

Társadalmi konfliktusokat generáló ökológiai történések a Balaton életében az utóbbi néhány évtizedben – *Gerinctelen állatok inváziói*

Balogh Csilla,* G.-Tóth László*

Abstract **Social Conflict Generating Ecological Developments in the Life of Lake Balaton in Recent Decades – Invertebrate invasions.** Lake Balaton, the largest shallow lake in Central Europe, is a natural treasure of Hungary. Since the open of the Sió Channel, the lake has become more vulnerable against biological invasions. Invasive aquatic alien species especially bivalves can evoke serious threats through causing dramatic changes and promoting numerous direct and indirect system-wide effects. They create or modify habitats, alter species diversity, nutrient cycling and other ecosystem processes; by these they generate several social conflict. Here we discuss our recent knowledge obtained on some exotic invasive invertebrates in Lake Balaton: the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) and the amphipod Caspian mud shrimp (*Chelicorophium curvispinum*), which were the first two invaders, *Dikerogammarus* species, and the latest (the ninth) exotic invader from the Ponto-Caspian region, the quagga mussel (*Dreissena bugensis*). Finally, the exotic Asiatic Chinese pond mussel (*Sinanodonta woodiana*) is also noticed, as the decay of its population was the most serious problem related to tourist attraction in the last years. We underline the emerging importance of studying the invasive species in order to save the original and natural ecological status of Lake Balaton.

Keywords biological invasions • dramatic changes • social conflict

Gyakran előfordul, hogy a Balatonban fürdőző lábát egy éles tárgy megvágja, mely sérülésért az esetek többségében egy kagyló okolható, mégpedig az invazív vándorkagyló. Ráadásul ezek látványa abban az esetben sem szívdertítő, mikor a vízszintcsökkenés hatására – elsősorban a nyári főszezon idején – a parti kövezés szárazra kerül és a rajta lévő kagylótelepek elpusztulnak kellemetlen szagot árasztva.

A vízi járműveket használók körében nyár végén azok kiemelésekor nagy bosszúságot okoz a rajtuk – kezeletlen felületükön – megtelepedett, akár több százezer kagyló és tegzes bolharák lakócső.

A tó partján nyaralók azzal kapcsolatban is panaszkodnak, hogy a repülőgépes szunyogirtást követő napokban fürdőzés közben kisebb szűrásokat, irritációt éreznek a

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

bőrükön, melyet más, szintén behurcolt élőlények, a *Dikerogammarus rákfajok* okoznak.

Az elmúlt években nyaranta a fő turisztikai szezonban elsősorban a Keszthelyi- és Szigligeti-öböl területén a part közelében és attól távolabb a nyílt vizen, elhullott amuri kagylók rothadó lágyrészeinek vízfelszínre emelkedő tömege zavarta meg a fürdőzőket és a tóhoz pihenni érkező turistákat. E tekintetben az invazív amuri kagyló kiemelt jelentőségű, mivel fokozott mértékben pusztul a számára kedvezőtlen hosszú meleg időszakot követően. Mindemellett e nagytű kagyló éles teknőjével komolyabb sérüléseket okozhat, mint a vándorkagyló.

