakcióval, spektrofotometriás módszerrel. A pikofitoplankton (<math><3\mu\text{m}</math>) vizsgálatát epifluoreszcens mikroszkóppal végeztük, a nano- és mikropilankton fordított planktonmikroszkóppal vizsgáltuk. A kapott eredmények alapján a tóban a fitoplankton mennyisége (a-klorofill koncentráció) a korábbi évekhez hasonlóan alacsony volt. A legproduktívabb területen (Keszthelyi-medence) a maximális érték $30\ \mu\text{g l}^{-1}$ volt, ami kevesebb, mint fele a WHO fürdővizekre megállapított felső határértékének. A Siófoki-medencében a fitoplankton mennyisége jelentősen alacsonyabb volt, az a-klorofill koncentráció nem érte el a $10\ \mu\text{g l}^{-1}$ értéket. A nyári időszakban a korábbi évekre jellemző nyugat-kelet irányú trofikus gradiens is megfigyelhető volt a tó hossz tengelyében, bár ennek mértéke a korábbiakhoz viszonyítva jelentősen csökkent. A pikoalgák mennyiségi viszonyai ($0,02\text{-}3,8 \times 10^5$ sejt ml^{-1}) és szezonális dinamikája a korábbi években tapasztaltakhoz hasonló volt, nyári pikocianobaktérium és téli pikoeuárióta dominanciával. A pikoplankton a teljes fitoplankton biomassza átlagosan mintegy 14%-át képezte. A fitoplankton a téli/tavaszi időszakban a Cryptophyta ostorosok illetve a pikoeukarióta zöldalgák dominanciája jellemezte. A tavaszi és őszi időszakban elsősorban a planktonikus kovamoszatok domináltak, mellettük azonban Cryptophyta ostorosok is előfordultak. A két vizsgált térség között elsősorban a nyári időszakban figyeltünk meg nagy különbséget: amíg a Siófoki-medencében a balatoni fecskemoszat uralkodott, addig a Keszthelyi-medencében a fonalas N_2 -kötő kéalgák dominanciáját figyeltük meg. A kapott adatok azt mutatták, hogy a 2013-2014-es évben a Keszthelyi-medencében megfigyelt változások (fecskemoszat dominancia a cianobaktériumok helyett) nem bizonyultak tartósoknak.

Bevezetés

A lebegő mikroszkópikus algák (fitoplankton) elsődleges szervesanyag termelése képezi a tó ökológiai rendszerének energetikai alapját. Az algák szaporodását a külső tápanyagterhelésen túlmenően az időjárási tényezők közvetlen és közvetett hatásai befolyásolják, de a vízgyűjtőn végzett beavatkozások pl. Kis-Balaton tározórendszer kibővítése is hatással van rá. Az 1970-es évektől az 1990-es évek második feléig tartó eutrofizáció, majd az azt követő fokozatos vízminőség javulás során a Balatonban a fitoplankton mind biomassza, mind fajösszetétel tekintetében jelentős változásokon ment keresztül (PÁLFFY & VÖRÖS, 2011 és hivatkozásai). Mindemellett az elmúlt években a Balaton legproduktívabb területén (Keszthelyi-medence) a fitoplankton összömege az a-klorofill mérés alapján tovább csökkent, 2012 és 2015 között a maximum érték $30 \mu\text{g l}^{-1}$ alatt volt. A Siófoki-medencében a maximális a-klorofill koncentráció $10 \mu\text{g l}^{-1}$ körüli volt.

Fontos ugyanakkor a fitoplankton mennyiségi változásainak nyomon követése (kiemelten nyáron, a produktív időszakban), valamint az algaösszetétel vizsgálata, különös tekintettel a fonalas, nitrogénkötésre (N_2) képes cianobaktériumok mennyiségére, amelyek tömegprodukcója ökológiai kockázatot jelenthet vizeinkben. Az algaösszetétel vizsgálatát különösen indokoltá teszi az, hogy az elmúlt években jelentős változások történtek a tó algaközösségeinek összetételében. 2013 és 2014 nyarán ugyanis a cianobaktériumok (elsősorban a fonalas, N_2 -kötő fajok) helyett a páncélos ostoros algák domináltak a korábbi évektől eltérően, amely a vízminőség javulását mutatta, 2015-ben azonban újra a fonalas N_2 -kötő cianobaktériumok uralkodtak (SOMOGYI et al., 2015). Célunk volt éppen ezért a vízminőséget alapvetően meghatározó fitoplankton tér-idő változásainak megismerése a Balaton különböző területein 2016-ban.

Anyag és Módszer

Mintavételi helyek és időpontok

A fitoplankton mennyiségi és minőségi vizsgálatához a Balaton Keszthelyi- és Siófoki-medencéjében mederközépen, vízoszlop mintavevővel gyűjtöttünk vízmintát 2016. február 25 és november 28 között. A hidegebb időszakban havi gyakorisággal, a produktív időszakban (júniustól októberig) kétheti gyakorisággal történt vízmintavétel. Mindemellett 2016 áprilisában és júliusában a tó hossz tengelyében 5 mintavételi ponton végeztünk algológiai vizsgálatokat (**1. táblázat**).

1. táblázat. A mintavételi helyek koordinátái és a mintavétel gyakorisága.

Mintavételi hely	Koordináták	Mintavétel ideje és gyakorisága
Keszthelyi-medence	46°44'05.8"N; 17°16'32.0"E	2016.02.25. - 11.28. kétheti/havi
Szigligeti-medence	46°44'33.1"N; 17°26'18.5"E	2016.04.25 és 2016.07.29.
Szemesi-medence	46°50'40.3"N; 17°44'28.8"E	2016.04.25 és 2016.07.29.
Siófoki-medence (Tihany)	46°55'19.0"N; 17°55'53.6"E	2016.02.25. - 11.28. kétheti/havi

Az a-klorofill koncentráció meghatározása

Az a-klorofill koncentrációt az összes mintavételi időpont és helyszín esetén meghatároztuk. A mintavétel helyszínén először 200 µm pórusátmérőjű planktonhálón szűrtük át a vízmintákat az algákat fogyasztó zooplankton eltávolítása céljából. A mintákat tartósítás nélkül a mintavételt követő 2-3 órán belül sötétben a laboratóriumba szállítottuk, és azonnal megkezdtük azok szűrését GF/5 jelű üvegszálás membránfilteren. Ez a szűrőlap megfelelően kicsiny pórusméretű (0,4 µm) az algasejtek visszatartására és szerves oldószereknek ellenálló. A szűrőlapokat Millipore szűrőkészülékbe helyeztük, melyeken ismert térfogatú vízmintákat szűrtünk át. Az átszűrt víz mennyisége az alga koncentrációtól és a víz lebegőanyagoktól való zavarosságától függően 300 ml és 1000 ml között változott. A szűrőlapot a készülékből kivéve úgy hajtogattuk össze, hogy az algák a belső oldalon legyenek. Az összesodort filtereket csiszoldugós kémcsövekbe helyeztük, azokra 5 ml metanolt pipettáztunk, majd a kémcsöveket vízfürdőbe helyezve első forrásig (74 °C) melegítettük. A kihűlt extraktumot ezután asztali centrifugában megtisztítottuk a zavarosságot okozó lebegő részecskéktől és mértük a kivonat extinkcióját 750, 666 és 653 nanométeren Shimadzu 160A UV-VIS spektrofotométerrel 1 cm-es küvettában. Az egyes hullámhosszokra kapott extinkció értékekből rendre levontuk a 750 nm-en kapott úgynevezett zavarossági értéket és az a-klorofill koncentrációját a következő képlettel számítottuk ki (NÉMETH, 1998):

$$C_a = 17,12 * E_{666} - 8,68 * E_{653}$$

ahol:

C_a : az a-klorofill koncentrációja a pigment kivonatban mg/l mértékegységben

E_{666} : a pigment kivonat abszorbanciája 666 nm hullámhosszon

E_{653} : a pigment kivonat abszorbanciája 653 nm hullámhosszon

Ezt az eredményt egy liter víztérfogatra számítottuk át az átszűrt vízmennyiség és a pigment kivonat térfogatának ismeretében.

A fitoplankton mikroszkópi vizsgálata

A fitoplankton mikroszkópi vizsgálata során az autotróf pikoplankton (<2 µm) frissen gyűjtött rögzítetlen vízmintákból vizsgáltuk, a nano- és mikroplankton (2-20 µm és 20-200 µm) vizsgálatához Lugol-oldattal fixált mintát használtunk, amelyet a feldolgozásig hűtőszekrényben tároltunk 4 °C-on. A nano- és a mikroplankton tömegének és összetételének meghatározásához fordított planktonmikroszkópot használtunk (UTERMÖHL, 1958).

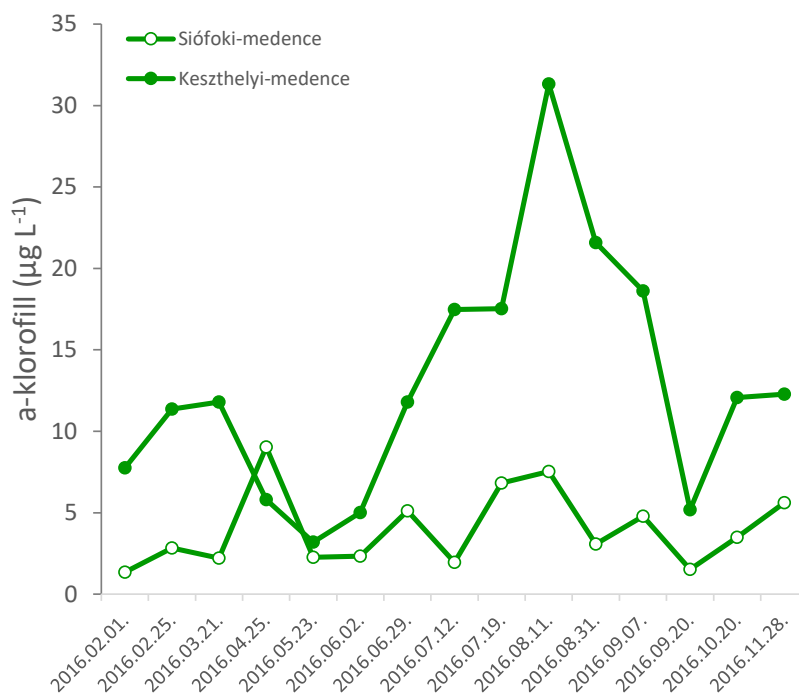
A pikoplankton mennyiségének és pigment típusának meghatározásához epifluoreszcens mikroszkópi eljárást használtunk. A frissen vett vízmintából 0,2-2 millilitert 0,45 µm pórusméretű fekete polikarbonát filterre szűrtünk, amelyet 50%-os glicerinbe ágyaztunk és immerziós objektívvel vizsgáltunk kékesibolya (U-MWBV2) és zöld (U-MWG2) gerjesztőfényvel Olympus BX51 epifluoreszcens mikroszkóppal. A preparátumokról digitális kamerával (Olympus DP71) felvételeket készítettünk, amelyek kiértékelésével meghatároztuk a pikoplankton abundanciáját és pigment típusát (MACISAAC & STOCKNER, 1993). A piko- a nano- és a mikroplankton egyes taxonjai

abundanciájának és térfogatának meghatározása után kiszámítottuk azok biomasszáját (nedves tömeg) a fajsúlyt 1-nek véve ($10^9 \mu\text{m}^3=1 \text{ mg}$).

Eredmények és értékelésük

A fitoplankton mennyiségi változása a Balatonban

A Siófoki-medencében (Tihany) az a-klorofill koncentráció $1,3$ és $9 \mu\text{g l}^{-1}$ között változott, átlagosan $4 \mu\text{g l}^{-1}$ volt (**1. ábra**). Az év során egy tavaszi ($9 \mu\text{g l}^{-1}$) és egy nyári ($8 \mu\text{g l}^{-1}$) a-klorofill csúcsot figyeltünk meg. A Siófoki-medence az a-klorofill értékek alapján az OECD osztályozás szerinti mezotróf kategóriába tartozott, az előző években tapasztaltakhoz hasonlóan (2. táblázat). A Keszthelyi-medencében az a-klorofill koncentráció $3,2$ és $31 \mu\text{g l}^{-1}$ között változott, átlagosan $12,8 \mu\text{g l}^{-1}$ volt (1. ábra). A Siófoki-medencéhez hasonlóan a Keszthelyi-medencében az év során egy kisebb márciusi ($12 \mu\text{g l}^{-1}$) és egy nagyobb nyári ($31 \mu\text{g l}^{-1}$) a-klorofill csúcsot figyeltünk meg. A mért adatok alapján 2016-ben a Keszthelyi-medencében a fitoplankton mennyisége (a-klorofill) az előző évekhez hasonlóan igen alacsony volt, maximum értéke csak éppen hogy meghaladta az OECD osztályozás szerinti mezotróf kategória felső határát (**2. táblázat**).



1. ábra. A fitoplankton biomassa (a-klorofill koncentráció) változása a Balaton Keszthelyi- és Siófoki-medencéjében 2016-ban.

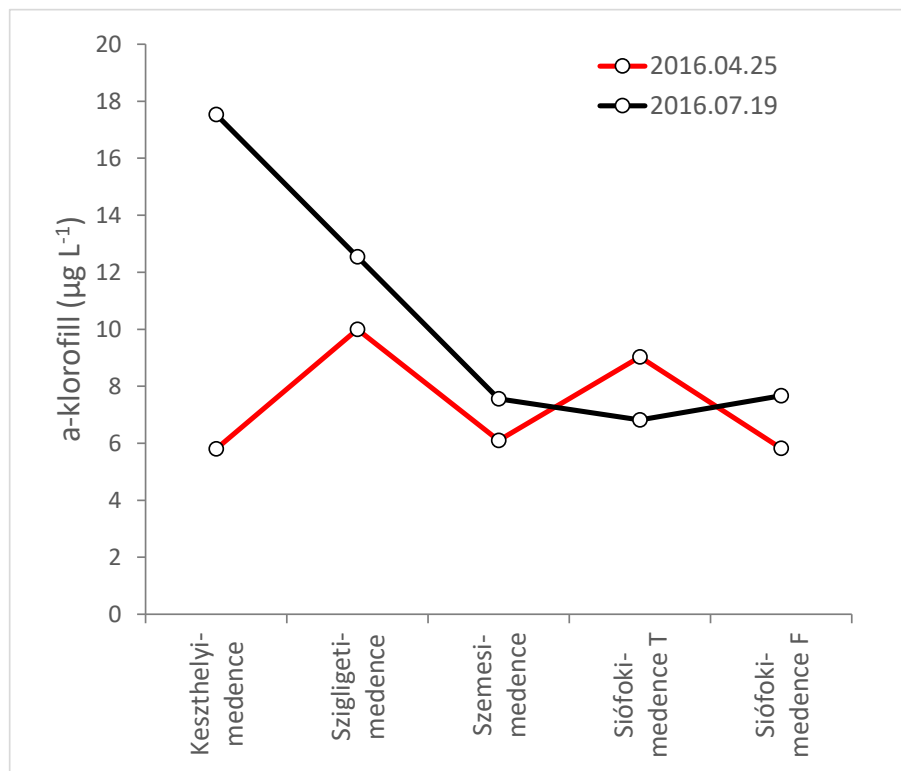
2. táblázat. A tavak trofikus osztályozásának (termőképességének) értékhatárai az OECD (Organization for Economic Co-Operation and Development) szerinti kategóriarendszer alapján.

