

ROSALIA kézikönyvek 5.

Özönállatfajok Magyarországon



KÜLGAZDASÁGI ÉS
KÜLÜGYMINISZTERIUM

Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság
Külgazdasági és Külügyminisztérium

ROSALIA kézikönyvek 5.

ÖZÖNÁLLATFAJOK MAGYARORSZÁGON

ROSALIA KÉZIKÖNYVEK

1. MARTICSEK JÓZSEF (szerk.) (2010): Tájgazdálkodás Pannon gyepeken. Rosalia kézikönyvek 1. – Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, 244 old. ISBN 978 963 88013 9 5
2. FRANK TAMÁS és SZMORAD FERENC (2014): Védett erdők természetességi állapotának fenntartása és fejlesztése. Rosalia kézikönyvek 2. – Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, 160 old. ISBN 978 615 5241 12 3
3. CSISZÁR ÁGNES és KORDA MÁRTON (szerk.) (2015): Özönnövények visszaszorításának gyakorlati tapasztalatai. Rosalia kézikönyvek 3. – Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, 239 old. ISBN 978 963 86466 8 2
3. CSISZÁR ÁGNES és KORDA MÁRTON (szerk.) (2017): Özönnövények visszaszorításának gyakorlati tapasztalatai. 2. bővített kiadás. Rosalia kézikönyvek 3. – Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, 247 old. ISBN 978 615 5241 23 9
4. SZMORAD FERENC, FRANK TAMÁS és KORDA MÁRTON (szerk.) (2018): Erdőgazdálkodás és erdőkezelés Natura 2000 területeken., Natura 2000 kézikönyv erdőgazdálkodóknak. Rosalia kézikönyvek 4. – Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, 297 old. ISBN 978 615 5241-28-4

ROSALIA TANULMÁNYKÖTETEK

1. BARINA ZOLTÁN (2006): A Gerecse hegység flórája. (Flora of the Gerecse Mountains.) – Magyar Természettudományi Múzeum és Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, 612 pp. ISBN 963 7093 91 5
2. NAGY JÓZSEF (2007): A Börzsöny hegység edényes flórája. (Vascular flora of the Börzsöny Mountains.) – Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, 378 pp. ISBN 978 963 87687 0 4
3. HALPERN BÁLINT (szerk.) (2007): A rákosi vipera védelme. Tanulmánygyűjtemény. (Studies on the conservation of the Hungarian Meadow Viper.) – Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, 194 pp. ISBN 978 963 87687 3 5
4. DOBOLYI KONSTANTIN és KÉZDY PÁL (szerk.) (2008): Természetvédelem és kutatás a Szénás-hegycsoporton. Tanulmánygyűjtemény. (Nature conservation and researches on the Szénás Hills.) – Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, 431 pp. ISBN 978 963 88013 0 2
5. PINTÉR BALÁZS és TÍMÁR GÁBOR (szerk.) (2010): A Naszály természetrajza. Tanulmánygyűjtemény. (A natural history of Mt Naszály, Hungary.) – Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, 817 pp. ISBN 978 963 88013 6 4
6. VERŐ GYÖRGY (szerk.) (2011): Természetvédelem és kutatás a Duna–Tisza közti homokhátságon. (Nature conservation and researches on the Sandridge of the Danube –Tisza Interfluve.) – Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, 521 pp. ISBN 978 615 5241 00 0
7. VIDRA TAMÁS (szerk.) (2012): Természetvédelem és kutatás a Tápió-vidéken. (Nature conservation and research in the Tápió region.) – Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, 656 pp. ISBN 978 615 5241 03 1
8. KÉZDY PÁL és TÓTH ZOLTÁN (szerk.) (2012): Természetvédelem és kutatás a budai Sas-hegyen. (Nature conservation and research in Mt Sas-hegy.) – Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, 592 pp. ISBN 978 615 5241 04 8
9. STANDOVÁR TIBOR, BÁN MIKLÓS és KÉZDY PÁL (szerk.) (2017): Erdőállapot-értékelés középhegységi erdeinkben. (Forest state assessment in submontane woodlands.) – Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, 616 pp. ISBN 978 615 5241 20 8
10. KORDA MÁRTON (szerk.) (2018): Természetvédelem és kutatás a Turjánvidék északi részén. (Nature conservation and research in northern Turján Region.) – Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, 999 pp. ISBN 978 615 5241 25 3

ÖZÖNÁLLATFAJOK MAGYARORSZÁGON

Szerkesztette:
Haraszthy László

Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság
Külgazdasági és Külügyminisztérium
Budapest, 2022

Sorozatszerkesztő: KÉZDY PÁL

A kötet szerzői:

BABOCSAY GERGELY, BORZA PÉTER, CSÁNYI BÉLA, CSÓKA GYÖRGY, FEHÉR ZOLTÁN, FERINCZ ÁRPÁD, GARAMSZEGI LÁSZLÓ ZSOLT, GÁSPÁR CSABA, HADARICS TIBOR, HARASZTHY LÁSZLÓ, HIRKA ANIKÓ, KÁRPÁTI MARCELL, KISS BALÁZS, KÓBOR PÉTER, KONDOROSY ELŐD, KOVÁCS TIBOR, KURUCZ KATALIN, LAKATOS FERENC, LANSZKI JÓZSEF, LANSZKI-SZÉLES GABRIELLA, LENTE VERONIKA, MAJOROS GÁBOR, PÁLL-GERGELY BARNA, PAULIN MÁRTON, SOLTÉSZ ZOLTÁN, STASZNY ÁDÁM, SZAJBERT BETTINA, SZŐCS LEVENTE, TARTALLY ANDRÁS, TÓTH TAMÁS, TÖRÖK EDINA, TUBA KATALIN, TURÓCI ÁGNES, VÁCZI OLIVÉR, VARGA ANDRÁS, WEIPERTH ANDRÁS

Az egyes fejezeteket lektorálta:

CSÁNYI BÉLA, CSÓKA GYÖRGY, CSORBA GÁBOR, FORRÓ LÁSZLÓ, HADARICS TIBOR, HALPERN BÁLINT, HOCK FERENC, HEGYESSY GÁBOR, KOZOR SÁNDOR, LAKATOS FERENC, MATSKÁSI ISTVÁN, SZTIKLER JÁNOS, TORMA ATTILA, TÓTH BALÁZS, VARGA ANDRÁS

Az irodalomjegyzéket szerkesztette: HADARICS TIBOR

Nyelvi lektor: HADARICS TIBOR

A fényképeket készítették:

ÁRVAY MÁRTON, BABOCSAY GERGELY, BAGYURA JÁNOS, BARKÓCZI CSABA, BAUER BEA, BÉKEFI NÓRA,

BÖDÖR BENCE, BRUDNYÁK ZSOLT, BUZÁS BALÁZS, DAVID CAPPAERT, JEAN-FRANÇOIS CART, DENIS COPILAȘ-CIOCIANU, CZABÁN DÁVID, CSERÉP GYÖRGY, CSÓKA GYÖRGY, DELI TAMÁS, DERZSI ELEKES ANDOR, DÖBRÖSI ROLAND, FARKAS ATTILA BALÁZS, FEHÉR ZOLTÁN, FEKETE ANDRÁS, FERINCZ ÁRPÁD, FORRÁSY CSABA, GORLI ZSOLT, GÖNCÖL JÁNOS, HADARICS TIBOR, HALAVÁCS VIKTÓRAI, HALPERN BÁLINT, HARASZTHY LÁSZLÓ, GERALD HOLMES, JIRI HULCR, ILLÉS PÉTER, KALOTÁS ZSOLT, KEMENCEI ZITA, KERESKES ISTVÁN, KIS SZILVESZTER, KISS BALÁZS, KÓBOR PÉTER, KOVÁCS TIBOR, KRISKA GYÖRGY, LAKATOS FERENC, LANSZKI JÓZSEF, LANSZKI PÉTER, LÁSZLÓ ZOLTÁN, LESKÓ GÁBOR, MACTODE PUBLICATIONS, MAJOROS GÁBOR, MÁLINGER ZSOLT, MICHAL MAÑAS, DAREN MUELLER, NEMES KRISZTINA, OLÁH JÁNOS, ORBÁN ZOLTÁN, PAPIRNYIK NORBERT, PEST AND DISEASES IMAGE LIBRARY, PINTÉR BALÁZS, POTYÓ IMRE, SALLAI ZOLTÁN, SCHNEIDLER VIKTOR, SOLTÉSZ ZOLTÁN, SÜLE ÉVA, SZELÉNYI BALÁZS, TURÓCI ÁGNES, ÚJVÁRI ZSOLT, VARGA ANDRÁS, WEIPERTH ANDRÁS

Címlapon: Fehérsávos éticsiga (© MÁLINGER ZSOLT), Harlekinkatica (© DELI TAMÁS), Naphal (© FERINCZ ÁRPÁD), Európai dámszarvas (© SCHNEIDLER VIKTOR)

Hátsó borítón: Spanyol meztelencsiga (© VARGA ANDRÁS), Jelzőrák (© WEIPERTH ANDRÁS), Közönséges ékszerteknős (© ÚJVÁRI ZSOLT), Nílusi lúd (© HARASZTHY LÁSZLÓ)

Ajánlott hivatkozás a teljes kötetre:

HARASZTHY L. (szerk.) (2022): *Özönállatfajok Magyarországon*. Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság – Külgazdasági és Külügyminisztérium, Budapest. /Rosalia kézikönyvek 5./

Ajánlott hivatkozás a kötet egy részére:

BABOCSAY G. (2022): Aligátorteknős *Chelydra serpentina* (LINNAEUS, 1758). In: HARASZTHY L. (szerk.): *Özönállatfajok Magyarországon*. Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság – Külgazdasági és Külügyminisztérium, Budapest: 298–301.

ISBN: 978-615-5241-40-6

„A kiadvány elkészítését a Külgazdasági és Külügyminisztérium finanszírozta az Európai Unió Duna Régió Stratégia (PA6 - Biodiverzitás és tájak, levegő- és talajminőség prioritási terület) céljaival összhangban”



KÜLGAZDASÁGI ÉS
KÜLÜGYMINISZTERIUM

Tartalomjegyzék

Előszó.....	7
Előszó.....	8
Bevezetés.....	9

LAPOSFÉRGEK – Platyhelminthes

Amerikai óriásmájmetely.....	13
------------------------------	----

PUHATESTŰEK – Mollusca

A magyarországi szinantróp és idegenhonos puhatestűek jelentősége.....	19
Redős kosárkagyló.....	31
Keleti vándorkagyló.....	34
Vándorkagyló.....	38
Amuri kagyló.....	42
Folyami bödöncsiga.....	45
Maláj toronycsiga.....	48
Pontuszi rácsoscsiga.....	51
Új-zélandi vízicsiga.....	54
Hegyes hólyagcsiga.....	56
Jövevény tányércsiga.....	59
Amerikai tányércsiga.....	62
Malaccsiga.....	65
Féregcsiga.....	68
Pincelakó meztelencsiga.....	70
Feketefejű meztelencsiga.....	73
Spanyol meztelencsiga.....	75
Fehérelű csiga.....	79
Ciradás éticsiga.....	81
Fehérsávós éticsiga.....	84
A rejtőzködő idegenek – 32 szárazföldi csigafaj..	87
Nyugati ajtócsiga.....	87
Keleti ajtócsiga.....	87
Ráncostarkójú kárpáti orsócsiga.....	87
Kékesszürke kétlemezes orsócsiga.....	87
Bánáti orsócsiga.....	87
Afrikai achátcsiga.....	88
Rózsás achátcsiga.....	88
Karcú jövevénycsiga.....	88
Tornyos jövevénycsiga.....	88
Apró jövevénycsiga.....	88
Mediterrán túcsiga.....	88
Vakondcsiga.....	88
Trópusi vakondcsiga.....	88
Talajlakó kristálycsiga.....	88
Áttetsző kristálycsiga.....	88
Üvegházi farkascsiga.....	89
Üvegházi kúposcsiga.....	89
Rusztikus meztelencsiga.....	89
Szicíliai meztelencsiga.....	89
Hódító meztelencsiga.....	89
Kétsávós meztelencsiga.....	90

Rőt meztelencsiga.....	90
Kórócsiga.....	90
Szűkköldökű kórócsiga.....	90
Egycsikű kórócsiga.....	90
Atlanti kórócsiga.....	90
Rőtcsigájú kórócsiga.....	90
Alpesi sávoscsgiga.....	91
Pisai fűcsiga.....	91
Mintás szalagocsiga.....	91
Tejcsiga.....	91
Nyekergó csiga.....	91

FONÁLFÉRGEK – Nematoda

Fenyőrontó fonálféreg.....	93
----------------------------	----

TÍZLÁBÚ RÁKOK – Decapoda

Cseresznyegarnéla.....	97
Kínai gyapjasollósrák.....	99
Ausztrál vörösollósrák.....	102
Jelzősrák.....	105
Mexikói törperák.....	108
Vörös mocsárrák.....	110
Floridai kékrák.....	113
Márványrák.....	115
Cifrarák.....	119

ERSZÉNYES RÁKOK – Peracarida

Vörös hasadtlábúrák.....	123
Széles hasadtlábúrák.....	125
Közönséges hasadtlábúrák.....	126
Tavi hasadtlábúrák.....	128
Tegzesrákok.....	130
Kéttüskés bolharák.....	132
Pontuszi bolharák.....	134
Kétpúpos bolharák.....	136
Karcú bolharák.....	138
Borzas bolharák.....	140
Kövér bolharák.....	142
Vaskos bolharák.....	144
Pontuszi víziászka.....	146

SZIPÓKÁSOK – Hemiptera

Tölgy-csipkéspoloska.....	149
Szicíliai mezeipoloska.....	155
Hársbodobács.....	157
Nyugati levéllábú-poloska.....	160
Ázsiai márványospoloska.....	163
Zöld vándorpoloska.....	166
Amerikai lepkebabóca.....	170
Amerikai bivalybabóca.....	174

BOGARAK – Coleoptera

Japán cserebogár	177
Ázsiai kőrís-karcsúdíszbogár	181
Harlekinkatica	185
Ázsiai lombfacincér	189
Amerikai darázscincér	192
Német szú	195
Amerikai rönkszú	198

HÁRTYÁSSZÁRNYÚAK – Hymenoptera

Kanyargós szillevéldarázs	201
Keleti feketehangya	205

LEPKÉK – Lepidoptera

Tölgyfa-pávaszem	209
Amerikai fehérmedvelepke	212
Hárslevél-sátorosmoly	215

KÉTSZÁRNYÚAK – Diptera

Ázsiai tigrisszúnyog	219
Koreai szúnyog	223
Ázsiai bozótszúnyog	226
Pettyesszárnyú muslica	230

HALAK – Pisces

Lénai tok	235
Ezüstkárász	237
Aranyhal	240
Fehér busa	242
Pettyes busa	244
Amur	246
Razbóra	248
Fekete törpeharcsa	250
Szivárványos pisztráng	252
Tarka géb	254
Folyami géb	256
Feketeszájú géb	258
Csupasztorkú géb	260
Kessler-géb	262
Kaukázusi törpegéb	264
Amurgéb	266
Naphal	268
Pisztrángsügér	270
Jaguársügér	272
Bíborsügér	275
Tüskés pikó	278
Szúnyogirtó fogasponty	280
Yukatáni fogasponty	282

KÉTÉLTŰEK – Amphibia

Kétéltűek (Amphibia) rövid bemutatása	285
Afrikai karmosbéka	285
Törpekarposbéka	286

Kínai tűzhasúgóte	286
Spanyol bordásgóte	287

HÜLLŐK – Reptilia

Közönséges ékszerteknős	289
Kínai lágyhéjúteknős	295
Aligátorteknős	298
Kotschy-gekkó	302
Ázsiai házigekő	304

MADARAK – Aves

Halcsontfarkú réce	307
Kanadai lúd	310
Indiai lúd	313
Nílusi lúd	316
Parlagi galamb	319
Szent íbisz	322
Pásztorgém	324
Barátpapagáj	327
Kis sándorpapagáj	329
Pásztormejnő	331

EMLŐSÖK – Mammalia

Üregi nyúl	335
Nutria	338
Pézsmapocok	342
Házi egér	346
Vándorpatkány	348
Házi patkány	350
Házi macska	352
Aranysakál	357
Nyestkutya	362
Amerikai nyérc	366
Észak-amerikai mosómedve	369
Európai dámszarvas	373
Muflon	376

IRODALOM

LAPOSFÉRGEK – Platyhelminthes	381
PUHATESTŰEK – Mollusca	382
FONÁLFÉRGEK – Nematoda	396
TÍZLÁBÚ RÁKOK – Decapoda	397
ERSZÉNYES RÁKOK – Pericarida	402
SZIPÓKÁSOK – Hemiptera	407
BOGARAK – Coleoptera	419
HÁRTYÁSSZÁRNYÚAK – Hymenoptera	425
LEPKÉK – Lepidoptera	427
KÉTSZÁRNYÚAK – Diptera	430
HALAK – Pisces	434
KÉTÉLTŰEK – Amphibia	443
HÜLLŐK – Reptilia	444
MADARAK – Aves	449
EMLŐSÖK – Mammalia	453

Előszó

A 2011. évi magyar európai uniós elnökség vívmányaként létrejött Európai Unió Duna Régió Stratégiának (EUSDR) a Bajorország és Horvátország által társkoordinált, a biodiverzitás és tájak, levegő- és talajminőség kérdéseivel foglalkozó hatodik prioritási területe (PA6) már a kezdetektől kiemelten kezeli az inváziós fajok kérdését. A Duna-régió 14 országának szakemberei egyöntetűen úgy értékelték, hogy az inváziós fajok (mint például a gyalogakác, a selyemkóró, az amuri kagyló vagy a fekete törpeharcsa) elszaporodásának megakadályozása és szabályozása, valamint a kiemelt terjedési útvonalaik kezelése terén elengedhetetlen a nemzetközi együttműködés. Mindez azért is fontos, mert a Duna és vízrendszere – az Északi-tengert a Fekete-tengerrel összekötő vízi inváziós folyosó részeként – különösen kitett az idegenhonos növény- és állatfajok fokozott kolonizációjának.

A szakmai kapcsolatok megszilárdítása, az együttműködés fokozása, az adat- és tapasztalatcsere, valamint közös projektek kialakítása érdekében 2014-ben Szófiában tíz ország, köztük Magyarország szakértőinek részvételével hozták létre a Duna-régió idegenhonos inváziós fajok szakértői hálózatát (DIAS – Danube Region Invasive Alien Species Network) és dolgozták ki annak stratégiáját.

Az EUSDR 2020-ban megújított Cselekvési Tervében az erre vonatkozó közös fellépés célja pedig a Duna-régióban található inváziós idegenhonos

fajok ökoszisztémákra gyakorolt hatásának értékelése, az inváziós fajok populációinak szabályozására vagy megszüntetésére ökológiai szempontból megfelelő módszerek feltérképezésének ösztönzése, valamint a lakosság ezen fajok okozta veszélyekről történő tájékoztatása a DIAS munkatervnek és az inváziós fajokról szóló *1143/2014/EU* rendeletnek megfelelően.

Az EUSDR magyar nemzeti koordinációjának feladatait ellátó Külgazdasági és Külügyminisztérium úgy gondolta, hogy a Tisztelt Olvasó által forgatott – 118 Magyarországon előforduló inváziós állatfajt bemutató – kiadvány magyar és angol nyelven történő megjelenésének támogatásával jelentősen hozzá tud járulni a prioritási terület által megfogalmazott közös Duna-régiós célok eléréséhez.

Meggyőződésünk, hogy az elismert hazai szakemberek közreműködésével készült kötet mind a hazai érdeklődő közönség, mind pedig a szakértők számára hasznos és érdekes olvasmánynak bizonyul. A kiadvány reményeink szerint további együttműködésre is ösztönzi a lakosságot, a kutatókat, az érintett szakhatóságokat és döntéshozókat a Duna-régió természetes ökoszisztémáinak védelme érdekében.

Budapest, 2022. október 4.

DR. OROSZI VIKTOR GYÖRGY
EUSDR nemzeti koordinátor, Magyarország

Előszó

A természet rendjébe az ember ősidők óta beavatkozik. Az emberi tevékenységek jelentősebb környezeti problémákat okozó hatása nagyjából a gyarmatosításokat, az ipari forradalmat követően jelent meg és azóta egyre nagyobb méreteket ölt. Ma már helyenként súlyos következményekkel kell szembesülnünk. Egyik ilyen tevékenység a növény- és állatfajok tudatos „utaztatása” kontinenseken belül, vagy akár kontinensek között. A különféle céllal történő behurcolás vagy a véletlenszerű betelepítés előidézése ma már nemcsak a szűk szakmai körök, a tudomány, hanem a hétköznapi ember érdeklődését is felkeltette. Az utóbbi évtizedekben újabb és újabb fajok megjelenése kapcsán hazánkban is előtérbe került ez a téma. S bár e fajok aránya a hazai őshonos élővilághoz viszonyítva ma még nem túlságosan nagy, mégis szaporodási rátájuk, terjedésük üteme, térfoglalásuk néhol már aggasztó méreteket ölt. A biológiai sokszínűség csökkenésének legfontosabb oka az élőhelyek átalakítása, károsítása, megszüntetése, de a soron következő tényező manapság már az idegenhonos özönfajok agresszív terjeszkedése. A természetvédelmi problémák mellett a folyamat komoly egészségügyi és gazdasági károkat is okozhat. A Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság *Rosalia* tanulmánykötet-sorozatában is rendre helyet kapnak az ilyen témájú publikációk. A természetvédelmi kezeléseket megalapozó, segítő *Rosalia* kézikönyvek 3. kötetében az özönnövények természeti környezetre gyakorolt hatását, a védekezés, megelőzés lehetséges módjait és a szükséges adminisztratív teendőket taglaltuk. Most egy újabb hiánypótló művet vehet kézbe a Tisztelt Olvasó, kézikönyvsorozatunk következő kötete az özönállatfajok magyarországi helyzetével foglalkozik. A kiadványban 118 olyan idegenhonos inváziós állatfaj kerül bemutatásra, amelyek Európában már megtelepedtek és hazánkban is előfordulnak, illetve előfordulásuk potenciálisan

várható. A sokszerzős mű ezen állatok beazonosíthatóságát fajonként legalább egy fényképfelvétellel is segíti. Azoknál a fajoknál, amelyeknél rendelkezésre állnak jelenlegi elterjedésüket bemutató térképek, azok is segítik a tájékozódást. A fajok leírásánál, ahol lehetséges, javaslatok is szerepelnek az inváziós probléma tudományos igényességű, de gyakorlati szempontú kezelésére vonatkozóan. Nyilvánvaló, hogy ez a széles elterjedésű fajoknál, különösen a vízi állatoknál rendkívül bonyolult feladat, ami komoly kihívást és szinte folyamatos küzdelmet jelent. Az inváziós fajok terjeszkedése elleni eredményes védelemhez jelentős anyagi és emberi erőforrás hozzárendelése és technológiai fejlesztés szükséges.

Bízom abban, hogy a kézikönyvben közreadott átfogó ismeretek és hasznos információk hozzájárulhatnak e rendkívül összetett problémakör jobb megismeréséhez és az inváziós fajok elleni védekezéshez, valamint – ahol még lehetséges – a megelőzéshez. Könyvünket ajánlom a téma iránt érdeklődő szakembereknek, döntéshozóknak, a gyakorlati megvalósításban közreműködőknek és a természeti kincseink megőrzéséért felelősséget érző és cselekvésre kész embertársainknak. Végül köszönetemet fejezem ki a szakértő szerzőgárdának, a szerkesztőknek az alapos, minden részletre kiterjedő munkájukért. A kötet létrejöttét az *EU Duna Régió Stratégia (EUSDR) „A biodiverzitás, a táj, valamint a levegő- és talajminőség megőrzése”* című prioritási területe tette lehetővé, amelyhez a Külgazdasági és Külügyminisztérium, illetve igazgatóságunk között 2021 novemberében megkötött megállapodás biztosított anyagi forrást!

Budapest, 2022. szeptember 12.

FÜRI ANDRÁS
igazgató

Bevezetés

Az emberiség lélekszámának az utóbbi 100 évben bekövetkezett nagymértékű növekedése, a természeti erőforrások túlhasználata – egyre gyakrabban a kiablása – oda vezetett, hogy a biológiai sokféleség megőrzése kétségessé vált. Márpedig a biodiverzitás egyenlő a földi élettel, annak pusztulása nemcsak az erdők, a tengerek stb. élővilágát, hanem a teljes földi élet fennmaradását veszélyezteti.

A már régről ismert természetpusztítási módok mellett napjainkra egy újabb is súlyosan veszélyezteti az élővilágot, benne az emberi létet, ez pedig az inváziós vagy – ahogy magyarul nevezzük őket – az özönfajok mértéktelen és egyre fokozódó terjedése.

Ma már nincs a bolygónak olyan földrésze, szigete, ahol ezzel a problémával ne szembesülnénk. Sőt vannak olyan térségek is, ahol ez már az emberi létet is veszélyezteti.

De mik is ezek az inváziós fajok? Fő szabályként elmondhatjuk róluk, hogy olyanok, amelyek „emberi hatásra” eredeti elterjedési területüktől nagy távolságra kerültek, és az ottani új környezetben nemcsak hogy megtalálták életfeltételeiket, hanem számukra kedvező körülményekre leltek. Eredeti élőhelyükön egy olyan természetes rendszer részét képezik, amelyben számos más fajjal kell együtt élniük, a fajok közötti versengésben fennmaradniuk, miközben fogyasztóik, ragadozóik és kórokozóik folyamatosan gondoskodnak arról, hogy állományaik ne tudjanak egyeduralkodóvá válni. Új helyükön általában ezek a korlátozó tényezők nem hatnak rájuk, ezért képesek ott elszaporodni, tömegessé válni.

Itt azonban meg kell említeni azt is, hogy az eredeti élőhelyétől nagy távolságra kerülő fajoknak – szerencsére – csak kis része képes az új területen megtelepedni, azaz nem minden behurcolt faj válik „automatikusan” invázióssá.

Az özönfajok egy része „csak” gazdasági kárt okoz, nagyobb részük azonban elsősorban ökológiai jellegű

problémákat keletkeztet, illetve sok közülük gazdasági és ökológiai együttesen.

Kötetünkben olyan állatfajokat mutatunk be, amelyek új élőhelyükön elsődlegesen ökológiai problémát jelentenek, de mint az a leírásokban látható, kevés közöttük az olyan faj, amelynek ne lenne kisebb-nagyobb vagy akár katasztrofális mértékű gazdasági hatása. A bemutatott fajok között akadnak olyanok is, amelyek még nem jelentek meg Magyarországon, de nem lehet kétségünk afelől, hogy meg fognak érkezni hozzánk is.

A könyvben nem szerepelnek az olyan özönállatfajok, amelyek egy szintén jövevénynek tekinthető dísz- vagy haszonnövényhez kötődnek, de nem változtatják meg a természetes ökoszisztémát, mivel csak az egyetlen (vagy néhány) gazdanövényüket károsítják. Ilyenek például a selyemfényű puszpángmoly (*Cydalima perspectalis*), az amerikai kukoricabogár (*Diabrotica virgifera*) vagy a burgonyabogár (*Leptinotarsa decemlineata*), és még sorolhatnánk. Az ebbe a kategóriába sorolható, többnyire kártevőnek számító fajok száma is igen nagy, ezért – részben terjedelmi okok miatt is – úgy gondoltuk, hogy ezek taglalása egy másik kötet részét kell, hogy képezze.

Érdemes áttekinteni, hogy melyek az özönfajok azon sajátosságai (tulajdonságai), amelyek miatt megjelenésük és szétterjedésük ökológiai kockázatot jelent.

Versenyelőny. Az özönfajok versenyelőnyben vannak, és ez lehetővé teszi számukra az őshonos fajok kiszorítását. Ez a versenyelőny keletkezhet nagyobb szaporulatból, esetleg éven belüli többszöri szaporodásból, mint ami honos konkurensüket jellemzi. De ide tartozik a rendelkezésre álló táplálékforrások jobb kihasználása is. Lehetséges, hogy az özönfaj nemcsak egy, hanem több tápnövényt, táplálékállatot képes hasznosítani, ezzel pedig jelentős helyzeti előnybe kerülhet.

Hibridizáció. Ez különösen azoknál a honos fajoknál jelenhet súlyos veszélyt, amelyek kis létszámban, szűk ökológiai határok között élnek. A folyamatos „génfertőzés” megsemmisítheti „tisztá” állományukat.

A táplálékhálózatban keletkező zavar, kompetíció, ragadozás. Egy korlátozott táplálékforrással rendelkező faj életterében megjelenő, ugyanarra a forrásra telepedő új, tömegesen jelentkező faj, ha nem is eszi el teljes mértékben a honos élőlény táplálékát, de az ahhoz való hozzáférést megnehezítheti, ami szaporodási, fennmaradási zavarokat keletkeztethet. Egy új ragadozó megjelenése pedig olyan nyomást jelenthet, amelyet már középtávon sem biztos, hogy képes az érintett faj elviselni.

Az élőhelyek módosítása, átalakítása. Ezt a problémát hallva elsősorban az özönnövényekre gondolunk, amelyek egy-egy korábban fajgazdag területen egyeduralkodóvá válnak, és ezáltal számos fajt kiszorítanak eredeti élőhelyükről. Sajnos azonban az özönállatfajoknak is megvan ez a képességük, még ha nem is mindegyiknek. Gondoljunk az olyan bogárfajokra (Coleoptera), amelyek tömeges elszaporodásuk esetén egyes fajok – elsősorban fajok – fennmaradását, túlélését kérdésessé teszik, vagy a tömegessé váló házatlan csigák némelyikére, amelyek mindent képesek lerágni stb.

Paraziták, betegségek behurcolása. Távoli földrészeken előforduló vírusok, baktériumok és paraziták kötődhetnek az özönfajokhoz, amelyek ezeket az új élőhelyeikre is magukkal vihetik. Az újonnan megszállt terület élővilágnak ezekkel a fertőzésekkel, parazitózisokkal szemben nincs védettségük, ezért tömeges megbetegedést, pusztulást okozhatnak.

Társadalmi hatások. Ide elsősorban a gazdasági károkat szokták sorolni, amelyeket ma már dollármilliárdokban lehet mérni. Kevésbé ismert hatás a rekreáció negatív befolyásolása. Ismert, hogy számos korábban közkedvelt tengerparti fürdőhelyet kellett bezárni, mert idegenhonos medúzák (Medusozoa) olyan mértékben lepték el a területet, hogy lehetlenné vált a fürdőzés. Itt kell említést tenni az olyan, emberre is áterjedő fertőzésekről, amelyek szintén az idegenhonos fajokkal kerülhetnek térségünkbe, vagy a már itt lévők terjesztése gyorsul fel általuk.

Kötetünkben nem foglalkoztunk azokkal az idegen földrészekről idekerült, speciális élőhelyekhez kötődő fajokkal, amelyek ugyan már szaporodnak Magyarországon, de élőhelyi korlátaik lehetetlenné teszik széles körű és tömeges szétterjedésüket. Ilyen a meleg vizekhez szorosan kötődő fajok némelyike, a halak (Pisces) közül pl. a közép-amerikai

eredetű szivárványsügér (*Herotilapia multispinosa*), melynek első és egyetlen hazai önfenntartó állománya a Hévízi-tóban és annak két kifolyójának a felső szakaszán él. A vizsgálatok alapján a szivárványsügér egyedei nem távolodnak el olyan messzire a magasabb hőmérsékletű szakaszoktól, mint a bíbor- (*Hemichromis guttatus*), illetve a jaguársügér (*Parachromis managuensis*) példányai, azaz szorosabban kötődnek a meleg vízhez, így jelenlegi ismereteink szerint ez a hal nem tud özönfajjá válni.

Több olyan hüllőfaj (Reptilia), elsősorban teknős (Testudines) is ismert, amelyeket ugyan már észleltek hazánkban a természetben, de ennek ellenére megtelepedésük és szétterjedésük valószínűtlen. Ilyen fajok a keselyűteknős (*Macrochelys temminckii*), a közönséges tarajosteknős (*Graptemys pseudogeographica*), a kínai háromélűteknős (*Mauremys reevesii*), a kínai csíkossteknős (*Ocadia sinensis*), a közönséges pészmateknős (*Sternotherus odoratus*), a kubai ékszerteknős (*Trachemys decussata*), a szigeti ékszerteknős (*Pseudemys peninsularis*), a hieroglifás ékszerteknős (*P. concinna*) és a díszes ékszerteknős alfajai (*Chrysemys picta* spp.), illetve az érdes sikló (*Elaphe carinata*).

Az alacsonyabb rendű állatfajok között is vannak olyanok, amelyek már megjelentek hazai vizeinkben, de szerencsére nem tudtak önfenntartó állományt létrehozni. Ilyenek a tízlábú rákok (Decapoda) köréből ismertek, így pl. a *Cherax boesemani*, a *Ch. pulcher* és a *Ch. snowden* szórványos előfordulási adatai is ismertek hazánkban, de egyik faj tartós megtelepedését sem sikerült eddig igazolni, ezeken kívül több garnéla faj jelenlétét is kimutatták már Magyarországon.

Bár kötetünkben elsősorban ökológiai hatásai miatt szerepeltetjük az egyes fajokat, nem tekinthetünk el attól, hogy az özönfajok gazdasági hatásairól is szót ejtsünk.

Az Európai Unióban éves szinten 12 milliárd euróra becsülik az özönfajok által okozott károkat, illetve az azokkal kapcsolatos költségeket. Ebbe természetesen nem csak az állat-, hanem a növényfajok negatív hatásai is beleértendők.

Az amerikai ökörbéka (*Lithobates catesbeianus*) és a barna fakígyó (*Boiga irregularis*) 1986 és 2020 között 16 milliárd dollár kárt okozott a világban.

Sajnos Magyarországon nem készült még becslés sem arra vonatkozóan, hogy mekkora ilyen jellegű kár ér bennünket évente, illetve milyen nagyságrendű forrásra lenne szükség ahhoz, hogy érdemben tudjunk védekezni az özönfajok ellen. Mivel a költségekre vonatkozóan nem állnak rendelkezésre adatok, álljon itt egy érdekes és figyelemre méltó hír, arra vonatkozóan, hogy az ökológiai és gazdasági

hatásokon túl milyen furcsa problémát is keletkeztethetnek az özönfajok: 2019. október 20-án a Szabolcs-Szatmár-Bereg megyei Nagyhódoson nem lehetett megtartani a misét, mert a templomot elárasztották a harlekinkaticák (*Harmonia axyridis*).

A világ különböző részein rendkívül sokféle módját alkalmazzák az özönfajok elleni védekezésnek, de Magyarországon sajnos még súlyos lemaradásban vagyunk e fajok terjedésének megakadályozásában, amely minden bizonnyal napról napra több pénz emészt majd fel.

Az özönfajokkal kapcsolatban az utóbbi 20-25 évben hatalmas mennyiségű tudás és gyakorlati tapasztalat keletkezett, amelyek többsége az interneten elérhető. Ma már több száz angol nyelvű honlapon lehet tájékozódni az inváziós fajokkal kapcsolatban. A *Global Invasive Species Database* (www.iucngisd.org) több ezer inváziós vagy invázió által veszélyeztetett fajról szolgáltat információkat, melyek rendszer-tani, földrajzi és élőhely szerinti csoportosításban is kereshetők.

Magyarországon még csak kevés információ érhető el magyar nyelven az interneten. A www.termeszettvedelmikezeles.hu oldalon az özönnövényekre vonatkozóan sok információ található, illetve a www.invaziosfajok.hu honlapon az Európai Unió területén előforduló 75 inváziós növény- és állatfajt lehet megismerni.

A 2000-es évek eleje óta az özönnövényfajokról több könyv és tanulmánykötet is megjelent Magyarországon, ugyanakkor az inváziós állatokra eddig kevés figyelem terelődött. Kötetünk az első olyan összefoglaló mű, amelyik a Magyarországon eddig megjelent özönállatfajokat és az általuk keletkezett problémákat átfogóan próbálja bemutatni.

Az özönfajok jelentős része szándékos betelepítés eredményeként került új élőhelyére. Ez a tény is alátámasztja azt, hogy Magyarországon is többet kellene foglalkozni az özönfajok terjedésével, lehetséges visszaszorításukkal és újabbak megtelepedésének mindenáron történő megakadályozásával, mivel nem zárható ki, hogy ilyen módon további fajok telepednek meg és okoznak majd súlyos problémákat.

Reméljük, hogy kötetünkkel is sikerül hozzájárulnunk ahhoz, hogy az özönfajok a figyelem középpontjába kerüljenek.

A kötet összeállításában népes szerzőgárda vett részt, munkájukat lektorok segítették. Sikerült valamennyi állatfajról jó minőségű fényképeket beszerezni – kevés kivételtől eltekintve – hazai természetfotósoktól. Valamennyiüknek e helyről is köszönetet mondok.

A szerzők, lektorok, természetfotósok mellett a kötet előkészítésén sokan dolgoztak még.

Külön köszönöm Kézdy Pál és Hoch Ferenc szakmai segítségét, Hadarics Tibor lektori és irodalomjegyzék szerkesztői tevékenységét, illetve Rozs András bravúros tördelését, nyomdai előkészítését. A kötet előkészítéséhez a Dunatáj Nonprofit Zrt. nyújtott nélkülözhetetlen segítséget, melyet ezúton is köszönök.

A kötet nem jelenhetett volna meg a Külgazdasági és Külügyminisztérium, illetve a Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság támogatása nélkül. A kötetten dolgozó munkatársak és az olvasók nevében is köszönöm támogatásukat.

Budapest, 2022. szeptember 24.

HARASZTHY LÁSZLÓ

LAPOSFÉRGEK

Platyhelminthes

Amerikai óriásmájmetely

Fascioloides magna (BASSI, 1875)

Eredeti elterjedési terület

A kórokozó vírusokat és baktériumokat, sőt a növények kártevőit vagy az állatok parazitáit általában nem szokás az inváziós fajok közé sorolni, bár ezek invazív képességét a növényi kultúrákban okozott sokszor hatalmas károk, illetve a járványok kétségkívül bizonyítják. Ezért van helye e könyvben ennek a szarvasfélék (Cervidae) májában élő, hatalmasra növő, Észak-Amerikából származó laposféregnek (Platyhelminthes). Annak ellenére, hogy ezt az élősködőt a torinói Királyi Vadaspark Amerikából behozott vapitijeiben (*Cervus elaphus canadensis*) fedezték fel és írták le először (BASSI 1875), az eredeti hazája Amerika északi felére korlátozódik, ahol elsősorban az őzformák (Capreolinae) rokonságába tartozó őszvérszarvasban (*Odocoileus hemionus*) és fehér-farkú szarvasban (*O. virginianus*) él, de ezek mellett előfordul a vapitiben is, sőt a szarvasfélék (Cervidae) családjába tartozó összes agancsos vadban képes megtelepedni. Az amerikai óriásmájmetely endemikus az Amerikai Egyesült Államok délkeleti és északnyugati partvidékén, a Nagy-tavak környékén, továbbá Kanada sziklás-hegységi tájain, illetve Labrador és Quebec határvidékén, de szórványosan előfordul a kontinens minden olyan helyén, ahol szarvasok élnek (MALCICKA 2015).

Magyarországi megjelenése

Az amerikai óriásmájmetelyt Észak-Amerikából behozott vapitikból (*Cervus elaphus canadensis*) írták le Észak-Olaszországban, azaz még azelőtt behurcolták Európába, mielőtt felfedezték volna. Az északolaszországi területekről a faj nem terjedt tovább (BAZSALOVICSOVÁ *et al.* 2015). A torinói vadasparktól függetlenül morvaországi vadaskertekbe is

telepítettek amerikai szarvasféléket (Cervidae) a 19. század végén, ezekből származhatott az a metelyállomány, amelyik azután Közép-Európa szarvasait több országban megfertőzte (ERHARDOVÁ-KORTLÁ 1971), és azóta is terjedő hajlamot mutat. Annak ellenére, hogy Csehországban és Szászországban már az 1930-as években felismerték az amerikai óriásmájmetely jelenlétét (ULLRICH 1930, SALOMON 1932), Ausztria északkeleti részét csak 1983-ban (PFEIFFER 1983), a mai Szlovákia délnyugati területeit pedig csak 1988-ra érte el, miután előzőleg már az 1960-as években több cseh tartományban is endemikussá* vált (RAJSKÝ *et al.* 1994). Magyarországon először 1992-ben észlelték a Szigetközben (MAJOROS & SZTOJKOV 1994), és attól kezdve a Duna mentén rohamosan terjedt a déli országrész felé is, elsősorban a gemenci ártéren terjeszkedve. Onnan Baranyába és Somogyba is átterjedt, és elindult észak felé, a Balaton irányába (NAGY *et al.* 2018). A Szigetközből nyugat felé terjeszkedve a Hanságban is megjelent, 2013-ban pedig már egy Fertő mellett elejtett gímszarvasban (*Cervus elaphus*) is megtalálták (HADARICS T. *pers. comm.*). Mivel a gímszarvas és az őz (*Capreolus capreolus*) vízbe esett boggyós ürüléke (amely tartalmazhatja a metely petéit) napokig úszik a felszínen, illetve a fertőzött köztigazdákat az áradások könnyen elsodorják, a folyók mentén a parazita a folyásirányban könnyen terjed, így megjelent már Szerbiában és Horvátországban is, ahol szintén okozott problémákat. Eredeti morvaországi megtelepedési centrumából az amerikai óriásmájmetely északi és nyugati irányban alig terjed, mert a hegyek felé csak a szarvasok tudják terjeszteni, így Németországban és Lengyelországban is csak szórványos előfordulását jelezték (DEMIASZKIEWICZ *et al.* 2018). Ezzel szemben

* Az endemicitás fogalma a parazitológiában abban az esetben használatos, ha egy parazita előfordulása bizonyos területekhez kötött, és vannak fertőzésmentes területek is. Azaz, nem azt jelenti, mint a növények és állatok esetében, hogy kizárólag csak egy helyen él. A májmetely esetében ez a fogalom már nagyon régóta használatos, mert az régi tapasztalat, hogy vannak metelyes és metelymentes helyek.

a víz segítségével történő terjedése a Duna medencéjében szinte robbanásszerű inváziót eredményezett (FLORIJANČIĆ *et al.* 2010).

Biológiája

Az amerikai óriásmájmetely a *Fascioloides* nem egyetlen faja. Ugyanúgy fejlődik, mint a közönséges májmetely (*Fasciola hepatica*), amelynek kifejlett egyedei főleg a tülköszsarvú kérődzők (Bovidae) májában élnek (LOKER & HOFKIN 2015). Mindkét májmetelyfajnak vannak rendes (adekvát) és rendellenes (abnormis) gazdái is, ami azt jelenti, hogy az előbbieken a metely szaporodásra képes, az utóbbiakban azonban nem. Az amerikai óriásmájmetelynek Magyarországon az összes őshonos és betelepített szarvasféle (Cervidae), illetve az őz (*Capreolus capreolus*) megfelelő gazda. A szarvasmarhában (*Bos taurus*), a juhokban (*Ovis spp.*) és olykor a vaddisznóban (*Sus scrofa*) is fejlődésnek indul ugyan, s azokban olykor súlyos betegséget is okozhat, de a petéit nem tudja kijuttatni a külvilágra (szarvasmarhában a kötőszöveti tok – amelyekben a metelyek élnek – zárt, nem nyílik az epeutakba). Az agancsos vadban akár 10 cm hosszúságot is elérő, nyelv alakú, lapos metelyek diónyi nagyságú, kötőszövetes falú tágulatokban élnek a májban, majdnem mindig kettesével. Ezek a kötőszövetes tokok az amerikai óriásmájmetelyek mellett azok emésztett vérből álló, feketésbarna ürülékét és petéik tömegét tartalmazzák. A metelyek milliós nagyságrendben termelik maguk köré a petéket, amelyek a kötőszövetes tokokból egy kis nyíláson át tudnak egy-egy epejáratba ürülni. A fertőzött szarvasfélék májában olykor nyolc-tíz ilyen féregtartalmú üreg van, ezért az epével az epevezetőn keresztül a bélbe, majd onnan az ürülékkel a külvilágra kerülő peték naponta százas nagyságrendben távoznak az állatokból.

Amennyiben a szarvas hullatéka a vízbe kerül, a benne lévő petékben néhány hét alatt csillókkal borított lárvák alakulnak ki, amelyek kirajzanak a vízbe. Ezeknek a miracidiumnak nevezett lárváknak órákon belül köztigazdát – valamilyen vízi tüdőcsigát (Basommatophora) – kell találniuk, hogy abba befurakodhassanak. Ez nem is olyan nehéz feladat, mert a metelylárva fejlődéséhez legalkalmasabb csigák éppen azokban a pocsolyákban és dágványokban fordulnak elő a legnagyobb számban, ahol a szarvasok dagonyázní szoktak (DUNKEL *et al.* 1996, RONDELAUD *et al.* 2005). Magyarországon a májmetelyes pocsolyacsiga (*Galba truncatula*) az az apró csigafaj, amelyik gyakran megtalálható a sekély tócsákban és a mocsarak szélén, ezért nem véletlenül vált a májmetelyek lárváinak köztigazdájává. Az amerikai

óriásmájmetely is ezt a csigát „használja” lárváinak felszaporításához és fejlődéséhez, mivel őshazájában is ez a csiga a parazita köztigazdája. A köztigazdába befurakodott miracidiumok ezután három különböző fejlődési állapotban keresztül megsokasodnak a csiga testébenben, mégpedig ivartalan úton. A búzaszemnyi méretű májmetelyes pocsolyacsiga testéből a szaporodási fázis végén több mint 20 kis metelylárva (cerkária) szabadul ki, de a nagyobb csigák esetében a belőlük kirajzó lárvák száma akár 1000 is lehet (PYBUS 2001). A cercáriák farkuk csapkodása révén élénken mozognak a vízben, de csak percekig, amíg szilárd felületet nem találnak. Azon megtapadnak, és vastag burkot választanak ki maguk köré, amelyben olykor – ha elkerülik a teljes kiszáradást – hónapokig is élnek. A betokozódott és farkukat vesztett lárvákat (metacerkária) legelés közben a fűvel együtt nyelik le a kérődzők, amelyekben mint végleges gazdáknak befejeződik a parazita fejlődése. A metacerkária tulajdonképpen már egy kicsiny metely, amelyik a bélbe jutva átfúrja magát annak falán, így a hasüregbe jut, ahonnan viszont befúrja magát a májba, ahol kifejlett metellyé növekszik. Növekedve és párját keresve egy ideig vándorol a májban, ezáltal roncsolja a májszövetet, vérzéseket, elhalásokat és gyulladásokat idéz elő abban. Ennek ellenére ritkán okozza a szarvasok elhullását, de a májukat tönkre téve gyengíti, sorvasztja azokat, ami agancsfejlődési zavarokat okozhat, ezért az amerikai óriásmájmetellyel parazitált szarvasok a szokásosnál gyengébb agancsot raknak fel (URSPRUNG *et al.* 2006, SLAVICA *et al.* 2006).

Az amerikai óriásmájmetely biológiájához hozzátartozik, hogy a májban képződő kötőszövetes tokokban olyan nagy mennyiségű pete halmozódik fel, hogy még ha gyógyszerekkel sikerül is elpusztítani a metelyeket, vagy azok maguktól elpusztulnak, a fertőzött gazda azt követően még akár élete végéig is ürítheti a már kész, életképes petéket. Egyetlen egészségesnek látszó szarvas a peték millióit őrizheti a májában, és ha elhullik vagy zsákmányul esik, a mindenevők vagy ragadozók által felfalt májából is tovább szóródhatnak a peték a környezetbe a húsevő állatok ürülékén keresztül, mivel a peték falát az ő emésztőrendszerük sem tudja megemészteni. A természetes körülmények között tehát a farkasok (*Canis spp.*) és a dögevők éppúgy terjesztői lehetnek az amerikai óriásmájmetelynek, mint maguk a szarvasok.

Ökológiai igényei Magyarországon

Az amerikai óriásmájmetely elterjedési adatai egyértelművé teszik, hogy a nedves területeken válik igazán gyakorivá a fertőzöttség, de nem kötődik feltétlenül a síkságokhoz, hanem a hegyvidékeken is



állandósulhat. A májmételyes pocsolyacsigáknak (*Galba truncatula*) nagyon kevés víz is elég a fennmaradáshoz, akár egy dűlőúti kátyúban is elszaporodhatnak. Megélnék az időszakos patakok nyirkosan maradó medrében és a vaddisznók (*Sus scrofa*) által kimélyített dagonyákban is. A csigák mételylárvákkal történő fertőződésének az a feltétele, hogy azt a vizet, ahol élnek, a szarvasfélék (*Cervidae*) alkalmanként látogassák, ivás vagy dagonyázás céljából. A szarvasok szinte mindig otthagyják a hullatékukat azokon a helyeken, ahol huzamosabb ideig tartózkodnak. A sekély vízbe hullott bélsárbogyókban akár hónapokig is életben maradnak a mételypeték, sőt egyes vizsgálatok szerint akár egy évig is (MASCOMA *et al.* 1999). A májmételyes pocsolyacsigáknak két-három generációja is fejlődhet egy év alatt a sekély vízborítású helyeken, így az egyes nemzedékeknek mindig van esélye fertőződni. Magyarországon a májmételyes pocsolyacsiga az alföldi sík területektől kezdve a hegyvidéki patakok forrásaig mindenütt előfordul, ezért a szarvasok mételykórja (fascioloidosis) elvileg bármely területen felütheti a fejét.

Ökológiai problémák és gazdasági hatások

Amerikai és európai tapasztalatok egyaránt azt támasztják alá, hogy a szarvasok (*Cervidae*) májának amerikai óriásmájmétely általi tönkretétele az állatok senyveségét és a trófeák minőségének romlását eredményezi, továbbá a métellyel erősen fertőzött területeken juhokat (*Ovis aries*) nem lehet tartani, mert azok érzékenyek a fertőzésre és hamar elhullanak (FOREYT & TODD 1976). Az európai őz (*Capreolus capreolus*) egyes megfigyelések szerint szintén érzékenyebb a fertőzésre, mint a gímszarvas (*Cervus elaphus*) és a mételyes területeken nagyon megfogyatkozik az állomány. Ilyen természetű károk azonban Magyarországon csak a szóbeszéd tárgyai, a szélesebb nyilvánosság mit sem tud az ilyen esetekről. Ennek az az oka, hogy a vadásztatással foglalkozó szervezeteknek komoly érdeke fűződik ahhoz, hogy az enyhébb, rendszeres elhullással nem járó betegségeket negligálják azért, hogy nehogy elriasszák a vadászokat, különösen a külföldi vendégvadászokat. Amennyiben egy fertőzés vagy parazitózis hatósági intézkedést nem igényel, és a sportvadászok vadászatait nem befolyásolja negatívan, akkor nem nagyon foglalkoznak vele, mert a hatékony beavatkozás lényegesen többbe kerülne, mint a vadásztatásból származó haszon. Tagadhatatlan, hogy az országban eddig még a legerősebben fertőzött területeken sem tapasztalták a bírálatra kerülő agancsok minőségének romlását, de azt tudni kell, hogy a selejtezőkor kilőtt állatok trófeáit nem vizsgálják, nem

minősítik. Az elejtett állatok máj felhasználásra nem kerül, azt a zsigereléskor többnyire a kilövés helyszínén hagyják, vagy ritkább esetben megsemmisítésre kerül a többi belsőszéggel együtt, esetleg kutyaeledelnek hasznosítják, illetve a hajtóknak adják. A vad húását a vadfeldolgozó üzem értékesíti, s ezért maga a vadász jószérével nem is észleli a hús minőségének és mennyiségének változását.

Az amerikai óriásmájmétely következtében a juhok elhullását eddig még csak sporadikusan észlelték, például akkor, amikor jogosulatlanul legeltettek állatokat nagyvadas területeken. Mindezek a tényezők összességükben abban az irányban hatnak, hogy az amerikai óriásmájmétely megállíthatatlanul tud terjedni Magyarországon. A vadászok leginkább a világháló *Vadászati Információs Portálján* tájékozódhatnak a betegséggel kapcsolatban, amely fórumon a parazitával való együttélést tarják az egyetlen lehetséges útnak, mivel a fertőzés felszámolása a szakemberek szerint lehetetlen (www.vadasz.info.hu).

A nagyvadgazdálkodás talán legfontosabbnak tartott beavatkozási formája a selejtezés, amely főleg a hivatásos vadászok feladata. Ezt sehol sem bízzák a természetre, hanem pontosan meghatározott szempontok alapján történik a nem megfelelőnek ítélt állatok kilövése. A betegségek, így a paraziták, azaz az amerikai óriásmájmételyek is szelekciós nyomást gyakorolnak a vadpopulációra. Vannak olyan vélemények, melyek szerint az amerikai óriásmájmétely csak a „gyenge” állatokat támadja meg, tehát a szelekciós törekvéseket még segíti is. A fertőzött területeken a vadállomány fokozott hasznosítását ajánlják (www.vadasz.info.hu), ami tulajdonképpen azt jelenti, hogy a parazita és az intenzívebb vadászat együttesen még erősebb nyomást gyakorol a vadpopulációra, mint külön-külön.

Az amerikai óriásmájmétely országos méretű elterjedése beláthatatlanul súlyos következményekhez vezethet, mert a jövőben olyan vadállományokat is érinthet, amelyek nem élnek olyan bőséges táplálékot biztosító élőhelyeken, mint a Duna menti hullámtéri vizes élőhelyek. Olyan gazdasági tevékenységeken kívül, mint az élővad- vagy vadhúsexport, a vadaskerti vadnevelés vagy a háziállattartás, az élősködő elvileg veszélyeztetni képes még a muflonokat (*Ovis aries musimon*) is, és megvan annak a lehetősége is, hogy olyan állatfajokat is fertőzni fog, amelyekben eddig nem észlelték az előfordulását. Erre intő példa a közönséges májmétely (*Fasciola hepatica*) elterjedése a Franciaországban szabadon élő nutriákban (*Myocastor coypus*), amelyek az evolúció során soha nem találkoztak korábban ezzel a parazitával (MÉNARD *et al.* 2001). Mivel számos közlemény



tanúsítja, hogy a közönséges májmetely még az embert (*Homo sapiens*) is fertőzni képes (ESTEBAN *et al.* 1998, MAS-COMA *et al.* 1999), az amerikai óriásmájmetely esetében sem zárható ki a humán fertőződés lehetősége. Számolnunk kell továbbá azzal is, hogy Magyarországon az egyre elterjedtebb hód (*Castor fiber*) is könnyen válhat az amerikai óriásmájmetely egyik terjesztő gazdájává, mivel e rágcsáló sok esetben a köztigazda májmetelyes pocsolyacsigákkal (*Galba truncatula*) és az artéri erdő gímszarvasaival azonos élőhelyeken telepszik meg.

Védekezési lehetőségek

A vadhús gyógyszerekkel való kontaminációjának elkerülése végett semmiféle gyógykezelés nem engedhető meg a vadászati időszakban, illetve közvetlenül előtte sem. A gímszarvasok (*Cervus elaphus*) májában élő amerikai óriásmájmetelyek elpusztítása céljából Magyarországon a tavasztól a nyár közepéig terjedő időszakban lehet csak állomány szintű gyógykezelést alkalmazni, s ilyeneket több alkalommal is végeztek nálunk és külföldön is (URSPRUNG *et al.* 2006). Sajnos, az évnek ebben a szakaszában a vad nem rendszeresen jár a szórókra, és a számára kihelyezett nyalósót is kevésbé keresi fel, ezért a szájon át adagolt gyógyszereknek csak mérsékelt hatása van, noha egyébként azok nagyon hatásosak a paraziták ellen. A szabadon élő vadállomány ilyen jellegű gyógykezelése költséges és nagy gondosságot igénylő munka, ezért csak jól szervezett, tőkeerős vadgazdaságok élhetnek vele (QURESHI *et al.* 1994). A vadaskertekben jobban ellenőrizhető a fertőzöttség, sőt megszüntethető akár

a téli időszakban történő gyógykezelés is, aminek az az előnye, hogy télen kisebb a környezetből történő újrafertőződés lehetősége (SLAVICA *et al.* 2006).

Szintén költségigényes a lőtt vad zsigerinek megsemmisítése, ami elásással, mészgödörbe helyezéssel, állati-fehérje-feldolgozással oldható meg. Mindez ma még nem általánosan jellemző a vadászatra, különösen, ha az egyéni, cserkeléses vadászat formájában valósul meg. Nagy felelősség hárul ebben a zsigerelelőkre, akik sajnos többnyire éjjel végzik ezt a műveletet, s maga a vadász sok esetben nem is látja a belsősegeket. A vadászat helyszínén az avar alá söpört vagy árokba lökött szervmaradványokat a vaddisznók (*Sus scrofa*) és az erdei ragadozók napok alatt eltüntetik ugyan, de mivel az ürülékükkel szétszórják a petéket, a beleket és a májat semmiképpen nem szabad otthagyni.

A harmadik védekezési lehetőség a köztigazda csigák irtásában rejlik, de azt csak olyan esetben érdemes megkísérelni, ha pontosan ismerjük és behatároljuk azokat az élőhelyeket, ahol a májmetelyes pocsolyacsigák (*Galba truncatula*) tömegesen fordulnak elő. A legtöbb esetben ezek nem állandó víztestek, hanem időszakos vízfoltok, például belvizek vagy kátyúk. Ilyen helyeken laboratóriumi vizsgálatokkal meg lehet állapítani a csigák fertőzöttségének mértékét, és az élőhelyek kiszárításával, illetve mechanikai módszerekkel lehet felszámolni a köztigazda populációit. Noha nehezen megvalósíthatónak látszik, ez a védekezési mód a jövőben szükségessé válhat, mert úgy tűnik, hogy a gyógyszeres beavatkozás önmagában nem hatásos (HAIDER *et al.* 2012).

Irodalom

BASSI 1875, BAZSALOVICSOVÁ *et al.* 2015, DEMIASZKIEWICZ *et al.* 2018, DUNKEL *et al.* 1996, ERHARDOVÁ-KOTRLÁ 1971, ESTEBAN *et al.* 1998, FLORIJANČIĆ *et al.* 2010, FOREYT & TODD 1976, HAIDER *et al.* 2012, LOKER & HOFKIN 2015, MAJOROS & SZTOJKOV 1994, MALCICKA 2015, MAS-COMA *et al.* 1999, MÉNARD *et al.* 2001, NAGY *et al.* 2018, PFEIFFER 1983, PYBUS 2001, QURESHI *et al.* 1994, RAJSKÝ *et al.* 1994, RONDELAUD *et al.* 2005, SALOMON 1932, SLAVICA *et al.* 2006, ULLRICH 1930, URSPRUNG *et al.* 2006

MAJOROS GÁBOR

PUHATESTŰEK

Mollusca

A magyarországi szinantróp és idegenhonos puhatestűek jelentősége

Minden más állatcsoporttól eltérően, Magyarországon (is) a puhatestűek (Mollusca) között találjuk az őshonos fajok számához képest a legtöbb idegenhonos fajt. A hazánkban fellelhető mintegy 200 természetes módon előforduló faj mellett legalább 89 olyan csiga (Gastropoda) és kagyló (Bivalvia) is él nálunk, amelyek a fennmaradásához és terjedéséhez az ember valamiképpen hozzájárul (1. táblázat). Ez a kedvezőtlen arány részben azért van, mert Magyarország jelenlegi területén a legtöbb állattörzs fajaihoz képest eleve kevés puhatestű faj él, másrészt a rejtett életmódjuk miatt észrevétlenebbül, a kicsinységük következtében pedig könnyebben terjednek, mint a náluk feltűnőbb állatok. Ezek jelenleg nem mind inváziós fajok. Megtelepedésük és terjedésük történhet spontán vagy az ember közvetlen közreműködésével, és közülük némelyik invázióssá válik, amelyek legfontosabb fajait CSÁNYI és VARGA (2017) korábban már összegezte. Az egyértelműen inváziós fajokat külön fejezetekben tárgyaljuk; a már megtalált, de jelentőség nélküli antropochor fajokat a "Rejtőzködő idegenek" című fejezetben röviden említjük; valamint a Magyarországon eddig csak fogságban vagy állatkereskedésekben jelenlévő fajokat (mint "potenciálisan kiszabadulókat") csupán a táblázat soraiban tüntettük fel. Előre azonban nem tudhatjuk, hogy a betelepülő fajok közül melyek lesznek később negatív hatással a helyi ökoszisztémákra vagy az emberi tevékenységekre. Az azonban sejthető, hogy ha az ember környezetében érzik jól magukat, akkor a terjedésük sokkal hatékonyabb, mintha csak a természetes élőhelyeken fordulnának elő. A gyors terjedés viszont alkalmassá teszi a fajokat arra, hogy inváziósak legyenek, ezért a szinantróp fajok között érdemes keresni a potenciálisan inváziós fajokat. A mellékelt táblázatban feltüntettünk minden olyan csiga- és kagylófajt, amelyik Magyarországon antropochor módon, azaz ember (vagy főleg ember) segítségével terjedt el akár a szabadban, akár zárt környezetekben. Ezeket a fajokat kívül természetesen

vannak olyanok is, amelyek jelenleg spontán terjednek ugyan nálunk, de az őshonosságuk vitathatatlan, és ha esetleg a jelenlegi egyedsűrűségüknel és elterjedtségüknel gyakoribbá válnak is – akár az ember tevékenysége révén – az sem okoz problémát a jövőben. Ilyenek például a kerti- és ligetcsigák (*Cepaea* spp.) (KOVÁCS 1976, 1977) és a bánáti szalagoscsiga (*Drobia banatica*). (DELI & FARKAS 2006).

Eredeti elterjedési területük

A táblázatból látható, hogy Magyarországra a világ minden tájáról települtek be vagy hoztak be puhatestűeket (Mollusca) – és biztosak lehetünk abban, hogy ez még a jövőben is megtörténik majd. A behurcolt fajok közül eddig csak viszonylag kevés vált invázióssá, függetlenül attól, hogy azok Amerikából, Afrikából vagy Ázsiából érkeztek. Úgy tűnik, hogy nem az eredeti elterjedési terület határozza meg a fajok inváziós képességét, hanem azok a mutációk, amelyek képesé teszik azokat az új élőhelyeken való sikeres elszaporodásra. A korábbi elterjedési terület ismeretének abban van jelentősége, hogy ha külföldön már meg tapasztalták a faj inváziós természetét, akkor az nagy valószínűséggel nálunk is megtarthatja ezt a képességét. Persze ez nem mindig van így, mert például az afrikai óriáscsiga (*Lissachatina fulica*) egyes trópusi-szubtrópusi országokban igen agresszív inváziós faj, de a mérsékelt öv teleit eddig még képtelen volt túlélni. Ugyanakkor az eredetileg a mediterrán partok tűző napfényben fürdő sziklái között megbújó cirádás éticsiga (*Cornu aspersum*) már teljesen hozzászokott a közép-európai, fagyos télhez (PÁLL-GERGELY *et al.* 2019), ezért nem lehetetlen, hogy meleg égövi fajok is meghonosodjanak a Kárpát-medencében.

A fajok bekerülése Európába és Magyarországra

A betelepülő fajok eredetének ismeretében megfigyelhető volt, hogy a távolabbi kontinensekről származók

nem közvetlenül a tengerentúlról érkeztek hozzánk, hanem európai kereskedők, szállítók révén jutottak be az országba. Ismert, hogy mindegyikük már előbb jelen volt a minket körülvevő országok valamelyikében, mielőtt megtelepedett volna nálunk. Európa más tájairól behurcolt vagy szándékosan tenyésztett fajok is előbb jelentek meg a szomszédos vagy a hozzánk viszonylag közeli országokban, mint Magyarországon, s mindez azt mutatja, hogy egy puhatestű (Mollusca) a tőle elvárt viselkedéshez híven *non fecit salta*, vagyis nem ugrásszerűen terjed. Legalábbis nem olyan gyorsan, hogy a fajok inváziójára ne lehetne előre számítani, ha azok már más országokban bizonyították invazív mivoltukat. Ajánlatos persze óvatosságnak lenni, és legalább az épületekben kialakított tenyészetekben (akváriumokban, terráriumokban) nevelhető fajokat nem tanácsos a szabadban nevelni még akkor sem, ha az technikailag megoldható. Természetesen mindig lesznek újabb és újabb egzotikus csigák és kagylók (Bivalvia) a díszállattartók birtokában, ezért figyelemmel kell kísérni azok sorsát. Ezután is számítani kell újabb és újabb idegenhonos fajok magyarországi betelepülésére, és megfelelő intézkedésekkel szűkíteni kell azok kiszabadulásának lehetőségeit.

Egyes fajok maguktól, a „saját talpukon csúszva” érkeztek Magyarországra és váltak inváziós fajjává. Vannak olyanok, akik a spontán betelepülő, természetes úton terjeszkedő fajokat nem is tekintik inváziós fajnak, de például az aranysakál (*Canis aureus*) terjedésének szemléletes példája sok ember számára nyilvánvalóvá teszi, hogy az inváziós hajlam nem feltétlenül csak az antropochor behurcolás velejárója. A csigák (Gastropoda) esetében például a lapos kórócsiga (*Xerolenta obvia*) bár kis számban ugyan, de a jégkorszak óta jelen volt a Kárpát-medencében (KROLOPP 1975), mégis inváziós fajnak tekintendő, mert ez az utak mentén (*ob via*) terjedő csigafaj szinte minden növényi gyomtársulásban képes megtelepedni és nagyon sűrű populációkat létrehozni. A legelő-köztigazdaként terjeszti a parazitákat, a homokos vidékeken pedig kompetitora a szubendemikus bordás kórócsigának (*Helicopsis striata*), amelynek a legnagyobb európai állománya a Kiskunságban él. A lapos kórócsiga esetében az ember környezetéhez történő alkalmazkodás volt a sikeres elszaporodás feltétele.

Be kell látni, hogy a puhatestű fauna változása mindenképpen bekövetkezik az idők folyamán, és az új fajok betelepülése nem mindig elítélendő. Mivel az ember meghatározza a fajok terjedésének valószínűségét, arra lehet számítani, hogy az általa segített fajok élveznek majd előnyt a spontán terjeszkedőkkel szemben. A kifejezetten szinantrop spanyol meztelencsiga (*Arion vulgaris*) például néhány év

alatt elárasztotta Magyarországot, ezzel szemben közeli rokonfaja, az inkább természetes élőhelyeket kedvelő vörös meztelencsiga (*A. rufus*), noha az előzővel azonos elterjedési területről indult kelet felé, megtorpanni látszik az országhatáron (BOTKA & VARGA 1984). Az élő csigák és kagylók (Bivalvia) a gépjárművek alvázára és a hajók fenekére tapadva, a szállított áruban, az emberek zsebében, poggyászában, az állatok szőrére ragadva vagy akár a madarak emésztőtraktuson átjutva is életben maradnak (WADA *et al.* 2011), és ilyen módon elhurcolódva is elérhetik hazánk területét.

A puhatestűek ember általi széthurcolására furcsa bizonyosság az a sok tengeri csiga- és kagylóhéj, amelyeket olykor fellel a földet fürkésző, szemfüles malakológus, akinek a szeme már amúgy is rááll az ilyen állatok észrevételére. Így például a Duna kavicsos partján talán uszályokról származó apróbb tengeri kagylók (*Donax* spp., *Macoma* spp.) héjai hevernek néha, de ennél sokkal gyakrabban láthatunk eldobott csigahéjakat, kagylókat a lomtanításkor vagy egyéb alkalommal kiszórt szemétkben. Igen sok héjat kerti díszként használnak, és sok tengeri eredetű puhatestű héja juthat a környezetbe ételmaradványok formájában, mert például a Budapest környéki árkok hordalékában, kifejezetten emberi fogyasztásra tenyésztett ázsiai kagylók héjait is fellelhetjük. Mivel az étkezési célra szolgáló csigákat és kagylókat élő állapotban szállítják, és a legtöbb esetben élő állatok formájában árusítják is, elvileg nem zárható ki, hogy élve szabaduljanak ki az emberi kontroll alól. Az ilyen állatmaradványok passzív módon kerülnek a rendellenes környezetükbe, így nyilvánvalóan bizonyítják az ember szerepét a terjesztésükben. Nem az emberek odafigyelésén múlik például, hogy a dunai hajókról lesöpört vagy lepottyant, s aztán a folyópartra sodródott tengeri állatok nem tudnak megtelepedni nálunk, hanem pusztán azon, hogy ezek nem találják meg ott az életfeltételeiket. Az édesvízi és szárazföldi gerinctelenek sok elhurcolási lehetősége különösen érvényesülhet a csigák esetében, mivel azok az életmódjukból adódóan hosszú időszakokat töltenek inaktív állapotban, amikor a külvilág hatásai alig veszélyeztetik őket. A hibernáció vagy az esztiváció állapota egyaránt alkalmas arra, hogy ez időszak alatt a legkülönbözőbb passzív módon helyet változtassanak a héjukba visszahúzódt állatok.

