

Társadalmi konfliktusokat generáló ökológiai történések a Balaton életében az utóbbi néhány évtizedben – *A víz zöld elszíneződése, az eutrofizáció*

Pálffy Károly*

Abstract **Social Conflict Generating Ecological Developments in the Life of Lake Balaton in Recent Decades – Eutrophication, the green discolouration of the water.** As a result of increased nutrient loads affecting Lake Balaton phytoplankton biomass showed a considerable rise from the 1970s onwards, particularly in summer, indicating eutrophication, a process eventually leading to unfavourable ecological conditions. Summer blooms were increasingly dominated by filamentous N₂-fixing cyanobacteria, particularly in the western basin showing a shift from eutrophic to hypertrophic state. Increased phosphorus loading was found to be the major cause of eutrophication in the lake, thus, in order to eliminate the sources of excessive nutrient input and its harmful consequences the 1980s saw the elaboration of reasoned restoration efforts including the adoption of phosphorus removal in wastewater treatment, sewage water diversion and the establishment of the Kis-Balaton reservoir. Due to these technical solutions eutrophication has been reversed, the trophic state of the lake has been showing a decreasing trend since 1995.

Keywords eutrophication • phytoplankton • nutrient load • restoration • trophic state

Az 1970-es és 1980-as években azt tapasztalták a Balatonban fürdőzők, hogy a víz színe haragoszöld, és ráadásul a szaga is kellemetlen. Ez a jelenség fokozottan a tó nyugati, keszthelyi területén jelentkezett. Mivel ilyen vízben a nyaralók nem szívesen fürödtek, hogy vendégeik megmaradjanak, keszthelyi szállodatulajdonosok szállóvendégeiket autóbusszal szállították „keletebbre, kevésbé zöld vizekre”. A zöld színt a vízben lebegve élő parányi, szabad szemmel nem látható algák tömege okozta. Nem véletlen, hogy a nemzetközi szervezet, az OECD bizonyos algamennyiség felett a felszíni vizeket fürdésre alkalmatlannak tekinti. Az algák túlzott mértékű elszaporodását a számukra szükséges tápelemek Balatonba jutó megemelkedett szintje okozta. Mivel a Balaton legnagyobb vízhozamú befolyója, a Keszthelyi-medencébe ömlő Zala folyó szállította a legtöbb tápelemet, azért volt a nyugati tóterületen sokkal több alga, mint a keletin. A tápelemek pl. a nem megfelelően kezelt kommunális szennyvizekből, a vízgyűjtőn folyó mezőgazdasági művelésből (műtrágyák, állattartó telepek) jutottak a Zala folyóba. Az algatúlszaporodás, az eutrofizáció néven ismertté vált folyamat nemcsak ökológiai, vízminőségi, hanem gazdasági és társadalmi vonatkozásban is súlyos következményekkel járhat.

* Magyar Tudományos Akadémia Ökológiai Kutatóközpont Balatoni Limnológiai Intézet
E-mail: palfyy.karoly@okologia.mta.hu

Bevezetés

Az elmúlt mintegy fél évszázad egyik globális mértékben is jelentős ökológiai problémája az édesvizek, illetve tengerek part menti vizeinek eutrofizációja (Smith, 2003). E folyamat legjellemzőbb eleme a külső tápanyagterhelés növekedése következtében, a víztestek tápanyagokkal, elsősorban foszforral és nitrogénnel történő feldúsulása, valamint ennek eredményeként az algák biomasszájának gyarapodása. Ilyenkor nem csupán a biomassza éves átlaga, hanem nyári maximuma is növekedést mutat. Ezekben az időszakokban a planktonikus algák felhalmozódott biomasszája, illetve klorofill-a tartalma következtében a víz jellegzetes zöld színű. Ezt a jelenséget köznyelvi szóhasználatban vízvirágzásnak is nevezik. Az eutrofizációval kapcsolatban kiemelendő, hogy káros hatása nem közvetlenül magában a folyamatban, az alga biomassza gyarapodásában, hanem annak ökológiai következményeiben rejlik.