Magyarország a Kárpát-medence, mondhatni Európa geometriai közepe, vízrajzi adottságainál fogva is a vízi élővilág fő migrációs útvonala mentén helyezkedik el. A Balaton Közép-Európa legnagyobb édesvízi, sekély tava, Magyarország természeti kincse, legjelentősebb turisztikai célpontja, sokféle ökológiai szolgáltatást nyújt, – mint idegenforgalmi látványosság, a fürdés, a pihenés mellett számos más kikapcsolódásra ad lehetőséget: kulturális látnivalók, egyedülálló Balaton felvidéki táj, a tó környékén feltörő termál- és gyógyvizek, vízi sportok, horgászat, történelmi borvidékek, gasztronómiai élmény – ebből adódóan ökológiai szempontból veszélyeztetett víztestnek is tekinthető. Az érzékeny ökológiai egyensúllyal jellemezhető élőhelyek kedveznek új, gyorsan alkalmazkodó, kozmopolita fajok megjelenésének, biológiai inváziójuk napjainkban megoldatlan természetvédelmi, ökológiai problémát jelentenek. Az invazív fajok megjelenése, elöretörése jelentősen hozzájárul a globális biodiverzitás-csökkenéshez, mely tovább növeli az ökoszisztémák sérülékenységét és őshonos fajok kipusztulásához vezet. Az invazív fajok terjedését tartják a biodiverzitás-csökkenés második fő okának, napjainkban pedig az inváziók sokasodásával a biodiverzitás elvesztésének legfontosabb okaként is említik. E fajok elterjedése általában gyors, legtöbbször un. „klasszikus r-stratégia”, ezáltal az egyedi szaporodási módok megjelenése (elevenszülés, szabad lárvastádium, hímnőesség, szűznemzés vagy váltivarúság), a magas születési arány, a rövid egyedfejlődési idő, az évenkénti több generáció és az erős mobilitás jellemezheti őket. Az új, kezdetben a faj számára versengőkben szegény élőhelyre kerülve, erős biológiai kontroll híján mértéktelenül elszaporodnak, mintegy leradírozva egyes tájak eredeti faunáját, flóráját. Ezt számos emberi tevékenység felgyorsíthatja, mint a hajózható csatornák kiépítése, víztározók létesítése, a határon történő átlépés feltételeinek a globalizációval járó könnyebbé válása, a kereskedelemnek és a környezetjognak a változása (Karatayev és mts., 2007).

A Balaton természetes lefolyás hiányában évezredekken keresztül más vízi ökoszisztémákkal nem volt összekötöttesben. A Sió-csatorna megnyitását (1863) követően az 1930-as évek elején mindjárt két pontokáspi eredetű, a Kaszpi- és a Fekete-tenger környékéről származó inváziós gerinctelen fajt, a vándorkagylót (*Dreissena polymorpha*) és a tegzes bolharákot (*Chelicorophium curvispinum*) is behurcolták a tóba. A vándorkagyló első két példányát 1932. szeptember 12.-én találták a tihanyi Kis-öbölben egy-egy tavi kagylóra telepedve (Sebestyén, 1934). Vándorlásuk általában véletlenszerű, jellemzően hajókon és csónakokon történő transzport, melyekre ragasztó- (bisszusz)fonal segítségével erősítik magukat, lárvájuk pedig a hajók ballasztvizében jut el távoli vízi élőhelyekre. A Balatonba való bekerülését tekintve, nagy valószínűséggel, al-dunai hajókkal, majd halászati eszközökkel és vízi járművekkel hurcolták be a Dunából a Sió-csatornán keresztül a tegzes bolharákkal (Sars, 1895) együtt (Grossinger, 1791; Sebestyén, 1934, 1938). 1934-ben már a strandolók figyelmét is felkeltették a lépcsőkön, parti tárgyakon és

csónakok fenekén több rétegben megtelepedő tömeges vándorkagyló csoportosulások (Sebestyén, 1937). A vándorkagyló inváziója a rákpestis következtében amúgy is megtizedelt kecskerákok, valamint az őshonos nagytestű kagylók állományának gyérüléséhez vezetett. Később egy bizonyos maximális elterjedési szint után a balatoni vándorkagyló tömege lassan csökkent, majd pedig egy új biocönotikus egyensúly állt be (Sebestyén, 1937; Entz, 1981). A tudósok a Balatonban végzett terepi felmérések során (Lakatos, 1979; Richnovszky, 1981) és nemzetközi tapasztalatok alapján is (Stanczykowska és Levandowsky, 1993; Stanczykowska, 1997) arra a következtetésre jutottak, hogy az eutrofizáció fokozódásával visszaszorult a vándorkagyló. A vízminőség javulással párhuzamosan a kagyló és a lárvájának mennyisége időnként csökkent, időnként pedig nőtt (Balogh és mts., 2008b; G.-Tóth és mts., 2010; Balogh és mts., 2010).

