

Ecology of Lake Balaton/ A Balaton ökológiája

MTA ÖK BLI Elektronikus folyóirata
2017. 4: 24-33.



HALASTAVAK ELFOLYÓ VIZÉNEK POTENCIÁLIS HATÁSA A BEFOGADÓ VÍZFOLYÁS VÍZMINŐSÉGÉRE: ESETTANULMÁNY A BALATON DÉLI VÍZGYŰJTŐJÉN

Ferincz Árpád*¹ Vitál Zoltán², Horváth Hajnalka², V.-Balogh Katalin², Boros Emil², Présing Mátyás², Takács Péter²

¹Szent István Egyetem, Halgazdálkodási Tanszék, 2100 Gödöllő, Páter Károly u. 1.

²MTA Ökológiai Kutatóközpont, Balatoni Limnológiai Intézet, 8237 Tihany,
Klebelsberg Kuno u. 3.

*Ferincz.Arpad@mkk.szie.hu

Kulcsszavak: kisvízfolyás, Pogányvölgyi-víz, hossz-szelvény, tápelemek, fitoplankton biomassza, zavarás

Kivonat: Az európai akvakultúra egyik legjelentősebb halfaja a ponty, ugyanakkor a jellemző, fél-extenzív termelés-technológia ökológiai hatásairól hiányosak az ismeretek. A vízminőség-védelmi szempontból kiemelten érzékeny Balaton-vízgyűjtőn nagy számban található főként ponty termelésére specializálódott halgazdálkodási létesítmények, így célul tűztük ki, hogy megvizsgáljuk az egyik legfontosabb déli-parti befolyó, a Pogányvölgyi-víz hossz-szelvénye mentén ezen tavak vízminőségre gyakorolt potenciális hatását. Ehhez a 2014-es év során négy alkalommal (március, június, szeptember, november), 14 mintavételi helyen mértünk összesen 11 vízminőségi paramétert. Az adatelemzés után megállapítható volt, hogy a vízfolyás hossz tengelye mentén jelentős mértékben változik a víz minősége, azonban ez nem köthető teljes mértékben a halastavak hatásához. A halgazdálkodási létesítmények hatása erősen függ azok üzemrendjétől, nem folytonos, hanem bizonyos periodicitással jelen lévő zavarások sorozata, amely negatív hatást indirekt módon elsősorban a halállomány összetételére fejt ki.

Bevezetés

Az európai kontinentális (belvízi) haltermelés második legfontosabb faja a ponty (*Cyprinus carpio*), amely hozzávetőleg 25%-át adja a teljes termelésnek (FAO, 2016). A megtermelt ponty többségét félig extenzív módon, mesterséges, földmedrű tavakban nevelik, amelyek közös jellemzője, hogy természetes vizekhez (patakok, folyók) csatlakoznak különböző műtárgyakon, esetleg csatornákon keresztül (részletesen: KESTEMONT, 1995; VÁRADI, 1995).

A pontyos tavak népesítése jellemzően polikultúrában, erős ponty dominanciával (>90%) történik, a termelés alapja egyrészt a tó természetes produkciója (fitoplankton, zooplankton), melyet sok esetben szervestrágya-kiszórással (max. 30-60 kg/ha) növelnek, másrészt a napi 60-70 kg/ha szemes takarmány (VÁRADI, 1995). A halak a takarmánnyal bevitt, illetve tóban megtermelt szervesanyagoknak csak egy részét építik be a szervezetükbe, a szervesanyag másik része lebomlik, más szervezetekben vagy az üledékben raktározódik, illetve kikerül a tóból. A kikerülés egyik legáltalánosabb esete, amikor a szervesanyag a tó elfolyó vizével a befogadóba kerül és potenciálisan jelentős hatást gyakorol annak vízminőségére és tápanyagmértékére.

A fél-extenzív, pontyos tógazdaságok környezeti hatásairól kevés adat áll rendelkezésre, különösen igaz ez a világszerte széles körben vizsgált pisztrángtelepekkel ill. a hasonló földmedrű tavakban, Észak-Amerikában elterjedt pettyes harcsás (*Ictalurus punctatus*) rendszerekkel való összevetésben (BOAVENTURA *et al.*, 1997, TUCKER & HARGRAVES, 2003). A halastavi elfolyó vizek hatása sokféle lehet, nagyban függ például a befogadó vízhozamától is, de a legtöbb esetben elmondható, hogy hozzájárulnak a befogadó vízfolyások eutrofizálódásához és a vízminőség romlásához (STEPHENS & FERRIS, 2004), azonban egy adott vízminőségi paraméter közvetlen hatását nehéz megállapítani csupán a mért értékek alapján (LAPOINT & WALLER, 2000).