Kategória	TP (éves átlag; $\mu\text{g l}^{-1}$)	a-klorofill (éves átlag; $\mu\text{g l}^{-1}$)	a-klorofill (maximum; $\mu\text{g l}^{-1}$)
Ultra-oligotróf	$\leq 4,0$	$\leq 1,0$	$\leq 2,5$
Oligotróf	$\leq 10,0$	$\leq 2,5$	≤ 8
Mezotróf	10-35	2,5-8	8-25

A fitoplankton szezonális dinamikája

Eutróf	35-100	8-25	25-75
Hipertróf	≥ 100	≥ 25	≥ 75

A tó hossz tengelyében az áprilisi mintavétel során nem tapasztaltunk jelentős különbségeket, az a-klorofill koncentráció 6 és 10 $\mu\text{g l}^{-1}$ között változott (**2. ábra**). Júliusban azonban megfigyeltük a korábbi években is jellemző nyugat-kelet irányú trofikus grádiens: az a-klorofill koncentráció a Siófoki-medencében és a Szemesi-medencében 6,8 és 7,7 $\mu\text{g l}^{-1}$ között volt, amíg a Szigligeti- és Keszthelyi-medencében magasabb értékeket (13 illetve 18 $\mu\text{g l}^{-1}$) mértünk (**2. ábra**). Ugyanakkor a különbség a tó hossz tengelye mentén a korábbi évekhez viszonyítva jelentősen kisebb volt (VÖRÖS *et al.*, 2009).

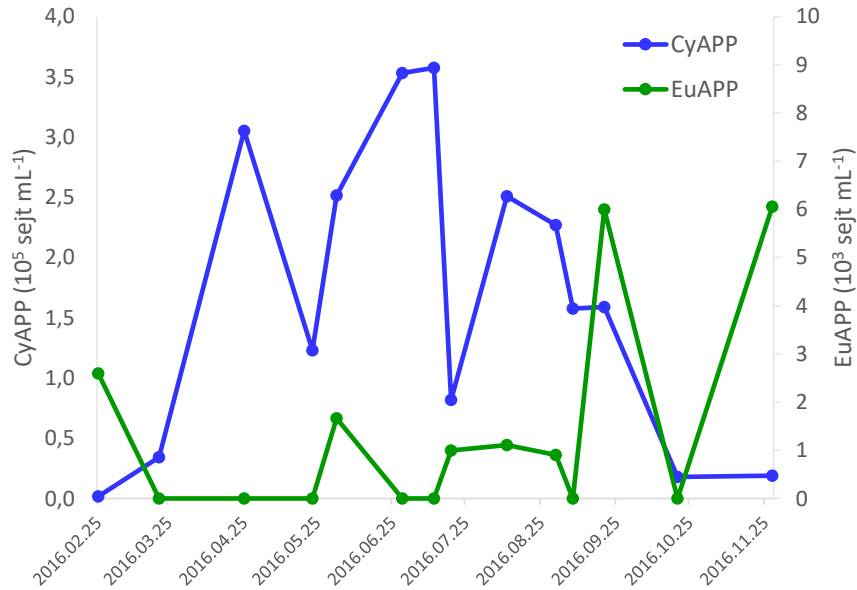


2. ábra. A fitoplankton biomassa (a-klorofill koncentráció) változása a Balaton hossz tengelyében 2016 áprilisában és júliusában.

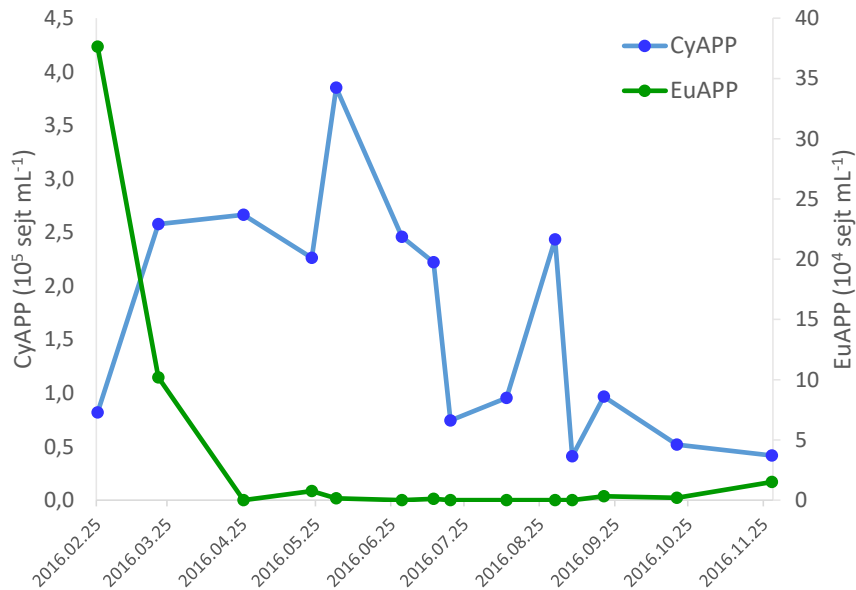
Az autotróf pikoplankton mennyisége és szezonális dinamikája a Balatonban

A Balatonban az autotróf pikoplankton szervezetek mindhárom típusát (fikoeritrin és fikocianin pigmentdominanciájú pikocianobaktériumok valamint pikoeukarióta algák) megfigyeltük, emellett magányos és kolóniás pikocianobaktériumokat és pikoeukariótákat egyaránt találtunk. A Siófoki-medencében (Tihany) a pikocianobaktériumok a teljes időszakban jelen voltak, abundanciájuk 0,02 és $3,6 \times 10^5$ sejt ml^{-1} között változott, átlagosan $1,7 \times 10^5$ sejt ml^{-1} volt (**3. ábra**). Biomasszájuk 1 és $185 \mu\text{g l}^{-1}$ között volt, átlagosan ez mintegy $87 \mu\text{g l}^{-1}$ értéket jelentett. A legalacsonyabb abundancia és biomassa értékeket a téli időszakban kaptuk, mennyiségük tavasszal növekedni kezdett, majd egy nyári maximum után ősszel újra csökkent (**3. ábra**). Kolóniás pikocianobaktériumokat elsősorban a nyári időszakban figyeltünk meg, abundanciájuk nyáron $0,8$ és $6,7 \times 10^4$ sejt ml^{-1} között változott. A pikoeukarióta algák

kizárólag a hidegebb (ősztől nyár elejéig tartó) időszakokban voltak megfigyelhetőek. A pikoeukarióták abundanciája 0 és $6,1 \times 10^3$ sejt mL^{-1} között változott, átlagosan $1,4 \times 10^3$ sejt mL^{-1} volt (3. ábra). Abundancia maximumukat februárban érték el. A pikoeukarióta algák biomasszája 0 és $12 \mu\text{g l}^{-1}$ között változott, átlagosan $2,8 \mu\text{g l}^{-1}$ volt.



3. ábra. A pikocianobaktériumok (CyAPP) és a pikoeukarióták (EuAPP) abundanciájának változása a Balaton Siófoki-medencéjében 2016-ban.



4. ábra. A pikocianobaktériumok (CyAPP) és a pikoeukarióták (EuAPP) abundanciájának változása a Balaton Keszthelyi-medencéjében 2016-ban.

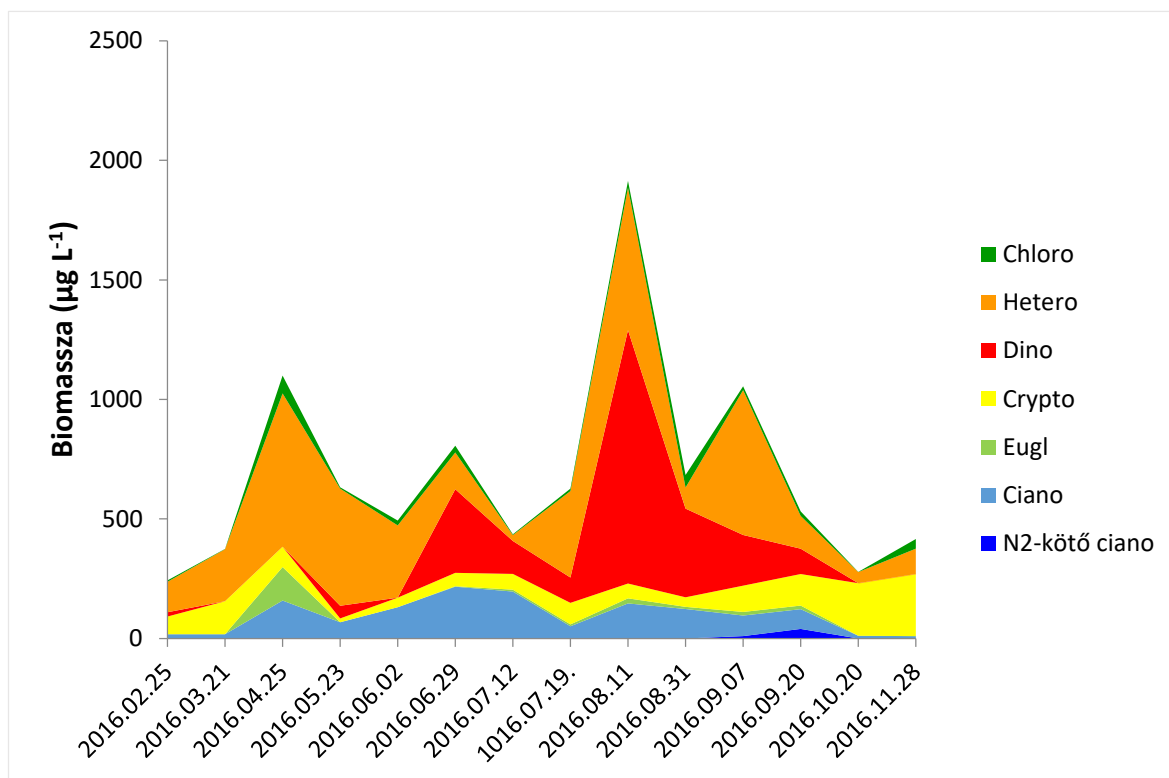
A pikocianobaktériumok Keszthelyi-medencében is a teljes időszakban jelen voltak, abundanciájuk $0,4$ és $3,8 \times 10^5$ sejt mL^{-1} között változott, átlagosan $1,7 \times 10^5$ sejt mL^{-1} volt (4. ábra). Biomasszájuk 21 és $200 \mu\text{g l}^{-1}$ között volt, átlagosan mintegy $86 \mu\text{g l}^{-1}$ biomassza értéknek adódott. A pikocianobaktériumok mennyisége a Keszthelyi-medencében a Siófoki-medencében megfigyeltekkel megegyező szezonális változást mutatott: téli minimum és nyári maximum abundancia és biomassza értékekkel (4. ábra). Kolóniás pikocianobaktériumokat szintén elsősorban a nyári időszakban találtunk,

A fitoplankton szezonális dinamikája

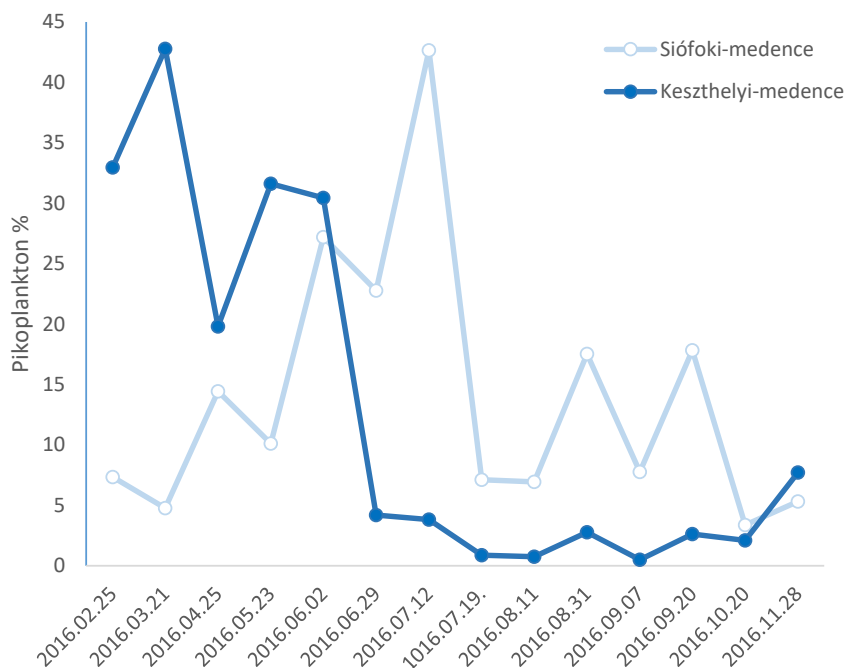
ezek abundanciája 0 és $6,6 \times 10^4$ sejt ml^{-1} között változott. A piko-eukarióta algák ebben a medencében is kizárólag a hidegebb időszakokban voltak megfigyelhetőek, abundanciájuk és biomassájuk több, mint egy nagyságrenddel meghaladta a Siófoki-medencében kapott értékeket. A piko-eukarióták abundanciája 0 és $3,7 \times 10^5$ sejt ml^{-1} között változott, átlagosan $3,6 \times 10^4$ sejt ml^{-1} volt, abundancia maximumukat februárban érték el (**4. ábra**). A piko-eukarióta algák biomasszája 0 és $760 \mu\text{g l}^{-1}$ között változott, átlagosan $74 \mu\text{g l}^{-1}$ volt. A Balaton Siófoki- és Keszthelyi-medencéjében megfigyelt pikoplankton abundancia értékek, valamint a pikocianobaktériumok/piko-eukarióta algák szezonális dinamikája megfelelt a korábban megfigyeltnek (VÖRÖS et al., 2009).