Laboratóriumban és terepen végzett kísérleteink igazolják, hogy a vándorkagyló sikeresen és nagy ütemben telepedik meg a Balatonba kihelyezett természetes aljzatokon, mennyiségét elsősorban az aljzat típusa, a mélység és a parttól való távolság határozza meg. A különböző aljzatokon a napi denzitás növekedése elérheti a 18643 ind m^{-2} (Muskó és mts., 2003). Denzitása a Balaton köves parti zónájában a legjelentősebb, eléri akár a 353000 ind m^{-2} -t, míg nádon 283000, hínáron pedig 141000 ind m^{-2} -t, a Balatonban szilárd felületeken (elsősorban a litorális zónában) megtelepedett vándorkagyló állomány pedig meghaladja a 88 (héj nélküli száraz tömeg) tonnát (Balogh és Muskó, 2004; Muskó és Bakó, 2005; Balogh és mts., 2008a, b). Egy nagyméretű balatoni vándorkagyló naponta 1–1,5 liter vízből is képes kiszűrni az algákat, így az állomány naponta a tó teljes víztömegének megközelítőleg 0,1%-át szűri át, nagy mennyiségű algát távolít el a víztestből, melyek egy részét fecesz és pszeudofecesz formában visszabocsátja a kiszűrt és tömörített detritusszal együtt (Balogh és Muskó, 2006; Balogh és mts., 2007, 2008a). Ezáltal többek közt szénnel és nitrogénnel terheli az üledéket és módosítja az algaösszetételt, valamint a mikrobiális közösség szerkezetét, aktivitását és anyagcsere diverzitását, fontos táplálékforrást biztosít ez által a lebontó szervezeteknek és egyúttal módosítja a tápanyagforgalmat (Balogh és mts., 2007; Lohner és mts., 2007).

Feltehetően 2008-ban hurcolták be a Balatonba a kilencedik pontokáspi régióból származó jövevényt, a kvagga kagylót (*Dreissena rostriformis bugensis*), mely a vándorkagylónál agresszívabb, de főbb tulajdonságaikban hasonló (Balogh és mts., 2010). A különböző *Dreissena* fajokat az európai és észak-amerikai tavakban a leginvaszívabb és a legtöbb kárt okozó jövevényként tartják számon OTA, 1993; DAISE, 2003; Pimentel és mts., 2005). Morfológiai jegyeik alapján történő elkülönítésük sok esetben rendkívül nehéz feladat, egyes esetekben pedig molekuláris biológiai módszerek lennének szükségesek a biztos meghatározáshoz (Ward és Ricciardi 2007; Sousa és mts., 2009). A *Dreissena rostriformis* alapfaj számos, egymáshoz morfológiailag hasonló alfaja közül Európában és Amerikában a Bug folyóban előforduló *Dreissena bugensis* alfaj terjedt el (Andrusov, 1897; Rosenberg és Ludyanskiy, 1994), melynek többek közt a mélység és a hőmérséklet függvényében is számos morfortípusa létezik (Preyer és mts., 2010). Fontos megemlíteni, hogy a kvagga kagyló a vándorkagylóval szemben nem csak szilárd felületen, hanem puha fenéküledéken is képes megtelepedni, így a balatoni iszapban is helyenként összefüggő „kagylóágyat” alkot. A kvagga kagyló a Balatonban 2009-ben már fontos részét képezte a köves parti zóna élőbevonatát alkotó makroszkopikus gerinctelen faunának, új konkurenst jelentve elsősorban az ekkor még domináns vándorkagylónak. Egy évvel később azonban megfordult a két *Dreissena* faj aránya és 2011-re a kvagga kagyló visszaszorította a vándorkagylót, denzitása közel