A terjeszkedésre képes puhatestű fajok biológiájának általános sajátosságai

Főleg a kisebb testű puhatestűek (Mollusca) tényleges élőhelyei sok esetben csupán csak néhány m²-nyiek, mert nagyon kötődnek bizonyos életfeltételekhez.

Sokszor csak egy bokor aljára, egy sziklahasadékra, egy kövekből rakott támfalra, néhány magasabbra nőtt kóróra vagy időszakos pocsolya medrére korlátozódik egy-egy populáció kiterjedése. Szétterjedésük sikerét viszont megnöveli az, ha kedvező életkörülmények között megnövekszik az egyedszámuk, mert így nagyobb valószínűséggel juthatnak ki egyes példányok a korlátot jelentő, szűk élőhelyről. S valóban, a sikeresen terjeszkedő fajok legalább időnként nagyon nagy egyedsűrűségű állományokat hoznak létre, vagy legalább bizonyos időjárási körülmények között, bizonyos években igen nagy mennyiségű utódot produkálnak. Az egyes korosztályok egyedeinek száma olykor egy vagy akár két nagyságrenddel is különbözhet, mert a csigák (*Gastropoda*) százas, a kagylók (*Bivalvia*) pedig akár ezres nagyságrendben produkálják utódaikat. A robbanásszerű elszaporodás egyes vízi és szárazföldi fajok esetében szinte törvényszerű, de ez a gradációs típusú populációváltozás nem folyamatos, hanem előbb-utóbb mindig összeomlik, és csak néhány egyed marad élve a következő korcsoport létrehozásához. Ez a stratégia különösen jól megfigyelhető az időnként kiszáradó tavakban, mocsarakban élő vízi csigákon, a szárazföldön pedig a már említett lapos kórócsiga (*Xerolenta obvia*) esetében, amelyik egy néhány m²-es folton nagy tömegben elszaporodva majd eltűnve, egy-két év múlva egy másik helyen képez sűrű állományt.

A szaporodás módja is nagyon befolyásolja az egyes generációk túlélési sikerét. A legtöbb, sűrű populációban előforduló csiga csak egyszer vagy kétszer rak petéket, azután elpusztul. Ezek az ún. semelpar állatok látszólag „mindent egy lapra tesznek fel”, csakúgy mint az egynyári növények, de ez a stratégia sok rovar (*Insecta*) esetében is megfigyelhető, mert a nagyobb méretű és anyagcseréjű szülőgenerációnak így nem kell átvészelnie a telet. A kisebb tüdőszívű vízicsigák és a meztelencsigák legtöbb faja semelpar, de a szárazföldi csigák között is több faj ezt a szaporodásmódot alkalmazza. Így szaporodik például minden behurcolt kórócsigafaj. A semelpar fajok nagyobb valószínűséggel lesznek inváziósak, mint a többször párosodó és utódokat szülő, iteropar puhatestűek. Az utóbbiak között is találunk azonban inváziós fajokat, főleg akkor, ha nagy számú eleven utódot szülnék. A petékből azonnal kibújó kiscsigákat szül az új-zélandi vízicsiga (*Potamopyrgus antipodarum*), a maláj toronycsiga (*Melanoides tuberculata*), a trombitacsiga (*Tarebia granifera*), illetve aktívan úszó lárvákat az amuri (*Sinanodonta woodiana*) és a kosárcagyló (*Corbicula* sp.). E puhatestűek mind inváziós fajok, és több éven át szaporodó példányaik vannak.

A szinantróp fajok hazai ökológiai igényei

A táblázatban szereplő fajok speciális ökológiai igényei az életmódjuk függvényében nagyon eltérhetnek egymástól, de az feltűnő, hogy a legtöbb fajuk a meleg vizet, illetve az olyan melegebb, be nem fagyó talajokat kedveli, mint amilyen a terráriumok, üvegházak földje, vagy a kőfalak tövében, sziklarepedésekben, nagyobb kövek alatt fagymentesen maradó talajfolatok. Kifejezetten hidegkedvelő – északról származó – faj nincs is köztük. Ez sejtetni engedi, hogy az inváziós természetű fajok között is főleg a melegkedvelők kapcsán számolhatunk a magyarországi betelepülés lehetőségével.

Az akváriumban és terráriumban tartott fajok jó része – főleg azok, amelyek szabadban való előfordulását Magyarországon még nem tapasztalták – kevésbé tűnik veszélyesnek, mert az akvaristák szóhasználatával szólva, ezek olyan „kényesek”, hogy még az intenzív gondozás mellett sem szaporodnak az itteni körülmények között. Ez a szűk környezeti igény azonban kiszélesedhet, ha például egy felsősvízi faj teljesen édesvíztűrővé alakul, ami például bekövetkezett a fekete-tengeri *Clathrocaspia* csigáknál, és az új-zélandi vízicsigák (*Potamopyrgus* spp.) esetében is ez vezetett egyes fajok elterjedéséhez.

A terjeszkedő fajok által okozott problémák

A betelepülő fajok részben a többi faj szaporodási esélyét ronthatják, részben gazdasági kárt okozhatnak. Az előbbire érdekes példa egy mesterséges, de jól megfigyelhető tó, a budapesti Városligeti-tó esete, amelyben az évek alatt egymást váltották az ott elszaporodó puhatestűek (*Mollusca*). Wiesinger Márton, a neves akvarista a háború után még a manapság a legnagyobb ritkaságnak számító trombitás mocsárcsigákat (*Radix ampla*) gyűjtött ott (WIESINGER 1975), mert a tavat azelőtt nem szárították ki, és nem is tisztították a medrét. A trombitás mocsárcsigákat az 1970-es évek elején kiszorították a meder kiszáradását tűrő közönséges particsigák (*Bithynia tentaculata*), majd azokat a törékeny gömbkagylók (*Musculium lacustre*) követték, s az őshonos fajok szukcessziójának végét a hatalmas tömegben elszaporodó zöldes kerekcsigájú csiga (*Valvata piscinalis*) jelentette a 20. század vége előtt. Ezután megjelentek az idegenhonos fajok, elsőként az amerikai tányércsiga (*Planorbella duryi*). Ezt követte a maláj toronycsiga (*Melanoides tuberculatus*), majd napjainkban a trombitacsiga (*Tarebia granifera*) lett az egyeduralgó a tóban.

Az ember Kárpát-medencei megjelenése óta Magyarország jelenlegi területére élő példányok formájában bekerült és a kereskedelembe vagy a szabadban terjedő, idegenhonos, szinantróp puhatestűek

Jelenleg használt tudományos név	Gyakori szinonim név	Magyar név	Életmód, illetve rokonsági kör	A faj eredeti elterjedési központja	A betelepülés bizonyított vagy legvalószínűbb forrása	Az emberi közreműködés módja, illetve a behurcoló közeg	A be-település ideje vagy a szaporítás kezdete	Az első megtelepedés feltételezett helye vagy ismert helye	Az eddig ismert szabadföldi betelepülés helye	Magyarországon eddig teljesen tapasztalt károkozás	Az elvileg várható potenciális károkozás	A populációk várható perszisztenciája az országban
<i>Theodoxus fluviatilis</i>		folyami bődöncsiga	kopoltyús vízicsiga	Európa	spontán terjedés	áramló folyóvíz	20. század közepe	Tisza	Tisza, Duna, Körös, Balaton	nem ismert	nem várható	kihalása valószínűtlen
<i>Vittina waigensis</i>	<i>Neritina waigensis</i>	vörös versenycsiga	kopoltyús vízicsiga	Délkelet-Ázsia	díszállatkereskedelem	szándékos	néhány éve	állatkereskedések, akváriumok	nincs tudomás róla	nem ismert	nem várható	ismételten behurcolható
<i>Vittina semiconica</i>		hagymacsiga	kopoltyús vízicsiga	Indonézia	díszállatkereskedelem	szándékos	néhány éve	állatkereskedések, akváriumok	nincs tudomás róla	nem ismert	nem várható	ismételten behurcolható
<i>Neritina auriculata</i>	<i>Neritona taitense</i>	denevércsiga	kopoltyús vízicsiga	Polinézia	díszállatkereskedelem	szándékos	néhány éve	állatkereskedések, akváriumok	nincs tudomás róla	nem ismert	nem várható	ismételten behurcolható
<i>Neritina pulligera</i>		rohamsisacsiga	kopoltyús vízicsiga	Indonézia	díszállatkereskedelem	szándékos	néhány éve	állatkereskedések, akváriumok	nincs tudomás róla	nem ismert	nem várható	ismételten behurcolható
<i>Neritina natalensis</i>		csíkos csiga	kopoltyús vízicsiga	Afrika	díszállatkereskedelem	szándékos	néhány éve	állatkereskedések, akváriumok	nincs tudomás róla	nem ismert	nem várható	ismételten behurcolható
<i>Neritina juttingae</i>		Koopa királycsiga	kopoltyús vízicsiga	Délkelet-Ázsia	díszállatkereskedelem	szándékos	néhány éve	állatkereskedések, akváriumok	nincs tudomás róla	nem ismert	nem várható	ismételten behurcolható
<i>Neritona violacea</i>	<i>Neritina violacea</i>	vörösszájú bődöncsiga	kopoltyús vízicsiga	India	díszállatkereskedelem	szándékos	néhány éve	állatkereskedések, akváriumok	nincs tudomás róla	nem ismert	nem várható	ismételten behurcolható

Jelenleg használt tudományos név	Gyakori szinonim név	Magyar név	Életmód, illetve rokonsági kör	A faj eredeti elterjedési központja	A betelepülés és bizonyított vagy legvalószínűbb forrása	Az emberi közreműködés módja, illetve a behurcoló közeg	A betelepülés ideje vagy a szaporítás kezdete	Az első megtelepedés feltételezett helye vagy ismert helye	Az eddig ismert szabadföldi betelepülés helye	Magyarországon eddig ténylegesen tapasztalt károkozás	Az elvileg várható potenciális károkozás	A populációk várható perzisztenciája az országban
<i>Neripteron taitense</i>	<i>Neripteron taitensis</i>	nagyfűlű denevérsziga	kopoltyús vízcicsiga	Polinézia	díszállatkereskedelem	szándékos	néhány éve	állatkereskedések, akváriumok	nincs tudomás róla	nem ismert	nem várható	ismételten behurcolható
<i>Neripteron auriculatum</i>	<i>Netina auriculata</i>	kistűlű denevérsziga	kopoltyús vízcicsiga	Polinézia	díszállatkereskedelem	szándékos	néhány éve	állatkereskedések, akváriumok	nincs tudomás róla	nem ismert	nem várható	ismételten behurcolható
<i>Cithon corona</i>	<i>Nerita corona</i>	sárgaöves süncsziga	kopoltyús vízcicsiga	Madagaszkár	díszállatkereskedelem	szándékos	néhány éve	állatkereskedések, akváriumok	nincs tudomás róla	nem ismert	nem várható	ismételten behurcolható
<i>Septaria porcellana</i>	<i>Navicella porcellana</i>	kagylócsiga	kopoltyús vízcicsiga	Dél-Ázsia	díszállatkereskedelem	szándékos	néhány éve	állatkereskedések, akváriumok	nincs tudomás róla	nem ismert	nem várható	ismételten behurcolható
<i>Celetaia persculpta</i>	<i>Torotia persculpta</i>	turbócsiga	kopoltyús vízcicsiga	Délkelet-Ázsia	díszállatkereskedelem	szándékos	néhány éve	állatkereskedések, akváriumok	nincs tudomás róla	nem ismert	nem várható	ismételten behurcolható
<i>Marisa cornuarietis</i>		csíkos tányércsiga	kopoltyús vízcicsiga	Dél- és Közép-Amerika	díszállatkereskedelem	szándékos	néhány éve	állatkereskedések, akváriumok	Eger-patak	nem ismert	nem várható	ismételten behurcolható
<i>Asolene spixii</i>	<i>Ampullaria zonata</i>	zebra almacsiga	kopoltyús vízcicsiga	Dél-Amerika	díszállatkereskedelem	szándékos	néhány éve	állatkereskedések, akváriumok	nincs tudomás róla	nem ismert	nem várható	ismételten behurcolható
<i>Filopaludina martensi</i>	<i>Paludina cingulata</i>	szellemcsiga	kopoltyús vízcicsiga	Délkelet-Ázsia	díszállatkereskedelem	szándékos	néhány éve	állatkereskedések, akváriumok	nincs tudomás róla	nem ismert	nem várható	ismételten behurcolható
<i>Pomacea diffusa</i>	<i>Pomacea bridgesii</i>	almacsiga	kopoltyús vízcicsiga	Dél-Amerika	díszállatkereskedelem	szándékos	néhány éve	állatkereskedések, akváriumok	Eger-patak ?	nem ismert	nem várható	ismételten behurcolható
<i>Pomacea canaliculata</i>	<i>Ampullaria canaliculata</i>	aranyalmacsiga	kopoltyús vízcicsiga	Dél-Amerika	díszállatkereskedelem	szándékos	néhány éve	állatkereskedések, akváriumok	nincs tudomás róla	nem ismert	nem várható	ismételten behurcolható
<i>Pomatias elegans</i>		nyugati ajtócsiga	szárazföldi kopoltyús csiga	Délnyugat-Európa	bőjti eledel ?	szándékos ?	több száz éve	kolostorok, remete-lakások	Tihany, Ócsa	nem ismert	nem várható	kihalása valószínűtlen

Jelenleg használt tudományos név	Gyakori szinonim név	Magyar név	Életmód, illetve rokonsági kör	A faj eredeti elterjedési központja	A betelepítés biológiai forrása	Az emberi közreműködés módja, illetve a behurcoló közeg	A be-település ideje vagy a szaporítás kezdete	Az első megtelepedés feltételezhető helye	Az eddig ismert szabadföldi betelepülés helye	Magyarországon eddig ténylegesen tapasztalt károkozás	Az elvileg várható potenciális károkozás	A populációk várható perszisztenciája az országban
<i>Pomatias rivularis</i>		keleti ajtócsiga	szárazföldi kopoltyús csiga	Dél-Európa	erdőbetelepítés?	talaj	20. század eleje	telepített szlávón tölgyesek	Dél-Dunántúl, Bátorliget	nem ismert	nem várható	kihalása valószínűtlen
<i>Ciathrocaspia knipowitschii</i>	<i>Caspia makarovi</i> ?	pontuzi rácsocsiga	kopoltyús vízcicsiga	Azovi-tenger vidéke	hajókkal	ballasztvíz	néhány éve	Dunakanyar ?	Kisoroszi, Budapest	nem ismert	nem várható	kihalása valószínűtlen
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	<i>Potamopyrgus jenkinsi</i>	új-zélandi vízcicsiga	kopoltyús vízcicsiga	Új-Zéland	hajókkal	vízi eszközök hézagai	évtizedekkel ezelőtt	Duna	Duna, Balaton stb.	nem ismert	paraziták terjesztése	kihalása valószínűtlen
<i>Melanooides tuberculatus</i>	<i>Melanooides tuberculata</i>	maláj toronycsiga	kopoltyús vízcicsiga	Délkelet-Ázsia, Afrika	diszállat-kereskedelem	szándékos	20. század eleje	állatkereskedések, akváriumok	Hévíz, Budapest	nem ismert	elképzelt	kihalása valószínűtlen
<i>Tarebia granifera</i>	<i>Thiara granifera</i>	trombitacsiga	kopoltyús vízcicsiga	Délkelet-Ázsia	díszállat-kereskedelem	szándékos	néhány éve	állatkereskedések, akváriumok	Budapest	nem ismert	elképzelt	ismételten behurcolható
<i>Thiara cancellata</i>	<i>Melanooides cancellata</i>	hajás csiga	kopoltyús vízcicsiga	Délkelet-Ázsia	diszállat-kereskedelem	szándékos	néhány éve	állatkereskedések, akváriumok	nincs tudomás róla	nem ismert	nem várható	ismételten behurcolható
<i>Tylomelania perfecta</i>		csokoládé nyúlcsiga	kopoltyús vízcicsiga	Indonézia	díszállat-kereskedelem	szándékos	néhány éve	állatkereskedések, akváriumok	nincs tudomás róla	nem ismert	nem várható	ismételten behurcolható
<i>Tylomelania patriarcalis</i>		pettyes nyúlcsiga	kopoltyús vízcicsiga	Indonézia	diszállat-kereskedelem	szándékos	néhány éve	állatkereskedések, akváriumok	nincs tudomás róla	nem ismert	nem várható	ismételten behurcolható
<i>Tylomelania zeamais</i>		narancs nyúlcsiga	kopoltyús vízcicsiga	Indonézia	diszállat-kereskedelem	szándékos	néhány éve	állatkereskedések, akváriumok	nincs tudomás róla	nem ismert	nem várható	ismételten behurcolható
<i>Tylomelania spp. hibridek</i>		nyúlcsiga	kopoltyús vízcicsiga	Indonézia	diszállat-kereskedelem	szándékos	néhány éve	állatkereskedések, akváriumok	nincs tudomás róla	nem ismert	nem várható	ismételten behurcolható
<i>Faunus ater</i>		lávaocsiga	kopoltyús vízcicsiga	Délkelet-Ázsia	diszállat-kereskedelem	szándékos	néhány éve	állatkereskedések, akváriumok	nincs tudomás róla	nem ismert	nem várható	ismételten behurcolható

Jelenleg használt tudományos név	Gyakori szinonim név	Magyar név	Életmód, illetve rokonsági kör	A faj eredeti elterjedési központja	A betelepítés és bizonyított vagy legvalószínűbb forrása	Az emberi közreműködés módja, illetve a behurcoló közege	A betelepülés ideje vagy a szaporítás kezdete	Az első megtelepedés feltételező helye vagy ismert helye	Az eddig ismert szabadföldi betelepülés helye	Magyarországon eddig teljesen tapasztalt károsítás	Az elvileg várható potenciális károsítás	A populációk várható perszisztenciája az országban
Anentome helena	<i>Clea helena</i>	osigaevő osiga	kopoltyús vízcicsiga	Délkelet-Ázsia	diszállat-kereskedelem	szándékos	néhány éve	állatkereskedések, akváriumok	Eger-patak ?	nem ismert	nem várható	ismételten behurcolható
Brotia herculea		Herkules-osiga	kopoltyús vízcicsiga	Délkelet-Ázsia	diszállat-kereskedelem	szándékos	néhány éve	állatkereskedések, akváriumok	nincs tudomás róla	nem ismert	nem várható	ismételten behurcolható
Brotia pagodula		tüskés pagodacsiga	kopoltyús vízcicsiga	Délkelet-Ázsia	diszállat-kereskedelem	szándékos	néhány éve	állatkereskedések, akváriumok	nincs tudomás róla	nem ismert	nem várható	ismételten behurcolható
Melanopsis parreyssii	<i>Melanopsis costata</i>	bordás homorosa	kopoltyús vízcicsiga	Románia	fajmentési kísérletek	szándékos	20. században	Budapest, (Malom-tó, stb.)	kihalt	nem ismert	nem várható	kihalt
Pseudo-succinea columella	<i>Lymnaea columella</i>	amerikai mocsártócsiga	tüdős vízcicsiga	Észak-Amerika	akváiumi növényeken	dísznövények felülete	évtizedekkel ezelőtt	botanikus kertek	Budapest	nem ismert	paraziták terjesztése	ismételten behurcolható
Orientalo-galba viridis	<i>Lymnaea viridis</i>	ázsiai mocsártócsiga	tüdős vízcicsiga	Délkelet-Ázsia	akváiumi növényeken	dísznövények felülete	évtizedekkel ezelőtt	disztavak	Budapest (kihalt?)	nem ismert	paraziták terjesztése	kihálására számítani lehet
Physella acuta	<i>Haitia / Physa acuta</i> és <i>hele-rostrophia</i>	hegyes hólyagcsiga	tüdős vízcicsiga	Közép- és Észak-Amerika	akváiumi növényeken	dísznövények felülete	20. század eleje	folyók, csatornák, medencék stb.	az ország egész területén	biofilm tönkretétele tisztítóokban	csövek eltömészelése	kihálása valószínűtlen
Planorbella duryi	<i>Helisoma duryi</i>	floridai tányércsiga	tüdős vízcicsiga	Észak-Amerika	akváiumi növényeken	dísznövények felülete	évtizedekkel ezelőtt	melegvízű tavak, csatornák	Hévíz, Budapest	nem ismert	nem várható	kihálása valószínűtlen
Planorbella trivolvis	<i>Helisoma trivolvis</i>	észak-amerikai tányércsiga	tüdős vízcicsiga	Észak-Amerika	akváiumi növényeken	dísznövények felülete	évtizedekkel ezelőtt	állatkereskedések, akváriumok	nincs tudomás róla	nem ismert	nem várható	valószínűleg kihalt
Gyraulus parvus		jövevény tányércsiga	tüdős vízcicsiga	Észak-Amerika	akváiumi növényeken	dísznövények felülete	évtizedekkel ezelőtt	állatkereskedések, akváriumok	az ország egész területén	nem ismert	nem várható	kihálása valószínűtlen
Gyraulus chinensis		kínai tányércsiga	tüdős vízcicsiga	Ázsia	akváiumi növényeken	dísznövények felülete	évtizedekkel ezelőtt	állatkereskedések, akváriumok	Budapest	nem ismert	nem várható	ismételten behurcolható

Jelenleg használt tudományos név	Gyakori szinonim név	Magyar név	Életmód, illetve rokonsági kör	A faj eredeti elterjedési központja	A betelepítés bizonyított vagy legvalószínűbb forrása	Az emberi közreműködés módja, illetve a behurcoló közeg	A betelepülés ideje vagy a szaporítás kezdete	Az első megtelepedés feltételezhető vagy ismert helye	Az eddig ismert szabadföldi betelepülés helye	Magyarországon eddig ténylegesen tapasztalt károkozás	Az elvileg várható potenciális károkozás	A populációk várható perzisztenciája az országban
<i>Ferrissia californica</i>	<i>Ferrissia wautieri</i> , <i>classini</i> stb.	apró sapskacsa	tüdős vízcicsa	Észak-Amerika	akváriumi növényeken	dísznövények felülete	évtizedekkel ezelőtt	az ország egész területén	az ország egész területén	nem ismert	nem várható	kihalása valószínűtlen
<i>Hebetancyclus excentricus</i>	ferde sapskacsa	tüdős vízcicsa	tüdős vízcicsa	Észak-Amerika	akváriumi növényeken	dísznövények felülete	évtizedekkel ezelőtt	Hévíz, Miskolc-tapolca	Hévíz, Miskolc-tapolca	nem ismert	nem várható	ismételten behurcolható
<i>Alopia monacha</i>	ráncostartkőjú kárpáti orsócsiga	szárazföldi tudóscsiga	szárazföldi tudóscsiga	Románia	keresztelési kísérletek	szándékos	20. század dereka	Bükk: Ablakoskő-völgy	kihalt	nem ismert	nem várható	kihalt
<i>Alopia livida bipalatalis</i>	kékeszürke kétlemezes orsócsiga	szárazföldi tudóscsiga	szárazföldi tudóscsiga	Románia	keresztelési kísérletek	szándékos	20. század dereka	Bükk: Ablakoskő-völgy	kihalt	nem ismert	nem várható	kihalt
<i>Strigillaria rugicollis</i>	bánáti orsócsiga	szárazföldi tudóscsiga	szárazföldi tudóscsiga	Románia	ismeretlen	szándékos	évtizedekkel ezelőtt	Budapest: Gellért-hegy	Budapest: Gellért-hegy	nem ismert	nem várható	kihalására számítani lehet
<i>Lissachatina fulca</i>	afrikai achátsiga	szárazföldi tudóscsiga	szárazföldi tudóscsiga	Kelet-Afrika	díszállatkereskedelem	szándékos	évtizedekkel ezelőtt	Margit-sziget, Eger	Margit-sziget, Eger	nem ismert	nem várható	ismételten behurcolható
<i>Lissachatina immaculata</i>	rózsás achátsiga	szárazföldi tudóscsiga	szárazföldi tudóscsiga	Kelet-Afrika	díszállatkereskedelem	szándékos	néhány éve	Székesfehérvár	Székesfehérvár	nem ismert	nem várható	ismételten behurcolható
<i>Allopeas gracile</i>	karcsú jövevénycsiga	szárazföldi tudóscsiga	szárazföldi tudóscsiga	Dél- és Közép-Amerika	növénykereskedelem	talaj	évtizedekkel ezelőtt	csak üvegházakban	csak üvegházakban	nem ismert	nem várható	kihalására számítani lehet
<i>Allopeas clavulinum</i>	tornyos jövevénycsiga	szárazföldi tudóscsiga	szárazföldi tudóscsiga	Kelet-Ázsia	növénykereskedelem	talaj	évtizedekkel ezelőtt	csak üvegházakban	csak üvegházakban	nem ismert	nem várható	kihalására számítani lehet
<i>Opeas hannense</i>	apró jövevénycsiga	szárazföldi tudóscsiga	szárazföldi tudóscsiga	Afrika ?	növénykereskedelem	talaj	évtizedekkel ezelőtt	csak üvegházakban	csak üvegházakban	nem ismert	nem várható	kihalására számítani lehet
<i>Ceciloides petitiiana</i>	mediterrán tölcsiga	szárazföldi tudóscsiga	szárazföldi tudóscsiga	Dél-Európa	növénykereskedelem	talaj	évtizedekkel ezelőtt	az ország egész területén	az ország egész területén	növények károsítása	nem várható	kihalása valószínűtlen
<i>Lucilla singleyana</i>	vakondcsiga	szárazföldi tudóscsiga	szárazföldi tudóscsiga	Észak-Amerika	növénykereskedelem	talaj	20. század dereka	az ország egész területén	az ország egész területén	nem ismert	nem várható	kihalása valószínűtlen

Jelenleg használt tudományos név	Gyakori színomin név	Magyar név	Életmód, illetve rokonsági kör	A faj eredeti elterjedési központja	A betelepülés és bizonyított vagy legvalószínűbb forrása	Az emberi közreműködés módja, illetve a behurcoló közeg	A be-település ideje vagy a szaporítás kezdete	Az első megtelepedés feltételezett helye vagy ismert helye	Az eddig ismert szabadtéri betelepülés helye	Magyarországon eddig ténylegesen tapasztalt károsítás	Az elvileg várható potenciális károsítás	A populációk várható perszisztenciája az országban
<i>Hawaii minuscula</i>		tropusi vakondcsiga	szárazföldi tūdősosiga	Észak-Amerika	növény kereskedelem	talaj	évtizedekkel ezelőtt	üvegházak	Budapest, Pécs	nem ismert	nem várható	kihálására számítani lehet
<i>Mediterranea hydratina</i>		talajlakó kristálycsiga	szárazföldi tūdősosiga	Dél-Európa	spontán terjeszkedés	talaj	évtizedekkel ezelőtt	ismeretlen	Dél-Magyarország	nem ismert	nem várható	kihálása valószínűtlen
<i>Oxychilus translucidus</i>		áttetsző kristálycsiga	szárazföldi tūdősosiga	Törökország	növény kereskedelem	talaj	évtizedekkel ezelőtt	üvegházak	Budapest, Vácraóó	nem ismert	nem várható	Kihálása valószínűtlen
<i>Gulella io</i>		üvegházi farkacsiga	szárazföldi tūdősosiga	Afrika	növény kereskedelem	talaj	évtizedekkel ezelőtt	üvegházak	csak üvegházakban	nem ismert	nem várható	kihálására számítani lehet
<i>Zonitoides arboreus</i>		üvegházi kúposcsiga	szárazföldi tūdősosiga	Észak-Amerika	növény kereskedelem	talaj	évtizedekkel ezelőtt	üvegházak	csak üvegházakban	nem ismert	nem várható	kihálása valószínűtlen
<i>Boettgerilla pallens</i>		féregcsiga	szárazföldi tūdősosiga	pontuszi területek	Spontán terjeszkedés	talaj	évtizedekkel ezelőtt	ismeretlen	az ország egész területén	nem ismert	nem várható	kihálása valószínűtlen
<i>Tandonia kusceri</i>		malaccsiga	szárazföldi tūdősosiga	Dél-Európa	növény kereskedelem	talaj	néhány éve	dísznövénykereskedések?	az ország egész területén	nem ismert	nem várható	kihálása valószínűtlen
<i>Tandonia rustica</i>		rusztilkus meztelen-csiga	szárazföldi tūdősosiga	Nyugat-Európa	növény kereskedelem	talaj	évtizedekkel ezelőtt	keretek	Győr	nem ismert	nem várható	kihálására számítani lehet
<i>Deroceras panormitanum</i>		szicíliai meztelen-csiga	szárazföldi tūdősosiga	Nyugat-Európa	takarmánykereskedelem	takarmány?	néhány éve	vadaskert	Somogy megye	nem ismert	nem várható	kihálására számítani lehet
<i>Deroceras invadens</i>		hódító meztelen-csiga	szárazföldi tūdősosiga	Nyugat-Európa	növény kereskedelem	talaj	néhány éve	dísznövénykereskedések	budapesti kertészetekben	növények károsítása	növények károsítása	kihálása valószínűtlen
<i>Ambigolimax valentianus</i>		kétsávos meztelen-csiga	szárazföldi tūdősosiga	Kelet-Európa	növény kereskedelem	talaj	néhány éve	dísznövénykereskedések	budapesti kertészetekben	nem ismert	növények károsítása	kihálása valószínűtlen
<i>Krymickillus melanocephalus</i>		feketefejú meztelen-csiga	szárazföldi tūdősosiga	pontuszi területek	növény kereskedelem	talaj	néhány éve	dísznövénykereskedések?	az ország egész területén	nem ismert	növények károsítása	kihálása valószínűtlen

Jelenleg használt tudományos név	Gyakori szinonim név	Magyar név	Életmód, illetve rokonsági kör	A faj eredeti elterjedési központja	A betelepítés bizonyított vagy legvalószínűbb forrása	Az emberi közreműködés módja, illetve a behurcoló közeg	A betelepítés ideje vagy a szaporítás kezdete	Az első megtelepedés feltételezhető vagy ismert helye	Magyarországon eddig ténylegesen tapasztalt károkozás	Az elvileg várható potenciális károkozás	A populációk várható perzisztenciája az országban
<i>Limacus flavus</i>	<i>Limax flavus</i>	pincelakó meztelen-csiga	szárazföldi tüdőscsiga	Nyugat- és Dél-Európa	élelmiszer-kereskedelem	élelmiszer, takarmány	évtizedekkel ezelőtt	lakott területek	élelmiszer-kártétel	növények károsítása	kihalása valószínűtlen
<i>Arion vulgaris</i>	<i>Arion lusitanicus</i>	spanyol meztelen-csiga	szárazföldi tüdőscsiga	Nyugat-Európa	élelmiszer-kereskedelem	talaj, növényi anyag	évtizedekkel ezelőtt	kertek	növények károsítása	paraziták terjesztése	kihalása valószínűtlen
<i>Aron rufus</i>	<i>Arion empiricorum</i>	rőt meztelen-csiga	szárazföldi tüdőscsiga	Nyugat-Európa	spontán terjeszkedés	talaj	évtizedekkel ezelőtt	kert	nem ismert	növények károsítása	ismételten behurcolható
<i>Xerolenta obvia</i>	<i>Helicella obvia</i>	kórocsiga	szárazföldi tüdőscsiga	Dél-Európa	járművekre tapadva	járművek felülete	a pleisztocén óta	ismeretlen	juhparaziták terjesztése	nem várható	kihalása valószínűtlen
<i>Xeropicta derbentina</i>		szűkoldókú kórocsiga	szárazföldi tüdőscsiga	Kelet-Mediterráneum	járművekre tapadva	járművek felülete	néhány éve	udvarok, útszél	nem ismert	nem várható	kihalására számítani lehet
<i>Candidula unifasciata</i>		egycsikű kórocsiga	szárazföldi tüdőscsiga	Nyugat-Európa	ismeretlen	járművek felülete ?	20. század dereka	udvarok, útszél	nem ismert	nem várható	kihalására számítani lehet
<i>Xeroplexa intersecta</i>	<i>Candidula intersecta</i>	atlanti kórocsiga	szárazföldi tüdőscsiga	Nyugat-Európa	járművekre tapadva	járművek felülete	évtizedekkel ezelőtt	kemping	nem ismert	nem várható	kihalására számítani lehet
<i>Cermuella neglecta</i>		rőiszájú kórocsiga	szárazföldi tüdőscsiga	Délkelet-Európa	járművekre tapadva	járművek felülete	évtizedekkel ezelőtt	gyomos területek	nem ismert	nem várható	kihalására számítani lehet
<i>Hygromia cinctella</i>		fehérelű csiga	szárazföldi tüdőscsiga	Dél-Európa	növény-kereskedelem	talaj	évtizedekkel ezelőtt	kertek	dísznövények rágása	nem várható	kihalása valószínűtlen
<i>Chilostoma cingulatum</i>	<i>Helicigona cingulata</i>	alpesi sávoscsgiga	szárazföldi tüdőscsiga	Alpok	turistákkal	szándékos	néhány éve	romkert	nem ismert	nem várható	kihalására számítani lehet
<i>Theba pisana</i>		pisai fűcsiga	szárazföldi tüdőscsiga	Mediterráneum	ismeretlen	ismeretlen	ismeretlen	ismeretlen	nem ismert	nem várható	ismételten behurcolható
<i>Eobania vermiculata</i>	<i>Helix vermiculata</i>	mintás szalagoscsiga	szárazföldi tüdőscsiga	Mediterráneum	turistákkal	szándékos	évtizedekkel ezelőtt	kertek, parkok	nem ismert	nem várható	ismételten behurcolható

Jelenleg használt tudományos név	Gyakori szinonim név	Magyar név	Életmód, illetve rokonsági kör	A faj eredeti elterjedési központja	A betelepítés bizonyított vagy legvalószínűbb forrása	Az emberi közreműködés módja, illetve a behurcoló közeg	A be-település ideje vagy a szaporítás kezdete	Az első megtelepedés feltételezett helye vagy ismert helye	Az eddig ismert szabadtéri betelepülés helye	Magyarországon eddig ténylegesen tapasztalt károkozás	Az elvileg várható potenciális károkozás	A populációk várható perszisztenciája az országban
<i>Otala lactea</i>		tejcsiga	szárazföldi tudóscsiga	Délnyugat-Európa	éticsiga-kereskedelem	csigák közé keveredve	évtizedekkel ezelőtt	éticsiga-szállítmányok	kihalt	nem ismert	nem várható	ismételten behurcolható
<i>Comu aspersum</i>	<i>Helix aspersa</i>	cirádás éticsiga	szárazföldi tudóscsiga	Mediterráneum	éticsiga-kereskedelem	szándékos	évtizedekkel ezelőtt	éticsiga-szállítmányok, turisták	az ország egész területén	növények károsítása	őshonos faj kiszorítása	kihálása valószínűtlen
<i>Helix lucorum</i>		fehérsávos éticsiga	szárazföldi tudóscsiga	Dél-Európa	éticsiga-kereskedelem	szándékos	évtizedekkel ezelőtt	éticsiga-szállítmányok	Budapest	növények károsítása	őshonos faj kiszorítása	kihálása valószínűtlen
<i>Cantareus apertus</i>	<i>Helix aperta</i>	nyekergő csiga	szárazföldi tudóscsiga	Mediterráneum	élelmiszer-kereskedelem	talaj, növényi anyag	néhány éve	fóliasátrak	Budapest, Bonyhád	növények károsítása	növények károsítása	kihálására számítani lehet
<i>Dreissena rostriformis</i>	<i>Dreissena bugensis</i>	keleti vándorkagyló	rögzülő kagyló	Fekete-tenger partvidéke	vízi járművekre tapadva	járművek felülete	néhány évtizede	dunai hajók	Duna, Balaton stb.	tárgyakon bevonat képzése	plankton kiszűrése	kihálása valószínűtlen
<i>Dreissena polymorpha</i>		vándorkagyló	rögzülő kagyló	Fekete-tenger partvidéke	vízi járművekre tapadva	járművek felülete	18-19. század	hajók	az ország egész területén	tárgyakon bevonat képzése	plankton kiszűrése	kihálása valószínűtlen
<i>Corbicula fluminalis</i>		vonalkás kosárkagyló	üledékben élő kagyló	Kelet-Ázsia	hajókkal	ballasztvíz	évtizedekkel ezelőtt	hajók	Duna, Balaton stb.	nem ismert	őshonos faj kiszorítása	kihálása valószínűtlen
<i>Corbicula fluminea</i>		redős kosárkagyló	üledékben élő kagyló	Kelet-Ázsia	hajókkal	ballasztvíz	évtizedekkel ezelőtt	hajók	Duna, Balaton stb.	nem ismert	őshonos faj kiszorítása	kihálása valószínűtlen
<i>Sphaerium solidum</i>		vaskos gömbkagyló	üledékben élő kagyló	Nyugat-Európa	spontán terjeszkedés	áramló folyóvíz	évtizedekkel ezelőtt	Duna	Duna	nem ismert	nem várható	kihálása valószínűtlen
<i>Pilsbryococha exilis</i>	<i>Anodonta exilis</i>	thai folyamkagyló	üledékben élő kagyló	Kelet-Ázsia	díszállat-kereskedelem	szándékos	néhány éve	díszállat-kereskedelem	nincs tudomás róla	nem ismert	nem várható	ismételten behurcolható
<i>Scabies crispata</i>	<i>Unio crispata</i>	díszes kagyló	üledékben élő kagyló	Kelet-Ázsia	díszállat-kereskedelem	szándékos	néhány éve	díszállat-kereskedelem	nincs tudomás róla	nem ismert	nem várható	ismételten behurcolható
<i>Sinanodonta woodiana</i>	<i>Anodonta woodiana</i>	amuri kagyló	üledékben élő kagyló	Kelet-Ázsia	halszállítmányokkal	halak bőre, kopolyája	20. század dereka	halastavak	az ország egész területén	tömeges kagylópusztulás	halivadékok pusztítása	kihálása valószínűtlen

Ezek az – gyűjtött példányokkal dokumentáltan – egymást követő fajok szabályos „kiszorító” versenyt folytattak egymással, ezzel bizonyították, hogy a nagy egyedsűrűségben elszaporodó fajok egymásnak nagyon hatékony kompetitorai lehetnek. Elgondolkodtató, hogy a Városligeti-tóban zajló szukcessziós változások nyerteseinek egyelőre olyan idegenhonos fajok tűnnek, amelyek expanzióját világszerte tapasztalták már, sőt szándékosan telepítették azokat bizonyos helyekre.

A behurcolt puhatestűek által okozott gazdasági károkról az egyes fontos fajokról szóló fejezetekben már említést tettünk. A legtöbb potenciálisan inváziós faj esetében ez még természetesen nem ismert, de a lehetséges károkozásuknak két sajátos aspektusát megemlíthetjük. Az egyik a különböző fertőzések és paraziták terjesztésének képessége. Különösen a szárazföldi házatlan csigák lehetnek veszélyesek abban a tekintetben, hogy növényi vírusokat, patogén gombákat vagy állati élősködőket terjesztenek. A vírusokat és gombaspórákat a táplálkozás közben tapasztják egyik növényről a másikra, és a sérült epidermiszű növénybe szinte beoltják azokat (SOUTH 1992). A paraziták petéit vagy lárváit a magasabb rendű állatok ürülékéből, a vízből vagy a talajból vehetik fel. Az élősködők járványszerű elterjesztésére az idegenhonos puhatestűek is alkalmasak, mint ahogy erre már volt példa az Amerikai Egyesült Államokban, ahol az európai, nálunk is élő közönséges particsiga (*Bithynia tentaculata*) vált az amerikai szárcsák (*Fulica americana*) és az ottani récefélék (Anatidae) férgeinek terjesztővé (KARATAYEV *et al.* 2012). A számtalan féregfaj közül, amelyek a puhatestűek mint köztigazdák segítségével fertőzik a gerinces állatokat (Vertebrata), Magyarországon a kutyák (*Canis familiaris*) és macskák (*Felis catus*) tüdőférgességét okozó fonálféreg (*Angiostrongylus vasorum*, *Aelurostrongylus* spp., *Crenosoma* spp.) tűnnek a legveszélyesebbeknek, mert ezek a paraziták a végleges gazdájuk pusztulását is okozhatják (BENDA *et al.* 2017). Sajnos éppen a behurcolt spanyol meztelencsiga (*Arion*

vulgaris) az egyik legalkalmasabb terjesztője ezeknek a férgeknek, de terjesztésükben feltehetőleg más behurcolt házatlan csigafajok is szerepet játszhatnak (MORGAN & SHAW 2010).

A másik sajátos vonatkozása a kis testű inváziós fajok okozta problémáknak az, hogy ha ezek jelenlétét az általunk exportált termékekben kimutatják, esetleg visszautasítják a szállítmányt. Ezért például figyelni kell arra, hogy a mezőgazdasági termékek ne tartalmazzanak fehérélű csigát (*Hygromia cinctella*), mert ez a faj több ország tiltólistáján is szerepel (COWIE *et al.* 2009).

Védekezési lehetőségek

A behurcolás sokféle módjának ismeretében illúziósnak tűnik bármiféle általános és hatékony módszert találni az inváziós fajok betelepülésének megelőzésére, illetve az inváziós képesség idejekorán való felismerésére. A már bekövetkezett inváziót és kárt a körülmények ismeretében lehet csak kezelni, például irtással vagy a környezet olyan jellegű megváltoztatásával, ami a terjedésüket gátolja. Az egyetlen általános védekezés az invázió minél korábbi szakaszának felismerése, amit a puhatestűek (Mollusca) esetében a rendszeres monitorozással (élőhely-megfigyeléssel) lehet megvalósítani. A behurcolás minél korábbi felismerésére elsősorban az import élőnövény- és élőállat-szállítmányok célpontjainak alkalomszerű vizsgálata jöhet szóba, továbbá igénybe lehet venni önkéntes adatközlők hálózatát is (PÁLL-GERGELY *et al.* 2019).

Irodalom

BENDA *et al.* 2017, BOTKA & VARGA 1984, COWIE *et al.* 2009, CSÁNYI & VARGA 2017, DELI & FARKAS 2006, KARATAYEV *et al.* 2012, KOVÁCS 1976, 1977, KROLOPP 1975, MORGAN & SHAW 2010, PÁLL-GERGELY *et al.* 2019, SOUTH 1992, WADA *et al.* 2011, WIESINGER 1975

MAJOROS GÁBOR

Redős kosárcagyló

Corbicula fluminea (O. F. MÜLLER, 1774)

Eredeti elterjedési terület

A fajt eredetileg Kínából írták le, de elterjedési területe Délkelet-Ázsiát és Japánt is magában foglalja. A nagyobb folyóktól és tavaktól egészen a kisebb csatornáig és halastavakig, többféle álló- és folyóvízben előfordul. Főleg az édesvizeket kedveli, de folyótorkolatok közelében, enyhén sós brakkvizekben is megél (ALDRIDGE *et al.* 2012).

Magyarországi megjelenése

Inváziós fajként először az Egyesült Államok csendes-óceáni partvidékén bukkant fel az 1920-as években (BURCH 1944), és mintegy negyven év alatt az egész ország területét elfoglalta, egészen a keleti partvidékig. Első dél-amerikai előfordulásai az 1970-es évekből (ITUARTE 1994), első európai megjelenése pedig az 1980-as évek elejéről Portugáliából, Franciaországból és Németországból vált ismertté, a Tejo, a Douro, a Garonne, a Rajna, a Weser, majd később a Loire, a Rhône, a Moselle és a Meuse folyókból (MOUTHON 1981, KINZELBACH 1991, DEN HARTOG *et al.* 1992). Mára szinte az egész európai kontinensen elterjedt.

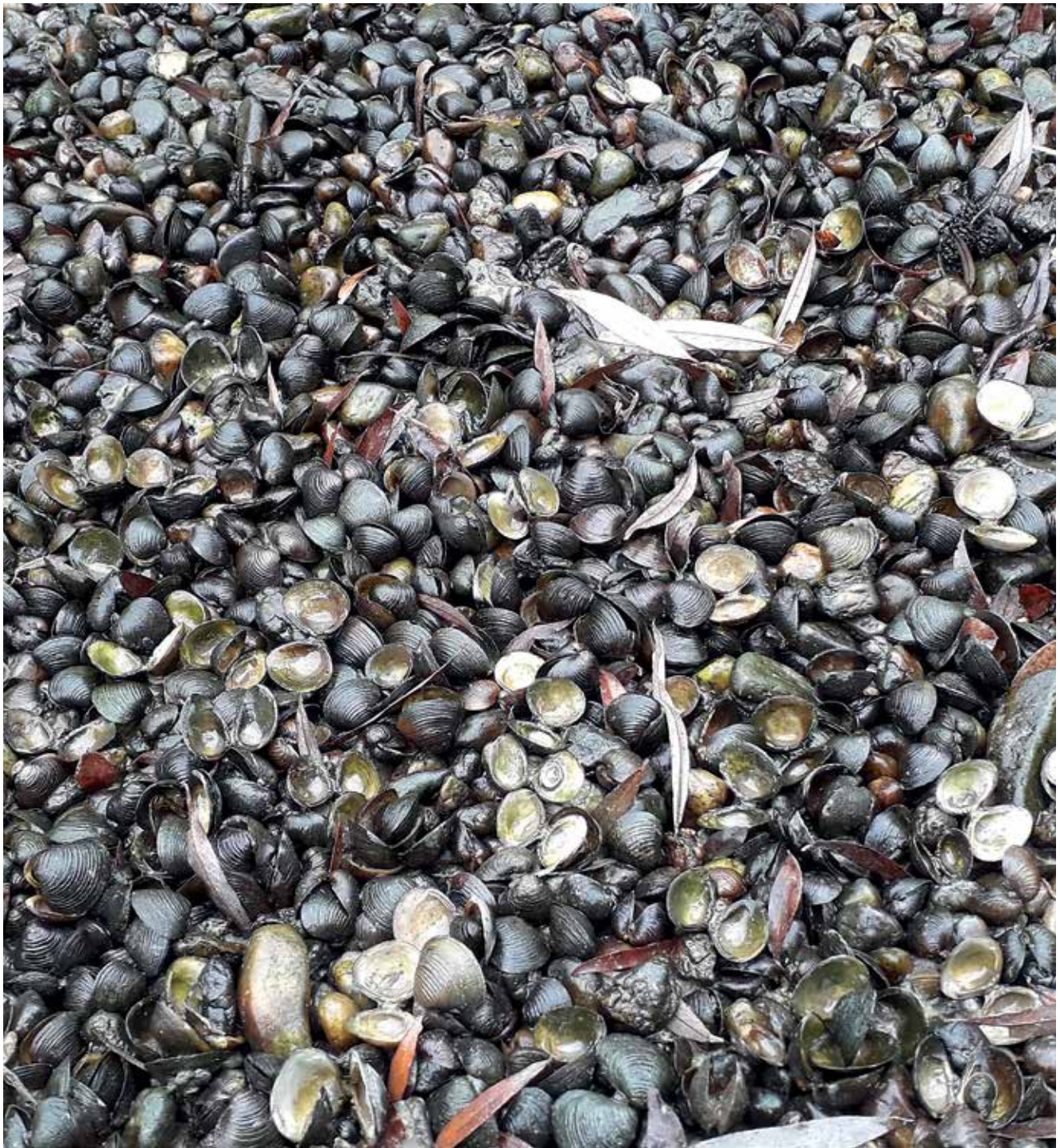
Magyarországra történő bekerülésének módja pontosan nem ismert, vélhetően a már földrészünkön élő állományok terjedésének következménye. Az első példányokat a Paksi Atomerőműnél észlelték a Dunában 1999-ben (CSÁNYI 1999).

Biológiája

Ugyanazon a populáción belül váltivarú és hermafrodita egyedek is lehetnek, ezek aránya erősen változhat. Hong-kongi populációknál a hermafroditák aránya 39–96% között változott, és a megfigyelt váltivarú példányok túlnyomó többsége nőivarú volt (MORTON 1987). Természetes elterjedési területén szaporodhat hagyományos ivaros úton és androgenezissel is. Az androgenezis során a hímivarsejtek meiózisa nem megy teljesen

végbe, így kromoszómakészletük nem feleződik meg (2n). Ezek a spermatozoák felismerhetők arról is, hogy két ostorral rendelkeznek. Az ilyen hímivarsejtek által megtermékenyített haploid petesejtből az anyai eredetű nukleáris DNS hamarosan kilökődik, és csak a spermiumból származó pronukleusból jön létre a zigóta sejtmagja. Ilyen módon az androgenezis következtében valamennyi utód az apaállat klónja. Az ivaros és az androgenezissel történő szaporodás együttes előfordulása miatt eredeti elterjedési területén belül előfordulnak 2n, 3n és 4n kromoszómakészletű populációi is. Az invázióval érintett területeken androgenezissel szaporodik, az Európát meghódító genetikai vonal(ak)ban a kromoszómakészlet 2n (PIGNEUR *et al.* 2011). Feltételezik, hogy a klonális szaporodás lehet az egyik magyarázata nagyfokú inváziós képességének, amihez még a gyors növekedése, a korán elért ivarérettség is hozzájárul, valamint az, hogy évente több alkalommal is képes nagyszámú utódot létrehozni. Ovovivipar, a peték a belső kopoltyúlemezek között inkubálódnak, amíg el nem érik a kb. 0,2 mm méretű pediveligera lárvastádiumot, és csak azután kerülnek ki a szabadba (PIGNEUR *et al.* 2011). A szabadba kikerült fiatal állatok az áramlás révén nagyobb távolságokra is képesek sodródni, ugyanakkor a növények felületére vagy szilárd aljzatra is képesek erősen rögzülni bisszuszfonalak által. Ivarérettségét háromnyolc hónapos korára éri el. Akár öt évig is élhet, és általában évente kétszer hozhat létre utódokat (SOUSA *et al.* 2008).

Európában két kosárcagyló (*Corbicula*) morfortípus ismert, melyek közül az alacsonyabb és szélesebb teknőjű, ritkábban álló és erősebb mintázattal jellemzett, egyébként gyakoribb formát szokták a szűkebb értelemben vett redős kosárcagylóval (*Corbicula fluminea*) azonosítani. A másik morfortípust, amely felfűjtabb búbja, magasabb héja, sűrűbb



és finomabb bordázottsága révén jól elkülöníthető az előzőtől, sokan vonalkás kosárcagyló (*Corbicula fluminalis*) néven külön fajnak tartják. Bár a morfológiai hasonlóság kétségtelen, DNS-markerekkel nem sikerült igazolni azt, hogy ez a morfortípus ténylegesen azonos lenne a Közel-Keletről (Eufrátesz) leírt *Corbicula fluminalis* fajjal, sőt az eddig ismert eredeti élőhelyükön élő kosárcagyló-populációk közül egyikkel sem sikerült azonosítani azokat (Pigneur *et al.* 2011, Bódis *et al.* 2011). Sok helyütt a két forma szintopikusan is előfordul, pl. a paksi

Duna-szakaszon vagy a Rajnában, ahol Pfenninger *et al.* (2002) azt találták, hogy a két morfortípus kriptikus hibrideket tud létrehozni. E megfigyelésük alapján Pfenninger *et al.* (2002) arra az álláspont-ra helyezkedtek, hogy a két morfortípusra érdemesebb egy éppen keletkezőfélben lévő *Corbicula* fajcsoport divergáló genetikai vonalaiként, mintsem jól elkülönülő fajokként tekinteni.

Elsősorban úgy táplálkozik, hogy lebegő mikroszkopikus élőlényeket és 20–25 μ -nál kisebb szerves törmeléket szűr ki a vízből. Egy példány napi 1–2 l vizet



képes átszűrni (DEN HARTOG 1992). HAKENKAMP & PALMER (1999) szerint közvetlenül az üledékből is képes felvenni 25 μ -nál nagyobb szemcseméretű táplálékot.

Ökológiai igényei Magyarországon

Leginkább az iszapos, homokos aljzatokat kedveli (PAUNOVIĆ *et al.* 2007), de meg tud telepedni olyan folyószakaszokon is, ahol az aljzat kis kavicsos (DEN HARTOG 1992).

Magyarországon először a Dunából, a Paksi Atomerőmű melegvíz-csatornája alatti szakasról került elő (CSÁNYI 1999). Azóta a Duna szinte teljes szakaszán szétterjedt, előkerült a Balatonból (MAJOROS 2008), a Tiszából (CSÁNYI 2002), a Drávából (ŽGANEC *et al.* 2020) és más folyókból – pl. Rába, Sajó, Ipoly (CSÁNYI B. *pers. comm.*), Hármaskörös, Maros (DELI T. *pers. comm.*), illetve sok kisebb vízfolyásban – pl. Karasica (PERNECKER *et al.* 2021) – is megjelent már.

Előfordulhat olyan nagy mennyiségben is, hogy az adott területen a makrozoobenthos egyharmadát alkotja (PAUNOVIĆ *et al.* 2007). A felmelegedő, oxigénhiányos vizeket kevésbé tolerálja (SOUSA *et al.* 2008), ezért további terjedésére és újabb előkerüléseire elsősorban folyóvizekben és nagyobb állóvizekben számíthatunk.

Ökológiai problémák

Az, hogy milyen ökológiai károkat okoz, illetve hogy milyen módon gyakorol hatást az őshonos faunára, még nem teljesen tisztázott. Feltételezik, hogy azért, hogy nagy tömegben vannak jelen egy-egy élőhelyen, átalakítják azt, illetve elveszik a teret más őshonos fajok elől (FERREIRA-RODRIGUEZ *et al.* 2018). Negatívan befolyásolhatják a najádok (Unionidae) közé tartozó kagylók szaporodási sikerét azért, hogy nagy mennyiségben szűrik ki a vízből ezek spermatozoáit, illetve lebegő glochidium lárváit (HAKENKAMP & PALMER 1999,

STRAYER 1999). Miután az őshonos kagylófajokhoz képest testtömegarányosan nagyobb a szűrési kapacitásuk, a vízben lebegő táplálékért folytatott versenyben előnybe kerülnek azokkal szemben (MCMAHON 2002).

Gazdasági hatások

A szabadba frissen kikerült lárvák bisszuszfonaikkal olykor mesterséges szilárd felszínre is rá tudnak tapadni, pl. vízi műtárgyakra vagy ipari szűrőberendezések belsejébe, ezáltal nagy tömegben gazdasági károkat is képesek okozni.

Védekezési lehetőségek

Az élőhelyeiről történő teljes kiirtására nincsen jó módszer. Ahol ipari károkat okoznak (pl. csővezetékek vagy szűrők) ott mechanikai vagy kémiai módszereket alkalmaznak, azonban ez utóbbit csak nagyon indokolt esetben szabad bevetni, hiszen ez veszélyt jelent a természetes ökoszisztéma számára is. Emellett tesztelték sekély vizekben, illetve időszakosan szárazra kerülő részeken a lángszóróval való ritkítás lehetőségét, azonban ennek alkalmazhatósága térben és időben erősen korlátozott, az őshonos élővilágra is veszélyt jelent és legfeljebb az állomány ideiglenes gyérítésére alkalmas, a faj teljes visszaszorítására viszont semmiképpen sem (COUGHLAN *et al.* 2019).

Irodalom

ALDRIDGE *et al.* 2012, BÓDIS *et al.* 2011, BURCH 1944, CSÁNYI 1999, 2002, COUGHLAN *et al.* 2019, DARRIGRAN 2002, FERREIRA-RODRIGUEZ *et al.* 2018, HAKENKAMP & PALMER 1999, DEN HARTOG *et al.* 1992, ITUARTE 1994, KINZELBACH 1991, MAJOROS 2009, MCMAHON 2002, MORTON 1987, MOUTHON 1981, PAUNOVIĆ *et al.* 2007, PERNECKER *et al.* 2021, PFENNINGER *et al.* 2002, PIGNEUR *et al.* 2011, SOUSA *et al.* 2008, STRAYER 1999, ŽGANEC *et al.* 2020

FEHÉR ZOLTÁN

Keleti vándorkagyló

Dreissena rostriformis bugensis ANDRUSOV, 1897

Eredeti elterjedési terület

A keleti vándorkagyló eredeti élőhelye az ukrainai Déli-Bug és a Dnyeper–Bug-limán öblös torkolatvidéke. Az enyhén sós, lassan áramló vizű limánok úgy jöttek létre, hogy a jégkorszak utáni tengerszint-emelkedés során a Fekete-tenger vize behatolt a Déli-Bugba és a Dnyeper alsó folyásába. A kvaggakagyló őshonos a széles Dnyeper-deltában is, és ez az előfordulás tekinthető a Dnyeper-medencébe való terjeszkedés kiindulópontjának (SON 2007). A faj a múlt évszázad első feléig nem mutatott terjeszkedő hajlamot, az akkori Szovjetunió említett folyóin kívül akkor máshonnan még nem volt ismeretes (ZSADIN 1952). A terjeszkedés lehetőségét a folyók közötti csatornák létesítése és mesterséges vízpartok kialakítása teremtette meg (ORLOVA *et al.* 2005).

Magyarországi megjelenése

A véletlenül behurcolt fajokat általában nem akkor észleljük, amikor először megtelepednek, hanem amikor az egyedszámuk elér egy olyan szintet, amit már észre lehet venni. Így például sok idegenhonos puhatestű (Mollusca) jelenlétéről akkor szerzünk csak tudomást, amikor azok már tömegesen fordulnak elő hazánk megtelepedésükre alkalmas élőhelyein.

A keleti vándorkagyló első magyarországi adata – akkor még *Dreissena bugensis* néven – a Dunából származik (SZEKERES *et al.* 2008). A szerzők Rajkától Hercegszántóig számos ponton vizsgálták a folyót, melyben Komárom és Dunaújváros között hat helyen észlelték a keleti vándorkagyló előfordulását. Egy évvel később MAJOROS (2009) publikálta a faj előfordulását a Balatonból, a keleti vándorkagyló akkor már tömegesen tenyészett a tó keleti medencéjében. MAJOROS (2009) megemlíti azt is, hogy 2007-ben Tihanynál gyűjtött hordalékban már benne volt a keleti vándorkagyló (tehát egy évvel korábban, mint az első „hivatalos” előfordulás). A rendszeres kutatók hiányának tudható be, hogy a faj példányait csak

jóval a behurcolása után fedeztük fel, mert amikor tudomást szereztünk róla, akkorra már az tömegesen elszaporodott a Dunában és a Balatonban is!

A faj terjedésében fontos szerepet játszott a kereskedelem bővülése, az újabb és újabb vízi utak kiépítése, a hajóforgalom növekedése, a rekreációs célokra használt vízi járművek egyre több víztérben történő használata. 1930 óta a keleti vándorkagyló kiterjesztette elterjedési területét, először a Ponto–Azovi-medencébe (Moldova, Ukrajna) és a Volgába (Oroszország), majd a kelet-európai folyókba. 2004-ben érte el a Duna romániai szakaszát, 2006-ban a Rajnát és annak mellékfolyóit, 2007-ben a Majnából, 2008-ban a Majna–Duna-csatornából, 2010-ben a Moselből jelezték. 1989-ben az Amerikai Egyesült Államokban lévő Erie-tóban is észlelték, és ezután gyorsan terjedt: megtalálták a Nagy-tavak mind-egyikében, az Ujj-tavakban (Finger Lakes), valamint a Szent Lőrinc-folyóban, Ohióban és a Mississippiben is (MARESCAUX *et al.* 2012).

A keleti vándorkagyló angol nevét – *Quagga Mussel* – az amerikai kutatók azért adták ennek a fajnak, mert ők a markánsan csíkos vándorkagylót (*Dreissena polymorpha*) a kezdetektől fogva zebrakagylónak (*Zebra Mussel*) hívták, viszont ez a másik, hasonló kagylófaj elmosódottabb csíkokat viselt, olyanokat, mint a kihalt dél-afrikai zebraféle, a kvagga.

Biológiája

A genetikai vizsgálatok jelenállása szerint az Andrusov által 1897-ben eredetileg *Dreissena bugensis* néven leírt taxon a *Dreissena rostriformis* (DEASHAYES, 1838) alfajának tekinthető (THERRIault *et al.* 2004). A héj alapszíne fekete, krém- vagy fehér színű, vagy nincs rajta zegzugos mintázat, vagy csak elmosódott, halvány. A mérete 3–4 cm. A héj felülete egyenesen domború, nincsen rajta élesen húzódo szeglet, mint a vándorkagyló (*Dreissena polymorpha*) teknőin. A szeglet vonalával kettéosztott kagylóteknők lapos



oldala a hasi felület, ahol az állatot az alzatra rögzítő bisszuszfonalak képződnek. Ez a hasi oldal a keleti vándorkagyló esetében nem lapos, hanem ugyanolyan kiemelkedő élű, mint a görbe háti él. Ez alapján a két faj egyedei a gyakorlatban könnyen elkülöníthetők úgy, hogy ha héjaikat hasi oldalukkal lefelé fordítva egy sík felületre helyezük, akkor a keleti vándorkagyló héja felborul, a vándorkagylóé pedig nem (WELTER-SCHULTES 2012).

A keleti vándorkagyló életmódja a vándorkagylóéhoz hasonló, ezért a két faj gyakran együtt fordul elő. Váltivarúak, életciklusuk a vízbe került, nagy sziktartalmú peték külső megtermékenyítésével veszi kezdetét. A nőstény kagylók évi petetermelése akár a 960 000-et is elérheti (KELLER *et al.* 2007). Szaporaságát fokozza, hogy a vándorkagylóval szemben alacsonyabb hőmérsékleten is képes szaporodni. Így például 4,8 °C-on ivarmirigy-aktivitást és ivást tapasztaltak a keleti vándorkagylóknál, míg a vándorkagylónál ez csak 12 °C feletti hőmérsékleten következett be (ROE & MACISAAC 1997). A peték megtermékenyítése után szabadon úszó, csillós trochophora lárvák jönnek létre, ezt követi a héjas veligera lárvá. Napok alatt kifejlődik a kagylóteknőket viselő test, illetve a láb a hozzá tartozó bisszusmiriggyel. Ekkor tudnak csak rögzülni a szilárd aljzaton. Az első év végére ivaréretté válnak, ami általában

6–10 mm-es héjméretnél következnek be. Kétéves korukra érik el a teljes kifejlettséget, és általában öt évig élnek.

Ökológiai igényei Magyarországon

Míg a vándorkagyló (*Dreissena polymorpha*) előfordulása elsősorban a felszínközeli (epilimnikus) vizekre korlátozódik, addig a keleti vándorkagylók a part menti és mélyebb (hipolimnikus) vizekben egyaránt előfordulnak. A hullámszásnak kitett helyeken mindkét faj egyedei közös telepeket képezve, bisszuszfonalaik segítségével véglegesen a szilárd alzathoz kötődnek. A mélyebb vizekben, ahol a hullámszás nem befolyásoló tényező, a keleti vándorkagylók a lágy szubsztrátumon is képesek nagy, összefüggő felületeket benépesíteni (ROE & MACISAAC 1997).

Hazai tapasztalat, hogy az azonos helyen élő, azonos méretű keleti vándorkagylók és vándorkagylók közül a keleti vándorkagylóknak sokkal vékonyabb a héja, mint a régebben betelepült testvérfajnak. A keleti vándorkagylót a két ujjunkkal könnyen össze tudjuk roppantani, a vándorkagylót nem vagy igen nehezen. A vékonyabb héjú kagylók gyorsabban növekednek, mint a vastag héjúak, ez a jelenség a nagy testű tavi- (*Anodonta cygnea*) és folyamkagylók (*Unio* spp.) esetében is megfigyelhető (GITTEBERGER & JANSSEN 1998). Mindez azzal a következménnyel jár,



vándorkagyló

A keleti vándorkagyló telepében egy vándorkagyló is látható

hogy a keleti vándorkagylók jobban ki tudják használni a tápanyagokat, és olyan helyen is megélnék, ahol a vándorkagyló esetleg nem képes erre, illetve a keleti vándorkagylók gyorsabban népesíti be az élőhelyeket, mint a vándorkagylók.

Ökológia problémák

A faj által okozott ökológiai problémák hasonlóak, mint a vándorkagyló (*Dreissena polymorpha*) esetében. A keleti vándorkagylók kitűnő szűrőképességgel rendelkeznek, így jelentős mennyiségű lebegő részecskét és fitoplanktonot távolítanak el a vízből. Ennek következtében megnövekszik ugyan a víz átlátszósága, de ezzel a tevékenységével csökkenti a planktonikus állatok és a nyílt vízben élő planktonfogyasztó halak – pl. garda (*Pelecus cultratus*), busafajok (*Hypophthalmichtys* spp.) – táplálékforrását, megváltoztatja az ökoszisztémára jellemző

tápláléklánc energiaáramlását. Negatív hatásként említhető, hogy a hatalmas méretű kagylótelepeken megnövekszik a kagylóürülék mennyisége, ami az ökoszisztémában további negatív változásokat idézhet elő (WELTER-SCHULTES 2012). Az észak-amerikai tavakban azt tapasztalták, hogy a keleti vándorkagylók és a vándorkagylók tönkreteszik a halikrák megtapadására alkalmas felületeket (GILLIS & MACKIE 1994), ráadásul a keleti vándorkagyló azon képessége, hogy a mélyebb vízben is el tud szaporodni, nagyobb lehetőséget teremt e káros hatás kialakulására. A vizsgálatok egyértelműen bizonyították e kagylófajok (*Dreissena* spp.) élőbevonatának káros hatását az őshonos fajokra. Amennyiben a vándor- és a keleti vándorkagyló okozta terhelés tovább nő, az őshonos fajok – különösen az egyre ritkébb tavi kagylók (*Anodonta cygnea*) – komoly veszélybe kerülhetnek (BÓDIS 2015).

Gazdasági hatások

Az Amerikai Egyesült Államokban, ahol hatalmas ökológiai és gazdasági károkat okoztak a keleti vándorkagylók és a vándorkagylók, nagyon sokan tanulmányozták a hatásukat. Bár konkrét bizonyítékot nem találtak rá, alapos volt annak a gyanúja, hogy ezek a kagylók az egyik fő rezervoárjai a toxinja révén a vízimadarak ott gyakran előforduló bénulását és elhullását (botulizmus) okozó *Clostridium botulinum* baktériumnak. Ezek az anaerob viszonyokat kedvelő baktériumok nagy mennyiségben fordulnak elő és szaporodnak a nagy melegben bomlásnak induló tetemeiben, így a nyári kánikulában az oxigénhiányos vízben tömegesen pusztulásnak induló kagylók tetemeiben rendkívüli mértékben elszaporodhatnak. A Balaton térségében már korábban is rendszeresen előfordultak botulizmus miatt bekövetkező récepusztulások, melyekhez a sekély vízben bomló kagylótetemek elfogyasztása is hozzájárulhatott. A nagy tömegben tenyésző – és a vékonyabb héjuk miatt a madarak számára könnyebben fogyasztható – keleti vándorkagylók ebből a szempontból nagy veszélyt jelenthetnek a tavon, illetve a csatornában táplálkozó madarakra, ezért mindenképpen kívánatos, hogy a mennyiségüket csökkentsük.

A fáj által okozott ökológiai problémákon túl a keleti vándorkagyló negatívan befolyásolhatja az emberek szabadidős tevékenységét is. Éles héjuk gyakran okoz vágásokat és különféle sérüléseket a fürdőzőknél, melyek könnyen felülfertőződhetnek. Nagy szaporasága révén minden szilárd felületen, így a hajótesteken, illetve a különféle vízszállító csövek vízbevezető nyílásain megtapadva jelentős károkat okozhatnak. Nagyobb szárazság idején a tömegesen felszínre került pusztuló kagylók penetráns szagukkal riasztóan hatnak a fürdőhelyeken nyaraló emberekre.