A pontyos gazdaságok esetében a korábbi tanulmányok adatai alapján elmondható, hogy a termelő tavak nagy részének esetében a nitrogén-retenció zajlik (OLÁH *et al.*, 1994; GÁL *et al.*, 2003), illetve egyes tanulmányok konklúziója szerint –pusztán a befolyó és elfolyó víz összes nitrogén (TN) és összes foszfor (TP) adatait tekintve– a halastavi gazdálkodás egyenesen javítja a befogadó vízfolyás minőségét (KNÖSCHE *et al.*, 2000).

A magyarországi pontyos gazdaságok tápanyagforgalmi szerepéről az eddigi legátfogóbb vizsgálatot GÁL *et al.* (2016) adták közre. A 23, különféle típusú halastavat (ill. befolyó és elfolyó vizeiket is) érintő vizsgálat során a szerzők megállapították, hogy a tavak általában jelentős tápanyag-visszatartó képességgel rendelkeznek, ugyanakkor az elfolyó vízben jelentős a szervesanyagok mennyiségének növekedése.

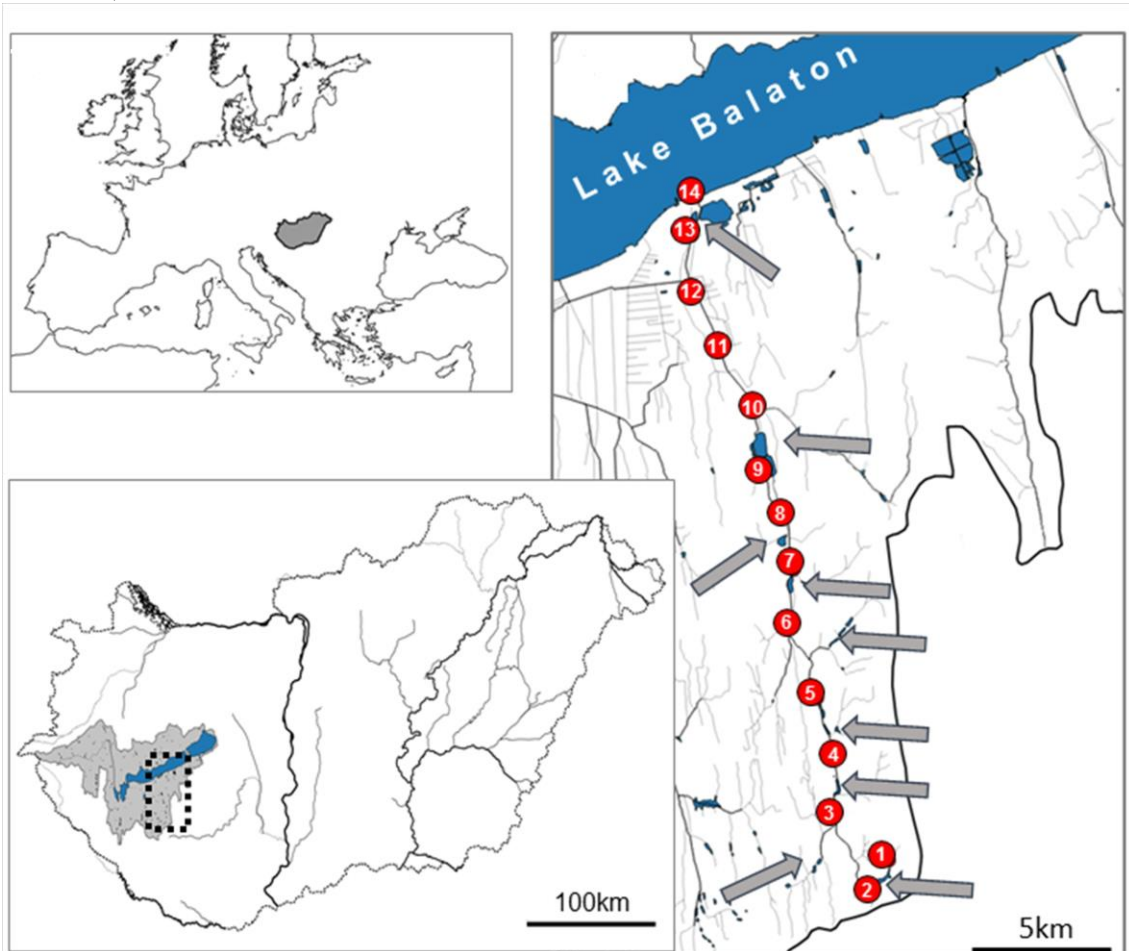
A Balaton déli vízgyűjtőjén nagyszámú (200-nál több) halgazdálkodási vízterület található, melyekről egy korábbi publikáció feltételezi, hogy negatív hatással lehetnek a befogadó vízfolyások vízminőségére, különösen a leeresztés időszakában (HANCZ *et al.*, 2015). KÖRMENDI (2013) hosszú távon is vizsgálta a vízgyűjtő öt tógazdaságának vízminőségét, kiemeli, hogy a nyári kisvízes időszakban általában nem jut ki víz ezen létesítményekből, így hatásuk sincsen a Balaton vízminőségére.