tízszeresére nőtt, mint kezdetben volt (Balogh és Purgel, 2012). Tehát napjainkra az új faj térhódítása révén a vándorkagyló állománya jelentősen megfogyatkozott a Balaton egyes területein, valamint visszaszorult a korábban domináns tegzes bolharák is és mindemellett az elmúlt évek során a köves parti zóna biodiverzitása is jelentősen csökkent. Manapság a mélyebb területeken (Tihany, Balatonalmádi) a kvagga kagyló, míg a kevésbé mély tóterületeken (Keszthely, Szigliget) a vándorkagyló dominanciája figyelhető meg. A kimondottan sekély déli-parti Balatonberény esetén pedig a kvagga kagyló relatív abundanciája meglehetősen csekély, nem éri el a 3%-ot. A mélyebb területeken a tegzes bolharák szignifikáns visszaszorulását is megfigyeltük. A tegzes bolharák és a *Dreissena* fajok között jelentős kompetíció van a Balatonban (Balogh és mts., 2008), melyhez hasonló versengést tapasztaltak más ökoszisztémákban is a kolonizálható felületekért és a táplálékért (Molloy és mts., 1997; van der Velde és mts., 1994, 1998; Rajagopal és mts., 1998), mivel mindhárom faj szűrőszervezet és apró szemcséjű szervesanyaggal, fitoplanktonnal táplálkozik. E pontokáspi fajok ma domináns tagjai a balatoni bevonatnak, annak akár 90%-át alkotva. Mint említettük, számos probléma okozói, azonban a tóban fontos szűrő és haltáplálék szervezetek (Bozzay és Hegedűs, 1978; Ponyi, 1994; Specziár és mts., 1997; Muskó és mts., 2007, Specziár, 2010).

1950-ben haltáplálék céljából a Dunából a Balatonba telepítették a pontuszi tanúrákot (*Limnomyia benedeni*) (Woynárovich, 1952) és ezzel együtt véletlenül három *Dikerogammarus* faj (*D. haemobaphes* – pontuszi, *D. villosus* – kétpúpú és a *D. bispinosus* – kéttüskés bolharák) is bekerült a tóba (Ponyi, 1962), kiszorítva az addig őshonos tüskés bolharákat (*D. roseli*) (Ponyi, 1956). A *Dikerogammarus* fajok a Balatonban fontos haltáplálékok (Specziár, 2010). A fürdőzőkre nézve ártalmatlanok, elsősorban algákkal, detritusszal és elhullott kisebb állatokkal táplálkoznak, de saját fajtársaikat is gyakorta elfogyasztják (Kinzler és Maier, 2003).

A Délkelet-Ázsiában és Oroszország keleti részén, az Amur vidékén őshonos amuri kagyló (*Sinanodonta woodiana*) inváziója a XX. század második felében kezdődött (Watters, 1997; Graf, 2007; Douda és mts., 2011). Parazita életmódú un. kajmacsos lárvái a halak bőrén megtapadva azok vándorlásával nagy távolságra eljuthatnak, így inváziójának kulcsa egyedfejlődési módjában rejlik (Douda és mts., 2011). Az amuri kagyló Magyarországra éppúgy, mint egész Európába, a távol-keleti „növényevő” halak betelepítése során kerülhetett be (Petró, 1984). A Balatonba halastavakból feltehetően pontyfélék telepítése során jutott be 2002 környékén (Benkő-Kiss, szóbeli közlés), első példányát 2006-ban detektálták (Majoros, 2006). Legutóbbi, 2011 nyári felmérés során a gyűjtött kagylók több mint 14 %-át tette ki, egysűrűsége a Keszthelyi-medencében volt a legjelentősebb, kelet felé haladva pedig fokozatosan csökkent, illetve a homokos aljzaton ritkán fordult elő (Benkő-Kiss és mts., 2012). Az amuri kagyló, mint új jövevény egyes helyi parazitákkal szemben érzékenyebb, kevésbé immunis, mint az endemikus kagylófajok. A nyaranta 25-26 °C-ra felmelegedő víz hőmérséklet és a jelenlévő vízi atka lehet az oka a kagylók pusztulásának. Egy-egy nyári kagylópusztulás során az állomány megközelítőleg akár kétharmadára is gyérülhet. Az amuri kagyló további inváziójára is számítani kell, azokon a területeken, ahol számára az aljzat megfelelő, elsősorban a mélyebb, iszaposabb északi parti részeken, mivel a déli parti homokos fenéküledék mozgása kedvezőtlen a juvenilis kagylóknak. Az amuri kagyló egyben megtelepedésre alkalmas felületet jelent a *Dreissena* fajoknak is, ezzel növelve azok állományát.