A fitoplankton összetételének változása a Balatonban

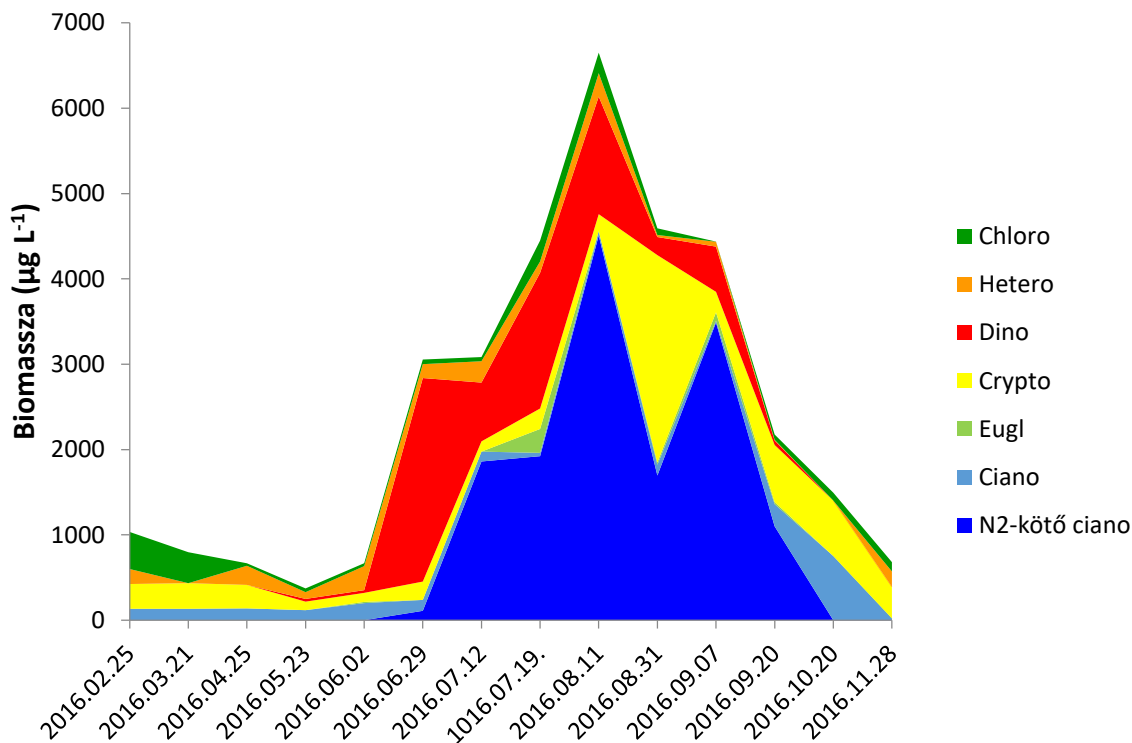
A Siófoki-medencében a teljes fitoplankton (piko- nano- és mikroplankton) biomassza 240 és $1900 \mu\text{g l}^{-1}$ között változott, átlagértéke $680 \mu\text{g l}^{-1}$ volt. A tavaszi biomassza csúcsot a planktonikus kovamoszatok (*Cyclotella* sp., *Nitzschia acicularis*, Heterokontophyta) alkották (**5. ábra**). Ez a csoport dominált a fitoplanktonon belül februártól egészen júniusig, mellettük azonban jelentős részesedés értéket (3-40%) képviseltek a Cryptophyta törzsbe tartozó ostoros algák is (*Rhodomonas* sp., *Cryptomonas* sp.). A nyári időszakban a balatoni fecskemoszat (*Ceratium hirundinella*, Dinophyta) alkotta a fitoplankton biomassza 55%-át, a fonalas kékalgák biomasszája ezen a téren elhanyagolható volt (**5. ábra**). Ősszel újra a Cryptophyta ostorosok dominanciáját figyeltük meg (**5. ábra**). A fitoplankton biomassza a-klorofill tartalma 0,3 és 1,4% között változott, átlagosan 0,7% volt. A magasabb értékeket elsősorban a tavaszi és az őszi/téli időszakban figyeltük meg. A fitoplanktonon belül a pikoplankton részesedése 3 és 43% között változott, átlagosan a biomassza mintegy 14%-át képezte. A magasabb részesedés értékeket nyár elején tapasztaltuk, majd a pikoplankton részesedése a nyári biomassza csúcs idején csökkent. Ősszel újra magasabb részesedés értékeket kaptunk (**6. ábra**).



5. ábra. A fitoplankton tömegének és összetételének változása a Siófoki-medencében 2016-ban. Rövidítések: Chloro, Chlorophyta; Hetero, Heterokontophyta; Dino, Dinophyta; Crypto, Cryptophyta; Eugl, Euglenophyta; Ciano, nem N₂-kötő cianobaktérium; N₂-kötő ciano, fonalas N₂-kötő cianobaktérium.



6. ábra. A pikoplankton (<3 µm) részesedésének változása a teljes fitoplankton biomasszából a Keszthelyi- és Siófoki-medencében 2016-ban.



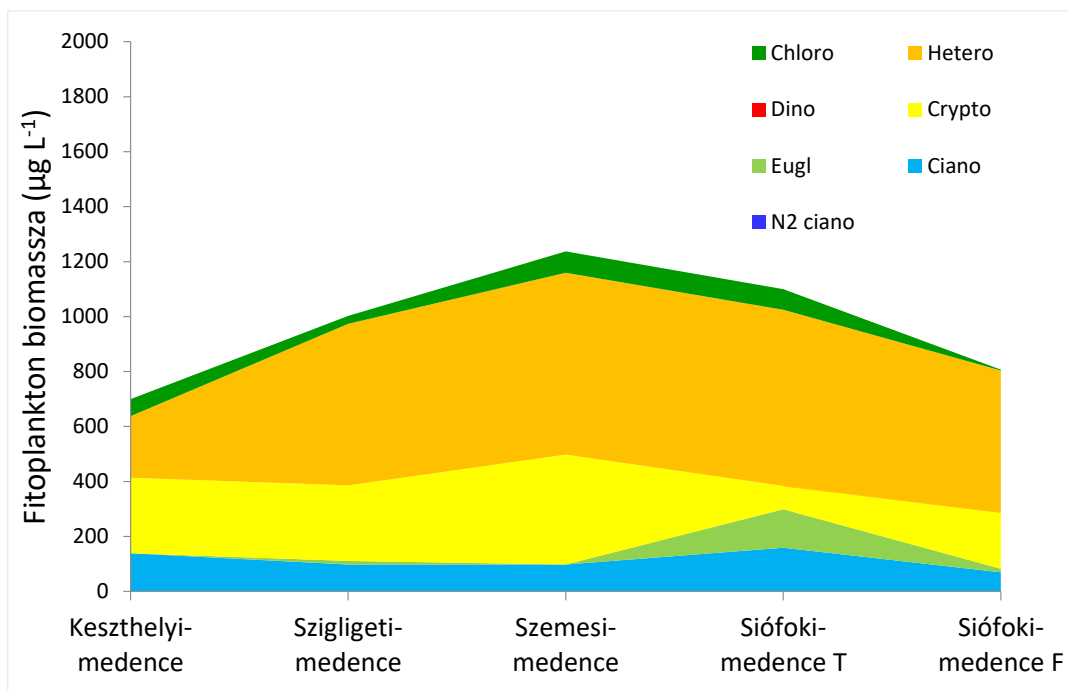
7. ábra. A fitoplankton tömegének és összetételének változása a Keszthelyi-medencében 2016-ban. Rövidítések: Chloro, Chlorophyta; Hetero, Heterokontophyta; Dino, Dinophyta; Crypto, Cryptophyta; Eugl, Euglenophyta; Ciano, nem N₂-kötő cianobaktérium; N₂-kötő ciano, fonalas N₂-kötő cianobaktérium.

Cryptophyta; Eugl, Euglenophyta; Ciano, nem N₂-kötő cianobaktérium; N₂-kötő ciano, fonalas N₂-kötő cianobaktérium.

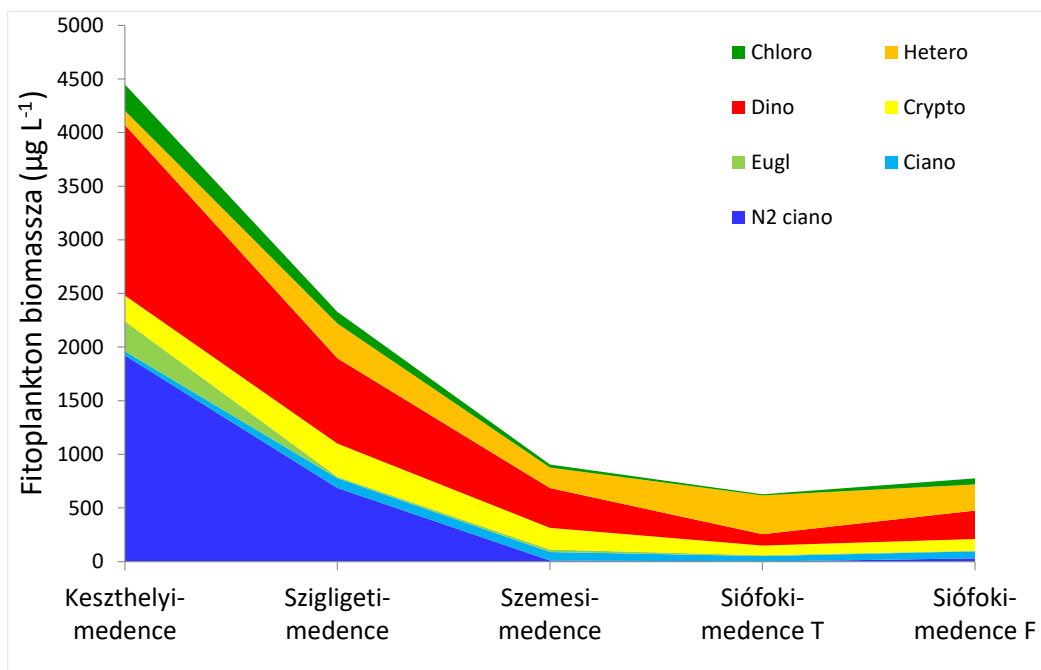
A Keszthelyi-medencében a teljes fitoplankton (piko- nano- és mikroplankton) biomassza 420 és 6650 µg l⁻¹ között változott, átlagértéke 2450 µg l⁻¹ volt (7. ábra). A biomassza éves változása az a-klorofill változásának megfelelő volt. A márciusi időszakban a zöldalgák (Chlorophyta) – *Monoraphidium contortum* és piko méretű eukarióta zöldalgák – uralták a fitoplanktont, mellettük azonban a Cryptophyta törzsbe tartozó ostorosok (*Rhodomonas* sp., *Cryptomonas* sp.) részesedése is igen jelentős (28-38%) volt. A nyár közeledtével a zöldalgák részesedése csökkent, a fitoplanktont elsősorban planktonikus kovamoszatok (*Cyclotella* sp., Heterokontophyta), Cryptophyta ostorosok és pikocianobaktériumok alkották (7. ábra). Júniusban a balatoni fecskemoszat (*C. hirundinella*, Dinophyta) volt jelen magasabb biomassza értékekkel, majd augusztustól szeptemberig a fonalas nitrogénkötő kékalgák (*Aphanizomenon flos-aquae*, *Aphanizomenon issatschenkoi* és *Cylindrospermopsis raciborskii*) dominanciáját figyeltük meg: részesedésük 40 és 80% között változott (7. ábra). Ősszel újra a Cryptophyta ostorosok domináltak (7. ábra). A fitoplankton biomassza a-klorofill tartalma 0,2 és 1,8% között változott, átlagosan itt is 0,7% volt. A magasabb értékeket a Siófoki-medencéhez hasonlóan itt is a tavaszi és az őszi/téli időszakban figyeltük meg. Ebben az időszakban a magasabb a-klorofill tartalom a fitoplankton fényszegény körülményekhez való alkalmazkodását mutatja (VÖRÖS et al., 2009). A fitoplanktonon belül a pikoplankton részesedése 0,5 és 43% között változott, átlagosan a biomassza mintegy 13%-át képezte. A magasabb részesedés értékeket a Siófoki-medencétől eltérően itt a téli/tavaszi időszakban figyeltük meg, majd a pikoplankton részesedése a nyári biomassza csúcs idején jelentősen csökkent (6. ábra).

A tó hossz tengelye mentén 2016 áprilisában a planktonikus kovamoszatok (elsősorban *Cyclotella* fajok) és Cryptophyta ostorosok (*Rhodomonas* sp., *Cryptomonas* sp.) fordultak elő jelentősebb biomassza értékekkel (8. ábra). A kovamoszatok részesedése a Keszthelyi-medencétől (32%) a Siófoki-medence (64%) felé haladva nőtt, a Cryptophyta ostorosok részesedése ezzel szemben csökkent (Keszthelyi-medence: 39%, Siófoki-medence: 25%). 2016 júliusában jelentős változásokat figyeltünk meg a tó hossz tengelye mentén. A Siófoki-medencében a balatoni fecskemoszat (Dinophyta, 17-34%) mellett kovamoszatok (Heterokontophyta, 31-58%) domináltak a fitoplanktonban (9. ábra). A Szemesi-medencében ugyanezen két csoport mellett (Dinophyta: 41%, Heterokontophyta: 21%) Cryptophyta ostorosok (22%) voltak jelen. A Szigligeti-medencében a fitoplankton biomassza mintegy a háromszorosa, a Keszthelyi-medencében pedig ötszöröse volt a Szemesi-medencéhez képest (9. ábra). A szigligeti-medencében a balatoni fecskemoszat (Dinophyta) képezte a biomassza 34%-át. Mellettük fonalas nitrogénkötő cianobaktériumok (*A. flos-aquae* és *A. issatschenkoi*) fordultak elő jelentősebb (29%) részesedéssel. A Keszthelyi-medencében a balatoni fecskemoszat részesedése hasonló (36%), a nitrogénkötő cianobaktériumoké (*A. flos-aquae*) ezzel szemben jelentősen magasabb (43%) volt.

Összegzésül elmondhatjuk, hogy 2016 nyarán újra a fonalas nitrogénkötő kékalgák domináltak a tó nyugati területein (Keszthelyi- és Szigligeti-medence), mennyiségük azonban alacsony volt, a fitoplankton biomassza (a-klorofill koncentráció) jelentősen alatta maradt a fürdővizekre érvényes magyar határértéknek (50 µg l⁻¹). A tó különböző trofitású területein az alga biomassza változása az elmúlt években megfigyeltekhez hasonlóan alakult, ugyanakkor úgy tűnik, hogy a 2013-2014-es évben megfigyelt változások (fecskemoszat dominancia a cianobaktériumok helyett) nem bizonyultak tartósak.



8. ábra A fitoplankton tömegének és összetételének változása a Balaton hossztenge-lyében 2016 áprilisában.



9. ábra A fitoplankton tömegének és összetételének változása a Balaton hossztenge-lyében 2016 júliusában.

Köszönetnyilvánítás

A szerzők köszönettel tartoznak Németh Balázsnak, Szabó Tímeának és Dobos Gézá-
nak a mintavétel és a laboratóriumi mérések során nyújtott segítségükért. A kutatást az
OTKA PD112449 pályázat támogatta.