Az eddigi vizsgálatok rendszerint nem vették figyelembe, az adott halgazdálkodási létesítmény vízgyűjtőn elfoglalt helyét, amely pedig jelentősen befolyásolhatja a tavakba bejutó víz minőségét is. Kutatásunk célja ezért az volt, hogy a vízminőség-védelmi szempontból kiemelten érzékeny Balaton egyik jelentős befolyójának (Pogányvölgyi-víz) hossz-szelvénye mentén megmutassuk a vízfolyásra települt halgazdálkodási létesítmények potenciális hatásait 11 paraméter vizsgálatára alapján.

Anyag és módszer

A vizsgált vízfolyás

A Pogányvölgyi-víz a Balaton déli vízgyűjtőjén található Dél-Észak irányultságú 42 km hosszúságú vízfolyás, mely Fonyódnál ömlik a tóba. Átlagos vízhozama Pamuknál (középső szakasz) 0,4 m³/sec, medre változatos természetességű, többnyire módosított vagy erősen módosított. A vízfolyáson összesen kilenc halgazdálkodási létesítmény található, egy kivételével (Fonyódi-halastavak) völgyzárógátas tavak. A vízfolyás hossz tengelye mentén 14 ponton vettünk vízmintát 2014-ben: márciusban, júniusban, szeptemberben és novemberben az adott hónapban belül ugyanazon a napon (**1. ábra, 1. táblázat**).



1. ábra. Mintavételi helyek a Balaton déli vízgyűjtő Pogányvölgyi-vízfolyásán (A mintavételi helyeket piros színű alakzatokba írt számok jelölik; a szürke nyilak a halastavakat jelölik).

Mintavétel és feldolgozás

Az O₂ szaturáció, a hőmérséklet és a vezetőképesség mérése terepen történt Voltcraft DO-100, illetve Hanna Combo HI98129 kézi mérőműszerekkel.

A vízmintákat két literes műanyag edénybe gyűjtöttük a vízfolyás fősodrából, ügyelve arra, hogy a palackba ne kerüljön levegő zárvány. A mintákat hűtőtáskában szállítottuk a laboratóriumba, ahol feldolgozásuk 4 órán belül megkezdődött.

A partikulált és nem oldott komponenseket szüretlen, az oldott formákat GF-5 (0,45 µm pórusméret) üvegszálal filteren szűrt vízből határoztuk meg. Az oldott tápanyag-

formák koncentrációinak meghatározásához 10 ml szűrt vizet használtunk 5 párhuzamosban vizsgálva. Az ammónium (NH₄-N) tartalmat MACKERETH *et al.* (1989), a nitrátot (NO₃-N) ELLIOT & PORTER (1971, az oldott reaktív foszfort (ORP) MURPHY & RILEY (1962), az összes foszfort (TP) GALES *et al.* (1966), míg a klorofill-a-t IWAMURA *et al.* (1970) módszertani leírás alapján mértük, a detektálást Shimadzu 1601 UV/VIS spektrofotométerrel végeztük.

Az összes szerves szén (TOC) és oldott szerves szén (DOC) koncentrációt Elementar High TOC szerves szén analizátorral mértük. A lebegőanyagok mennyiségét gravimetriás módszerrel határoztuk meg.

Adatelemzés

Az adatmátrixban található mintázat feltárásához redundancia elemzést (RDA) használtunk, melynek első lépéseként elvégeztük az ordinációt a mintavételi helyeken mért adatok éves átlagának $\log(x+1)$ transzformált alakjával. Második lépésként a vizsgált háttérváltozók (**1. táblázat**) közül 'forward selection' módszer segítségével kiválasztottuk a szignifikánsan hatókat, amelyeket végül illesztettünk a meglévő ordinációhoz. Az elemzésekhez az R programcsomag 'vegan' és 'packfor' csomagjait használtuk (R DEVELOPEMENT CORE TEAM, 2016, OKSANEN *et al.*, 2015).