Számos inváziós faj megtelepedésének korlátja a Balaton alacsony téli víz hőmérséklete, azonban a globális felmelegedés hatására estlegesen bekövetkező tartós hőmérsékletemelkedés idővel lehetőséget teremthet új fajok, többek közt a

vándor- és kvagga kagylóhoz hasonló, ugyancsak Dreissenidae családba tartozó *Mytilopsis leucophaeata* és *sallei* kagylók megjelenésére.

Az inváziós jövevények terjedését megállítani sajnos nem tudjuk, de a velük szembeni védekezési stratégia kidolgozásának szempontjából fontos az inváziók lefolyásának, a faj sikerességének, az ezt befolyásoló paramétereknek és a környezetre gyakorolt hatásának ismerete.

Köszönetnyilvánítás

A munkát a MEH 150002, az NKTH-OTKA A08-2 (CNK 801400) és a TÁMOP-4.2.2.A-11/1/KONV-2012-0038 azonosító számú projekt támogatta.

Felhasznált irodalom

- Andrusov N. I. 1897. Fossil and recent Dreissenidae of Eurasia. Trudy Sankt, Peterburgskago Obschestva Estestvoispitatelei. *Department of Geology and Mineral Industries* 25: 1–683 [in Russian with German summary].
- Balogh Cs. és Muskó I. B. 2004. A vándorkagyló (*Dreissena polymorpha*) populációdinamikája balatoni hínárosban. *Hidrológiai Közöny* 84: 14–16.
- Balogh Cs. és Muskó I. B. 2006. A vándorkagyló filtrációja és környezetre gyakorolt hatása. *Hidrológiai Közöny* 86: 10–12.
- Balogh Cs., Muskó I. B., Zámbóné Doma Zs. és Padisák J. 2007. A vándorkagyló mennyiségének alakulása (2005) valamint a szén- és a nitrogén anyagforgalomban betöltött szerepe. *Hidrológiai Közöny* 87: 11–13.
- Balogh Cs., Muskó I. B. és G.-Tóth L. 2008a. A vándorkagyló (*Dreissena polymorpha*) szerepe a Balatonban mennyiségének és filtrációjának tükrében. *Hidrol. Közl.* 88: 12–14.
- Balogh Cs., Muskó I. B., G.-Tóth L. and Nagy L. 2008b. Quantitative trends of zebra mussels in Lake Balaton (Hungary) in 2003–2005 at different water levels. *Hydrobiologia* 613: 57–69.
- Balogh Cs. és Purgel Sz. 2012.: A kvagga kagyló (*Dreissena bugensis*) térhódítása a Balatonban. *Hidrológiai Közöny* 91: 5–8.
- Benkő-Kiss Á., Ferincz Á., Kováts N., Paulovits G. 2012. Az amuri kagyló (*Sinanodonta woodiana* LEA, 1834) balatoni elterjedésének vizsgálata. *Acta Biol. Debr. Oecol. Hung.* 28: 09–15.
- Bozzay J.-né és Hegedűs J. 1978. Vizsgálatok *Dreissena polymorpha* Pallas vándorkagylóval ipari vízellátásban okozott károsodás leküzdése érdekében. *Hidrológiai Közöny* 58: 209–218.
- Entz B. 1981. A Balaton parti övében és a vízfenék élővilágában az utóbbi évtizedekben bekövetkezett változások állattani és az ezzel kapcsolatos fizikai és kémiai vizsgálatok a Balatonban. *A Balaton kutatás újabb eredményei II.* VEAB Monográfia 16 sz. 1981, Veszprém, 143–188.
- DAISIE 2003. *Delivering Alien Invasive Species In Europe*, funded by the European Commission under the Sixth Framework Programme (Contract Number: SSPI-CT-2003-511202).
- Douda K., Vrtílek M., Slavík O., Reichard M. 2011. The role of host specificity in explaining the invasion success of the freshwater mussel *Anodonta woodiana* in Europe. *Biological Invasions* 14:127–137.