Védekezési lehetőségek

A kifejlett vagy lárvaállapotú keleti vándorkagyló el-lenségei nagyfokú egyezést mutatnak a vándorkagylóéval (*Dreissena polymorpha*). Ezek a fajok azonban alig érzékelhető változást okoznak csak e kagylók állományában. A szivacsok (Porifera), mohaállatok (Bryozoa) és a moszatok sem tűnnek hathatós versenytársnak e kagylók ellen. A balatoni dévérkeszegek (*Abramis brama*) rendszeresen fogyasztják a köveken megtelepedett keleti vándorkagylókat, de azok állományában sok kárt nem nagyon tudnak tenni, mert csak a fiatalabb példányokat képesek elfogyasztani.

Nincsenek kidolgozott eljárások a kifejlett keleti vándorkagyló populációinak víztesteken belüli hatékony felszámolásához. Vízáramlatokkal az úszó lárvaállapotú kagylók bárhová akadály nélkül

eljuthatnak, és ennek megakadályozása gyakorlatilag lehetetlen. A héjas, már megtelepedett keleti vándorkagylók gyakran vastag bevonatokat képeznek ember által alkotott műtárgyakon, hajókon, hűtőcsöveken, ekkor nagyon szembetűnők. Ilyen esetekben eredményes lehet a fizikai-mechanikai beavatkozás, vagyis a lekaparás, súrolás, magasnyomású vízszugárral történő vagy meleg vizes permetezés és számos más praktikus ötlet. Bizonyos festékekkel bevont tárgyakon és a réz-nikkel ötvözeteken a keleti vándorkagylók nem tudnak megtelepedni, de ezek az anyagok nemcsak drágák, hanem toxikusak más vízi szervezetekre nézve is. A biológiai védekezés ígértesnek látszik, mert ismertek különféle baktériumtörzsekkel végzett eredményes kísérletek, de ezeket még nem szabadalmaztatták.

A keleti vándorkagyló tömeges elszaporodását látva egyes kutatókban felmerült egy olyan ötlet, hogy olcsó fehérjeforrást biztosító haltakarmány készítése céljából tenyészék ezeket az állatokat (BALOGH 2008). Ez a médiában is jelentős publicitást kapott. Mivel a magyarországi inváziós kagylók mesterséges szaporításának gondolata és gyakorlati megvalósításának lehetősége már korábban is felmerült (KISS 1990), meg kell említenünk ezt a törekvést is, amelylyel egyébként sem ökológiai, sem gazdasági szempontból nem lehet egyetérteni. A spontán szaporodó idegenhonos fajok populációinak jövőbeli összeomlásában még mindig lehet reménykedni, de a szándékos szaporítás olyan genetikai vonalak kialakulását segíti, amelyek még jobban tudnak alkalmazkodni az új környezetükhöz, mint az eredeti, vad faj. Ha már a kagylók (*Bivalvia*) gazdasági hasznosítását propagáljuk, akkor inkább az őshonos fajok szaporításával kellene próbálkoznunk. Ezért reméljük, hogy sem a keleti vándorkagyló, sem más inváziós kagylófaj nagyüzemi szaporítására nem kerül sor.

A hatékony védekezési stratégiák kidolgozásához, a prioritási sorrendek felállításához nélkülözhetetlen az adott vízterben az inváziós fajok által kiváltott kölcsönhatások átfogó ismerete és mérlegelése. Ennek alapfeltétele a célzott vizsgálatok szükségessége (BÓDIS 2015).

Irodalom

BALOGH 2008, BÓDIS 2015, GILLIS & MACKIE 1994, GITTENBERGER & JANSSEN 1998, KELLER *et al.* 2007, KISS 1990, MAJOROS 2009, MARESCAUX *et al.* 2012, ORLOVA *et al.* 2005, ROE & MACISAAC 1997, SON 2007, SZEKERES *et al.* 2008, THERRIault *et al.* 2004, WELTER-SCHULTES 2012, ZSADIN 1952

VARGA ANDRÁS & MAJOROS GÁBOR

Vándorkagyló

Dreissena polymorpha (PALLAS, 1771)

Eredeti elterjedési terület

A vándorkagyló a Fekete-tenger, a Kaszpi- és az Azovi-tenger, valamint az Aral-tó vízgyűjtő területén őshonos. E terület brakk- és édesvizeiben rajta kívül még legalább öt-hat, hozzá hasonló rokon faj él, ami arra utal, hogy a *Dreissena* nem őshazája a Kaukázus körüli vidék lehet (ZSADIN 1952). Legközelebbi rokonaik a parti zónában élő olyan tengeri kagylók (*Bivalvia*), amelyek közül egyes fajok édesvízi életmódra tértek át. Ilyenek például a *Congerina* nem földtörténeti múltban népes csoportja, amelynek fajai mára nagyrészt kihaltak, magyarországi maradványaik balatoni kecskekörömként (*Trigonipraxis unguilacaprae*) közismertek. Ezek a kagylók is a kiédesedő Pannon-beltengerben váltak édesvízi fajjává. Magát a vándorkagylót a Kaszpi-tengerből és az Urál folyóból származó példányok alapján Peter Simon Pallas német zoológus írta le (PALLAS 1771). A vándorkagyló eredeti elterjedési területe az oroszországi nagy folyók torkolatának kevert vizében van, de felfedezője a tengerben is megtalálta. Az ilyen széles ökológiai tűrőképességű kagylófajok különösen alkalmasak arra, hogy inváziós módon elterjedjenek, így a jövőben is számíthatunk ilyen fajok betelepülésére. Például a Mexikói-öböl és az Amerikai Egyesült Államok keleti partvidékén őshonos, a vándorkagylóval rokon-ságban lévő amerikai vándorkagyló (*Mytilopsis leucophaeata*) a hajók ballasztvizével terjedve már elérte a Földközi-, a Fekete- és a Kaszpi-tengert, és annak ellenére, hogy félsós vízi faj, nem elképzelhetetlen, hogy egyszer az európai folyókba is felhatol (GITTEBERGER & JANSSEN 1998).

Magyarországi megjelenése

A vándorkagyló hazai megjelenésének időpontja köd-be vész. A vándorkagyló elfeledett legrégebbi adatára CSIKI (1906) hívta fel a figyelmet, nevezetesen, hogy GROSSINGER (1794) 1790-ben megtalálta a fajt a Holt-Szitvában és a Büdös-érben, a ma Szlovákiához

tartozó Kurtakeszi (Krátke Kesy) és Izsa (Iža) között. Ezzel megdőlt az az általános nézet, miszerint a Dunában 1824-ben jelent volna meg a vándorkagyló (MEISENHEIMER 1901). Hazánkban először sziget-szerű előfordulásai váltak ismertté, ezek az adatok mind a Duna mentéről származtak. Különösen gyakori volt Budapest térségében (ENTZ 1898, HAZAY 1881). Minden valószínűség szerint a Fekete-tengerből a dunai hajózás révén, feltételezhetően a hajók fenékeszkáira tapadva jutott el a vándorkagyló a Duna magyarországi szakaszára. PAPP (1908) megtalálta a Zagyvában, a torkolattól kb. 8 km-re. Ekkor a Tiszából és mellékvizeiből még nem volt ismert, de a zagyvai előfordulása alapján feltételezhető volt, hogy a Tiszában is él, mivel a hajók Szolnokig jártak fel, így könnyen magukkal szállíthatták a vándorkagylót. A nagyobb tavaszi áradások alkalmával a folyó vize több kilométeren is visszaduzzasztja a Zagyvát, ilyenkor sodródhattak a lárvák a mellékfolyóba. A faj balatoni inváziójára az 1930-as években figyeltek fel (ENTZ 1934, SEBESTYÉN 1934, 1935), a tóba a Duna – Sió-csatorna – Balaton rendszeren keresztül kerülhettek. Napjainkra az egész ország alkalmas élőhelyein mindenütt megtalálható, azaz horgásztavakban, csatornáknakban, sőt patakokban is.

BALOGH (2008) részletesen leírja a vándorkagyló európai terjedésének legfontosabb állomásait: Angliában 1824-ben a londoni Docks-ban jelent meg először, napjainkra az ország minden folyójában jelen van már. További terjedése során megjelent Poroszországban (1825), Németországban (1830), Belgiumban (1833), Franciaországban (1838), Dániában (1840), Európa délnyugati és középső területein (1920-as évek), Írországnak (1997) és Spanyolországban is (2001).

Észak-Amerikába is behurcolták, első példányát a Detroit melletti St. Clair-tóban találták 1986-ban. Az elkövetkező években gyorsan terjedt a kontinensen. 1988-ban már ott volt a Nagy-tavak

mindegyikében (HEBERT *et al.* 1989), majd meghódította a Mississippit és annak csatornahálózatát is (BOBELDYK *et al.* 2005).

Biológiája

A vándorkagylók nem változtatják a helyüket, többnyire csoportosan, lószórhöz hasonló szálakkal (bisszuszfonalak) kötődnek a kemény aljzatokhoz. Ezek a fonalak egy kitinszerű, nagyon tartós anyagból, ún. kagylóselyemből állnak, melyet a kagylók talpánál lévő bisszusmirigyek választanak ki. A mirigyek váladéka a vízzel érintkezve megszilárdul, ez biztosítja, hogy a kagyló véglegesen egy szilárd aljzaton rögzüljön, illetve a hajókra tapadva távoli vidékekre eljusson (GITTENBERGER & JANSSEN 1998). A bisszuszfonál olyan erős és tartós, hogy régen a nagyobb tengeri kagylók kagylóselyméből finom szőtteket készítettek, amelyek még több ezer év alatt sem veszítették el rugalmasságukat (MAEDER 2008). Ezért van az, hogy amennyiben a vándorkagylók egymáshoz tapadnak, a héjaik még akkor is sokáig megmaradnak az eredeti helyükön, ha az állatok már elpusztultak.

A kifejlett kagyló héja 2–4 cm hosszú, háromszögletes, megjelenésében kecskepatához hasonló,

alapszíne sárgás vagy zöldes olajbarna, sötétebb hullámos sávokkal. Sajátos rajzolata miatt több nyelven zebrakagylónak nevezik.

A vándorkagyló hím- és nőivarú egyedei általában 1:1 arányban vannak jelen. A 8-10 mm-es állatok már szaporodásra képesek, a héjak két év alatt akár 5 cm-re is megnőhetnek (WELTER-SCHULTES 2012). A nőstények által kilökött petéket a hímek a testen kívül termékenyítik meg. Ez a folyamat a víz hőmérsékletétől függően tavasztól nyár végéig tart, 12–15 °C-on kezdődik, az ideális hőmérséklet 18–20 °C. Egy szaporodási ciklusban egy példány több mint 40 000 petét produkál, éves viszonylatban pedig a kibocsátott peték száma elérheti a 960 000-et is (KELLER *et al.* 2007). A megtermékenyített petékből három–öt napon belül kikelnek az aktív úszásra képes, ún. veligera lárvák. Ezek akár egy hónapig is szabadon úszkálhatnak a vízben. A víz áramlását igénybe véve nagy területen szétszóródnak, majd letelepednek a fenékre, ahol szilárd aljzatot keresnek és bisszuszfonalakkal véglegesen rögzülnek. A megtelepedett vándorkagylók egyedsűrűsége igen magas szintet – 220 000 pld./m² – is elérhet (BALOGH *et al.* 2008). Egy állat naponta körülbelül 1 l vizet szűr át,



© Deli Tamás

miközben algákkal és mikroszkopikus részecskékkel táplálkozik (SZTAROBOGATOV 1994, OLENIN *et al.* 1999). Víz tisztító hatása ugyanakkor ellentmondásos, mert ürülékével és a vízbe juttatott oldható anyagcseretermékével, az ammóniával lényegében majdnem annyi anyaggal terheli a környezetét, mint amennyit felvesz. Emésztési maradványai és a nyálkájába tapadt, számára nem emészthető anyagok, vagyis az áll ürüléknek (*pseudofaeces*) nevezett maszsa lerakódik a tavak fenekére, ahol rothadó iszapot képez (SCHLOESSER *et al.* 1996).

Ökológiai igényei Magyarországon

Széles elterjedésük (Skandináviától a Balkán-félszigetig) a bizonyíték arra, hogy a vándorkagylók képesek alkalmazkodni a különféle hőmérsékleti viszonyokhoz. Jellemző élőhelyei a folyók, a tavak és a holtágak parti zónái, különösen ott, ahol rögzülésre alkalmas szilárd felület található (iszapos halastavaknál, pl. a Hortobágyon egy rozsdás konzervdoboz is megfelelő aljzatnak bizonyulhat). Átvészelik a huzamosabb ideig tartó éhezést, de akár az élőhely időszakos kiszáradását is. Elviselik a változó oldottoxigén-szintet, a víz kisebb szennyeződését, de az erősen szennyezett vizekből hiányoznak.

Mivel a vándorkagyló a táplálékát az áramló vízből szűri ki, és helyét változtatni nem tudja, a kolóniái olyan helyeken telepsznek meg, ahol a vízben sok mikroorganizmus él és a víz áramlása elég gyors ahhoz, hogy oxigént és eleséget is biztosítson számára. A tápanyagban gazdag, eutróf vizek felszínhez közeli, sebesen mozgó részei optimálisak a szaporodásukhoz, ezért kedvelik a hullámverte parti köveket, a zubogó víz mosta zsilipeket és a vízben úszó mesterséges tárgyakat. Az iszaptól kiemelkedő nagyobb kagylók teknőin is azért telepednek meg, mert a mozgó alzat még kedvezőbb feltételeket nyújt számukra, mint például egy stabil kődarab, amely nem tudja változtatni helyzetét a víz apadásakor vagy befagyásakor. Ezért például a balatoni tavikagylókon (*Anodonta cygnea*) megtelepedő vándorkagylók jóval nagyobbra nőnek, mint a parti létesítményeken vagy a partvédő köveken megtelepedő példányok. Sokan a nagy kagylók „gyerekeinek” is vélik az ezek által hurcolt vándorkagylókat (ezek sértik fel a fürdőzők talpát).

Biztosra vehetjük azt is, hogy a melegedő klíma következtében melegebbé váló vizeinkben egyre gyakoribbá válik a vándorkagyló, mert a langyos vizeket nagyon kedveli. Az erőművek hűtővízrendszerében időnként olyan mértékben elszaporodhat, hogy komoly műszaki problémákat okoz. Ezek a nagyközönség számára nem kommunikált, és tudományosan sem vizsgált esetek arra intenek, hogy az ökoszisztémára

gyakorolt emberi behatásoknak is sikeres haszonélvezői lehetnek az inváziós kagylófajok, és elszaporodásuk következményeit esetleg nem is sejtjük előre. A folyókba, víztározókba ömlő meleg hűtővíz befolyása környékén megnő a vándorkagylók mennyisége, így ezek a helyek a faj rezervoárjainak tekinthetők.

Ökológiai problémák

A hazánkban végzett kutatások megerősítik, hogy a vándorkagyló tömeges elszaporodása fenyegetheti az őshonos, nagy testű kagylók – a folyam- és festőkagylók (*Unio* spp.), a tavikagyló (*Anodonta cygnea*) és a lapos tavikagyló (*Pseudanodonta complanata*) – állományait. Ezek a fajok eltérően reagálnak a vándorkagyló tömeges megjelenésére. A nagy kagylók aljzatról kiálló felületein megtelepedve a vándorkagylók módosíthatják a gazdaállat szűrési teljesítményét, mozgását. Nagy tömegű tapadás esetén akár azok fuladását is előidézhetik. Noha erre vonatkozó vizsgálatokról nem tudunk, de az is valószínű, hogy a gazdakagyló szifói körül csoportosuló vándorkagylók kiszűrrik a vízből a gazdájuk szifókon keresztül kibocsátott ivartermékeit, azaz a spermiumokat és a kagylólárvákat, aminek következtében rontják a gazda szaporodási sikerét. Ugyanilyen megfontolás alapján, a kagyló belégző szifójánál lévő vándorkagylók legalább részben kiszűrrik a gazdába jutó víz tápanyagait is, ezáltal kevesebb jut belőle a nagy kagylónak.

A specifikus veszélyeztető hatások a különféle fajok esetében módosulhatnak. A sajátos komplexitást a fentiekben túl fokozza a veszélyeztető tényezők eltérő időben történő megjelenése. A negatív hatások nyár végén és kora ősszel kifejezettebben mutatkoztak (BÓDIS *et al.* 2014a, SCHLOESSER *et al.* 1996, MAJOROS 2009).

A vándorkagyló a legagresszívebb édesvízi betolakodó, megjelenése és tömeges elszaporodása akár visszafordíthatatlan változásokat idézhet elő az érintett ökoszisztémákban. Populációik biomasszája meghaladhatja az összes többi őshonos gerinctelen fajénak a többszörösét. A káros hatások megismerése, mérséklése csupán akkor lehet eredményes, ha célzott kutatásokkal megfelelő információk állnak a természetvédelem és a gazdasági élet rendelkezésére. Érdekesség, hogy Krenner J. S. tanár 1878-ban még egy budapesti ház vízvezetékcsövében is megtalálta a vándorkagylót, ahol dugulást okozott (ENTZ 1898).

A vándorkagylók károkozására a legváratlanabb időpontokban lehet számítani, ezek jelentkezhetnek a tömeges elhullásuk, a lebegő plankton eltüntetésének vagy egyes halak ikráinak elsodródása és pusztulása formájában is.



A vándorkagyló (bal oldalon) és a keleti vándorkagyló (jobb oldalon) héjainak összehasonlítása

Védekezési lehetőségek

Irodalmi adatok szerint (MOLLOY *et al.* 1997) közel 200 olyan faj létezik, amely a vándorkagylók ragadozóinak vagy parazitáinak tekinthetők. Magyarországon a vándorkagyló számos hal – pl. bodorka (*Rutilus rutilus*), karikakeszeg (*Blikka bjoerkna*), ponty (*Cyprinus carpio*) – és madár – pl. barát-réce (*Aythya ferina*), kerцерéce (*Bucephala clangula*), kontyos réce (*A. fuligula*), tőkés réce (*Anas platyrhynchos*), szárcsa (*Fulica atra*) – tápláléka (BALOGH *et al.* 2008). Természetesen ezek a predátorok csak a kisebb, vékony héjú példányok teknőit tudják összeropantani, így a teljesen kifejlett, vastag héjú vándorkagylóknak tulajdonképpen nincs is ellensége. Még a nagyobb kagylókat (*Bivalvia*) amúgy szívesen fogyasztó pézsmapocok (*Ondatra zibethicus*) sem jár a vándorkagylókra, feltételezhetően azok viszonylag csekély tápértéke miatt. A vándorkagylók lárváját alacsonyabb rendű rákok (Crustacea), vízi rovarok (Insecta) fogyasztják. Ennek ellenére ezek a szervezetek alig érzékelhető változást idéznek elő a vándorkagyló-népességben. Hasonlóan lehet nyilatkozni a kemény aljzatért versengő élőlényekről, a szivacsokról (Porifera), mohaállatokról (Bryozoa) vagy éppen a rögzült életmódot folytató rokon kagylókról.

A mechanikus védekezés olyan esetekben lehet eredményes, amikor az építményekről, úszó tárgyakról lehetőség van a vastag lerakódások eltávolítására (kaparás, súrolás, magasnyomású vízszugár, fagyasztás, szárítás stb.). Bár magukat a kagylóhéjakat ilyen módon el lehet távolítani, a megtapadt bioszuszfonalaiktól, például a hajótesteken, csak nagyon

erős dörzsöléssel lehet megszabadulni. Folytak kísérletek a biológiai védekezés területén, így például egyes baktériumtörzsek a toxicitásuk révén hatékonyak lehetnek a védekezésben. Lehetőség van drasztikusabb beavatkozásra is különféle kemikáliák révén (legszélesebb körben a klórozást alkalmazzák), de ez a módszer ritkán használható, hiszen az érintett ökoszisztémákban visszafordíthatatlan károsodást idézhet elő. Így például a nikloza-

mid, amelyet a trópusi parazitákat terjesztő puhatestűek (Mollusca) ellen alkalmaznak Afrikában és Amerikában, minden csigát és kagylót megöl, ezért nálunk felszíni vizekben nem alkalmazható (COELHO & CALDEIRA 2016).

Mivel a vándorkagyló elsősorban vízi járművekkkel és horgász-halász készségekkkel terjed egyik víztestből a másikba, a vízi alkalmatlanságok legalább öt napig tartó kiszárítását ajánlják abban az esetben, ha azokat azután egy másik vízterületen kívánják használni. A vizeken dolgozó emberek és a horgászok jól tudják, hogy a hajóköteleken, bójákon és minden vízbe merült tárgyon tömegesen tapadnak meg a vándorkagylók, különösen ott, ahol a víz fenéke iszapos. Ezért is nagyon káros, ha tartós hulladékot, például gumiabroncsot, köveket, alkatrészeket dobálnak be a vízbe, mert azok a vándorkagylók tenyészhelyeként szolgálhatnak.

Irodalom

BALOGH 2008, BALOGH *et al.* 2008, BOBELDYK *et al.* 2005, BÓDIS *et al.* 2014a, COELHO & CALDEIRA 2016, CSIKI 1906, ENTZ 1898, 1934, GITTENBERGER & JANSSEN 1998, GROSSINGER 1794, HAZAY 1881, HEBERT *et al.* 1989, KELLER *et al.* 2007, MAEDER 2008, MAJOROS 2009, MEISENHEIMER 1901, MOLLOY *et al.* 1997, OLENIN *et al.* 1999, PALLAS 1771, PAPP 1908, SCHLOESSER *et al.* 1996, SEBESTYÉN 1934, 1935, SZTAROBOGATOV 1994, WELTER-SCHULTES 2012, ZSADIN 1952

MAJOROS GÁBOR & VARGA ANDRÁS

Amuri kagyló

Sinanodonta woodiana (LEA, 1834)

Eredeti elterjedési terület

Az először a kínai Kantonból leírt kagylófaj eredeti areája az Amur és a Jangce folyók közötti területre tehető. Mivel elsősorban pontyfélékkel (Cyprinidae) terjed, és Kínában már a történelem előtti idők óta tenyésztik a pontyot, biztosra vehetjük, hogy Kelet-Ázsiában már a tudományos felfedezése előtti időkben is nemcsak spontán, hanem még az ember tevékenysége révén is terjedhetett. Ezért az expanzióját megelőző időszakban elfoglalt területét tekinthetjük a kagyló származási helyének, ami nagyjából Kelet-Szibériától Dél-Kínáig terjed. Schrenck orosz kutató már 1867-ben említi az eredetileg Kínából leírt fajt az Amur folyóból (SCHRENCK 1867), Zsadin pedig – saját 1938-as adatai alapján – egy összefoglaló faunamunkában ismerteti a kagylót a kelet-szibériai területeken kívül Japánból, Kínából, Tajvanról, Kambodzsból és Thaiföldről is (ZSADIN 1938, 1952). Mint minden ottani rokonát, már akkor is folyókból, víztározókból és tavakból ismerték, azaz a ki nem száradó, mélyebb vizekben élt.

Magyarországi megjelenése

Kiss Árpád feltételezése szerint először 1962-ben kerülhetett be az országba az amuri kagyló, amikor nagyarányú halimport keretében a Szovjetunióból amurt (*Ctenopharyngodon idella*), pettyes busát (*Hypophthalmichthys nobilis*) és fehér busát (*H. molitrix*) telepítettek a magyar tógazdaságokba (KISS 1990). Az bizonyos, hogy az egyik fontos gazdafaja, a razbóra (*Pseudorasbora parva*) ekkor érkezett Magyarországra, mert ez a hal 1961-ben Romániában már tömegesen elszaporodott, magyarországi első példányát pedig 1963-ban találta meg Molnár Kálmán a paksi tógazdaságban (PINTÉR 1989). Ehhez a dátumhoz képest mintegy húsz év múlva találta meg Petró Ede magát az amuri kagylót a gyulai vár tavának medrében (PETRÓ 1985). Ekkor már – egy 1983-ban talált példány alapján – Romániából is ismeretes

volt (SÁRKÁNY-KISS 1986). Később KISS (1990) már 16 magyarországi élőhelyről ismerteti, de a Balatonban csak 2006-ban fedezték fel (MAJOROS 2006). Mivel az amuri kagyló lárvája sokféle halfajban képes megtelepedni, nem kétséges, hogy halakkal terjedt el Európa többi részén is, Svédországtól Franciaországon át Olaszországig (WELTHER-SCHULTES 2012). Számtalan közlemény foglalkozik az elterjedési adataival az Óvilágban és az Újvilágban egyaránt (URBAŇSKA & ANDRZEJEWSKI 2019, WATTERS 1997).

Biológiája

Az kínai amuri kagyló a nagy termetű édesvízi nagy-kagylók egyik jól körülhatárolható családjába, a folyamikagyló-félék (Unionidae) közé tartozik. Az ide tartozó fajok fő jellemzői a gyöngyházbélésű kagylóteknők, a halak közreműködésével történő egyedfejlődés, és az az eredeti állapot, hogy minden folyamrendszernek saját Unionidae-fajai vannak, és amelyek közül sokuk csak nagyon kis areával rendelkezik. A tavakban és folyókban egyaránt elterjedt folyami nagy-kagyló-félék közelmúltban kihalt, vagy a kihalás szélén lévő, endemikus fajai mellett nagyon nagy tömegben élő, terjedőképes fajok is léteznek. Ez utóbbiak ipari méretű felhasználása, – például inggombok készítésére, igazgyöngyök előállítására, sőt égetett mész készítésére – sok helyen megtörtént, ezért nem meglepő, hogy az ember szándékosan is betelepített ilyen kagylókat az elterjedési területükön kívüli helyekre, és ez kényszerítette ezeket a fajokat az új helyekhez való alkalmazkodásra. Ez hozzájárulhatott az amuri kagyló azon képességének kialakulásához, hogy – a legtöbb édesvízi nagy-kagylóval szemben, – a lárvája sokféle hal gazdában tud megtelepedni.

Az amuri kagyló lárvakorában parazitaként él a különféle édesvízi halak (Pisces) bőrében, elsősorban az úszókon. A váltivarú, – vagy kivételes esetben hermafrodita (DUDGEON & MORTON 1983) – kagylók



nőstényeinek petéi a külső kopoltyújuk öblében barázdálódnak és a peteburokban egy glochidiumnak nevezett lárva alakul ki. Ez egy embrionális teknőpárt viselő, a vízben csapkodva úszó, lebegő lárva, amelyből egy ragacsos fonál nyúlik ki. Az embrionális teknők peremén egy-egy kajmacsnek nevezett horgas tüske mered. Amikor az anyakagyló az érett glochidiumokat a kivezető szifóján át kibocsátja a vízbe, azok a fonalukkal megtapadnak egy éppen arra úszó hal hámszövetére. Kajmacsokkal beleakaszkoznak a hámszövetbe, és gyulladást idéznek elő. A gyulladt hám órák alatt benövi a kagylólárvát, amely ott néhány hét alatt átalakul fiatal kagylóvá. A metamorfózis a kifejlett kagylókra jellemző szervek kialakulásából áll, tehát megjelenik a végleges teknő kezdeménye is. Ekkor a kagyló körül fellazul a hámszövet, és a parazita elhagyja a gazdáját. Ezután már a fenéken, az iszapba süllyedve folytatja életét. Szaporodása a tavasztól őszig terjedő időszakban lehetséges, a földrajzi helytől függően. Ez a szaporodási mód a folyami kagyló-félék családjába tartozó kagylók többségére is jellemző.

Az amuri kagyló lárvájának élősködési ideje erősen hőmérsékletfüggő, 15 °C-on 15–18 nap, 25 °C-on viszont csak 7–8 nap (DUDGEON & MORTON 1984). Laboratóriumi kísérletek szerint többféle hal lehet a gazdaállata, mint például Ázsiában az Amerikából behurcolt szúnyogirtó fogasponty (*Gambusia affinis*), illetve az ázsiai zöld díszmárna (*Puntius semifasciolatus*), a kínai ökle (*Rhodeus sinensis*), Európában pedig mindenekelőtt a ponty (*Cyprinus carpio*), az ezüstkárász (*Carassius gibelio*), a razbóra (*Pseudorasbora*

parva), a compó (*Tinca tinca*), a bodorka (*Rutilus rutilus*), az amur (*Ctenopharyngodon idella*), a fehér busa (*Hypophthalmichthys molitrix*), a pettyes busa (*H. nobilis*) és további pontyfélék (Cyprinidae) is. A szabadvízi tapasztalatokból és az akváriumi kísérletekből az sejtethető, hogy elvileg minden óvilági és újvilági pontyfélében, sőt a velük nem rokon fogaspontyokban (Cyprinodontiformes) is tud fejlődni a kagyló lárvája. A kifejlett korában akár 30 cm-es héjhosszt is elérő kínai tavikagyló szabadon élő fázisa 10–15 év is lehet, sőt egyes becslések szerint 25 éves kort is megérhet. Egyedfejlődését, elsősorban mesterséges tenyésztés céljából, hazánkban is tanulmányozták (KISS & PEKLI 1988).

Ökológiai igényei Magyarországon

Az amuri kagyló nagy ökológiai tűrőképességű faj. Még télen is képes lárvákat nevelni a kopoltyúlemezek között, bár akkor nem bocsátja ki azokat a vízbe. Ez azt mutatja, hogy a szaporodási folyamata egész évben folyamatos. A hortobágyi haltelelők mély vízében és a csökkentett vízhozamú szigetközi Dunaszakaszköz sekély medrében is megél. Tömeges a Paksi Atomerőmű hűtővíz kifolyója körül, az ott mindig langyos vizű Dunában, és megtalálható az Őrség hideg víztározóiban is. A kagylófaj szubtrópusi eredetűre utal, hogy termálvizekben, illetve erőművek hűtőtavaiban és hévforrások tavaiban is jól fejlődik (KRASZEWSKI & ZDANOWSKI 2001). Az Alföld csatornáiban is előfordul, sőt bejut az izolált horgásztavakba is. Magyarországon valószínűleg nincsen olyan nagyobb víztest, amelyben jelenleg ne fordulna elő.

A horgászat céljára nevelt és telepített pontyfélékkel (Cyprinidae) a horgászvizekbe, továbbá a szúnyogirtó fogasponty (*Gambusia affinis*) meleg vizű tavakba való telepítésével is terjedhet (pl. még a betonozott aljú budapesti Városligeti-tóban is előfordult, ahol a szúnyogirtó fogasponty tömegesen él).

Ökológia problémák

Mivel a halivadékokat is fertőzni tudja, egészen kis méretű hallal is tud terjedni. Terjedését elősegítheti, hogy ahol nagyon elszaporodik, ott visszaszorul a többi tavikagyló mennyisége, ami azt mutatja, hogy a nálunk őshonos rokonaival – nagy tavikagyló (*Anodonta cygnea*), lapos tavikagyló (*Pseudanodonta complanata*) – verseng az élőhelyekért. Erre utal az a megfigyelés is, hogy a Duna partján vannak olyan helyek (pl. Dunaremete, Ercsi, Paks), ahol szinte csak az amuri kagyló héjait lehet találni, vagy olyan állóvizek (pl. a hortobágyi halastavak, a gemenci holtágak), ahol csak ez a kagyló él. A Balatonban együtt élhet más tavikagylófajokkal, bár ilyen helyeken is (pl. Keszthelyi öböl) domináns faj. Egyes vizsgálatok arra utalnak, hogy a tóban visszaszorítja a többi nagy terméző kagylófajt (BENKŐ-KISS *et al.* 2013). A természetvédelmi oltalom alatt álló lapos tavikagyló lárvája ugyanazoknak a halfajoknak a hámjában fejlődik, mint az amuri kagyló lárvái.

Gazdasági hatások

Az elmúlt években az amuri kagyló elsősorban azáltal hívta fel magára a figyelmet, hogy sok helyen tömeges pusztulását lehetett megfigyelni a nyár második felében (BENKŐ-KISS 2012). Főleg olyan helyeken figyeltek fel az elhullásokra, ahol nagy turistaforgalom volt, vagy a horgászokat zavarta a vízben úszó sok kagylótetem (pl. Tisza-tó, szarvasi Körös-holtág stb.) Noha ezeknek a tömeges pusztulásoknak inkább csak a médiában volt visszhangja, mint a tudományos életben, az elhullások okát több intézményben próbálták kideríteni. A dunai pusztulások okát a rendkívül alacsony vízállással hozták összefüggésbe, mert több kagylófaj esetében is megfigyelhető volt (BÓDIS *et al.* 2014b), de szinte bizonyos, hogy az amuri kagylók rothadásával és felszínre emelkedésével járó tömeges elhullás is valamilyen specifikus, a tavikagylókra jellemző kórokra vezethető vissza, mert egy helyen mindig csak egy tavikagyló faj pusztul. Egy általános környezeti ártalom a vízben élő egyéb szervezeteket még jobban pusztítaná, mint a kifejezetten tűrőképes amuri kagylót. Az Országos Állategészségügyi Intézet Halkórtani Laboratóriumában már az 1990-es évek végén megállapították, hogy az *Unionicola aculeata* víziatka, amely a kagyló köpenyének falában

fejlődik, a kirajzása közben sérüléseket okoz a köpenyhámon, amelyben így rothasztó baktériumok tudnak megtelepedni (MAJOROS 2006). A bonyolult fejlődési ciklust kísérletes körülmények között nem lehetett reprodukálni, de az bizonyítható volt, hogy a beteg kagylókból vett minta az egészségeseket is megbetegítette, tehát az ágens átoltható volt. A vízszatéró kagylópusztulások leginkább az amuri kagyló állományait sújtják, ami szükségessé teheti, hogy az állományok monitorozásával megpróbáljuk előre jelezni ezek bekövetkezését (BENKŐ-KISS 2012).

Védekezési lehetőségek

Mivel az élővizekbe semmilyen élőlényekre nézve káros anyagot nem szabad bejuttatni, kémiai úton sem a halakon élő kagylólárvák, sem a vízfenéken lévő kifejlett kagylók nem pusztíthatók. Lokális mechanikus ritkítási eljárást lehet alkalmazni, ilyen pl. halastavakon a lehalászás utáni iszapból való összegyűjtés, illetve a sekély, ivató és előnevelő tavakban a csónakról rudakkal történő kagylózúzás. Az iszapkotrás is gyéríteni tudja a populációikat. Számolni kell azonban azzal, hogy a mély, völgyzárógátas víztározókban (pl. Hasznosi-víztározó a Mátrában, Szálkai- és Zsibriki-víztározó Tolnában) továbbá a mélyebb tavakban (pl. Tatai-tó) is élnek amuri kagylók, amelyek hozzáférhetetlen állománya mindig utánpótlást fog jelenteni a faj terjedéséhez.

Az amuri kagylónak Magyarországon egyetlen tényleges ellensége ismert, a szintén behurcolt pézsmapocok (*Ondatra zibethicus*), amely képes felnyitni vagy feltörni még az öreg kagylók héját is. Ha a kagylók nagyon sekély vízbe vagy szárazra kerülnek, például egy folyóáradást követő gyors apadás után, a gémekek (Ardeidae) és a gólyák (*Ciconia* spp.) szintén predálják azokat. A madarak lyukat ütnek a kagylóhéj legdomborúbb pontján, a pézsmapocokok cakkos vonalú töréseket idéznek elő a héjak elülső végén. Mindezek a predációs hatások nem nagyon érintik az adott populáció egészét, hanem csak azokat a példányokat, amelyek valamilyen okból nem tudtak behúzódní az iszapba.

Irodalom

BENKŐ-KISS 2012, BENKŐ-KISS *et al.* 2013, BÓDIS *et al.* 2014b, DUDGEON & MORTON 1983, 1984, KISS 1990, KISS & PEKLI 1988, KRASZEWSKI & ZDANOWSKI 2001, LEA 1834, MAJOROS 2006, PETRÓ 1985, PINTÉR 1989, SÁRKÁNY-KISS 1986, SCHRENCK 1867, URBAŃSKA & ANDRZEJEWSKI 2019, WATTERS 1997, WELTER-SCHULTES 2012, ZSADIN 1938, 1952

MAJOROS GÁBOR

Folyami bödöncsiga

Theodoxus fluviatilis (LINNAEUS, 1758)

Eredeti elterjedési terület

Európai és nyugat-ázsiai elterjedésű faj, az ismert bödöncsigafajok (*Theodoxus* spp.) közül ennek a legnagyobb az areája: Írországtól és Portugáliától a Baltikumig, Oroszország nyugati részéig, illetve Krétaig, a Fekete-tenger és a Márvány-tenger vidékéig elterjedt. Észak-Afrikában Algériából és Marokkóból ismert előfordulása (KEBAPÇI & VAN DAMME 2012). Kelet felé elszórtan előfordul

Törökországig és Grúziáig (SANDS *et al.* 2020) sőt GLÖER & PEŠIĆ (2015) úgy vélik, hogy Iránban is megtalálható. Észak- és Északnyugat-Európát csak a holocénben hódította meg. BUNJE (2005) adatai azt mutatják, hogy minden bizonnyal egy, az Alpok déli részéről származó genetikai vonal kolonizálta a mostani elterjedési terület északi részét. Viszont egészen a közelmúltig nem élt a Duna-medencében, azaz a fekete-tengeri partvidék kivételével a Duna teljes



© Deli Tamás



Különböző mintázatú folyami bődöncsiga héjak

vízgyűjtőterületéről hiányzott. Természetes areáján belül édes- és felsős vizű élőhelyeken is előfordul, tengerparti brakkvizű élőhelyeken, folyótorkolatokban, kisebb-nagyobb folyókban, forrásokban és tavakban (KEBAPÇI & VAN DAMME 2012). Szilárd felszínre tapadva él, ezért élőhelyén kavicsos vagy köves aljzatra, sziklákra vagy mesterséges szilárd felületekre van szüksége.

Magyarországi megjelenése

A Kárpát-medencében nem őshonos. Első magyarországi adata a Tiszából (Szeged) származik (HORVÁTH 1955). A Dunában 1981-ben találták meg Budapestnél, azóta a teljes magyar szakaszon elterjedt (FEHÉR *et al.* 2006). A Hármas-Körösből 1997-ben (Békésszentandrás) (LENNERT 1997), a Balatonból 2013-ban (Tihany) (TAKÁCS *et al.* 2019) került elő először.

Első szlovákiai adata 2002-ből (ČEJKA & HORSÁK 2002) származik, az osztrák Duna-szakaszon (Tulln) viszont már egy évvel korábban megtalálták (STEGER & BISENBERGER 2011). A 2010-es évek elejére már a Duna teljes bajorországi szakaszán gyakori volt (HIRSCHFELDER *et al.* 2011).

Nem sokkal később a Dunán felfelé terjedő genetikai vonal – átjutva a Duna–Majna–Rajna-csatornán – újra kolonizálta a Rajnát (GERGS *et al.* 2015), ahonnan az ezredfordulóra az eredeti állományai kipusztultak.

Biológiája

A héj kissé elnyújtott félgömb alakú, a kifejlett példányok három, három és fél kanyarulatot növesztenek, 4,5–6,5 mm magasságot és 6–9 mm (kivételes esetben akár 13 mm) szélességet érnek el. A héj alapszíne fajon belül is elég változatos, ami részben genetikailag determinált, részben pedig olyan környezeti faktorok által befolyásolt, mint a víz iontartalma, a szubsztrát kémiai összetétele vagy a táplálék fajtája. ZETTLER *et al.* (2004) kimutatták, hogy Balti-tenger mentén a parthoz közel majdnem fekete héjú példányok dominálnak, míg a parttól távo-

labbi populációkban a sárgás-zöldes alapszínűek. GLÖER & PEŠIČ (2015) sötétebb színű sziklákon sötétebb alapszínű populációkat figyeltek meg. A héj mintázata is nagyon változékony. Az észak-európai populációk mintázata olyan, mintha sötét alapon elnyújtott világos színű cseppek alkotnák. Ilyenek voltak a nálunk a Tiszán és a Dunán invázióként először megjelent populációk egyedei is. A Dél-Európától a Fekete-tenger környékéig elnyúló területen rengeteg ettől eltérő mintázatú morfotípusa fordul elő (GLÖER & PEŠIČ 2015, SANDS *et al.* 2020). Az utóbbi években a hazai vizekben is felbukkant egy vékony cikkcakkos vonalakkal mintázott forma (ugyanaz, amelyik a Rajnát is újrakolonizálta a 2010-es években), amelyet többen összetévesztettek a rajzos bődöncsigával (*Theodoxus danubialis*).

A kövek felszínét borító algaréteggel és detritusszal táplálkozik. Nagy populációsűrűség esetén az egyedszám meghaladhatja a m²-enkénti 2000 példányt is (KIRKEGAARD 2006).

Életciklusuk 2,5–3,5 év, az ivarérettséget másfél éves korukra érik el. Petéit kb. 1 mm átmérőjű félgömbszerű kapszulákban különféle szilárd felületekre



az üledéklerakódást a szilárd aljzaton) az utóbbi évtizedben meggyengültek vagy eltűntek.

Ökológiai problémák

A folyami bődöncsiga hazai terjedésével párhuzamosan megfigyelhető volt két őshonos folyami bődöncsigafajunk, a védett és Natura 2000 jelölő sávos bődöncsiga (*Theodoxus transversalis*), valamint a védett rajzos bődöncsiga (*T. danubialis*) visszaszorulása. Az azonban nem egyértelmű, hogy van-e okozati összefüggés a folyami bődöncsiga elterjedése és a másik két faj visszaszorulása között, vagy pedig arról van szó, hogy a folyami bődöncsiga jobban tolerálja azokat a romló körülményeket, amelyek a két őshonos

bődöncsiga eltűnését okozzák. Tény, hogy mindkét őshonos fajjal előfordulhat együtt is úgy, hogy azokat nem szorítja ki teljesen. Viszont az is kétségtelen, hogy ahol a sávos bődöncsiga legstabilabb hazai állományai vannak, ott (szerencsére még) nem jelent meg a folyami bődöncsiga, és az lenne a kívánatos, ha nem is jelenne meg.

Gazdasági hatások

Kimutatható vagy mérhető gazdasági károkat nem okoz, vagy legalábbis nem ismert, hogy okozna.

Védekezési lehetőségek

Sikeres irtására nincs se példa, se módszer, és egy ilyen próbálkozás nem is tűnik kivitelezhetőnek. Arra lenne szükség, hogy többet tudjunk az őshonos rajzos és sávos bődöncsigára (*Theodoxus danubialis* és *T. transversalis*) gyakorolt hatásáról és arról, hogy milyen tényezők biztosítanák azoknak a fennmaradását a folyami bődöncsiga jelenléte mellett. Emellett az őshonos bődöncsigák védelme érdekében az élőhelyek természetes állapotának megőrzésére kellene törekedni.

Irodalom

BUNJE 2005, ČEJKA & HORSÁK 2002, GERGS *et al.* 2015, GLÖER & PEŠIĆ 2015, FEHÉR *et al.* 2006, HIRSCHFELDER *et al.* 2011, HORVÁTH 1955, KANGAS & SKOOG 1978, KEBAPÇI & VAN DAMME 2012, KIRKEGAARD 2006, LENNERT 1997, MARKOVIĆ *et al.* 2014, SANDS *et al.* 2020, STEGER & BISENBERGER 2011, TAKÁCS *et al.* 2019, ZETTLER *et al.* 2004

FEHÉR ZOLTÁN

rakja, beleértve a fajtársak héjait is. Az egy példány által rakott peték száma elérheti a 150-et (MARKOVIĆ *et al.* 2014).

Egy dániai populációt vizsgálva KIRKEGAARD (2006) a legmagasabb a növekedési rátát és a legalacsonyabb mortalitást a május és augusztus közötti időszakban figyelte meg. Ezzel szemben télen nem, vagy alig volt növekedés megfigyelhető, és ekkor volt a legmagasabb a mortalitás is. Peterakás május vége és november közepe között volt, az új peték kapszulái legnagyobb számban május–június, illetve augusztus–szeptember hónapokban jelentek meg a kövek felületén. A tavasszal rakott peték augusztus–szeptember hónapokban, a nyár végén és kora ősszel rakott peték tavasszal keltek ki.

Eurihalin, a sókoncentráció változását bizonyos határok között képes tolerálni. KANGAS & SKOOG (1978) a sókoncentráció-változtatás hatását vizsgálta kísérletesen brakk- és édesvízű élőhelyekről származó példányokon, és azt találták, hogy a magas és alacsony sókoncentrációjú közegben a túlélést alapvetően az befolyásolta, hogy eredetileg milyen közegből származtak. Ugyanakkor azt figyelték meg, hogy a közepes (1,5–10,0‰) sótartalmú vizet mind az eredetileg édesvízű, mind a brakkvízű élőhelyről származó példányok jól tolerálták.

Ökológiai igényei Magyarországon

Magyarországon a nagyobb folyókban sokfelé vannak stabil állományai, és balatoni felbukkanása is azt jelzi, hogy van még benne potenciál a további terjedésre. Ugyanakkor vannak olyan, korábban erős állományai, amelyek a romló környezeti feltételek hatására (egy bizonyos szinten túl ez a faj sem képes tolerálni

Maláj toronycsiga

Melanoides tuberculata (O. F. MÜLLER, 1774)

Eredeti elterjedési terület

A faj és egyben a *Melanoides* nem eredete és elterjedési területének központja Kelet-Afrika, mivel vele együtt számos *Melanoides* faj él az afrikai nagy tavakban. A faj jelenkori, eredeti areája azonban jóval nagyobb, mert Ausztrália északi részétől Délkelet-Ázsián és Indián át Szíriáig és Afrikáig terjed (BROWN 1980). Máltán valószínűleg a történelem előtti idők óta jelen van (ZSADIN 1952, GIUSTI *et al.* 1995), hiszen annak ellenére, hogy édesvízi csiga, még az olyan egymástól távol eső szigeteken is őshonos, mint Sri Lanka, Madagaszkár, Tajvan és Jáva. Az ember megjelenése előtt feltehetően jóval nagyobb volt az elterjedési területe, mert Európa kontinentális részein is élt: hazánkban is kimutatták a pleisztocén üledékekből (KROLOPP 1983). Mivel a nehezen szétválasztható rokon családok (Thiaridae, Melanopsidae) hasonló tagjai már az oligocénben (34–23 millió évvel ezelőtt) és a pliocénben (5,3–1,8 millió évvel ezelőtt) is éltek Európában (BARTHA 1971, BÁLDI 1973), és magát a fajt a Pamír nyugati lejtőinek negyedidőszaki üledékeiben is megtalálták (ZSADIN 1952), egyáltalán nem lehetetlen, hogy a maláj toronycsiga a jégkorszak előtti földtörténeti korokban már élt kontinensünkön, és csak a jégkorszakban pusztult ki.

Magyarországi megjelenése

Mivel Amerikában a maláj toronycsiga 1930 óta jelen van (CLENCH 1969), valószínűleg Európába is eljutott már a múlt század elején. Az eredetileg indiai lelőhelyről leírt csiga Ázsiában északi irányban Türkmenisztán és Üzbegisztán magasságáig régóta ismert volt (ZSADIN 1952), de további terjedését szinte bizonyosan az akvaristáknak köszönheti. Kelet-Németországban a maláj toronycsigát 1979-ben már elterjedt akváriumi csigaként említik (STERBA 1979). Wiesinger Márton egy Münchenből érkezett díszhalszállítmány állatkerti betelepítésekor találta meg először Magyarországon (WIESINGER 1975). A szállítmány érkezésének pontos idejét nem tudjuk, de

az biztos, hogy a hazai akvaristák az 1970-es évek előtt még nem ismerték a fajt, mivel korábban a leg részletesebb akvarisztikai könyvek sem tesznek említést róla (LÁNYI & WIESINGER 1955, LÁNYI 1961). Korábban Soós Lajos, aki az akváriumi csigákkal is foglalkozott (SOÓS 1933), egyik munkájában sem említi a maláj toronycsigát, noha például a vándorkagyló (*Dreissena polymorpha*) inváziójának történetét elég részletesen feldolgozta (SOÓS 1955). Érdemes megemlíteni, hogy Entz Géza, a neves hidrobiológus, aki egy német nyelvű ismeretterjesztő könyv fordításának magyar vonatkozású részeit írta, a 20. század elején még említést sem tett a maláj toronycsigáról, pedig kiemelten foglalkozik az akkor még az Osztrák–Magyar Monarchiához tartozó nagyváradi Püspökfürdőn élő meleg vízi rokonával, a váradi maradványcsigával (*Melanopsis parreyssii*) (LAMPERT 1904).

A magyar malakológiai adatok között PINTÉR *et al.* (1977) említik először a „*Budapestre, a Malom-tóba és a Margit-szigetre*” betelepített csigát. Ehhez képest 1995-ben már milliós nagyságrendben volt jelen az azóta megszüntetett hévízi angolnanevelő telepről elfolyó meleg vízben, illetve 2011-ben a budapesti Városligeti-tóban szintén milliós nagyságrendet ért el az állománya. Hévízen és a Városligetben azóta is tömeges (Majoros G.). A csiga európai elterjedését áttekintő kézikönyvek „botanikus kertekben és akváriumokban” jelzik az előfordulási helyeit (WELTER-SCHULTES 2012, GLÖER 2019), ugyanúgy, mint Magyarországon, ahol vagy 20 egyéb akváriumi csigafajjal együtt az üvegházak medencéiben, akváriumokban, meleg vizes forrásokban országszerte előfordul (HORVÁTH 2010).

Biológiája

A ma már a világ teljes trópusi övezetében általánosan elterjedtnek tekintett faj biológiájával számtalan, a világhálón is könnyen elérhető közlemény foglalkozik, ezért itt röviden csak annyit említünk meg,

hogy azért olyan terjedőképes, mert állományainak legnagyobb része szűznemzéssel szaporodik, tehát egyetlen egyed is létrehozhat egy egész populációt. Sikerességéhez hozzájárul az is, hogy emellett eleven-szülő, azaz 1–4 mm-es héjas csigácskákat hoz világra. Minden nap tud egy utódot létrehozni, amelyek 3–7 hónap alatt ivaréretté válnak (KELLER *et al.* 2007). Detrituszt és mikroszkopikus algákat eszik, magasabbrendű növényeket nem fogyaszt. Napközben általában az iszapban tartózkodik (FOFONOFF *et al.* 2003, MIRANDA & PERISSINOTTO 2012).

A faj potenciális inváziós képességét vizsgálva fontos megemlíteni, hogy afrikai őshazájában, noha élőhelyein nagy tömegben él, elterjedése egymástól izolált helyekre korlátozódik (BROWN 1980). Bizonyos fokig sótűrő, de a kiszáradó vizekben nem él meg (LÉVÊQUE 1972). Behurcolt és nagy tömegben megjelenő populációi időnként összeomlanak, majd újra gyarapodni kezdenek (WORK & MILLS 2013), mint ahogyan ez a Hévízi-tó elvezetőcsatornájában és a Városligeti-tó meleg vizű részében is évek óta megfigyelhető.



Ökológiai igényei Magyarországon

A maláj toronycsiga csak meleg vízben tenyészik, hideg, télen befagyó vízben való előfordulásáról nincsen adatunk. Ebből a szempontból kiváló tanulmányozási lehetőséget nyújt az ELTE Fűvészkertje, ahol minden, épületben lévő medencében gyakori, de a kültéri medencék egyikében sem lehet soha élő példányokat találni. A Margit-szigeti Zsigmondy-kút vízesése alatt lévő meleg vizes részben hosszú évek óta előfordul a faj, de az onnan elvezető csatorna végén lévő hidegebb vizű tavacskában nem található meg. Ugyanott a Duna-parton néha megtalálhatók a forrás elfolyó vizéből származó, üres héjak, de élő maláj toronycsiga a folyóparton nincsen. A Hévízi-tó levezetőcsatornájában ugyan még tömeges, de a Zalában és a Balatonban, amelyek a csatornával kapcsolatban vannak, élő példányokat eddig nem találtak.

Ökológiai problémák

A maláj toronycsigának a többi csigára gyakorolt hatása ellentmondásos, mert van olyan adat is, amely szerint együtt él az őshonos csigákkal ugyanabban a forrásban (KARATAYEV *et al.* 2009, LADD & ROGOWSKI 2012, CILIA *et al.* 2013), de ugyanakkor épp azért telepítették be szándékosan több helyre is, hogy kiszorítsa az őshonos, vérmételeyeket (Schistosomatidae) terjesztő csigákat (POINTIER *et al.* 1989, POINTIER 2001, GUIMARÃES *et al.* 2001). Magyarországon nincs arra vonatkozó adat, hogy mely fajokkal versengene az élőhelyekért, mivel nálunk csak olyan vízben él, amelynek vagy nem volt természetes eredetű faunája, vagy másodlagosan telepedtek meg benne európai édesvízi fajok.

Gazdasági hatások

A maláj toronycsiga legalább negyvenféle mételeynek (Trematoda) és fonálféregnek (Nematoda) a köztigazdája lehet, amelyek közül a *Centrocestus formosanus* mételeyt már importált halakban Magyarországon is kimutatták (MAJOROS 2000). Ázsiában a maláj toronycsiga egyebek között az emberi megbetegedést okozó kínai májmételeynek (*Clonorchis sinensis*), a keleti tüdőmételeynek (*Paragonimus westermani*) és az emberben agyvelőgyulladás okozó patkánytüdőféregnek (*Angiostrongylus cantonensis*) a köztigazdája (VAZ *et al.* 1986, DERRAIK 2008). Mindezen veszélyes élősködők nyers élelmiszerek fogyasztásával fertőzik az embert, de Európában eddig nem



© Deli Tamás

ismeretes az előfordulásuk, ugyanakkor mivel minden közvetítő gazdafajuk jelen van már a kontinensen, a jövőbeli behurcolásuk nem elképzelhetetlen.

Védekezési lehetőségek

A csigának az országból történő teljes eltávolítása megoldhatatlan, mivel a legnagyobb rezervoárját az akvaristák akváriumaiban szaporodó állományok képezik. Helyenkénti kipusztításuk a medencék, csatornák kiszárításával megkísérelhető, de ez nem mindenhol lehetséges. Élőhelyük vizének hőfokát csökkentve szintén kiirthatók, mivel bizonyított, hogy már 13 °C alatt 12 nap alatt elpusztul az összes egyed (MITCHELL & BRANDT 2005). Elvileg molluszkicid (csigaölő) anyagokkal is pusztíthatók (MITCHELL *et al.* 2007), de mivel az ilyen típusú eljárások nem szelektívek, Magyarországon semmiképpen nem indokoltak és nem kívánatosak.

Irodalom

BÁLDI 1973, BARTHA 1971, BROWN 1980, CILIA *et al.* 2013, CLENCH 1969, DERRAIK 2008, FOFONOFF *et al.* 2003, GIUSTI *et al.* 1995, GLÖER 2019, GUIMARÃES *et al.* 2001, HORVÁTH 2010, KARATAYEV *et al.* 2009, KELLER *et al.* 2007, KROLOPP 1983, LADD & ROGOWSKI 2012, LAMPERT 1904, LÁNYI 1961, LÁNYI & WIESINGER 1955, LÉVÊQUE 1972, MAJOROS 2000, MIRANDA & PERISSINOTTO 2012, MITCHELL & BRANDT 2005, MITCHELL *et al.* 2007, PINTÉR *et al.* 1977, POINTIER 2001, POINTIER *et al.* 1989, SOÓS 1933, 1955, STERBA 1979, VAZ *et al.* 1986, WELTER-SCHULTES 2012, WIESINGER 1975, WORK & MILLS 2013, ZSADIN 1952

MAJOROS GÁBOR

Pontuszi rácsoscsiga

Clathrocaspia knipowitschii (MAKAROV, 1938)

Eredeti elterjedési terület

A pontuszi rácsoscsiga egy szűk elterjedésű, endemikus faj, annak a kiemelkedően nagy fajszerű pontokaspikus faunának a tagja, amely jelentős részének rendszertani besorolása meglehetősen bonyolult és jelenleg még megoldatlan (KANTOR *et al.* 2010, NEUBAUER *et al.* 2018, WESSELINGH *et al.* 2019). ANISTRATENKO (2013) szerint a rokon fajoktól leginkább az embrionális héj (protoconch) finomsztruktúrája és a radula szerkezete alapján lehet elkülöníteni. A Makarov által 1938-ban leírt *Clathrocaspia knipowitschii* három másik fajjal (*C. makarovi*, *C. gmelini aluschtensis*, *C. stanislavi*) együtt a Fekete-tenger északi peremvidékén él. Széleskörű szakértői vélemények szerint (WESSELINGH *et al.* 2019) ez utóbbi fajok mind azonosak a *C. knipowitschii*-vel, de megjegyzik, hogy a megbízható besorolás érdekében további élő anyagot kellene gyűjteni a molekuláris elemzéshez. A Makarov által 1938-ban leírt *Caspia knipowitschii* példányai – gyűjteményének többi darabjával együtt – a második világháború alatt megsemmisültek, emiatt ANISTRATENKO *et al.* (2021) neotípust jelöltek ki, amelyet a Dnyeper torkolatvidékén, Herszon város térségében gyűjtöttek (ez gyűjtőhely szerepelt Makarov eredeti lelőhelylistáján is). A faj jelenlétét 1–3 m mélységben, iszapos homokon, vándorkagyló (*Dreissena* sp.) telepei között észlelték.

Magyarországi megjelenése

A Dunában a faj első példányait a Harmadik Nemzetközi Duna-expedíció (Joint Danube Survey 3) során, 2013-ban találták meg, még a Kárpát-medencén kívül, a Kazán-szoros alatti Duna-szakaszon. A Dunából a szerbiai Vrbica és a romániai Șimian térségében 2013. szeptember 10-én vett mélységi keresztaszvénymintákból öt pont közül négyből került elő jelentős egyedszámban, 3,6–12 m közötti mélységekből. A minta válogatása sztereomikroszkóp

segítségével történt, így sikerült észrevenni az apró, 2 mm-nél kisebb példányokat, amelyeket Varga András malakológus a *Caspia* nem tagjaiként azonosított. Négy nappal később, szeptember 14-én a Kozloduj alatti szelvény jobb parthoz közeli pontján is előkerült egy példány.

Meg kell jegyezni, hogy ugyanezen év augusztus 28-án a Duna bulgáriai részén lévő Vardim-sziget térségében (542–546 fkm) Mila Ihtimanska bolgár hidrobiológus néhány igen hasonló kis csigát talált. Az állatokat német és bolgár kutatók (BOETERS *et al.* 2015) *Caspia milae* néven új fajként írták le. Jelenlegi ismereteink szerint azonban ezek a példányok is a *Clathrocaspia knipowitschii* fajhoz tartoznak (SZEKERES *et al.* 2022).

2018 júniusában ismét előkerült három pontuszi rácsoscsiga egyed Kladovo térségében, sekély vízből, kis vízálláskor. Ezek DNS-vizsgálata alapján kiderült, hogy ismeretlen szekvenciáról van szó. Érdekes, hogy az egyidejűleg végzett keresztaszvénymintakészítéskor viszont a mély régióban nem találták meg a faj példányait. Szeptember 25-én egy megismételt kladovo mintavétel alkalmával további egyedeket sikerült fogni, ugyanilyen kisvízi körülmények között, szintén a part menti kavicsos zónában. Az állatok a nagyobb méretű kavicsok alsó, áramlásmentes, védett felszínén másztak.

A Duna magyarországi szakaszán 2019. április 28-án találták meg először a pontuszi rácsoscsiga csigafajt, amikor vízi makrogerinctelenek mederkotrásos mintavételét végezték a Zebegényi-sziget és a folyó bal partja közötti ágban. Számos példány került elő a 4–5 m mélységből vett mintából. A második alkalommal a Duna gönyűi szelvényének szlovák oldalán találták meg, ez a Joint Danube Survey 4 mintavétele alkalmával történt, s ugyancsak a meder kotrásakor találták meg a csiga néhány felnőtt példányát. Érdekes, hogy a Szlovák Nemzeti Kutatócsapat által végzett kutatás mintavételi programjának



keretében a környezeti DNS-vizsgálatok kimutatták jelenlétét a medvei szelvényben is, ahol korábban még nem találták meg.

A zebegényi Duna-szakasz parti zónájából azután 2020 januárjában sok példányt gyűjtöttek, majd a Felsőgöd és Alsógöd közötti Duna-szakaszon márciustól mind a bal, mind pedig a jobb parton sok helyen és számos időpontban előkerült az állat. A jelenleg ismert legdélebbi magyarországi észlelési pontja – ahol 2021 áprilisában találták meg – a Szentendrei-szigeten, a Horány és Dunakeszi között közlekedő autós komp magasságában van. Időközben (2021 áprilisában és augusztus folyamán) Gönyűnél, a Duna jobb partja mentén jelentős nagyságú állományt találtak, amelyben igen nagy számban fordult elő a fiatal korosztály, jelezvén, hogy a faj igen jól érzi magát ezen a kavicsos mederszakaszon.

Érdekes kérdés, hogy miként kerülhetett be a Duna területére ez a kis ponto-kaszpikus csigafaj, amely eredetileg csak a Fekete-tenger északi folyóinak lakója volt. A Duna-delta és az attól délre fekvő brakkvizű

nagy tavak (pl. Razim-tó) mederüledékében ismeretes az előfordulása. A folyam menti felfelé történő vándorlásban az emberi tevékenység játszhatta a döntő szerepet: a hajóforgalom járulhatott hozzá a csiga folyásiránnyal szemben történő elterjedéséhez.

Biológiája

Igen apró természetű állat, a kifejlett példányok héjának magassága alig haladja meg a 2 mm-t. A héj felszíne jellegzetesen rácsos mintázatú, alakja viszont egyazon populáción belül lehet zömökebb, illetve megnyúltabb is. Szaporodásának körülményeiről nem sokat tudunk. Az biztos, hogy a nyár végére a fiatal állomány héjmérete már megközelíti, illetve meg is haladhatja a 0,5 mm-t, ami alapján feltételezhető, hogy a petékből a tavaszi időszakban kelhetnek ki.

A pontuszi rácsoscsiga a Fekete-tenger északi partján beömlő nagy sík vidéki folyók lelassult szakaszain fordul elő, ahol a torkolathoz közel finom szemcseméretű hordalék dominál. Eredeti élőhelyén, például a Dnyeper legalsó szakaszán ilyen típusú,

iszapos homok által képezett mederalzaton említik, ahol csak a vándorkagyló (*Dreissena* sp.) telepei és az elpusztult héjtömegek jelentik a szilárd felszínt (ANISTRATENKO *et al.* 2021). Nálunk viszont eddig csak kimondottan a Duna középső szakaszáról, kavicsos, szilárd alzatú mederből került elő, iszapos mederben soha nem találták még meg. A csiga az élőbevonatot legeli, viszonylag gyorsan mozog, és csak a nagyobb méretű kavicsokon lehet megtalálni. Ezeket a méretesebb kavicsokat ugyanis a nagyobb vízhozamok erősebb áramlású vizei csak nehezen mozdítják ki helyzetükből, így viszonylag stabil élőhelyet jelentenek a faj apró termetű egyedei számára. Hasonló élőhelyen fordul elő az Al-Duna szerbiai és bulgáriai szakaszán is, tehát eddigi megfigyeléseink alapján megállapítható, hogy a Duna középső és alsó szakaszai mentén az iszapos limányt kimondottan kerüli.

Ökológiai igényei Magyarországon

A pontuszi rácsoscsiga nehezen fedezhető fel, egyrészt igen apró méreténél fogva, másrészt pedig amiatt, hogy élőhelye állandó vízborítás alatt van, ami csakis alacsony vízálláskor érhető el könnyen. Közepes, valamint nagy vízálláskor a mélyen fekvő, nehezen elérhető zónában csak speciális mintavételi módszerekkel mutatható ki (pl. mederkotrás, airlift), de ekkor is csak ott lehet megjelenésére számítani, ahol a mederanyag mozgásának nincs rá nézve károsító hatása. Ez lehet a magyarázata annak, hogy abban a néhány esetben, amikor a meder kotrása során találták meg, a mederfenék anyaga hosszabb időn át stabil állapotban lehetett. Kis vízállás esetén viszont a részletes keresés eredményre vezethet.

Ahol egyáltalán kimutatható, ott jelentős is az állománya. Jellegzetes példa erre a gönyői és a gödi Duna-szakasz, ahol kis vízállásnál egyelőhálózással

a parti zónából igen nagy számban kerülhet a mintába. Az eredményes mintavétel előfeltétele, hogy jól fel kell zavarni a mederfenék kavicsos rétegét, majd keverő, hálózó mozdulattal kell a lebegő helyzetbe hozott mederanyagot összehálózni, amelybe – ha jelentős az állomány – biztosan belekerülnek a kicsi csigák is.

Ökológia problémák

Mivel igen kicsi méretű állatról van szó, joggal kételkedhetünk benne, hogy lehet-e bármiféle káros hatása jelenlétének az őshonos élővilág tagjaira nézve. Ilyen káros hatásról nem is tudunk, jelenleg semmilyen, a faj által okozott ökológia probléma nem ismeretes. Mivel feltehetően végig jelen van a Duna Medve (Medvedov) és Budapest közötti szakaszán (csak még eddig sok helyen nem sikerült kimutatni), feltehetően problémamentesen él együtt a Duna Natura 2000 jelölőfajával, a folyamban amúgy igen ritkán előforduló és kis állományokkal jellemezhető tompa folyamkagylóval (*Unio crassus*).

Gazdasági hatások

A csigának semmiféle gazdasági kártételéről nincs tudomásunk.

Védekezési lehetőségek

A pontuszi rácsoscsiga vízicsiga egyre szélesebb körű terjedése ellen nem szükséges – és feltehetően nem is lehetséges – védekezni.

Irodalom

ANISTRATENKO 2013, ANISTRATENKO *et al.* 2021, BOETERS *et al.* 2015, KANTOR *et al.* 2010, NEUBAUER *et al.* 2018, SZEKERES *et al.* 2022, WESSELINGH *et al.* 2019

CSÁNYI BÉLA

Új-zélandi vízicsiga

Potamopyrgus antipodarum (J. E. GRAY, 1843)

Eredeti elterjedési terület

Új-Zélandon, a faj természetes élőhelyén széles körben elterjedt, a tengerszinttől 800 m magasságig. Édesvízi ökoszisztémákban él. Őshazájában a leromlott élőhelyeken megnövekszik a sűrűsége, ezért ott indikátorfajnak tartják (TOWNS 1981).

Magyarországi megjelenése

Első magyarországi adata Szántód közeléből, a Balatonból származik, egy gyöngyösi diák (Nagy Gábor) egy liternyi mennyiségét (hozzávetőleg 70 000 pld.) gyűjtötte össze 1977-ben és vitte be gyöngyösi Mátra Múzeumba. Ekkor még *Potamopyrgus jenkinsi* néven vált ismertté (PINTÉR 1978). Még ebben az évben megtalálták Balatonszárszón is. Korábban senki nem vette észre a jelenlétét, pedig az évtized végére a Balatonban már óriási tömegben tenyészt. Az elkövetkező időszakban robbanásszerűen terjedt, a Duna és a Balaton mellett jellemző vízi csigája lett a kisebb-nagyobb vízfolyásoknak (Dráva, Marcal, Tarna, Bene-patak stb.) is, ahol olykor tömeges jelenlétével lehet számolni. Az idegenhonos fajok terjedésének nyomon követése akkor lehet eredményes, ha hosszú távú történeti adatok állnak rendelkezésre, ilyen esetekben az archivált múzeumi gyűjteményi anyagok szerepe elsődleges és elengedhetetlen lehet.

Európában először Angliában észlelték 1859-ben. Az első példányokat a Temze torkolat kevert vizéből gyűjtötték, illetve írták le *Hydrobia jenkinsi* néven (SMITH 1889). A faj gyorsan terjedt, BOYCOTT (1936) már az angol édesvízi fauna gyakori tagjaként említi, megkerült Anglia és Wales 56 körzetéből, kilenc skót megyéből és Írországból is. A faj gyors térhódítását valószínűleg Anglia vízi útjainak csatornázása segítette elő. 1887-re terjedt át a kontinentális Európába (LOO *et al.* 2007). Mára a legtöbb európai országban már megjelent.