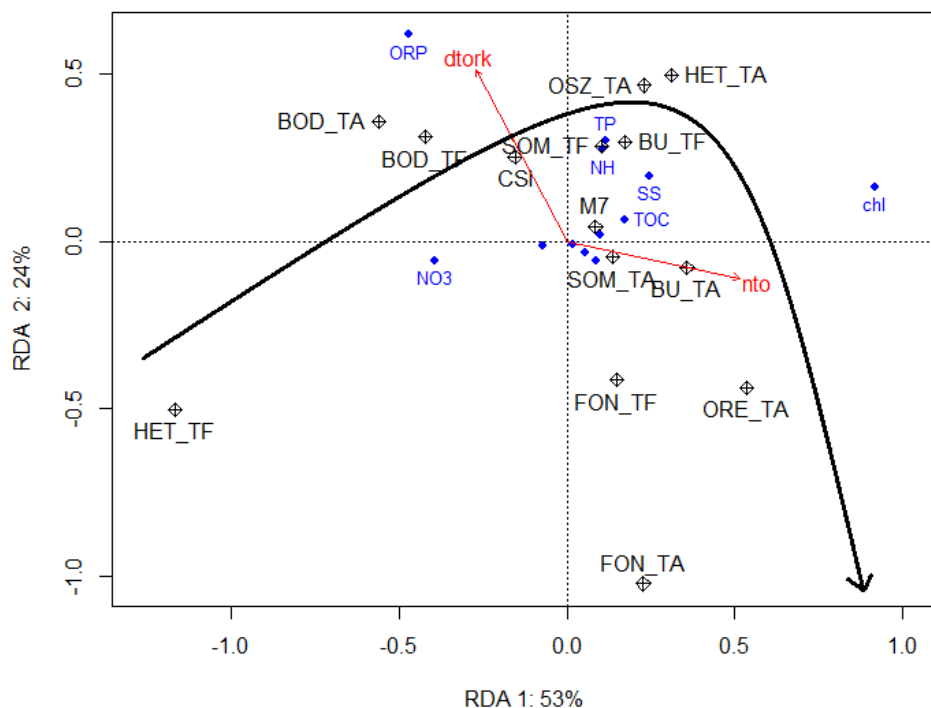
Az egyes mintavételi helyek közötti különbségeket változónként Kruskal-Wallis ANOVA-val vizsgáltuk, mely után Dunn-féle 'post-hoc' tesztet alkalmaztunk a páronkénti összevetésre. Az elemzéshez az R statisztikai környezet 'dunn.test' programcsomagját használtuk (DINNO, 2015).

Eredmények

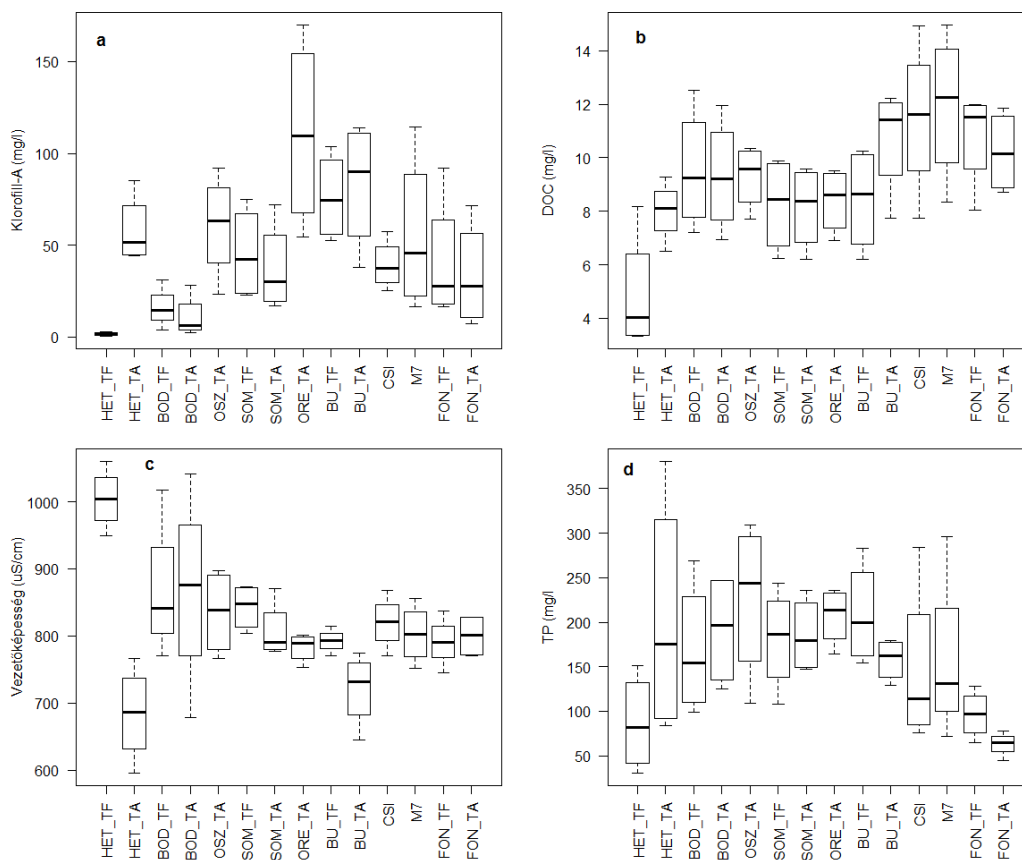
Az RDA triplotja (**2. ábra**) alapján megállapítható, hogy a mintavételi helyek karakterei két egymással negatívan összefüggő szignifikáns háttérváltozó (torkolattól mért távolság; tavak kumulált száma a mintavételi hely felett) alapján egy nehezen kivehető gradiens mentén különíthetők el. Kiugró eltérést mutat a legfelső mintavételi pont (a Hetesi-tó felett). Látható, hogy nem kaptunk éles elkülönülést a halgazdálkodási létesítmények befolyói és elfolyói között, a kapott mintázat hátterében a hossz-szelvény mentén elfoglalt pozíció lehet meghatározóbb. Megjegyzendő hogy az 53% varianciát sűrítő 1. RDA tengely mentén rendre alig tapasztalunk eltérést a befolyó-elfolyó párok (Bodrog, Somogyvár, Buzsák, Fonyód) esetében, kivétel ez alól a Hetesi-tó. A 2. RDA tengely mentén a Bodrogi-tó befolyóját és elfolyóját kivéve mindenhol tapasztalható eltérés a tó feletti és tó alatti pontok között.