Legnagyobb kiterjedésű hazai tavunkban, a Balatonban az elmúlt mintegy fél évszázad során végbement történések áttekintése egységes képet nyújthat mind az eutrofizáció kialakulását eredményező körülményekről, ökológiai következményeiről, mind a folyamat visszafordításának alternatíváiról. Ezt szem előtt tartva a jelenlegi munka célja a Balaton eutrofizációjával, valamint a tó ökológiai állapotának helyreállítását biztosító beavatkozások eredményével kapcsolatos ismeretek összefoglalása.

A fitoplanktonról és az eutrofizációról általában

A fitoplankton azon fotoautotróf mikroszervezetek gyűjtőneve, melyek felszíni vizeinkben életük egy részét vagy teljes egészét a vízoszlopban lebegve töltik (Reynolds, 2006). E szervezetek rendszertanilag két nagy csoportra oszthatók: a sejtmag nélküli (prokarióta) kéalgákra, más néven cianobaktériumokra, valamint a valódi sejtmaggal rendelkező (eukarióta) algákra. Nyíltvízben egyedül ezek a szervezetek képesek fotoszintézisük révén a Naptól érkező fénysugárzás energiájának felhasználásával szervesanyagot előállítani, így elsődleges termelőkként mind az édesvízi, mind a tengeri táplálékhálózat nélkülözhetetlen alkotóelemei.

A biológiai vízminőség fontos mércéje a trofitás, mely magában foglalja mind a szervesetlen növényi tápanyagok minőségét, mennyiségét ill. ezek változását, mind a vízben élő fotoautotróf szervezetek mennyiségét és aktivitását. Összetett fogalom lévén, a trofitás mértéke több különböző változó alapján is megállapítható, leggyakrabban a fitoplankton legfontosabb fotoszintetikus pigmentjének, a klorofill-a-nak a mennyiségét, a teljes foszfor koncentrációját, vagy a fitoplankton elsődleges termelését szokták alapul venni. E szerint megkülönböztetünk oligotróf, mezotróf, eutróf és hipertróf állapotú vizeket. A trofitási skála alján található oligotróf víztestek szervesetlen tápanyagokban szegények, a fitoplankton biomasszája alacsony, míg a hipertróf állapot felé haladva kategóriánként egyre nagyobb tápanyagterheléssel, fitoplankton biomasszával és elsődleges termeléssel számolhatunk. A vízbe jutó, algák számára hozzáférhető szervesetlen tápanyagok mennyiségének növekedésével a trofitás szintje is emelkedik, ezt a folyamatot nevezzük eutrofizációnak.

Az eutrofizáció során túlzott mértékben elszaporodó algák okozta károk közül emberi felhasználás szempontjából a legfontosabbak a következők (Felföldy & Tóth, 1970):

- egyes fajok a víznek kellemetlen ízt vagy szagot kölcsönöznek;
- bizonyos toxikus cianobaktérium fajok használatok, sőt az ember megbetegedését vagy halálát okozhatják;

- a felhalmozódott nagy tömegű alga biomaszra pusztulását oxigénhiány követheti, ami halpusztulást okozhat;
- az algatömeggel szennyezett víz gyakran rossz szagú, esztétikailag is kifogásolható, fürdésre nem alkalmas;
- az algásodott víz bizonyos ipari célokra nem alkalmas.