- G.-Tóth L., Parpala L., Baranyai E., B. Muskó I. és Balogh Cs. 2010. A *Dreissena* lárvák tömegének változása a Balatonban (1999-2009). *Hidrológiai Közlöny* 90/6: 29–31.
- Graf D. L. 2007. Palearctic freshwater mussel (Mollusca: Bivalvia: Unionoida) diversity and the comparative method as a species concept. *Proceedings of the Academy of Natural Sciences Philadelphia* 156: 71–88
- Grossinger J. 1791. *Universa Historia physica regni Hungariae etc.* Pars III.
- Karatayev A.Y., Padilla D.K., Minchin D., Boltovskoy D. and Burlakova 2007. Changes in global economies and trade: the potential spread of exotic freshwater bivalves. *Biol. Invas.* 9: 161–180.
- Kinzler W., Maier G. 2003. Asymmetry in mutual predation: possible reason for the replacement of native gammarids by invasives. *Arch. Hydrobiol.* 157:473–481.
- Lakatos Gy. 1979. A Balaton tihanyi térségében végzett élőbevonat (biotekton) vizsgálatok. *Magy. Hidrol. Társ. Vándorgy.* Keszthely, 1979 máj. 17–18. 3 (A/13): 1–12.
- Lohner R. N., Sigler W. V., Mayer C. M. and Balogh Cs. 2007. A comparison of the benthic microbial community within and surrounding *Dreissena* clusters in lakes. *Microbial Ecology* 54: 469–477.
- Majoros G. 2006. Az amuri kagyló [*Anodonta* (*Sinanodonta*) *woodiana* (Lea, 1834)] megtelepedése a Balatonban és elszaporodásának várható következményei. *Halászat* 99: 143–150.
- Molloy D. P. 1997. Effects of parasitism on zebra mussel population dynamics, *40th Conference of the International Association for Great Lakes Research*, 82.
- Muskó I. B. and Bakó B. 2005. The density and biomass of *Dreissena polymorpha* living on submerged macrophytes in Lake Balaton (Hungary). *Archiv für Hydrobiologie* 162: 229–251.
- Muskó I. B., Balogh Cs., Görög Sz. és Bence M. 2003. A vándorkagyló (*Dreissena polymorpha*) megtelepedési stratégiája Balatonba helyezett természetes aljzatokon. *Hidrológiai Közlöny* 83: 17–19.
- Muskó I. B., Balogh Cs. and G.-Tóth L. 2007. A halak rendelkezésére álló gerinctelen táplálékbázis a Balaton parti övében. *Hidrológiai Közlöny* 87: 5-7.
- OTA 1993. *Harmful non-indigenous species in the United States*. Office of Technology Assessment, US Government Printing Office, Washington, D. C.
- Pathy, D. A. and Mackie, G. L. 1993. Comparative shell morphology of *Dreissena polymorpha*, *Mytilopsis leucophaeata*, and the „quagga” mussel (Bivalvia: Dreissenidae) in North America. *Canadian Journal of Zoology* 71/6: 1012–1023.
- Petró E. 1984. The occurrence of *Anodonta woodiana woodiana* in Hungary. *Állattani Közlemények* 84: 189–191
- Peyer S. M., Hermanson J. C., and Lee C. E. 2010. Developmental plasticity of shell morphology in quagga mussels from shallow and deep-water habitats in the Great Lakes. *J. Exp. Biol.* 213, 2602–2609.
- Pimentel D., Zuniga R. and Morrison D. 2005. Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecol. Econ.* 52: 273–288.
- Ponyi J. 1956. Ökologische, ernährungsbiologische und systematische Untersuchungen an verschiedenen Gammarus. *Arten. Arch. f. Hydrobiol.* 52(3): 367–387
- Ponyi J. 1962. Zoologische Untersuchung der Röhrichte des Balaton I. Krebse (Crustacea). *Annal. Biol. Tihany* 29: 129–163