Az egyes mért paraméterek éves átlagértékeit összevetve négy (DOC, klorofill-a, vezetőképesség és összes foszfor) esetben tapasztaltunk szignifikáns különbségeket (Kruskal-Wallis ANOVA: $p < 0,05$; **3. ábra**). A páronkénti összevetések (Dunn-tesztek) számos szignifikáns eltérést igazoltak ezeken belül, de trendszerűséget nem tapasztalhattunk. Néhány kiemelendő eredmény: a klorofill-a koncentrációja Hetesi-tó alatt (58,1 mg/l) ill. az Öreglaki-tavak alatt (111 mg/l) szignifikánsan magasabb volt, mint ezek felett (1,5 ill. 37,5 mg/l), de a többi tónál (Bodrog, Somogyvár, Buzsák, Fonyód) nem találtunk eltérést. A DOC koncentrációja a Hetesi-tó alatt átlagosan mintegy duplájára nő és a megemelkedett érték (8-12 mg/l) állandósul a tavaktól függetlenül.

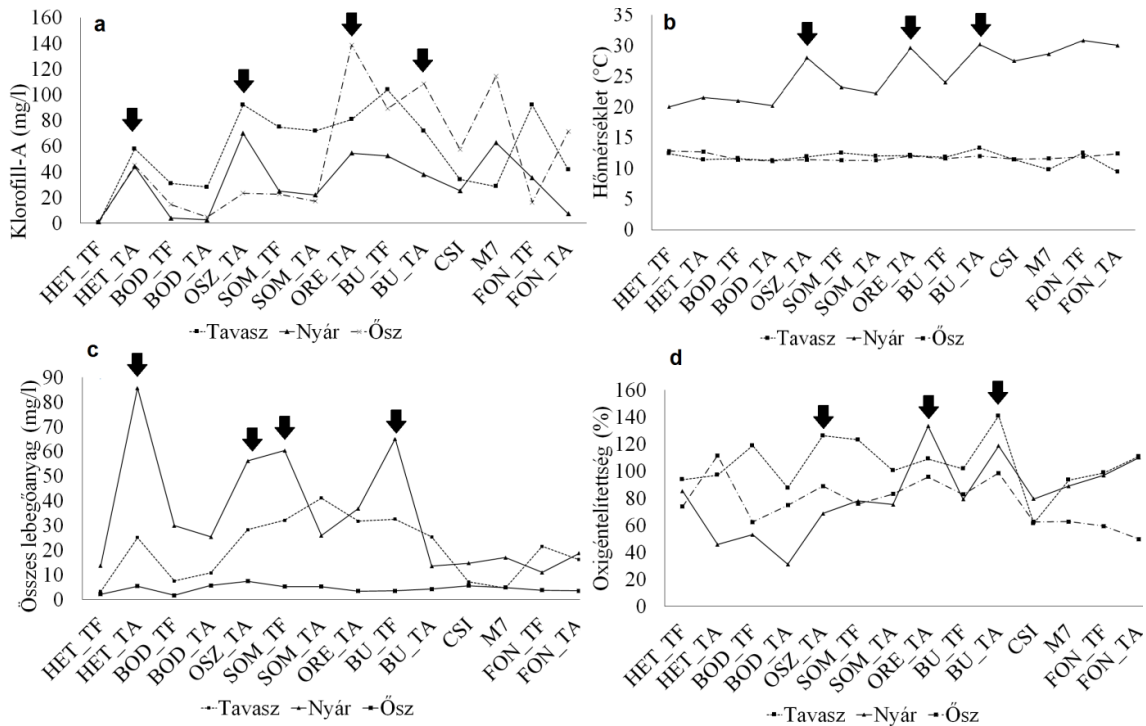
Az klorofill-a, hőmérséklet, lebegőanyag és oxigén-telítettség adatokat szezonálisan ábrázolva számos esetben tapasztalunk pozitív irányban kiugró értékeket, leggyakrabban a nyári időszakban (**4. ábra**). Megállapítható az is, hogy a mért értékek és ezáltal a görbék lefutása a vízfolyás hossz tengelye mentén szezonálisan eltérnek egymástól.