Az eutrofizáció megjelenése a Balatonban

A Balaton fitoplankton közösségeinek tanulmányozása nagy múltra tekint vissza, a benne előforduló planktonikus algák mennyiségi változásainak nyomon követése az 1930-as években kezdődött (Entz et al., 1937). A XX. század első felének mintegy 25 évi adatsorát elemezve elsőként Sebestyén (1953) állapította meg a fitoplankton biomaszra gyarapodását, kimutatta, hogy a barázdásostorosok közé tartozó fecskemoszat (*Ceratium hirundinella*) mennyisége többszöröződött. A 60-as években szórványosan előforduló lokális kékalga (cianobaktérium) vízvirágzásokat követően 1966 szeptemberében már az egész Keszthelyi-öbölre kiterjedő burjánzást figyeltek meg (Hortobágyi & Kárpáti, 1967), melyet egyetlen cianobaktérium faj, a fonalas, légköri nitrogén (N₂) kötésére képes *Aphanizomenon flos-aque* okozott. Ezek a megfigyelések jelentették az előszelét azoknak az 1970-es évektől jelentkező és egészen 1994-ig jellemző, trofitásban végbemenő változásoknak, melyek következtében a tó planktonképe, különösen a nyári időszakban jelentős mértékben átalakult (Padisák & Szabó, 1997). Nem kaptak ugyanakkor kellő visszhangot ahhoz, hogy a további eutrofizációt ellensúlyozó intézkedésekről érdemi döntések szülessenek.

A fitoplankton biomaszra – mint a trofitás egyik mutatója – szezonális változása a Balatonban általában egycsúcsos (unimodális) vagy kétszúcsos (bimodális) jellegű, évente rendre augusztus-szeptember táján éri el maximumát, a csúcsok abszolút értéke pedig jól tükrözi a tó trofikus állapotát (Padisák et al., 2010). E tekintetben a tó területe nem mutat egységes képet, és a fitoplankton fajösszetételében is térbeli eltérések figyelhetők meg. Ennek megfelelően a tó hossz tengelye mentén eutróf, magasabb alga biomaszát produkáló állapotok elsősorban a tó nyugati részét jellemzik, majd keleti irányban a trofitás fokozatos csökkenése tapasztalható. Mindez már egy 1978-79-ben készült felmérésből is kiderült (Vörös & Németh, 1980), mely során azt találták, hogy míg tavasszal mindkét tórészen körszimmetrikus kovaalgák (Centrales) voltak a domináns fajok, addig a nyári fitoplankton összetétel már változékonyabb képet mutatott. A keleti medencében a *Snowella lacustris*, a *Ceratium hirundinella*, valamint a *Botryococcus braunii* dominanciája jellemezte a közösséget, ugyanakkor a nyugati medencében az eutrofizáció fokozódásának köszönhetően már fonalas cianobaktérium fajok (*Aphanizomenon flos-aque*, *A. issatschenkoi*, *Anabaena spiroides*, *A. aphanizomenoides*) voltak túlsúlyban. Az említett cianobaktérium fajok mellett az eutrofizáció egyik legszembetűnőbb jelensége egy a tó fitoplanktonjában 1978-tól új elemként megjelenő, 1979 nyarára már domináns (Vörös et al., 1983), fonalas N₂-kötő cianobaktérium, a *Cylindrospermopsis raciborskii* rendszertelenül előforduló vízvirágzása volt (G.-Tóth & Padisák, 1986).

A kelet-nyugat irányú trofitási gradiens oka, hogy a Balaton legnagyobb és egyúttal a legtöbb tápanyagot szállító befolyója, a Zala folyó a Keszthelyi-medencébe ömlik. A megnőtt külső tápanyagterhelés eredményeként nyaranta a fitoplankton biomaszra erőteljes növekedése volt megfigyelhető. Az így kialakult eutrofizáció során először az eukarióta algák biomaszája növekedett, a '70-es évek közepétől viszont a fonalas N₂-kötő cianobaktériumok tömegtermelése vált uralkodóvá (Vö-

rös & Nagy Göde, 1993), melyhez nagyban hozzájárul a megemelkedett foszforterhelés következtében kialakuló nitrogénlimitáltság (Présing *et al.*, 2008). Az így keletkező nagy mennyiségű alga biomassa ősszel gyors hanyatlásnak indul, ehhez feltételezhetően a tápanyagforrások kimerülése, az önárnyékolás, illetve a vízhőmérséklet és a fotoszintetikusan aktív sugárzás csökkenése vezet (G.-Tóth & Padisák, 1986).