Az új-zélandi vízicsiga széleskörűen elterjedt még Ausztrália és Észak-Amerika édesvizeiben, de behurcolták Chilébe (COLLADO 2014), Irakba,

Törökországba és Japánba is. Terjedéséről átfogó képet ad ALONSO (2013) munkája.

Biológiája

PONDER (1988) ismerte fel, hogy a SMITH (1889) által a Temzéből *Hydrobia jenkinsi* néven leírt, Európában gyorsan terjedő inváziós faj azonos a J. E. Gray által már 1843-ban Új-Zélandról leírt *Potamopyrgus antipodarum* fajjal, amelyik egyébként Ausztráliában is gyorsan terjeszkedik. A faj egyedei bármilyen típusú vizekben, folyókban és tavakban egyaránt megtalálhatóak, 0,0–1,7% sótartalomig. Gyakran tömegesen fordulnak elő, m²-enkénti egyedszámuk elérheti a 100 000 pld.-t (WELTER-SCHULTES 2012).

Apró termetű vízicsiga, amely kopolytúval és héjfedővel rendelkezik. A ház alakja kúpos, lehet sima vagy változatos díszítésű, kisebb gerinccel, tüskékkel. A morfológiai változatosság okát sokan kutatták. A tenyésztési vizsgálatok kimutatták, hogy az utódoknál a ház díszítése elsősorban a genetikai rokonsághoz kapcsolódik, ezzel szemben a héj méretét leginkább a környezeti tényezők (a vizek áramlási viszonyai, a táplálék mennyisége) befolyásolják. Az élőhely vizének kémiai összetétele vagy a vizekben lévő szervesanyag-tartalom nincs hatással a skulptúra kialakulására. A gerinccel kialakulását előidézhetik a vízben lévő algametabolitok (WARWICK 1952). A tüskék funkciói nem tisztázottak, de ezek elriaszthatják a kis ragadozó halakat (Pisces) attól, hogy megegyék őket (HOLOMUZKI & BIGGS 1999). A faj természetes eredeti és inváziós elterjedési területén az evolúciós és ökológiai helyzetek drasztikusan eltérőek lehetnek. Széles ökológiai toleranciája fontos szerepet játszott abban, hogy világhódító útja során alkalmazkodni tudott az élőhelyek széles skálájához (VERHAEGEN *et al.* 2018). Elég egyetlen nőstény példánynak bekerülni egy ökoszisztémába ahhoz, hogy új populáció jöhessen létre. Természetes elterjedési területén az ivaros és az ivartalan szaporodás együtt létezik (WINTERBOURN 1973). Az őshazáján



kívüli területeken megváltozik a nemi összetételük aránya, a hímek rendkívül ritkák, az ivari szaporodás többnyire parthenogenetikus úton, szűznemzéssel történik, azaz nem szükséges hímekkel való párosodás a peték megtermékenyítéséhez (JOKELA *et al.* 1997). A nőstények ovoviviparok, az embriók már az „anyaméhben” kifejlődnek, és az állatok apró csigákat „szülnek”. Az egyedek 3,0–3,5 mm-es nagyságnál érik el az ivarérettséget. Szaporodási potenciáljuk óriási. Egy kifejlett példány 50 utódot képes produkálni, évente egy-hat nemzedékük lehet, így ez körülbelül 230 fiatal egyedet jelenthet (RICHARDS 2002). Számtalan információ látott napvilágot arról, hogy milyen nagy tömegben képesek a meghódított területeken elszaporodni. Néhány kiragadott példa az Amerikai Egyesült Államokból: Owens River 10 000 – 20 000 pld./m², Snake River középső szakasza 10 000 – 500 000 pld./m² (BOWLER 1991). Az eddigi legnagyobb sűrűségi adatát – 800 000 pld./m² egy lassú folyású, kisebb belgiumi patakban figyelték meg (az aljzaton és a fölötte lévő növényzeten) (LUCAS 1959).

Ökológiai igényei Magyarországon

Az új-zélandi vízicsigák tavakban, árkokban, folyókban, patakokban és más vizes élőhelyeken élnek, elmerült növényzeten, fákön, köveken, homokon és iszapon egyaránt megtalálhatóak. Erőszakosan terjedő faj, vastag háza héjfedővel elzárható, így a szélsőséges viszonyokat, akár az élőhely időszakos kiszáradását is nehézség nélkül átvészeli. Tartós kiszáradás esetén beássák magukat az üledékbe. Vizsgálat bizonyította, hogy sértetlenül áthalad az ausztrál angolna (*Anguilla australis*) emésztőrendszerén (RYAN 1982), ez azt jelenti, hogy a faj gyors terjesztői a halak (Pisces) is lehetnek.

Elég egyetlen példány elhurcolása, hogy az parthenogenetikus úton újabb és újabb előfordulási pontokon hatalmas népségeket produkáljon. Széles ökológiai toleranciája miatt bármelyik hazai vizes élőhelyen megvetheti a lábát. A horgászok és a halgazdaságok nagyban elősegítik a faj terjedését (LOO *et al.* 2007).

Ökológia problémák

Az új-zélandi vízicsiga bekerülése a hazai ökoszisztémákba káros és visszafordíthatatlan folyamat. A faj inváziója megváltoztathatja az élőhely tulajdonságait, csökkentheti a biológiai sokféleséget és egy sajátos homogenizációt idézhet elő. A környezeti tényezőkkel szembeni széles toleranciája, nagy szaporodási rátája, az aktív és passzív szétterjedés kapacitása magyarázza a faj robbanásszerű elterjedését (ALONSO & CASTRO-DÍEZ 2008). Hihetetlen tömeget produkál, nagyon változatos étrenddel rendelkezik, amely szerves anyagokat, élő növényeket és mikroorganizmusokat egyaránt tartalmaz. A halgazdaságok mint fontos „haltáplálékot” vélhetően hasznosnak tartják. Ami elgondolkodtató, közölték róla, hogy sértetlenül áthalad az ausztrál angolna (*Anguilla australis*) emésztőrendszerén (RYAN 1982). Hazai viszonylatban ezt senki nem vizsgálta, de ha ez más halfajok (Pisces) esetében is lehetséges, akkor ezek a fajok további terjesztői lehetnek az új-zélandi vízicsiganak. Amerikában és Európa sok országában intenzív kutatások folynak az új-zélandi vízicsiga ökoszisztémákban betöltött szerepével kapcsolatban. Magyarországon az ilyen típusú vizsgálatok hiánypótlóak lennének, a faj terjedésének előre nem látott következményei egy ilyen kutatássorozattal detektálhatóak lennének. Az újonnan betelepült inváziós fajok sikeres terjedését csak így lehetne mérsékelni.

Védekezési lehetőségek

A védekezés hazai kutatások hiányában szinte lehetetlen. Folyókban, patakokban, tavakban a kémiai vagy fizikai felszámolás nem kivitelezhető, mivel az ökoszisztémák más elemei is károsodhatnak. A halgazdaságok esetében a tárolótér kiszárításával vagy vegyszeres kezelésével a faj teljesen kiirtható.

Irodalom

ALONSO 2013, ALONSO & CASTRO-DÍEZ 2008, BOWLER 1991, BOYCOTT 1936, COLLADO 2014, HOLOMUZKI & BIGGS 1999, JOKELA *et al.* 1997, LOO *et al.* 2007, LUCAS 1959, PINTÉR 1978, PONDER 1988, RICHARDS 2002, RYAN 1982, SMITH 1889, TOWNS 1981, VERHAEGEN *et al.* 2018, WARWICK 1952, WELTER-SCHULTES 2012, WINTERBOURN 1973

VARGA ANDRÁS

Hegyes hólyagcsiga

Physella acuta (DRAPARNAUD, 1805)

Eredeti elterjedési terület

Ezt a csigát a magyar kutatók eredetileg nyugati hólyagcsigának nevezték, mivel minden adat arra utalt, hogy Nyugat-Európa felől érte el az országot. Eredetileg Franciaországban írták le (DRAPARNAUD 1805), de később kiderült, hogy oda is Amerikából hurcolták be. Közép- és Észak-Amerikában nagyon sok rokona él (TAYLOR 2003), és rendszertani megfontolások alapján az eredetileg a *Physa* nembe sorolt fajt a *Physella*, majd a *Haitia* nembe kellett át helyezni az ottani fajokkal való rokonság miatt. Jelenleg azonban ismét a *Physella* nembe sorolják. Emellett a faj nagyon heterogén megjelenésű, sok formáját korábban önálló fajokként írták le (pl. a „*heterostropha*” nálunk is használt név volt). A gyakori névváltoztatás és a zavaros rendszertan miatt a különféle szakirodalmak eltérő neven említik a fajt, de az nagyon valószínű, hogy az eredeti állomány az Amerikai Egyesült Államok északkeleti részéről, leginkább a New York-ot körülvevő területekről, esetleg Kanada keleti partjairól származik (TAYLOR 2003), ahonnan sok más faj is bekerült Európába. A hegyes hólyagcsiga a szovjet szerzők szerint Oroszország nyugati részétől indulva 1952-ben már Ázsiában járt (ZSADIN 1952). Ilyen körülmények között az sem biztos, hogy minden betelepülés közvetlenül amerikai eredetű, hanem egyik óvilági élőhelyéről a másikra össze-vissza terjedt.

Magyarországi megjelenése

Szinte bizonyos, hogy Európába már jóval a felfedezése előtt bekerülhetett. Leginkább az akvaristák figyeltek fel jelenlétére, mert kedvelt akvárium csiga volt. Soós Lajos adatai alapján a csigát Magyarországon először 1926-ban a budapesti botanikus kertben (Füvészkert) találták meg, azután pedig a Lukács fürdő mögötti Malom-tóban (Soós 1943). Később megtalálta életfeltételeit még a szennyvízderítőkben is (VAJON 1959). A vízinövények gyűjtéséhez is ajánlott meleg vízű

kifolyásokban (pl. az Aquincum melletti Aranyárok-patakban) is említik az előfordulását (WIESINGER 1975). Ez egyáltalán nem véletlen, mert az akvárium vízinövényekkel kiválóan terjed, és ennek megfelelően ma már minden olyan botanikus kertünkben és parkunkban is megtalálható, ahol valamilyen díszmedence van. Díszhalkereskedésekben, bemutatóakváriumokban sem ritka, de még az Fővárosi Állat- és Növénykert fókamedencéjében is előfordul. A faj inváziójával kapcsolatban érdemes megjegyezni azt, hogy valószínűleg sokszor történt behurcolás, és még ma is oda-vissza terjedhet ez a rendkívül gyakori csiga. Mitokondriális DNS-markerek vizsgálatával megállapították, hogy például Afrikában sok, egymástól független behurcolás történt, és mivel az afrikai populációk haplotípusai nem különböznek az európai populációk haplotípusaitól, a behurcolási események folyamatosan és egymástól függetlenül következnek be (LAWTON *et al.* 2018). Ez felhívja a figyelmet arra, hogy – általánosságban véve is – a behurcolás tényére nem úgy kell gondolnunk, mint egy egyszeri és kivételes eseményre, hanem az a valószínűbb, hogy ha valamely faj áttelepíthető és invázióssá válik, akkor az széthurcolható és inváziós marad mindig is.

Biológiája

A legtöbb csigától eltérő, azokkal ellentétes irányban csavarodó házának nyílása, amelyet szájadéknak neveznek, szemből tekintve a bal oldalon van. Az őshonos, nagyon csillogó, vékony héjú, tompa csúcsú tompa hólyagcsigától (*Physa fontinalis*) eltérően, a ház csúcsa hegyes, szájadékának a pereme pedig az idős példányok esetében ajakszerűen megvastagodott, duzzadt. A fekete, világosabb foltokkal tarkított, lágy test áttűnik a vékony, barnássárga héjon. A hólyagcsiga nevet azért kapta, mert képes a víz aljáról egyenesen a vízfelszínre lebegni, mint egy felfelé szálló buborék. Ezt olykor más édesvízi csigák is megteszik, de a sebes mozgású hólyagcsigák esetében

a gyors légvételt elősegítő, elég gyakori jelenség és valószínűleg az ellenségeiktől való menekülést is segíti. Légköri levegővel lélegzik, de a vízben oldott oxigént is hasznosítja, mert nemcsak tüdeje, hanem rojtos köpenyszegélye is van, amely egy felületnagobbító szerv az oldott gázok cseréjéhez (TAYLOR 2003).

A hegyes hólyagcsiga hímnős, de öntermékenyítésre is képes. Az öntermékenyítéssel létrehozott utódok valamivel kevésbé életképesek, mint a szexuális úton produkált petékből kikelők, de minden populációban, mindkét szaporodási forma előfordul. A populáció sűrűség nem befolyásolja a szaporodási módot (JARNE *et al.* 2000). A többi édesvízi csigához képest jobban akkumulálja a testében a nehézfémeket, ezért szennyezésjelző szervezetként is használják (SPYRA *et al.* 2019). Ez a tulajdonsága egy hatékony detoxikáló mechanizmusnak köszönhető, ami képessé teszi arra, hogy szennyezett vizekben is megtelepedjen.

Elsősorban a langyos vagy átmelegedő, álló vagy lassan áramló vizeket, például csatornákat, dísztavakat kedveli. Ipari létesítmények hűtővízkifolyójában, szennyvízkifolyókban is megél. A kövekre, betonra vagy vízi növényekre tapadt algákat, baktériumokat fogyasztja. Mivel öntermékenyítésre képes, egyetlen példány is elég egy egész kolónia létrehozásához. Ezt az akvaristák tapasztalhatják, mert ha csak egyetlen pete marad is egy kitisztított akvárium falán, a csiga újra benépesíti azt. Kocsonyás, üvegszerűen áttetsző, nagyjából 1 cm hosszú petefüzéreit az aljzatra ragasztja. Egy állat sok petecsomót rakhat le, ezért utódainak a száma akár sok száz is lehet. Szobahőmérsékleten két-három hét alatt kelnek ki a kis csigák, amelyek teljesen ugyanúgy néznek ki, mint a felnőttek, de alig nagyobbak fél milliméternél. Jellemző a fajra szétnövés – azaz egyes példányoknak

a lemaradása a növekedésben –, ezért csak viszonylag kevés éri el a teljes kifejllettséget. Ugyanakkor már a fiatal egyedek egy része már kifejlett kora előtt is szaporodóképes lesz, így az egyes generációk méretben sem különülnek el egymástól. A szinkron növekedés hiánya miatt egy populációban egyforma eséllyel lehet kicsi és nagy példányokat is találni.

Ökológiai igényei Magyarországon

Már a hegyes hólyagcsiga elterjedési adataiból is világosan kirajzolódik, hogy gyakorlatilag bármilyen minőségű vízben képes legalább alkalmilag megtelepedni. A legtisztább karsztforrások medencéjében is otthon érzi magát, például a Bükkben lévő Kácsfürdő védett fekete bődönccsigái (*Theodoxus prevostianus*) között, a gyorsan áramló patakban.



© Deli Tamás

Ugyanakkor a hegyes hólyagcsigák a szennyvíz biológiai tisztítására használt csepegtetőtestekben lévő biofilmen is tenyészni tudnak, sőt ott olyan mértékben szaporodnak el, hogy több milliós nagyságrendet érhet el egy-egy toronyban a populációjuk. A hideg vízű hegyi patakokban nem telepsznek meg, de ha akár csak egyetlen langyos vízű kis tónak is van kifolyása a patakba, akkor annak hordalékában már megtalálhatjuk a héja-ít vagy élő példányait. Így kerülnek a csigák az egri meleg vízű strand kifolyójából az Eger-patakba (VARGA 1977) vagy a miskolctapolcai Csónakázótóból a Hejő-patakba (SOÓS 1943, VARGA 2009). Egyértelmű, hogy a faj magyarországi rezervoárjai a be nem fagyó felszíni vizek, amelyek vagy eleve meleg vizek (pl. a Hévízi-tó, a tatabányai erőmű és más erőművek hűtőtavai, a tatai Cseke-tó és Fényes-fürdő), vagy gyors folyásúak, illetve mélyek, és ezért nem fagynak be vagy nem engedik teljesen befagyni a felszínüket (pl. a pilisvörösvári, a szarvasi és a hortobágyi halastavak, a budapesti Szilas-patak, a Naplás-tó). Lehet, hogy azért lett olyan sikeres a faj, mert invazív tulajdonsága mellett egy olyan fontos ökológiai fülkét tölt be, amelyet más csigafaj korábban nem használt ki.

A Duna mentén a Szigetköztől kezdve Gemencig elterjedt, a Tiszában Szeged és a déli országhatár között szórványos (VARGA & CSÁNYI 1997). Egyes helyeken gradációszerűen fel tud szaporodni, és a nagy tömegű állományaiból elsodródó példányok lehetnek a forrásai olyan előfordulásoknak, mint a csak néhány egyedből álló kolóniák. Ilyen izolált előfordulások időszakos pocsolyákban, útszéli árkokban is lehetnek (HORVÁTH 1950), sőt még a Kiskunság homokján létesített, műanyagfóliával bélelt medrű, mesterséges tavacskaiban is. Ezeket a természetes víztől távol eső előfordulásokat az állatok, különösen a madarak terjesztő szerepének tulajdonítják, mert a csigák petéi a madarak tollára tapadhatnak (BOAG 1986). A hegyes hólyagcsiga egyébként járművekre tapadt sárral is terjedhet (BANHA *et al.* 2014).

Ökológiai problémák

Annak ellenére, hogy az egész világon elterjedt, nem sok olyan problémáról számolnak be a kutatók, amelyeket a hegyes hólyagcsiga okozna. Állatokban élő parazitákat (pl. Strigeidae, Echinostomidae családba tartozó fajokat) terjeszthet, amelyek potenciálisan veszélyeztethetik az ember egészségét is (FALTÝNKOVÁ & HAAS 2006). Az akvaristáknak bosszúságot okoz, ha túlságosan elszaporodik az akváriumokban, ugyanakkor éppen az algák elpusztítása érdekében szándékosan telepítik is.

Természetes élőhelyeken nem tűnik a többi csigafaj kompetitorának, mert minden állóvízben élő édesvízi csigával együtt élhet a legkülönbélebb élőhelyeken (HORVÁTH 1950). Akváriumban is tartható együtt halakkal, egyéb csigákkal. Szerencsére még a hasonló életmódú európai tompa hólyagcsigával (*Physa fontinalis*) sem kerül konfliktusba, mert az őshonos faj csak hűvös, árnyékos vizekben él, a behurcolt hegyes hólyagcsiga pedig a langyos, napsütötte vizeket kedveli. Emiatt például a két faj az ócsai lápokban együtt él ugyan, de más mikrohabitatban: a tompa hólyagcsiga az égerláp mozdulatlan, humuszsavas, sötét vizében, a hegyes hólyagcsiga pedig a csatornák áramló, algásodó, napsütötte vizében. Melegkedvelő természete miatt a hegyes hólyagcsiga gyakran pihen a víz széléhez közel az aljaton, míg a szárnyas hólyagcsiga inkább a víz színén hanyatt fekvő lebeg.

Gazdasági hatások

Konkrét károkozása Magyarországon egy azóta már megszűnt termálvizes halgazdaságban volt ismeretes, amikor olyan mértékben szaporodott el, hogy eltömte a halkeltetőkbe vizet szállító csöveket. A szennyvíztisztításra használt építményekben tönkretette a biológiai detoxikációra használt biofilmréteget, s mivel nehéz volt megszabadulni tőle, technológiát kellett váltani. Hasonló esetek több helyen is előfordulhattak, de mivel az ilyen ritkán előforduló, ezért protokollal nem lefedhető problémákat az intézmények saját hatáskörükben oldják meg, publikus dokumentáció nem készül róluk.

Védekezési lehetőségek

A faj olyannyira elterjedt, hogy a legkisebb esély sincs arra, hogy állományait megszüntessük. Mivel a vizekbe toxikus anyagokat juttatni nem lehet, a faj visszaszorítására növényi olajokat ajánlanak (BEDINI *et al.* 2016). A gyakorlatban azonban a mechanikus elpusztítás tűnik a leghatékonyabbnak és a környezetre legkevésbé károsnak. A védekezés azonban mindenképpen csak indokolt esetben és helyi jelleggel történhet, mert a faj általánosságban nem tekinthető károkozóknak.

Irodalom

BANHA *et al.* 2014, BEDINI *et al.* 2016, BOAG 1986, DRAPARNAUD 1805, FALTÝNKOVÁ & HAAS 2006, HORVÁTH 1950, JARNE *et al.* 2000, LAWTON *et al.* 2018, SOÓS 1943, SPYRA *et al.* 2019, TAYLOR 2003, VAJON 1959, VARGA 1977, 2009, VARGA & CSÁNYI 1997, WIESINGER 1975, ZSADIN 1952

MAJOROS GÁBOR

Jövevény tányércsiga

Gyraulus parvus (SAY, 1817)

Eredeti elterjedési terület

Most már bizonyosnak tűnik, hogy a jövevény tányércsiga is elmondhatja magáról, hogy „Amerikából jöttem”, mert a legtöbb kutató egyetért abban, hogy az európai példányok a Delaware folyóból leírt csigafajjal azonosak (MEIER-BROOK 1983, GLÖER 2019, WELTER-SCHULTES 2012). „Mesterségének címe-re” is egyértelmű, mert mint dísztavakban is megélő csigafaj, az ember segítségével inváziószerűen hódította meg Európát – s bizonyára a többi kontinenst is. Megjegyzendő azonban, hogy az invázió kiindulópontjával szolgáló populáció nem biztos, hogy Észak-Amerikában volt: mivel a csigát már a múlt század első felében is akváriumokban tartva, parazitológiai vizsgálatokra használták (KRULL 1931), s az európai akváriumokban, kertekben is meg lehet találni, az a valószínűbb, hogy mesterséges környezetben jött létre az a genetikai állomány, amely képessé tette a fajt nagymértékű európai elterjedésre. Jelenleg nagyjából Európa középső részén, Franciaországtól Magyarorszáig, illetve Dániától Észak-Olaszországig fordul elő (WELTER-SCHULTES 2012), eredeti hazájában, Észak-Amerikában pedig általánosan elterjedt (BURCH 1989).

Magyarországi megjelenése

A jövevény tányércsiga kifejlett korában is csak 3–4 mm-es, és sárgásfehér héja sem feltűnő, ezért valószínű, hogy terjedése észrevétlenül, az akváriumi vízinövények betelepítésével kezdődött. Amerikából Európába oly sok gyakori, nemegyszer invázióra hajlamos akváriumi, illetve termálvízi növényt – moszatpáfrány (*Azolla* sp.), tündérhínár (*Cabomba* sp.), bakopa (*Bacopa* sp.), vízijácint (*Eichhornia* sp.), kagylótutaj (*Pistia* sp.), átokhínár (*Elodea* sp.), tóalma (*Ludwigia* sp.), kardfű (*Echinodorus* sp.), nyíl-fű (*Sagittaria* sp.) – hoztak be (WIESINGER 1975), hogy az lett volna a csoda, ha ezekkel nem hurcoltak volna be vízi csigákat. Minden valószínűség szerint

régóta él ez a csigafaj az akváriumokban is, de mivel a malakológusok általában nem foglalkoznak az akváriumi csigákkal, a szabadban történt megtelepedésére csak később jöttek rá. Ez azért nem meglepő, mert a csiga alig különbözik az Európában őshonos *Gyraulus* fajok némelyikétől, s mivel a kontinensen rajta kívül még közel 40 *Gyraulus* faj van (GLÖER 2019), a héja alapján nem könnyű felismerni. Először Németországban fedezték fel a jelenlétét egy autópálya melletti tóban, 1973-ban (MEIER-BROOK 1983). Az ezredfordulóra már elterjedt egész Svájcban és megjelent több európai országban is (BERAN & HORSÁK 2002, BOSCHI 2011). Magyarországon egy állatorvosi szakdolgozat szerzője már szabad vízben és akváriumban is élő, nem ritka fajnak találta (HORVÁTH 2010), mindezt annak ellenére, hogy a Magyar Természettudományi Múzeum puhatestű-gyűjteményének lelőhelyi adatai alapján 1979-ben összeállított anyagban (PINTÉR & S. SZIGETHY 1979) még nyoma sem volt. A faj eddigi magyarországi előfordulási adatai azonban bizonytalanok, mert a faj az őshonos rácsos tányércsigához (*Gyraulus albus*) és a feltételezhetően ugyancsak behurcolt kínai tányércsigához (*Gyraulus chinensis*) is nagyon hasonlít, elkülönítésük általában csak precíz anatómiai vagy genetikai vizsgálattal lehetséges (MEIER-BROOK 1983).

Biológiája

A jövevény tányércsiga a piros vérű vízi csigák közé tartozik, akárcsak az összes tányércsigafaj. Ezek világszerte elterjedt, tüdővel lélegző, édesvízi csigák. Sok fajuk veszélyes paraziták köztgazdájává (MALEK 1985). Más tányércsigafajokon történt vizsgálatok alapján tudjuk, hogy a *Gyraulus* fajok általában egy évig élnek, de ezen időszak alatt többször raknak petéket, azaz iteropar állatok (KRULL 1931, GLÖER & MEIER-BROOK 1998, HORVÁTH 2010). A jövevény tányércsiga egy alkalommal lerakott petecsomójában egy–négy pete van (MEIER-BROOK 1979). Egy



másik, egyesek által a jövevény tányércsiga egyik változatának tartott, észak-amerikai tányércsigafaj, a *Gyraulus circumstriatus* kromoszómáinak vizsgálata során megállapították, hogy az ebbe a nembe tartozó csigák tetraploid állatok, tehát mutációra kevésbé érzékenyek (BURCH 1960). A *Gyraulus* fajok mindegyike hajlamos gradációra. Algaevő, és az ilyen fajoka természetben lassú folyású vizekben vagy állóvizekben élnek. Nem véletlen, hogy a jövevény tányércsigák is előfordulhatnak a tiszta vizű akváriumokban, még akkor is, ha esetleg a tulajdonos észre sem veszi őket, mert legfeljebb a nagyobb méretű amerikai tányércsiga (*Planorbella duryi*) fiatal példányainak véli azokat. Ez azért is valószínű, mert első pillantásra a jövevény tányércsiga valóban egy kis amerikai tányércsigához hasonlít, hiszen az áttetsző héja alatt szintén piros színű test van, és a héj alakja is a nagyobb rokonához hasonló. A jövevény tányércsiga nemcsak nálunk, hanem Európában másutt is, az ember által létesített medencékben, tavakban szaporodott el, és nagyobb rokonától, az amerikai tányércsigától lényegében csak abban tér el, hogy

Európában a szabadban, a természetes vizekben is életképes, nemcsak a termálvizekben.

Ökológiai igényei Magyarországon

Jelentéktelensége miatt a jövevény tányércsiga ökológiai igényeit nem vizsgálták, de az élőhelyei alapján sejthető, hogy elsősorban nagyobb, állandó vizeket kedvelő, elszórt populációkat létrehozó faj. Saját vizsgálataink alapján tudjuk, hogy jelen van a Balatonban és a Dunában is (HORVÁTH 2010), de meghatározását rendkívül megnehezíti, hogy a háza megtevesztésig hasonlít az őshonos sima tányércsiga (*Gyraulus laevis*) házához, ezért az üres héjak alapján történő azonosítása bizonytalan. Élő példányait a szabadban nehéz megtalálni, mert olyan helyeken él, ahol az emberek a dús növényzet miatt nem tudják megközelíteni a partot, vagy egyéb okok miatt háborítatlan, csendes vizekben szaporodhat (MEIER-BROOK 1983). Fontos kihangsúlyozni, hogy a többi magyarországi *Gyraulus* faj is általában véletlenszerűen kerül elő a gyűjtések során, és a populációk gradációja majd összeomlása után szoktuk csak észlelni a héjaik

sokaságát, rendszerint az ősz beálltával szárazon maradt medrekben. Ezért csak nagyon intenzív és kiterjedt kutatással lehetne pontos képet kapni a jövevény tányércsiga hazai állományáról. A helyzetet bonyolítja az, hogy a kifejezetten akváriumi csigának tartott, ázsiai eredetű kínai tányércsiga (*Gyraulus chinensis*) is minden bizonnyal jelen van Magyarországon is, és ez a faj szintén csak élő példányok vizsgálatával választható szét a másik két sima héjú *Gyraulus* fajtól. Ismerve egyes magyarországi hévizekbe (pl. Hévíz, Tata, Tapolca, Miskolctapolca) telepített akváriumi növények sokaságát, egyáltalán nem lehetetlen, hogy a kínai tányércsiga már hazánkban is kiszabadulhatott akváriumi környezetéből, mint ahogy azt Európa több országában már megtette (BERAN & GLÖER 2006, GLÖER 2019). Lehet, hogy mindkét egzotikus faj együtt él az ilyen meleg vizű élőhelyeken.

Ökológiai problémák

A jövevény tányércsiga lopva népesíti be egész Európát, és valószínűleg csak a kutatásra szánt pénzek mennyiségén és a kutatók elhivatottságán múlik, hogy a terjedését mennyire sikerül nyomon követni. Látszólag ugyanis semmilyen olyan észrevehető hatást nem gyakorol a környezetére, amiért érdemes lenne foglalkozni vele. Amiért mégis indokolt e kiadványban külön foglalkozni e tányércsigafajjal, az egy olyan sajátos probléma, ami más fajjal is megtörténhet, nevezetesen az, hogy hibridizálódik az európai rokonfajával, és ezáltal kiszorítja azt az élőhelyeiről (POINTIER *et al.* 2005). Nem őshonos és őshonos fajok hibridjeinek megjelenésére bárhol lehet számítani, de csak azokkal az esetekkel foglalkozik a közvélemény, amelyek valóban veszélyt rejtenek magukban, így például a behurcolt kígyókkal (Serpentes) Floridában (ORZECOWSKI *et al.* 2019). Ugyan a sok európai *Gyraulus* faj inkább azt látszik alátámasztani, hogy e nemből több rokon faj is élhet együtt egy földrajzi területen, de az utóbbi időkben oly kevés nyilvánvalóan sima tányércsiga (*Gyraulus laevis*) került elő a gyűjtések során, hogy megkérdőjeleződött ennek az őshonos fajnak a jelenlegi magyarországi előfordulása. Emiatt felvetődött annak lehetősége is, hogy a jövevény tányércsiga esetleg kiszorítja az őshonos sima tányércsigát,

vagy azzal hibridizálódva átalakítja a fajt. Ez azért sem tűnik lehetetlennek, mert igen valószínű, hogy e két kis termetű tányércsiga egy őstől származik (amikor még az amerikai kontinens egybefüggött Európával) (MEIER-BROOK 1983). Vannak szerzők, akik a két faj között nem is tesznek különbséget, hanem ezeket a *Gyraulus* fajokat egyetlen, holarctikus elterjedésű faj helyi formáinak tartják (ZSADIN 1952). Elképzelhető azonban az is, hogy ez a „fajváltási” folyamat a vizeink lassú felmelegedésére vezethető vissza, és a jövevény tányércsiga csupán a hidegtűrőbb őshonos faj megüresedett helyét foglalja el. Tapasztalatok szerint jelenleg a sima tányércsiga és a jövevény tányércsiga környezeti igénye eltér egymástól, ezért nem élnek egy élőhelyen (MEIER-BROOK 1983). A sima tányércsiga a jégkorszakban gyakoribb lehetett, mert a pleisztocén üledékeknek rendszeresen előforduló csigája (KROLOPP 1983), és elterjedési területének nagyobb része tőlünk északra esik (GLÖER 2019). Ugyanakkor a jövevény tányércsiga Alaszkában is előfordul (BURCH 1989), ami azért eléggé alátámasztja ennek a fajnak a hideggel szembeni tűrőképességét is. Akármi legyen is jelenleg a két faj különböző gyakoriságának az oka, az inváziós jövevény tányércsiga viselkedése a jövőben valamilyen változást valószínűleg jelezni fog, amit figyelemmel lehetne kísérni.

Védekezési lehetőségek

A tavakban és a folyókban történő megtelepedési képessége miatt semmilyen esély sincs a jövevény tányércsiga visszaszorítására, de erre valószínűleg igény sem merül fel. A terjedésének monitorozása esetleg összekapcsolható más vízi fajok monitoringjával.

Irodalom

BERAN & GLÖER 2006, BERAN & HORSÁK 2002, BOSCHI 2011, BURCH 1960, 1989, GLÖER 2019, GLÖER & MEIER-BROOK 1998, HORVÁTH 2010, KROLOPP 1983, KRULL 1931, MALEK 1985, MEIER-BROOK 1979, 1983, ORZECOWSKI *et al.* 2019, PINTÉR & S. SZIGETHY 1979, POINTIER *et al.* 2005, WELTSCHULTES 2012, WIESINGER 1975, ZSADIN 1952

MAJOROS GÁBOR

Amerikai tányércsiga

Planorbella duryi (WETHERBY, 1879)

Eredeti elterjedési terület

A floridai Everglades mocsarokból leírt amerikai tányércsiga az Egyesült Államok és Kanada keleti és délkeleti felében őshonos.

Magyarországi megjelenése

Az amerikai tányércsiga világszerte közkedvelt és nagy mennyiségben szaporított akváriumi csiga, mert a piros vértől eredő szép színe miatt minden akváriumban élénk színtöltő az ott élő életközösségnek. Nem tudjuk, hogy az első példányokat mikor kezdték tenyészteni, de mint európai jövevény nem túl régen vált általánossá. A 20. század 60-as és 70-es éveiben a magyarországi akvaristák még nem ismerték ezt a fajt (WIESINGER 1975). Biztosnak tekinthető, hogy betelepítése nem közvetlenül a származási helyéről, hanem akváriumi tenyészetekből történt. Németországban 1994-ben észlelték először akváriumon kívüli előfordulását (GLÖER 2019). Európában is ettől az időszaktól kezdve figyeltek fel a jelenlétére. Kontinensünkön még csak az ember által gondozott medencéket és termálfedőket népesítette be (WELTER-SCHULTES 2012), de származása, betelepítési módja és az elszaporodása következtében általa várhatóan keletkeztetett problémák sok olyan puhatestűre (Mollusca) is érvényesek lehetnek, amelyeket az emberek szándékosan szaporítanak.

Kétségtelen, hogy 1977-ben még nyoma sem volt annak, hogy ez a csiga hazánkban a szabadban idegenhonos fajként előfordult volna, mert a magyarországi puhatestűek elterjedéséről akkor kiadott, sok résztvevő közreműködésével készített munkában nincsen megemlítve (PINTÉR *et al.* 1977), pedig akkor néhány akvarista már ismerhette és nevelhette. Első „szabad vízi” előfordulását Kovács Gyula 1979-ben észlelte Miskolctapolcán, a parkban lévő dísztóban. A tócsagaz (*Ceratophyllum* sp.) alkotta sűrű növényzetben talált csigákat akkor még az akváriumokból se nagyon ismerték itthon, ezért nem

csoda, hogy a még a muzeológusok által is megvizsgált példányokat háromtekercsű tányércsigaként (*Planorbella trivolvis*) publikálták (KOVÁCS 1979). Az egy nembe tartozó háromtekercsű és amerikai tányércsigát csak anatómiai vizsgálattal lehet elkülöníteni (MALEK 1985), ezért eleinte sok bizonytalanság volt az előkerült példányok határozásában, mivel a pontos fajmeghatározáshoz teljesen kifejlett, ivarérett példány szükséges. Első magyarországi felfedezéséhez képest elég gyorsan szétterjedt, hiszen 1980-ban a budapesti Széchenyi fürdőnél lévő ivóvíz elöntött meleg vizes medencében már gyakori volt, és megjelent a Hévízi-tóban, továbbá az egri strandon lévő termálfedő medencékben is. 2007-ben tömeges volt a budapesti Városligeti-tóban – az egyébként szintén behurcolt, melegvíz-kedvelő hegyes hólyagcsigával (*Physella acuta*) együtt. Megjegyzendő, hogy a miskolci, a hévízi és a budapesti előfordulások is olyan helyekhez köthetők, ahova az akvaristák szándékosan akváriumi növényeket telepítettek. A növényekkel maguk a csigák és a petéik is széthurcolhatók, mert ideig-óráig víz nélkül is képesek túlélni a szárazföldön.

Biológiája

Az amerikai tányércsiga a tányércsigafélék (Planorbidae) közé tartozik. Ennek az édesvízi tüdőcsigacsoportnak az a legfontosabb ismérve, hogy az ide tartozó fajok haemolymphájában oldott hemoglobin van, azaz piros a vérük. Ez az oxigénköltő pigment azonban nem azért fejlődött ki bennük, hogy a testfolyadék hatékonyabban szállítsa az oxigént, hanem azért, hogy megkösse azt a fölös mennyiségben jelen lévő oxigént, ami roncsolhatná a szöveteiket akkor, ha a csiga hosszabb időre a szárazföldre kerül. Ezek a csigák ugyanis hónapokig kibírják víz nélkül, ha a kiszáradó tófenéken kell átvészelnük a száraz időszakot. Sem a testükhöz nőtt héjnyílásfedőjük (*operculum*), sem az időszakonként

a héj nyílására szilárdított, talpuk által kiválasztott mészlemezük (*epifragma*) nincsen, víz hiánya esetén mégis túlélnek a hideg, fagyos vagy a forró száraz időszakot is, miközben mélyen a házukba húzódnak és elrejtőznek az iszapban vagy a korhadékban. A meleg égövi fajok, de az amerikai tányércsiga is, természetesen a nyári meleg okozta kiszáradás kivédésére készültek fel.

Az amerikai tányércsiga biológiáját még alig tanulmányozták, de fajtársának, a háromtekercsű tányércsigának (*Planorbella trivolvis*) a tulajdonságairól többet tudunk, mert azt sok laboratóriumi kísérletben használták modellállatnak (FRIED *et al.* 1996, NORTON *et al.* 2018), és ezen a csigafajon vizsgálták a természetes populációk kiirtásának lehetőségeit is (MITCHELL 2002). Ennek az az oka, hogy e csigák rokonaiban, a *Biomphalaria* és a *Bulinus* nemekbe tartozó csigafajokban fejlődnek a trópusi vérmételemek (*Schistosoma* spp.) afrikai és amerikai fajainak lárvái. Mivel ezek az igen veszélyes, bőrön át is fertőzni képes mételemek évente több millió ember megbetegedését okozzák, az egyik legfontosabb feladat meg tudni annak az okát, hogy az egymással szoros rokonságban lévő csigafajok közül melyek és miért szerepelnek a parazita köztigazdáiként, mások pedig miért nem. Az ilyen kutatásokból tudjuk, hogy a *Planorbella* és a *Helisoma* nemekbe tartozó csigafajok csak 20 °C feletti hőmérsékletű vízben tudnak szaporodni, és nem játszanak köztigazda szerepet az emberi megbetegedést okozó vérmételegfajok fejlődési ciklusában. Kézenfekvő volt ezért az, hogy ezeket a fajokat használják fel a paraziták lárváinak fejlődését biztosító csigák visszaszorítására (AYAD *et al.* 1970, RASMUSSEN

1975). A furcsaság ebben a dologban csak az, hogy magukban a *Planorbella* fajokban madarak vérmételegeinek a lárvái fejlődnek, és ezek az ember bőrébe furakodva bőrgyulladást okoznak, és eredetileg ezért kísérleteztek e csigafajok kiirtásával. A könnyen szaporítható amerikai tányércsigát több olyan helyre telepítették be, ahol a *Biomphalaria* vagy *Bulinus* csigák éltek, többek között a Nílusba és több tanzániai víztározóba. A közlemények tanúsága szerint a telepített csigák jól megállták a helyüket, és több helyről kiszorították a vérmételeglárvákat köztigazdaként terjesztő rokonaikat (RHOUSDY & EL-EMAM 1981, MADSEN 1983, YOUSIF *et al.* 1993). Mivel az áttelepített csigák az új helyükön parazitalárva-mentesek maradtak, igen jó reputációjuk alakult ki. Ezek után nem csoda, hogy az akvaristák is szorgalmazták a csiga betelepítését az akváriumokba, és többféle színváltozatát, variánsát tenyésztették ki.

A hímnős csiga bármelyik két egyede tud párosodni egymással, és kis, kocsonyás petecsomókat rak le a növényekre vagy bármely más szilárd felületre. Öntermékenyítésre nem képes, de öt hónapig tudja őrizni a testében a partnerétől kapott hímvarsejteket, ezért akár egy állat is tud kolóniákat létrehozni. Hőmérséklettől függően legalább egy évig él, és bár a feldúsult populációiban a szaporasága csökken, a szétszóródott példányok annál inkább szaporak (MADSEN *et al.* 1983). Az akvaristák azért is kedvelik őket, mert elsősorban a növények és kövek felületén lévő alga- és baktériumréteget, a perifitont, illetve perilitont fogyasztják, és reszelőnyelvükkel tisztítják az üveg felületét is. Az akvaristák többsége ezért a csigát látványosnak és hasznosnak tartja, és



© Deli Tamás

egyáltalán nem bánja, ha az időnként kipusztuló akváriumi példányait üvegházi dísztavak, kerti medencék, meleg vizes csatornák csigáival (vagy halaival) pótolhatja, amint azt oly gyakran meg lehet figyelni a Városligeti-tóban kis hálókkal kotorászó gyerekek esetében.

Meg kell említeni azt a tényt is, hogy mivel a vérmételylárvékat terjesztő *Biomphalaria* fajok ugyanolyan szépek és ugyanolyan könnyen tenyészthetők, mint a *Planorbella* fajok, az akváriumi állatokat tenyésztő cégek néha azokat is árusítják. Nyilván abból a feltételezésből indulnak ki, hogy ezek a csigák a mérsékelt égövi viszonyok között a szabadban úgysem tudnak megélni, és vérmételylárvékkal sem fertőződhetnek meg. Például a www.aquaryus.com vagy a www.aquaportail.com oldalak minden információt megadnak ezeknek a csigáknak az akváriumi tartásához. A *Biomphalaria* fajok azonban kedvező viszonyok között Európában is meg tudnak telepedni a szabadban (MAJOROS *et al.* 2008), adott esetben néhez lehet felismerni azok jelenlétét a már betelepült amerikai tányércsiga mellett. Mivel e két csiganem fajainak biológiája szinte teljesen azonos, az fölöttébb kérdéses, hogy egy mérsékelt övi invázió esetén melyikük nyeri meg a terjeszkedési versenyt.

Ökológiai igényei Magyarországon

Az amerikai tányércsiga tudásunk szerint Magyarország területén csak meleg vizes medencékben, hévforrástóban tenyészik. Magányos példányai azonban – leginkább már csak üres héjak formájában – elszórtan másutt is megtalálhatók. Például a Hévíz-tóból lesodródó példányok héjait a Tihanyi-félsziget keleti partjai mentén is megtaláltuk már, de kerültek elő ilyen héjak a Dunából is. Ez utóbbiak a folyóba juthattak a tatai Által-ér vizéből vagy a Margit-szigeten lévő Zsigmond- forrás vízeséses dísztavából, de akár a Lukács fürdő előtti tavacska medencéjéből is. Nagyon valószínű, hogy az ország minden olyan medencéjében, ahová akváriumi növények kerülhettek, az amerikai tányércsiga is jelen van, illetve bármikor előfordulhat ilyen módon történő betelepítése. Mindemellett azonban a magyarországi állomány legnagyobb rezervoárja a közhasznú létesítményekben, üzletekben és az otthonokban lévő akváriumok sokasága.

Ökológiai problémák

Nem tudunk arról, hogy a zárt térből kikerült amerikai tányércsiga – a trópusi rokonfajok kiszorításán túlmenően – a múltban vagy jelenleg, érzékelhető hatást gyakorolt volna a környezetére. Elképzelhető azonban, hogy a jövőben valamely mutációja adaptálódik az európai természetes hideg vizekben való

élethez, és elszaporodik. Olyan helyeken, ahová mesterségesen betelepítették, kórokozókat és parazitákat nem hordoz, de érdekes jelenség, hogy őshazájában, Amerikában, az általa köztigazdaként terjesztett egyik állati mételyfertőzöttség gyakorisága az általános felmelegedéssel együtt növekszik (PAULL & JOHNSON 2011). Elvileg az újonnan meghódított területeken is szerezhet parazitákat a csiga, de ezek csak olyanok lehetnek, amelyek már a rokonaiban, az őshonos tányércsigafajokban is megtalálhatók, pl. a tányércsigák a köztigazdái a kérődzők előgyomraiban élősködő bendőmételyeknek (*Paramphistomum* spp.). Mivel Magyarországon több tányércsigafaj él (PINTÉR *et al.* 1977), az a lehetőség, hogy európai mételyek lárvaival fertőződik, fennáll, viszont az emberek bőrgyulladását (swimmers' itch) okozó vérmételyek lárvaival a terjesztése a többi csiga jelenléte mellett elhanyagolható.

Védekezési lehetőségek

Mint ahogyan az néhány esetben a medencék karbantartása miatt be is következik, a faj kültéri populációit a mesterséges medencék kiszáritásával gyéríteni lehetne. Nincs esély azonban az akváriumokban élő állományok felszámolására, és az ilyen törekvés nem is indokolt. Egy közeli rokonának, a háromtekeresű tányércsigának (*Planorbella trivolvis*) a természetes vizekben élő populációit Amerikában rézgálicos kezeléssel igyekeztek elpusztítani, de ez olyan nagy környezeti szennyeződést jelent, hogy manapság nem megengedhető eljárás (MITCHELL 2002). A niklozamid hatóanyagú, a környezetben elég gyorsan lebomló, *Bayluscid* nevű készítmény hatékonyan pusztítja az összes vízcsigát, és ezért a vérmételykört terjesztő *Biomphalaria* csigák ellen sok helyen alkalmazták (HARRISON 1966). Mivel azonban az összes halfajra (Pisces) nézve is erős mérgező, csak az emberre nagyon veszélyes paraziták elleni védekezésben indokolt a használata. A szaponinok szintén alkalmazhatók a vízcsigák pusztítására, de szintén toxikus hatásúak a halak és más vízi élőlények számára is.

Irodalom

AYAD *et al.* 1970, FRANSDEN & MADSEN 1979, FRIED *et al.* 1996, GLÖER 2019, HARRISON 1966, KOVÁCS 1979, MADSEN 1983, MADSEN *et al.* 1983, MAJOROS *et al.* 2008, MALEK 1985, MITCHELL 2002, NORTON *et al.* 2018, PAULL & JOHNSON 2011, PINTÉR *et al.* 1977, RASMUSSEN 1975, RHOUSDY & EL-EMAM 1981, WELTER-SCHULTES 2012, WIESINGER 1975, YOUSIF *et al.* 1993

MAJOROS GÁBOR

Malaccsiga

Tandonia kusceri (H. WAGNER, 1931)

Eredeti elterjedési terület

A malaccsiga a Balkán-félszigeten őshonos, de Bulgáriától a Fekete-tenger keleti partjáig több helyen előfordul (WIKTOR 1996, DEDOV & MITEV 2011, WELTER-SCHULTES 2012). A Fekete-tenger partjáról van adata Ukrajnából (Odessza), Románia (Dobrudzsa) és Törökország európai partjairól, de ismert Észak-Görögországból is. Mediterrán éghajlaton elterjedt, eredeti élőhelyén mészkőhegységek görgetegköves részein él, de bokros, fás területeken is előfordul (WIKTOR 1987, 1996).

Magyarországi megjelenése

Az elmúlt évtizedben megjelent a Krím félszigeten (LEONOV 2007), Oroszországban (SYSOEV & SCHILEYKO 2009), Moldovában (BALASHOV *et al.* 2013b), Szlovákiában (KORÁBEK *et al.* 2016), a Görögországhoz tartozó Szamothráki szigeten (GEORGIEV 2017) és jelezték Montenegróból is (TELEBAK *et al.* 2013). Észak-Amerikában 2014-ben jelezték először (Illinois) (GERBER 2014b). Az első Kárpát-medencei (Kárpátalja) észlelése csak 2019-ben történt (GURAL-SVERLOVA *et al.* 2019).

Magyarországon az első példányt 2019 áprilisában a budapesti Farkasréti temetőben találtuk. Röviddel azután több helyről előkerült a Dunántúlról és Bács-Kiskun megyéből, azonban a legtöbb adata Budapestről és a környező településekről származik, ahol helyenként tömeges (TURÓCI *et al.* 2020a). A behurcolás időpontja kérdéses, mivel az elmúlt évtizedekben Magyarországon senki nem vizsgálta intenzíven a meztelencsigákat.

Terjedésében több tényező is szerepet játszhat, azonban az emberi terjesztés valószínűleg a legfontosabb: a kereskedelem erősödésével, kertészeti árucikkek akár kontinenseken át való szállításával a meztelencsigafajok könnyen behurcolhatók távoli területekre. Egy cserép nedves földben a meztelencsigák vagy petéik hosszú utakat is túlélhetnek.

Hazánkban is több budapesti és vidéki kertészetben találtak már a faj egyedeivel.

Biológiája

Szikkás, köves, leggyakrabban mészgazdag élőhelyeken fordul elő. Tág ökológiai toleranciájú, szünantrop faj, városias környezetben, de bokros, elegyes lombhullató erdőkben is megtalálható. Bulgáriában 2000 m tengerszint feletti magasságig előfordul (WIKTOR 1987, WELTER-SCHULTES 2012).

A malaccsiga élő egyedei kinyújtózva elérhetik a 10 cm fölötti hosszúságot, a pajzsa kb. egynegyede a testhossznak (WIKTOR 1987). Nagyon változatos megjelenésű faj, színe a világos rózsaszíntől, a rózsaszínes szürkéig terjed, utóbbi esetben a pigmentek a bőr redői között halmozódnak fel, hálózatos megjelenést kölcsönözve az állatnak. A Milacidae családra jellemző háti taréj a pajzsától egészen a farok végéig húzódik. A talpa világos, nyálkája áttetsző, amely sűrűbbé és opállossá válik, ha megzavarják (WIKTOR 1987).

A meztelencsigák többségéhez hasonlóan élő növényi részeket fogyasztanak. A *Tandonia* nembe tartozó fajokra jellemző, hogy képesek a föld alá ásni magukat, ezért a gyökerek is táplálékul szolgálhatnak számukra.

Életciklusáról keveset tudunk. Áprilisban rakja le petéit, melyek 16–20 nap múlva kelnek ki (laboratóriumi körülmények között). A természetben megfigyelhető sokféle méretű (érettségi állapotú) malaccsiga együttes előfordulása, amiből arra következtethetünk, hogy több generáció is átfed (WELTER-SCHULTES 2012).

Ökológiai igényei Magyarországon

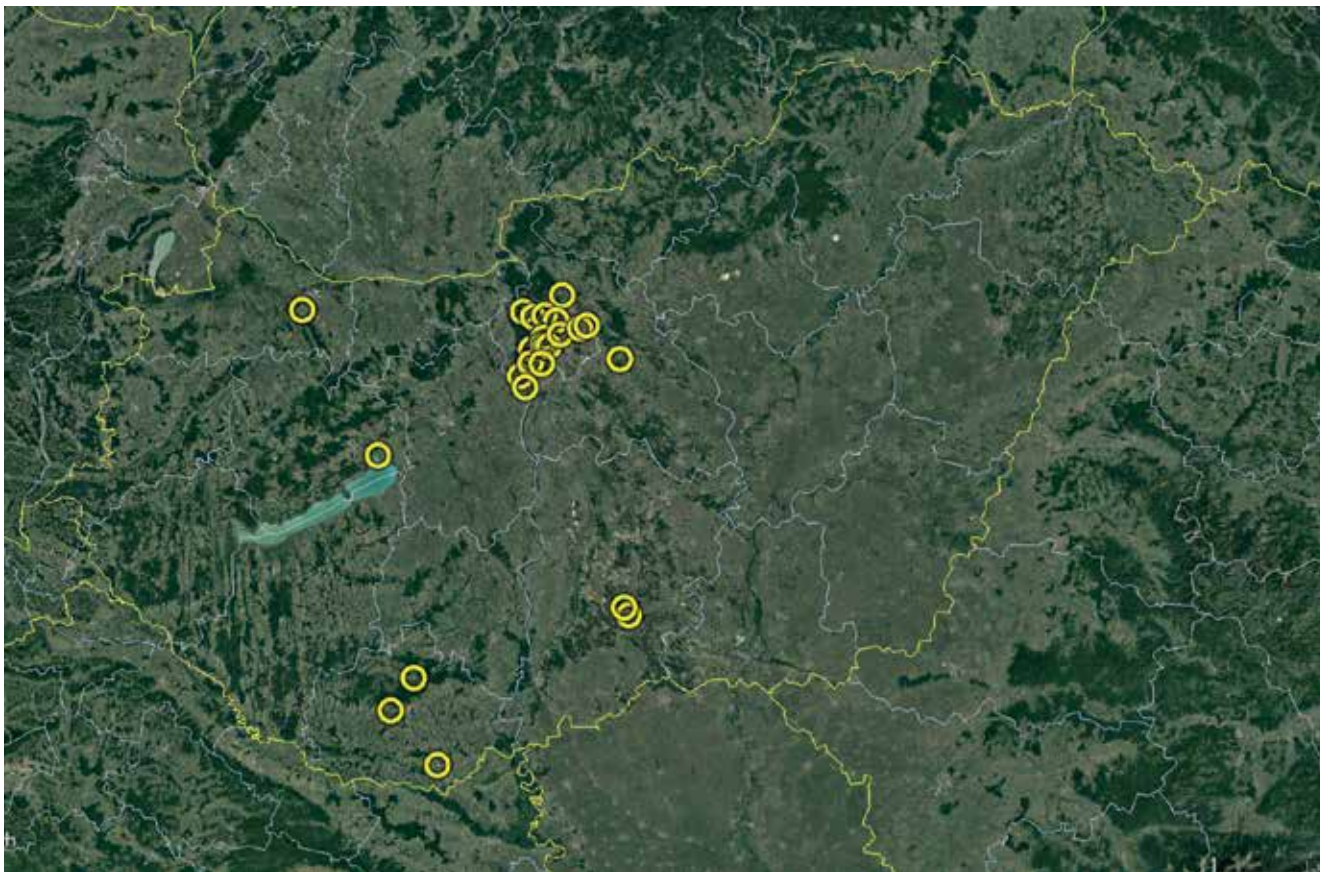
Magyarországon leginkább urbanizált környezetben találkozhatunk vele. Esős időben, sötétedés után sokszor nagy tömegben, egyedüli fajként jelenhet meg az utcákon.



Magyarországi populációinak felmérésében az egész országra kiterjedő meztelencsiga-gyűjtésen túl „citizen science” módszerek is igénybe vehetők, melyek működésére és hatékonyságára pár szóban érdemes kitérni. A manapság széles körben alkalmazott „citizen science” („közösségi tudomány”) projektek lehetővé teszik nem szakmabeli, érdeklődő laikusok számára is, hogy egy tudományos kutatás bizonyos részfolyamataiban részt vegyenek, miközben hasznos információkat szolgáltatnak a kutatók számára. A laikusok általában az adatgyűjtés folyamataiban tudnak segíteni (BONNEY *et al.* 2009, MCKINLEY *et al.* 2017). Nagy előnye ezeknek a módszereknek, hogy viszonylag rövid időn belül hatalmas adatmennyiség gyűjthető össze a segítségükkel (KOSMALA *et al.* 2016), ezen kívül a kutatók olyan helyekre is bepillantást nyerhetnek, ahová ők maguk nem juthatnának el (például magántulajdonban lévő kertek). Fontos azonban, hogy a lakosság segítségével vizsgálni kívánt faj nagy méretű, jellegzetes külsejű

és könnyen felismerhető legyen, a módszer tehát nem használható bármilyen faj esetében. A meztelencsigák megfelelő alanyai egy ilyen projektnek, ráadásul az embereknek gazdasági érdekük is fűződik egy meztelencsigákkal kapcsolatos kutatás segítéséhez, hiszen adataikkal hozzájárulhatnak a saját kertjükben okozott pusztítás elleni harchoz. A magyarországi populáció felderítéséhez a közösségi médiát hívták segítségül: a facebookon tettek közzé egy fotókat tartalmazó felhívást, melyben röviden bemutatták a fajt, és arra kérték az embereket, hogy jelezzék, ha találkoztak vele (PÁLL-GERGELY *et al.* 2019, TURÓCI *et al.* 2020a). Egy héten belül kb. ötvenen osztották meg a bejegyzést, ami rövid időn belül 20 körüli előfordulási adatot eredményezett. Az adatgyűjtés nem állt le, folyamatosan érkeznek az adatok a faj hazai elterjedésével kapcsolatban.

Magyarországi állománya kiterjedt, a közösségi médiában történő felkérés eredményeképpen 2021 novemberéig 45 helyről érkezett bejelentés



A malaccsiga magyarországi előfordulási helyei

az ország minden területéről. Megjegyzendő, hogy a „citizen science” adatok torzíthatnak: a valós elterjedés csak részben fed át a kapott adatokkal, hiszen a hiányzó helyek problémáját nem lehet megmagyarázni: nem tudható, hogy ahonnan nem érkezett bejelentést, ott valóban nem él a faj, vagy csak az internetes felkérés nem jutott el megfelelően az emberekhez, illetve nem annyira érdekeltek egy hasonló felmérésben.

Ökológiai problémák

Rejtőzködő faj. Főként éjjel aktív életmódja miatt kevés információval rendelkezünk a benépesített területek pontos élőhelyi adatait illetően, de eddig jellemzően ember lakta területekről került elő, természetközeli élőhelyeken tömeges jelenléte nem jellemző.

Gazdasági hatások

Egyes meztelencsigafajok jelentős konyhakerti kártételt okozhatnak, azonban a hazai irodalmi adatokat áttekintve többségük anekdotikus és nehezen ellenőrizhető (TURÓCI *et al.* 2020b). Mivel a meztelencsigák főként éjjel táplálkoznak, viszont a károkozással a kerttulajdonosok általában nappal szembesülnek, sokszor csak találgatások születnek a károkozást okozó fajt illetően.

A malaccsiga károkozásáról egyelőre nem tudunk. Több kerttulajdonossal vagyunk kapcsolatban, akiknél él a faj, és a gyakori megfigyelés ellenére sem sikerült a malaccsigát károkozás közben „tetten érni”. A Milacidae családban és a *Tandonia* nemben is több faj gazdasági kártevő (WIKTOR 1987), ezért a malaccsiga tömeges elfordulása miatt nem lehet kizárni valamilyen mértékű károkozását.

Védekezési lehetőségek

Mivel eddig nincs adat károkozásáról, nem valószínű, hogy a kerttulajdonosok törődnének a pusztításával. A spanyol meztelencsigánál (*Arion vulgaris*) leírt módszerek nagy része azonban a meztelencsigák többségére is használható.

Irodalom

BONNEY *et al.* 2009, BALASHOV *et al.* 2013b, DEDOV & MITEV 2011, GEORGIEV 2017, GERBER 2014, GURAL-SVERLOVA *et al.* 2019, KORÁBEK *et al.* 2016, KOSMALA *et al.* 2016, LEONOV 2007, MCKINLEY *et al.* 2017, SYSOEV & SCHILEYKO 2009, TELEBAK *et al.* 2013, PÁLL-GERGELY *et al.* 2019, TURÓCI *et al.* 2020a, 2020b, WELTER-SCHULTES 2012, WIKTOR 1987, 1996

TURÓCI ÁGNES & PÁLL-GERGELY BARNA

Féregcsiga

Boettgerilla pallens SIMROTH, 1912

Eredeti elterjedési terület

Elterjedése a Kaukázuson túl érinti Abháziát, Nyugat-Grúziát és feltételezhetően a Krímben is őshonos (ROWSON *et al.* 2014, WELTER-SCHULTES 2012).

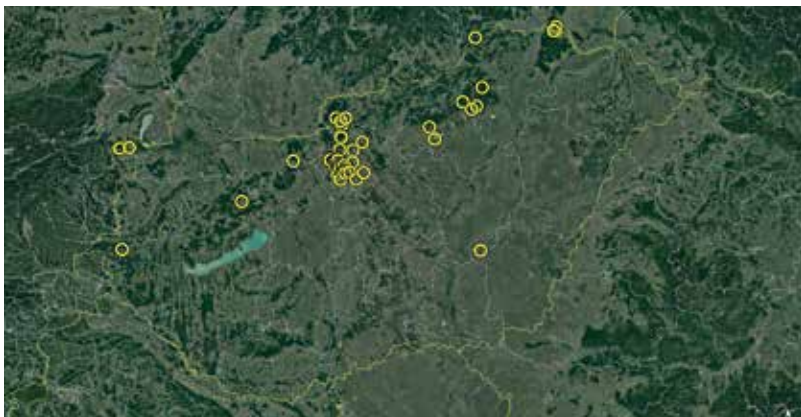
Magyarországi megjelenése

Andrzej Wiktor 1959-ben Lengyelországból *Boettgerilla vermiformis* néven ismertetett egy új meztelencsigát, amelyről később kiderült, hogy azonos a Simroth által a Kaukázusból 1912-ben leírt *Boettgerilla pallens* nevű fajjal. Ez volt a féregféregcsiga első publikált adata Európából. A faj inváziója, a 20. század közepén indult és napjainkra meghódította

egész Európa teljes mérsékelt övi területét. Múzeumi példányok alapján tudjuk, hogy Németország nyugati részén már 1949-ben gyűjtötték, de nem tudták meghatározni (ROWSON *et al.* 2014). A feltételezések szerint már korábban is itt lehetett, de rejtett életmódja miatt nem figyeltek fel rá. Térhódítása az ember segítségével történő (kertészeti termékek nagy távolságú szállítása), illetve a spontán terjedés kombinációjával ment végbe.

A faj első magyarországi példányát Pintér László gyűjtötte 1971-ben Budapesten, a Hűvösvölgyben (ez akkor még *Boettgerilla vermiformis* néven vált a magyar malakológusok körében ismertté). A hazai fajok





A féregcsiga magyarországi előfordulási helyei

katalógusában (PINTÉR 1974) már *Boettgerilla pal-lens* néven szerepel. 1978-ban előkerült a Börzsöny déli részéről (ERŐSS 1980), 1979-ben Solymárról és Vácrátótról, 1979-ben, majd 1980-ban a Mátra több pontjáról (BÁBA & VARGA 1980, VARGA 1980). A „térképkötet” (PINTÉR & SUARA 2004) 33 pontról említi. Érdekes a Baradla-barlangi előfordulása vízben (DÁNYI *et al.* 2015), feltételezhetően besodródott a barlangba és ott elszaporodott.

Biológiája

Rejtett, föld alatti életmódú faj, különleges, karcsú, féregszerű testformája alkalmassá teszi arra, hogy a földigiliszták (Lumbricidae) járataiban és hasonló terekben mozogjon 2–20 cm-rel (de legfeljebb 60 cm-rel) a felszín alatt. Kertekben és természetközeli erdőkben (például a börzsönyi és a bükki bükkösökben) is él. Párosodási időszaka nyár végétől őszi tart, egy-hat petét raknak 9–27 cm mélyen a felszín alatt. A kifejlett állatok röviddel a peterakás után elpusztulnak. A fiatal egyedek 20–22 nap után kelnek ki, ilyenkor a színük még fehér, de a következő év tavaszára (május–június) szürkére változik (WELTER-SCHULTES 2012).

Ökológiai igényei Magyarországon

Rejtett, föld alatti életmódja miatt bárhol előfordulhat, hiszen a talajfelszín alatt védve van a szélsőséges időjárási viszonyoktól. Kertekben, természetes erdőkben, patak völgyekben, folyóvizek felhalmozott uszadéktömegében, olykor nedves korhadó fák féregjárataiban is gyakori lehet. Állományának nagyságát rejtett életmódja miatt nehéz megbecsülni. Tömegesen sohasem jelenik meg.

Ökológiai problémák

Esetleges ökológiai problémákat azzal okozhat, hogy földigilisztákkal (Lumbricidae), más csigafajokkal (Gastropoda), illetve azok petéivel is táplálkozik.

Helyenként kertekben és természetes erdőkben is gyakori lehet, így ennél a fajnál is felmerülhet az őshonos faunára kifejtett negatív hatás, azonban ezt kvantitatív módszerekkel sem nálunk, sem más európai országban még nem vizsgálták.

Gazdasági hatások

A féregcsiga mindenevő állat: korhadó gombákat és növényi részeket, földigiliszta-ürüléket, elpusztult állatokat – földigiliszta-félék (Lumbricidae), meztelencsigák – fogyaszt. Ezek mel-

lett élő növények gyökereit és hajtásait is rághatja, de úgy tűnik, hogy nem képes átrágni magát a sárgarépa (*Daucus carota* subsp. *sativus*) héján (GUNN 1992). Más meztelencsigafajok petéit is fogyaszthatja (BARKER & EFFORD 2004). Eddig nem okozott sehol számottevő gazdasági kárt, kisebb pusztításáról – üvegházi dísznövényeket károsított – azonban beszámoltak már (GODAN 1983).

Egy ritka párhuzammal lehetne szemléltetni, hogy mindig érhetik meglepetések a termelőket. 1972-ben a bázakerettyei termelészövetkezet üvegházában jelentős károsodást figyeltek meg az ott nevelt salátákon (*Lactuca sativa*). Apró pici csigák kifúrták és kiürítették a növények szártengelyét, s ezzel az ültetvény jelentős részét elpusztították (PINTÉR 1975). A meglepetést a hazai csigafauna egyik legritkább képviselője, a föld alatti életet folytató mediterrán tücsiga (*Ceciloides petitiana*) okozta (megjegyzendő, ez a faj egyes kutatók szerint feltételezhetően behurcolt!). A féregcsiga kártételéről nem tudunk, de a fenti példa intő és elgondolkodtató más csigafajok esetében is. A legritkább faj is lappangva, vagy az „időt kivárva” képes volt helyi invázióra.

Védekezési lehetőségek

A fajnak eddigi ismereteink szerint nincs kártétele, így az ellene való védekezés nem szükséges, ráadásul rejtett, föld alatti életmódja miatt szinte lehetetlen is lenne.

Irodalom

BÁBA & VARGA 1980, BARKER & EFFORD 2004, DÁNYI *et al.* 2015, ERŐSS 1980, GODAN 1983, GUNN 1992, PINTÉR I. 1975, PINTÉR L. 1974, PINTÉR & SUARA 2004, ROWSON *et al.* 2014, VARGA 1980, WELTER-SCHULTES 2012

VARGA ANDRÁS, TURÓCI ÁGNES & PÁLL-GERGELY BARNA

Pincelakó meztelencsiga

Limacus flavus (LINNAEUS, 1758)

Eredeti elterjedési terület

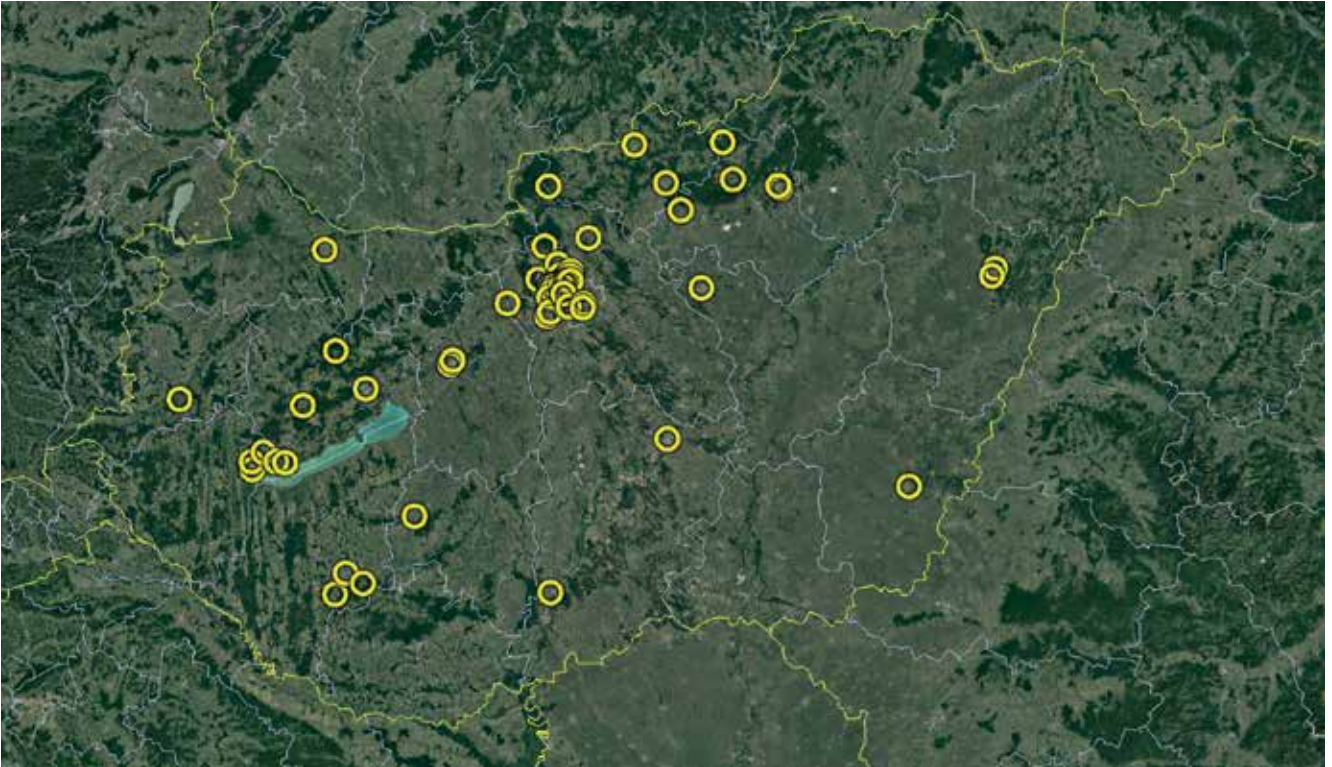
Eredeti elterjedési területe bizonytalan, valószínűleg mediterrán területekről származik (Délkelet-Európa, Kis-Ázsia). Eredetileg alföldi erdős területeken elterjedt faj lehetett (WIKTOR 1996, WIKTOR *et al.* 2000), azonban a Kaukázusban, Bulgáriában, Macedóniában és Olaszországban a hegyvidékek magasabb régióiban (1500–1800 m) is megtalálták (WELTER-SCHULTES 2012).