2. ábra. Adatsorok (éves átlag) RDA elemzése (triplot). (Az ábrán csak a szignifikánsan hatónak bizonyuló háttérváltozók szerepelnek („piros”), a mintavételi helyeket „fekete”, a vizsgált paramétereket „kék” szín jelöli).



3. ábra. A mintavételi helyek között szignifikáns különbségeket mutató paraméterek. (a: klorofill-a; b: oldott szerves szén (DOC); c: vezetőképesség; összes foszfor (TP)).



4. ábra. A klorofil-a (a) koncentráció; hőmérséklet (b); lebegőanyag tartalom (c); és oxigén-telítettség (d) értékek évszakos (március, június, november) bontásban (a tavak alatti kiugró értékeket nyíl jelzi).

Megbeszélés

Az eredmények értelmezéséhez több egymás mellett ható tényezőt is figyelembe kell venni. A mintavételi hely alapvető hidrobiológiai karakterisztikáját befolyásolja a hossz-szelvény mentén elfoglalt pozíció (SPINK *et al.* 1998, HAWDEN *et al.* 2010). A torkolat felé haladva szélesedik és mélyül a meder, lassul a vízfolyás sebessége. Ez számos tényezőre (hőmérséklet, fényklíma, reakciókinetikai jellemzők) hatással van (HOUSER *et al.* 2010). Ezen longitudinális dinamikához módosító tényezőként hozzáadódik a vízfolyásra települt halgazdálkodási létesítmények hatása, melynek mértéke függ a mérettől és a hasznosítás módjától (halászat, horgászat, egyéb rekreációs) is.

A RDA eredménye alapján valószínűsíthető, hogy a vízfolyás hossz tengelye mentén kialakuló természetes gradiens vízminőségre gyakorolt hatása erősebb, mint a halgazdálkodási létesítmények lokális hatása. Az RDA 2. tengelye mentén a befolyó-elfolyó párokat tekintve egyetlen esetet, a régóta felhagyott, használaton kívüli Bodrogi-tavak kivéve tapasztalható volt különbség. Ez mindenképpen azt jelzi, hogy a vízfolyásra települt halgazdálkodási létesítmény hatással van a víz minőségére, illetve a hatás nagymértékben függhet a tavak hasznosítási módjától és üzemrendjétől.

Bár adataink alapján nem tudunk egyértelmű összefüggést találni a vízminőségi paraméterek és a tavak elhelyezkedése között, a szezonálisan elemzett adatsorok felhívják a figyelmet a halgazdálkodási létesítmények okozta lokális zavarásokra (4. ábra). Ezen zavarások következményeként, vagy akár ezek természetes rendszerének megváltoztatása miatt számos ökológiai szempontból kedvezőtlen hatással kell számolni (TURNER, 2010). Ezek közül direkt hatásként fontos a halastavakból esetenként kikerülő, sok esetben erősen eutróf vagy hipertróf víz, amely a befogadó vízfolyás degradációját okozhatja (CARR & GOULDER, 1994). Az indirekt, egy adott vízminőségi paraméterhez nehezen köthető potenciális hatások közül kiemelendő az idegenhonos és inváziós fajok terjedé-

sének elősegítése (CLARCK & JOHNSTON, 2011). Ezen hatás fennállására a korábbi, a Balaton-vízgyűjtő halfaunájával foglalkozó közlemények eredményeiből egyértelműen következtetni lehet (TAKÁCS *et al.*, 2007, SÁLY *et al.*, 2011, ERŐS *et al.*, 2014).

Következtetések

Vizsgálatunk legfontosabb üzenete az, hogy – szakítva a korábbi módszertannal – a halgazdálkodási létesítmények hatását komplex rendszerben, vízgyűjtő, részvízgyűjtő vagy legalábbis vízfolyás szinten szükséges vizsgálni. Fontos kiemelni, hogy az egyes hatások jelenléte nem folyamatos, hanem gyakran csak bizonyos periódusokban (szezonálisan) jelennek meg, így zavarásként vagy a zavarási rendszer megváltozásaként értelmezhetők. Nem minden halgazdálkodási létesítmény hatása egyforma, valószínűsíthető, hogy a tó mérete és üzemrendje alapvetően befolyásolhatja a kikerülő víz fizikai és kémiai tulajdonságait. Ezért a jövőbeni vizsgálatok során fel kell tárnunk a tavak kezelési módszertanát és összefüggéseket szükséges keresni ezen adatok és az elfolyó vizek minősége között.

Köszönetnyilvánítás

Jelen közlemény elkészülését anyagilag támogatta a GINOP 2.3.2-15-2016-00004: "A balatoni halállomány fenntartható, horgászati célú hasznosításának megalapozása" című projekt. Ferincz Árpádot az MTA Bolyai János Kutatási Ösztöndíja támogatta.