Az eutrofizáció okai és következményei

Az eutrofizáció első jeleinek felismerésével a 70-es évektől a kutatások intenzívebbé váltak, az ehhez kapcsolódó vizsgálatok az alga közösségek biomasszájának és összetételének változásán túlmenően a változást kiváltó tényezőkre, különösen a megnövekedett foszfor és nitrogén terhelés hatására is kiterjedtek. Az addig rendelkezésre álló eredmények birtokában Herodek (1979) figyelemfelkeltő munkájában részletesen tárgyalta a Balaton eutrofizációjának káros következményeit. Az eutrofizáció egyértelmű jelei többféle módon is megmutatkoztak, a már említett fitoplankton biomassa gyarapodás mellett a parti öv hínárvegetációjának változásában is, de a legkézenfekvőbb eredményt a planktonikus alga közösségek elsődleges termelésének *in situ* vizsgálatai hozták (Herodek & Tamás, 1976). Eszerint a 70-es évekre a tó a korábban mezotróf Siófoki-medencében már eutróf, Keszthely irányába pedig fokozatosan hipertroffá váló állapotot mutatott. Mindez lényegében azt jelentette, hogy az alapterületre vonatkoztatott elsődleges termelés ($\text{g C} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{nap}^{-1}$) különösen a nyári időszakban drasztikusan megnőtt, Keszthelynél az éves maximum 1973-ban 17-szerese volt a tíz évvel azelőtt mért értéknek. A Keszthelyi-medence erőteljes eutrofizálódására utaltak egy 1974-es vizsgálatosorozat eredményei is (Tóth, 1976). 1979-re a fitoplankton biomassa maximuma tovább nőtt, mintegy 3,8-szer nagyobb volt az 1973-as évhez viszonyítva (Vörös *et al.*, 1983). Az elsődleges termelés ugyanakkor az algák önárnyékolása miatt már nem növekedett számottevő mértékben.

Némiképp kisebb mértékben ugyan, de a tó keleti felében végzett vizsgálatok is hasonló változásokat tártak fel. Megállapították, hogy 1977-re a Balaton közepén a Balatonszemesi-, valamint a legkeletibb Siófoki-medencében (Tihanynál) a fitoplankton abundanciája meghaladta az egy évtizeddel korábban mért értékeket (Herodek *et al.*, 1982). A legnagyobb biomassa itt a kovamoszatok tavaszi felszaporodása idején jelentkezett, ezzel szemben az alapterületre vonatkoztatott elsődleges termelés a tó nyugati feléhez hasonlóan nyáron érte el maximumát, ami egész évre számítva Tihanynál az 1972-es adatokhoz képest 1,8-szoros növekedést jelentett. Világossá vált, hogy az évtizedek alatt megnövekedett külső tápanyagterhelés az egész tóra fokozatosan egyre nagyobb hatást fejt ki, tovább növelve a káros ökológiai következmények kockázatát.

A fitoplankton elsődleges termelésének drasztikus növekedésén túlmenően a fotoszintézis intenzitásának vertikális profilja, illetve az azt befolyásoló vízalatti fényklíma is nagymértékű változáson ment keresztül. A tó nyugati felében a fényviszonyokat döntően a fitoplankton önárnyékoló hatása szabja meg, melynek következtében nyáron 2 m alatt általában már nincs elegendő fény az algák számára. Ez a Balaton élővilágára nézve súlyos következményekkel járhat, mivel a felső vízréteg algái által termelt, majd kiülepedő szervesanyagok bakteriális lebontása oxigénfogyasztással jár, ami fotoszintézis hiányában az alsó vízrétegben oxigénhiányos állapothoz vezethet. Vörös *et al.* (1983) vizsgálatai alapján a Keszthelyi-medencében a fitoplankton által termelt szervesanyagoknak kb. kétharmada a vízoszlopban, a maradék az üledék felszínén bomlik el, melynek következményeként 1979 nyarán 2,7-3 m alatti

mélységben két alkalommal is anaerobia kialakulását figyelték meg. Szintén a bakteriális lebontás mértéke és a trofitás közötti összefüggésre utaltak Oláh (1973) hazai vonatkozásban úttörőnek számító vizsgálatai, mely szerint 1968 nyarán a teljes bakterioplankton Keszthelyi-medencében és környékén (a tó területének kb. 25%-án) mért produkciója mintegy tízszerese volt a fennmaradó 75%-nyi alacsonyabb trofitású vízterület produkciójának.