Magyarországi megjelenése

A pincelakó meztelencsiga a Mediterráneumból indult hódító útjára, mára Európa-szerte elterjedt fajjá vált (KERNEY *et al.* 1979, WELTER-SCHULTES 2012), megjelent Nagy-Britannia és Írország területén (ROWSON *et al.* 2014), Észak- és Dél-Amerikában, Afrikában, Kínában, Új-Zélandon és egyes csendes-óceáni szigeteken is (WIKTOR 1996, Wiktor *et al.* 2000).



© Turóci Ágnes



A pincelakó meztelencsiga magyarországi előfordulási helyei

Magyarországon hosszú ideje a fauna jegyzett tagja, de első adata bizonytalan. Rotarides Mihály 1927-es és 1928-as dolgozatában már szerepel (ROTARIDES 1927, 1928), Szegedről jelzi a fajt. Wagner János 1936-os munkája szerint az egyik legkorábbi gyűjtés 1924-ből való (WAGNER 1936). 1931-ből és 1934-ből már a faj anatómiai sajátosságairól jelennek meg tanulmányok (ROTARIDES 1931, SZABÓ & SZABÓ 1934). E korai munkák közös jellemzője, hogy a pincelakó meztelencsigát, mint szünantróp fajt mutatták be, amely passzívan terjed, és pincék, raktárak állandó lakója. A további revíziókban és puhatestű-fajlistákban is végig jelen van (SOÓS 1943, PINTÉR 1973, 1974, 1984, WIKTOR & SZIGETHY 1983, PINTÉR *et al.* 1979, PINTÉR & SUARA 2004). Mára az országészak-keleti részét és az Alföld középső régióit kivéve egész Magyarországon elterjedt.

Biológiája

A pincelakó meztelencsiga nagy termetű, 8–12 cm-re megnövő meztelencsiga-faj (Limacidae). Színezete szürkészöld és világosabb, krémszínű foltok változásából áll. Az oldalán a világosabb szín a jellemző, a sötétebb (olív- vagy szürkészöld) színezet nem éri el a talp vonalát. Háti taréja csak a fark felé jelenik meg, tapogatói szürkék. Talpa világos, osztatlan, nyálkája sárgás, néha sötétebb, ezekben az esetekben narancsos színezetet kölcsönöz az állatnak (WIKTOR 1996, WIKTOR *et al.* 2000).

Eredeti elterjedési területein az ökológiai igényéről keveset tudunk.

Többéves életciklusú, egyedei akár három-négy évet is megélhetnek. A peterakásra nyáron és ősszel (júliustól decemberig) kerül sor, egy alkalommal pár csomóban összesen 40–60 petét raknak valamilyen nedves, védett helyre. A meztelencsigák között ritka, mindkét végén csúcsos, citrom alakú petéi vannak, úgyhogy a faj még pete alakban is felismerhető. A kis pincelakó meztelencsigák 40–60 nap múlva kelnek ki, világos színűek. Az ivarérettséget 9–11 hónap múlva érik el, de a méretük alapján nem lehet eldönteni, hogy már ivarérettek-e vagy sem, mert a kisebb példányok is lehetnek szaporodóképesek. Érdekes, hogy az emberi környezetben, pincékben, zöldségtárolókban élő egyedek életciklusa kissé gyorsabb: az év bármely szakában rakhatnak petéket, amelyek 25–30 nap alatt kikelnek, és az egyedek 2,5–3 évig élnek (WELTER-SCHULTES 2012).

Ökológiai igényei Magyarországon

Elterjedési területének nagy részén, így hazánkban is jellemzően szünantróp előfordulású faj, általában emberi környezetben és annak közelében található raktárkészletek körül figyelhető meg (pl. kertészetek területén, üvegházakban, tejüzemek udvarain, parkokban, temetők területén, magánkertekben, pincékben és egyéb zöldség- és gyümölcs tároló helyeken) (WIKTOR 1996, WIKTOR *et al.* 2000). Mint a legtöbb



inváziós puhatestű (Mollusca), terjedésében az emberi behurcolás játssza az egyik legfőbb szerepet: kertészeti szállítványokkal messzire eljuthat, és kedvező körülmények között stabil populációi alakulhatnak ki (TURÓCI *et al.* 2020a).

Saját gyűjtésekkel és a Facebook segítségével végzett felméréssel tovább gyarapodott a „térképkötetben” a 1990-es évek közepéig dokumentált észlelési helyeinek száma, így 2021 novemberéig összesen 53 helyről van adatunk Magyarországról. Ezek főként Budapestre és környékére koncentrálódnak, a Dunántúlról és az Északi-középhegységből több helyről, de elszórtan néhány alföldi településről is van észlelési adatunk.

Ökológiai problémák

A meztelencsigákra általában jellemző éjjel aktív és rejtőzködő életmódja miatt a pincelakó meztelencsigának is nehezen követhető nyomon az ökológiai hatása. Mivel hazánkban elsősorban urbanizált területek lakója, természetközeli helyeken kevésbé megfigyelhető vagy nem tömeges elterjedésű, ezért nem valószínű, hogy hatással lenne őshonos fajokra, vagy egyéb ökológiai problémát okozna.

Gazdasági hatások

A pincelakó meztelencsiga éjjel aktív, rejtőzködő életmódú, ezért a faj kártétele nehezen azonosítható. Magyar neve is utal arra, hogy előszeretettel húzódik pincékbe, illetve egyéb emberközeli raktárhelyekre, ahol a felhalmozott zöldség- és gyümölcskészletet megrághatja (úgynevezett készletkártévő).

Előszeretettel fogyaszt gyökeres, gumós zöldségeket – répa (*Beta vulgaris*), sárgarépa (*Daucus carota* subsp. *sativus*), burgonya (*Solanum tuberosum*) – szemben a zöld leveles részekkel. Ezt a táplálékpreferenciáját a magyar szakirodalom régóta ismeri (BACHÓ 1952, BECZNER *et al.* 1970, BOGNÁR & HUZIÁN 1974), a hat leggyakoribb kártevő meztelencsiga-faj között említhetjük (TURÓCI & PÁLL-GERGELY 2020). Bár tömeges elszaporodása nem jellemző, ezért nagy volumenű gazdasági károkat valószínűleg nem okoz, a kerttulajdonosok életét megkeserítheti. A pincékben, tárolókban raktározott zöldség- és gyümölcskészleteket megrágyva utat nyit a fertőzéseknek, és a lyukak mentén hamarosan rothadásnak indul a megrágot termék.

Védekezési lehetőségek

A spanyol meztelencsiga (*Arion vulgaris*) esetében leírt módszerek a meztelencsigák többsége, így a pincelakó meztelencsiga elleni védekezésre is használhatók (TURÓCI *et al.* 2020b).

Irodalom

BACHÓ 1952, BECZNER *et al.* 1970, BOGNÁR & HUZIÁN 1974, KERNEY *et al.* 1979, PINTÉR 1973, 1974, 1984, PINTÉR & SUARA 2004, PINTÉR *et al.* 1979, ROTARIDES 1927, 1928, 1931, SOÓS 1943, SZABÓ & SZABÓ 1934, ROWSON *et al.* 2014, TURÓCI & PÁLL-GERGELY 2020, TURÓCI *et al.* 2020a, 2020b, WAGNER 1936, WELTER-SCHULTES 2012, WIKTOR 1996, WIKTOR & SZIGETHY 1983, WIKTOR *et al.* 2000

TURÓCI ÁGNES & PÁLL-GERGELY BARNA

Feketefejű meztelencsiga

Krynickillus melanocephalus KALENICZENKO, 1851

Eredeti elterjedési terület

A feketefejű meztelencsiga Anatólia, a Kaukázus és a Krím-félsziget területén őshonos (Északkelet-Törökország, Észak-Írán). Eredeti élőhelyén az al-földi és szubalpin zónák elegyes erdeiben, gyakran vízforrások közelében él. Leginkább fák kérge és levelek alá húzódva találkozhatunk vele (WIKTOR 2000, WELTER-SCHULTES 2012).

Magyarországi megjelenése

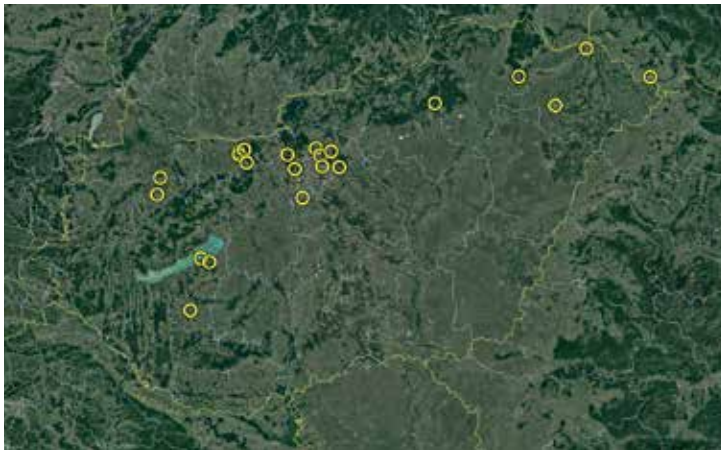
Az elmúlt évtizedekben megjelent Fehéroroszországban (OSZTROVSZKIJ 2017), Németországban (BÖBNECK & FELDMANN 2003), Lettországonban (DREIJERS *et al.* 2017), Litvániában (STALAŽS *et al.* 2017), Oroszországban

(LIHAREV & VIKTOR 1980, SYSOEV & SCHILEYKO 2009), Svédországban (VON PROSCHWITZ 2020) és Ukrajnában (KOROL & KORNJUSIN 2002, SZVERLOVA & SON 2006) is.

Első magyarországi példánya 2019 októberében került elő Tatóról, az Öreg-tó környékéről (TURÓCI *et al.* 2020a). Ezután a malaccsiga (*Tandonia kusceri*) esetéhez hasonlóan a közösségi médiát hívtuk segítségül: a Facebookon közzétettünk egy fotókat tartalmazó felhívást, melyben röviden bemutatuk a feketefejű meztelencsigát, és arra kértük az embereket, hogy jelezzék, ha találkoztak a fajjal (TURÓCI *et al.* 2020a). Ennek eredményeképp 2021 novemberéig (nem számítva ugyanazon települések



© Turóci Ágnes



A feketefejú meztelencsiga magyarországi előfordulási helyei

különböző utcáit) kb. 20 helyről történt bejelentés, főleg az ország északi és dunántúli területeiről, valamint Budapest környékéről. Érdekes, hogy míg a malaccsiga facebookos bejegyzését egy héten belül kb. 50-en osztották meg, addig a feketefejú meztelencsigáét kb. 560-an. A nagy különbségre nem tudunk magyarázatot adni, talán a feketefejú meztelencsiga „csinos” külleme tehető ezért felelőssé. Az egy nagyságrenddel több megosztás ellenére nagyjából ugyanannyi adat jött be, mint a malaccsiga esetében, ami azt jelzi, hogy a feketefejú meztelencsiga kevésbé elterjedt lehet.

A behurcolás időpontja az újonnan megjelenő többi meztelencsigához hasonlóan kérdéses, amit a meztelencsigák alulkutatottsága magyaráz. Ha megnézzük az európai elterjedést, szembeűnő lehet az észlelési adatok sporadikus jellege, tehát a faj pontszerűen terjed a kontinensen. Az ember általi behurcolás valószínűleg ennél a fajnál is a legfontosabb tényező mind behurcolásában, mind további terjedésében. A kertészeti árucikkek földlabdáiban hosszú utakat is túlélhetnek, és ezáltal újabb és újabb területekre telepítik be őket akaratlanul.

Biológiája

A feketefejú meztelencsiga élő egyedei kinyújtóva 4–4,5 cm hosszúak (WIKTOR 2000), de a 6 cm-t is elérhetik (TURÓCI *et al.* 2020a). Rendkívül jellegzetes megjelenésű faj, könnyen felismerhető piszkosfehér, kékesszürke testéről, valamint szembeűnő ébenfekete fejről és nyakszirtjéről. A pajsza hossza nem éri el a testhossz egyharmadát. A talpa világos, gyakran félig áttetsző, láthatóvá téve a belső szerveket. Nyálkája átlátszó, vízszerű.

A meztelencsigák többségéhez hasonlóan friss és elhalt növényi részeket fogyaszt. Életciklusáról szinte semmit sem tudunk. A kifejlett, ivarérett példányok ősszel jelennek meg, október–november környékén

tapasztaltuk a legtöbb észlelést, de enyhe idő esetén akár november végéig is megfigyelhető.

Ökológiai igényei Magyarországon

Élőhelye alföldi és szubalpin erdős, bokros területek. Habár közvetlenül városokban és nagyon urbanizált területeken nem jellemző, mégis nagyrészt zavart vegetációjú, kultúrerdős területekről (pl. tatai Öregtő, Budakeszi Vadaspark, zavart bükkös erdő Felsőtárkányban), valamint kertekből kerül elő (VON PROSCHWITZ 2020, TURÓCI *et al.* 2020a).

Ökológiai problémák

Tömeges jelenlétére egyelőre nincsen adatunk, de tapasztalat szerint, ahol egy példányt találnak, ott jó eséllyel több is előkerül. Az eddigi legnagyobb egyedszámú észlelése a Budakeszi Vadaspark területén történt: egy viszonylag kis méretű, jól körülhatárolható területen (egy tölgyfa alatt) az avart megbolygatva több mint 50 példány került elő.

Nem tudjuk, hogy mekkora ökológiai problémát okoz. A helyenkénti tömeges előfordulása miatt kiszoríthat őshonos meztelencsigafajokat.

Gazdasági hatások

Habár egyes meztelencsigafajok jelentős gazdasági kártevőknek számítanak, többségük nem okoz pusztítást a konyhakertekben vagy a mezőgazdasági kultúrákban. A feketefejú meztelencsiga károkozásáról ugyanakkor rendelkezünk irodalmi adattal: Lettországból megfigyelték, hogy előszere-ttel fogyasztja a tökfélék (*Cucurbitaceae*) termését (DREIJERS *et al.* 2017). Magyarországról egyelőre nem jelezték károkozását.

Védekezési lehetőségek

Mivel eddig nincs adat károkozásáról, nem valószínű, hogy a kerttulajdonosoknak problémát okozná. A spanyol meztelencsigánál (*Arion vulgaris*) leírt módszerek a meztelencsigák többségénél használhatóak (TURÓCI *et al.* 2020b).

Irodalom

BÖßNECK & FELDMANN 2003, DREIJERS *et al.* 2017, LIHAREV & VIKTOR 1980, KOROL & KORNJUSIN 2002, OSZTROVSKIJ 2017, VON PROSCHWITZ 2020, STALAŽS 2017, SYSOEV A. & SCHILEYKO 2009, SYSOEV & SCHILEYKO 2009, SZVERLOVA & SON 2006, TURÓCI *et al.* 2002a, 2020b, WELTER-SCHULTES 2012, WIKTOR 2000

TURÓCI ÁGNES & PÁLL-GERGELY BARNA

Spanyol meztelencsiga

Arion vulgaris MOQUIN-TANDON, 1855

Eredeti elterjedési terület

A faj eredeti leírásában MOQUIN-TANDON (1855) nem adja meg a pontos lelőhelyet, általánosságokat ír: elterjedt Franciaországban, különösen annak északi és középső részén. Bizonyos molekuláris vizsgálatok eredményei alapján felvetették a lehetőségét annak, hogy a faj Közép-Európában őshonos (PFENNINGER *et al.*

2014), ezt azonban később megcáfolták (ZEMANOVA *et al.* 2016). A mai tudományos konszenzus szerint a spanyol meztelencsiga Délnyugat-Franciaország területeiről származik, onnan települt be Közép- és Kelet-Európába, és mára agresszíven terjed Európaszerte (WELTER-SCHULTES 2012, ZEMANOVA *et al.* 2016, ZAJAC *et al.* 2019).



© Turóci Ágnes

Magyarországi megjelenése

Irodalmi adatok alapján a spanyol meztelencsiga európai térhódítása nagyon látványos volt az elmúlt 50 évben: szétterjedése meglehetősen jól nyomon követhető, mivel erre vonatkozó adatokkal többek között Spanyolországból (CHEVALLIER 1972), Németországból (SCHMID 1970), Hollandiából (DE WINTER 1989), Lengyelországból (KOZLOWSKI 2007), Olaszországból (VAN REGTEREN ALTENA 1971), Dániából, Norvégiából és Svédországból (VON PROSCHWITZ 1992, VON PROSCHWITZ & WINGE 1994), Szlovákiából (ČEJKA *et al.* 2006), Csehországból (JUŘIČKOVÁ 1995, DVORÁK & HORSÁK 2003), Bulgáriából (KERNEY *et al.* 1979), Ausztriából (FISCHER & REISCHÜTZ 1998), Romániából (PĂPUREANU *et al.* 2014) is rendelkezünk.

Első magyarországi előfordulását az ország északnyugati részéről jelentették: 1985. június 29-én Sopronban, az Ikva-parton gyűjtötték az első példányt, melyet Varga András később boncolás útján spanyol meztelencsigaként – az akkori nemzetközi nomenklatúrának megfelelően *Arion lusitanicus* néven – azonosított (VARGA 1986). Feltételezhetően a faj már korábban megjelent az országban, csupán nem figyeltek fel jelenlétére. 1987 őszén Szombathely belvárosát már hatalmas tömegben lepte el. Egy ilyen invázió viszont csak több éves lappangás után alakulhat ki. Megjelenését követően folyamatosan terjedt tovább, egy-egy csapadékosabb évben a Dunántúlon

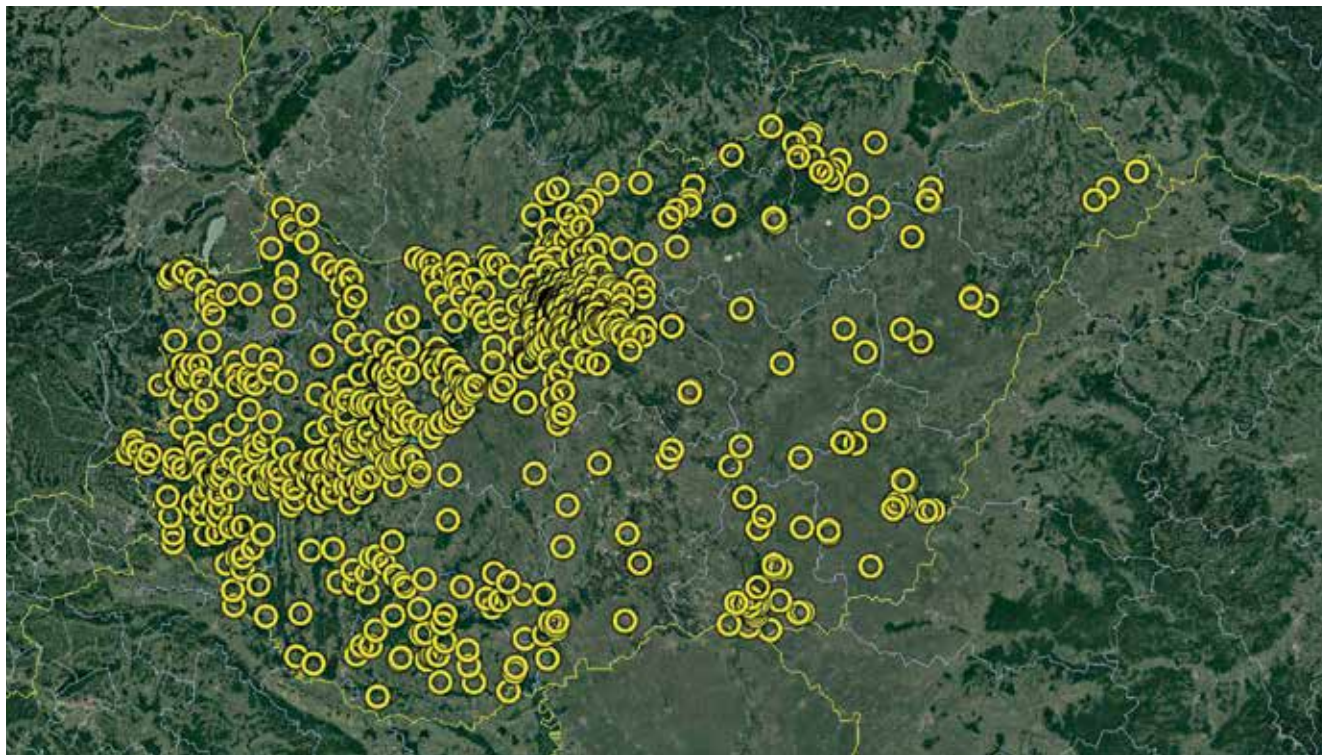
tömegesen elszaporodhat. Mára gyakorlatilag az ország egész területén találkozhatunk vele.

A spanyol meztelencsiga származási helyének pontos meghatározását nehezítette, hogy hosszú ideig tévesen azonosították a fajt: sokáig *Arion lusitanicus* tudományos néven említette a szakirodalom (VAN REGTEREN ALTENA *et al.* 1955). Az 1990-es évek végén azonban kiderült, hogy az *Arion lusitanicus* egy Portugáliában, szűk területen előforduló endemizmus, a Közép-Európában intenzíven terjedő faj pedig az *Arion vulgaris*. A faj magyar nevében a „spanyol” faji jelző az évtizedeken át tévesen használt *Arion lusitanicus* helytelen fordításából ered, azonban annyira beágyazódott a hazai nomenklatúrába és a köztudatba, hogy a faj pontos meghatározása, és ezáltal tudományos nevének „megváltozása” (*Arion vulgaris*) ellenére a magyar elnevezése továbbra is spanyol meztelencsiga maradt.

Biológiája

A spanyol meztelencsiga a nagy méretű *Arion* fajok közé tartozik, élő egyedei kinyújtózva 8–14 cm hosszúak is lehetnek. Színe az élénk narancsszínűtől a csokoládébarnáig terjed, ezért a színezet nem szolgálhat faji azonosításra. A talpa világos vagy sötét színű, nyálkája világos vagy sárgás.

A meztelencsigák többségéhez hasonlóan friss és elhalt növényi részeket fogyaszt. Nem válogat az élelemben, étrendjén változatos zöldséges- és



A spanyol meztelencsiga magyarországi előfordulási helyei

virágoskerti növények is szerepelnek, kiskerttulajdonosok jelzései alapján tömeges elszaporodásakor képes elfogyasztani minden termesztett növényt egy adott területen (TURÓCI *et al.* 2020b). Nem veti meg a kutyaürüléket, elpusztult társait és a talaj felszínén lévő földigilisztákat (Lumbricidae) sem.

Éves életciklus jellemzi, azonban egyes nagy méretű példányaik áttelelhetnek (ZAJÁC *et al.* 2017). Júliusban párzanak, de ez az időszak – ha a hőmérséklet nem túl alacsony – egészen novemberig is elhúzódhat. Régióként, de egy régió belül az időjárástól függően akár évenként változhat az egyes populációk tényleges párzási ideje (KOZŁOWSKI & KOZŁOWSKI 2000). Augusztus–szeptember környékén tetőzik a peterakás, egy alkalommal akár 400–500 petét is rakhat, amelyekből jellemzően 3–5 hét múlva kelnek ki a kis meztelencsigák.

Ökológiai igényei Magyarországon

A spanyol meztelencsiga a rokonaihoz hasonlóan nedves környezetben él, főként füves területeken és lombhullató erdőkben találkozhatunk vele. Eredetileg valószínűleg erdei faj volt (WIKTOR 1996). A meghódított térségekben parkokban, kertekben is feltűnik (KOZŁOWSKI *et al.* 2008), de temetőken, mezőgazdasági ültetvényeken és egyéb emberi behatásnak erősen kitétt területeken is megjelenik (WIKTOR 1996). Széles ökológiai toleranciával rendelkező faj, gyakran tömeges elszaporodásra képes.

Terjedésében a legfontosabb tényező valószínűleg az emberi terjesztés: kertészeti szállítmányok potyautasaként nagy távolságokra széthurcolhatják (DREIJERS *et al.* 2013, ZAJÁC *et al.* 2017).

Magyarországi állományának felmérése 2005-ben, 2010-ben és 2018-ban zajlott. Az adatgyűjtés a korábbi években főként levelezőlisták, e-mailek, felhívások, személyes megkeresések útján történt, a 2018-as felmérés pedig egy online kérdőív megjelentetésével zajlott. Az adatgyűjtés arra irányult, hogy a megkérdezettek hol és mennyi spanyol meztelencsigát láttak, illetve aki rendelkezik kiskerttel, annak okozott-e a faj károkat, és ha igen, milyen módszerrel védekeztek ellene (TURÓCI *et al.* 2020b). Az eredmények alapján megállapítható, hogy a spanyol meztelencsiga az egész országban elterjedt, bár



© Varga András



© Varga András

az Alföldről kevesebb észlelési adata ismert. Az észlelések mennyisége időben növekszik: 2005-ben és 2010-ben összesen 758 észlelése volt, míg 2018-ban már 853. Az adatgyűjtés azóta is zajlik: saját gyűjtések és a közösségi médián keresztül történő bejelentések alapján folyamatosan frissítik a faj elterjedési térképét. Az állomány 2005-ös és 2010-es felmérései során beérkezett leírásokból tanulságos néhányat kiemelni. Ezek érzékeltetik, hogy a faj rövid idő alatt mire is képes! Mezőszilason 2008. május közepétől szeptemberig az egyik kiskerttulajdonos statisztikát vezetett, több mint 10 000 darabot gyűjtött össze; Letenyén 2006-ban tömegesen kellett irtani, a napi rekord 1800 pld.-on felül volt, de az elpusztított mennyiség több esetben is meghaladta az 1000 egyedet; Szentán 2010-ben hatalmas inváziója volt, közmunkásokat kellett kirendelni a gyérítésükre. Pozitív visszajelzés csak a horgászoktól érkezett, elmondásuk szerint kitűnő horgászcsali pontyira (*Cyprinus carpio*), compóra (*Tinca tinca*), domolykóra (*Squalius cephalus*).

Ökológiai problémák

Bár adataink főként a kerttulajdonosoktól vannak, terepi gyűjtéseink és természetvédelmi szakemberek, túrázók megfigyelései alapján a spanyol meztelencsiga nem csupán az erősen urbanizált, ember által degradált területeket hódította meg, hanem sikeresen megjelent természetközeli területeken is (pl. nemzeti parkokban, emberi hatáskörrel kevésbé kitett erdős területeken). A védett Kis-Balaton központi területére a Zala uszadéka-kerülettel került (Varga A.).

Széles ökológiai toleranciája, éves életciklusa (minden generáció szaporodik a kikelésétől számított egy éven belül), sikeresen megtelepedő populációi és egyes (főként intenzív esős) időszakokban megfigyelhető tömeges elszaporodása miatt potenciálisan kiszoríthat őshonos meztelencsigafajokat (ZEMANOVA *et al.* 2016). A korábbi felmérések során érkeztek híradások arról, hogy amióta a spanyol meztelencsiga tömegesen megjelent, kevesebb az őshonos meztelencsiga a kertekben.

Gazdasági hatások

A meztelencsigák általában rejtőzködő életmódúak és kerülnek az emberi zavarást, így többségük nem okoz komoly gazdasági problémát. Több inváziós faj is található azonban közöttük, és ezek többsége mezőgazdasági és kertészeti kártevőnek számít (WIKTOR 1987, 1996, 2000, DOUGLAS & TOOKER 2012, KOZŁOWSKI 2012, ROWSON *et al.* 2014, ZAJĄC *et al.* 2017, 2019). Köztük a spanyol meztelencsiga jelenti az egyik legnagyobb problémát, ezért helyet kapott a 100 legveszélyesebb európai inváziós fajt tartalmazó listán (RABITSCH 2009).

A 2018-as felmérés kérdőívét kitöltők 86%-a tapasztalta a spanyol meztelencsiga károkozását, amely a legváltozatosabb kiskerti növényekre – zöldborsóra (*Pisum sativum*), babra (*Phaseolus vulgaris*), szamócára (*Fragaria × ananassa*), káposztafélékre (*Brassica oleracea*), salátafélékre (*Lactuca sativa*), paradicsomra (*Lycopersicon esculentum*), tökfélék (Cucurbitaceae) termésére, valamint különféle dísnövényekre – terjedt ki (TURÓCI *et al.* 2020b). A Központi Statisztikai Hivatal szerint közel 1,1 millió magyar háztartásban folytattak valamilyen mezőgazdasági tevékenységet. Ezek felében, kb. félmillió kertben valószínűleg termesztettek olyan zöldségeket, dísnövényeket, amelyeket támadhat a spanyol meztelencsiga. Ha feltételezzük, hogy minden kertben volt valamilyen szintű károkozás, és kertenként csak 2000 Ft-tal számolunk, ez már akkor is 1 milliárd Ft kárt jelentene (TURÓCI *et al.* 2020).

Védekezési lehetőségek

A védekezés során alkalmazott módszerek között a fizikai elpusztítás, a szárító hatású anyagok alkalmazása (hamu, mész stb.), a csigaölő granulátum, valamint a sörös csapda kihelyezése a leggyakoribb (TURÓCI *et al.* 2020b). A fizikai megsemmisítés a leghatékonyabb és legolcsóbb, közülük pedig a forrázás a leggyorsabb megoldás. Ezek a módszerek azonban intenzív érintkezést igényelnek az állatokkal, ezért sokan vonakodnak tőlük. A vegyszeres megoldások között akadnak környezetre káros változatok (pl. sózás), amelyek ráadásul szükségtelen szenvedést is okoznak az állatoknak. A metaldehid tartalmú csigaölő granulátum nagy hatékonysággal pusztítja a meztelencsigákat, viszont kisgyermekeseknek, kutyatartóknak nem ajánlott kitenni a kertbe. Jogszabályi változás miatt e termékek használati körének további szűkülése várható: 2021 augusztusától kezdve csak növényvédelmi szakképesítéssel rendelkező személy vásárolhat metaldehid tartalmú szereket. Megemlítendő, hogy a granulátum más, akár védett csigafajok elpusztítását is eredményezheti.

Biológiai védekezésként az indiai futókacsa (*Anas platyrhynchos f. domestica*) tartása nagyon hatékony; hosszú távon képes szabályozni a meztelencsiga-állományt. Tartása azonban infrastruktúrát, időt és energiát igényel. Régóta ismert egy parazita fonálféreg (*Phasmarhabditis hermaphrodita*), amely specifikusan a megtámadott meztelencsigát pusztítja el (RAE *et al.* 2007, KOZŁOWSKI *et al.* 2014), illetve zajlanak kísérletek ragadozó futóbogárfajok (Carabidae) alkalmazásának lehetőségeiről is (SYMONDSON 1994, PIANEZZOLA *et al.* 2013).

Irodalom

ČEJKA *et al.* 2006, CHEVALLIER 1972, DOUGLAS & TOOKER 2012, DREIJERS *et al.* 2013, DVOŘÁK & HORSÁK 2003, FISCHER & REISCHÜTZ 1998, JUŘIČKOVÁ 1995, KERNEY *et al.* 1979, KOZŁOWSKI 2007, 2012, KOZŁOWSKI & KOZŁOWSKI 2000, KOZŁOWSKI *et al.* 2008, 2014, MOQUIN-TANDON 1855, PĂPUREANU *et al.* 2014, PFENNINGER *et al.* 2014, PIANEZZOLA *et al.* 2013, VON PROSCHWITZ 1992, VON PROSCHWITZ & WINGE 1994, RABITSCH 2009, RAE *et al.* 2007, VAN REGTEREN ALTENA 1971, VAN REGTEREN ALTENA *et al.* 1955, ROWSON *et al.* 2014, SCHMID 1970, SYMONDSON 1994, TURÓCI *et al.* 2020b, VARGA 1986, WELTER-SCHULTES 2012, WIKTOR 1987, 1996, 2000, DE WINTER 1989, ZAJĄC *et al.* 2017, 2019, ZEMANOVA *et al.* 2016

TURÓCI ÁGNES & VARGA ANDRÁS

Fehérélű csiga

Hygromia cinctella (DRAPARNAUD, 1801)

Eredeti elterjedési terület

Jellegzetes mediterrán faj, eredeti élőhelye a Földközi-tenger mente, Dalmáciától Délkelet-Franciaországig. Európai térhódítása feltehetően a 20. század első évtizedeire tehető, amikor is különféle termesztett növények szállítmányaival véletlenszerűen számos országba széthurcolták, ezért az eredeti elterjedésének pontos körülhatárolása napjainkban már bizonytalan.

Magyarországi megjelenése

Első hazai adatairól WAGNER (1938, 1939), illetve VISNYA & WAGNER (1938) számolt be. Wagner

János 1936-ban fedezte fel egy elszigetelt populációját a budapesti Zugligeten, majd 1937-ben a Hűvösvölgyben. Az első példányokat egy kerttulajdonosa telepíthette be véletlenül, Fiume környékéről hozott növényekkel. Wagner anatómiailag is megvizsgálta, és az ivarszervek tökéletes egyezést mutatnak az Isztriai-félszigetről származó összehasonlító anyaggal (WAGNER 1940). PETRÓ (1984) és PERJÉSI (1985) körvonalazták a faj pontos elterjedését a fővárosban és a környező területeken. Sokáig úgy tűnt, csupán ez a térség ad otthont a fajnak. PETRÓ (1984) kutatásai során megtalálta Kaposváron (temetőben, parkokban) is, és megerősítette Wagner



© Deli Tamás

megfigyelését, hogy az állatokat növényekkel hurcolták be, ahol azok gyorsan elszaporodtak. Az eltelt évtizedekben egyre több helyen bukkant fel a faj, napjainkra feltételezhetően az egész országban elterjedt. Budapesten általánosan elterjedt, a budai részen gyakorlatilag mindenhol lehet találkozni üres héjaival és élő példányaival. A „térképkötet” (PINTÉR & SUARA 2004) már rengeteg budapesti élőhelyét közölte, pedig az adatbázist az 1990-es évek elejével lezárták. A Malakológus Találkozók gyakori helyszínén, a Bükki Nemzeti Park felsőtárkányi látogatóközpontjának kertjében is hemzseg a bokrok levelein. A Facebook egyik állathatározó csoportjában a következő helyekről küldték be a fotóit: Balatonalmádi, Káptalanfüred, Szinva patak partja, Kecskemét, Liszt Ferenc Nemzetközi Repülőtér. Ez jelzi, hogy olyan gyakori, hogy a szakembereken kívül másoknak is feltűnik.

A gyöngyösi Mátra Múzeum parkjának revitalizációja 2007-ben fejeződött be, itt korábban nem élt a fehérélű csiga. A különféle kertészetek számtalan cserjét, lágyszárú növényt telepítettek, és a növényekkel, a talajjal indirekt módon behurcolták a fajt is. Néhány év elteltével olyan tömegben szaporodott el, hogy eső után az utakat tömegével lepte el, csúszásveszélyt jelentve a múzeumlátogatóknak.

Európai térhódítása az 1930-as évektől napjainkig tart, elterjedt Észak-Franciaországban, Nagy-Britanniában, az 1990-es évektől ismert Németországból, Hollandiából. Feltételezhetően egész Európa alkalmas élőhelyein (temető, kertek, dús növényzetű parkok, települések közeli patak-völgyek stb.) általánosan elterjedt lehet. Mivel ezeket a területeket a malakológusok kevésbé kutatják, így az újabb és újabb előfordulási pontjait csupán a véletlen megtalálások gyarapítják (WELTER-SCHULTES 2012).

Biológiája

A vegetációs időszakban kizárólag növényi anyagot eszik (herbivor és polifág). Télen a délies kitétségek helyeken az avartakaró alatt is aktív, ilyenkor már csak korhadó növényi hulladékot fogyaszt. Budapesten 1981 februárjában -8 °C -nál, 5 cm-es avartakaró alatt mászkáló, intenzív anyagcserét folytató állatokat figyeltek meg (PETRÓ 1984). Széles ökológiai valenciájú, magas ökológiai plaszticitással rendelkező faj, ezek biztosítják az idegen környezetben a fennmaradását és gyors elszaporodását. Petéi igen ellenállóak, ami nagyban hozzájárul, a kertészeti tevékenységgel való szétszóródásukhoz.

Ökológiai igényei Magyarországon

Előfordulása temetőben, lakott területek zavart élőhelyein, alacsony cserjésekben, bokrosokban jellemző, különösen kedveli az elfekvő, sűrű szövedékű kúszó dísznövényeket. Hűvösebb időben nappal is aktív, gyakran megfigyelhető a leveleken. Tömegesen találni a sűrű növényzet alatt a talajon, a nedves avarban, kisebb kövek között. Száraz napsütéses napokon nem hagyja el a védelmet biztosító sűrű növényzetet.

Éjszaka a legaktívabb, amikor a levegő páratartalma megnövekszik. Napközben enyhe esőben mindenfelé – a kikövezett járdáktól a házak faláig – látni mászkáló példányokat. Ahogy melegszik az idő, a nyílt felületekre (házfalak, kerítés) ragasztják magukat, inaktívvá válnak, onnan csupán éjszaka vagy esőben mozdulnak el. A faj rendkívül mozgékony, egyetlen éjszaka alatt több métert is képes elmozdulni.

A települések kisebb-nagyobb vízfolyásainak cserjés, bozótos völgyeit követve gyakran elhagyja a lakott területet. A hirtelen záporok áradásai az uszádkkal messzire el tudják sodorni az élő állatokat, de hazánkból még nincs megfigyelési adat arra, hogy a vízfolyások környékének sűrű növényzetét elhagyva a természetes erdőkben is előfordulna. Elég egy gravid példány ahhoz, hogy az új helyen, néhány év alatt tömegesen elszaporodjon.

Ökológiai problémák

A faj a bolygatott élőhelyeket és az egzotikus növényzetet részesíti előnyben, így valószínűtlennek tűnik, hogy jelentős veszélyt jelentene az őshonos fajokra akár közvetlenül, akár versengés útján. Nehéz megmondani, hogy lesznek-e terjedésének negatív hatásai, de valószínűnek tűnik, hogy a faj nem okoz különösebb kárt új környezetében (WALTON 2017).

Gazdasági hatások

A behurcolt fajok megtelepedése mindig potenciális veszélyt jelenthet mind az őshonos fajokra, mind a mezőgazdaságra. A fehérélű csiga esetében erre feltételezhetően kicsi az esély.

Védekezési lehetőségek

A fajnak eddigi ismereteink szerint nincs kártétele, így az ellene való védekezés felesleges.

Irodalom

PERJÉSI 1985, PETRÓ 1984, PINTÉR & SUARA 2004, VISNYA & WAGNER 1938, WAGNER 1938, 1939, 1940, WALTON 2017, WELTER-SCHULTES 2012

VARGA ANDRÁS & PÁLL-GERGELY BARNA

Cirádás éticsiga

Cornu aspersum (O. F. MÜLLER, 1774)

Eredeti elterjedési terület

A cirádás éticsiga őshazája a Földközi-tenger vidéke. A molekuláris vizsgálatokból az látszik, hogy Észak-Afrikában (Marokkó és Tunézia) a legnagyobb a genetikai változatossága, ezért feltehetően innen indulhatott a faj Európa (a Pireneusi- és az Appennini-félszigetek) felé a negyedidőszakban. Dél-európai expanziója valószínűleg a holocénben történt, és legalábbis részben az emberi tevékenységnek is köszönhető, hiszen az ókortól kezdve fogyasztották és terjesztették (YILDIRIM *et al.* 2004, WELTER-SCHULTES 2012, SCHERPA *et al.* 2018).

Magyarországi megjelenése

Már az 1970-es években ismert volt jelenléte Vecsésről és Tihanyból (PINTÉR *et al.* 1979). A magyarországi puhatestűfajok (Mollusca) elterjedését összefoglaló „térképkötetben” (PINTÉR & SUARA 2004) összesen négy adata szerepel (Érdliget, Pestszentlőrinc, Tihany, Vecsés) (megjegyzendő, hogy bár ezt a kötetet 2004-ben publikálták, az abban található adatok gyűjtése az 1990-es évek elején lezárult).

Úgy tűnik, hogy a cirádás éticsiga a rendszerváltás után kezdett el gyorsan terjedni. Budapesten 1991-ben és 1992-ben Drimmer László végzett átfogó felméréseket, igaz elsősorban a budai oldalon, de akkor még egyetlen példányt sem talált. Valószínűsíthető, hogy a rendszerváltás utáni zavaros években sokan hoztak Dél-Európából különböző éticsiga-fajokat, hogy azokat szaporítsák és eladják, azonban az üzlet a legritkább esetben működött, ezért gyakran szabadon engedték a „tenyészállatokat” (PÁLL-GERGELY *et al.* 2019). A kerttulajdonosokkal történő beszélgetésekből tudjuk, hogy hiába rája le a csiga a veteményt, nem szeretik az éticsigaszerű, nagy testű csigafajokat elpusztítani, ezért inkább összegyűjtik, majd egy közeli bokros területre kiviszik és elengedik azokat. Ez a magatartás valószínűleg nagy szerepet játszhatott a faj elterjesztésében.

Jelenleg Budapesten és Pest megyén kívül mintegy tucat településről ismert (Badacsonytördemic, Bakonyszombathely, Békéscsaba, Dad, Dunaföldvár, Eger, Gyöngyös, Hajdúsámson, Keszthely, Kőröshegy, Martonvásár, Mosonmagyaróvár, Nyíregyháza, Tihany), azonban a legelterjedtebb és a legtömegesebb a fővárosban és az agglomerációban, ahonnan mostanáig közel 150 előfordulási helye vált ismertté. Budapesten szinte mindenhol él, de a pesti oldalról több helyről került elő, mint a budairól. A fehérsávós éticsiga (*Helix lucorum*) esetében ennek pont az ellenkezője az igaz (PÁLL-GERGELY *et al.* 2019).

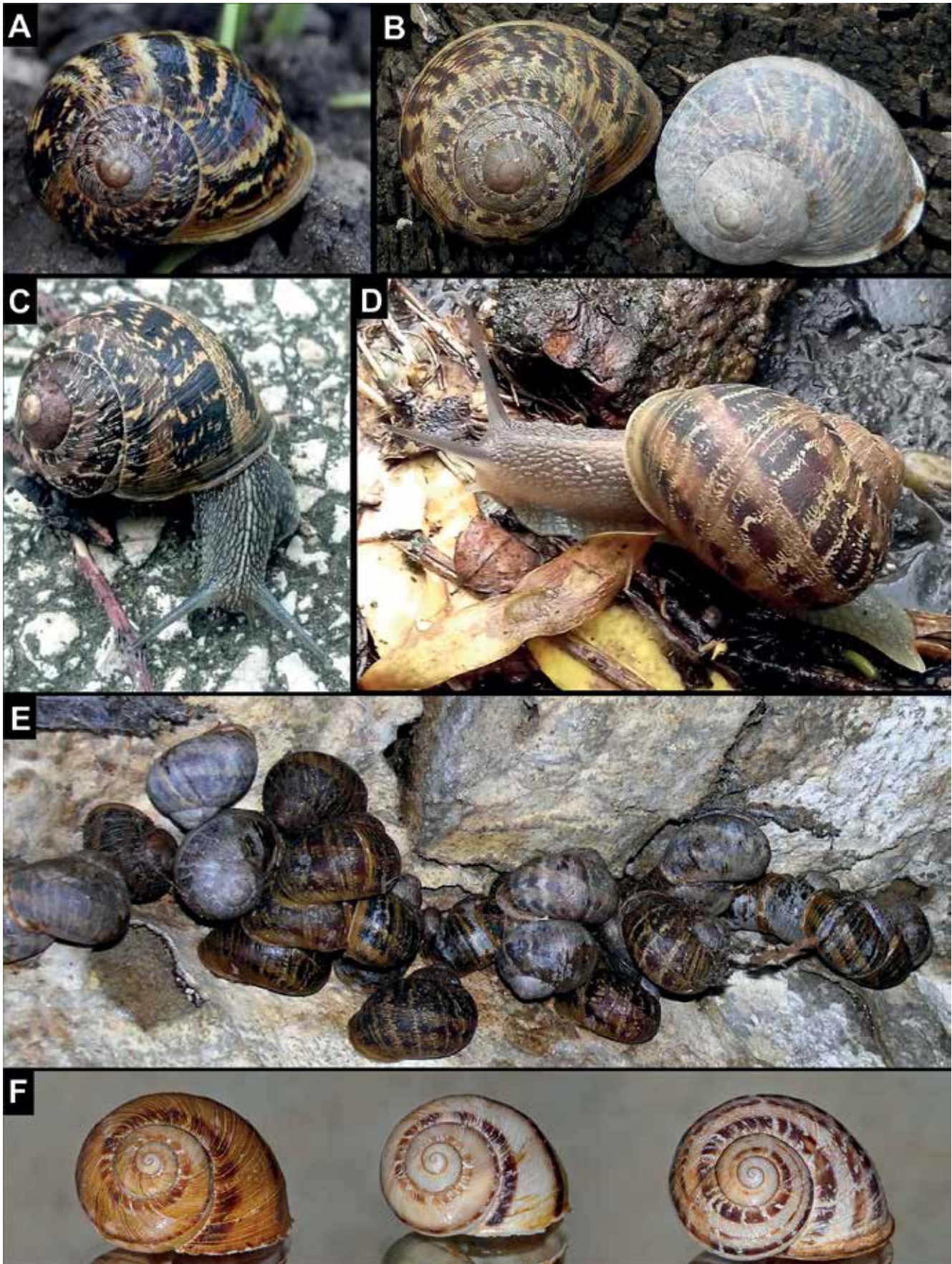
Biológiája

Rendkívül változatos megjelenésű faj, de könnyen elkülöníthető a többi hazai éticsigafajtól (*Helix* spp.) az általában kisebb és vékonyabb falú héja, valamint jellegzetes „cirmos” mintázata alapján. A héj alakja is más: az utolsó kanyarulat jobban kitágul a korábbiakhoz képest, mint a *Helix* fajok esetében.

Széles tűrésű faj, bokros, árnyékos területeken, nyílt és zárt (fás) élőhelyeken, kertekben is előfordul és tömegessé válik. Növényevő, számos országban konyhakerti kártevőnek számít. Mediterrán eredete ellenére jól tűri a telet, a teste 60%-ának megfagyását is képes túlélni (ANSART *et al.* 2001), azonban hosszú távon szüksége van sziklarepedésekre, vízóraaknákra, mély talajra, tehát olyan fagymentes zugokra, ahol elvermelhet.

Öt–nyolc nappal a párzás után 50–190 gömbölyű petét rak, amelyekből 15–30 nap elmúltával kelnek ki a kis csigák. A szaporodási időszak Közép-Európában májustól októberig tart. A csigák körülbelül négy évig élnek (WELTER-SCHULTES 2012).

Természetes ellenségei olyan fajok, amelyek a hazai őshonos csigafajokat is fogyasztják, így a keleti sün (*Erinaceus roumanicus*), a rigók (Turridae), a nagy testű futrinkák (Carabidae) stb.



Cirádás éticsiga. Fotók: A: Budapest XXII. kerület, XXIII. utca (© Süle Éva); B: Budapest, Balatoni út – Baross utca (© Békefi Nóra); C: Budapest, Emília utca 12. (© Gorli Zsolt); D: Budapest, Kaszáló utca 25. (© László Zoltán); E: Budapest, Szélmalom utca 30. (vízakna) (© Göncöl János); E: Budapest, Szilas-patak mente (© Bauer Bea)



A cirádás éticsiga magyarországi elterjedése



A cirádás éticsiga elterjedése Budapesten

Ökológiai igényei Magyarországon

A cirádás éticsiga Magyarországon elsősorban településeken, kertekben, parkokban, bokros szegélyek környékén él, azaz mindenhol, ahol képes búvó- és telelőhelyet találni magának. Budapesten nagyon gyakori, helyenként tömeges. A főváros budai oldalán kevéssé elterjedt, mint a fehérsávós éticsiga (*Helix lucorum*), azonban ennek valószínűleg nem klimatikus vagy élőhelyi, hanem történeti okai vannak, vagyis a fehérsávós éticsiga inkább Budán, a cirádás éticsiga pedig inkább Pesten kezdett terjedni, és az elterjedési területek csak most kezdenek átfedni. Egyelőre nem tűnik úgy, hogy a faj bármelyik nálunk előforduló környezeti viszonyra érzékeny lenne, tehát megállíthatatlanul terjed.

A másik hasonló inváziós csigafaj, a fehérsávós éticsiga esetében ismerünk Csehországból olyan esetet, hogy egy adott élőhelyről 12 év alatt gyakorlatilag kiszorította az őshonos éticsigát (*Helix pomatia*) (DOLEŽAL 2021). Ennek tudatában a cirádás éticsigáról kézenfekvő lenne azt gondolnunk, hogy az őshonos és hazánkban védett éticsigának kompetítora, azonban erről nehéz bizonyossággal nyilatkozni. Egyrészt azért, mert nincs pontos adatunk egy adott területen az éticsiga állományának nagyságáról a cirádás éticsiga inváziója előtti időből, másrészt pedig azért, mert a csigák nem táplálékspecialisták, így nehéz megítélni, hogy mi is lehet a kompetíció alapja. Mindenesetre a két faj mostani mennyiségi viszonyainak felmérése több budapesti élőhelyen folyamatban van, és következtetni engedhet a kompetíció meglétéről vagy hiányáról.

Ökológiai problémák

Elsősorban településekről ismerjük, tehát eddig még nem jelentkezett semmilyen kár természetes élőhelyekről. Elméletileg az éticsiga (*Helix pomatia*), és talán az egyéb védett csigafajok – kerti csiga (*Cepaea hortensis*) és ligeti csiga (*C. nemoralis*) – helyi kiszorításával okozhat ökológiai kárt, azonban ennek mértéke most és a jövőben is elhanyagolható az őshonos fajok állományának nagysága és elterjedtsége miatt.

Gazdasági hatások

Konyhakerti kártevőként tekinthetünk rá, amint azt már sok országból jelezték (BASINGER 1931, BARKER & WATTS 2002). Nem ismert azonban, hogy az őshonos fajokhoz – éticsiga (*Helix pomatia*), kerti csiga (*Cepaea hortensis*), ligeti csiga (*C. nemoralis*) – képest nagyobb kárt okozhat-e a rágásával. Budapesti kerttulajdonosoktól a következő károkozással és tömegességgel kapcsolatos „adatokat” kaptuk: „az árnylilomokat egy éjszaka alatt megcsócsálták”, „egy éjszaka alatt lelegetik a veteményest” vagy „paradicsomot, uborkát, spenótot, mángoldot, mindent, egy eső után nem lehet végigmenni a kerten, mert előmáznak a rejtékükből, és ropognak az ember talpa alatt”.

Védekezési lehetőségek

A leghumánusabb és leggyorsabb módszer a csigák összeszedése és forró vízzel való leöntése, amely azonnal a pusztulásukat okozza. Azonban számos kerttulajdonossal való beszélgetés után egyértelművé vált, hogy a házas csigákat az emberek egyszerűen sajnálják, nem szeretik megölni, ezért nem reális elvárás a csigák elpusztításáról beszélni. A kerttulajdonosok inkább összegyűjtik és áttelepítik őket egy bokros helyre, ami nem utolsósorban a faj terjedéséhez is hozzájárul.

A főleg meztelencsigák (Limacidae, Arionidae, Agriolimacidae) ellen használt metaldehyd-tartalmú csigaölő granulátumok minden csigát megölnék, azonban az elpusztult, elfolyósodott testű csiga „undorító”, ezért sokan nem szeretik használni. A társálatot tartók és a gyermeket nevelők is tartózkodnak a szer használatától.

Irodalom

ANSART *et al.* 2001, BARKER & WATTS 2002, BASINGER 1931, DOLEŽAL 2021, PÁLL-GERGELY *et al.* 2019, PINTÉR *et al.* 1979, PINTÉR & SUARA 2004, SHERPA *et al.* 2018, WELTER-SCHULTES 2012, YILDIRIM *et al.* 2004

PÁLL-GERGELY BARNA

Fehérsávós éticsiga

Helix lucorum LINNAEUS, 1758

Eredeti elterjedési terület

A fehérsávós éticsiga őshazája Kis-Ázsia és a Kaukázus vidéke, egészen Irán északnyugati területeiig, de a Balkán-félsziget déli és nyugati része is valószínűleg a természetes elterjedésének a része (NEUBERT 2014, KORÁBEK *et al.* 2018). A franciaországi és olaszországi populációkat minden bizonnyal a római korban telepítették be étkezési célból (YILDIRIM *et al.* 2004, NEUBERT 2014). Morfológiailag a törökországi populációk a legváltozatosabbak, ott akadnak majdnem öklömnyi méretűek és jóval kisebb, lapos héjúak is. A genetikai változatosság is Törökország területén a legnagyobb (KORÁBEK *et al.* 2018), a faj angol (Turkish snail) és francia (*escargot turc*) neve mind Törökországra utalnak.

Magyarországi megjelenése

Behurcolták Ausztriába, Csehországba, Spanyolországba, Oroszországba (Moszkva), Szlovákiába és Ukrajnába (FISCHER *et al.* 2008, QUIÑONERO SALGADO *et al.* 2010, PELTANOVÁ *et al.* 2012, BALASHOV *et al.* 2013a, ČEJKA & ČAČANÝ 2014, EGOROV 2017). A moszkvai populáció meglete egyértelműen jelzi, hogy a faj a korábbi elképzelésekkel ellentétben képes megélni hideg telű területeken is.

Az első hazai adatot VARGA (1995) közölte: egy bulgáriai fehérsávós éticsiga betelepítését és tíz éven keresztül megtelepedését rögzítette egy kaposvári kertben. VARGA (2010) később összegezte a magyarországi adatokat, amelyek Budapestről (a Jókai-kertből), Fótról, Kecskemétről, Gyöngyöshalászról és Vecsésről származtak. A 2019-ben kezdődött „közösségi tudomány” („citizen science”) módszerrel történt felmérés során Lajosmizséről, Heténygyházáról, Balatonvilágosról és Ajka-Padragkútról kaptunk adatokat (PÁLL-GERGELY *et al.* 2019). Budapestről (főleg a budai oldalról) és az agglomerációból mintegy 70 adat került elő 2021 novemberéig.

Akárcsak a cirádás éticsiga (*Cornu aspersum*), a fehérsávós éticsiga is a rendszerváltás után kezdett el gyorsan terjedni. Budapesten 1991-ben és 1992-ben Drimmer László a vizsgálatai során egyetlen példányt sem talált, pedig főleg a budai oldalon gyűjtött, ahol a faj ma elterjedt. Behurcolásának módjairól nem sokat tudunk, de valószínűsíthető, hogy a rendszerváltás utáni csigabetelepítési hullámnak köze lehet hozzá (lásd a cirádás éticsigánál) (VARGA 1995, PÁLL-GERGELY *et al.* 2019).

Biológiája

Éticsiga (*Helix pomatia*) méretű, de jellemzően laposabb héjú faj. A héj színe az éticsigáénál alapvetően sötétebb, leginkább csokoládébarna. A főleg az utolsó kanyarulat közepén futó fehér spirális sáv jobban elüt a héj alapszínétől, mint ahogyan az az éticsigánál látható. Az élő csiga teste is sötétebb, barnásabb.

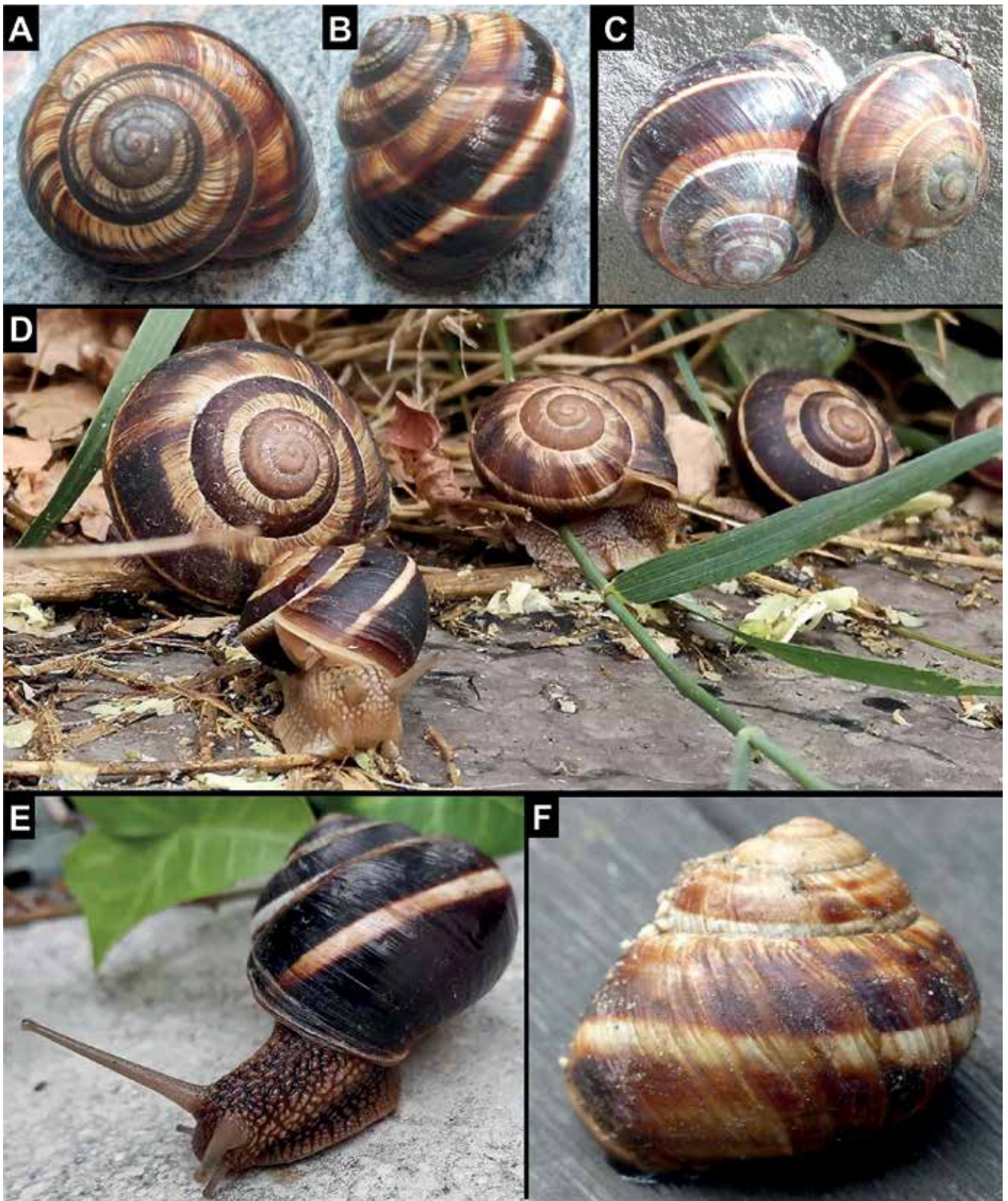
Széles tűrésű faj: eredeti élőhelyén bokros, nem túl száraz területeken, sztyeppszerű, nyílt vegetációjú élőhelyeken, sziklafalak tövében, nyílt erdőkben, kertekben is megtalálja életfeltételeit (WELTER-SCHULTES 2012). Törökországban és Magyarországon is gyakran látni több m magasán ház- és sziklafalakon, ami nem jellemző az éticsigára és a cirádás éticsigára (*Cornu aspersum*) sem. Itthon leginkább kertekben és olyan helyeken él, ahol az utakat bokros sövény szegélyezi.

Növényevő, konyhakerti kártevőnek számíthatjuk, akárcsak a többi nagy testű éticsigát.

Természetes ellenségeiről nem sok konkrét adatunk van, de valószínűleg ugyanazok a fajok fogyaszthatják, mint az őshonos éticsigát: keleti sünn (*Erinaceus roumanicus*), rigók (Turdidae), nagy testű futrinkák (Carabidae) stb.

Ökológiai igényei Magyarországon

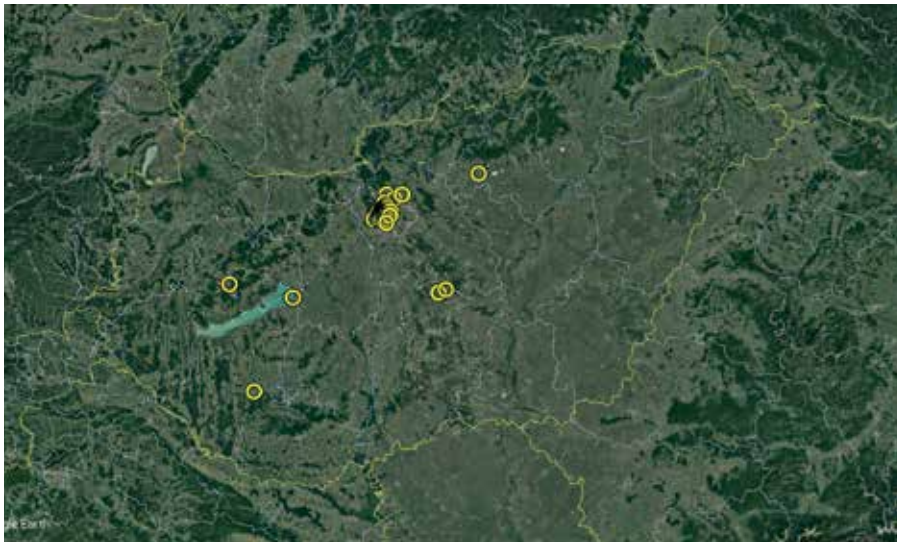
A fehérsávós éticsiga Magyarországon szórványosan telepedett meg vidéki településeken, azonban Budapest budai oldalán gyakori, sőt helyenként



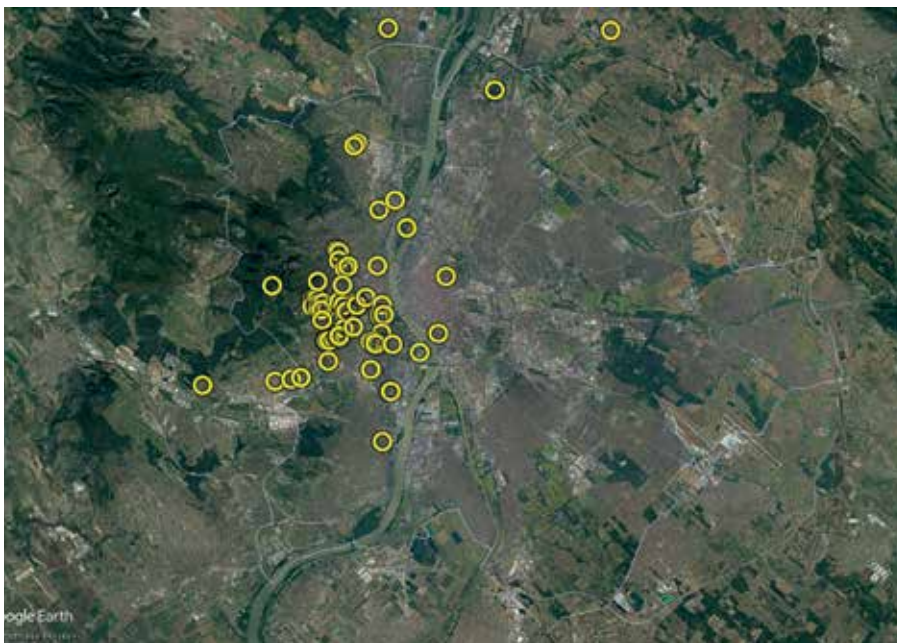
Fehérsávos éticsiga. Fotók: A–B: Ajka-Padragkút, dél-délkeleti faluhatár; C: Budapest, Csorna utca és Mártonlak utca kereszteződése (© Farkas Attila Balázs); D: Budapest, Fehérvári út és Andor utca kereszteződése (© Nemes Krisztina); E: Budapest, Mechwart-liget (© Málinger Zsolt); F: Budapest, Apor Vilmos tér (© Derzsi Elekes Andor)

tömeges. Elsősorban bokros területeket és kerteket kedvel, előszeretettel mászik akár 3 m-nél is magasabbra a házfalakon.

Ismerünk olyan esetet, hogy a fehérsávos éticsiga egy csehországi élőhelyről 12 év alatt gyakorlatilag kiszorította az őshonos éticsigát (*Helix pomatia*)



A fehérsávós éticsiga magyarországi előfordulási helyei



A fehérsávós éticsiga elterjedése Budapesten és környékén

(DOLEŽAL 2021). Az tisztán látszik, hogy számos budai lelőhelyen csak ez a faj fordul elő, míg az éticsiga egyáltalán nem, vagy sokkal alacsonyabb egyedszámban. Sajnos pontos adataink az éticsiga előfordulásáról ugyanezekről a helyekről a fehérsávós éticsiga inváziója előtti időkből nincsenek, de feltételezhető, hogy az inváziós faj helyenként kiszorította az őshonos.

Egyelőre úgy látszik, hogy bár mindkét inváziós éticsigafajt – a cirádás (*Cornu aspersum*) és a fehérsávós éticsigát – nagyjából egy időben telepítették be Budapestre, a cirádás éticsiga jóval elterjedtebb és sikeresebb. A következő évtizedekben érdekes lesz megfigyelni az őshonos éticsiga és a két inváziós faj egymáshoz való mennyiségi viszonyait.

Ökológiai problémák

Mivel a fehérsávós éticsiga főleg településeken alakított ki populációkat, ezért nem reális a természetközeli élőhelyeket is veszélyeztető inváziós fajként gondolni rá. Helyenként kiszoríthatja ugyan az őshonos éticsigát (*Helix pomatia*), azonban az utóbbi faj a csigahúsexport visszaszorulása miatt már nem veszélyeztetett, és egész magyarországi állománya sincs veszélyben egyik inváziós csigafaj miatt sem.

Gazdasági hatások

A fehérsávós éticsigára mint konyhakerti kártevőre tekinthetünk, hiszen ugyanúgy növényevő, mint a hasonló méretű más csigafajok. Talán kevésbé válik tömegessé, mint a cirádás éticsiga (*Cornu aspersum*), ezért rágásával elvileg kevesebb kárt okozhat. A szakirodalomban is kevesebb szó esik róla, mint a cirádás éticsigáról. Budapesti kerttulajdonosoktól a következő beszámolókat kaptuk: „esőzések alkalmával az úttestet teljesen elborítják, ilyenkor a kertemből 30-40 darabot teszek ki, a díszcsalánt, büdöskét eszik”; „a kertben a mályvarózsát teték tönkre”.