Irodalom

- BOAVENTURA, R., A. M. PEDRO, J. COIMBRA & E. LENCASTRE, 1997. Trout farm effluents: characterization and impact on the receiving streams. *Environmental Pollution* **95**: 379–387.
- CARR, O. J. & R. GOULDER, 1990. Fish-farm effluents in rivers--II. Effects on inorganic nutrients, algae and the macrophyte *Ranunculus penicillatus*, *Water Research* **24**: 547–639.
- CLARCK, G. F. & E. L. JOHNSTON, 2011. Temporal change in the diversity–invasibility relationship in the presence of a disturbance regime. *Ecology Letters* **14**: 52–57.
- DINNO, A., 2015. dunn.test: Dunn's Test of Multiple Comparisons Using Rank Sums. R package version 1.2.4. <http://CRAN.R-project.org/package=dunn.test>
- ELLIOT, R. J. & A. G. PORTER, 1971. A rapid cadmium reduction method for the determination of nitrate in bacon and curing brines. *Analyst* **96**: 522–527.
- ERŐS, T., P. SÁLY, P. TAKÁCS, C. L. HIGGINS, P. BÍRÓ & D. SCHMERA, 2014. Quantifying temporal variability in the metacommunity structure of stream fishes: the influence of non-native species and environmental drivers. *Hydrobiologia* **722**: 31–43.
- FAO, FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS, 2016. Food and Agricultural Organization of the United Nations. *The State of World Fisheries and Aquaculture 2016. Contributing to food security and nutrition for all*. Rome. 200 pp.
- GÁL, D., É. KEREPECZKI, P. SZABÓ & F. PEKÁR, 2003. Halastavak környezeti terhelésének vizsgálata: nitrogénmérleg és nitrogén kibocsátás, *Hidrológiai Közlöny* **83**: 52–54.

- GÁL, D., F. PEKÁR & É. KEREPECZKI, 2016. A survey on the environmental impact of pond aquaculture in Hungary, *Aquaculture International*, doi 10.1007/s10499-016-0034-9
- GALES, M. E., E. C. JULIAN & R. C. KRONER, 1966. Method for quantitative determination of total phosphorus in water. – *Journal of American Water Works Association* **58**: 1363–1368.
- HADWEN, W. L., C. S. FELLOWS, D. P. WESTHORPE, G. REES, S. M. MITROVIC, B. TAYLOR, D. BALDWIN, E. SILVESTER & R. CROOME, 2010. Longitudinal trends in river functioning: Patterns of nutrient and carbon processing in three Australian rivers, *River Research and Applications* **26**: 1129–1152.
- HANCZ, CS., Z. NAGY, D. GÁL & D. VARGA, 2015. Issues of ecological and economical sustainability of fish culture in the southern hydrological basin of lake Balaton, *Acta Agraria Kaposvarensis* **19**: 25–29.
- HOUSER, J. N., D. W. BIEMAN, R. M. BURDIS & L. A. SOEKEN-GITTINGER, 2010. Longitudinal trends and discontinuities in nutrients, chlorophyll, and suspended solids in the Upper Mississippi River: implications for transport, processing, and export by large rivers, *Hydrobiologia* **651**: 127–144.
- IWAMURA, T., H. NAGAI & S. ISHIMURA, 1970. Improved methods for determining contents of chlorophyll, protein, ribonucleic and desoxyribonucleic acid in planktonic populations. – *International Review of Hydrobiology* **55**: 131–147.
- KESTEMONT, P. 1995. Different systems of carp production and their impacts on the environment, *Aquaculture* **129**: 347–372.
- KNÖSCHE, R., K. SCHRECKENBACH, M. PFEIFER & H. WEISSENBACH, 2000. Balances of phosphorus and nitrogen in carp ponds. *Fisheries Management and Ecology* **7**: 15–22.
- KÖRMENDI, S. 2013. Halastavak hidrobiológiai vizsgálata a Balaton déli vízgyűjtőjén, *Acta Scientiarum Socialium* **39**: 95–111.
- LA POINT, T.W. & W. T. WALLER, 2000. Field assessments in conjunction with whole effluent toxicity testing. *Environmental Toxicology and Chemistry* **19**:14–24.
- MACKERETH, F.J.H., J. HERON & J. F. TALLING, 1989: Water analysis: some revised methods for limnologists. – *Freshwater Biological Association Scientific Publication*.
- MURPHY, J. & J. P. RILEY, 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. – *Analytica Chimica Acta* **27**: 31–36.
- OKSANEN, J., BLANCHET, G. F., KINDT R., LEGENDRE, P., MINCHIN, P., O'HARA, P. R., SIMPSON, G. L., SOLYMOS, P., HENRY, M., STEVENS, H. & WAGNER, H., 2015. *vegan: Community Ecology, Package. R package version 2.3-0.* <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- OLÁH, J., P. SZABÓ, A. A. ESTEKY & S. A. NEZAMI, 1994. Nitrogen processing and retention in Hungarian carp farm. *Journal of Applied Ichthyology* **10**: 335–340.
- R DEVELOPEMENT CORE TEAM, 2013. *R: A language and environment for statistical computing.* R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>
- SÁLY, P., P. TAKÁCS, I. KISS, P. BÍRÓ & T. ERŐS, 2011. The relative influence of spatial context and catchment- and site-scale environmental factors on stream fish assemblages in a human-modified landscape, *Ecology of Freshwater Fish* **20**: 251–262.
- SPINK, A., R. E. SPARKS, M. OORSCHOT & J. T. A. VERHOEVEN, 1998. Nutrient dynamics of large river floodplains, *Regulated Rivers: Research and Management* **14**: 203–216.