A cianobaktériumok biomassza gyarapodása az ökológiai következményeken túl potenciálisan egészségügyi kockázatot is jelenthet. Bizonyos cianobaktérium taxonok neuro- ill. hepatotoxinokat termelhetnek, melyek gyakorlatilag bármilyen gerinces szervezetre, így az emberi egészségre is ártalmasak. A legismertebb toxintermelésre képes fajok a *Microcystis*, *Cylindrospermopsis* és *Aphanizomenon* nemzetségekből kerülnek ki. A legismertebb ide kapcsolódó eset 1979-ben történt az ausztráliai Palm Island-en, amikor a helyi ivóvíz tározóban felszaporodó, majd pusztulásnak induló *Cylindrospermopsis raciborskii*-ből a vízbe oldódó toxinok 148 embernél májkárosodást okoztak (Hawkins *et al.*, 1985). Ezzel szemben a Balatonban rendszerint augusztus környékén megjelenő *C. raciborskii* esetében mérgező hatást nem mutattak ki. Ugyanakkor a 80-as években végzett állatkísérletes vizsgálatsorozatok alapján a Keszthelyi-medencéből származó *Aphanizomenon sp.* (Törökné *et al.*, 1986) és *Microcystis aeruginosa* (Törökné & Mayer, 1988) fajok néhány esetben toxikus hatásúnak bizonyultak. Ez utóbbi faj előfordulása a tóban azonban meglehetősen ritka, sohasem tömeges.

A tápanyagterhelés eutrofizálódást elősegítő, korábban már említésre került növekedésének az okai viszonylag rövid idő alatt egyértelművé váltak. A hetvenes évekre a Balaton és környéke felkapott turisztikai úticéllá vált, az üdülők megnövekedett száma, a csatornázás fejlesztése, illetve ezzel párhuzamosan a szennyvíztisztító telepeken a kémiai foszfor eltávolítás hiánya óriási mértékben járult hozzá a kialakult állapothoz (Clement *et al.*, 2005). Ezen felül a mezőgazdasági területeken ez idő tájt nagy mennyiségben használt műtrágya kimosódása, valamint a nagyüzemi állattartó telepek hítrágya kibocsátása is tovább növelte a tavat érő tápanyagterhelést.

Terepi kísérletek során az is kiderült, hogy a balatoni fitoplankton szaporodásának, a vízvirágzás kialakulásának a tápanyagok közül szinte kizárólag a foszfor szab határt. Istvánovics *et al.* (1986) Tihanynál vizsgálták a fitoplankton biomasszájának alakulását mesterségesen izolált vízoszlopokban. Kísérleteikben a keszthelyihez hasonló foszforterhelés esetén két hét leforgása alatt hipertófia kialakulását tapasztalták, ugyanakkor, ha a kezelésben nitrátot is adagoltak, számottevő különbség nem volt kimutatható. Az oldott szerves nitrogénformák mennyisége elsősorban azért nem befolyásolta a biomassza nyári növekedését, mert az ilyenkor dominánssá váló N₂-kötő cianobaktériumok a légkör nitrogénjéből is fedezni tudják szükségletüket.