Védekezési lehetőségek

A cirádás éticsigánál (*Cornu aspersum*) leírtak itt is érvényesek. Nincs értelme a pusztításáról írni, hiszen az emberek nagy többsége nem szereti elpusztítani a nagy testű házas csigafajokat.

Irodalom

BALASHOV *et al.* 2013a, ČEJKA & ČAČANÝ 2014, DOLEŽAL 2021, EGOROV 2017, FISCHER *et al.* 2008, KORÁBEK *et al.* 2018, NEUBERT 2014, PÁLL-GERGELY *et al.* 2019, PELTANOVÁ *et al.* 2012, QUIÑONERO SALGADO *et al.* 2010, YILDIRIM *et al.* 2004, VARGA 1995, WELTER-SCHULTES 2012

PÁLL-GERGELY BARNA

A rejtőzködő idegenek – 32 szárazföldi csigafaj

Idegenhonos csigáink (Gastropoda) egy része szinte berobban, majd hihetetlen ütemben indul hódító útjára, ezek a látványosan terjedő fajok. Ezzel szemben több olyan faj is ismert, amelyek direkt vagy indirekt módon bekerülnek az országba, egy kisebb foltton elkezdenek szaporodni, fennmaradásuk olykor sikeres, olykor úgy tűnik, hogy csendesen eltűnnek, majd hirtelen az ország egy másik pontjáról jelzik felbukkanásukat. 32 ilyen csigafajról van tudomásunk. Ezek a rejtőzködő idegenek, amelyek egy részénél esély van arra, hogy bármikor izolálódva vagy nagy területeket meghódítva invázióssá váljanak. Kutatások hiányában egyelőre nem tudni, okozhatnak-e visszafordíthatatlan folyamatokat azokban az ökoszisztémákban, ahová bejutottak. Igyekeztünk teljességre törekedni, ezért mintegy listaszerűen – rendszertani sorrendben – megemlítjük ezeket a szárazföldi fajokat.

Nyugati ajtócsiga

Pomatias elegans (O. F. MÜLLER, 1774)

Keleti ajtócsiga

Pomatias rivularis (EICHWALD, 1829)

Habár Magyarországon ritkaságuk miatt mindkét csigafaj védett, a nem természetes vagy természetközeli, hanem szinantrop jellegű helyeken való előfordulási viszonyaik nagyon valószínűvé teszik, hogy emberi közvetítéssel kerültek a jelenlegi élőhelyeikre. Mint a szárazföldi kopoltyús csigák általában, e fajok sem mutatnak invazív hajlamot, annak ellenére sem, hogy szétszórtnak (Bérbaltavár, Zákány, Tihany, Nagymányok és Szekszárd környékén) található ismert állományaik meglepően nagy egyedsűrűségűek (MAJOROS 1987, UHERKOVICH 2009, PÁLL-GERGELY & SZENTES 2010). Ezek az előfordulási helyeken kívül a nyugati ajtócsiga üres héjai a Duna–Tisza közén és a Balaton környékén, míg a keleti ajtócsiga héjai az észak-alföldi

Bátorliget talajában is fellelhetők, illetve az előbbi fajnak néhány pleisztocén kori előfordulása is ismert (KROLOPP 1983, KROLOPP & VARGA 1991). A jelenkorban e szigorúan talajfelszínen élő csigák az eredeti hazájukból, a hajdani Délvidékről fatelepítéssel hurcolódhattak be a múlt század eleji fásítási programok idején (Alföld, Szekszárdi-dombság), de korábban esetleg szerzetesek is behozhatták azokat böjti eledelként, mert több élőhelyükön (pl. Ócsa, Tihany) a középkorban barátok éltek, és ismert, hogy az európai kolostorkertekben sok helyen tartottak csigákat. FEHÉR *et al.* (2009) mitokondriális gének elemzésével a keleti ajtócsiga gyors északnyugat felé történő terjeszkedését igazolták, de a terjedés okait és módját nem vizsgálták.

Ráncostarkójú kárpáti orsócsiga

Alopia monacha (M. KIMAKOWICZ, 1894)

Kékesszürke kétlemezes orsócsiga

Alopia livida bipalatalis (M. KIMAKOWICZ, 1883)

Erdélyi endemizmusok. 1970-ben a Bucsecsben (Déli-Kárpátok) élő két alfajt Szekeres Miklós betelepítette a Bükkbe (Ablakos-kő). A vizsgálatok szerint hibridizálódnak egymással (SZEKERES 1976). KISS & PINTÉR (1983, 1985) szerint a bükki népessége kipusztult, betelepítése óta egyetlen szakember sem észlelte jelenlétét. 2019 júniusában egyetlen hullott héjat sem találtunk (Farkas R., Páll-Gergely B., Szekeres M.). Megemlítendő, hogy Németországban a betelepített *Alopia monacha* szaporodik a Harz hegységben (WALTHER & NEIBER 2012).

Bánáti orsócsiga

Strigillaria rugicollis (ROSSMÄSSLER, 1836)

Eredeti élőhelye a romániai Mehádia és Herkulesfürdő környékén van, innen feltehetőleg növényekkel került Magyarországra. Első példányait Budapesten, a Gellért-hegy néhány kertjéből gyűjtötte Fürjes Imre

1980-ban (PINTÉR & VARGA 1981). Kutatás hiányában hosszú ideig kipusztultnak vélték, 2019-ben Murányi Dávid és Páll-Gergely Barna megerősítette jelenlétét egy szomszédos kertben.

Afrikai achátcsiga

Lissachatina fulica (BOWDICH, 1822)

Rózsás achátcsiga

Lissachatina immaculata (LAMARCK, 1822)

Az Afrika trópusi területein őshonos achátcsigákat (*Achatina* spp., *Lissachatina* spp.) házi kedvenként tartják Magyarországon. Ezek a fajok alkalmanként nálunk is megtalálhatók a szabad természetben, miután gazdáik „megunták” és szabadon engedték azokat. Az afrikai achátcsigát VARGA *et al.* (2010) az egri vár-ból jelzi, Majoros Gábornak pedig van egy élve gyűjtött példánya a Margit-szigetről. PÁLL-GERGELY & HANTI (2019) a rózsás achátcsigát Székesfehérvárról említi. Az afrikai achátcsiga igazi istencsapása a trópusokon, de a mérsékelt övben eddig még nincs adat arról, hogy az – vagy bármely más rokon faj – át tudna telelni a szabad természetben.

Karcsú jövevénycsiga

Allopeas gracile (T. HUTTON, 1834)

Trópusi csigafaj, amely a budapesti Fűvészkertben él üvegházi körülmények között (Majoros Gábor).

Tornyos jövevénycsiga

Allopeas clavulinum (POTIEZ & MICHAUD, 1838)

Csendes-óceáni szigetetről származó faj. A hazai faunát ismertető ún. térképkötetek (PINTÉR & SUARA 2004, FEHÉR & GUBÁNYI 2001) alapján Budapesten, a Fővárosi Állat- és Növénykert pálmaházában és kertészeti központjában fordul elő, ahol első példánya it a neves Afrika-kutató, Bernard Verdcourt azonosította *Lamellaxis mauritianus* néven (PINTÉR 1984). Gyűjteményi adatok bizonyítják, hogy itt nagy számban tenyészik.

Apró jövevénycsiga

Opeas hannense (RANG, 1831)

Amerika trópusi és szubtrópusi részein előforduló csiga. Európa számos országában, így Magyarországon is előforduló behurcolt faj. Üvegházakban izolálódik, ahol tömegesen elszaporodhat. A hazai faunát ismertető ún. térképkötetek (PINTÉR *et al.* 1979, PINTÉR & SUARA 2004, FEHÉR & GUBÁNYI 2001) Vácrátótról (arborétum), a Mátrából (Galyatető), Budapestről (sasadi üvegház, Fővárosi Állat- és Növénykert pálmaháza, Botanikus Kert) és Sződligetről említik előfordulását.

Mediterrán tücsiga

Cecilioides petitiana (BENOIT, 1862)

A *Cecilioides* nem taxonómiája rendkívül problémás, mert egyrészt a csigahéjak karakterszegények (a kanyarulatok és a szájadék arányára lehet főleg támaszkodni), másrészt élő példányt nehéz gyűjteni molekuláris vizsgálatokra. Magyarországon két *Cecilioides* faj él, az elterjedt, földalatti életmódot folytató ragyogó tücsiga (*Cecilioides acicula*), amely települések környékén gyakran található talajmintákban, és a sokkal ritkább mediterrán tücsiga. Utóbbiról WELTER-SCHULTES (2012) azt sugallta, hogy azonos lehet a *Cecilioides tumulorum* fajjal (ez esetben a *C. petitiana* név annak junior szinonimája). A mediterrán tücsiga szintén szinantróp, főleg mediterrán elterjedésű, ezért valószínűleg (de nem teljesen bizonyosan) nem őshonos.

Vakondcsiga

Lucilla singleyana (PILSBRY, 1889)

A faj őshonossága kérdéses. Egyes szerzők szerint őshonos, mások szerint behurcolt. DOMOKOS & MAJOROS (2008) átfogó szakirodalmi áttekintést ad a különböző véleményekről, de a kérdést jelenlegi ismereteink szerint nem lehet eldönteni. Magyarországon számos lelőhelyről ismert, többek között Budapestről, Kaposvárról, Gyöngyösről, valamint sokszor előkerülnek folyóhordalékból is, de ezeket akár több száz kilométerről is szállíthatja a víz (DOMOKOS & MAJOROS 2008)

Trópusi vakondcsiga

Hawaiiia minuscula (A. BINNEY, 1841)

Eredetileg Észak-Amerikából származik. Európában üvegházi faj, például a Pécsi Tudományegyetem botanikus kertjében és a budapesti Fűvészkertben is él (Majoros Gábor). Az üvegházak környékén a talajcserék alkalmával kikerült talajban is megtalálható. Egyelőre nehéz megmondani, hogy képes-e áttelelni. DOMOKOS & MAJOROS (2008) ad áttekintést a trópusi vakondcsiga és a vakondcsiga (*Lucilla singleyana*) elkülönítéséről.

Talajlakó kristálycsiga

Mediterranea hydatina (ROSSMÄSSLER, 1838)

Hasonlóan a mediterrán tücsigához (*Cecilioides petitiana*), egy alapvetően mediterrán elterjedésű (WELTER-SCHULTES 2012), főleg szinantróp, talán nem őshonos fajról van szó.

Áttetsző kristálycsiga

Oxychilus translucidus (MORTILLET, 1853)

Kelet-Törökországból és Észak-Iránból származó faj (típuslelőhelye a törökországi Trabzon). A vácrátóti

arborétum trópusi üvegházából PINTÉR & PODANI (1979) mutatta ki, ahol a gyűjteményi adatok szerint nagy számban él. A magyarországi példányok pontos eredete ismeretlen, de a faj feltételezhetően növényzállítmánnyal került hazánkba. A magyarországi faunát ismertető ún. térképkötetek (PINTÉR *et al.* 1979, PINTÉR & SUARA 2004, FEHÉR & GUBÁNYI 2001) Budapestről (Botanikus Kert) és a vácrátóti arborétumból jelzik előfordulását.

Üvegházi farkascsgiga

Gulella io VERDCOURT, 1974

Minden bizonnyal Afrika trópusi részén őshonos faj, azonban eredeti elterjedési területe ismeretlen. A fajt leíró cikk pozsonyi és nagy-britanniai üvegházakból jelezte (VERDCOURT, 1974), de azóta több más európai üvegházban is előkerült (WELTER-SCHULTES 2012). A Fővárosi Állat- és Növénykertben és a budapesti Fűvészkertben él üvegházi körülmények között (Majoros Gábor).

Üvegházi kúposcsgiga

Zonitoides arboreus (SAY, 1817)

Első hazai adatát az 1970-es években közölték a vácrátóti arborétumból (PINTÉR 1974), ahová feltételezhetően növényekkel hurcolták be. Eredeti élőhelye Észak-Amerikában van. A hazai faunát ismertető ún. térképkötetek (PINTÉR *et al.* 1979, PINTÉR & SUARA 2004, FEHÉR & GUBÁNYI 2001) a vácrátóti arborétumból, Pécsről (botanikus kert), Budapestről (Sasad, Fővárosi Állat- és Növénykert pálmaháza, Egyetemi Botanikus Kert, Tengersizem utcai üvegház), Dunakeszről (mechanikai labor üvegháza) és a szarvasi arborétumból jelzik előfordulását.

Rusztikus meztelencsgiga

Tandonia rustica (MILLET, 1843)

Őshazája Közép-Európa déli részein van, de feltételezhetően Délkelet-Angliában és az Ír-sziget déli részén is őshonos (WELTER-SCHULTES 2012; ROWSON *et al.* 2014). Ma már megtalálható Dél- és Középfraanciaországtól Dél-Hollandiáig, Németország magasabb régióiban, Olaszországban (Appenninek) és Csehországban is. Izolált populációk találhatók Romániában, maradványpopulációk Lengyelországban (Nyugat-Szudéták) (WELTER-SCHULTES 2012).

Magyarországról összesen három adata ismert: Esztergom (szanatórium), Kőszeg (PINTÉR & SUARA 2004), valamint Győr (Szabadhegy, kert) (FEHÉR & GUBÁNYI 2001). FEHÉR & GUBÁNYI (2001) összefoglaló munkája tartalmazza az összes puhatestű példány adatát, amely megtalálható a Magyar Természettudományi Múzeum Puhatestű

Gyűjteményében. A Győrből származó múzeumi példányt – amelyet Ottó Lajos gyűjtött 1984 szeptemberében – megtaláltuk és ellenőriztük az azonosítást, az valóban rusztikus meztelencsgiga. A győri kertben nem találták a fajt az ott lakók, egy győri biológiantanár segítségével a környéken meztelencsigákat keresni, azonban az általa talált példányok egy hazánkban újonnan felfedezett inváziós fajhoz – malaccsiga (*Tandonia kusceri*) – tartoztak. Az esztergomi szanatórium területe manapság elzárt, a szanatórium kerítésének túlsó oldalán történt gyűjtésünk során ugyancsak malaccsigák kerültek elő. Rusztikus meztelencsigát azóta sem találtunk sehol az országban.

Szicíliai meztelencsgiga

Deroceras panormitanum (LESSONA & POLLONERA, 1882)

Majoros Gábor a bőszenfai szarvasfarmon talált egy példányt, amelyet szicíliai meztelencsigának határozott. Magyarországról még PINTÉR (1974) említi *Deroceras caruanae* néven (amely a *D. panormitanum* szinonimája).

Hódító meztelencsgiga

Deroceras invadens REISE, HUTCHINSON, SCHUNACK & SCHLITT, 2011

A fajt 2011-es leírása (REISE *et al.* 2011) előtt nem különítették el a szicíliai meztelencsigától (*Deroceras panormitanum*). Genetikai analízis és a párzási viselkedés vizsgálata alapján kiderült, hogy a szicíliai meztelencsgiga egy Máltán és Szicílián élő endemikus faj, az inváziósan terjedő faj pedig a hódító meztelencsgiga.

A hódító meztelencsgiga eredeti őshazája bizonytalan, de feltételezhetően Dél-Olaszország területeiről származik (REISE *et al.* 2011), amit molekuláris vizsgálatok eredményei is alátámasztanak (HUTCHINSON *et al.* 2020). A faj világszerte agresszívan terjed, amiben feltételezhetően az emberi terjesztés játssza a legnagyobb szerepet a kertészeti árudák és a fűvészkertek kereskedelmi tevékenysége által. Ma már elterjedt Nyugat- és Közép-Európában (Angliától Magyarorszáig), az Amerikai Egyesült Államokban, Ausztráliában és feltételezhetően Új-Zélandon (HORSÁK *et al.* 2013, HUTCHINSON *et al.* 2014, ČEJKA *et al.* 2020), de ismeretek adatok Argentínából (GUTIÉRREZ GREGORIC *et al.* 2013) is. Magyarországon több budapesti kertészetben és a Fűvészkertben is megtaláltuk.

Mivel REISE *et al.* (2011) feltárták, hogy a rokon *Deroceras* fajokat, mint amilyen a szicíliai és a hódító meztelencsgiga, rendkívül nehéz elkülöníteni még beható anatómiai vizsgálatok során is, ezért valószínűsíthető, hogy a korábbi szicíliaimeztelencsgiga-adatok

is a hódító meztelencsigára vonatkoznak. Például PINTÉR (1974) hazánkból említi a *Deroceras ca-ruanae* fajt, amely név a *D. panormitanum* szinonimája. Elképzelhető tehát, hogy már korábban is Magyarország területén volt a faj, csak félrehatározás okán nem tudtunk róla, ráadásul ellenőrizhető múzeumi példány(ok) híján ezt nem tudjuk bizonyítani (Turóci Ágnes).

Kétsávós meztelencsiga

Ambigolimax valentianus (A. FÉRUSAC, 1821)

A faj őshazája az Ibériai-félsziget és feltételezhetően Északnyugat-Afrika egyes területei (Algéria, Tunézia, Marokkó) (WIKTOR *et al.* 2000). A fajt említik több nyugat- és közép-európai országból, Ázsiából, valamint Észak- és Dél-Amerika területeiről is. HUTCHINSON *et al.* (2022) azonban rámutatnak, hogy a rokon fajoktól való elkülönítés külső morfológiai jegyek alapján pontatlan, sőt az ivarszervek felépítése alapján is bonyolult, ezért ezek az adatok megbízhatatlanok.

Magyarországon első említése *Limax valentianus* néven történt a budapesti Fűvészkertből (FLASAROVÁ & FLASAR 1965), ez azonban csak egy illusztráció és múzeumi példány nélküli adat, ami miatt teljesen el is tűnt a későbbi fajlistákból. Az elmúlt évek gyűjtései eredményeképpen a budapesti Fűvészkertből és több fővárosi kertészetből is előkerült (Turóci Ágnes).

Rőt meztelencsiga

Arion rufus (LINNAEUS, 1758)

Őshazája Közép- és Nyugat-Európa, valamint Észak-Olaszország (WELTER-SCHULTES 2012). Magyarországon egyetlen adata ismert: Barcs, I. sz. Általános Iskola gyakorlókertje (BOTKA & VARGA 1984, PINTÉR & SUARA 2004). A faj – pontos helyadat nélkül – FEHÉR & GUBÁNYI (2001) munkájában is említésre kerül. Külső morfológia alapján szinte lehetetlen megkülönböztetni a rokon fajoktól, sőt az ivarszervek vizsgálatakor is akadályokba ütközünk. Taxonómiája is rendkívül bonyolult: a rőt meztelencsiga az *Arion ater*-fajkomplexbe tartozik, amelyben lévő fajok egymással hibridizációra is képesek (REISE *et al.* 2020). A fajkomplexbe az inváziós spanyol meztelencsiga (*Arion vulgaris*) is beletartozik, a hibridek anatómiailag köztes jegyekkel rendelkeznek, és genetikailag igazolhatóan is átmenetet képeznek egymás között (REISE *et al.* 2020). A rőt meztelencsiga az erdős, emberi zavarástól mentes élőhelyeket kedveli, de ahol megjelenik az inváziós spanyol meztelencsiga, onnan általában kiszorul (B. ROWSON *pers. comm.*).

Kórócsiga

Xerolenta obvia (MENKE, 1828)

A faj már a negyedidőszak óta jelen van a Kárpát-medencében (FÜKÖH 1995), azonban ahhoz, hogy mára az egyik leelterjedtebb és leggyakoribb magyarországi fajjává vált (PINTÉR & SUARA 2004), az ember jelentős mértékben hozzájárult, elsősorban azaz, hogy az alapvetően nedves élőhelyekben „utat nyitott” vasútvonalak és utak formájában. Ennek köszönhető, hogy ez a szárazságg kedvelő faj robbanásszerűen elterjedhetett szerte az országban.

Szűkköldökű kórócsiga

Xeropicta derbentina (KRYNICKI, 1836)

A Kaukázustól Dél-Franciaországig megtalálható a Mediterráneumban, de elterjedési területe nem összefüggő. Törökország egyik leggyakoribb csigája (WELTER-SCHULTES 2012). A Hungária körüti felüljárónál és a Vakok Állami Intézeténél (Budapest, Hermina út 21.) tömeges (Majoros Gábor).

Egycsíkű kórócsiga

Candidula unifasciata (POIRET, 1801)

Délnyugat-európai faj. Véletlen behurcolása vagy szándékos betelepítése az 1930-as évek elején történhetett. Wagner János az 1930-as években a Hűvösvölgyben gyűjtött példányok alapján külön fajként (*Helicella soosiana*) írta le (WAGNER 1933), melyet egyesek most *Candidula unifasciata soosiana* néven alfajként tartanak számon. A hazai faunát ismertető ún. térképkötetek (PINTÉR *et al.* 1979, PINTÉR & SUARA 2004, FEHÉR & GUBÁNYI 2001) az alábbi budapesti lelőhelyekről említik: Adyliget (Budenz út), Fekete-fej, Hűvösvölgy (Nagyhid, Szépilona, Versec sor 1.), Dunaegyháza.

Atlanti kórócsiga

Xeroplexa intersecta (POIRET, 1801)

Ennek a nyugat-európai fajnak a behurcolása 2000 körülre tehető. A velencei kemping területén Majoros Gábor gyűjtötte. Feltételezhetően véletlen behurcolás (VARGA 2006, FEHÉR & GUBÁNYI 2001, PINTÉR & SUARA 2004).

Rötszájú kórócsiga

Cernuella neglecta (DRAPARNAUD, 1805)

Délnyugat-európai faj. Hazánkba feltételezhetően véletlenszerűen hurcolták be. PINTÉR & SUARA (2004) az alábbi lelőhelyeket sorolja fel: Budapest (Újmátyásföld, Szilas-patak), Vezseny (Tisza-part), Dunakiliti (Helena, Duna-part). 2021-es megfigyelések alapján a budapesti Szilas-patak partján stabil populációja él (BAUER B. *pers. comm.*).

Alpesi sávoscsgiga

Chilostoma cingulatum (STUDER, 1820)

Először a budai vár egyik templomának romjairól került elő (PÁLL-GERGELY *et al.* 2020b), ahol egy életképes populációját fedezték fel. Feltételezzük, hogy a hazai példányok leginkább a *Ch. cingulatum baldense* alfajhoz hasonlítanak, amelynek a szűkebb élőhelye az észak-olaszországi Garda-tó mellett magasodó Monte Baldo). A faj szűk ökológiai tűrőképessége (csak mészben gazdag rakott és sziklafalakon képes életben maradni) miatt valószínűtlen, hogy hazánkban invázióssá váljon.

Pisai fűcsiga

Theba pisana (O. F. MÜLLER, 1774)

DOMOKOS & PELBÁRT (2011) listájában szerepel, mint hazai faj, azonban semmit nem lehet tudni, hogy valóban él-e Magyarországon. Az bizonyos, hogy világszerte sokfelé behurcolták, Ausztráliában például veszedelmes kártevő (CLARKE *et al.* 2000, BAILEY 2007).

Mintás szalagoscsiga

Eobania vermiculata (O. F. MÜLLER, 1774)

Behurcolt mediterrán faj, amelynek első adatát Ottó Lajos közölte a Szigetközből, a lipóti termálfürdő területéről (OTTÓ 1980), onnan azonban feltehetően kipusztult. PÁLL-GERGELY *et al.* (2020a) Budapestről jelzik, de az egyetlen élve talált példányt befogták. Más mediterrán fajokhoz hasonlóan feltételezhetően meg tud maradni hazánkban.

Tejcsiga

Otala lactea (O. F. MÜLLER, 1774)

Nyugat-mediterrán elterjedésű faj (WELTER-SCHULTES 2012). Hazánkba éticsiga-szállítmányokkal érkeztek élő példányok: Majoros Gábor 1990. december 18-án találta egy Hajdúszoboszlóba érkezett éticsiga-szállítmányban a csigafeldolgozó udvarán. Nem kizárt, hogy a szintén mediterrán elterjedésű cirádás (*Cornu aspersum*) és fehérsávós éticsigához (*Helix lucorum*) hasonlóan a mi éghajlati körülményeink

között is képes életben maradni, de jelenleg nincs tudomásunk magyarországi populációjáról.

Nyekergő csiga

Cantareus apertus (BORN, 1778)

Nagy elterjedési területű, mediterrán faj (WELTER-SCHULTES 2012), helyenként konyhakerti kártevőként léphet fel őshazájában és azokban az országokban (Amerikai Egyesült Államok, Ausztrália, Németország) is, ahová behurcolták, de kevésbé veszélyes a zöldségvényekre, mint például a cirádás éticsiga (*Cornu aspersum*) (COWIE *et al.* 2009). Magyarországon eddig egy budapesti és egy bonyhádi szupermarketből származó zöldségek között bukkant fel. A bonyhádi példány egy fejes saláta (*Lactuca sativa* convar. *capitata*) belsejében volt, amely az áruházi közlése szerint Magyarországon termelt zöldség volt. (PÁLL-GERGELY *et al.* 2021). Ha ez igaz, akkor a fajnak lehet hazai üvegházi populációja.

Irodalom

BAILEY 2007, BOTKA & VARGA 1984, ČEJKA *et al.* 2020, CLARKE *et al.* 2000, COWIE *et al.* 2009, DOMOKOS & MAJOROS 2009, DOMOKOS & PELBÁRT 2011, FEHÉR & GUBÁNYI 2001, FEHÉR *et al.* 2009, FLASAROVÁ & FLASAR 1965, FÜKÖH 1995, GUTIÉRREZ GREGORIC *et al.* 2013, HORSÁK *et al.* 2013, HUTCHINSON *et al.* 2014, 2020, 2022, KISS & PINTÉR 1983, 1985, KROLOPP 1983, KROLOPP & VARGA 1991, MAJOROS 1987, OTTÓ 1980, PÁLL-GERGELY & HANTI 2019, PÁLL-GERGELY & SZENTES 2010, PÁLL-GERGELY *et al.* 2020a, 2020b, 2021, PINTÉR 1974, 1984, PINTÉR & PODANI 1979, PINTÉR & SUARA 2004, PINTÉR & VARGA 1981, PINTÉR *et al.* 1979, REISE *et al.* 2011, 2020, ROWSON *et al.* 2014, SZEKERES 1976, UHERKOVICH 2009, VARGA 2006, VARGA *et al.* 2010, VERDCOURT 1974, WAGNER 1933, WALTHER & NEIBER 2012, WELTER-SCHULTES 2012, WIKTOR *et al.* 2000

PÁLL-GERGELY BARNA, MAJOROS GÁBOR,
TURÓCI ÁGNES & VARGA ANDRÁS

FONÁLFÉRGEK

Nematoda

Fenyőrontó fonálféreg

Bursaphelenchus xylophilus (STEINER & BUHRER, 1934)

Eredeti elterjedési terület

Az általánosan elterjedt nézet szerint Észak-Amerikából származó faj, így jelen van az Amerikai Egyesült Államokban és Kanadában is (RYSS *et al.* 2005, SUTHERLAND 2008). Japánban, mint behurcolt faj, először 1905-ben okozott súlyos károkat. Azóta több ázsiai országban is megtalálták, így Kínában (ZHAO *et al.* 2008), Dél-Koreában (SHIN 2008) és Tajvanon (NAKAMURA-MATORI 2008) is.

Magyarországi megjelenése

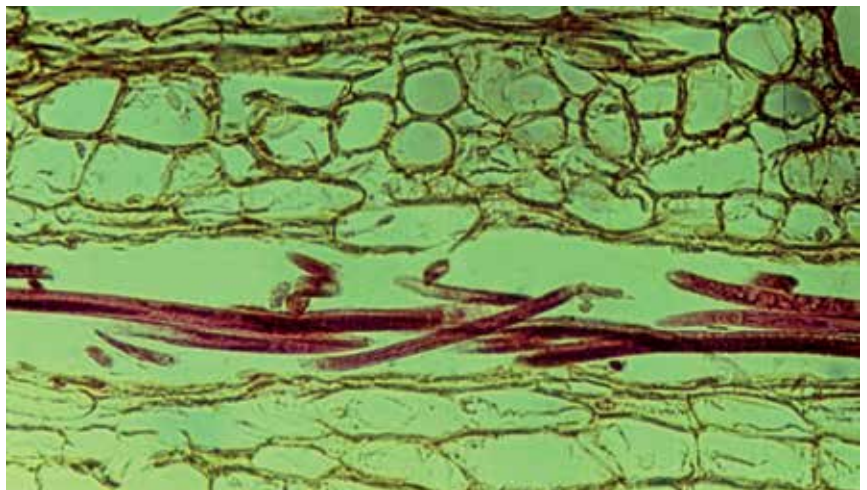
Európában 1999-ben Portugáliában azonosították először (MOTA *et al.* 1999, SOUSA *et al.* 2001). Spanyolországban 2008 óta elszigetelten több alkalommal is megtalálták (EPPO REPORTING SERVICE 2010a, 2010b). Madeirán 2009-ben jelent meg (EPPO REPORTING SERVICE 2011). Előfordulását eddig Európa többi részén, így Magyarországon sem észlelték.

Zárlati károsító, melynek a növényegészségügyi feladatok végrehajtásának részletes szabályairól szóló 7/2001 (I. 17.) FVM rendelet szerint tilos a Magyarországra való behurcolása és terjedésének elősegítése. Ennek megfelelően a European and Mediterranean Plant Protection Organization (EPPO) A2-es listáján is szerepel. A faj monitorozása Magyarországon a jogszabályban előírtak szerint folyik.

Biológiája

0,5–1,3 mm hosszú, karcsú fonálféreg (Nematoda) (ROQUES 2009). A fenyőkön (Pinaceae) több, morfológiailag nagyon hasonló fonálféregfaj is előfordulhat, ezért pontos azonosítása legmegbízhatóbban genetikai vizsgálatokkal végezhető el.

Európában a fenyőrontó fonálféreg terjesztésében elsődleges szerepük a fenyvescincérfajoknak (*Monochamus* spp.) mint vektoroknak van. Leginkább talán e fajok élőhelye, tápnövényei és fejlődésmentete felel meg a fenyőrontó fonálféreg igényeinek. Portugáliában a foltos fenyvescincér (*Monochamus galloprovincialis*), Japánban és Koreában a bársonyos fenyvescincér (*M. saltuarius*) a legjelentősebb vektora, de a terjedés szempontjából további meghatározó vektorfajok Japánban és Kínában a japán fenyvescincér (*M. alternatus*), Észak-Amerikában a karolinai (*M. carolinensis*) és a déli fenyvescincér (*M. titillator*) (SOUSA *et al.* 2001, SCHRÖDER *et al.* 2009). Eddigi elterjedési területén számos más cincérfaj (Cerambycidae) testében is megtalálták a fenyőrontó fonálférget, így például az Európában is előforduló nemek közül a daliáscincér (*Acanthocinus* spp.), a fenyőcincér (*Arhopalus* spp., *Asemum* spp.), a töviscincér- (*Rhagium* spp.), a félcincér- (*Spondylis* spp.) és egyes darázscincérfajok (*Xylotrechus* spp.) egyedein (EPPO & CABI 1996). A fenyőrontó fonálféreg európai előfordulásai és terjedése során a cincérekén túl egyes díszbogár- (*Chrysobothris* spp.),



Fenyő fonálféreg 75-szörös nagyításban



Foltos fenyőcincér (*Monochamus galloprovincialis*)

szú- (Scolytidae), fenyőbogár- (*Pissodes* spp.) és fenyvesormányosfajok (*Hylobius* spp.) vektorszerepét is megfigyelték (BRAASCH 2001).

A fenyőrontó fonálféreg a fenyők gyantajárataiban szaporodik el, eltömi azokat, ennek következtében a gyantaáramlás akadozik, lelassul, a fák védekező-képessége gyengül, így a szúfajok fertőzésének, majd ezt követően a cincérek megtelepedésének kevésbé tudnak ellenállni. A szúk gombákat (*Ceratocystis* spp., *Ophiostoma* spp.) telepítenek meg járataikban, melyekkel a fonálféreg is táplálkozik. A fenyőrontó fonálféreg négy lárvastádiumot követően válik ivaréretté. A harmadik lárvastádiumban lévő egyedek keresik fel a cincérek bábkamráit. Ez a lárvaalak nem táplálkozik, a többi fejlődési alaknál jobban alkalmazkodik a szélsőséges körülményekhez, ellenállóbb, így jelentősége a fertőzés szempontjából fokozott. A bábkamrákban vedlenek és egy speciális kitaró jellegű inváziós lárvatípussá (dauer lárva) alakulnak át, melyek a fenyvescincérek bábjaiknak légzőnyílásaiban telepsznek meg. Egy cincér

akár 15 000 – 230 000 fonálféreglárvét is hordozhat. Az elsődleges fertőzés során a bából kikelő cincér egy új, egészséges fát keres fel táplálkozás céljából, hogy ezáltal ivaréretté és szaporodóképesé váljon. Ezzel egyidejűleg a fertőzést is áthurcolja. Ilyen esetben a fenyőrontó fonálféreg először a gyantajaratokban szaporodik el várva az élelmet, a szúk által szállított gombát (fitofág fázis). Másodlagos fertőzés esetén a cincér beteg, pusztulóban lévő törzset vagy kitermelt faanyagot keres fel tojásrakás céljából, miközben a fonálférget is átviszi. Ilyen fákban a táplálékforrás a fonálféreg számára már adott (mikofág fázis) (WINGFIELD 1987, TÓTH 2011). A fenyőrontó fonálféreg közelmúltban tapasztalható intenzív terjedése azonban elsősorban nem a vektoraihoz, hanem főleg emberi tevékenységekhez köthető, így a világon kiterjedt faanyagszállításokhoz (YUSHENG *et al.* 2002).

A fenyőrontó fonálféreg megtelepedésének következtében a tűlevelek a fák csúcsától indulóan elvörösödnek. A fák gyors ütemben kiszáradnak,

elpusztulnak. Ennek oka egyrészt az eltömődött edénynyalábokban rejlik, másrészt a fonálféreg toxintermelő képességében (OKU *et al.* 1979, SHAHEEN *et al.* 1984). Ezek a tényezők együttesen akadályozzák a vízszállítást és a gyantatermelést (MAMIYA & TAMURA 1977). A fonálféreg-fertőzéssel egy időben a faanyagban szűkárósítást és cincérjáratokat is lehet találni.

A fenyőrontó fonálféreg fejlődéséhez a nyári hónapokban a 20 °C-os átlaghőmérséklet a legkedvezőbb, az ettől eltérő hőmérsékleti értékeknél vonatottan fejlődik (RUTHERFORD & WEBSTER 1987). A napi optimumot a 25 °C körüli hőmérséklet jelenti számára, ilyenkor egy új nemzedék akár négy nap alatt is kifejlődhet (ISHIBASHI & KONDO 1977, MAMIYA 1984).

Ökológiai igényei Magyarországon

A fenyőrontó fonálféreg termofil faj. A nyár közepén fellépő száraz periódusok közvetlenül és közvetve is kedveznek megtelepedésének, egyrészt mert maga is a szárazabb faanyagot kedveli (HALIK & BERGDAHL 1990), másrészt pedig ilyen időszakokban maguknak a fenyőknek a természetes védekezőképessége is gyengül.

Ezek alapján Magyarország éghajlati viszonyai megfelelőek a fenyőrontó fonálféreg és vektorai számára. Ami nálunk korlátozó tényező lehet, az a tápnövényeinek kisebb térfoglalása. A fertőzés mértékét ezen túl az határozhatja meg, hogy a melegebb országok felől mekkora lesz a fertőzési nyomás, milyen lesz a klímaváltozás iránya és mértéke. Egyes erdőművelési gyakorlatok (pl. szegélyek hiánya, túlbontás, illetve minden, ami az állományok melegedéséhez vezet) közvetett módon fokozhatják a fertőzés veszélyét.

Ökológiai problémák

A fenyőrontó fonálféreg tápnövényei a fenyőfélék (Pinaceae) közül kerülnek ki. Elsősorban a fenyőfajokat (*Pinus* spp.), másodsorban a jegenyefenyő- (*Abies* spp.), a cédrus- (*Cedrus* spp.), a vörösfenyő- (*Larix* spp.), a lucfenyő- (*Picea* spp.) és a duglászfenyőfajokat (*Pseudotsuga* spp.) veszélyezteti. A fenyvescincérek (*Monochamus* spp.) – amelyek a fonálféreg vektorai – a boróka- (*Juniperus* spp.), a hamisciprus- (*Chamaecyparis* spp.) és a hemlokfenyőfajokon (*Tsuga* spp.), valamint a japáncipruson (*Cryptomeria japonica*) is táplálkozhatnak, illetve petét rakhatnak, így a fenyőrontó fonálféreg a felsorolt fafajokon is előfordulhat (EVANS *et al.* 1996). A tuja- (*Thuja* spp.) és a tiszafafajok (*Taxus* spp.) mentesnek tekinthetők, mivel ezeket a fenyvescincérfajok elkerülik. Ennek

ismeretében Magyarországon az erdeifenyő (*Pinus sylvestris*) és esetleg a közönséges boróka (*Juniperus communis*) vonatkozásában lehet a fenyőrontó fonálféreg nagyobb mérvű kártételére számítani. Tömeges elszaporodása esetén a meglévő, honos szaproxilofág közösségek jelentős átalakulását is előidézhetheti.

A tüneteket mutató fák egy-három hónap alatt elpusztulnak. Látens fertőzéseknél a lappangás akár 14 évig is tarthat (TÓTH 2011). A klimatikus viszonyoktól, de elsősorban a faanyag száradási ütemétől függően a fák pusztulását követően még három év múlva is kimutatható a fonálféreg a faanyagban (MALEK & APPLEBY 1984).

Gazdasági hatások

Az Európai Unióban az erdőterületeken a fenyőrontó fonálféreg által okozott veszteség, valamint a mentesítési programokra fordított pénzüsszeg 1999 és 2009 között, elérte 80 millió eurót (COSTA *et al.* 2011). Ezeket a tételeket túl az újraerdősítés és a monitorozás többletköltségeivel is számolni kell.

Védekezési lehetőségek

A fő cél a megelőzés. A fertőzést követően a mentesítésre már nincs lehetőség, ezért a terjedés lassításának egyetlen módja a karanténintézkedések bevezetése és szigorú betartása, bekerülés esetén pedig a tápnövények és a vektorok folyamatos és következetes monitorozása. Napjainkban elsősorban fa csomagolóanyagokkal, illetve különböző felhasználási célú faanyagokkal, másodsorban a vektorok – fenyvescincérfajok (*Monochamus* spp.) – közvetítésével, természetes úton tud terjedni. Ezért a fa csomagolóanyagok kötelező hőkezelése – 56 °C-on 30 perc elteltével a fonálféreg és a vektora is elpusztul (DWINELL 1990, 1997) –, a beteg fák kivágása és elégetése, illetve aprítékolása, vagy a fertőzött területeken a fogékony fenyőfajok kivágása szükséges.

Irodalom

BRAASCH 2001, COSTA *et al.* 2011, DWINELL 1990, 1997, EPPO & CABI 1996, EPPO REPORTING SERVICE 2010a, 2010b, 2011, EVANS *et al.* 1996, HALIK & BERGDAHL 1990, ISHIBASHI & KONDO 1977, MALEK & APPLEBY 1984, MAMIYA 1984, MAMIYA & TAMURA 1977, MOTA *et al.* 1999, NAKAMURA-MATORI 2008, OKU *et al.* 1979, ROQUES 2009, RUTHERFORD & WEBSTER 1987, RYSS *et al.* 2005, SHAHEEN *et al.* 1984, SCHRÖDER *et al.* 2009, SHIN 2008, SOUSA *et al.* 2001, SUTHERLAND 2008, TÓTH 2011, YUSHENG *et al.* 2002, WINGFIELD 1987, ZHAO *et al.* 2008

TUBA KATALIN & LAKATOS FERENC

TÍZLÁBÚ RÁKOK

Decapoda

Cseresznyegarnéla

Neocaridina denticulata (DE HAAN, 1844)

Eredeti elterjedési terület

A *Neocaridina denticulata* fajnak több szinonim neve ismert, és több alfaját is elkülönítették. Rendszertana mind a mai napig nem tisztázott, ennek megfelelően a pontos elterjedése is vita tárgyát képezi. A tudomány jelen állása szerint az akváriumban tartott faj Tajvanon honos, ahol a kisebb patakokban és tavakban fordul elő.

Magyarországi megjelenése

Európába, így hazánkba is az első példányok az 1990-es évek végén kerültek. A rákfaj kis mérete miatt sok esetben halak és más rákfajok közé kerülve jutott el

földrészünkre. Trópusi területeken kerti tavakból történő terjedését is megfigyelték. Európában eddig Németországban és Lengyelországban írták le szabadon élő állományait (KLOTZ *et al.* 2013, JABŁOŃSKA *et al.* 2018). Hazai, egyben első Kárpát-medencei természetes vízi előfordulását 2017 novemberében észlelték a Miskolctapolca mellett található természetes termálforrásban (Békás-tó) és a Csónakázó-tóban, valamint ezek kifolyójában és több km hosszan a Hejő pataokban (MACIASZEK *et al.* 2021. WEIPERTH *et al.* 2019a). Állománya mind a két termálvizes élőhelyen és patak természetes szakaszán is stabil.



© Weiperth András

Biológiája

A cseresznyegarnéla egy kis méretű garnéla faj, csak ritkán érheti el a 4 cm-t, az idős egyedek testhossza is csak 2–3 cm. A nőstények könnyen megkülönböztethetők a hímeiktől, mert testük nagyobb, színezetük pedig sokkal sötétebb, tónusosabb, mind a vad, mind a tenyésztett színváltozatoknál, valamint a hasi részük kissé domborúan ívelt. A hímek kisebbek és kevésbé színesek. Számos színváltozatban tenyésztik, de a vad változatok zöld és barna színűek. Az Európában kivadult állományok, így a miskolctapolcai termáltavakban és a Hejőben élők is szinte kizárólag vad színezetű példányokból állnak. Táplálékuk jelentősen befolyásolja a színezetüket. A nőstényeknél a fej mögötti részen egy nyereg formájú vastagodás figyelhető meg a vázukon, amely a peték termékenységét jelzi. A „nyereg” és a peték színe sárga vagy zöld. Viszonylag rövid életű, kifejtett egyedei ritkán élnek egy-két évnél tovább. Négy-hat hónapos korukban válnak ivaréretté, de az ivarérettséget és a szaporodási ciklusukat jelentősen befolyásolja a víz hőmérséklete. A nőstény 20–30 petét rak, amelyeket két-három hétig a potrohlábain hordoz. A petéből kikerülő fiatal egyedek 1 mm-nél kisebbek. Nincs planktonikus lárvaalakjuk. A fiatal egyedek nem másznak vissza az anyaállatra, a növényzet, a kövek és kavicsok közé bújva kezdik meg életüket.

Bár a legtöbb szakirodalom melegigényes fajnak tartja (TROPEA *et al.* 2015, WEIPERTH *et al.* 2019b), de az európai és a hazai előfordulási adatok alapján képes alkalmazkodni a periodikusan felmelegedő és lehűlő természetes vizekhez is (WEIPERTH *et al.* 2019a, 2020d). Ázsiában számos szimbionta taxont – pl. kerekférgeket (Rotatoria) – írtak le a fajról, melyeket a külső vázára tapadva képes az állat terjeszteni (PATOKA *et al.* 2016).

Ökológiai igényei Magyarországon

Kimutatása óta folyamatosan igazolják tartós jelenlétét az egyetlen hazai természetes élőhelyén, ennek ellenére újabb állománya kizárólag természetes termálvizes, valamint használt termál- és ipari melegvízzel terhelt élőhelyeken tudna tartósan megtelepedni (WEIPERTH *et al.* 2019a, 2019b). A hőterhelt élőhelyekről kiindulva minden bizonnyal sikeresen kolonizálná a környező természetes, illetve urbanizált élőhelyeket. Ezt igazolja a napjainkig fellelhető egyetlen hazai állomány kiváló alkalmazkodóképessége is.

Ökológiai problémák

A cseresznyegarnéla kártételére vonatkozó adatokat sem hazai, sem nemzetközi szinten nem találunk. Kórokozók vektoraként betöltött szerepe Európában

eddig kevésbé ismert. Egyes vizsgálatok alapján ellenáll a rákpestisnek, így vektora lehet a betegség kórokozójának (*Aphanomyces astaci*) (MRUGAŁA *et al.* 2019, SVOBODA *et al.* 2014).

Gazdasági hatások

Akvarisztikai jelentősége nagy. Napjainkban a világ egyik legnagyobb tömegben tenyésztett és akváriumokban tartott garnéla faja (FAULKES 2015). Egyedeit elsősorban ún. nanoakváriumokban tartják kisebb halakkal, de nagyobb példányai már együtt tarthatók közepes termetű, békés természetű halakkal is. Kiváló alkalmazkodóképessége és békés viselkedése miatt az egyik legkeresettebb akvarisztikai díszállat. A hazai állomány vizsgálata során igazolták, hogy számos halfaj, például az őshonos bodorka (*Rutilus rutilus*), a domolykó (*Squalius cephalus*), a fenékjáró küllő (*Gobio gobio* komplex), valamint az idegenhonos naphal (*Lepomis gibbosus*) és a razbóra (*Pseudorasbora parva*) is rendszeresen fogyasztja a Hejőben élő állomány egyedeket.

Védekezési lehetőségek

Európában, így Magyarországon is kereskedelmi forgalomban beszerezhető, tartható faj. Hazánkban elsősorban az akvaristák felvilágosításával lehet megakadályozni további illegális telepítését. A meglévő állomány vizsgálatának eredményei rámutatnak arra, hogy figyelemfelkeltő, ismeretterjesztő kampányt kell folytatni valamennyi idegenhonos, köztük az akvarisztikai célból tartható tízlábú rákok (Decapoda) természetes vizekbe, valamint kerti és köztéri dísztavakba való kihelyezésének veszélyeiről (BOTTA-DUKÁT 2016, FAULKES 2015, PATOKA *et al.* 2014, WEIPERTH *et al.* 2020d). A mesterséges élőhelyeken kialakult állomány visszaszorítása a hőterhelést biztosító termálvíz-betáplálás őszi és téli időszakban történő elzárásával lehetséges. Nagy testű mindenevő halak – pl. ponty (*Cyprinus carpio*) – és kisebb testű ragadozó fajok – pl. sügér (*Perca fluviatilis*) – telepítésével visszaszorítása megoldható.

Irodalom

BOTTA-DUKÁT 2016, FAULKES 2015, KLOTZ *et al.* 2013, JABŁOŃSKA *et al.* 2018, MACIASZEK *et al.* 2021, MRUGAŁA *et al.* 2019, PATOKA *et al.* 2014, 2015, 2016, SVOBODA *et al.* 2014, TROPEA *et al.* 2015, WEBER & TRAUNSPURGER 2016, WEIPERTH *et al.* 2019a, 2019b, 2020a, 2020b

WEIPERTH ANDRÁS

Kínai gyapjasollósrák

Eriocheir sinensis H. MILNE-EDWARDS, 1853

Eredeti elterjedési terület

A kínai gyapjasollósrák távol-keleti eredetű, nevének megfelelően Kína nagy folyamainak alsó szakaszain, torkolatvidékein és a tengerpart menti területeken őshonos, Hongkongtól egészen a Koreai-félsziget déli részéig. Legfontosabb élőhelye a Jangce torkolatvidéke és alsó szakasza. Eredeti elterjedési területén gazdaságilag fontos faj, de a vízszennyezések, a túlhalászat és a gátépítések miatt populációi csökkennek. Egy emberre is veszélyes ázsiai tüdőmétely (*Paragonimus westermani*) köztigazdája (JIN *et al.* 2001, www.cabi.org, www.iucngisd.org).

Magyarországi megjelenése

A kínai gyapjasollósrákot eredeti élőhelyeinek megfogyatkozásával párhuzamosan nemcsak Európába, de Észak-Amerikába és a Közel-Keletre (Irán, Irak) is behurcolták, mégpedig a tengerjáró hajók ballasztvizével (ROBBINS *et al.*, 2006, www.cabi.org, www.iucngisd.org). Európában először 1912-ben Németországban mutatták ki jelenlétét (PANNING 1939). Azóta Európa tengerparti területeinek és a tengerekbe torkolló folyók torkolati, illetve torkolat feletti alsó szakaszainak jelentős részét meghódította, és fokozatosan terjed a folyásiránnyal



© Szelényi Balázs

szemben. Éves szinten 380–562 km-t is képes terjedni (HERBORG *et al.* 2003). Európában ma már megtalálható az Atlanti-óceán, a Balti-, az Északi-, a Földközi-, a Fekete- és a Kaszpi-tenger parti vizeiben, illetve az azokba torkolló folyókban is (ROBBINS *et al.* 2006, www.cabi.org, www.iucngisd.org). Hazánkban a Dunán dolgozó halászok már a 1990-es évek közepén jelezték, hogy tarisznyarákhoz hasonló állatot fogtak, de az első bizonyítópéldányt csak 2003 novemberében gyűjtötték a Duna Budapest alatti szakaszán, majd 2004-ben Kölkednél fogtak halászok egy újabbat (PUKY *et al.* 2005, PUKY & SCHÁD 2006). Hazai megjelenése várható volt, hiszen korábban a Duna osztrák és szerb szakaszán is igazolták már jelenlétét (PAUNOVIC *et al.* 2004, RABITCH & SCHIEMER 2003). Hazánkból napjainkig összesen 15 élő példány és számos további páncélmaradvány került elő. A Duna fő- és mellékágaiból összesen kilenc egyedét fogták. Három kifejlett példányt találtak a főváros belterületén fekvő tavakban, további három példányát pedig szárazföldön sikerült megfogni (BÓDIS *et al.* 2012, PUKY 2012, SEPRŐS *et al.* 2018a, WEIPERTH *et al.* 2020d). Előfordulási adatai alapján látható, hogy első regisztrált gyűjtése óta szinte minden évben előkerül egy-egy példánya a főváros területén és az alatta található Duna-szakaszon. A faj kifejlett egyedeit gazdasági célból számos országba importálják. Legtöbbször a kiszökő példányokat sikerül megfogni. Erre közvetlen bizonyítékot a Budapest belterületén begyűjtött egyedek szolgáltatottak (PUKY 2012, WEIPERTH *et al.* 2020d).

Biológiája

A kínai gyapjasollósrák hazánkban és Európában is az egyik legkönnyebben felismerhető idegenhonos rákfaj. Egy tarisznyarákfajról (*Brachyura*) van szó, ezért testfelépítése jelentősen eltér az Európában őshonos és idegenhonos többi édesvízi rákfajtól, ezért azonosítása is könnyebb. A hátpajzs (*carapax*) 3–10 cm széles, általában barna színű, olykor fekete foltokkal mintázott. Az ollók szárai fehéresek, olykor szürkés árnyalatúak. A faj a nevét az ollóján látható sűrű kutikulaszőrökből álló bevonatról kapta, mely a hím állatok ollós lábainál igen nagy méretű lehet. Az átlagosan 7 cm hosszú fejtör kétszer fogazott homlokszegélyt visel, elülső oldalai pedig négyszer fogazott szélűek (ISSG 2016). Környezeti igények tekintetében a kínai gyapjasollósrák mérsékelten érzékeny a szennyezett vizekre, szervezete akkumulálja a szennyezőanyagokat (pl. nehézfémeket, mikroanyagokat, szermaradványokat), ugyanakkor a víz sókoncentrációjával és hőmérsékletével szemben tág tűrésű (VEILLEUX & DE LAFONTAINE 2007).

Az eredeti élőhelyeit sújtó szennyezések és jelentős átalakítások miatt ott visszaszorulóban van, de ezzel párhuzamosan az új élőhelyeket nagyon sikeresen kolonizálja. Éjszaka aktív, mindenevő faj. Az aljazaton járva férgerekre, csigákra, kagylókra, kisebb halakra, halikrákra vadászik, de az állatok tetemeit és a növényi törmeléket is elfogyasztja. Viszonylag rövid életű, kifejlett egyedei ritkán élnek három-öt évnél tovább. Az elérhető életkort a víz hőmérséklet jelentős mértékben befolyásolja. Katadróm faj, azaz szaporodáskor az ivarérett egyedek az édesvízből a tengerbe vándorolnak, ahol a szaporodás történik. Fejlődése korai fázisaiban brakkvízi, illetve tengeri körülmények szükségesek. Rendkívül szapora, a nőstény egyed méretétől függően 250 000 – 1 000 000 petét is létrehoz (VEILLEUX & DE LAFONTAINE 2007). A tengeri hínárnövényzethez, aljzathoz, egyéb stabil felületekhez kötött lárvállapotot követően egy fejlettebb planktonikus lárvája alakul ki (SEWELL 2016). A még áttetsző, nyílt vízi lárva (*megalopa*) ebben az állapotban képes terjedni. A faj első európai állományának (Németország) leírása óta ismert, hogy a hajók ballasztvizével a lárvái képesek nagyobb távolságokra is eljutni (www.cabi.org). Mind a tengerpartokon, mind a folyóvizek partjain jelentős járatrendszereket épít, ahol az apálykor és az aszályos időszakban keres menedéket. A kínai gyapjasollósrák a már korábban említett zoonotikus tüdőmetyél (*Paragonimus westermani*) fertőző lárvái mellett számos betegség, köztük a rákpestis kórokozóját (*Aphanomyces astaci*) is hordozhatja (SVOBODA *et al.* 2017).

Ökológiai igényei Magyarországon

Tág tűrésű faj, de speciális szaporodása miatt hazánkban nem tud önfenntartó populációja kialakulni. Hazai állományát mind az Al-Duna, mind a Felső-Duna irányából spontán expanzióval ide vándorló egyedei, illetve kiszökő vagy illegálisan behozott és elengedett egyedek jelentik. Mivel étkezési célú kereskedelme is zajlik, a kiszökő egyedek minden valószínűség szerint állattartó telepekről, illetve konyhákból származhatnak.

Ökológiai problémák

A kínai gyapjasollós rák világszintű terjedését a kiváló alkalmazkodó- és a rákfajok között kiemelkedő terjedőképessége magyarázza. Azokon a területeken, ahol nagy populációi alakulnak ki, predációs nyomásával és élőhelyek átalakításával jelentős gazdasági és természeti kárt okoz. Táplálkozása során jelentős mennyiségű szervesanyagot (detrituszt), növényi és állati táplálékot fogyaszt, akkumulálva a szennyező anyagokat. Immunis a rákpestisre, így annak



kórokozóját (*Aphanomyces astaci*) gazdaszervezetként terjeszti és továbbadhatja őshonos és más idegenhonos tízlábúrák-fajoknak (Decapoda).

Gazdasági hatások

Európában éves szinten több millió eurós kárt okoz az általa készített járatokkal, melyekkel meggyengíti a folyami és tengeri védműveket (www.cabi.org, www.iucngisd.org). Emberre veszélyes betegséggel történt fertőzést Európában még nem írtak le. Egy 2011-ben Budapesten gyűjtött példány boncolásakor a zoonotikus ázsiai tüdőmétely (*Paragonimus westermani*) fertőző lárváját nem mutatták ki (MAJOROS & PUKY 2012). Kereskedelmi forgalma 3–6 millió euró/év között mozog, számos európai ország exportálja Ázsiába. Szerepel a világ 100 legveszélyesebb invazív fajának a listáján (www.cabi.org, www.iucngisd.org).

Védekezési lehetőségek

A faj szerepel az Európai Unió számára veszélyt jelentő idegenhonos inváziós fajok jegyzékén, ezért tartása, tenyésztése, természetbe történő kibocsátása minden uniós tagországban tilos. Ugyanakkor

a főváros belterületein gyűjtött egyedek igazolják a fajjal történő illegális kereskedelmet. További élő egyedek behurcolását a jogszabályok szigorításával, illetve azok betartásának hatékony ellenőrzésével lehetne részben megoldani. Mivel hazánk messze van mind a Rajna, mind a Duna torkolatvidékétől, jelentősebb egyedszámú állomány kialakulása nem várható, de egy-egy példány spontán megjelenésére továbbra is számítani kell a Duna középső szakasza mentén (BOTTA-DUKÁT 2016, WEIPERTH *et al.* 2020d).

Irodalom

BOTTA-DUKÁT (szerk.) 2016, BÓDIS *et al.* 2012, HERBORG *et al.* 2013, ISSG 2016, JIN *et al.* 2016, MAJOROS & PUKY 2012, PANNING 1939, PAUNOVIC *et al.* 2004, PUKY 2004, 2012, PUKY & SCHÁD 2006, PUKY *et al.* 2005, RABITCH & SCHIEMER 2003, ROBBINS *et al.* 2006, SEPRŐS *et al.* 2018a, SEWELL 2016, SVOBODA *et al.* 2017, VEILLEUX & DE LAFONTAINE 2007, WEIPERTH *et al.* 2022d

WEIPERTH ANDRÁS

Ausztrál vörösollósrák

Cherax quadricarinatus (VON MARTENS, 1868)

Eredeti elterjedési terület

Az ausztrál vörösollósrák a nevének megfelelően Ausztrália északi és északkeleti részén, az Északi terület északi partvidékén, Queensland északi és északkeleti, valamint Új-Guinea délkeleti részén őshonos (LAWRENCE & JONES 2000).

Magyarországi megjelenése

Ausztráliából az első példányok 1985-ben kerültek Olaszországba, tógazdasági hasznosításra (D'AGARAO *et al.* 1985). Ez követően Angliába (HOLDICH *et al.* 1999) és Írországba (HOLDICH & SIBLEY 2009, FAULKES 2015) akvarisztikai célból vittek újabb példányokat az 1990-es évek első felében. Európában mind a mai napig az egyik legnagyobb egyedszámban tenyésztett és importált tízlábúrák-faj (Decapoda). Mára 17 országban foglalkoznak díszállatként történő, illetve tógazdasági tartásával, ezek közül már nyolc országban írták le jelenlétét természetes, illetve természetközeli élőhelyeken (KOUBA *et al.* 2014, HAUBROCK *et al.* 2021a, 2021b, www.cabi.org).

Magyarországon az 1990-es évek második felében kezdték forgalmazni az első importált példányokat akvarisztikai boltokban, és ezzel egy időben hazai akvarisztikai tenyésztése is elkezdődött. Természetes élőhelyről – a Duna egyik fővárosi mellékágából (Kopaszi-gát, 1649 fkm) – az első példánya 2016 szeptemberében került elő. Ugyanazon év novemberében a Tata mellett található Fényes-forrásban egy hím és egy nőstény, illetve a Harkánytól délre található Melegvíz-csatornában egy kifejlett nőstény egyedek kerültek elő (WEIPERTH *et al.* 2019d). Országos szinten elvégzett felmérések során számos természetes és mesterséges termálvizes élőhelyről, valamint a Dunában található ipari melegvizes bevezetések és természetes termálvízbefolyások környezetében sikerült a fajtól idős, ivarérett egyedeket gyűjteni (SZENDŐFI *et al.* 2018, MOZSÁR *et al.* 2021, WEIPERTH *et al.* 2020b, 2020d). Hazai szaporodását

eddig nem sikerült igazolni, de a Városligeti-tóban időnként fiatal egyedeket is gyűjtöttek. Ezek eredetét – tehát, hogy természetes szaporodásból vagy illegális telepítésből származnak-e – még nem sikerült tisztázni (WEIPERTH *et al.* 2020d).

Biológiája

Az ausztrál vörösollósrák feje felül nézetben hosszúságú, enyhén lapított, a nyaki barázda mögött, a hátpajzs külső szélénél egy nagy és több apró tüske látható. Az orrnyúlvány (*rostrum*) mindkét oldala fogazott, a szemhez legközelebbi fogtól hosszanti irányban egy lécszerű fut szinte a fej teljes hosszában. Ezekkel párhuzamosan mindkét oldalon egy-egy rövidebb lécszerű fut is fut. Sok színárnyalata létezik, de általában kék vagy kékeszöld színű, a test oldalán végig világos, zöld vagy zöldessárga foltok láthatók. A „vadabb” színváltozatú példányok potrohlemezeinek a széle világoszöld vagy sárgás színezetű. A fiatal egyedek színezete halványabb, egyszínűek, a fajra jellemző mintázat legtöbbször ivaréretkor jelenik meg. A gyakori kék színváltozat ('blue crayfish') miatt hazánkban eleinte kékrák néven ismerték. Az ollók a test méretéhez viszonyítva kisebbek, mint a nálunk őshonos fajoknál, hosszúságú alakúak. Az ollók *carpus* ízének belső oldala egy nagyobb és több kisebb tüskébe fut ki, a merev szár (*propodus*) és a mozgatható szár (*dactylus*) belső felszíne pedig fogazott, végükön egy sötétebb folt található, mely a végén vörös színű. Az ivaréretet követően a szár külső széle, ízületei, de olykor az egész olló élénk vörös lesz. Kifejlett egyedek akár 25-30 cm-t és 600 g-nál nagyobb tömeget is elérhetnek (SOUTY-GROSSET *et al.* 2006, KOZÁK *et al.* 2015). Melegigényessége megtelepedésének lehetőségét, illetve terjedésének sebességét korlátozza. Mind hazánkban, mind más mérsékelt övi országokban kizárólag termálvizes, illetve ipari melegvízzel terhelt élőhelyeken tudott önfenntartó állománya kialakulni. Eredeti élőhelyén álló és áramló vizekben,

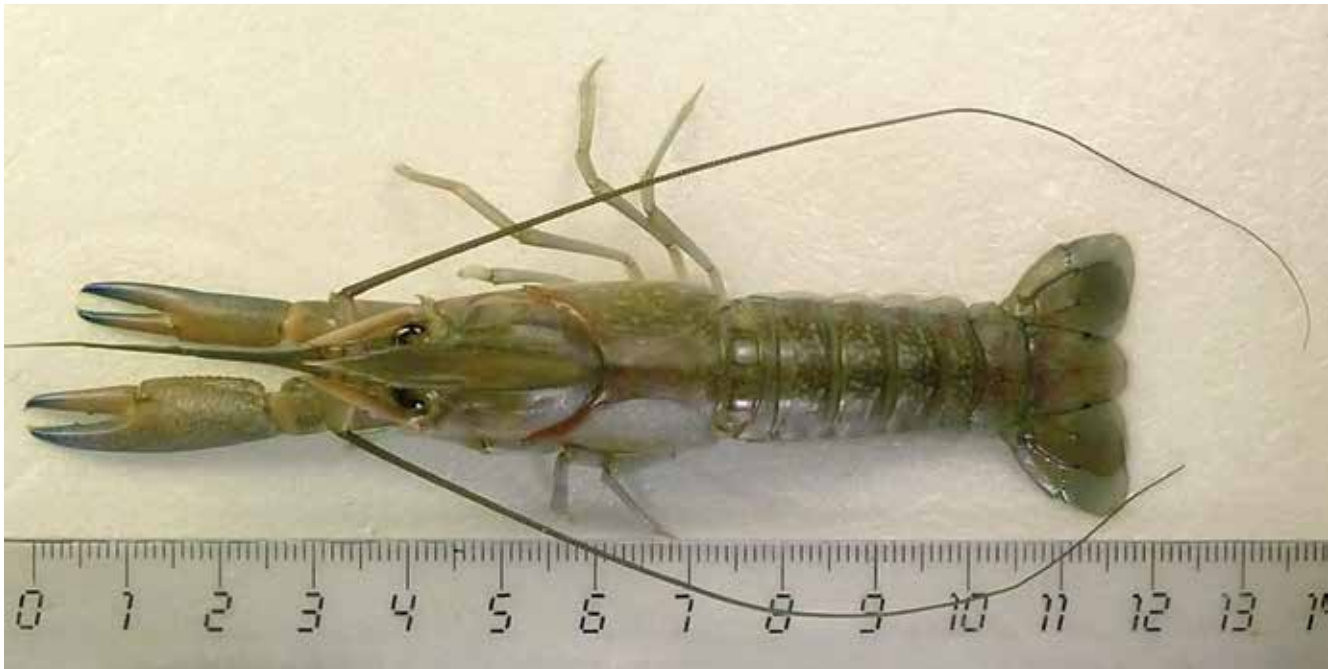


tengeri lagúnákban, brakkvízi térségekben is előfordul. Nemzetközi vizsgálatok alapján jól viseli a sokáig magasabb hőmérsékletű (>30 °C) és a szennyezett vizeket is. Kedveli a kemény aljzatot, a feliszapolódó területeket kerüli (Kozák *et al.* 2015). Hazánkban eddig termálvizes, illetve uszodák használt vizével terhelt élőhelyeken sikerült kimutatni, változatos mederanyag-összetétel mellett (SZENDŐFI *et al.* 2018, WEIPERTH *et al.* 2019b, 2020b, 2020d). Mindenevő (omnivor), de táplálék-összetételének jelentős részét mind a természetes, mind a kolonizált élőhelyeken növényi részek alkotják (KOZÁK *et al.* 2015, HAUBROCK *et al.* 2021a). Az *Aphanomyces astaci* okozta rákpesztisre érzékeny, tógazdaságokban már leírtak fertőzések és elhullásokat is, de természetes élőhelyen e kórokozóval fertőzött egyedeket még nem találtak. Maga a faj számos egyéb, az őshonos és más idegenhonos tízlábú rákokra (Decapoda) veszélyt jelentő kórokozó vektora, ilyen pl. fehérhólt szindróma vírusa – white spot syndrome virus (WSSV) –, amelyet akváriumokban tartott példányokból vett mintákból már kimutattak (MRUGAŁA *et al.* 2015), de emellett egyéb vírusokat – pl. decapod iridescent virus 1 (DIV1) – is

hordozhat (XU *et al.* 2016). A kórokozók vektoraként a betegségeket át tudja adni az arra érzékeny őshonos és idegenhonos fajoknak. Gyors egyedfejlődésű, szapora, de nem agresszív faj, kiterjedt járatrendszereket nem épít (SOUTY-GROSSET *et al.* 2006, KOZÁK *et al.* 2015). Sikeres megtelepedését segíti, hogy 23 °C felett már hat-kilenc hónapos korában ivaréretté válik. A folyamatos zavarásoknak, pl. állandó hőterhelésnek kitett élőhelyeket is könnyedén meg tudja hódítani, és ott önfenntartó állományai alakulhatnak ki. Hazánkban már őshonos és számos idegenhonos fajjal való együttélését is dokumentálták (MOZSÁR *et al.* 2021, WEIPERTH *et al.* 2020b, 2020d). Optimális körülmények között évente kétszer is szaporodhat. Egyszerre 200–1000 petét is képes termelni, amelyek mennyisége nagyban függ a potroh méretétől és fejlettségétől. Átlagos életkora négy-öt év.

Ökológiai igényei Magyarországon

Bár tág tűrésű faj, de hazánkban kizárólag természetes termálvizekben, valamint használt termál- és ipari melegvizekkel terhelt élőhelyeken tud megmaradni. Jelentős egyedszámú állománya még nem alakult



ki, de első megtalálása óta minden évben kerülnek elő egyedei hazánk különböző vizeiből (WEIPERTH *et al.* 2020b, 2020d). Mivel meleg vizekhez kötött, ezért egész évben aktív.

Ökológiai problémák

Az ausztrál vörösollósrák kártételét elsősorban a trópusi, a szubtrópusi és a mediterrán országokban dokumentálták. Hazai kártételéről érdemben nem tudunk beszámolni. Az egyik legfőbb problémát az általa terjesztett betegségek jelentik. Amennyiben valamilyen kórokozót hordozó egyed kijut egy természetes élőhelyre, akkor azt más, akár gyorsabban terjedő idegenhonos tízlábú rákfajoknak (Decapoda) – pl. cifrarák (*Faxonius limosus*) – is átadhatja. A számára megfelelő élőhelyeken rendkívül gyorsan, nagy egyedszámú állománya alakulhat ki, amely elsősorban a vízi makrovegetációra lehet negatív hatással (HAUBROCK *et al.* 2021a, 2021b).