- STEPHENS, W. W. & J. L. FARRIS, 2004. A biomonitoring approach to aquaculture effluent characterization in channel catfish fingerling production, *Aquaculture* **241**: 319–330.
- TAKÁCS, P., CS. BEREZKI, P. SÁLY, A. MÓRA, & P. BÍRÓ, 2007. A Balatonba torkolló kisvízfolyások halfaunisztikai vizsgálata. *Hidrológiai Közlöny* **87**: 175–178.
- TUCKER C.S & J. A. HARGREAVES, 2003. Management of effluents from channel catfish (*Ictalurus punctatus*) embankment ponds in the southeastern United States, *Aquaculture* **226**: 5–21.
- TURNER, G. M., 2010. Disturbance and landscape dynamics in a changing world, *Ecology* **91**: 2833–2849.
- VÁRADI, L., 1995. Equipment for the production and production of carp, *Aquaculture* **129**: 443-466.

1. táblázat. Mintavételi helyek.

| Mintavételi hely | GPS koordináták | Sorszám | Kód | Tengerszint feletti magasság (alt; m) | Torkolattól mért távolság (dtork; km) | A felvízen lévő legközelebbi tó távolsága (dto; km) | A felvízen lévő legközelebbi tó mérete (ato; km ²) | A felvízen lévő tavak kumulált száma (nto; db) | A felvízen lévő tavak kumulált felszíne (kato; km ²) |
|----------------------------|--------------------|---------|--------|---------------------------------------|---------------------------------------|---|--|--|--|
| Hetesi-tó felett | 46.44885, 17.70498 | 1. | HET_TF | 157 | 40,8 | - | 0 | 0 | 0,00 |
| Hetesi-tó alatt | 46.43628, 17.69464 | 2. | HET_TA | 152 | 39,3 | 0,1 | 0,174 | 1 | 0,17 |
| Bodrogi-tó felett | 46.466, 17.66901 | 3. | BOD_TF | 142 | 34,2 | 2,85 | 0,056 | 3 | 0,24 |
| Bodrogi-tó alatt | 46.48775, 17.66876 | 4. | BOD_TA | 141 | 32,2 | 0,5 | 0,128 | 4 | 0,37 |
| Osztopáni halastavak alatt | 46.52255, 17.65417 | 5. | OSZ_TA | 137 | 28 | 0,1 | 0,225 | 5 | 0,59 |
| Pamuk | 46.5526, 17.63494 | 6. | SOM_TF | 134 | 23,6 | 3,4 | 0,17 | 6 | 0,76 |
| Somogyvári horgásztó alatt | 46.58199, 17.63683 | 7. | SOM_TA | 119 | 20,7 | 0,2 | 0,211 | 7 | 0,97 |
| Öreglak halastavi elfolyó | 46.60717, 17.63073 | 8. | ORE_TA | 118 | 18,4 | 1,2 | 0,2603 | 8 | 1,23 |
| Buzsáki halastavak felett | 46.63364, 17.61425 | 9. | BU_TF | 115 | 15,3 | 4,4 | 0,2603 | 8 | 1,23 |
| Buzsáki halastavak alatt | 46.6555, 17.6085 | 10. | BU_TA | 106 | 12,2 | 1,2 | 1,32 | 9 | 2,55 |
| Csisztafürdő | 46.68483, 17.58421 | 11. | CSI | 105 | 8,5 | 4,9 | 1,32 | 9 | 2,55 |
| Feketebézsény (M7 híd) | 46.7092, 17.56799 | 12. | M7 | 105 | 6,2 | 8 | 1,32 | 9 | 2,55 |
| Fonyódi tavak felett | 46.73633, 17.56499 | 13. | FON_TF | 104 | 2,2 | 11,2 | 1,32 | 9 | 2,55 |
| Torkolat (Fonyód) | 46.75174, 17.56859 | 14. | FON_TA | 104 | 0,1 | 1,2 | 0,155 | 10 | 2,71 |