A vízminőség javulása

A kiváltó okok azonosítását és a végbement változások természetének vizsgálatát követően a Balaton további eutrofizációját megakadályozó beavatkozások a 80-as években kezdődtek el, miután 1983-ban a felgyülemlett tudományos ismeretanyagra alapozva elfogadták a tó és vízgyűjtőjére kidolgozott átfogó rehabilitációs tervet (Somlyódy, 1986). Herodek (1984) empirikus modellje szerint, mely a fitoplankton elsődleges termelése és a biológiailag hozzáférhető foszfor (BAP) terhelés közötti összefüggést írja le, a Keszthelyi-medence vízminőségének javulásához a nettó BAP terhelést az akkori értékeknek mintegy hatodára kell csökkenteni. Ezt követően Kutas

és Herodek (1987) egy determinisztikus modell, az ún. Balaton Eutrofizációs Modell alkalmazásával egyértelműen kimutatták, hogy kémiai foszforeltávolítás bevezetésével a vízgyűjtőn üzemelő szennyvíztelepeken a fitoplankton elsődleges termelésének és biomasszájának jelentős mértékű csökkenése érhető el.

A kutatások eredményei alapján született javaslatoknak megfelelően elindított vízminőségvédelmi nagyberuházások (korszerű szennyvíztisztítók, körcsatorna, víztározók) eredményeként a Keszthelyi-medence biológiailag hozzáférhető foszfor terhelése a 80-as évek végére jelentősen mérséklődött, ennek köszönhetően az 1990-es évek második felétől a tó trofitása számottevően csökkent. A beruházások közül a legjelentősebbek a Kis-Balaton Vízvédelmi Rendszer felső tározójának (I. ütem) 1985 júniusi elárasztása, majd az alsó tározó (Ingói-berek, II. ütem) 1992 novemberi részleges üzembe helyezése, illetve a kémiai foszforleválasztás megvalósítása a zalaegerszegi szennyvíztelepen 1991-ben.

A foszfor terhelés csökkenése révén kisebb lett a N_2 -kötő cianobaktériumok biomasszája is, míg a N_2 -kötésre nem képes fajok mennyisége a nitrogén/foszfor arány szerint alakult. Kivételt képez a *C. raciborskii*, melynek mennyisége az említett változásokkal nem mutatott összefüggést (Padisák & Istvánovics, 1997). A tapasztalt változások jól szemléltetik a cianobaktériumok adaptációs stratégiáinak nagyfokú változatosságát. A műszaki beavatkozások mellett a tápanyagterhelés visszaesésében az is közrejátszott, hogy a világpiaci árak emelkedése következtében a mezőgazdasági műtrágya felhasználás jelentős mértékben csökkent, a hígtrágyát termelő nagyüzemi állattartó telepek túlnyomó részét pedig felszámolták.

Az eutrofizálódás, majd a trofitási fok mérséklődésének folyamata jól nyomon követhető a fitoplankton éves biomassza átlagának változásában is (Padisák & Reynolds, 1998). A tóra jellemző trofitási gradiens elsősorban a keleti és a nyugati tórész eltérő késő nyári biomassza maximumaiban nyilvánul meg, ugyanakkor egymást követő évek között is tekintélyes különbségek fordulhatnak elő, nagyfokú variabilitás figyelhető meg. Összességében a 90-es évek második felétől az eutróf területeken a trofitás szintje lassan mérséklődik. A cianobaktériumok késő nyári részaránya a teljes fitoplankton biomassza változásához hasonló trendet mutat, de kevésbé éles különbségekkel az egyes évek és tórészek között.

A tó vízminőségének javulása a 2000-es években is folytatódott, bár a korábban jellemző variabilitás továbbra is megmaradt. Míg 2001-ben a fitoplankton bimodális szezonális dinamikát mutatott tavaszi kovaalga és nyári-őszi cianobaktérium dominanciával (Padisák, 2002), 2002 és 2004 között a biomassza alakulása monomodális jelleget öltött nyárvégi maximummal, hol erőteljesebb, hol mérsékeltebb cianobaktérium tömegprodukciónal (Padisák *et al.*, 2003, 2004, 2005).

Összegezve a fentieket, a fitoplankton tömegének a-klorofillban kifejezett hosszútávú változása egyértelműen jelzi a tó vízminőségének javulását. Amíg a Keszthelyi-medencében (a tó legeutrófbab területén) az 1980-as években és a 90-es évek első felében az a-klorofill koncentráció nyaranta rendre jelentős mértékben meghaladta a fürdésre való alkalmasság OECD által ajánlott határértékét ($75 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$), addig az elmúlt bő másfél évtizedben a fitoplankton biomassza rendre ez alatt a határérték alatt maradt.