Irodalom

- MACISAAC, E. A. & J. G. STOCKNER, 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.
- NÉMETH, J., 1998. A biológiai vízminősítés kérdései. Vízi természet és környezetvédelem 7. KGI. Budapest 303 pp.
- PÁLFFY, K. & L. VÖRÖS, 2011. A fitoplankton diverzitása a Balatonban: a fajösszetételtől a funkcionális diverzitásig. A Balaton ökológiája **1**: 61-75.
- SOMOGYI, B., K. PÁLFFY & L. VÖRÖS, 2015. A Kis-Balaton hatása a Keszthelyi-medence (Balaton) fitoplanktonjára. LVII. Hidrobiológus Napok, Tihany, 2015. október 7-9. (Konferencia kiadvány: p. 25.)
- UTERMÖHL, H., 1958. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton Methodik. Mitteilungen. Internationale Vereinigung fuer Theoretische und Angewandte Limnologie **9**: 1–38.
- VÖRÖS, L., A. MÓZES & B. SOMOGYI, 2009. A five-year study of autotrophic winter picoplankton in Lake Balaton, Hungary. Aquatic Ecology **43**: 727-734.

Érkezett: 2016. november 02

Javítva: 2016. december 01

Elfogadva: 2016. december 05

Ecology of Lake Balaton/ A Balaton ökológiája

MTA ÖK BLI Elektronikus folyóirata
2016. 3: 27-34.



A NÁD NÖVEKEDÉSE 2016-BAN A BALATONBAN

Tóth R. Viktor

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

toth.viktor@okologia.mta.hu

Kulcsszavak: morfológia, növekedés, hőmérséklet, fény, klíma

Kivonat: A nád (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud.) biológiai, ökológiai, gazdasági és környezetvédelmi értéke szükségszerűvé teszi a növény folyamatos vizsgálatát. Biometria mérés során meghatároztuk a nád legfontosabb morfológiai paramétereinek szezonális változását a Balaton északi partján, mintavételi helyenként 10-10 darab nádszálon. Vizsgálataink arra keresték a választ, hogy 2016 hogyan változott az stabil nádas állapota a szezon során. A növények biometriai jellemzése kimutatta, hogy a 2001-es és 2008-as évekhez képest a 2016 növények magasabbak és vastagabbak voltak, azonban a különbség júliusra megszűnt. A vizsgálataim feltételezik, hogy az eltérés nem a helyek trofitásában és nem a vízszintben/vízszint-ingadozásban, illetve nem a hőmérsékletváltozásban, hanem a globálsugárzás növekedésében keresendő. A vizsgálataim rámutatnak, hogy a jelentős termőhelyi változékonyság ellenére a növények 2016-ban eléggé egyöntetű morfológiai válasszal reagálnak egy erőteljes környezeti hatásra. Indokoltnak tartom a nád további fotoélettani vizsgálatát különös tekintettel, hogy egy mérsékelt (14%-os) fénytöbblet tekintélyes (30%) növekedést eredményezett. Ezek a vizsgálatok további adalékként használhatóak a balatoni littorális zóna limnológiai, ökológiai megértéséhez.

Bevezetés

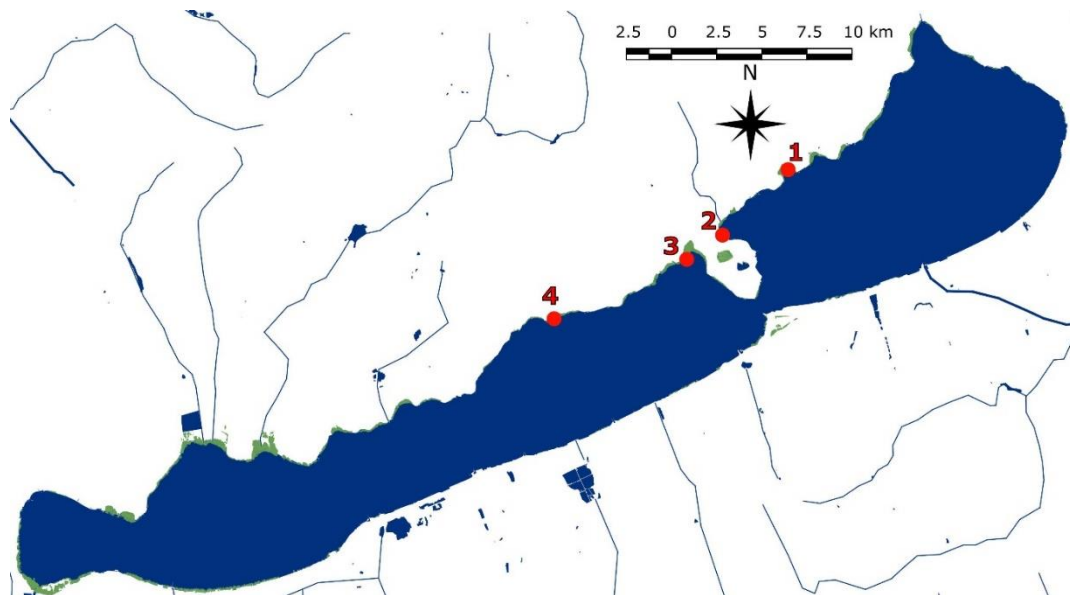
A nád (*Phragmites australis* (Cav) Trin Ex Steudel) bolygónk egyik legkozmpolitább faja, a nádas (*Scirpo-Phragmitetum*) társulásnak a leggyakoribb tagja, az édesvízi tavak littoráljának fontos faja, jellegzetes tájképi eleme. Az utóbbi évtizedekben a balatoni nádas jelentős átalakulásokon ment át, ami elsősorban a környezeti tényezők változásával volt összefüggésben (TÓTH, 2016). Az 70-es évek kezdetével Európa számos tavában, így a Balatonban is jelentkezett a nádupusztulás. Ekkor a nádasok visszahúzódtak, érett állományaik megbomlottak. A 90es évekre ez a folyamat lelassult és leállt, sőt a 2000-2003 közötti alacsony vízállás jelentős megfordította (TÓTH & SZABÓ, 2012; TÓTH, 2016). Ez előtérbe hozta azokat a feltételezéseket, mely szerint a nádupusztulásban jelentős szerepe lehet a tavak vízszintje mesterséges szabályozásának.

A partmenti nád jelentősége nagy, hiszen védi a parti sávot az eróziótól, jelentősen lassítja a külső szennyezések bekerülését a vízi ökoszisztémába. A Balaton 240 km partsávjából 110 km-t borít a kvázi természetközeli nádas. Ezek a területek első sorban a tó északi partján kapnak jelentős szerepet, hiszen a balatoni nádas 74%-a ott található.

A közönséges nád évelő növény, így morfológiailag az üledékben/talajban található áttelelő (gyökerek, gyökértörzs), illetve az üledék/talaj feletti, télen elpusztuló (szár, levelek, virágzat) szervekre osztható. A látható növény a gyökértörzs internódiumain található sarjrügyeiből fejlődik ki, és a Balatonban a szezon végére elérheti a 3,0-3,5 méteres magasságot. A nád szárán helyezkedik el az akár 20 darab, többnyire 5 cm széles és 60 cm hosszú levél, internódiumokként egy. Augusztus elején jelenik meg a növény virágzata, amely októberre éli el a maximális 20-40 cm-es méretét.

2016-os méréseink egy másfél évtizedes, a balatoni nádas megfigyelési sorozat részeként hajtottuk végre, amelynek célja a nádas állapotának monitoringja.

Anyag és módszerek



1. ábra. A Balaton térképe nádasal és a mintavételi helyekkel: 1 - Kerekedi-öböl, 2 - Aszófői sarok, 3 - Bozsai-öböl, 4 - Zánka.

Az összes mintavételi hely ép nádasokban (**1. ábra**) volt kijelölve. Igyekeztem a mintavételeket az állomány többé-kevésbé zárt helyén végezni, illetve kerültem a területket,

amelyek közelében babásodás volt megfigyelhető. A nádszálak eloszlása a mintavételi helyeken közel egyenletes volt, nagyobb nád nélküli foltok a közelben nem volt található. 10 növényt gyűjtöttem a nádas-vízfrontja közelében (2-3 méter). Az üledék felszín feletti szervek biometriai jellemzését végeztem el közel havi rendszerességgel. A mérés magában foglalta a nád magasságának, a nád bazális internódiumának átmérőjének, a zöld és száraz levelek meghatározását. A magasságmérés mérőszalaggal történt a nád legnagyobb hosszának figyelembe vételével (vágási ponttól egészen a bugáig). Az átmérőt tolmérővel mértem a vágási ponttól számított első teljes internódium közepén.

Eredmények

A mintavételi helyek leírása

A nagyon magas vízállás, illetve a jégtakaró hiánya következtében a mintavételi helyek egyikén sem volt a nádatartás. A Balaton vízszintje 2016-ban a referencia időszakokhoz képest (2001 – 72 cm, 2008 – 98 cm) a Siófoki vízmérce szerint 119 cm volt. Az éves vízszintingadozás még nagyobb eltérést mutatott: 2016 – 23 cm (6,2%) volt, míg 2008-ban, illetve 2001-ben ez az érték 35 cm (10,0%) és 36 cm (11,2%) volt.

Kerekedi-öböl

A Kerekedi Öböl keleti felében kijelölt ép, monospecifikus nádas 140 méter széles, homogén (80 m²) struktúrájú, antropogén behatásoktól kevésbé érintett. A mintavételi helyen a vízmélység 130 cm volt, az üledék szerves-anyagban gazdag, agyagos vályog. A nádas előtt nagy kiterjedésű, sűrű hínáros (*Najas marina*) volt megfigyelhető. A nádas mögött sás (*Carex sp.*) és gyékény (*Typaha latifolia*) található, ami a szárazföldi terület bokorfüzes (*Salicetum triandre*) és a ligeterdők (*Salicetum albae-fragilis*) közötti átmenetet mutat: dominálnak a különböző fűzfajok (*Salix viminalis*, *S. purpurea*), de keveredik közejük éger (*Alnus glutinosa*) és fekete nyár (*Populus nigra*). Az aljzatban mocsárréti lágyszárúak variábilis társulása figyelhető meg.

Aszófői-sarok

A mintavételi hely egy kis méretű (60 m), amiből 50 relatíve homogén (átlagos denzitás - 70 m²), monospecifikus nádasban található. A nádas vízfelőli oldalán nagy mennyiségű hínár található volt (dominánsan *Myriophyllum spicatum* és *Potamogeton perfoliatus*). A mintavételi helyen a vízmélység 120 cm volt, az üledék jellegét tekintve homokos, szerves anyagban közepesen gazdag. A nádas mögött műút található, a nádas szárazföldi szélén bokorfüzekkel (*Salix cinerea*), illetve egyéb fajokkal (*Typha sp.*, *Genista tinctoria*, *Lythrum salicaria*, *Humulus lupinus*, stb.)

Bozsai-öböl

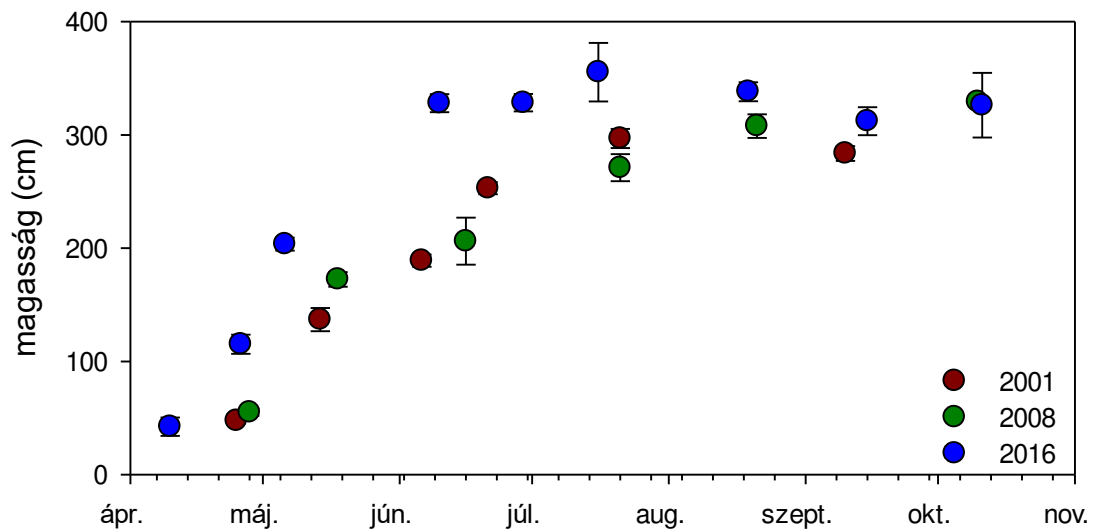
A Bozsai-öbölben a nádas relatíve rossz ökológiai állapota megnehezítette a mintavételi hely kijelölését, azonban sikerült találni olyan helyet, amelyen a nádszálak állapota és az állomány relatív homogenitása inkább az ép nádasokra volt jellemző, illetve a júniusi és júliusi viharok nem tettek az állományban kárt. A kijelölt helyen a zöld nádszálak sűrűsége elérte az 80 db m⁻²-t, az avas nádszálak egészségesnek látszottak. A nádas monospecifikus volt, a nyílt víz felől jelentős kiterjedésű és biomasszájú hínárossal (*Najas marina*, *Ceratophyllum demersum*). Az üledék a Bozsai-öböl nádasában szerves

anyagban gazdag homokos vályog, a mintavételi területen a vízmélység elérte a 110 cm-t. A nádas szélessége 130 méter, és mögötte mezőgazdaságilag megművelt terület volt (repce).

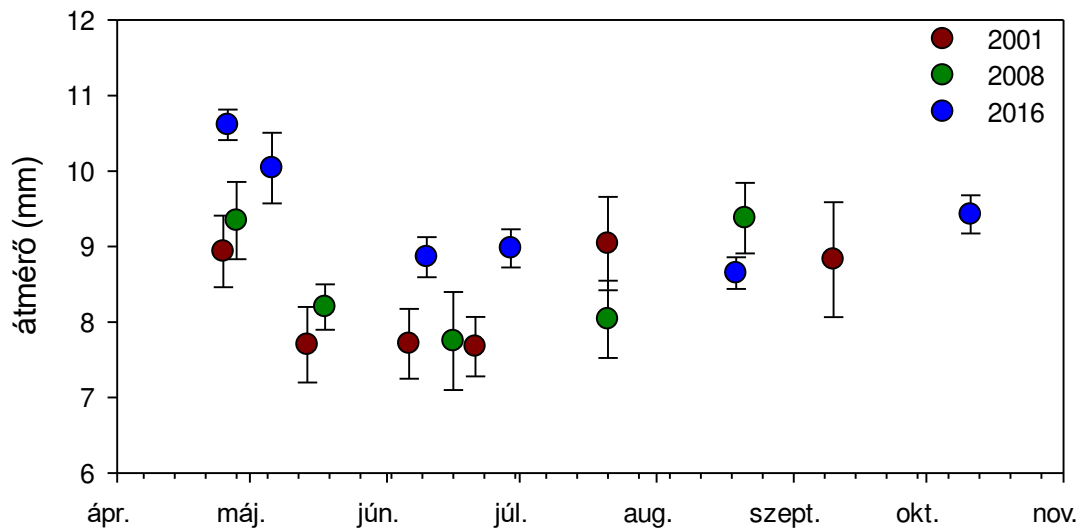
Zánka

A mintavételi hely 130 méteres nádasja viszonylag magas (100 db m⁻²) sűrűséggel, illetve a nádszálak jellegzetes mintázat nélkül, egyenletesen eloszlással volt jellemezhető. A mintavételi hely közelében foltokban gyékény (*Typha latifolia*) volt található. A nádas előtt *Potamogeton perfoliatus* foltok voltak nyár elején-közepén. A mintavételi helyen a nádas aljzata homokos vályog, szerves anyagban gazdag, helyenként szerves törmelékkel (kő-kavics). A mintavételi helyen a vízmélység elérte a 110 cm-t.