Gazdasági hatások

Közvetlen és közvetett gazdasági hatásait meleg égövi országokban regisztrálták. Ott ökoszisztéma-mérnök fajként a meghódított élőhelyek őshonos fajkészletére volt negatív hatással. Predációjával és betegségek terjesztésével az őshonos tízlábú rákfajokat (Decapoda) veszélyezteti (KOZÁK *et al.* 2015, HAUBROCK *et al.* 2021a, 2021b). Hazánkban gazdasági kártételéről nem rendelkezünk adatokkal.

Védekezési lehetőségek

A faj egész Európában, így Magyarországon is beszerezhető kereskedelmi forgalomban. Hazánkban

elsősorban az akvaristák felvilágosításával lehet megakadályozni további illegális telepítéseit. A minden évben előkerülő újabb és újabb egyedek azonban felhívják a figyelmet arra, hogy figyelemfelkeltő, ismeretterjesztő kampányt kell folytatni nemcsak az ausztrál vörösollósrák, de valamennyi idegenhonos rákfaj, köztük az akvarisztikai célból tartható tízlábú rákok (Decapoda) természetes vizekbe, valamint kerti tavakba való kihelyezésének veszélyeiről (BOTTA-DUKÁT 2016, FAULKES 2015, WEIPERTH *et al.* 2020b, 2020d). A mesterséges élőhelyeken kialakult állományok visszaszorítása rendszerint a hőterhelést biztosító vízbetáplálások őszi és téli időszakban történő elzárásával, esetleg a meder kiszárításával kivitelezhető, mivel hosszan tartó 10 °C alatti hőmérsékleten szinte minden egyed elpusztul. Egyes zárt vízterek esetén még irtószerek használatával, illetve a magasabb vízhőmérsékletet hosszabb távon jól toleráló őshonos ragadozó halakkal, például harcsával (*Silurus glanis*) az állomány stabilizálható, illetve csökkenthető.

Irodalom

BOTTA-DUKÁT 2016, D'AGARO *et al.* 1999, HAUBROCK *et al.* 2021a, 2021b, HOLDICH 1999, 2009, HOLDICH & SIBLEY 2009, KOUBA *et al.* 2014, KOZÁK *et al.* 2015, LAWRENCE & JONES 2002, MOZSÁR *et al.* 2021, OFICIALDEGUI *et al.* 2021, MRUGAŁA *et al.* 2015, SOUTY-GROSSET *et al.* 2006, SZENDŐFI *et al.* 2018, WEIPERTH *et al.* 2019b, 2020b, 2020d XU *et al.* 2016

WEIPERTH ANDRÁS

Jelzőrák

Pacifastacus leniusculus (DANA, 1852)

Eredeti elterjedési terület

A jelzőrák eredetét tekintve az észak-amerikai kontinensen őshonos, ahol az Egyesült Államok Sziklás-hegység menti nyugati államaiban (Washington, Oregon és Idaho), továbbá Kanada Brit-Columbia tartományában fordul elő. Őshonos előfordulási területén a nagy folyók fő- és mellékágaiban, valamint a betorkolló vízfolyások gyors sodrású szakaszain gyakori, de tiszta vizű állóvizekben is honos. Elviseli az időszakosan kialakuló oxigénhiányos állapotú eutróf élőhelyeket is. A vízfolyások mentén kialakuló száraz időszakokat maga által ásott mély üregekben vészeli át (SOUTY-GROSSET *et al.* 2006, KOUBA *et al.* 2014, KOZÁK *et al.* 2015, TAYLOR *et al.* 2007).

Magyarországi megjelenése

A jelzőrákot először 1959-ben Svédországban, majd 1967–1968-ban Finnországban telepítették a folyami rák (*Astacus astacus*) ott kipusztult állományainak a pótlására. Az 1970-es években gazdasági céllal, de illegálisan telepítették Ausztriában is (HOLDICH *et al.* 2009). A telepekről kiszökő egyedek kiváló alkalmazkodóképessége folytán mára Ausztria leggyakoribb idegenhonos rákfajává vált. Európában megállíthatatlanul terjed, napjainkig földrészünk 29 országból igazolták előfordulását (KOUBA *et al.* 2014, KOZÁK *et al.* 2015). Magyarországi megjelenésének időpontja bizonytalan, de az eddig publikált és szóbeli közlések alapján már az 1990-es évek közepén megjelenhetett egyes nyugat-magyarországi vízfolyásokban. Az első tudományosan leírt példányai 1998-ban kerültek begyűjtésre a Kőszeg alatt folyó a Gyöngyösből (KOVÁCS *et al.* 2005). Napjainkra számos Ausztria felől érkező folyóvizünkben megjelent, egyesekben tömeges és folyamatosan terjed nyugatról kelet felé (LIZICZAI *et al.* 2020). Mára a Dráva, a Lajta, a Mura, a Rába és a Répce teljes hazai szakaszán, ezek számos befolyójában és egyes mélyebb, tisztább vizű állóvizekben, továbbá a Mosoni-Duna ágrendszerében,

valamint Gönyű alatt a Duna főágában (1785 fkm) is megjelent és folyamatosan terjed (WEIPERTH *et al.* 2020). Szlovéniával és Horvátországgal együtt hazánk jó példája a jelzőrák spontán expanziójának, ugyanis európai betelepítése óta egyre több országból írják le. Gyorsan, jellemzően a vízfolyások vízgyűjtőjén haladva terjed (БОТТА-ДУКАТ 2016).

Biológiája

A jelzőrák az egyik legnagyobbra növő idegenhonos tízlábúrák-faj (Decapoda) hazánkban. A kifejlett példányok hossza legtöbbször meghaladja a 12 cm-t. A hímek nagyobbak a nőstényeknél, testhosszuk 16-18 cm is lehet, testtömegük elérheti a 200-250 g-ot. Az öreg példányok színe vörösesbarna, néha kékes árnyalatú. A fejtor két része között a nyaki barázda sima, nincsenek benne kiemelkedések, ahogy a fejtor-pajzson sincsenek szem mögötti (postorbitalis) lécek. Az olló merev szárán (*propodus*) a mozgatható szár (*dactylus*) ízesülésénél fehér vagy szürkés-kék folt látható. A faj erről a világos foltról kapta a nevét, mert veszély esetén ollóit széttárva „figyelmezteti” támadóját, és ilyenkor ez a világosabb folt jól láthatóvá válik. A fiatal egyedek színezete kevésbé tér el az idősebb példányokétól, esetenként az ollón található folt színe lehet halványabb, mérete kisebb. A jelzőrák kiváló alkalmazkodóképessége, pl. só- és hőtüreése révén a brakkvizekben, a termál- és ipari melegvízzel, illetve egyéb szennyezésekkel terhelt élőhelyeken is megtalálja életfeltételeit. Ennek ellenére legnagyobb állományai a tiszta vizű, mély tavakban, valamint vízfolyásokban találhatók. A jelzőrák rendkívül gyorsan képes alkalmazkodni az általa benépesített élőhelyek környezeti feltételeihez. Eredeti élőhelyén is számos urbanizációs hatásnak kitett víztestben is megtalálta életfeltételeit. Terjedése közben mind a vízfolyás irányában, mind azzal szemben is rendkívül gyorsan tud haladni. Ezt igazolja az osztrák vízgyűjtők felől a szlovéniai, a horvátországi és a magyar vizekbe

történő gyors terjedése is. Ausztriában spontán terjedéssel az 1500 m feletti hegyvidéki tavakban, vízfolyásokban is megjelent, kiszorítva azokból a folyami (*Astacus astacus*) és a kövi rák (*Austropotamobius torrentium*) állományait. Ezzel párhuzamosan megjelent a Duna Bécs alatti szakaszán is. A vízfolyások kiszáradása esetén akár 1-1,5 m mélységbe is beásza magát. A jelzórák kifejezetten mindenevő. Ahol megjelenik, ott rendszerint egyeduralkodóvá válik, és nagy egyedsűrűséget ér el (KOZUBIKOVÁ *et al.* 2010). A növényi és állati szerves anyagok mellett az algáktól a magasabb rendű hajtásos vízi növényekig, a kisebb makroszkopikus vízi gerinctelenektől a kisebb testű halakig bármit elfogyaszt (SOUTY-GROSSET *et al.* 2006). Angliában egyes őshonos áramláskedvelő halfajok – pl. domolykó (*Squalius cephalus*), márná (*Barbus barbus*), sebes pisztráng (*Salmo trutta*) – állományainak csökkenését is a jelzórák predációja okozza (COPP *et al.* 2017). A jelentős járatrendszer építése és a széles táplálékspektruma miatt a jelzórát is ökoszisztéma-mérnök fajnak tekintik. A többi idegenhonos tízlábúrák-fajjal (Decapoda) ellentétben a jelzórák hosszabb életű, kifejlett egyedei igen szép kort, akár 20 évet is megérhetnek. Ivarérettségét legtöbb esetben hároméves korában éri el. A nőstény egyszerre 100–400 petét képes hordozni, de nagyobb testű példányokon 500 petét is megfigyeltek már (SAVOLAINEN *et al.* 1996). A peték inkubációs ideje

jelentősen függ a vízhőmérséklettől, általában 166–280 nap közötti. A fiatalok március és június között teljesen kifejletten bújnak ki a petékből, és kikelésük után több hétig az anyaállaton, illetve annak közelében maradnak (KOZÁK *et al.* 2015). Az anyaállatról leváló 9–11 mm-es egyedek az első év során többször vedlenek, év végére elérhetik a 30–40 mm-es testhosszt. A fiatalok a megüresedő élőhelyekért versengenek, de legnagyobb részük elvándorol, ami részben magyarázza a faj kifejezetten gyors terjedését (WUTZ & GEIST 2013).

Ökológiai igényei Magyarországon

Nemzetközi vizsgálatok eredményei alapján a jelzórák az általa kolonizált élőhelyeken rövid idő alatt az egyik legdominánsabb faunaelemé képes válni. Gyorsan növekvő állományai jelentős predációs nyomást gyakorolnak a természetes élőhelyekre. Sajnálatos módon a jelzórakkal kapcsolatos hazai vizsgálatok száma nagyon kevés, ezért sem az állomány méretéről, terjedésének üteméről, sem a hazai élőhelyekre kifejtett hatásairól nem rendelkezünk pontos adatokkal. A rákpestis kórokozójának (*Aphanomyces astaci*) aktív terjesztésével, valamint állományainak gyors növekedésével indokolható a folyami rák (*Astacus astacus*), illetve a kövi rák (*Austropotamobius torrentium*) állományainak visszaszorulása vagy eltűnése számos nyugat-magyarországi élőhelyről.



© Weiperth András



megfigyelték, hogy az égerfákkal (*Alnus* sp.) szegélyezett patakszakaszokon nagyon lassan vagy egyáltalán nem tud átjutni. A vízfolyásokat szegélyező égerligetek így természetes barriert alkothatnak a folyami (*Astacus astacus*) és a kövi rák (*Austropotamobius torrentium*) őshonos, valamint a jelzórák betelepült állományai között. Feltételezhetően a vízfolyásokat szegélyező égereseknek is köszönhetően sikerült a Kőszegi-hegységben, a Stájerházaknál található patakokban (Hármas-patak) és forrásokban (Hétforrás, Ciklámen-forrás) a kövi rák egy elszigetelt állományának a mai napig megmaradnia.

Ökológiai problémák

Megfelelő élőhelyen gyorsan növekvő, nagy reprodukciós rátával rendelkező faj, mely agresszív viselkedése mellett vektorszervezetként terjeszti az őshonos fajokra veszélyes rákpestis kórokozóját (*Aphanomyces astaci*) is. Állóvizekben a hínárnövényzet elfogyasztásával a lebegő algák mennyisége megnő, és emiatt vízminőségromlás következik be. Az áramló vizek makrofita vegetációjának károsításával a mederanyag újbóli mobilizációját okozza. Predációjának a halközségekre is jelentős hatása van.

Gazdasági hatások

A jelzórák jelentős járatrendszert épít a téli hibernációjához, valamint a vízfolyásokban élő állományok az extrém kisvízes, aszályos időszakokat is a partfalakba vájt járatrendszerekben vészeli át. Emiatt mind az urbanizált, mind a természetes élőhelyeken partfaleróziót okoz (WEIPERTH *et al.* 2020).

Védekezési lehetőségek

A jelzórák Magyarországra spontán terjedéssel jutott el, sem díszállatként, sem tógazdasági hasznosítási célból nem importálták. A vízfolyások mentén zajló természetes terjedésének megállítására jelenleg már alig van esély. A faj érzékeny a víz kémhatására, savanyú közegben (pH 6 alatt) elpusztul, ezért a vízfolyások mentén égerligetek telepítésével lehet a felfelé haladását lassítani, megállítani. Ausztriában és az Őrségi Nemzeti Park területén számos kisvízfolyáson

Az állóvizekből mechanikai eltávolítása (csapdázással vagy elektromos halászgéppel történő gyűjtése) nem szünteti meg a populációt teljesen, és nagy erőfeszítéseket igényel ahhoz, hogy alkalmazása hatékony legyen. Ha az irtás nem megfelelő időközönként történik, akkor a populáció újra visszaáll eredeti nagyságára. Kémiai irtás során a biocidok használata a zárt rendszerű élőhelyen vagy az invázió korai szakaszában eredményes lehet, sőt teljes felszámolást is elérhetünk vele. Emellett Magyarországon egyre több adat van arról, hogy őshonos ragadozó halak – harcsa (*Silurus glanis*), balin (*Leuciscus aspius*), csuka (*Esox lucius*), sügér (*Perca fluviatilis*) és süllő (*Sander lucioperca*) – fogyasztják az idegenhonos rákfajok egyedeket, így a jelzórákat is (SEPRŐS *et al.* 2018a, WEIPERTH *et al.* 2020).

A faj szerepel az Európai Unió számára veszélyt jelentő idegenhonos inváziós fajok jegyzékén, ezért tartása, tenyésztése, természetbe történő kibocsátása minden uniós tagországban tilos.

Irodalom

BOTTA-DUKÁT 2016, COPP *et al.* 2017, HOLDICH *et al.* 2009, KOUBA *et al.* 2014, KOZÁK *et al.* 2015, KOZUBÍKOVÁ *et al.* 2010, LIZICZAI *et al.* 2020, SAVOLAINEN *et al.* 1996, SEPRŐS *et al.* 2018a, SOUTY-GROSSET *et al.* 2006, TAYLOR *et al.* 2007, WEIPERTH *et al.* 2020, WUTZ & GEIST 2013

WEIPERTH ANDRÁS

Mexikói törperák

Cambarellus patzcuarensis VILLALOBOS, 1943

Eredeti elterjedési terület

A mexikói törperák Közép-Amerikában, Mexikó egy kis részén, a Lágo de Pátzcuaróban, illetve a tó egyes befolyóiban, valamint a Chapultepec, Opopeo és Tzurumutaro közelében lévő kisebb forrásokban őshonos (HOBBS 1974a, www.fws.gov). Eredeti élőhelyén az illegális gyűjtések, vízszennyezések és élőhelyeinek átalakítása miatt mára veszélyeztetetté vált (PEDRAZA-LARA *et al.* 2012).

Magyarországi megjelenése

Európába, így feltételezhetően hazánkba is először a 2000-es években került be a nemzetközi díszállatkereskedelem révén (FAULKES *et al.* 2015). Szaporítása is ekkor vette kezdetét hazánkban és a szomszédos országokban is (PATOKA *et al.* 2015). Mára szerte Európában és a világban is kedvelt díszállat, mert apró termete miatt a kis méretű, ún. nanoakváriumokban is könnyen tartható.



© Weipert András



Eredeti elterjedési területén kívüli természetes élőhelyen való előfordulását először Magyarországon sikerült kimutatni 2017 májusában egy budapesti közterületen található termáltóban, annak kifolyójában és a Duna főágában (WEIPERTH *et al.* 2017). Első észlelése óta többször, kisebb egyedszámban sikerült kimutatni a tóban, illetve az elfolyó vizet szállító csatorna torkolata alatti Duna-szakaszon (WEIPERTH *et al.* 2020d). 2020 őszén hat ivarérett egyede került elő a Városligetben, a Széchenyi fürdő mellett található termálfvízforrás dísztavából.

Biológiája

A mexikói törperák a második legkisebb hazánkban észlelt tízlábúrák-faj (Decapoda). Az ivarérett nőstények testmérete 4–5 cm, a hímek valamivel kisebbek. A kifejlett, idős állatok testmérete elérheti a 6–7 cm-t. A vad változat jellegzetes mintázat nélkül barna, kék és szürke színárnyalatú. A tenyésztés eredményeként számos színváltozata létezik, de a leggyakoribb a narancssárga (*Cambarellus patzcuarensis* sp. orange – 'CPO'). A feje enyhén nyújtott. Az orrnyúlvány (*rostrum*) kissé kiemelkedik és három kis tüske található rajta, széle a fej közepéig két hosszanti lécben fut tovább. Ezekkel párhuzamosan fut két kisebb lécben, melyek a szem mögött erednek és fej közepéig futnak. Szeme nagy méretű, de az ollója az állathoz képest kicsi, megnyúlt, a végén apró sötétebb folt látható. Ez a különböző színben tenyésztett változatoknál is megfigyelhető. A potroh széles és vastag, hátlemezein sötétebb hullámos mintázat látható.

Viszonylag rövid életű, kifejlett egyedei ritkán élnek két évnél tovább. Ivarérettiségét a négy-öt hónapos korában éri el. A nőstény egyszerre akár 50-60 petét is képes hordozni. A fiatalok teljesen kifejletlenül bújnak ki a petékből, majd ezt követően hetekig az anyaállaton, illetve annak közelében

maradnak (PAPAVLASOPOULOU *et al.* 2014). A mexikói törperák egy melegigényes, mindenevő faj, mely elsősorban állati eredetű táplálékot fogyaszt. Vizsgálatok szerint a rákpestis kórokozóját (*Aphanomyces astaci*) is hordozhatja (MRUGAŁA *et al.* 2015).

Ökológiai igényei Magyarországon

Bár számos idegenhonos fajnál tágabb tűréssű, de hazánkban kizárólag közepes és nagyobb termetű halaktól és más tízlábú rákaktól (Decapoda) mentes természetes termálfvizekben, valamint használt termál- és ipari melegvizekkel terhelt élőhelyeken tudna megmaradni (WEIPERTH *et al.* 2017, 2019b). A napjainkig fellelhető egyetlen állománya igazolja alkalmazkodóképességét.

Ökológiai problémák

A mexikói törperák kártételével kapcsolatban sem hazai, sem nemzetközi szinten nem találunk érdemi adatokat.

Gazdasági hatások

A mexikói törperák közvetett és közvetlen gazdasági hatásáról, kártételéről nincsenek információink.

Védekezési lehetőségek

Európában, így Magyarországon is kereskedelmi forgalomban beszerezhető, tartható. Hazánkban elsősorban az akvaristák felvilágosításával lehet megakadályozni további illegális telepítéseit. A meglévő állomány vizsgálatának eredményei és az újabb szabadon gyűjtött egyedek arra figyelmeztetnek, hogy ismeretterjesztő kampányt kell folytatni valamennyi idegenhonos, köztük az akvarisztikai célból tartható tízlábú rák (Decapoda) természetes vizekbe, valamint kerti tavakba való kihelyezésének veszélyeiről (BOTTA-DUKÁT *et al.* 2016, FAULKES 2015, PATOKA *et al.* 2014, WEIPERTH *et al.* 2020d). A mesterséges élőhelyeken kialakult állomány visszaszorítása a hőterhelést biztosító termálfvízbetáplálás őszi és téli időszakban történő elzárásával, illetve nagy testű mindenevő halak, pl. ponty (*Cyprinus carpio*) telepítésével megoldható.

Irodalom

BOTTA-DUKÁT 2016, FAULKES 2015, HOBBS 1974a, LOUREIRO *et al.* 2015, MRUGAŁA *et al.* 2015, PAPAVLASOPOULOU *et al.* 2014, PATOKA *et al.* 2014, 2015, PEDRAZA-LARA *et al.* 2012, WEIPERTH *et al.* 2017, 2019b, 2020d

WEIPERTH ANDRÁS

Vörös mocsárrák

Procambarus clarkii (GIRARD, 1852)

Eredeti elterjedési terület

A vörös mocsárrák az észak-amerikai kontinensen őshonos, ahol az Egyesült Államok déli államaitól Mexikó északi részéig elterjedt. Eredeti élőhelyén a nagy folyók mellékágaiban és azok mocsárvidékein, illetve eutróf állóvizekben honos (KOZÁK *et al.* 2015, LOUREIRO *et al.* 2015, www.cabi.org).

Magyarországi megjelenése

Európában először 1973-ban Spanyolországba telepítettek tógazdasági célból Amerikából származó egyedeket. Hamar megjelent a rizsföldeken, valamint a mocsaras élőhelyeken, amelyek nagyon hasonlítanak az eredeti élőhelyeihez (HOLDICH *et al.* 2009). Az elmúlt közel öt évtizedben a Pireneusi-félszigeten jelentős kereskedelmi tényezővé vált, emellett azonban számottevőek a gazdasági, környezeti és természeti kártételei is. Portugáliába, Olaszországba és Franciaországba feltételezhetően illegálisan került az 1970-es, 1980-as években. Az ember közreműködésének következtében nagyon gyorsan terjed egész Európában. Napjainkra több európai ország egyes területein már nagy tömegben fordul elő (HUNER 2002, SOUTY-GROSSET *et al.* 2006, HOLDICH *et al.* 2009, CHUCHOLL 2011a, KOUBA *et al.* 2014, KOZÁK *et al.* 2015). Olyan országokban is megjelent (pl. Svédország), ahol a klimatikus viszonyok számára alapvetően nem kedvezőek (CHUCHOLL 2011b). Gyors terjedésének egyik magyarázata, hogy kedvelt akváriumi díszállat, egyedek kerti tavakba, medencékbe is kihelyezik, amelyekből könnyen kiszökhetnek példányai. Egymástól távoli vízgyűjtőterületeken történő, kezdetben foltszerű megjelenését kizárólag felelőtlen kihelyezésekkel, telepítésekkel lehet magyarázni (FAULKES 2015). A vörös mocsárrák invázióját Európa mellett számos afrikai, ázsiai, észak-, közép- és dél-amerikai országban is észlelték már. Megjelenésének pontos időpontja nem minden országban ismert (LOUREIRO *et al.* 2015).

Magyarországon a budapesti Városligeti-tóból került elő az első példánya 2015-ben (WEIPERTH *et al.* 2015). 2016 óta számos fővárosi és vidéki termálvizes tóban, ipari és lakossági szennyvizekkel, illetve termálvízbefolyásokkal terhelt kisebb vízfolyásban, továbbá a Dunában és annak számos mellékágában, befolyójában mutatták már ki jelenlétét (GÁL *et al.* 2018, SZENDŐFI *et al.* 2018). A Tisza vízgyűjtőjén eddig két termálvizes élőhelyen (Egerszalók, Gyula) sikerült kimutatni előfordulását. A Duna főágában végzett felmérések adatai alapján a folyam mintegy 120 fkm hosszúságú szakaszán található már meg (SEPRŐS *et al.* 2018a). A vörös mocsárrák a Közép-Duna mentén rendkívül gyorsan terjed, míg a Tisza vízgyűjtőjén található állományok egyelőre lokális elterjedésűek (WEIPERTH *et al.* 2020a).

Biológiája

A vörös mocsárrák kifejlett példányai mélyvörös színűek, ollójuk és fejük megnyúlt, a háromszög alakú orrnnyúlvány (*rostrum*) közepén futó él nélküli, előrefelé vékonyodik. A fejtoron a tüskék száma nagyon kevés, vagy azok teljesen hiányozhatnak is. A fejtor közepén, a két oldalsó lemez határán egy elvékonyodó vonal fut dorzális irányban. Az első pár járólábon közepén, a széleken, valamint az olló felszínén több sorban élénkvrös dudorok helyezkednek el. A fiatal egyedek színezete eltérő, a fajra jellemző vöröses, pirosas szín csak később alakul ki, ezért a fiatalokat nehéz más *Procambarus* fajoktól elkülöníteni. A kifejlett példányok ritkán nőnek 15 cm-nél nagyobbra.

Viszonylag rövid életű, kifejlett egyedek ritkán élnek öt évnél tovább. Ivarérettségét a legtöbb esetben már egyéves korában eléri. A nőstény egyszerre akár 500 petét is képes hordozni. A fiatalok teljesen kifejletten bújnak ki a petékből, majd ezt követően akár több hétig az anyaállaton, illetve annak közelében maradnak. A petés nőstények, amennyiben erre az élőhelyükön lehetőségük van, külön költőüreget



ásnak, ahonnan már csak az új nemzedékkel együtt másznak elő. A többi tízlábú rákkal (Decapoda) ellentétben a vörös mocsárráknál fejlett szociális kapcsolatokat figyeltek meg. Az öreg hím és nőstény egyedek őrzik a területüket, a fiatalok pedig versengenek a megüresedő élőhelyekért, de jelentős részük elvándorol, ami a faj kifejezetten gyors terjedését is magyarázza (LOUREIRO *et al.* 2015).

A vörös mocsárrák rendkívül jó alkalmazkodóképessége következtében a brakkvizű területeken, a termálvizekben, az időszakosan kiszáradó élőhelyeken, például mocsarakban, rizsföldeken, sőt a mély skandináv tavakban is megtalálja életfeltételit. Rendkívül gyorsan alkalmazkodik azoknak az országoknak a környezeti feltételeihez, amelyekben már megtelepedett. Eredeti élőhelyén az időszakosan kiszáradó artéri, valamint brakkvízi élőhelyekhez is alkalmazkodott. Ezekben a helyeken a száraz időszakokat maga által ásott mély üregekben vészeli át, ugyanakkor éjszaka vagy borult időben a nedves növényzetben akár több km-es távolságot is képes megtenni (SOUTY-GROSSET *et al.* 2006, KOUBA *et al.* 2014, KOZÁK *et al.* 2015, LOUREIRO *et al.* 2015). Részben ez is magyarázza a kiemelkedő terjedőképességét. Alkalmazkodó- és terjedőképességét igazolja, hogy Spanyolországban megjelent az 1200 m-nél magasabban fekvő hegyvidéki tavakban is (SOUTY-GROSSET *et al.* 2006, KOZÁK *et al.* 2015, LOUREIRO *et al.* 2015). A rendkívül meleg nyár mellett a téli hideg időszakot,

illetve az élőhely hosszabb jégborítását is elviseli, ilyenkor képes akár 1-1,5 m mélységbe is beásni magát. A szárazföldön történő terjedését fejlett légzése is segíti (SOUTY-GROSSET *et al.* 2006).

A vörös mocsárrák mindenevő. Az elhalt növényi és állati szervesanyag mellett az algáktól a magasabb rendű hajtásos vízi növényekig, a kisebb makroszkopikus vízi gerinctelenektől a nagyobb testű halak fiatal példányaiig bármit elfogyaszt (LOUREIRO *et al.* 2015). Egyes mediterrán országok mellett hazánkban is megfigyelték, hogy éjszaka a töltéseken és a tavak partoldalán található gyepekben a szárazföldi gerinctelenek mellett fűfélét is fogyasztottak (WEIPERTH *et al.* 2020a). Azokon a területeken, ahol állománya jelentős, a tekintélyes járatrendszer építése és széles táplálékspektruma miatt a vörös mocsárrákot ökoszisztéma-mérnök fajnak tekintik. A járatrendszerek mélyek, emellett gyakran elágaznak, és a rákok a járatok végén nagyobb méretű üregeket alakítanak ki. Mivel egy egyed évente több járatot is készít, a nagy populációk jelentős mértékben alakíthatják át a vízfolyások hordalékszállítási dinamikáját és a tavak partfalainak struktúráját.

Ökológiai igényei Magyarországon

A vörös mocsárrák alkalmazkodóképessége kiemelkedő, ezért szinte bármilyen víztestben megtelepedhet, az általa kolonizált élőhelyeken pedig rövid idő alatt domináns faunaelemmé válhat. Gyorsan



növekvő állományai hatalmas predációs nyomást jelentenek a természetes élőhelyekre, amelyeket jelentősen át is alakít. A hazai vizsgálatok alapján a vörös mocsárrák a kisebb természetközeli, urbanizált vízfolyásokban, a közterületi és kerti dísztavakban, a termálvizeket és ipari melegvizet befogadó tavakban, valamint a Duna fő- és mellékágaiban is megtalálja életfeltételeit (GÁL *et al.* 2018, WEIPERTH *et al.* 2019b, 2020d).

Ökológiai problémák

Megfelelő élőhelyen rendkívül gyorsan szaporodik, és rövid idő alatt jelentős állománya alakul ki. Ezt nagy reprodukciós rátája és agresszív viselkedése segíti. Terjeszti az őshonos rákfajokra veszélyes rákpesztis kórokozóját (*Aphanomyces astaci*): a betegséggel fertőzött víztestből elvándorló egyedek vektorszerűen viszik tovább a betegséget. A halak ikráit és ivadékait, valamint a kétéltűek petéit és lárváit is elfogyasztják (LOUREIRO *et al.* 2015), ami ugyancsak jelentős kárt okozhat a természetes életközösségekben.

Gazdasági hatások

Jelentős járatrendszerei miatt az urbanizált és a természetes élőhelyeken egyaránt partfaleróziót okoz. Épített környezetben közművek (felszíni és felszín alatti vízvezető hálózatok), utak és csatornák partfalerózióját dokumentálták. Egyes településeken a vízfolyásoktól távolabb található kerti tavakban is megjelent. Itt minden esetben beszámoltak a vízinövényekben és a halfaunában okozott kártételéről (GÁL *et al.* 2018, WEIPERTH *et al.* 2020d).

Védekezési lehetőségek

Magyarországon 2016-ban betiltották kereskedelmét, ennek ellenére az állattartók a mai napig szaporítják (WEIPERTH *et al.* 2019b). Az így keletkezett szaporulat természetes vízbe kerülését minden lehetséges módon meg kell akadályozni. Elsősorban a díszállattartók, -szaporítók és -kereskedők körében kell figyelemfelkeltő, ismeretterjesztő kampányt folytatni. Az ismeretterjesztésnek nemcsak a vörös mocsárrákra, hanem valamennyi idegenhonos tízlábú rákra (Decapoda) ki kell terjednie, és elsősorban a természetes vizekbe, valamint a kerti tavakba való kihelyezés veszélyeire kell felhívni a figyelmet (BOTTA-DUKÁT 2016, FAULKES 2015, WEIPERTH *et al.* 2020d).

Az inváziós tízlábú rákok (Decapoda) visszaszorítása rendszerint nehezen kivitelezhető feladat. A vörös mocsárrák esetében a nemzetközi szakirodalomban fellelhető hosszú távú vizsgálatok azt mutatják, hogy az adott vízteret érő emberi zavarások (növényzet gyérítése, állományszabályozó beavatkozások, vízügyi beavatkozások) sem állítják meg állományának növekedését, sőt egyes mesterséges beavatkozások, például a víztest kiszárítása után a faj elsőként kolonizálja az új, megüresedett élőhelyeket (LOUREIRO *et al.* 2015, PATOKA *et al.* 2014). Egyes zárt vízrendszerek esetén nagy testű ragadozó halakkal – csuka (*Esox lucius*), harcsa (*Silurus glanis*), sügér (*Perca fluviatilis*), süllő (*Sander lucioperca*) – az állomány stabilizálása helyileg megvalósulhat, de szárazföldi diszperziós képessége miatt az elvándorlás és az új élőhelyek kolonizációja napjainkban is megoldatlan probléma.

A faj szerepel az Európai Unió számára veszélyt jelentő idegenhonos inváziós fajok jegyzékén, ezért tartása, tenyésztése, természetbe történő kibocsátása minden uniós tagországban tilos.

Irodalom

BOTTA-DUKÁT 2016, CHUCHOLL 2011a, 2011b, FAULKES 2015, GÁL *et al.* 2018, HOLDICH *et al.* 2009, HUNER 2002, KOUBA *et al.* 2014, KOZÁK *et al.* 2015, LOUREIRO *et al.* 2015, PATOKA *et al.* 2014, SEPRŐS *et al.* 2018a, SOUTY-GROSSET *et al.* 2006, SZENDŐFI *et al.* 2018, WEIPERTH *et al.* 2015, 2019b, 2020d

WEIPERTH ANDRÁS

Floridai kékrák

Procambarus alleni (FAXON, 1884)

Eredeti elterjedési terület

A floridai kékrák – más néven everglades-i kékrák vagy egyszerűen csak kékrák – Észak-Amerikában, Florida középső és déli részein őshonos. Déli elterjedésének határa az Everglades, ahol a legnagyobb állománya él (HOBBS 1984, www.nas.er.usgs.gov).

Magyarországi megjelenése

A floridai kékrák Európába, így feltételezhetően hazánkba is a 2000-es években került a nemzetközi díszállat-kereskedelemmel (FAULKES *et al.* 2015, PATOKA *et al.* 2015). Természetes élőhelyekről egy-egy példánya került elő Franciaországból (SOUTY-GROSSET *et al.* 2006), és Németországban a Rajnában is fogtak egy nagy méretű hím példányt (GROSS *et al.* 2008). Európában harmadszor Magyarországon sikerült kimutatni jelenlétét, és átfogó vizsgálatokkal egyedül nálunk igazolták szabadon élő populációjának kialakulását. A Vác alatt folyó Gombás-patakban 2018 augusztusában került elő egy-egy hím és nőstény, majd az ezt követő vizsgálatok során további 38 példányt találtak (WEIPERTH *et al.* 2020b).

Biológiája

A floridai kékrák természetes populációiban a vad változatú egyedek kék, barna és vöröses színűek. Díszállat-kereskedésekben szinte kizárólag az akvaristák által kitenyészett teljesen kék ('electric blue', 'brilliant blue') változattal lehet találkozni. A hazai szabadon élő állomány eddig megtalált minden egyede szintén kék színezetű volt. A floridai kékrák feje megnyúlt, az orrnívúlványa (*rostrum*) háromszög alakban hegyes tuskében végződik, rajta oldalsó tuskék nincsenek. A *rostrum* szélei a fej irányában egy élt képeznek, amely laterális irányba meghajlik és a fej közepéig, a szem mögé fut be. A szemek mögött egy-egy lécs ered, amelyek a fej középpontja felé enyhén ívben meghajlanak. A fejtor hátpajzsán (*carapax*) vagy egyáltalán nincsenek tuskék, vagy csak nagyon

kevés van belőlük. A nyaki barázda mentén viszont egy sorban apró dudorok helyezkednek el. Az ollón több sorban dudorok találhatók, középen, a széleken, valamint az olló felszínén. Az ollók carpus ízének belső oldala egy nagyobb, esetleg több kisebb tüskébe fut ki. A fiatal egyedek színezete halványabb, a mélyebb tónus a vedlések során alakul ki.

A floridai kékrák közepes termetű, legnagyobb testhossza ritkán haladja meg a 10 cm-t. Rendkívül jó alkalmazkodóképességű faj. Sótűrése révén a brakkvizű területeken is megtalálható, de a termálvizektől az időszakosan kiszáradó élőhelyekig – pl. mocsarakban vagy a folyók hullámterein, autótutak vízelvezető árkaiban, szikkasztó medencéiben – is megtalálja életfeltételeit. Az alacsony vízállású és a teljesen száraz időszakokban beássa magát a partfalakba vagy a mederbe (HENDRIX *et al.* 1998, DORN & VOLIN 2009). A többi, hazánkban előforduló *Procambarus* fajhoz hasonlóan a floridai kékrák is mindenevő (omnivor). A járatrendszerek építése és a széles táplálékspektruma miatt a floridai kékrák is ökoszisztéma-mérnök fajnak tekinthető. Viszonylag rövid életű, kifejlett egyedei ritkán élnek három-négy évnél tovább. Ivarérettségét már egyéves korában eléri. Természetes élőhelyén szaporodása a száraz időszak kezdetén történik, ekkor a nőstények járatokat készítenek a laza partfalakba, finomabb üledékbe és ott rakják le petéiket (HENDRIX *et al.* 1998). Az árhullámok megérkezésekor a nőstények már a potrohukon lévő fiatal állatokkal együtt bújnak elő a járataikból. A fiatal egyedek akár hetekig az anyaállaton, illetve annak közelében maradnak. Szaporodási ciklusát nagyban befolyásolja a száraz időszakok és az árhullámok dinamikája.

Ökológiai igényei Magyarországon

Melegigényes fajként ismert, de kora tavaszi és késő őszi előfordulása igazolja kiváló alkalmazkodóképességét (WEIPERTH *et al.* 2019b, 2020b). Állománya



a Vác alatt található Gombás-patak egy közel 300 m hosszú szakaszán él. A patakot Vác központja, valamint agglomerációja irányából is sok tisztított, illetve a csapadékvíz-elvezető hálózaton keresztül bekerülő tisztítatlan szennyvíz éri el. A folyamatos terhelés hatására nagyon finom, szerves anyagban gazdag üledék található a patakban, valamint a torkolatot szegélyező dunai hullámtéren (WEIPERTH *et al.* 2020b).

Ökológiai problémák

A floridai kékrák eredeti élőhelyén kívül okozott kártételére vonatkozó adatokat sem hazai, sem nemzetközi szinten nem találunk. Ugyanakkor ismert, hogy járatokat készít, valamint agresszív viselkedése mellett terjeszti az őshonos fajokra veszélyes rákpestis kórokozóját (*Aphanomyces astaci*) (DORN & TREXLER 2007, SVOBODA *et al.* 2017).

Gazdasági hatások

A floridai kékrák helyi jelenléte és kis állománymérete, alacsony egyedszáma miatt közvetett vagy közvetlen gazdasági hatásról, kártételről nem tudunk.

Védekezési lehetőségek

A floridai kékrák Európában, így Magyarországon is kereskedelmi forgalomban beszerezhető és tartható. Hazánkban elsősorban az akvaristák felvilágosításával lehet megakadályozni újabb illegális telepítéseit. A meglévő állomány vizsgálatainak eredményei felhívják a figyelmet arra, hogy figyelemfelkeltő, ismeretterjesztő kampányt kell folytatni valamennyi idegenhonos, köztük az akvarisztikai célból tartható tízlábú rákok (Decapoda) természetes vizekbe, valamint kerti tavakban való kihelyezésének veszélyeiről (BOTTA-DUKÁT 2016, FAULKES 2015, PATOKA *et al.* 2014, WEIPERTH *et al.* 2020b, 2020d). A Gombás-patakban kialakult állomány visszaszorítása egy folyamatos monitoring keretében az egyedek begyűjtésével még megoldható lenne. Ugyanakkor fontos kiemelni, hogy az alig pár évvel ezelőtti felfedezése miatt még csak nagyon kevés ismerettel rendelkezünk arról, hogy a hazai körülmények között hogyan fog viselkedni. Az állomány folyamatos nyomon követése mindenképpen indokolt, és amennyiben az – alkalmazkodva a hazai éghajlati viszonyokhoz – terjedni kezd, azonnali és határozott intézkedéseket kell tenni.

További állományok kialakulása esetén zárt vizekben irtószerek alkalmazásával, illetve a víztest kiszáritásával, valamint őshonos ragadozó halak – pl. csuka (*Esox lucius*), harcsa (*Silurus glanis*), sügér (*Perca fluviatilis*), süllő (*Sander lucioperca*) – és mindenevő halfajok, például ponty (*Cyprinus carpio*) telepítésével lehet védekezni ellene, illetve megakadályozni tovább terjedését.

Irodalom

BOTTA-DUKÁT 2016, DORN & TREXLER 2007, DORN & VOLIN 2009, FAULKES 2015, GROSS *et al.* 2008, HENDRIX *et al.* 1998, HOBBS 1984, PATOKA *et al.* 2014, 2015, SOUTY-GROSSET *et al.* 2006, SVOBODA *et al.* 2017, WEIPERTH *et al.* 2019b, 2020b, 2020d

WEIPERTH ANDRÁS

Márványrák

Procambarus virginalis LYKO, 2017

Eredeti elterjedési terület

A tudomány jelen állása szerint a márványrák német akvarisztikai tenyésztés során alakult ki. A faj első említése 1995-ben történt (LUKHAUP 2001, HUNER 2002). Az eddig közölt tudományos eredmények alapján a márványrának nincs természetes előfordulása (PEER *et al.* 2010, SCHOLTZ *et al.* 2003). Legközelebbi rokona az Észak-Amerikában őshonos mocsárrák (*Procambarus fallax*), mely Florida és Georgia államokban gyakori. Populációgenetikai és evolúciobiológiai vizsgálatok alapján az akvarisztikai tenyésztéshez Európába szállított példányok a mocsárrák everglades-i szubpopulációjából származtak (GUTEKUNST *et al.* 2021, MAIAKOVSKA *et al.* 2021). A márványrák „létrejött”, illetve a fajnak a rendkívül gyors fejlődése számos tudományterületre (pl. onkogenetika, evolúciobiológia, ökológia) is hatással van (GUTEKUNST *et al.* 2018).

Magyarországi megjelenése

Az Európában a márványrakit „létrehozó” *Procambarus* faj állománya az 1990-es évek elején került Németországba és Ausztriába az egyre intenzívebb díszállat-kereskedelemmel Németországban 2003-ban, Hollandiában pedig 2005-ben találták meg az „új faj” első európai állományait, melyek egyben a világ első természetes élőhelyen kialakult márványrák-populációi voltak (HOLDICH *et al.* 2009, LUKHAUP 2001, MARTIN *et al.* 2010b, KOZÁK *et al.* 2015). A díszállat-kereskedelem következtében a világ számos országba eljutott (FAULKES 2015). Jelenleg Európa 16 országából írták már le szabadon élő állományait (KOUBA *et al.* 2014, www.faculty.utrgv.edu).

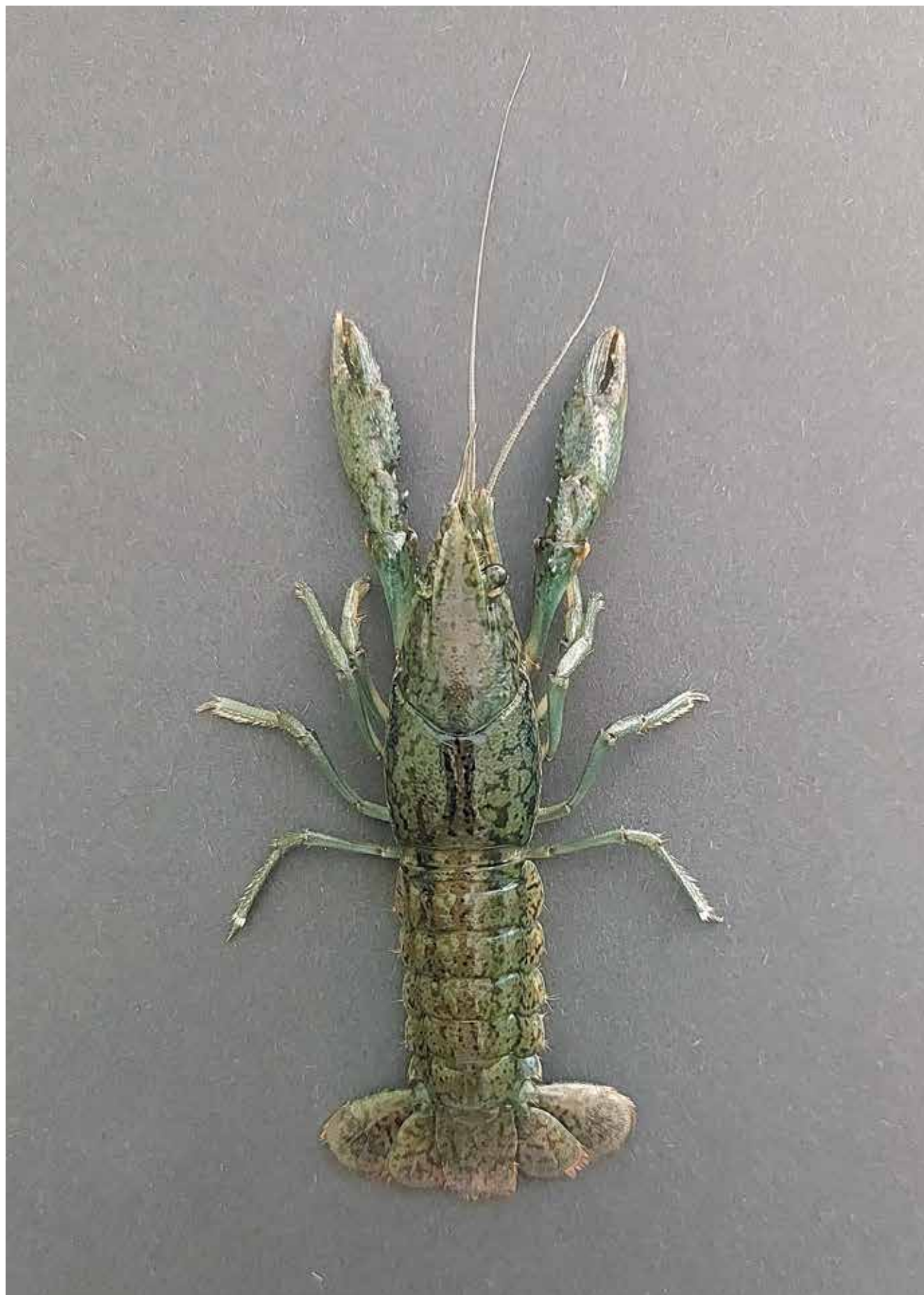
Magyarországon először 2013-ban Keszthely mellett, a Páhoki-övcatornából jelezték előfordulását (LŐKKÖS *et al.* 2016), majd 2014-ben előkerült a Hévízi-tóból is. A következő években a főváros több meleg és hideg vizű tavából, a Duna főágából, számos csatornából és természetes, valamint mesterséges

befolyóból, az Egerszalók mellett található termálta-vakból és az ezek vizét befogadó Laskó-patakból, a taitai Fényes-forrásból és a termálforrás vizét elvezető csatornákból, valamint a miskolctapolcai Békás-tóból és a Csónakázó-tóból, illetve ezek vizét befogadó Hejőből, a Balaton Keszthelyi-medencéjéből és számos ide torkolló befolyóból, valamint a Kis-Balaton csatornáiból mutatták ki (LUDÁNYI *et al.* 2016, MOZSÁR *et al.* 2021, SEPRŐS *et al.* 2018a, SZAJBERT *et al.* 2021, SZENDŐFI *et al.* 2018, WEIPERTH *et al.* 2015, 2020d).

Biológiája

A díszállat-kereskedelemben számos színváltozatban előfordul, de a kivadult állományok kifejlett egyedeire – a faj elnevezésének megfelelően – legtöbbször márványos mintázat jellemző, amelyben a barna és a zöld különböző árnyalatai dominálnak. A két szem között előrenyúló orrnyúlványtól (*rostrum*) egészen a páncél farokszegélyéig középen egy világosbarna csík húzódik (KAWAI *et al.* 2009). A víz kémhatása (pH) hatással van az állatok színezetére. Közepes méretű faj, legnagyobb példányai is csak ritkán érik el a 15 cm-t. Ollója az állat méretéhez képest kicsi, felső élén egy sorban apró fogak találhatóak. Feje megnyúlt, a háromszög alakú orrnyúlvány (*rostrum*) középen futó él nélküli, előre felé vékonyodik. A fejtoron a szemek mellett egy-egy nagyobb tüske található. A fejtor felülete sima, közepén egy szem mögötti (postorbitális) mélyedéssel. A hátpáncél (*carapax*) oldalsó felületei enyhén szemcsések, oldalán egy-egy nagy méretű tüske, alatta és felette pedig változó számú dudor van (SOUTY-GROSSET *et al.* 2006). A fiatal egyedek színezete világosabb, de a márványos mintázat azokon megfigyelhető. A potroh széles, nem vékonyodik el, emiatt a farokvég (*telson*) is nagy méretű. Ennek köszönhetően nagyon gyorsan tud a vízben haladni.

A márványrák – bár csak nemrég leírt faj – az eddig végzett vizsgálatok alapján rendkívül jó alkalmazkodóképességű, pl. a tiszta skandináv tavak mellett



a termálvízű, illetve a használt termál- és ipari melegvizekkel, továbbá az egyéb szennyezésekkel terhelt élőhelyeken is megtalálja életfeltételeit. Nagy a reprodukciós rátája, ezért nagyon gyorsan képes az állomány adaptálódni a változó környezeti feltételekhez. A márványrák politróf mindenevő, étrendje jellemzően algákból, növényekből, szerves törmelékből, vízi gerinctelenekből, esetlegesen más felsőbbrendű élőlényekből (pl. halakból) áll (KAWAI *et al.* 2009, KOZÁK *et al.* 2015, VESELY *et al.* 2021). A legtöbb irodalmi forrás szerint a márványrák hőmérsékleti igénye 8–30 °C közé tehető, így elsősorban a meleg, termálvízű, esetleg más urbanizációs hatásoknak kitett élőhelyeket kedveli, ám képes túlélni ennél hidegebb és melegebb vizekben is, csupán megnő a mortalitása és leáll a szaporodása (KOZÁK *et al.* 2015, VESELY *et al.* 2021). A meleg víz igényének ellentmond, egyben kiváló alkalmazkodó képességét igazolja a faj megjelenése és terjedése olyan skandináv és hazai természetes és urbanizált élőhelyeken, ahová nem vezetnek be hőterhelt vizet (www.faculty.utrgv.edu, TAKÁCS *et al.* 2015, WEIPERTH *et al.* 2020d). Járatainak mélysége ritkán haladja meg a 30–40 cm-t, és általában a finomabb mederanyagban, illetve a hínárnövényzet gyökérszónájában készíti el azokat.

Viszonylag rövid életű, három évnél idősebb példányai ritkák. Jelenlegi tudásunk alapján a márványrák a tízlábúrák-alakúak (Decapoda) között az egyetlen, mely kizárólag szűznemzéssel (partenogenezissel) szaporodik. A csak nőstényekből álló populációk egyedei megtermékenyítetlen petéket raknak, melyekből genetikailag egységes utódok fejlődnek (SCHOLTZ *et al.* 2003, MARTIN *et al.* 2010a, VOGT *et al.* 2008). Sem laboratóriumi körülmények között, sem pedig a természetben nem találtak hím példányokat (SEITZ *et al.* 2005, JONES *et al.* 2009). Ivarérettségét legtöbb esetben már egyéves kora előtt eléri. Az átlagos generációs idejük hat hónap, és az életük során akár hét reprodukciós ciklusuk is lehet. Az utódok száma nő a ciklusok számával, valamint az anya méretével. A nőstény egyszerűen akár 500–700 petét képes hordozni. Az anyaállatok a petéiket a potrohuk alatt tartják. Hőmérséklettől függően az embriogenezis 17–28 nap alatt zajlik le. Az utódok első két fiatalkori stádiuma alatt az egyetlen táplálékuk a peteburok, és ez idő alatt is az anyaállat potroha alatt tartózkodnak. A teljesen kifejlett felnőtt habitust a harmadik fiatalkori stádiumban veszik fel, ami azt jelenti, hogy innentől válnak szabadon úszókká és kezdenek el más táplálékot fogyasztani, de még ekkor is szükségük van arra, hogy az anya potroha alá visszatérjenek pihenni. Ez után további 12 fiatalkori stádiumon mennek keresztül, majd ezt tíz felnőttkori szakasz követi (MARTIN *et al.* 2010a, VOGT 2010).

Ökológiai igényei Magyarországon

A márványrák az általa kolonizált élőhelyeken rövid idő alatt jelentős állomány nagyságot képes elérni, ezért akár a legdominánsabb faunaelemmé válhat. Gyorsan növekvő állományai hatalmas predációs nyomást jelentenek a természetes ökoszisztémákra. A hazai vizsgálatok alapján a márványrák által meghódított élőhelyeken a teljes fajgyűttesek, illetve a táplálékhalózatok átalakulása figyelhető meg (SZENDŐFI *et al.* 2018, VESELY *et al.* 2021). Az eddigi vizsgálatok alapján a márványrák-állományok számos őshonos és korábban megjelent idegenhonos faj állományára is hatással vannak.

Ökológiai problémák

Megfelelő élőhelyen rendkívül gyorsan növekvő, nagy reprodukciós rátával rendelkező faj, mely agresszív viselkedése mellett terjeszti az őshonos fajokra veszélyes rákpestis kórokozóját (*Aphanomyces astaci*) is (KELLER *et al.* 2014, SVOBODA *et al.* 2017). A fertőzött víztestbe kerülve és onnan továbbterjedve az egyedek vektor szervezetként vihetik magukkal a betegséget. Bár ollója a hazai fajok közül az egyik legkisebb, ennek ellenére rendkívül erős és éles, amelynek segítségével nagyobb méretű (pl. haltetem) és erősebb szerkezetű (pl. tündérrózsa hajtása) táplálékot is képes megbontani. Táplálékának jelentős részét rovarlárvák, vízinövények, valamint egyéb szerves törmelék teszik ki, de a halak ikráit és ivadékait, a kétéltűek petéit és lárváit (ebihalait) is elfogyasztja (JONES *et al.* 2009, VESELY *et al.* 2021).

Gazdasági hatások

Jelentős állomány méretével a kolonizált víztest teljes élővilágára kihat. Bár járatrendszerei nem nagy méretűek, de mind az urbanizált, mind a természetes élőhelyeken partfaleróziót okoz. Kerti, illetve városi dísztavakba telepített egyedei minden esetben jelentős hatással vannak a vízinövények állományára, valamint a hal- és kétéltűfaunára (PATOKA *et al.* 2014, WEIPERTH *et al.* 2020a). Összetett hatásaira legjobb példa madagaszkári megjelenése. A márványrákot 2005-ben telepítették be Madagaszkárra, 2017-re pedig már megközelítőleg 100 000 km²-en terjedt el. Számos endemikus faj kiszorítása, valamint a rizsföldeken okozott kártétele mellett az emberre is veszélyes vérmételevél-fajok – pl. *Schistosoma haematobium* – köztigazdájaként ismert csigafajok, mint például a *Biomphalaria pfeifferi*, valamint a csigák táplálékául szolgáló vízinövények állományaira is hatással van. Az emberekből kiürülő féregpeték a vizekbe továbbra is bejutnak, de a petékből kikelő lárvák már nem képesek megfelelő köztigazdát találni.



Ennek eredményeként a megbetegedések mértéke a márványrák által kolonizált élőhelyeken csökken (ANDRIANTSOA *et al.* 2019). Egészségügyi hatásai mellett a márványrák mára az állati és az emberi élelmezésben is fontos szerepet tölt be Madagaszkáron (FOOD AND AGRICULTURE ORGANISATION OF THE UNITED NATIONS 2020).

Védekezési lehetőségek

Magyarországi kereskedelmét 2016-ban betiltották. Ennek ellenére hazai tenyésztők és tartók mind a mai napig szaporítják (WEIPERTH *et al.* 2020d), a díszállat-kereskedelemben pedig más faj neve alatt találkozhatunk példányaival. A díszállattartóknál keletkezett szaporulat természetes vizekbe kerülését minden lehetséges módon meg kell akadályozni. Figyelemfelkeltő, ismeretterjesztő kampányt kell folytatni a márványrák természetes vizekbe, valamint kerti és városi tavakba való kihelyezésének veszélyeiről (BOTTA-DUKÁT 2016, FAULKES 2015, WEIPERTH *et al.* 2020d). A közösségi figyelemfelkeltések és tájékoztatások a márványrák kockázatairól fontosak, ugyanis hazánkban sok állatkereskedő nincs tisztában azokkal, vagy ismereteik hiányosak. Az akvaristák körében önkéntes szabályozások már életbe léptek, ezek a márványrák akváriumi közösségekre gyakorolt rossz hatása miatt történtek. A fajt egyes üzletek már nem árusítják a rossz híre miatt, ám még így is igen széles körben elterjedt és könnyen elérhető Európában (CHUCHOLL & PFEIFFER 2010, FAULKES 2015). A márványrások irtása a legtöbb esetben helyspecifikus védekezési technikák kombinációját igényli (GHERARDI *et al.* 2011). Az Amerikai Egyesült Államokban és Svájcban az őshonos ragadozó halakkal sikeresen csökkentették a nem

őshonos rákpopulációkat (FRUTIGER & MÜLLER 2002, HEIN *et al.* 2006). Magyarországon is egyre több adat van arról, hogy őshonos ragadozó halak – a balin (*Leuciscus aspius*), a csuka (*Esox lucius*), a harcsa (*Silurus glanis*), a sügér (*Perca fluviatilis*), a süllő (*Sander lucioperca*) – és a nagy tavibéka (*Pelophylax ridibundus*) kifejlett egyedei, valamint a Kis-Balaton térségében számos idegenhonos bölcsőszájúhalfaj (Cichlidae) és a vidra (*Lutra lutra*) fogyasztja (SEPRŐS *et al.* 2018a, WEIPERTH *et al.* 2020d).

A faj szerepel az Európai Unió számára veszélyt jelentő idegenhonos inváziós fajok jegyzékén, ezért tartása, tenyésztése, természetbe történő kibocsátása minden uniós tagországban tilos.

Irodalom

ANDRIANTSOA *et al.* 2019, BOTTA-DUKÁT 2016, CHUCHOLL & PFEIFFER 2010, FAULKES 2015, FOOD AND AGRICULTURE ORGANISATION OF THE UNITED NATIONS 2020, FRUTIGER & MÜLLER 2002, GHERARDI *et al.* 2011, GUTEKUNST *et al.* 2018, 2021, HEIN *et al.* 2006, HOLDICH *et al.* 2009, HUNER 2002, JONES *et al.* 2009, KAWAI *et al.* 2009, KELLER *et al.* 2014, KOUBA *et al.* 2014, KOZÁK *et al.* 2015, LÖKKÖS *et al.* 2016, LUDÁNYI *et al.* 2016, LUKHAUP 2001, MAIAKOVSKA *et al.* 2021, MARTIN 2010a, 2010b, MOZSÁR *et al.* 2021, PATOKA *et al.* 2014, SCHOLTZ *et al.* 2003, SEITZ *et al.* 2005, SEPRŐS *et al.* 2018a, SOUTY-GROSSET *et al.* 2006, SVOBODA *et al.* 2017, SZAJBERT *et al.* 2021, SZENDŐFI *et al.* 2018, TAKÁCS *et al.* 2015, VESELÝ *et al.* 2021, VOGT 2010, VOGT *et al.* 2008, WEIPERTH *et al.* 2015, 2020d

WEIPERTH ANDRÁS

Cifrarák

Faxonius limosus (RAFINESQUE, 1817)

Eredeti elterjedési terület

A cifrarák az észak-amerikai kontinensen őshonos. Az Egyesült Államok területén széles körben elterjedt a Connecticut és a Columbia vízgyűjtőin, Delaware, Massachusetts, Maryland, Maine, New Hampshire, New Jersey, New York, Pennsylvania, Rhode Island, Virginia, Vermont és Nyugat-Virginia területén, valamint Kanada Québec és New Brunswick tartományában (HOBBS 1974b, JEZERINAC *et al.* 1995, SOUTY-GROSSET *et al.* 2006).

Magyarországi megjelenése

A cifrarák 1890-ben került Észak-Amerikából Európába, egy lengyelországi tógazdaságba telepíték 100 példányát (HOLDICH *et al.* 2009, KOZÁK *et al.* 2015). Jelenleg ez az egyik leggyakoribb idegenhonos tízlábúrák-faj (Decapoda) kontinensünk vizeiben, mivel mára már több mint 20 európai országban megtelepedett (ADAMS *et al.* 2015, KOUBA *et al.* 2014, SOUTY-GROSSET *et al.* 2006). Sikeres betelepítése több más kontinensen is ismert, új területeket kolonizáló, idegenhonos populációi Észak-Afrikában és Ázsiában is élnek (ADAMS *et al.* 2015, HOLDICH *et al.* 2009, KOUBA *et al.* 2014, SCHULZ & SMIETANA 2001, SOUTY-GROSSET *et al.* 2006, www.cabi.org).

Magyarországra az 1950-es években Németországból került tenyésztési céllal (THURÁNSZKY 1960), de tógazdasági hasznosításával hamar felhagytak. Kutatások alapján kijelenthető, hogy Magyarországon 1985 előtt nem volt ismert természetes vízi előfordulása. Első alkalommal a Duna újpesti szakaszának egyik mellékvizében, (feltételezhetően az Újpesti-öbölben) sikerült megtalálni (THURÁNSZKY & FORRÓ 1987). Azóta szétterjedt az országban. Megtalálható a Balaton vízgyűjtőjén, a teljes hazai Duna-szakaszon, a Tisza középső szakaszának a környékén és a Körösök vidékén, valamint mára a Bodrog, az Ipoly, a Tarna és a Zagyva vízgyűjtőjét is megszállta (LUDÁNYI *et al.* 2016, SEPRŐS *et al.* 2018b, WEIPERTH *et al.* 2020a, 2020c, 2020d, MOZSÁR *et al.*

2021). A Duna mentén folyásirányban évente átlagosan 15 km-es sebességgel terjed (PUKY & SCHÁD 2006). Sík vidéki áramló vizeinkben is többfelé előfordul és megállíthatatlanul terjed (KOVÁCS *et al.* 2005, 2015, BÓDIS *et al.* 2012). A 2000-es évek közepéig a harmadik legelterjedtebb (PUKY & SCHÁD 2006), de mára már – az őshonos fajokat is figyelembe véve – a legnagyobb elterjedési területtel rendelkező tízlábúrák-faj (Decapoda) Magyarországon (LUDÁNYI *et al.* 2016, MOZSÁR *et al.* 2021, WEIPERTH *et al.* 2020d). A cifrarák – természetes úton történő terjedése mellett – a Balaton vízgyűjtőjén elhelyezkedő halastavakba valamely nagyobb folyónkból (Duna, Tisza) történt haltelepítéssel került (FERINCZ *et al.* 2014). Mára a tó mind a négy medencéjében, a Zala Kis-Balaton alatti szakaszán és számos befolyójában is megtelepedett (WEIPERTH *et al.* 2020c).

Biológiája

A cifrarák feje felülnézetben kerekded, a nyaki barázda előtt és mögött, a hátpajzs külső szélénél apró tüskék láthatók. Színe általában barna, a potroh hátlemezein barnászörös foltok láthatók (erről kapta magyar nevét). A fiatalok színezete halványabb, egyszínűek, a fajra jellemző mintázat a faroknyélen és az ollók végein ivaréskor jelenik meg. Az ollók a testmérethez viszonyítva kisebbek, mint az őshonos fajoknál. Az ollók carpus ízének belső oldala egy tüskébe fut ki, valamint a merev szár (*propodus*) és a mozgatható szár (*dactylus*) végén egy-egy sötétebb folt látható, mely a végén narancssárga színű. Egyedei ritkán nőnek 11-12 cm-nél nagyobbra. Teste jól láthatóan két fő részre tagolódik. A nagy fejtorpajzs (*carapax*) hátoldali felületén láthatjuk a fej és a tor határát jelző nyaki barázdát, amely előtt és mögött a hátpajzs külső szélénél apró tüskék láthatók. Az orrnyúlvány (*rostrum*) kiszélesedett hátulsó lemeze alá a mélyen ülő szemek védekezéséppen behúzhatók (SOUTY-GROSSET *et al.* 2006, KOZÁK *et al.* 2015). A fiatal példányokat a nyaki barázda tüskézett-sége alapján lehet más fajoktól elkülöníteni.

A cifarák gyors terjedésének egyik kulcsa a kiváló alkalmazkodóképessége. A tiszta áramló és állóvizek mellett éppúgy megtalálja életfeltételeit a szennyezett csatornában, mint az eutróf tavakban és brakkvizi élőhelyeken. Számos élőhelyen megél, de kedveli a lágy üledékekkel (homok, iszap, agyag) rendelkező folyószakaszokat, partoldalakat és a sűrű makrovegetációval benőtt területeket (SOUTY-GROSSET *et al.* 2006). Hazánkban a folyók lassú áramlású, depozíciós területein gyakori lehet, de a kisebb-nagyobb állóvizekben és szennyezett csatornában is megtaláljuk (SZENDŐFI *et al.* 2018). A faj szárazföldön való átkelését az élőhelyek között a Duna árterén (PUKY 2014) és a Tisza-tó mentén is megfigyelték (SZEPESI & HARKA 2011). Táplálékának jelentős részét rovarlárvák, vízínövények, valamint egyéb szerves anyagok (növényi törmelék, elhullott állatok tetemei) teszik ki, de a halak ikráit és az ivadékaikat is elfogyasztja (KOZÁK *et al.* 2015). Az őshonos fajoktól eltérően a cifarák nem fogékony rákpestisre, de annak kórokozóját (*Aphanomyces astaci*) aktívan terjeszti (KOZUBÍKOVÁ *et al.* 2010, SVOBODA *et al.* 2017). A kórokozó hordozójaként a betegséget át tudja adni az arra nagyon fogékony őshonos fajoknak – folyami rák (*Astacus astacus*), kecskerák (*A. leptodactylus*), kövi rák (*Austropotamobius torrentium*) – ezért a betegség hazai terjesztésében nagy szerepet játszik. Könnyen vándorol, gyors egyedfejlődésű, szapora és agresszíven terjedő faj (SOUTY-GROSSET *et al.* 2006, PUKY 2014). A rákpestis miatt megüresedő élőhelyeket könnyedén meg tudja hódítani, és ott nagy létszámú állományai alakulhatnak ki. További sikeres megtelepedését és gyors terjedését az ivaros és ivartalan (parthenogenetikus) szaporodása is lehetővé teszi. Rendkívül szapora, optimális körülmények között évente akár kétszer is szaporodhat és egyszerre 400 petét is képes termelni. Átlagos életkora négy év.

Megfigyelték őshonos fajokkal való együttélését is, ami annak is köszönhető, hogy az Európában, köztük hazánkban is élő cifrarákállományok nem mindegyike hordozza a rákpestis kórokozóját (KOZUBÍKOVÁ *et al.* 2010, MOZSÁR *et al.* 2021).



© Weiperth András

Ökológiai igényei Magyarországon

Mivel a számára optimális környezetben jelentős egyedszámot képes elérni, így nagy hatása van a vizek élőhelyeire, mert nagy mennyiségű bomló szerves anyagot képes eltávolítani, valamint a mederanyag mozgatásával együtt képes megtisztítani a vizet is (HEGEDŰS 2007). Ezzel egyfajta „köztisztasági dolgozóként” vesz részt a vizek tisztaságának megőrzésében. Ezenkívül központi fajnak számít a táplálékláncban is, mivel különböző méretű egyedei számos ragadozófaj „prédájának” tekinthetők a természetben, ami bizonyítja központi szerepét a meghódított vízterek táplálékhálózatában (SOUTY-GROSSET *et al.* 2006, VESELY *et al.* 2021). Sajnálatos módon Nyugat-Európában egyre jelentősebb problémákat okoznak a nagy egyedszámú állományai, mert a tiszta tavakból a lassan folyó csatornába bekerülve

a makrovegetáció elfogyasztása után jelentős eutrofizációt idéznek elő, ami sok esetben a melegebb napokban algavirágzást is okoz (SOUTY-GROSSET *et al.* 2006, KOZÁK *et al.* 2015). Mára hazánkban is megfigyelték egyes kisebb-nagyobb tavakban, csatornáknál, hogy a nagy egyedszámban lévő cifrarákállomány a gyökerező hínárfajokat már a nyár elejére teljesen lelegeti, aminek következtében a korábban tiszta tavakban augusztus végére jelentős algásodást tapasztaltak (BOTTA-DUKÁT 2016). Járatok építése is jellemző a fajra. Hazánkban az év nagy részében, márciustól novemberig aktív, ami miatt jelentős predációs nyomást jelent számos vízben élő élőlénycsoport számára.

Ökológiai problémák

Megfelelő élőhelyen nagyon gyorsan, nagy egyedszámú állományai alakulnak ki, melyek agresszív viselkedésük mellett az őshonos fajokra veszélyes rákpestis kórokozóját (*Aphanomyces astaci*) is terjesztik. A vizek ökológiai állapota tekintetében rendkívül nagy kockázatot jelent, mert őshonos, köztük védett fajok állományait tudja rövid idő alatt teljes mértékben kiirtani, a vízi makrovegetáció elfogyasztásával pedig algásodást idézhet elő (KOZÁK *et al.* 2015).