Köszönetnyilvánítás

A munkát a TÁMOP-4.2.2.A-11/1/KONV-2012-0038 azonosító számú projekt támogatta.

Felhasznált irodalom

- Clement A., Istánovics V. & Somlyódy L. 2005. A Balaton vízminőségi állapotának értékelése. In: Szilávik L. (ed) A Balaton. Vízügyi Közlemények különszám, Budapest: Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium, 63–91.
- Entz G., Kottász J. & Sebestyén O. 1937. Quantitative Untersuchungen am Bioeston des Balatons. *A Magyar Biológiai Kutatóintézet Munkái* 9, 1–152. old.
- Felföldy L. & Tóth L. 1970. A mezőgazdaság kemizálásának hatása a vízgazdálkodásra. II. rész. Műtrágyahatás és mesterséges eutrofizálódás. *VMGT* 25, Budapest: VIZDOK, 1–196. old.
- G.-Tóth L. & Padisák J. 1986. Meteorological factors affecting the bloom of *Anabaenopsis raciborskii* Wolosz. (Cyanophyta: Hormogonales) in the shallow Lake Balaton, Hungary. *Journal of Plankton Research* 8, 353–363. old.
- Hawkins P. R., Runnegar M. T. C., Jackson A. R. B. & Falconer I. R. 1985. Severe hepatotoxicity caused by the tropical cyanobacterium (blue-green alga) *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenaya and Subbs Raju isolated from a domestic water supply reservoir. *Appl. Environ. Microbiol.* 50, 1292–1295. old.
- Herodek S. & Tamás G. 1976. A fitoplankton tömege, termelése és a Balaton eutrofizálódása. *Hidrol. Közl.* 56/5, 219–228. old.
- Herodek S. 1979. Eutrofizálódás, a Balatont fenyegető közvetlen veszély. *MTA Biol. Oszt. Közl.* 22, 323–336. old.
- Herodek S., Vörös L. & Tóth F. 1982. A fitoplankton tömege, termelése és a Balaton eutrofizálódása III. Balatonszemsi-medence 1976-1977, Siófoki-medence 1977. *Hidrol. Közl.* 62/5, 220–229. old.
- Herodek S. 1984. The eutrophication of Lake Balaton: Measurements, modelling and management. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 22, 1087–1091. old.
- Hortobágyi T. & Kárpáti I. 1967. Nagyméretű vízvirágzás a Balaton délnyugati részén. *Bot. Közlem.* 54/3, 137–142. old.
- Istvánovics V., Vörös L., Herodek S., G.-Tóth L. & Tátrai I. 1986. Changes of phosphorus and nitrogen concentration and of phytoplankton in enriched lake enclosures. *Limnol. Oceanogr.* 31, 798–811. old.
- Kutas T. & Herodek S. 1987. Effects of load reductions on the water quality of a large shallow lake. *Ecol. Model.* 39, 85–99. old.
- Oláh J. 1973. A bakterioplankton biomasszája és produkciója a Balatonban. *Hidrol. Közl.* 53/8, 348–358. old.
- Padisák, J. & V. Istvánovics, 1997. Differential response of blue-green algal groups to phosphorous load reduction in a large shallow lake: Balaton, Hungary. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie* 26: 574-580.
- Padisák J. & Szabó I. 1997. Botanikai kutatások a Balatonon: alacsony-és magasabbrendű növények. In: Salánki J. & Nemcsók J. (ed) A Balatonkutatás eredményei 1981-1996. Veszprém: MTA Veszprémi Területi Bizottsága és a Miniszterelnöki Hivatal Balatoni Titkársága, 97–135.
- Padisák, J. & C. S. Reynolds, 1998. Selection of phytoplankton associations in Lake Balaton, Hungary, in response to eutrophication and restoration measures, with special reference to the cyanoprokaryotes. *Hydrobiologia* 191: 249-254.
- Padisák, J., 2002. A fitoplankton diverzitása és különböző taxonómiai csoportjainak szezonális változásai a Balatonban. In: Mahunka, S. & J. Banczerowski (ed) A Balaton kutatásának 2001. évi eredményei. MTA, Budapest: 208-216.