Morfológiai paraméterek leírása



2. ábra. A nád (*Phragmites australis*) növekedése a Balatonban 2001, 2008, 2016-ban.

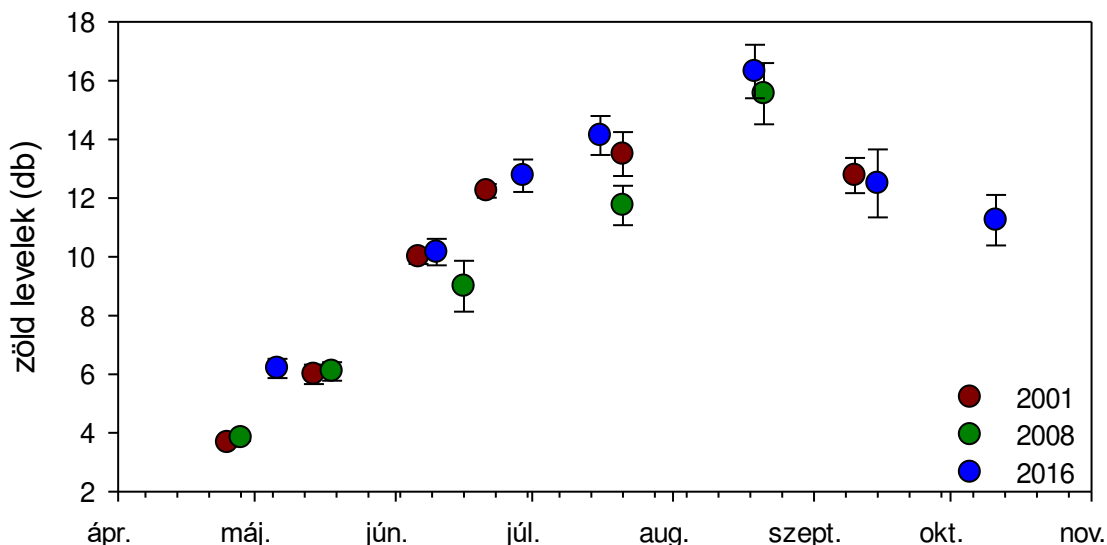


3. ábra. A nád (*Phragmites australis*) bazális internódium átmérőjének változása a Balatonban 2001, 2008, 2016-ban.

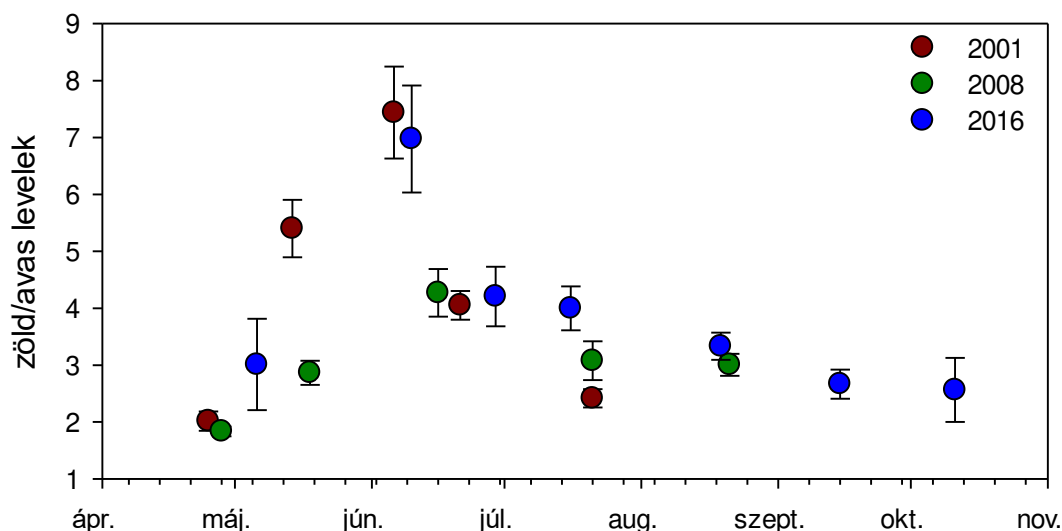
A nád morfológiai paramétereinek változását a vegetációs periódus során 9 alkalommal végzett méréssel követtem nyomon (2., 3., 4., 5. ábra). Ezeket az adatokat hasonlítottam össze a 2001-es és 2008-as eredményekkel. A nád növekedése április-júniusban gyors volt, és június közepétől lelassult és végül virágzás előtt megállt, így a száraz magassága 2016 április végére, május elejére elérte a 1,5-2,0 m, június végén 3,0-3,5 m-t (2. ábra). Ezzel szemben a 2001 és 2008-as magasságok tavasszal közel 0,5-1,0 méterrel (30-40%) maradtak el a 2016-ban mértékhez képest (2. ábra). Nyár végére ez a különbség teljes mértékben megszűnt.

A bazális internódium átmérőjének szezonális alakulása is jól követte a magasságnövekedés mintázatát: a tavaszi, kora nyári időszakban a 2016-os növények 15-20 %-al voltak vastagabbak a 8, illetve 15 évvel ezelőtti mértéknél (3. ábra). A bazális átmérő esetében is nyár végére az értékek kiegyenlítődték, vagy is a 2016 növények átmérője a 2001 és 2008-as adatokra hasonlított (3. ábra).

A zöld levelek száma (4. ábra), illetve a zöld és száraz levelek aránya (5. ábra) 2016-ban nem tért el a 2001 és 2008-ban mért adatoktól. A zöld levelek számra folyamatosan, lineárisan emelkedett április és augusztus vége között, amikor is 16 levél körül tetőzött, hogy ezt követően a szenescencia kezdetével csökkenjen (4. ábra). Ezekből az adatokból továbbá kiderül, hogy a tél közeledtével a balatoni nádszállakon 10-12 levél található. A zöld és száraz levelek aránya sem mutatott számottevő devianciát az előző években mértékhez képest: június közepéig csak elhanyagolható mennyiségű száraz levél található a növényeke, de utána – közel egy hónap alatt – a száraz levelek száma megduplázódik-megtriplázódik (5. ábra).

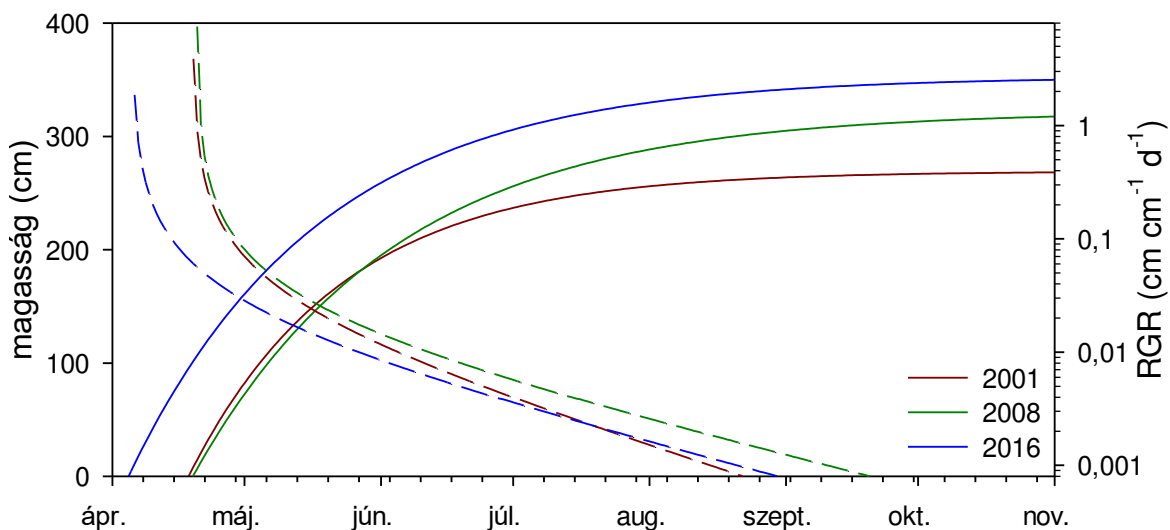


4. ábra. A nád (*Phragmites australis*) zöld levelek számának változása a Balatonban 2001, 2008, 2016-ban.



5. ábra. A nád (*Phragmites australis*) zöld és száraz levelek arányának alakulása a Balatonban 2001, 2008, 2016-ban.

A növekedés dinamikájának vizsgálatából kiderült, hogy 2016-ban a növények korábban (már április elején) kezdtek el nőni, és a növekedés üteme nagyjából júliustól hasonlított az előző években mértékhez (6. ábra).

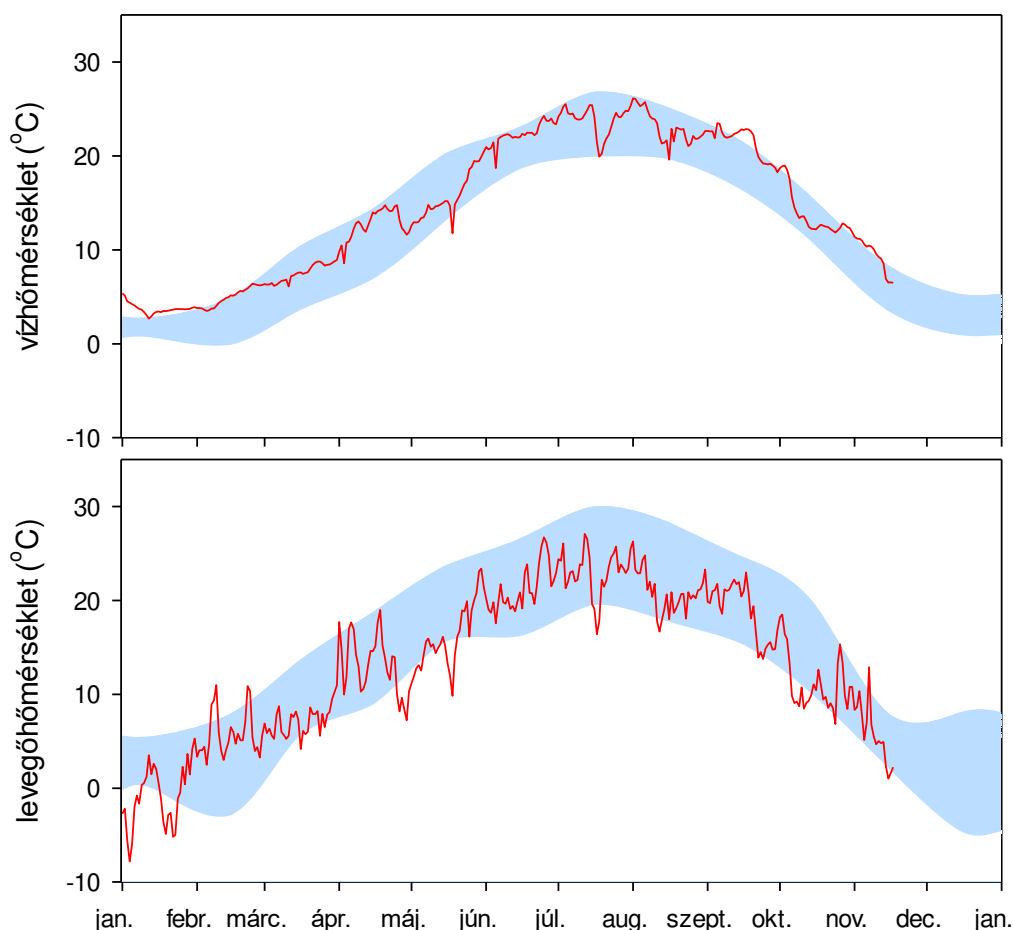


6. ábra. A nád (*Phragmites australis*) növekedése (folytonos vonalak) és növekedési rátája (szaggatott vonalak) a Balatonban 2001, 2008, 2016-ban.

Hőmérséklet és globálsugárzás adatai

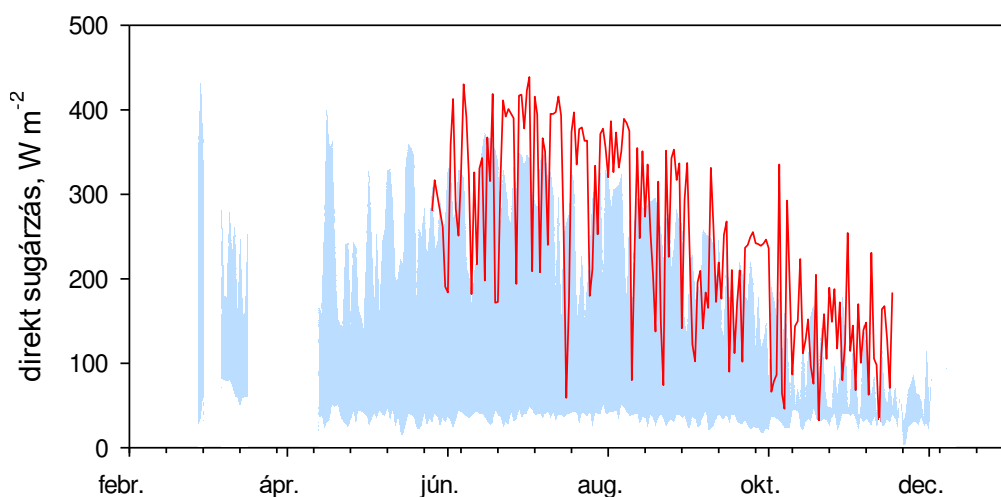
2016 Balaton levegő és vízhőmérséklete nem nevezhető extrémnek, vagyis október végéig a balatoni hőmérsékletek nem mutattak jelentős eltérést a 1975-1995-ös adatokhoz képest (7. ábra). Az év során csak időszakos kiugrások (felfelé vagy lefelé) voltak megfigyelhetők: a vízhőmérséklet csak januárban, szeptember közepén (09.11.-09.21.), illetve október végén-november elején (10.26.-11.12.) volt magasabb, míg a levegő hőmérséklete inkább hűvösebb volt a sokéves átlagnál (7. ábra).

A nád növekedése



7. ábra. A Balaton 1975-1995 közötti minimum-maximum (kék sáv) és 2016-os (piros vonal) víz- és levegőhőmérséklete.

Ezzel szemben az elérhető balatoni globálsugárzás adatok 1-2 nap kivételével a 6 éves átlag (2010-2015) feletti értékeket mutattak (**8. ábra**). A 2016 mért globálsugárzás adatok 14,4% voltak nagyobbak (Mann-Whitney rangösszegteszt: $U=12688$; $n=177$; $P=0,009$) a sokéves maximumoknál.