- Ponyi J. 1994. Abundance and feeding of wintering and migrating aquatic birds in two sampling areas of Lake Balaton in 1983–85. *Hydrobiologia* 279/280: 63–69.
- Rajagopal S., van der Velde G., Paffen B. G. P., van den Brink F. W. B. and Bij de Vaate A. 1998. Life history and reproductive biology of the invasive amphipod *Corophium curvispinum* (Crustacea: Amphipoda) in the Lower Rhine. *Archiv für Hydrobiologie* 144: 305–325.
- Richnovszky A. 1981. Adatok a Balaton puhatestű faunájának változásaihoz. In: *A Balaton kutatás újabb eredményei II.* VEAB Monográfia 16 sz. 1981, Veszprém, 215–220.
- Rosenberg, G. and Ludyanskiy, M. L. 1994. A nomenclatural review of *Dreissena* (Bivalvia: Dreissenidae), with identification of the quagga mussel as *Dreissena bugensis*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 51/7: 1474–1484.
- Sars G. O. 1895. *Corophium curvispinum*. *Bull. Ac. Imp. Sci. St. Petresb.* Ser. S. III., 302–304.
- Sebestyén O. 1934. A vándorkagyló (*Dreissensia polymorpha* Pall.) és a szövőbolharák (*Corophium curvispinum* G. O. Sars forma *devium* Wundsch) megjelenése és rohamos térfoglalása a Balatonban. *A Magyar Biológiai Kutatóintézet Munkái* 7: 190–204.
- Sebestyén O. 1937. A Balaton régi lakóinak küzdelme a vándorkagylóval. *Állattani Közlemények* 34: 157–164.
- Sebestyén O. 1938. Colonization of two new fauna-elements of Pontus-origin (*Dreissensia polymorpha* Pall. and *Corophium curvispinum* G. O. Sars forma *devium* Wundsch) in Lake Balaton. *Verhandlungen Internationale Vereinigung theoretische und angewandte Limnologie* 8: 169–181.
- Sousa R., Gutierrez J. L., Aldridge D. C. 2009. Non-indigenous invasive bivalves as ecosystem engineers. *Biological Invasions* 11: 2367–2385.
- Spezciár A., 2010. A Balaton halfaunája: a halállomány összetétele, az egyes halfajok életkörülményei és a halállomány korszerű hasznosításának feltételrendszere (Hidrobiológiai monográfia). *Acta Biologica Debrrecina Supplementum Oceanologica Hungarica* 23: 7–185.
- Spezciár A., Tölg L. and Bíró P. 1997. Feeding strategy and growth of cyprinids in the littoral zone of Lake Balaton. – *Journal of Fish Biology* 51: 1109–1124.
- Stanczykowska A. 1997. Review of studies on *Dreissena polymorpha* (Pall.). *Polish Archiv für Hydrobiologie* 44: 401–415.
- Stanczykowska A. and Lewandowski K. 1993. Thirty years of studies of *Dreissena polymorpha* ecology in Masurian Lakes of Northeastern Poland. In: *Zebra mussels biology, impacts and control.* (Eds.: Nalepa T., Schloesser D.) Lewis Publishers, Boca Raton, Ann Arbor, London, Tokyo, 3–37.
- van der Velde G., Paffen B. P. and van den Brink F. W. B. 1994. Decline of zebra mussel populations in the Rhine. Competition between two mass invaders (*Dreissena polymorpha* and *Corophium curvispinum*). *Naturwissenschaften* 81: 32–34.
- van der Velde G., Rajagopal S., van den Brink F. W. B., Kelleher B., Paffen B. G. P., Kempers A. J. and Bij de Vaate A. 1998. Ecological impact of an exotic amphipod invasion in the River Rhine. In: Nienhuis P. H., Leuven R. S. E. W. and Ragas A. M. J. (eds.): *New concepts for sustainable management of river basins.* Backhuys Publishers, Leiden, 159–169.

- Ward J. M., Ricciardi A. 2007. Impacts of *Dreissena* invasions on benthic macroinvertebrate communities: a meta-analysis. *Diversity and Distributions* 13: 155–165.
- Watters G. T. 1997. A synthesis and review of the expanding range of the Asian freshwater mussel *Anodonta woodiana* (Lea, 1834) (Bivalvia: Unionidae). *Veliger* 40: 152–156.