- Padisák, J., É. Soróczki Pintér & Zs. Zámbóné Doma, 2003. A fitoplankton diverzitása, tér- és időbeli mintázata a Balatonban 2002-ben. In: Mahunka, S. & J. Banczerowski (ed) A Balaton kutatásának 2002. évi eredményei. MTA, Budapest: 35-42.
- Padisák, J., É. Soróczki Pintér, É. Hajnal & Zs. Zámbóné Doma, 2004. A balatoni fitoplankton tér- és időbeli mintázata 2003-ban. In: Mahunka, S. & J. Banczerowski (ed) A Balaton kutatásának 2003. évi eredményei. MTA, Budapest: 16-26.
- Padisák, J., É. Soróczki Pintér, É. Hajnal & Zs. Zámbóné Doma, 2005. A balatoni fitoplankton tér- és időbeli mintázata 2004-ben. In: Mahunka, S. & J. Banczerowski (ed) A Balaton kutatásának 2004. évi eredményei. MTA, Budapest: 16-26.
- Padisák J., Hajnal É., Naselli-Flores L., Dokulil M. T., Nöges P. & Zohary T. 2010. Convergence and divergence in organization of phytoplankton communities under various regimes of physical and biological control. *Hydrobiologia* 639, 205–220.
- Présing M., Preston T., Takátsy A., Spróber P., W. Kovács A., Vörös L., Kenesi Gy. & Kóbor I. 2008. Phytoplankton nitrogen demand and the significance of internal and external nitrogen sources in a large shallow lake (Lake Balaton, Hungary). *Hydrobiologia* 599, 87–95. old.
- Reynolds C. S. 2006. Ecology of phytoplankton. Cambridge: Cambridge University Press.
- Sebestyén O. 1953. Mennyiségi planktontanulmányok a Balatonon. II. Évtizedes változások. *Annal. Biol. Tihany* 21, 63–89. old.
- Smith, V. H. 2003. Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems. *Environ. Sci. & Pollut. Res.* 10, 126–139. old.
- Somlyódy L., (Somlyódy L. & van Straten, G., eds) 1986. Modeling and managing shallow lake eutrophication. Berlin: Springer-Verlag
- Tóth L. 1976. On the eutrophication process in Lake Balaton. In Licskó I. (szerk.): *Vízminőségi és víztechnológiai kutatási eredmények vol. 3.* Budapest: VITUKI, 53–63. old.
- Törökné Kozma A., Schiefner K., Mayer G., Dura Gy. & Deák Zs. 1986. Természetes vizeinkben előforduló algaprodukciónak állatkísérletes vizsgálata. *Egészségtudomány* 30, 301–308. old.
- Törökné Kozma A. & Mayer G. 1988. Toxikus cianobaktériumok hazai felszíni vizeinkben. *Hidrol. Közl.* 68/1, 49–54. old.
- Vörös L. & Németh J. 1980. Changes in the structure of phytoplankton in Lake Balaton as a result of eutrophication. In: Dokulil, M., H. Metz & D. Jewson (ed) *Developments in Hydrobiology Vol. 3. Shallow Lakes - Contributions to their Limnology.* Dr. W. Junk b.v. Publishers, The Hague, 73–79.
- Vörös L., Vizkeleti É., Tóth F. & Németh J. 1983. Trofitás vizsgálatok a Balaton keszthelyi-medencéjében 1979-ben. *Hidrol. Közl.* 63/9, 390–398. old.
- Vörös L. & Nagy Göde P. 1993. Long term changes of phytoplankton in Lake Balaton (Hungary). *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 25, 682–686.