8. ábra. A Balaton 2010-2015 közötti minimum-maximum (kék sáv) és 2016-os (piros vonal) globálsugárzása.

Megbeszélés

Összevetve a növekedési adatokat a 2001-es és 2008-as mérések eredményeivel nyilvánvaló, hogy a növények magassága és átmérője a 2016-os szezon első felében jelentősen meghaladta az előző időszakok hasonló paramétereit. Ugyan azokon a helyeken mért biometriai paraméterek összevetése kizárják a trofikus hatást a rövid időintervallum miatt, illetve az évek közötti vízszint és vízszint ingadozás különbség inkább a növények méretének csökkenését feltételezné, így ezek vizsgálatától eltekintettem.

A klimatikus (hőmérséklet, globálsugárzás) viszonyok is számottevően befolyásolhatják a nád növekedését. Globálisan a 2016-os a legmelegebb év a hivatalos mérések kezdete óta (LEE et al., 2016), mindazonáltal 2016 levegő és víz hőmérséklete a Balatonban nem mutatott számottevő eltérést. Ezzel szemben 2016 globálsugárzás adatai jelentősen, és szignifikánsan meghaladták a sokéves átlagokat, így első sorban a többlet fény okozhatta a nád magasságának és bazális átmérőjének növekedését.

A Balaton változékony termőhelyi adottságai igen jelentősen befolyásolhatják a nád morfológiai, élettani és fenológiai viselkedését, ami a tó igen eltérő és változékony megjelenésű nádasát is eredményezi. A vizsgálataim rámutatnak, hogy a jelentős változékonyság ellenére a növények 2016-ban eléggé egyöntetű morfológiai válasszal reagálnak egy erőteljes környezeti hatásra. Indokoltnak tartom a nád további fotoélettani vizsgálatát különös tekintettel, hogy egy mérsékelt (14%-os) fénytöbblet tekintélyes (30%) növekedést eredményezett. Ezek a vizsgálatok további adalékként használhatóak a balatoni littorális zóna limnológiai, ökológiai megértéséhez.

Irodalom

LEE, J. N., SUSSKIND, J., IREDELL, L., & Y. K. LIM, 2016. The Warmest Boreal Spring and Summer as Observed by AIRS.

(<http://data.giss.nasa.gov/gistemp/news/20160816/>)

TÓTH, V.R. & K. SZABÓ, 2012. Morphometric structural analysis of *Phragmites australis* stands in Lake Balaton. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology* **48**: 241-251. doi:10.1051/limn/2012015

TÓTH, V.R. 2016. Reed stands during different water level periods: physico-chemical properties of the sediment and growth of *Phragmites australis* of Lake Balaton. *Hydrobiologia* **778**: 193-207. doi:10.1007/s10750-016-2684-z

Érkezett: 2016. október 20

Javítva: 2016. november 25

Elfogadva: 2016. december 02

Ecology of Lake Balaton/ A Balaton ökológiája

MTA ÖK BLI Elektronikus folyóirata
2016. 3: 35-46.



A KIS-BALATON VÍZI ÉS VIZES ÉLŐHELYEIHEZ KÖTŐDŐ FÉSZKELŐ MADÁRPOPULÁCIÓK VÁLTOZÁSA (2003–2007)

Boros Emil*¹, Magyar Máté², Megyer Csaba²

¹MTA Ökológiai Kutatóközpont Balatoni Limnológiai Intézet, 8237 Tihany,
Klebsberg Kuno u. 3.

²Balaton-felvidéki Nemzeti Park Igazgatóság, 8229 Csopak, Kossuth u. 16.

*boros.emil@okologia.mta.hu

Kulcsszavak: vízimadarak, partimadarak, nádi madarak, KBVR I. és II., költőállomány, populációméret, populációváltozás

Kivonat: A Kis-Balaton Vízvédelmi Rendszer (KBVR) természetvédelmi státuszából eredően a területen régóta folynak a legkülönbözőbb madártani vizsgálatok és populációméret becslések. A tanulmány célja a vízi és vizes élőhelyekhez kötődő fészkelő madárpopulációk (elsősorban a vízimadarak, partimadarak, nádi madarak) méretének és változásainak értékelése a Kis-Balaton teljes területén (KBVR I. és II. ütem – más megnevezéssel Felső és Alsó tározó). A vizsgálat 2003-tól 2007-ig folyt és 42 fészkelő fajra terjedt ki. Az eredmények alapján megállapítható, hogy a KBVR I.-es ütemen a 42 fészkelő faj közül 29 állománya (69%) stabil, 8 faj (19%) ingadozó, 5 faj (12%) csökkenő, míg egyedül a bütykös hattyú (*Cygnus olor*) populáció mutatott növekvő tendenciát a vizsgált időszakban. Az Ingói-berek (II. ütem) esetében a vizsgált 42 fészkelő fajból csak 15 költőpopulációja (34%) volt stabil, valamint 17 faj (40%) állományai ingadozó, és további 5 faj (12%) költőpopulációja csökkenő tendenciát mutatott szemben azzal, hogy legtöbbjük országos állománya stabil, illetve növekvő. Emellett jelentős csökkenés volt tapasztalható itt a kárókatona (*Phalacrocorax carbo*) és a fattyúszerkő (*Chlidonias hybridus*) populációiban is. Két faj állománya növekedett itt: a bütykös hattyú és a fokozottan védett kis kárókatona (*Phalacrocorax pygmeus*), melyek viszont országosan is terjeszkednek. Emellett kis számban megjelent a berki poszáta (*Cettia cetti*) is, amely az első fészkelési adata volt az országban. A II.-es ütem el nem árasztott részét összehasonlítva az Ingói-berekkel megállapítható, hogy 34 faj (81%) költőpopulációja stabil volt az el nem árasztott területen. Emellett a szárcsa (*Fulica atra*) és a fattyúszerkő populációja viszont nőtt ezen a területen, továbbá kis számban itt is megjelent a berki poszáta. Összegzésként megállapítjuk, hogy a vízi és vizes élőhelyekhez kötődő madárpopulációk trendjei egyaránt jól indikálták a terület elárasztásával járó állapotváltozásokat, ezért további tervszerű monitorozásuk kiemelten fontos természetvédelmi feladat a Kis-Balatonon.

Bevezetés

„A Kis-Balaton hazánknak nem a legrégebb, de a legismertebb rezervátuma, mely bizonyos fokú védettséget igen régen, 1922 óta élvez”, írja KEVE ANDRÁS (1975) a területről, mivel madártani jelentőségéhez mérten már a XIX. század végétől kezdődően kiemelt hazai és nemzetközi madártani érdeklődésre tartott számot. A Kis-Balaton a XVIII. század közepén még nevéhez méltón a Balaton nyíltvízű délnyugati öble volt, amely azóta igen jelentős állapotváltozásokon ment keresztül a különféle ármentesítési, vízrendezési és lecsapolási munkálatok, majd a nyolcvanas évek elejétől kezdődően a Kis-Balaton Vízvédelmi Rendszer (KBVR) kiépítése során. Tényleges jogi védettsége 1951-től kezdődött, majd több lépcsőben zajlott bővítését követően az 1997-ben létrehozott Balatonfelvidéki Nemzeti Park jelentős részben fokozottan védett területrésze lett. A Kis-Balaton 1979-től kezdődően a nemzetközi jelentőségű vadvizekről, különösen, mint a vízimadarak tartózkodási helyéről szóló ún. Ramsari Egyezmény hatálya alá tartozik, továbbá 2004-től Különleges Madárvédelmi Területnek minősül az Európai Unió Natura 2000 területek hálózatában (FUTÓ, 2001; SZABÓ *et al.*, 2007).

A terület státuszának megfelelően régóta folynak a legkülönbözőbb madártani vizsgálatok és állománybecslések. A XIX század második felében és a XX. században a vizsgálatok elsősorban a terület lecsapolásával nyilvánvalóan bekövetkező számottevő faj és egyedszám csökkenésekről számolnak be (KEVE, 1975). A vízviszonyokban és a madárállományokban a hetvenes évek végére bekövetkezett mélypont után a Kis-Balaton vízvédelmi célú elárasztása és ezzel összefüggésben a Balaton vízminőségének javítása került az előtérbe (SZABÓ *et al.*, 2007). Ennek részeként 1984 őszén a Zala vizéből került elárasztásra a KBVR I-es ütemének töltéssel körülvett víztározója (Felső tározó - Hídvégi-tó). Ezt követően a kezdeti időszakban (1984–1988) jelentősen növekedett a vízhez kötődő fészkelő madárfajok száma a Hídvégi-tó területén, melyek között itt volt az üstökös réce (*Netta rufina*) első hazai fészkelési adata (BANKOVICS, 1991). A Kis-Balaton elárasztásának második üteme (KBVR II. – Alsó tározó) 1992 őszén történt, amely további jelentős állapotváltozásokat okozott, melyek közül az Ingó-berek területén található fokozottan védett nádasok méretének csökkenése jelentett közismert problémát (SZABÓ *et al.*, 2007). Kimutatták, hogy a nádi énekesmadár közösségek szerkezete a nádas és sásos élőhelyeken jelentősen eltérő, továbbá csak a nádirigó (*Acrocephalus arundinaceus*) állománya növekedett az elárasztás hatására (GÁTI *et al.*, 2000; BÁLDI *et al.*, 2003). A hosszú távú vizsgálatok rámutattak a nádi énekesmadarak eltérő élőhely választására és szegélyhatás jelentőségére is a Kis-Balatonon (BÁLDI, 2005).

A kárókatona (*Phalacrocorax carbo*) állománya 1998-ig csökkent, majd stabilizálódott (BÁLDI *et al.*, 2003). Ezzel összefüggésben GERE & ANDRIKOVICS (1992) megállapította, hogy a halfogyasztó kárókatonák szerepe a Kis-Balaton anyagforgalmában jelentős, nitrogén terhelése nyolcszorosa a szintén nagy számban előforduló növényeket is fogyasztó libáknak, míg a récefélék terhelése a libák és a kárókatona között helyezkedik el (GERE & ANDRIKOVICS, 1994; ANDRIKOVICS *et al.*, 1997; JUHÁSZ & GERE, 2001). Mindemmellett a növényevő vízimadarakra vonatkozólag BÁLDI (2001) becslése szerint a Kis-Balaton Alsó tározón a vadludak 1984–1997 közötti átlagléttszáma alapján a tápanyagterhelésük elenyésző a Zala folyó által szállított tápanyag mennyiségéhez képest. A ritka és telepesen költő fajok állományainak korábbi elemzésével megállapították, hogy a II.-es ütem vízszintemelése során 3 faj állománya növekedett, 10 faj állománya stagnált és 5 fajé enyhén csökkent (BENKE & DARÁZSI, 2003).

A Madárvédelmi Irányelv (79/409/EGK) szerint meghatározásra került 31 Natura 2000 jelölőfajok közül 27 olyan fészkelő fajt találunk a Kis-Balatonon, melyek szaporodó helyei elsősorban a vízterek szubmerz és emerz makrovegetációjához kötődnek, ezért a

A Kis-Balaton vízi és vizes élőhelyeihez kötődő fészkelő madárpopulációk

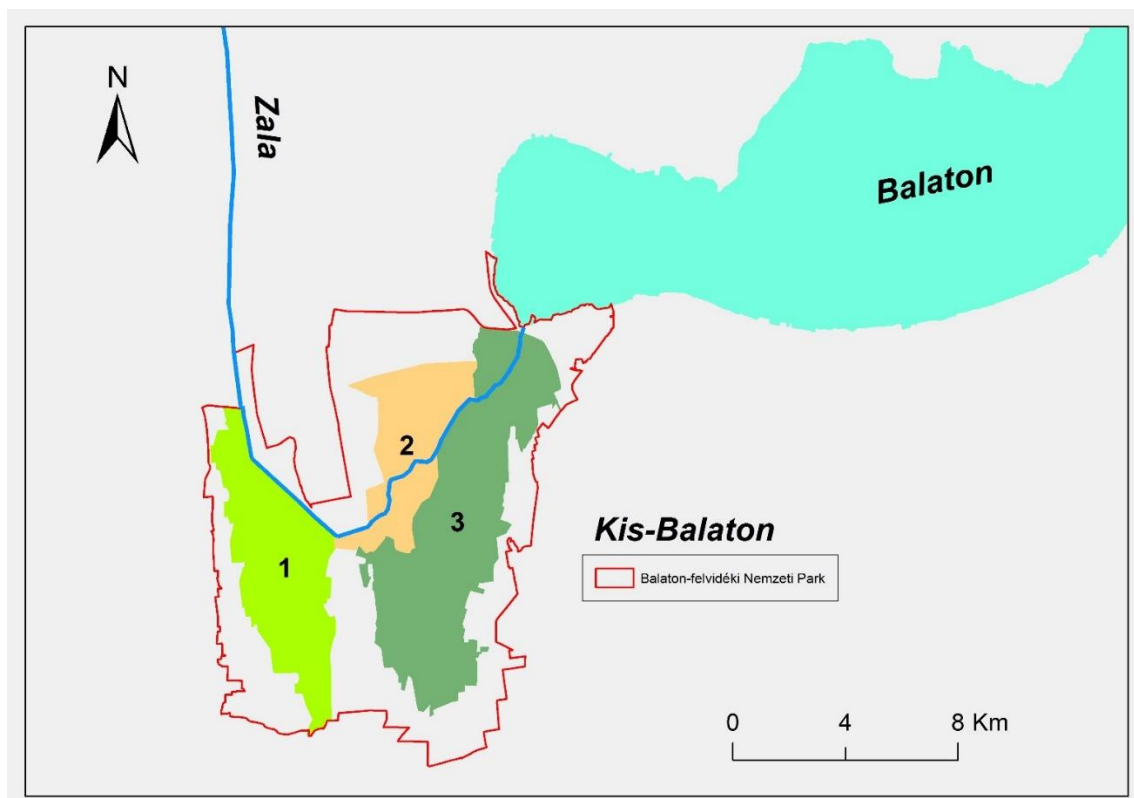
terület ökológiai állapotváltozásainak megítélése szempontjából a fészkelő madárközösség indikációs szerepe kiemelt jelentőségű.

Tekintettel a Kis-Balaton hazai és nemzetközi madártani jelentőségére, valamint az itt zajló folyamatos állapotváltozásokra, a jelen tanulmány célja a vízi és vizes élőhelyekhez kötődő fészkelő madárpopulációk (elsősorban a vízimadarak, partimadarak, nádi madarak) méretének és változásainak értékelése a Kis-Balaton teljes területén (KBVR I. és II. ütem – más megnevezéssel Felső és Alsó tározó). A vizsgálat 2003-tól 2007-ig folyt és 42 fészkelő fajra terjedt ki.)

Anyag és módszer

A vizsgálati terület

A Balaton-felvidéki Nemzeti Park részét képező Kis-Balaton tározó rendszer a vizsgált időszakban három fő egységből áll, (1) az 1984-ben elárasztott KBVR I. ütem (Felső tározó – Hidvégi-tó), (2) a KBVR II. ütem 1992-ben elárasztott része (Alsó tározó - Ingói-berek), valamint (3) a KBVR II. ütem tervezett később elárasztandó része, melyek elhelyezkedését az **1. ábra** szemlélteti. A vizsgált területek vízi és vizes élőhelyeinek (TARDY, 2007) állapotát az érintett időszakra vonatkozólag az alábbiakban jellemezzük:



1. ábra. A vizsgált területrészek elhelyezkedése a Balaton-felvidéki Nemzeti Park részét képező Kis-Balaton területén. 1 KBVR I. tározó (Hidvégi-tó), 2 KBVR II. (Ingói-berek), 3 KBVR II. tervezett tározó (nem elárasztott) (2003–2007).

1

A KBVR I. tározó (Hídvégi-tó) töltésekkel mesterségesen felosztott, szigetekkel tarkított nyíltvízes területe (az ún. „algástó”), melynek déli fekvésű 10%-a mozaikos kiterjedésű nádas foltokkal tarkított.

2

Az Ingói-berek a KBVR II. ütem nyugati oldalán, a Sikér területrésztől délre fekvő egység. Északi része összefüggő nádas, a terület része az ún. Sikér (Reptéri-sarok), amely a II. ütem északnyugati sarka. Északon és nyugaton töltés, keleten (Barna-tó) és délen (Ingó) összefüggő nádas határolja. Nádas (*Phragmites australis*), gyékényes, sásos és télisásos (*Cladium mariscus*) foltokkal mozaikos sekély nyíltvízes élőhely. A Zalavárréttel szomszédos középső része pusztuló nádas foltokkal, zátonyokkal mozaikos, déli része teljesen nyíltvízes élőhely. Az Ingói-berek déli részét képező, a már elárasztott területekhez tartozó területrészt a Zimány, amelyen keresztülhalad a szaggatott töltésű Zala folyó. Délről, nyugatról és keletről töltés határolja. Egyes részei teljesen nyíltvízes élőhelyek, más részein nádasokkal, zátonyokkal, zsombéksással mozaikosak.

3

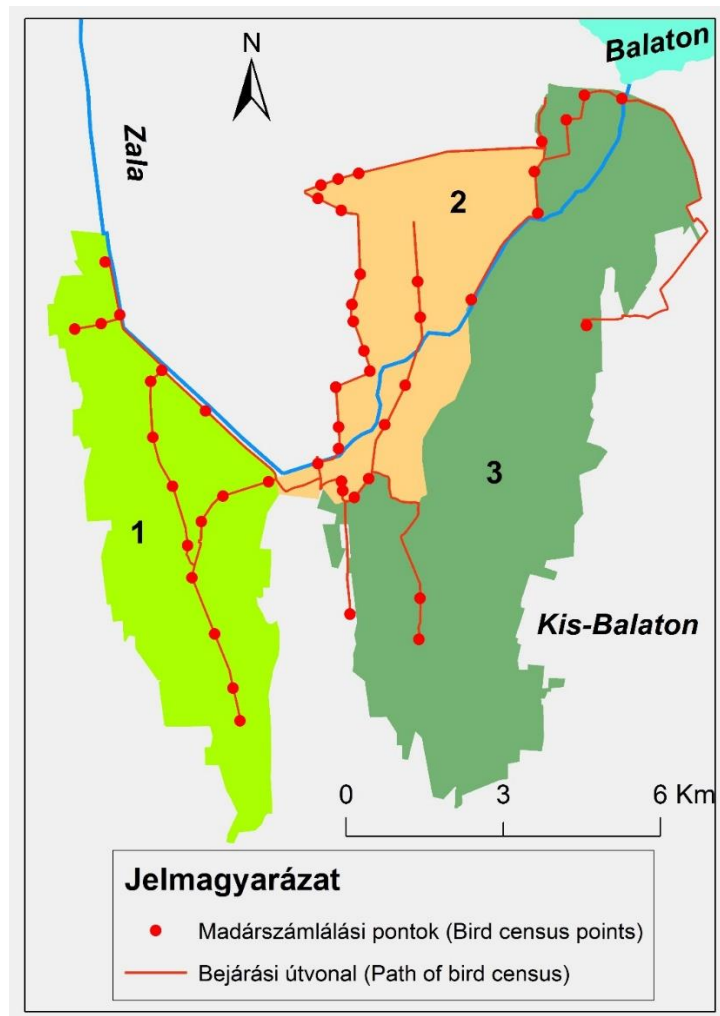
A KBVR II. ütemnek a vizsgálat időszakában el nem árasztott területe, melynek déli részén található a Hosszú-sziget, a környezeténél mélyebb fekvésű terület. Keletről töltés, északról, délről és nyugatról valamivel magasabb térszínen elhelyezkedő, bokorfüzesekkel tarkított nádas-sásos határolta. A terület nádas-sásos állományokkal mozaikos sekély nyíltvíz. A II. ütem el nem árasztott egységének északi része a Lap-tó. A környezetéhez képest némileg mélyebben fekvő magassásos területet keleten dombosor, északon bokorfüzes, délen és nyugaton nádasodott berekterület határolja.

Anyag és módszer

A költőpopuláció méret elemzését azokra a fajokra (42) végeztük el, melyekről számlálási, vagy becslésre alkalmas adattokkal rendelkezünk. Ezek lefedik a természetvédelmi szempontból legfontosabb vízi és vizes élőhelyekhez kötődő fészkelő madárfajok döntő hányadát. A Natura 2000 jelölőfajok közül a pettyes (*Porzana porzana*) és a kis vízicsibe (*Porzana parva*) állományait a nehéz felmérhetőség okán megfelelő adatok hiányában nem tudtuk vizsgálni. Az adatok pontossága és alkalmazott felmérési módszerek változóak voltak, a gyakoribb és tömegesebb fajoknál elsősorban becslés jellegű, míg bizonyos fajoknál konkrét számlálásokon alapult.

Egyedszám felmérés helyszíni számlálással – szinkronszámlálás

A költőállomány-felmérésének alapja az április–augusztus időszakában a havi rendszerességgel végzett vízimadár szinkronszámlálás. A Kis-Balaton területén minden víztáj esetében meghatározott bejárési útvonalon és megfigyelőpontokról történtek a számlálások kézi távcsövek és nagyobb nagyítású állványos spektívek segítségével. A bejárési útvonalakat és a madárszámlálási pontok elhelyezkedését a **2. ábra** mutatja. Mivel a megfigyelőpontokról valamennyi élőhely nem látható át, ezért a teljes költőállományokra vonatkozóan becslést végeztünk azt feltételezve, hogy a megfigyelő pontokról a mozaikos élőhelyeknek kb. a háromnegyede vizsgálható.



2. ábra. A madárszámlálási pontok és bejárási útvonalak elhelyezkedése a Kis-Balaton területén. 1 KBVR I. tározó (Hídvégi-tó), 2 KBVR II. (Ingói-berek), 3 KBVR II. tervezett tározó (nem elárasztott) (2003–2007).

Egyedszám felmérés légifelvételről

A becslések során a földi számlálások adatait a nagyobb testű, illetve telepesen költő madárfajok esetében légifelvételekből származó adatokkal egészítettük ki. A gémfélék költőállományának felmérése motoros sárkányrepülőről történő, 200 méteres magasságban végrehajtott légifotózás alapján történt a Kis-Balaton teljes területére kiterjedően. A légifelvételeken elsősorban a nagy kócsag (*Egretta alba*) és a bütykös hattyú (*Cygnus olor*) fészken ülő egyedei számolható meg nagy pontossággal (**3. ábra**). A kócsagokkal közös telepen költő szürke (*Ardea cinerea*) és vörös gém (*Ardea purpurea*) költőállománya pontosan nem számolható, ez a fotókon látható egyéb fészkek, a költési szezonban mozgó állomány és a megelőző évek adatainak ismerete alapján becsülhető. A légifotózásos módszer esetében a fészektelepeken található költőpárok pontos száma a digitális fotódokumentáció alapján utólag történt. Az elkészített felvételeken bejelölt fészektelepek dokumentációja könnyen archiválható és a későbbiekben jó alapot nyújt majd a térbeli és létszámbeli változások egzakt összehasonlítására, valamint egyúttal a vegetáció szerkezetéről is ad összehasonlító információt a fészektelepek környezetében.



3. ábra. Nagy kócsag (*Egretta alba*) fészektelep légifelvétele az Ingói-berek nádasában (Fotó: Balaton-felvidéki Nemzeti Park Igazgatóság archívuma).

Pontszámlálás

A dán rendszerű énekesmadár pontszámlálás módszerét alkalmaztuk kisebb módosításokkal. A pontszámlálás elsősorban a territóriumtartó énekesmadaraknál alkalmazható a fajok állományának a becslésére (GÁTI *et al.*, 2000; BÁLDI *et al.*, 2003). A nádasokhoz kötődő nehezen észlelhető madárfajok állománybecsléséhez elsősorban az énekhangok alapján történő pontszámlálásból származó adatokra használtuk fel, amelyeket kiegészítettünk bizonyos hálózással történt madárbefogási adatokkal is.

Nem telepesen költő és nem territóriumtartó fajok állománybecslése

A nem telepesen költő és szigorúan nem territórium-tartó vízimadárfajok (vöcskök, nyári lúd, récefajok, szárcsa), amelyek általában sűrű növényzetben fészkelnek a hagyományos territórium- térképezési módszerrel nem nyerhetünk pontos képet az állományukról. Ezen fajok esetében a fiókavezetési periódusban a nyílt vízfelületeken kora reggel vagy késő délután a fiókákat vezető családokat is legalább két alkalommal leszámoltuk. A cigányréce (*Aythya nyroca*) esetében viszont a vízben észlelt adult madarak mennyiségét vettük alapul, s ez alapján állapítottuk meg a fészkelő párok számát.

A vizsgált 42 fészkelő madárfaj 2003–2007 időszakára vonatkozó számolt és/vagy becsült populációméretét, illetve trendjét az I-es ütem és a II-es ütem elárasztott és el nem árasztott területére vonatkozóan elkülönítve mutatjuk be. Az egyes fajok

állományváltozásának értékelésekor trendszerű változásnak tekintettük, ha az adott faj populációmérete a teljes vizsgálati időszak 5 éve alatt végig egy meghatározott irányba változott (nőtt vagy csökkent). Enyhe trendnek tekintettük, ha az állományváltozás a vizsgált 5 év alatt nem haladta meg az 50%-ot (+ vagy -), illetve 50%-os változás fölött erős trendváltozást jeleztünk (+ + vagy - -). A vizsgált fajok populációinak helyi becslült trendjét egyúttal összevetettük az egyes fajok országos trendjeivel is (LOVÁSZI, 2002).

Az eredmények bemutatása és értékelése

A vizsgált madárfajok (42) észlelt, illetve becslült minimális és maximális, vagy állandó költő populációméretét, illetve ezek helyi és országos trendjét az **1. táblázatban** foglaltuk össze. Az eredmények alapján megállapítható, hogy a KBVR I.-es útemen a 42 fészkelő faj közül 29 állománya (69%) stabil, 8 faj (19%) ingadozó, 5 faj (12%) csökkenő, míg egyedül a bütykös hattyú növekvő tendenciát mutatott a vizsgált időszakban. A csökkenő létszámú fajok közül a dankasirály (*Larus ridibundus*) és a küszvágó csér (*Sterna hirundo*) országos állományai stabilak voltak, tehát ezek esetében a csökkenést helyi hatás válthatta ki. A bütykös hattyú növekvő létszáma megfelel az országos tendenciának. Összességében az I.-es útem madárközössége az élőhely jellegéből kifolyólag a halastavakéhoz hasonló, funkciója elsősorban táplálkozó és pihenő hely a legtöbb faj számára, kivéve a nyílt vízzel körülvett szigeteken fészkelő fajokat (pl. sirályfélék). Mivel az I. útem tározóterének kialakítása elsősorban szántó területek igénybevétele történt, ezért madárvédelmi szempontból új élőhelyeket teremtett, ugyanakkor a Felső tározóból az Ingói-berekbe átáramló víz minősége az ingói élőhelyekre kedvezőtlen hatást gyakorol, amelyet az ingói madárpopulációk változásának trendje jól szemléltet.

Az Ingói-berek meglévő nádasaiban található a Kis-Balaton állandó gémtelpei. Az I.-es útemhez képest az Ingói-berek esetében a vizsgált 42 fészkelő fajból csak 15 költőpopulációja (34%) volt stabil, valamint négy faj (9%), a nagy kócsag, a kis kócsag (*Egretta garzetta*), a rétisas (*Haliaeetus albicilla*) és a barna rétihéja (*Circus aeruginosus*) országos léptékben ugyan terjeszkedik, de ez a tendencia itt nem érzékelhető, állományaik inkább ingadozó. Még aggasztóbb, hogy további 5 faj (12%) költőpopulációja itt csökkenő tendenciát mutatott, szemben azzal, hogy legtöbbjük országos állománya stabil, illetve növekvő. Emellett jelentős csökkenés volt tapasztalható a kárókatona és a fattyúszerkő populációiban is. A kárókatona esetében a jelentős csökkenést a természetvédelmi kezelés részeként végzett tudatos állományszabályozás okozta, ugyanakkor a fattyúszerkő (*Chlidonias hybridus*) populáció csökkenése inkább a mocsári növényzet visszaszorulásával magyarázható. További aggasztó tény az is, hogy a csökkenést mutató fajok közül 4 faj, a küszvágó csér (*Sterna hirundo*), a fattyúszerkő, a kékbegy (*Luscinia svecica*) és a fülemülesitke (*Acrocephalus melanopogon*) Natura 2000 jelölő faj, továbbá a szintén csökkenő állományú kanalasgém (*Platalea leucorodia*) is szerepel a Madárvédelmi Irányelv I.-es mellékletében. Mindössze két faj állománya növekedett itt több év távlatában: a bütykös hattyú és a fokozottan védett kis kárókatona (*Phalacrocorax pygmeus*), melyek viszont országosan is erősen terjeszkednek. Ezek mellett kis számban megjelent a berki poszáta (*Cettia cetti*) is, amely az első fészkelési adata volt az országban (SCHMIDT, 2005). A fennmaradó 17 faj (40%) populációja viszont ingadozó képet mutatott szemben azzal, hogy az országos állomány többnyire stabil, vagy növekszik. A kedvezőtlen folyamatok leglátványosabb jele a nádasok drasztikus mértékű visszaszorulása következtében a zárt nádasokhoz kötődő madárfajok populációinak számottevő csökkenése, amelyek között Natura 2000 jelölőfajok is találhatóak. Ezáltal a kedvezőtlen folyamatok további tartós fennállása esetén a Madárvédelmi Irányelvben rögzített kötelezettségek is sérülhetnek.

1. táblázat. A vizsgált madárfajok (42) minimális és maximális, vagy állandó költő populációmérete a Kis-Balaton területén (2003-2007), valamint ezek helyi és országos trendje.

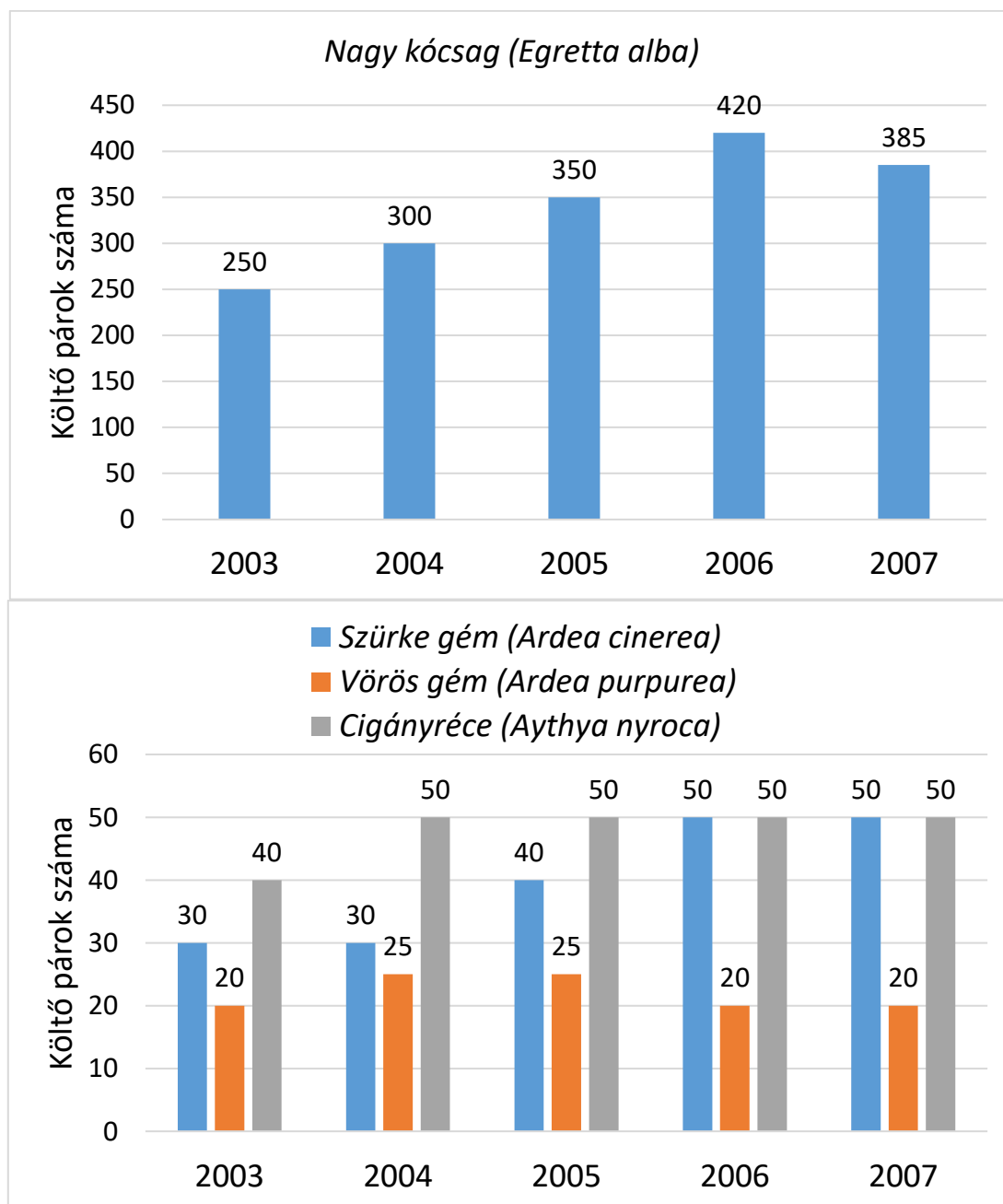
Költőfajok		I. ütem (Hídvégi-tó)		II. ütem elárasztott (Ingói-berek)		II. ütem tervezett, nem el- árasztott		Országos trend
		Állomány	Trend	Állomány	Trend	Állomány	Trend	
Kis vöcsök	<i>Tachybaptus ruficollis</i>	10-50	+/-	50-200	+/-	20-100	0	0
Búbos vöcsök	<i>Podiceps cristatus</i>	20-70	+/-	30-50	+/-	20-50	0	0
Vörösnyakú vöcsök	<i>Podiceps grisegena</i>	0	0	0-3	+/-	0-2	+/-	0
Feketenyakú vöcsök	<i>Podiceps nigricollis</i>	0	0	0-10	+/-	0-10	+/-	-
Kis kárókatona*	<i>Phalacrocorax pygmeus</i>	0	0	80-100	++	0	0	+
Kárókatona	<i>Phalacrocorax carbo</i>	0-50	+/-	300-500	--	0	0	+
Bölömbika*	<i>Botaurus stellaris</i>	0-2	0	5-15	0	2-10	0	0
Törpegém*	<i>Ixobrychus minutus</i>	5-10	0	10-25	0	15-30	0	0
Bakcsó*	<i>Nycticorax nycticorax</i>	0-10	0	30-50	0	0	0	0
Üstökösgém*	<i>Ardeola ralloides</i>	0	0	10-30	0	0	0	0
Kis kócsag*	<i>Egretta garzetta</i>	0	0	20-40	0	0	0	+
Nagy kócsag*	<i>Egretta alba</i>	0	0	250-420	0	0	0	+
Szürke gém	<i>Ardea cinerea</i>	0	0	30-50	0	0	0	0
Vörös gém*	<i>Ardea purpurea</i>	0	0	20-25	0	0	0	0
Kanalasgém	<i>Platalea leucorodia</i>	0	0	0-5	-	0	0	+
Bütykös hattyú	<i>Cygnus olor</i>	12-20	+	20-30	+	10-15	0	+
Nyári lúd	<i>Anser anser</i>	30-60	0	100-200	+/-	50-100	0	+
Kendermagos réce	<i>Anas strepera</i>	5-15	+/-	5-15	+/-	5-15	0	+
Tökés réce	<i>Anas platyrhynchos</i>	50-200	0	100-300	0	50-200	0	0
Böjti réce	<i>Anas querquedula</i>	0-5	+/-	5-15	+/-	5-15	0	0
Kanalas réce	<i>Anas clypeata</i>	0-5	0	5-15	+/-	0-5	0	0
Barátréce	<i>Aythya ferina</i>	5-15	0	10-30	+/-	0-5	0	0

A Kis-Balaton vízi és vizes élőhelyeihez kötődő fészkelő madárpopulációk

Üstökös réce	<i>Netta rufina</i>	0-5	+/-	3-10	+/-	0-5	+/-	0
Kontyos réce	<i>Aythya fuligula</i>	0-3	+/-	0-5	+/-	0-2	+/-	0
Cigányréce*	<i>Aythya nyroca</i>	5-10	0	10-20	+/-	10-20	0	0
Üstökös réce	<i>Netta rufina</i>	0-5	+/-	3-10	+/-	0-5	+/-	-
Rétisas*	<i>Haliaeetus albicilla</i>	1	0	0	0	2	0	+
Barna rétihéja*	<i>Circus aeruginosus</i>	0-2	0	4-6	0	10-20	0	+
Szárcsa	<i>Fulica atra</i>	20-50	0	200-500	-	100-200	+	-
Vízityúk	<i>Gallinula chloropus</i>	15-30	0	50-100	0	100-200	0	0
Bíbic	<i>Vanellus vanellus</i>	0	0	0-5	+/-	0-10	0	-
Gólyatöcs	<i>Himantopus himantopus</i>	0	0	0-5	+/-	0	0	+/-
Szerecsensirály*	<i>Larus melanocephalus</i>	0-10	+/-	0-5	+/-	0	0	0
Dankasirály	<i>Larus ridibundus</i>	200-1000	-	300-500	+/-	0	0	0
Küszvágó csér*	<i>Sterna hirundo</i>	20-200	-	50-300	-	0	0	0
Fattyúszerkő*	<i>Chlidonias hybridus</i>	0-20	-	10-50	--	0-10	+	+/-
Kormos szerkő	<i>Chlidonias niger</i>	0-5	-	0-5	+/-	0	0	+/-
Réti fülesbagoly	<i>Asio flammeus</i>	0	0	0	0	0-2	0	+/-
Jégmadár*	<i>Alcedo atthis</i>	5-15	0	n.i.	0	n.i.	0	0
Kékbegy*	<i>Luscinia svecica</i>	0	0	0-5	-	n.i.	+/-	0
Berki poszáta	<i>Cettia cetti</i>	0	0	1-5	+	1-5	+	+
Fülemülesitke*	<i>Acrocephalus melanopogon</i>	0-5	0	n.i.	-	n.i.	0	0
Függőcinege	<i>Remiz pendulinus</i>	20-50	0	n.i.	0	n.i.	0	0

Jelmagyarázat: * A Natura 2000 jelölőfajok
0 állandó populáció
+ növekvő populáció
++ erősen növekvő populáció
- csökkenő populáció
-- erősen csökkenő populáció
+/- ingadozó populáció
n.i. nem ismert populáció

Az I.-es ütemhez és a II. ütem elárasztott részéhez, az Ingói-berekhez képest a II.-es ütem el nem árasztott részén az elárasztással és jelentős mértékű vízszintemeléssel még nem érintett állapot volt jellemző a vizsgált időszakban. Ezt az állapotot összehasonlítva az Ingói-berekben tapasztalható folyamatokkal megállapítható, hogy a vizsgált 42 fészkelő madárfaj jól indikálja a bolygatatlan élőhelyi körülményeket, ugyanis 34 faj (81%) költőpopulációja stabil volt 2003–2007 időszakában. Ugyan e fajok jelentős részének országos állománya is stabil, vagy néhány esetében növekedés tapasztalható, de nagyrészt lefedik a Natura 2000 jelölőfajokat is. A szárcsa (*Fulica atra*) és a fattyúszerkő esetében populációnövekedés volt, kis számban itt is megjelent a berki poszáta, míg további öt faj tekintetében pedig ingadozó trend volt tapasztalható az el nem árasztott területrészen.



4. ábra. Néhány jelentős madárfaj teljes költőállományának változása a Kis-Balatonon (2003–2007).

A **4. ábrán** összefoglaltuk néhány jelentős madárfaj teljes költőállományának változását a Kis-Balatonon a vizsgált időszakra vonatkozólag (2003–2007). Az összesített adatokból látható, hogy a nagy kócsag esetében 2006-ig növekedés, majd kisebb csökkenés tapasztalható. A szürke gémnél (*Ardea cinerea*) szintén enyhe növekedés tapasztalható 2006-ig, míg a cigányréce esetében 2004-ig, majd utána stagnál mindkét faj állománya. Ezeket az állományváltozásokat nem tekintettük trendszerű változásoknak (Lásd **1. táblázat**).

Összegzésként megállapítjuk, hogy a vízi és vizes élőhelyekhez kötődő madárpopulációk jól indikálták a terület állapotváltozásait, ezért további tervszerű monitorozásuk – különös tekintettel a Natura 2000 jelölőfajokra - kiemelten fontos természetvédelmi feladat a további beavatkozások várható hatásainak nyomon követése és megítélése céljából.

Köszönetnyilvánítás

Külön köszönetet szeretnénk mondani a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület Zala Megyei Helyi Csoport tagjainak a Kis-Balatonon végzett munkájukért, és a rendelkezésre bocsátott kiegészítő adatokért.

Irodalom

- ANDRIKOVICS S., GERE G. & FUTÓ, E., 1997. The nutrition of Greylag Goose and its effect on the eutrophication of Kisbalaton (Hungary). Magyar vízivad közlemények **3**: 199-210.
- BÁLDI A., 2001. A vízimadarak tápanyagforgalmának jelentősége a Kis-Balaton II. üteme vízminőségére irodalmi adatok alapján. Természetvédelmi Közlemények **9**: 277-286.
- BÁLDI, A., 2005. The importance of temporal dynamics of edge effect in reedbed design: a 12-year study on five bird species. Wetlands Ecology and Management **13**: 183-189.
- BÁLDI A., PALKÓ S., GÁTI E. & DARÁZSI ZS., 2003. A Kis-Balaton madárvilágának változása az elárasztás hatására. In.: MAHUNKA S. & BANCZEROWSKI J. (eds) A Balaton kutatásának 2002. évi eredményei, MTA, Budapest, 216-219.
- BANKOVICS, A., 1991. Avifauna changes of the Kis-Balaton Reservoir area. Miscellanea Zoologica Hungarica **6**: 23-30.
- BENKE SZ. & DARÁZSI ZS., 2003. Jelentés a Kis-Balaton II. ütemének ritka és telepesen fészkelő madarainak monitorozásáról. In.: MAHUNKA S. & BANCZEROWSKI J. (eds) A Balaton kutatásának 2002. évi eredményei, MTA, Budapest, 220-225.
- FUTÓ J. (ed) 2001. A Kis-Balaton térsége, A Balaton-felvidék természeti értékei II. Balaton-felvidéki Nemzeti Park Igazgatóság, Prospektus Nyomda, Veszprém. ISSN 1586 3441, 112 pp.
- GÁTI, E., A. BÁLDI & S. PALKÓ, 2000. Effects of water level increase on the breeding passerine bird communities in the Kis-Balaton marshland between 1994 and 1997. Ornis Hungarica **10**: 177-182.
- GERE G. & ANDRIKOVICS S., 1992. A kárókatónák (*Phalacrocorax carbo*) szerepe a Kis-Balaton szervesanyag-forgalmában. Aquila **99**: 27-32.
- GERE, G. & S. ANDRIKOVICS, 1994. Feeding of ducks and their effects on water quality. Hydrobiologia **279/280**: 157-161.
- JUHÁSZ, J. & G. GERE, 2001. Feeding parameters of young mallards (*Anas platyrhynchos*) and their effects on water quality of Lake Kis-Balaton, Hungary. Opuscula Zoologica, Budapest: **33**: 61-66.
- KEVE A., 1975. Adatok a Kis-Balaton madárvilágához I. Aquila **82**: 49-79.

- LOVÁSZI P. (ed) 2002. Javasolt különleges madárvédelmi területek Magyarországon. Magyarország és a Natura 2000 –II. Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest, 140 pp.
- SCHMIDT A., 2005. Berki poszáta (*Cettia cetti*) költése a Kis-Balatonban. Breeding of Cetti's Warbler (*Cettia cetti*) in the Kis-Balaton. *Aquila* **112**: 225–226, 238-239.
- SZABÓ I., FUTÓ J. & LELKES A., 2007. Kis-Balaton. In.: TARDY J. (ed) A magyarországi vadvizek világa. Hazánk ramsari területei. Alexandra Kiadó, Pécs, 416 pp.
- TARDY J. (ed) 2007. A magyarországi vadvizek világa. Hazánk ramsari területei. Alexandra Kiadó, Pécs, 416 pp.

Érkezett: 2016. november 4
Javítva: 2016. december 05
Elfogadva: 2016. december 09