Gazdasági hatások

Jelentős járatrendszerei miatt mind az urbanizált, mind a természetes élőhelyeken partfaleróziót okoz. Halastavakban, tógazdaságokban a kihelyezett takarmány elfogyasztásával, a halivadék predációjával és betegségek terjesztésével, valamint a halastavak csatornáinak, töltéseinek megfúrásával okoz kárt (SEPRŐS *et al.* 2018b). Hazánkban egyre több adat igazolja a cifrarák szerepét a ragadozó halak, így az angolna (*Anguilla anguilla*), a balin (*Leuciscus aspius*), a csuka (*Esox lucius*), a fekete (*Micropterus dolomieu*) és a pizstrángsügér (*M. salmoides*), a harcsa (*Silurus glanis*), a kősüllő (*Sander volgensis*), a menyhal (*Lota lota*), a sügér (*Perca fluviatilis*), a süllő (*S. lucioperca*) (WEIPERTH *et al.* 2020a) és egyes omnivor pontyfélék – pl. domolykó (*Squalius cephalus*), márna (*Barbus barbus*), ponty (*Cyprinus carpio*) –, valamint a gázlómadarak – géms- és kócsagfajok (Ardeidae) – és a vidra (*Lutra lutra*) táplálékában.

Védekezési lehetőségek

Mivel nincs kereskedelmi forgalomban, akvarisztikai célú beszerzése elsősorban egyéni gyűjtés során lehetséges. A cifrarák hazánkban természetes terjedése mellett halszállítmányokkal is eljuthat zárt vízrendszerekbe. Utóbbival került a Balaton vízgyűjtőjére is (FERINCZ *et al.* 2014). Ezek az esetek is felhívják a figyelmet arra, hogy a nem megfelelően

kezelt halszállítmányokkal a cifrarákat is el lehet juttatni nagyobb távolságokra, így lehetőség van egyre újabb és újabb vízgyűjtőket „megfertőzni” vele. Ki kell emelni, hogy felnőtt egyedek helyett legtöbbször az anyaállatokról leváló, a vízkivétel során a különböző eszközökön sokkal könnyebben átjutó fiatal példányai kerülnek az új élőhelyekre. A halszállítmányok vizének megfelelő kezelésével (pl. nem a befogadó víztestbe eresztésével) az átvitel kockázata jelentős mértékben csökkenthető. Az utóbbi években a fajt egyre gyakrabban használják halcsaliként. A horogról leszákadó egyedek két okból is veszélyt jelentenek. Az életben maradók megtelepedhetnek a víztestben, illetve a rákpestis vektoraként az őshonos tízlábúrák-fajok (Decapoda) állományait is megfertőzhetik. A fent felsorolt összetett problémák miatt figyelemfelkeltő, ismeretterjesztő kampányt kell folytatni. Az ismeretterjesztésnek nemcsak a cifrarákra, hanem valamennyi idegenhonos tízlábú rákra ki kell terjednie. A cél bemutatni, hogy sem természetes vizekbe, sem kerti, városi tavakba nem szabad kihelyezni idegenhonos tízlábúrák-fajokat (BOTTA-DUKÁT 2016, FAULKES 2015, WEIPERTH *et al.* 2020d). A cifrarákállományok visszaszorítása rendszerint nehezen kivitelezhető feladat. Egyes zárt vízterek esetén irtószerekkel, illetve őshonos ragadozó halakkal – pl. csuka (*Esox lucius*), harcsa (*Silurus glanis*), süllő (*Sander lucioperca*) – állománya stabilizálható, de mivel szárazföldön is képes terjedni, így az új élőhelyekre való terjedésének megakadályozása mind a mai napig nem megoldott. A nemzetközi szakirodalomban fellelhető hosszú távú vizsgálatok azt mutatják, hogy az adott vízteret érő emberi zavarások (növényzet gyérítése, állományszabályozó beavatkozások, vízügyi beavatkozások) sem állítják meg az inváziós cifrarák állományának növekedését.

A faj szerepel az Európai Unió számára veszélyt jelentő idegenhonos inváziós fajok jegyzékén, ezért tartása, tenyésztése, természetbe történő kibocsátása minden uniós tagországban tilos.

Irodalom

ADAMS *et al.* 2010, BOTTA-DUKÁT (2016), BÓDIS *et al.* 2012, FERINCZ *et al.* 2014, HEGEDŰS 2007, HOBBS 1974b, HOLDICH *et al.* 2009, JEZERINAC *et al.* 1995, KOUBA *et al.* 2014, KOVÁCS *et al.* 2005, 2015, KOZÁK *et al.* 2015, KOZUBÍKOVÁ *et al.* 2010, LUDÁNYI *et al.* 2016, MOZSÁR *et al.* 2021, PUKY 2014, PUKY & SCHÁD 2006, SCHULZ & SMIETANA 2001, SEPRŐS *et al.* 2018b, SOUTY-GROSSET *et al.* 2006, SVOBODA *et al.* 2017, SZENDŐFI *et al.* 2018, SZEPESI & HARKA 2011, VESELÝ *et al.* 2021, WEIPERTH *et al.* 2020a, 2020c, 2020d

WEIPERTH ANDRÁS

ERSZÉNYYES RÁKOK

Peracarida

Vörös hasadtlábúrák

Hemimysis anomala G. O. Sars, 1907

Eredeti elterjedési terület

Eredeti elterjedési területe a Kaszpi-, az Azovi- és a Fekete-tenger kisebb sótartalmú részeit, valamint az ide torkolló folyók (köztük a Duna) alsó szakaszait foglalja magában (ún. ponto-kaspikus elterjedés).

Magyarországi megjelenése

A vörös hasadtlábúrák terjeszkedésével kapcsolatos észlelési adatok a faj rejtőzködő életmódja miatt meglehetősen bizonytalanok, ugyanakkor egy genetikai

vizsgálat feltárta, hogy két, egymástól független útvonalon ment végbe a terjeszkedés (AUDZIJONYTE *et al.* 2008). Az első lépést a volt Szovjetunió belüli szándékos telepítések jelentették az 1950-es és 1960-as években, melyek révén Litvániába is eljutott a faj (ARBAČIAUSKAS *et al.* 2011), lehetővé téve további terjedését a Balti-tengerben és a Rajna torkolatvidékén (AUDZIJONYTE *et al.* 2008). A másik útvonalat az 1992-ben átadott Rajna–Majna–Duna-csatorna adta, amelyen keresztül szintén eljutott a



© Jean-François Cart

a Rajna torkolatáig, keveredve a másik populációval (AUDZIJONYTE *et al.* 2008). Terjedésének menete nem rekonstruálható az észlelési adatokból, hiszen 1997–1998-ban már csaknem a teljes útvonalon jelen volt (TITTIZER *et al.* 2000). Az ezredfordulót követően előbb Angliában (HOLDICH *et al.* 2006), majd az észak-amerikai Nagy-tavakban (POTHOVEN *et al.* 2007) is megjelent, amivel a legelterjedtebb pontokaszpikus eredetű hasadtlábúrákfajjává vált. A tengerentúli populációk a dunai eredetű genetikai vonalhoz köthetők (AUDZIJONYTE *et al.* 2008).

Az első magyarországi előfordulási adata 1997-ből a Dunából származik (BORZA *et al.* 2011), de 2011-ben a Tiszából is előkerült (BORZA & BODA 2013).

Biológiája

A hazai hasadtlábúrákfajok között közepes testméretű, nyáron 7-8 mm, az áttelelő generációban kb. 11 mm testhosszt elérő vörös hasadtlábúrák könnyen felismerhető a testét díszítő vöröses foltokról. A többi fajtól eltérően teljesen lebegő életmódú, az aljzatot legfeljebb táplálékszerzés közben érinti. Álló- vagy lassan áramló vizekben fordul elő, ahol nappal sötét zugokban (pl. kövek között) rejtőzködik, és csak sötétedés után jön elő a nyíltabb részekre. Életciklusa a hasonló méretű közönséges hasadtlábúrákhoz (*Limnomysis benedeni*) képest némileg lassabb, évente négy generációja van (BORZA 2014). Bár a fitoplankton szűrésére is képes, étrendjében gyakran jelentős szerepet tölt be az állati eredetű táplálék (EVANS *et al.* 2018). Elsősorban a lassabb mozgású ágascsapúrákokat (Cladocera) fogyasztja rendkívül nagy hatékonysággal (IACARELLA *et al.* 2015).

Ökológiai igényei Magyarországon

A vörös hasadtlábúrák jelenlegi ismereteink szerint a Duna teljes hazai szakaszán, a hozzá kapcsolódó mellékágakban, csatornarendszerekben, illetve a Tisza Szolnok alatti szakaszán van jelen (BORZA *et al.* 2011, BORZA & BODA 2013). Legnagyobb állományai partvédő kövezésekkel ellátott öblözetekben (pl. téli kikötők) alakulnak ki.

Ökológiai problémák

Hatékony ragadozó lévén a vörös hasadtlábúrák képes megváltoztatni a zooplankton-közösségek összetételét, elsősorban a számára viszonylag könnyen zsákmányul ejthető ágascsapúrák (Cladocera) kárára (KETELAARS *et al.* 1999). Ez növelheti a fitoplankton mennyiségét, ami más szűrő táplálkozású élőlényeknek (és azok fogyasztóinak) kedvezhet (RICCIARDI *et al.* 2012). Ugyan a jó látású, gyors mozgású halfajok (Pisces) számára fontos táplálékul szolgál (LANTRY *et*



© Potyó Imre

al. 2012), az ivadékok táplálékkészletének csökkentése miatt a vörös hasadtlábúrák hatása ezen halfajok állományára sem feltétlenül kedvező. A faj jelenléte a táplálékláncok hosszabbodása által fokozhatja a nehézfémek felhalmozódását a vízi élőlényekben (BROWN *et al.* 2022), valamint a paraziták átadási útvonalaiiban is változásokat hozhat (RICCIARDI *et al.* 2012).

Összességében a vörös hasadtlábúrák ökológiai hatása a táplálékhálózat valamennyi szintjére kiterjedhet, ám ezt sem előre jelezni (RICCIARDI *et al.* 2012), sem utólag dokumentálni nem sikerült átfogóan. A hatások ráadásul jelentősen eltérőek lehetnek a különböző adottságú élőhelyeken.

Gazdasági hatások

Hatása minden bizonnyal kiterjedhet gazdaságilag fontos halfajokra (Pisces), azonban ennek irányáról és mértékéről nem áll rendelkezésre információ.

Védekezési lehetőségek

A faj megtelepedett állományainak kiirtása, gyérítése nem életszerű. Jelentős ökológiai hatásának fényében indokolt további terjedésének megelőzése, melynek részeként fontos lenne a haltelepítések során használt víz tisztítása (BORZA *et al.* 2011), illetve a vizek között szállított csónakok, vízisport-eszközök fertőtlenítése is (COUGHLAN *et al.* 2020).

Irodalom

ARBAČIAUSKAS *et al.* 2011, AUDZIJONYTE *et al.* 2008, BORZA 2014, BORZA & BODA 2013, BORZA *et al.* 2011, BROWN *et al.* 2022, COUGHLAN *et al.* 2020, EVANS *et al.* 2018, HOLDICH *et al.* 2006, IACARELLA *et al.* 2015, KETELAARS *et al.* 1999, LANTRY *et al.* 2012, POTHOVEN *et al.* 2007, RICCIARDI *et al.* 2012, TITTIZER *et al.* 2000

BORZA PÉTER

Széles hasadtlábúrák

Katamysis warpachowskyi G. O. Sars, 1893

Eredeti elterjedési terület

Eredeti elterjedési területe a Kaszpi-, az Azovi- és a Fekete-tenger kisebb sótartalmú részeit, valamint az ide torkolló folyók (köztük a Duna) alsó szakaszát foglalja magában (ún. ponto-kaspikus elterjedés).

Magyarországi megjelenése

A széles hasadtlábúrák eredeti elterjedési területén kívüli első előfordulását 2001-ben észlelték a Duna osztrák és szlovák–magyar szakaszán (WITTMANN 2002), majd 2008-ban a német szakaszon is megjelent (WITTMANN 2008). 2009-ben a Boden-tóban is megtalálták (HANSELMANN 2010), további terjedését a Rajnában azonban eddig nem jelezték.

Biológiája

A széles hasadtlábúrák viszonylag kis termetű faj (legnagyobb testhossza kb. 6-7 mm, az áttelelő generációban kb. 9 mm), mely nevét enyhén lapított, közepesen kiszélesedő testalakjáról kapta. Áramvonalas testének köszönhetően viszonylag jól tűri a sodrást (WITTMANN 2002), ehhez azonban szilárd, stabil aljzatot (kövek, kavicsok) igényel. Nagyobb egyedsűrűséget mindazonáltal főként állóvízi körülmények között ér el, ahol az aljzatok között is kevésbé válogat. Kis testméretének köszönhetően életciklusa is gyors,

évente akár hat generációja is lehet (BORZA 2014). Bár több különböző táplálékforrást képes hasznosítani, egy Boden-tóban végzett kutatás szerint azonban elsősorban az élőbevonatot fogyasztja (ROTHHAUPT *et al.* 2014).

Ökológiai igényei Magyarországon

Magyarországon csak a Dunában és az ahhoz kapcsolódó mellékágakban, csatornában fordul elő (BORZA *et al.* 2011). Nagyobb állományai elsősorban védett öblözetekben (pl. téli kikötők) alakulnak ki.

Ökológiai problémák

A rendelkezésre álló ismeretek alapján valószínű, hogy a többi inváziós hasadtlábúrákfajhoz (Mysidacea) képest kevésbé jellemző rá a ragadozó táplálkozás, így ezzel összefüggő problémát (pl. halivadékok táplálékellátottságának csökkentése) nem, vagy csak kisebb mértékben okoz. A fajt magát ugyanakkor számos, elsősorban vizuálisan kereső, gyors mozgású halfaj (Pisces), fogyaszthatja.

Gazdasági hatások

Gazdasági hatása nem ismert, de jelenléte bizonyos halfajok (Pisces) állományára befolyással lehet.

Védekezési lehetőségek

A faj megtelepedett állományainak kiirtása, gyérítése nem életszerű. Feltételezhető, hogy számos további vizünkben is meg tudna telepedni, ha el tudna jutni oda, ezért emberi közvetítéssel történő terjesztése – pl. haltelepítések révén (BORZA *et al.* 2011) – megelőzendő.

Irodalom

BORZA 2014, BORZA *et al.* 2011, HANSELMANN 2010, ROTHHAUPT *et al.* 2014, WITTMANN 2002, 2008

BORZA PÉTER



Közönséges hasadtlábúrák

Limnomysis benedeni CZERNIAVSKY, 1882

Eredeti elterjedési terület

Eredeti elterjedési területe a Kaszpi-, az Azovi- és a Fekete-tenger kisebb sótartalmú részeit, valamint az ide torkolló folyók (köztük a Duna) alsó szakaszait foglalja magában (ún. ponto-kaszpikus elterjedés).

Magyarországi megjelenése

Terjeszkedését elsőként a magyar Duna-szakaszon észlelték 1946-ban. Magyarországi megtalálásakor

harmadidőszaki reliktnak vélték, ezért a pontusi tanúrák magyar nevet kaptak. A reliktnak eredet azonban a genetikai vizsgálatok alapján ma már kizárható (AUDZIJONYTE *et al.* 2009), ezért indokolt új, az újabban megjelent inváziós fajok nevéhez is illeszkedő magyar nevet – közönséges hasadtlábúrák – adni neki. 1950-ben szándékosan telepítették a Balatonba a halállomány táplálékellátottságának javítása céljából (WOYNÁROVICH 1954). Az ausztriai



© Potyó Imre



Duna-szakaszon az 1970-es években jelent meg, majd az 1990-es években elérte a Duna németországi szakaszát, és a Rajna–Majna–Duna-csatornán keresztül a Rajnát is (TITTIZER *et al.* 2000). 2006-ban a Bodentóban is megtalálták (GERGS *et al.* 2008).

Az 1960-as években a volt Szovjetunió belüli szándékos telepítések révén a közönséges hasadtlábúrák eljutott Litvániába, ám nagyobb léptékű terjeszkedése a Balti-tenger vízgyűjtőjén – több más fajtól eltérően – nem indult el (ARBAČIAUSKAS *et al.* 2011). Egy genetikai vizsgálat megerősítette, hogy az inváziós populációk a Dunából származnak, és viszonylag magas genetikai diverzitást mutattak ki bennük, ami többszöri és/vagy tömeges terjedésre utal (AUDZIJONYTE *et al.* 2009).

Biológiája

A közönséges hasadtlábúrák a nyári időszakban 7-8 mm-es, az áttelelő generációban pedig akár 11 mm-t is elérő testhosszával – a hazánkban jelen lévő hasadtlábúrák (Mysidacea) között – közepes természetűnek számít. Az álló- és lassú folyású vizeket kedveli, ahol elsősorban vízinövények között fordul elő nagyobb egyedszámban (GERGS *et al.* 2008), ugyanakkor egyéb szilárd aljzatokon (kövek, kavicsok, növényi törmelék) is megtalálható. Életciklusa viszonylag gyors, évente akár öt generációja is kifejlődhet (BORZA 2014). Vegyes táplálkozású, jelentős mennyiségű állati táplálék fogyasztását csak kísérletes körülmények között figyelték meg (FINK *et al.* 2012). Terepi vizsgálatok alapján elsősorban finomszemcsés lebegőanyaggal, kisebb arányban pedig az élőbevonattal táplálkozik (FINK & HARROD 2013, HANSELMANN *et al.* 2013, ROTHHAUPT *et al.* 2014).

Ökológiai igényei Magyarországon

A közönséges hasadtlábúrák a legelterjedtebb hasadtlábúrákfaj (Mysidacea) hazánkban. Nagyobb

folyóinkon (Duna, Dráva, Tisza és főbb mellékfolyóik), valamint a kapcsolódó mellékágakon, csatornarendszereken túl a Balatonban, a Fertőben és számos kisebb tóban, víztározóban is előfordul (BORZA *et al.* 2011). Balatoni hínárosokban akár 10 000 egyed/m²-t meghaladó sűrűségben is előfordulhat (MUSKÓ & LEITOLD 2003).

Ökológiai problémák

A közönséges hasadtlábúrák szándékos telepítésének alapfelvetése az volt, hogy a fitoplanktont a halak (Pisces) számára könnyen hasznosítható táplálékfor-

mává alakítva hozzájárulhat a halállomány növekedéséhez (WOYNÁROVICH 1954). Balatoni vizsgálatok igazolták, hogy számos halfaj, főként a ragadozó fajok fiatal korosztályainak étrendjében jelentős szerepet játszik (SPECZIÁR 2010). Ugyanakkor mindenevő táplálkozásmódjából adódóan környezetfüggő lehet, hogy milyen arányban fogyaszt állati eredetű táplálékot (zooplankton), konkurensévé válva a halivadékoknak. A halállományra gyakorolt hatásainak eredménye tehát nem feltétlenül pozitív, de átfogó vizsgálat hiányában erre vonatkozóan nem tudunk egyértelmű következtetéseket levonni.

Gazdasági hatások

A közönséges hasadtlábúrák jelentős részesedéssel van jelen bizonyos gazdaságilag is fontos halfajok – pl. süllő (*Sander lucioperca*) – táplálékában (SPECZIÁR 2010), azonban a rendelkezésre álló adatok alapján nem állapítható meg egyértelműen, hogy megjelenése/betelepítése pozitív hatással volt-e állományukra.

Védekezési lehetőségek

Megtelepedett állományainak kiirtása, gyérítése nem életszerű. Bár már szinte minden nagyobb vízünkben jelen van, a kisebb tavak, víztározók tekintetében még bőven maradt terjeszkedési lehetősége, ezért emberi közvetítéssel történő terjesztése – pl. haltelepítések révén (BORZA *et al.* 2011) – megelőzendő.

Irodalom

ARBAČIAUSKAS *et al.* 2011, AUDZIJONYTE *et al.* 2009, BORZA 2014, BORZA *et al.* 2011, FINK & HARROD 2013, FINK *et al.* 2012, GERGS *et al.* 2008, HANSELMANN *et al.* 2013, MUSKÓ & LEITOLD 2003, ROTHHAUPT *et al.* 2014, SPECZIÁR 2010, TITTIZER *et al.* 2000, WOYNÁROVICH 1954

BORZA PÉTER

Tavi hasadtlábúrák

Paramysis lacustris (CZERNIAVSKY, 1882)

Eredeti elterjedési terület

Eredeti elterjedési területe a Kaszpi-, az Azovi- és a Fekete-tenger kisebb sótartalmú részeit, valamint az ide torkolló folyók (köztük a Duna) alsó szakaszait foglalja magában (ún. ponto-kaspikus elterjedés), melyen belül jelentős genetikai diverzitással bír (AUDZIJONYTE *et al.* 2015).

Magyarországi megjelenése

A tavi hasadtlábúrák terjeszkedésének első fázisát a volt Szovjetunió belüli szándékos telepítések jelen-

tették az 1950-es és az 1960-as években, melyek révén a Balti-tenger vízgyűjtőjére is eljutott (ARBAČIAUSKAS *et al.* 2011, AUDZIJONYTE *et al.* 2017). Itt a tenger kisebb sótartalmú lagúnáiban is meg tudott telepedni, és ezeken keresztül Németország északkeleti részére is eljutott (ZETTLER 2015).

A Duna vízgyűjtőjén ettől függetlenül indult meg a terjeszkedése a 2010-es években (AUDZIJONYTE *et al.* 2017). Elsőként a Tiszából került elő (BORZA & BODA 2013), majd néhány évvel később a Duna teljes Kárpát-medencei szakaszán is elterjedt (BORZA *et al.* 2019).



© Potyó Imre



Biológiája

A tavi hasadtlábúrák a legnagyobb termetű hasadtlábúrákfajunk, mely a nyári időszakban 12 mm-es, az áttelelő generációban pedig akár 16 mm-es testhosszt is elérhet. Tudományos fajnevével (*lacustris* = tavi) ellentétben nem csak állóvizekben fordul elő. Viszonylag jól tűri a sodrást, ami lassú folyású vizekben lehetővé teszi akár folyásiránnyal szembeni aktív terjedését is. A másik három, hazánkban előforduló hasadtlábúrákfajtól eltérően kifejezetten a finomszemcsés aljzatokat kedveli. Vegyes táplálkozású, a fitoplanktont és a bomló növényi részeket is képes hasznosítani, de főként a nagyobb egyedeknél jellemző az állati eredetű táplálék (zooplankton, bentikus gerinctelenek) fogyasztása is (LESUTIENÉ *et al.* 2007, 2008, RAKAUSKAS 2019).

Ökológiai igényei Magyarországon

A tavi hasadtlábúrák a Duna teljes magyarországi szakaszán, a Tisza Balsa alatti szakaszán, a Körösökben, valamint az ezekhez kapcsolódó mellékágakban, csatornarendszerekben fordul elő (BORZA & BODA 2013, BORZA *et al.* 2019). Közelmúltbeli megtelepedése ellenére hamar jelentős állományai alakultak ki a számára megfelelő élőhelyeken.

Ökológiai problémák

A ponto-kaszpikus rákfajok szándékos telepítésének alapfeltevése – miszerint a növényi táplálék hasznosításával hozzájárulnak a halak (Pisces) táplálékellátottságához – a tavi hasadtlábúrák esetében

egyértelműen téves volt. Jelentős mértékben fogyasztja a zooplanktont és a bentikus gerincteleneket is, ezzel csökkentve a halivadékok számára elérhető táplálék mennyiségét, és meghosszabbítva a táplálékláncot a fogyasztói számára (ARBAČIAUSKAS *et al.* 2010, RAKAUSKAS 2019).

Gazdasági hatások

A fajnak nem volt kimutatható pozitív hatása a litvániai tavak és víztározók halállományára (ARBAČIAUSKAS *et al.* 2010, RAKAUSKAS 2019).

Védekezési lehetőségek

Megtelepedett állományainak kiirtása, gyérítése nem életszerű. Feltételezhető, hogy számos további vizünkben képes megtelepedni, köztük tavakban, víztározókban is, aminek jelentős ökológiai és akár gazdasági hatása is lehet (pl. a Balaton esetében). Terjedésének megelőzése ezért erősen indokolt, melynek részeként fontos lenne a haltelepítések során használt víz szűrése (BORZA *et al.* 2011), illetve a vizek között szállított hajók, csónakok és egyéb vízisport-eszközök megtisztítása.

Irodalom

ARBAČIAUSKAS *et al.* 2010, 2011, AUDZIJONYTE *et al.* 2015, 2017, BORZA & BODA 2013, BORZA *et al.* 2011, 2019, LESUTIENÉ *et al.* 2007, 2008, RAKAUSKAS 2019, ZETTLER 2015

BORZA PÉTER

Tegzesrákok

Chelicorophium spp.

Eredeti elterjedési területük

Az ún. ponto-kaspikus régióban (a Kaszpi-, az Azovi- és a Fekete-tenger vidéke) kilenc endemikus tegzesrákfaj (*Chelicorophium* spp.) fordul elő, melyek közül három vált invázióssá.

Magyarországi megjelenésük

Magyarországon elsőként a Szovinszkij-tegzesrák (*Chelicorophium sowinskyi*) jelentését mutatták ki a Dunából már az 1910-es években (BORZA 2011, UNGER 1918). Nem sokkal később egy második

faj, a közönséges tegzesrák (*Chelicorophium curvispinum*) is megjelent nálunk. Ezt a fajt először a Balatonban találták meg az 1920-as évek végén. A harmadik faj, a nagy tegzesrák (*Chelicorophium robustum*) jóval később, az ezredforduló után indult terjeszkedésnek a Dunában. Érdekeség, hogy korábban egy negyedik faj – kis tegzesrák (*Chelicorophium maeoticum*) – is jelen volt a Kárpát-medencében, de a 20. század második felében eltűnt. Egyetlen ismert magyarországi előfordulási adata 1943-ból a Tiszából (Szeged) származik (BORZA 2011).



© Jean-François Cart

Nyugat-Európába – Lengyelország felől – elsőként a közönséges tegzesrák jutott el, ez a faj Németországban az 1910 években szaporodott el, az 1930-as években pedig Angliában is megjelent (CRAWFORD 1935), majd a másik két faj az 2000-es évek elején a Rajna–Majna–Duna-csatornán keresztül követte az előbbit (BERNERTH & STEIN 2003, BERNERTH & DOROW 2010).

Biológiájuk

A tegzesrákok viszonylag apró termetűek, legfeljebb kb. 5-6 mm-esek, de a nagy tegzesrák (*Chelicorophium robustum*) 8 mm körüli legnagyobb testhosszt is elérhet. Hengeres testük és a feltűnően nagy, vaskos második csápjuk alapján könnyen megkülönböztethetőek a szintén a felemáslábú rákok (Amphipoda) közé tartozó bolharákoktól (Gammaridae). Nevüket lakócsöveikről kapták, melyeket szövömirigyek váladékából húzott fonalakból és a környezetükben fellelhető apró törmelékekből készítene. Úszólábakkal vízáramlatot keltenek a csövön belül, és az elülső lábakon található sűrűn pillás sertéikkel szűrik ki a táplálékukat képező lebegő szemcséket. Az egyes fajok különböző méretű szemcsék szűrésére specializálódtak (BORZA *et al.* 2018b).

Ökológiai igényeik Magyarországon

Hazánkban a közönséges tegzesrák (*Chelicorophium curvispinum*) rendelkezik a legszélesebb elterjedéssel, hiszen három legnagyobb folyónkon (valamint azok főbb mellékfolyóin, mellékágain és a kapcsolódó csatornarendszereken) túl a Balatonban és a Sióban is előfordul (BORZA 2011). A Szovinszkij-tegzesrák (*Chelicorophium sowinskyi*) csak a Dunában, a Drávában és a Tisza vízrendszerében (Tisza, nagy-kunsági csatornarendszer, Körösök) van jelen. A nagy tegzesrák (*Chelicorophium robustum*) a közelmúltig csak a Dunából volt ismert (BORZA 2011), 2019-ben viszont már a Tisza Szeged alatti szakaszán is megjelent (BORZA *et al.* 2021).

Lakócsöveiket szilárd aljzatok (kövek, kavicsok, fadarabok, vízinövények) ragadozóktól védett zugaikban készítik, rendkívül kedvező körülmények között

(jó táplálékellátottság, kevés ragadozó) azonban minden területet vastagon beborító telepeket képezhetnek, amelyekben több tíz- vagy akár százezer egyed is lehet m²-enként.

Ökológiai problémák

A közönséges tegzesrák (*Chelicorophium curvispinum*) a megjelenését követő években rendkívüli mértékben elszaporodott az akkor erősen szennyezett, hipertróf Rajnában. A m²-enkénti százezres nagyságrendet is elérő egyedsűrűség mellett a lakócsövek vastag iszapos bevonatot hoztak létre minden elérhető felületen, szabályosan megfullasztva a korábban tömeges vándorkagylókat (*Dreissena polymorpha*), és elvéve más gerinctelenek élőhelyét (VAN DEN BRINK *et al.* 1993). A helyzet azonban később a vízminőség javulásával, illetve a tegzesrákokat fogyasztó nagy testű ponto-kaszpikus bolharák (Gammaridae) és gébek (Gobiidae) megjelenésével normalizálódott. Feltételezhető tehát, hogy a tegzesrákok időben korábbi megjelenésük esetén hozzájárulhatnak más inváziós fajok megtelepedésének sikeréhez.

Gazdasági hatások

Hatással lehetnek az őket fogyasztó halak (Pisces) állományaira, továbbá lehet költségvonzata a vízben álló felületek megtisztításának is az általuk képzett bevonattól.

Védekezési lehetőségek

Megtelepedett állományainak kiirtása, gyérítése nem életszerű. Életmódjukból adódóan könnyen terjedhetnek hajók, csónakok vízben álló részeire tapadva, ezért tovább terjedésének megakadályozása érdekében azok megtisztítása a víztetek közötti szállítás esetén feltétlenül szükséges.

Irodalom

BERNERTH & DOROW 2010, BERNERTH & STEIN 2003, BORZA 2011, BORZA *et al.* 2018b, 2021, CRAWFORD 1935, UNGER 1918, VAN DEN BRINK 1993

BORZA PÉTER

Kéttüskés bolharák

Dikerogammarus bispinosus MARTYNOV, 1925

Eredeti elterjedési terület

Eredeti elterjedési területe a Kaszpi-, az Azovi- és a Fekete-tenger kisebb sótartalmú részeit, valamint az ide torkolló folyók (köztük a Duna) alsó szakaszát foglalja magában (ún. ponto-kaspikus elterjedés).

Magyarországi megjelenése

A kéttüskés bolharák jelenléte a Duna magyarországi szakaszán az 1920-as évek óta ismert (DUDICH 1927), a folyó felső, ausztriai és németországi részén pedig az 1990-es években jelent meg (MÜLLER *et al.* 2002).



© Potyó Imre

Ekkor már a Rajna–Majna–Duna-csatornán keresztül további terjeszkedése is lehetővé vált: az ezredforduló után a Rajna hollandiai és franciaországi szakaszán is kimutatták jelenlétét (LABAT *et al.* 2011).

Biológiája

A kéttüskés bolharák a három inváziós *Dikerogammarus* faj közül a legkisebb termetű, legnagyobb testhossza kb. 16 mm. Nevét a farokszelvényeit díszítő két dudor csúcán található két-két tüskéről kapta (a másik két *Dikerogammarus* faj esetében a tüskék száma változó). Áramláskedvelő faj, nagyobb folyók gyors sodrású, kavicsos mederszakaszain tud tartósan megtelepedni (BORZA *et al.* 2017). Ha lehetősége van, a kőszórásokat is benépesíti, ám azokról nagyobb termetű rokona, a kétpúpos bolharák (*Dikerogammarus villosus*) képes kiszorítani (BORZA *et al.* 2017).

Ökológiai igényei Magyarországon

Az utóbbi időkből csak a Dunából ismert az előfordulása, ahol gyors folyású szakaszok kavicsos élőhelyein alakulnak ki jelentősebb, akár 1000 egyed/m² feletti sűrűségű állományai (BORZA *et al.* 2017). A Balatonba 1950-ben, a közönséges hasadtlábúrák (*Limnomysis benedeni*) szándékos betelepítése során, véletlenül jutott be, és sikeresen meg is telepedett a pontuszi bolharákkal (*Dikerogammarus haemobaphes*) együtt (PONYI 1956), azonban az ezredfordulót követően – feltehetően a kétpúpos bolharák (*D. villosus*) megjelenésének hatására – teljesen eltűnt (BORZA *et al.* 2017). Korábban több folyóból, csatornából és patak-ból is jelezték előfordulását (JUHÁSZ *et al.* 2006), de

a faj jelenléte ezekben a vizekben azóta nem nyert megerősítést.

Ökológiai problémák

A kéttüskés bolharák és a pontuszi bolharák (*Dikerogammarus haemobaphes*) balatoni betelepítése nyomán eltűnt a tóból a tüskés bolharák (*Gammarus roeselii*) (PONYI 1956), de a két *Dikerogammarus* faj szerepét ebben nem tudjuk egyértelműen szétválasztani. Kisebb mérete és összességében gyengébb kompetitív képességei alapján valószínű, hogy a kéttüskés bolharák ökológiai hatása a leggyengébb a három inváziós *Dikerogammarus* faj közül. Halak (Pisces) táplálékként ugyanakkor lehet jelentősége, főként az áramláskedvelő halfajok számára.

Gazdasági hatások

Gazdasági hatása nem ismert, de jelenléte bizonyos halfajok (Pisces) állományára befolyással lehet.

Védekezési lehetőségek

A faj megtelepedett állományainak kiirtása, gyérítése nem életszerű. Feltételezhető, hogy az eddigieken túl további élőhelyeken (pl. a Drávában és a Felső-Tiszában) is meg tudna telepedni, ezért emberi közvetítéssel történő terjesztését el kell kerülni.

Irodalom

BORZA *et al.* 2017, DUDICH 1927, JUHÁSZ *et al.* 2006, LABAT *et al.* 2011, MÜLLER *et al.* 2002, PONYI 1956

BORZA PÉTER

Pontuszi bolharák

Dikerogammarus haemobaphes (EICHWALD, 1841)

Eredeti elterjedési terület

Eredeti elterjedési területe a Kaszpi-, az Azovi- és a Fekete-tenger kisebb sótartalmú részeit, valamint az ide torkolló folyók (köztük a Duna) alsó szakaszát foglalja magában (ún. ponto-kaspikus elterjedés).

Magyarországi megjelenése

A pontuszi bolharák jelenlétét a Duna és a Tisza magyarországi szakaszán már az 1920-as években kimutatták (DUDICH 1927), a Balatonban pedig az 1950-es véletlen betelepítése óta van jelen (PONYI 1956).



© Denis Copilaș-Ciocianu

A Duna németországi szakaszát az 1970-es években érte el, majd a Rajna–Majna–Duna-csatorna megnyitása (1992) után nem sokkal a Rajnában is elterjedt (TITTIZER *et al.* 2000). Az ezredfordulót követően Franciaország számos folyójában is megtelepedett (LABAT *et al.* 2011), sőt 2012-ben Angliában is megjelent (GALLARDO & ALDRIDGE 2013). Terjedése a Dnyeper vízgyűjtőjéről kiindulva egy másik útvonalon is végbement: Fehéroroszországon, Lengyelországon és Németországon keresztül (BIJ DE VAATE *et al.* 2002). Egy genetikai vizsgálat kimutatta, hogy ez utóbbi populáció érte el Angliát, illetve igazolta egy kriptikus faj jelenlétét is az eredeti elterjedési területen belül (JAŹDŹEWSKA *et al.* 2020).

Biológiája

A pontuszi bolharák a kétpúpos bolharáknál (*Dikerogammarus villosus*) valamivel kisebb testű (testhossza legfeljebb kb. 18 mm), és felépítése is kevésbé robusztus. Hírhedtebb rokonánál jobb terjedési képességgel rendelkezik, ezért terjeszkedése során a legtöbb helyen korábban jelent meg. Ugyanakkor kompetíciós képessége a kétpúpos bolharáknál gyengébb (KOBÁK *et al.* 2016), ezért annak megjelenése után általában lecsökken az állománya (KLEY & MAIER 2006). Táplálkozásában hasonlóan fontos szerepet játszik a ragadozó életmód (BACELA-SPYCHALSKA & VAN DER VELDE 2013), egyedenkénti hatása azonban gyengébb a kétpúpos bolharákhoz képest (BOVY *et al.* 2014). Aljzatok tekintetében széles preferenciával rendelkezik, kövek, kavicsok mellett a vízínövényeken és a vándorkagyló (*Dreissena polymorpha*) telepein is előfordul (KOBÁK *et al.* 2009).

Ökológiai igényei Magyarországon

A pontuszi bolharák az egyik legelterjedtebb pontokaspikus inváziós rákfaj hazánkban, csaknem minden nagyobb folyóban, csatornában jelen van. A Dunában elsősorban közepes-lassú áramlású részekben, kavicsos aljzaton fordul elő (BORZA *et al.* 2017), a Balatonban pedig a partvédő kövezések mélyebb részein, a vándorkagyló (*Dreissena polymorpha*) és a keleti vándorkagyló (*D. rostriformis*)

bugensis) telepein, valamint a hínárosokban van jelen, helyenként jelentős egyedsűrűségben (MUSKÓ & LEITOLD 2003, MUSKÓ *et al.* 2007).

Ökológiai problémák

A pontuszi bolharák a kétpúpos bolharákhoz (*Dikerogammarus villosus*) képest gyengébb kompetíciós képességgel rendelkeznek és kevésbé falánk ragadozó, ezért hatása ott lehet jelentős, ahol a másik faj még nem jelent meg, vagy számára kevésbé megfelelő az élőhely. A pontuszi bolharák megjelenése után általában nem tűnnek el rögtön az őshonos bolharákfajok (Gammaridae) (KLEY & MAIER 2006), de ez nem feltétlenül jelent hosszú távon stabil együttélést. Magyar viszonylatban a tüskés bolharák (*Gammarus roeselii*) balatoni eltűnésében lehetett szerepe (PONYI 1956), ám hatását nem tudjuk egyértelműen szétválasztani a vele együtt megjelent kéttüskés bolharáké-tól (*Dikerogammarus bispinosus*).

Gazdasági hatások

Gazdasági hatása nem ismert, de jelenléte bizonyos halfajok (Pisces) állományára befolyással lehet.

Védekezési lehetőségek

Megtelepedett állományainak kiirtása, gyérítése nem életszerű. Feltételezhető, hogy terjeszkedési lehetőségeit nagyobb folyóink tekintetében már nagyrészt kimerítette, ugyanakkor nem zárható ki, hogy izoláltabb tavakban, víztározókban is képes lehet megtelepedni. Emberi közreműködéssel történő terjesztése (pl. csónakokra tapadva) ezért megelőzendő.

Irodalom

BACELA-SPYCHALSKA & VAN DER VELDE 2013, BIJ DE VAATE *et al.* 2002, BORZA *et al.* 2017, BOVY *et al.* 2014, DUDICH 1927, GALLARDO & ALDRIDGE 2013, JAŹDŹEWSKA *et al.* 2020, KLEY & MAIER 2006, KOBÁK *et al.* 2009, 2016, LABAT *et al.* 2011, MUSKÓ & LEITOLD 2003, MUSKÓ *et al.* 2007, PONYI 1956, TITTIZER *et al.* 2000

BORZA PÉTER

Kétpúpos bolharák

Dikerogammarus villosus (SOWINSKY, 1894)

Eredeti elterjedési terület

A faj az ún. ponto-kaspikus régióból származik, amely a Kaszpi-, az Azovi- és a Fekete-tenger vidékét foglalja magában. Ezek kisebb sótartalmú részeiben, valamint az ide torkolló folyók alsó szakaszain fordul elő (REWICZ *et al.* 2014). A Dunában az eredeti elterjedése a deltavidékre korlátozódott (BORZA *et al.* 2017).

Magyarországi megjelenése

A faj fő terjedési útvonala a Duna–Majna–Rajna vízi út volt, amelyen keresztül Közép- és Nyugat-Európa számos országába eljutott. Ettől függetlenül a Dnyeper felől Lengyelország felé terjedt, valamint a Volga felsőbb szakaszain is megjelent (REWICZ *et al.* 2015). Első hiteles magyarországi előfordulási adatai

az 1970-es évekből származnak a Dunából – ennél korábbi említései az akkor még alfajként kezelt két-tüskés bolharákra (*Dikerogammarus bispinosus*) vonatkoznak –, a Balatonban pedig az ezredforduló környékére tehető a megjelenése (BORZA *et al.* 2017). Nagy léptékű terjedését elsősorban a hajózás segíthette elő, de számos elszigetelt tóban is megjelent, amit valószínűleg kisebb hajók, csónakok és egyéb vízisport-eszközök szállítása tett lehetővé (BACELASPYCHALSKA *et al.* 2013).

Biológiája

A kétpúpos bolharák egy viszonylag nagy terméltű faj, a kifejlett példányok testhossza meghaladhatja a 2 cm-t is. Nevét a farokszelvények háti oldalán található két jellegzetes dudorról kapta (ez azonban a többi



© Kriska György

Dikerogammarus fajnál is megtalálható). Testét gyakran látványos foltmintázat díszíti, ugyanakkor előfordulnak mintázatlan, egyszínű példányok is.

A legsikeresebb inváziós fajok között tarthatjuk számon, amit elsősorban széles táplálékspektrumának köszönhet. Számos különböző táplálékforrást képes hasznosítani a mikroalgáktól a bomló növényi részekén át az élőbevonatig, ugyanakkor jellemző rá a ragadozó táplálkozás is (PLATVOET *et al.* 2009). Sikeréhez hozzájárulhat gyors növekedése és szaporodása (PÖCKL 2009), valamint viszonylag kemény kültakarója is, amelynek köszönhetően a ragadozók más bolharákfajokhoz (Gammaridae) képest kevésbé szívesen zsákmányolják (BŁOŃSKA *et al.* 2015).

Ökológiai igényei Magyarországon

A kétpúpos bolharák nagyobb folyókban (Duna, Dráva, Tisza és azok főbb mellékfolyói), valamint a Balatonban fordul elő. Elsősorban kövek, méretesebb kavicsok, fadarabok alatt találkozhatunk vele. A Balatonban a partvédő kövezés sekélyebb részeinek domináns faja, ott m²-enként akár több ezer egyed is előfordulhat (MUSKÓ *et al.* 2007).

Ökológiai problémák

A faj ökológiai hatása elsősorban ragadozó táplálkozásával függ össze, melynek eredményeképpen bizonyos prédafajok – akár más bolharákfajok (Gammaridae) – állománya lecsökkenhet, vagy esetleg el is tűnhet (DICK *et al.* 2002). A közvetlen hatást tovább erősítheti, hogy a prédafajok bűvőhelyeik elhagyására kényszerülhetnek, ezért könnyebben esnek áldozatul más ragadozóknak (DE GELDER *et al.* 2016). Ez a hatás minden bizonnyal szerepet játszhatott számos őshonos (pl. *Gammarus* fajok) vagy más inváziós bolharákfajok visszaszorulásában Európában. Magyarországi viszonylatban a kéttüskés bolharák (*Dikerogammarus bipinosus*) balatoni eltűnése írható feltételezhetően

a számlájára (BORZA *et al.* 2017). A Dunában korábban előforduló őshonos fajok viszont valószínűleg már a másik két *Dikerogammarus* faj korábbi megjelenése után visszaszorultak. Megjegyzendő ugyanakkor, hogy az őshonos fajok a kétpúpos bolharák számára nem megfelelő élőhelyeken (pl. partakokban) fennmaradtak, ahogy élőhelyi elkülönülés révén és megfelelő körülmények között a többi ponto-kaspikus faj is képes az együttélésre (BORZA *et al.* 2018a).

Gazdasági hatások

A kétpúpos bolharák által előidézett változások a táplálékhálózatban minden bizonnyal kiterjedhetnek gazdaságilag fontos halfajokra (Pisces) is, ám ennek mértéke nem ismert.

Karmaival képes érezhető, de csak felületi sérüléseket okozni fedetlen bőrrel hosszasan mozdulatlanul vízben álló embereknek (pl. horgászat közben). Mivel azonban ez nem egy jellemző magatartás, és a sérülések csekélyek, a jelenség egészségre gyakorolt hatása elhanyagolható.

Védekezési lehetőségek

Megtelepedett állományainak kiirtása, gyérítése nem életszerű. Mivel nagyobb vizeink tekintetében már kimerítette a terjeszkedési lehetőségeit, további terjedésének megelőzésére a kisebb, izoláltabb vízterek esetében van lehetőség, elsősorban a víztestek között szállított csónakok, sportfelszerelések megtisztítása révén.

Irodalom

BACELA-SPYCHALSKA *et al.* 2013, BŁOŃSKA *et al.* 2015, BORZA *et al.* 2017, 2018a, DE GELDER *et al.* 2016, DICK *et al.* 2002, MUSKÓ *et al.* 2007, PLATVOET *et al.* 2009, PÖCKL 2009, REWICZ *et al.* 2014, 2015

BORZA PÉTER

Karcsú bolharák

Chaetogammarus ischnus (STEBBING, 1899)

Eredeti elterjedési terület

Eredeti elterjedési területe a Kaszpi-, az Azovi- és a Fekete-tenger kisebb sótartalmú részeit, valamint az ide torkolló folyók (köztük a Duna) alsó szakaszait foglalta magában (ún. ponto-kaspikus elterjedés).

Magyarországi megjelenése

Első, feltételezhetően nem őshonos előfordulását Magyarországról jelezték az 1920-as években (DUDICH 1927), azonban a valós dátum ennél jóval korábbi lehet, hiszen ekkor már a Dunában



© Potyó Imre

és a Tiszában is jelen volt. Nem sokkal később Lengyelországban is megtalálták, ahonnan tovább tudott terjedni nyugat felé (CRISTESCU *et al.* 2004). Németországot és Hollandiát ebből az irányból már a Rajna–Majna–Duna-csatorna megnyitása (1992) előtt elérte, míg Franciaországban a 2000-es években találták meg (LABAT *et al.* 2011). Feltehetőleg óceánjáró hajók ballasztvizével Észak-Amerikába is eljutott, ahol a ponto-kaspikus eredetű bolharák (Gammaridae) közül mindeddig egyedülként sikeresen meg is telepedett az 1990-es években (WITT *et al.* 1997).

Biológiája

A karcshú bolharák viszonylag kis termetű faj, legnagyobb testhossza kb. 8-9 mm. Nevét oldalról erősen lapított testéről kapta, amely lehetővé teszi számára, hogy beférkőzzön a nagyobb kavicsok, kagylóhéjak közötti szűk résekbe, így kerülve el a kontaktust a többi bolharáffajjal (Gammaridae) (BORZA *et al.* 2018a). Táplálékul feltehetően az élőbevonatot és a víz által sodort szemcséket hasznosíthatja, a ragadozó táplálkozás a nagyobb testű fajokhoz képest kevésbé jellemző rá (BACELA-SPYCHALSKA & VAN DER VELDE 2013, VAN RIEL *et al.* 2006).

Ökológiai igényei Magyarországon

A karcshú bolharák három legnagyobb folyónkban (Duna, Tisza, Dráva) van jelen. Áramláskedvelő faj, nagyobb állományai (akár több ezer egyed/m²) a Duna gyors folyású, kavicsos szakaszain és

a lerakódott üres kagylóhéjakban bővelkedő élőhelyeken fordulnak elő (BORZA *et al.* 2018a).

Ökológiai problémák

Észak-amerikai megtelepedése során egyes tanulmányok szerint visszaszorította az ott őshonos bolharáffajokat (Gammaridae), más vizsgálatok azonban ezt nem támasztották alá (COOPER *et al.* 2012). Európai terjeszkedésével összefüggésben ilyen hatás nem merült fel. Ökológiai jelentősége elsősorban halak (Pisces) – főként az áramláskedvelő fajok – táplálékként lehet.

Gazdasági hatások

Gazdasági hatása nem ismert, de táplálékforrásként bizonyos halfajok (Pisces) állományára befolyással lehet.

Védekezési lehetőségek

Megtelepedett állományainak kiirtása, gyérítése nem életszerű. Bár napjainkra javarészt elérhette a számára megfelelő élőhelyeket, emberi közvetítéssel történő terjesztése (pl. csónakokra tapadva) megelőzendő.

Irodalom

BACELA-SPYCHALSKA & VAN DER VELDE 2013, BORZA *et al.* 2018a, COOPER *et al.* 2012, CRISTESCU *et al.* 2004, DUDICH 1927, LABAT *et al.* 2011, VAN RIEL *et al.* 2006, WITT *et al.* 1997

BORZA PÉTER

Borzas bolharák

Trichogammarus trichiatus (MARTYNOV, 1932)

Eredeti elterjedési terület

Elterjedési területe eredetileg a Kaszpi-, az Azovi- és a Fekete-tenger kisebb sótartalmú részeire, valamint az azokba torkolló folyók (köztük a Duna) alsó szakaszára korlátozódott (BORZA *et al.* 2015).

Magyarországi megjelenése

Eredeti áréáján kívüli első előfordulását a Duna németországi szakaszán észlelték 1996-ban, ahová feltételezhetően hajókkal jutott el a folyó alsó szakaszáról, majd a Rajnán keresztül több országban is



© Jean-François Cart

elterjedt (BIJ DE VAATE *et al.* 2002, LABAT *et al.* 2011, RACHALEWSKI *et al.* 2013). A Dunában folyásirányban lefelé folytatta terjedését, melynek során a magyar szakasz legfelső részén is megjelent. 2009-ben került elő először Rajkánál (BORZA 2009), ezt követően azonban dunai terjedése látszólag megállt.

Mindezzel párhuzamosan a Dnyeper mentén is terjeszkedésnek indult, ahol Fehéroroszországig jutott (LIPINSKAYA *et al.* 2018).

Biológiája

A borzas bolharák egy közepes termetű (legnagyobb testhossza kb. 15 mm), viszonylag robusztus felépítésű faj, mely nevét a hímeket díszítő dús, bozontos sertékről kapta (a nőstények sertéi egyenesek). Biológiájáról kevés információ áll rendelkezésre. A nem őshonos előfordulási területén főként folyók duzzasztott szakaszairól és csatornákból ismert előfordulása. Az eddigi szórványos megfigyelések alapján elsősorban a bomló növényi részek között található meg, ugyanakkor igényli a jó oxigénellátottságot (BORZA *et al.* 2018a). Valószínűleg táplálékul is a növényi részeket hasznosítja.

Ökológiai igényei Magyarországon

A borzas bolharák jelenlegi ismereteink szerint Magyarországon csak a Duna szigetközi ágrendszerében fordul elő. Első megtalálásának helyén stabil állománnyal rendelkezik, ám ezen kívül csak néhány szórványos előfordulásról tudunk. Folyásirányban

lefelé az ágrendszeren túl történő terjedését valószínűleg a megfelelő élőhelyek hiánya gátolja, ugyanakkor feltételezhető, hogy további vízterekben (pl. csatornák, tavak nádasai) is meg tudna telepedni, ha képes lenne eljutni azokba.

Ökológiai problémák

Konkrét ökológiai probléma (pl. más fajok kiszorítása) eddig nem merült fel a borzas bolharákkal kapcsolatban. Speciális élőhelyigénye ellenére megfelelő körülmények között tömegessé válhat (BORZA *et al.* 2018a), ezért halak (Pisces) táplálékként lehet jelentősége.

Gazdasági hatások

Gazdasági hatása nem ismert, de jelenléte bizonyos halfajok (Pisces) állományára befolyással lehet.

Védekezési lehetőségek

Megtelepedett állományainak kiirtása, gyérítése nem életszerű. Noha a jelek szerint nem kifejezetten problematikus faj, emberi közvetítéssel történő terjesztése (pl. csónakokra tapadva) megelőzendő.

Irodalom

BIJ DE VAATE *et al.* 2002, BORZA 2009, BORZA *et al.* 2015, 2018a, LABAT *et al.* 2011, LIPINSKAYA *et al.* 2018, RACHALEWSKI *et al.* 2013

BORZA PÉTER

Kövér bolharák

Obesogammarus obesus (G. O. Sars, 1894)

Eredeti elterjedési terület

Eredeti elterjedési területe a Kaszpi-, az Azovi- és a Fekete-tenger kisebb sótartalmú részeit, valamint az ide torkolló folyók (köztük a Duna) alsó szakaszait foglalja magában (ún. ponto-kaszpikus elterjedés).

Magyarországi megjelenése

A kövér bolharák eredeti elterjedési területén kívüli első előfordulását a magyar Duna-szakaszcól jelezték az 1990-es évek elején (NESEMANN *et al.* 1995). Később a felsőbb szakaszokon is megjelent,



© Potyó Imre

és a Rajna–Majna–Duna-csatorna lehetővé tette további terjeszkedését is a Rajna mentén (NEHRING 2006, BOONSTRA *et al.* 2016). Ezzel párhuzamosan a Dnyeper vízgyűjtőjén is megfigyelték a terjedését, ahol Fehéroroszországig jutott (SEMENCHENKO & VEZHNOVETZ 2008).

Biológiája

A kövér bolharák egy viszonylag kis termetű – 10 mm maximális testhosszúságú – faj, amely a nevét feltűnően tömzsi testfelépítéséről kapta. Középen vastag, végein elvékonyodó teste, és rövid, erős végtagjai az ásó életmódhoz való alkalmazkodást szolgálják, ugyanis a ragadozókkal szembeni védekezés érdekében képes finom szemcsés üledékekbe beásni magát. Táplálékát is feltehetően a szemcsék közül gyűjti be.

Ökológiai igényei Magyarországon

Élőhelyein a finom szemcsés, de stabil aljzatokat (apró kavics, homok, agyag) kedveli, ahol megfelelő körülmények között (pl. jó táplálékellátottságú tegzesraktelepeken) m²-enként akár a többeszes egyedsűrűséget is elérheti (BORZA *et al.* 2018a). Magyarországon csak a Dunában és a Tisza alsó szakaszán fordul elő.

Ökológiai problémák

Jelentősége elsősorban halak (Pisces) táplálékként lehet. Jelenléte elősegítheti más inváziós fajok – pl. gébek (Gobiidae) – megtelepedését.

Gazdasági hatások

Gazdasági hatása nem ismert, de jelenléte bizonyos halfajok (Pisces) állományára befolyással lehet.

Védekezési lehetőségek

Megtelepedett állományainak kiirtása, gyérítése nem életszerű. Feltételezhető, hogy az eddigiken túl további élőhelyeken (pl. a Tisza felsőbb szakaszain és mellékfolyóiban, a Drávában vagy akár a Balatonban) is meg tudna telepedni, ezért emberi közvetítéssel történő terjesztését meg kell akadályozni.

Irodalom

BOONSTRA *et al.* 2016, BORZA *et al.* 2018a, NEHRING 2006, NESEMANN *et al.* 1995, SEMENCHENKO & VEZHNOVETZ 2008

BORZA PÉTER

Vaskos bolharák

Pontogammarus robustoides (G. O. Sars, 1894)

Eredeti elterjedési terület

Eredeti elterjedési területe a Kaszpi-, az Azovi- és a Fekete-tenger kisebb sótartalmú részeit, valamint az ide torkolló folyók (köztük a Duna) alsó szakaszait foglalja magában (ún. ponto-kaszpikus elterjedés).

Magyarországi megjelenése

A vaskos bolharákat a volt Szovjetunió területén – a halállomány táplálékkészletének bővítése céljából – számos tóba és víztározóba betelepítették. Az 1960-as évekből sikeres litvániai

telepítések révén a Balti-tenger vízgyűjtőjére is eljutott (ARBAČIAUSKAS *et al.* 2010), ahonnan az 1980-as évekre tovább tudott terjeszkedni Lengyelország felé (GRABOWSKI *et al.* 2007), majd később megjelent Németországban (TITTIZER *et al.* 2000) és Hollandiában is (MOEDT & VAN HAAREN 2018). Terjedése a Duna vízgyűjtőjén ezektől függetlenül, jóval később kezdődött. Minden előjel nélküli első magyarországi észlelése meglepő módon nem a Dunában, hanem a Marosban történt 2019-ben (CSABAI *et al.* 2020).



© Denis Copilaș-Ciocianu

Biológiája

A vaskos bolharák egy viszonylag nagy termetű (legnagyobb testhossza 18 mm), zömök testfelépítésű faj. A kövér bolharákhoz (*Obesogammarus obesus*) hasonlóan ásó életmódú, elsősorban lágy aljzatokon fordul elő. Kövek, fadarabok közötti résekben is szívesen tartózkodik, ha a feltételek adottak számára, de a kétpúpos bolharák (*Dikerogammarus villosus*) jelenlétében többnyire kiszorul ezekről a búvóhelyekről (JERMÁCZ *et al.* 2015). A kétpúpos bolharákhoz hasonlóan jellemző rá a ragadozó táplálkozás (BACELA-SPYCHALSKA & VAN DER VELDE 2013).

Ökológiai igényei Magyarországon

A vaskos bolharák jelenlegi ismereteink szerint Magyarországon csak a Marosban és a Tiszán a Maros torkolata alatti szakaszán fordul elő. Több mintavételi helyről, számos példánya került elő, ezért feltételezhető, hogy állománya stabil. Mivel élőhelyét tekintve meglehetősen tág tűrésű faj (tavakban, víztározókban, csatornában, folyókban egyaránt képes megtelepedni), további jelentős mértékű terjeszkedése várható.

Ökológiai problémák

Litvániai tavakban kimutatták, hogy a vaskos bolharák hatására számottevően csökken a part menti gerinctelenközösségek biomasszája és fajgazdagsága (GUMULIAUSKAITĖ & ARBAČIAUSKAS 2008). Bár a vaskos bolharákat a halak (Pisces) szívesen fogyasztják, megtelepedésével a táplálékkínálat összességében

nem javul, sőt bizonyos őshonos gerinctelenfajok jelentősen visszaszorulhatnak (ARBAČIAUSKAS *et al.* 2010). Magyarországi viszonylatban a kétpúpos bolharák (*Dikerogammarus villosus*) korábbi terjeszkedésének hatására hasonló folyamatok már végbemehettek nagyobb folyóinkban, a vaskos bolharák tágabb élőhelyi preferenciájának következtében ugyanakkor több, más jellegű víztestben is előidézhet ilyen jellegű változásokat.

Gazdasági hatások

A litvániai betelepítéseknek nem volt kimutatható pozitív hatása a halállományokra (ARBAČIAUSKAS *et al.* 2010).

Védekezési lehetőségek

Megtelepedett állományainak kiirtása, gyérítése nem életszerű. Feltételezhető, hogy jelenlegi korlátozott elterjedési területén túl még számos, akár áramló, akár állóvizünkben meg tudna telepedni, ezért emberi közvetítéssel történő terjesztése megelőzendő.

Irodalom

ARBAČIAUSKAS *et al.* 2010, BACELA-SPYCHALSKA & VAN DER VELDE 2013, CSABAI *et al.* 2020, GRABOWSKI *et al.* 2007, GUMULIAUSKAITĖ & ARBAČIAUSKAS 2008, JERMÁCZ *et al.* 2015, MOEDT & VAN HAAREN 2018, TITTIZER *et al.* 2000

BORZA PÉTER

Pontuszi víziászka

Jaera sarsi VALKANOV, 1936

Eredeti elterjedési terület

Eredeti elterjedési területe a Kaszpi-, az Azovi- és a Fekete-tenger kisebb sótartalmú részeit, valamint az ide torkolló folyók (köztük a Duna) alsó szakaszait foglalja magában (ún. ponto-kaszpikus elterjedés).

Magyarországi megjelenése

A pontuszi víziászka apró termete és rejtőzködő életmódja miatt viszonylag nehezen észrevehető, ezért terjeszkedésének történetéről meglehetősen bizonytalanok az ismereteink. Első, feltételezhetően nem



© Jean-François Cart



őshonos előfordulását a magyar Tisza-szakaszon jelezték 1930-ban (DUDICH 1930), majd néhány évvel később a Dunában is megtalálták Budapestnél (KESSELYÁK 1938). A 1960-as években már a német Duna-szakaszon is jelen volt, majd a Rajna–Majna–Duna-csatorna megnyitását (1992) követően tovább tudott terjedni Nyugat-Európa felé (BIJ DE VAATE *et al.* 2002). Jelenlétét a Balatonban az 1990-es években észlelték (NESEMANN *et al.* 1995, PONYI & P. ZÁNKAI 1969).

Biológiája

A mindössze 2-3 mm-es testhosszt elérő pontuszi víziászka kizárólag szilárd aljzatokon fordul elő. Erősen lapított testével be tud jutni a kövek, nagyobb kavicsok, növényi törmelékek közötti legszűkebb résekbe is, ahová a nála nagyobb testű ragadozók nem tudják követni (BORZA *et al.* 2018a). Táplálékaul feltehetően a köveket borító élőbevonat és a bomló növényi anyagok szolgálnak.

Ökológiai igényei Magyarországon

A pontuszi víziászka három legnagyobb folyónkban (Duna, Tisza, Dráva) és a Balatonban van jelen. Áramló vizekben a gyorsabb folyású, kavicsos, köves élőhelyeket kedveli, ahol akár több ezer egyed is előfordulhat m²-enként (BORZA *et al.* 2018a). A Balatonban a partvédő kövezések jellemző, gyakran tömeges faja

(MUSKÓ *et al.* 2007), de a hínárosokban is előfordul (MUSKÓ & LEITOLD 2003).

Ökológiai problémák

Ökológiai szerepe elsősorban kisebb testű ragadozók – pl. bolharákok (Gammaridae), gébek (Gobiidae) és egyéb kis méretű halak (Pisces) – táplálékként lehet, így jelenléte elősegítheti más inváziós fajok megtelepedését.

Gazdasági hatások

Gazdasági hatása nem ismert, de jelenléte bizonyos halfajok (Pisces) állományára befolyással lehet.

Védekezési lehetőségek

A faj megtelepedett állományainak kiirtása, gyérítése nem életszerű. Bár napjainkra javarészt elérhette a számára megfelelő élőhelyeket, emberi közvetítéssel történő terjesztését (pl. csónakokra tapadva) azonban meg kell akadályozni.

Irodalom

BIJ DE VAATE *et al.* 2002, BORZA *et al.* 2018a, DUDICH 1930, KESSELYÁK 1938, MUSKÓ & LEITOLD 2003, MUSKÓ *et al.* 2007, NESEMANN *et al.* 1995, PONYI & P. ZÁNKAI 1996

BORZA PÉTER

SZIPÓKÁSOK

Hemiptera

Tölgy-csipkéspoloska

Corythucha arcuata (SAY, 1832)

Eredeti elterjedési terület

Észak-Amerikában, az Egyesült Államok keleti felében, egészen Kanada déli részéig őshonos (BARBER 2010).

Magyarországi megjelenése

Európában 2000-ben, Olaszországban észlelték először (BERNARDINELLI & ZANDIGIACOMO 2001). Már ekkor felvetették, hogy egész Európában elterjedhet, és a terjedés megállítása valószínűleg reménytelen.

A behurcolás pontos részletei nem ismertek, de feltételezhető, hogy élő növényi anyaggal együtt került be kontinensünkre. Bár a kifejlett tölgy-csipkéspoloskák röpképesek, a faj jellegzetes „autóstoppos”, nagyobb távolságokra a közúti és a vasúti forgalom segíti elő gyors terjeszkedését. Így az nem egy „frontvonal” mentén történik, hanem egymástól távoli, eleinte elszigetelt gócokban is feltűnhet, amelyek később folyamatosan növekedve összeolvadhatnak.



© Csóka György



Leváló fakéreg alatt csoportosan telelő csipkésposloskák

2002-ben Svájcban Malaise-csapdával két példányt fogtak (FORSTER *et al.* 2005). Szintén 2002-ben Törökországban, Isztambultól kb. 200 km-re keletre is előkerült (MUTUN 2003). 2005-ben Iránban (Nyugat-Azerbajdzsán) is megtalálták (SAMIN & LINNAVOURI 2011). 2008 nyarára törökországi elterjedési területe már elérte a 28 ezer km²-t (MUTUN *et al.* 2009). Valószínű, hogy ez a nyugat-ázsiai góc szolgált később a Balkán-félszigeten keresztül történő terjeszkedés forrásaként. A terjedési útvonal(ak) rekonstruálása populációgenetikai vizsgálatok segítségével folyamatban van.

2012 júliusában megtalálták Bulgáriában (DOBREVA *et al.* 2013). 2013-ban előkerült Magyarországon (Szarvas, Vácrátót) (CSÓKA *et al.* 2013), Horvátországban (HRAŠOVEC *et al.* 2013) és Szerbiában (POLJAKOVIĆ-PAJNIK *et al.* 2015, PAP *et al.* 2015). 2015-ben az oroszországi Krasznodar közelében észlelték (NEIMOROVETS *et al.* 2017), 2016-ban Albániában (E. COTA *pers. comm.*), valamint Romániában, egymástól kb. 400 km-re lévő két helyen (DON *et al.* 2016,

CHIRECEANU *et al.* 2017), illetve Szlovéniában, a horvát határhoz közel tűnt fel (JURC & JURC 2017). Bosznia-Hercegovinában (GLAVENDEKIĆ & VUKOVIĆ BOJANOVIĆ 2017, DAUTBAŠIĆ *et al.* 2018), Délnyugat-Franciaországban (STREITO *et al.* 2018) és Ukrajnában (V. MESHKOVA *pers. comm.*) 2017-ben észlelték először. 2018 májusában Észak-Görögországban (CSÓKA *et al.* 2020), júniusban pedig Szlovákiában is megtalálták (ZÚBRIK *et al.* 2018). Ugyanebben az évben került elő Moldovából is (DERJANSCHI & MOCREAC 2018). Észak-Macedóniában, Skopje közelében 2019 júliusában regisztrálták (SOTIROVSKI *et al.* 2019). Délkelet-Ausztriában, egy 2019 szeptemberében elvégzett felmérés során már 21 ponton találták meg (SALLMANSHOFER *et al.* 2019). Szintén 2019-ben tűnt fel Csehországban (MERTELÍK & LIŠKA 2020). Legújabb európai előfordulási adata (2021 nyara) Portugáliából, Porto közeléből származik (GIL & GROSSO-SILVA 2021). Nagyon valószínű, hogy a következő években számos további európai országból is ki fogják mutatni megjelenését.



Tölgy-csipkésposloska lárvái

Biológiája

A kifejlett posloska kb. 3 mm hosszúságú, szárnya csipkeszerű. Az elülső szárnyakon három-három barna folt található: kettő a szárny külső élén, egy pedig középen, a szárny belső oldalán (TUBA *et al.* 2012). A sötét színű peték kb. 0,3-0,4 mm magasak, nyújtott formájúak. A barna foltos nimfák tojásdad alakúak, lapítottak, testükön tüskeszerű nyúlványok találhatók.

Évente két nemzedéke biztosan kifejlődik, a harmadik esetleges, annak a táplálékforrás teljes felélése is akadályát jelentheti. A nemzedékek átfedik egymást, azaz májustól októberig minden fejlődési stádiuma egyszerre megtalálható. A kifejlett tölgy-csipkésposloskák fák kéregrepedéseiben, leváló kéregdarabok alatt, lehulló levelekkel befedett ágvillaikban nagyobb csoportokban (akár 1000-nél is több példány egy helyen), októbertől ápriliséig telelnek. A lombfakadással egy időben jönnek elő telelőhelyükről. Ezt követően néhány hétig a levelek fonákján szívogatva ún. érési táplálkozást folytatnak, majd párosodás után a nőstények a levélfonákra, csoportosan rakják le petéiket.

A kifejlett egyedekhez hasonlóan a nimfák is itt szívogatnak.

Eredeti elterjedési területéről számos természetes ellensége ismert, valószínűleg jelentős részben ezeknek is köszönhető, hogy ott nem tulajdonítanak a fának számottevő jelentőséget sem ökológiai, sem gazdasági szempontból. Európai sikerének egyik fő oka éppen az lehet, hogy sikeresen „megszökött” azon természetes ellenségei elől, amelyek őshazájában képesek populációit szabályozni. Európai megjelenése óta a természetes ellenségek vonatkozásában eddig csak szórványos adatok láttak napvilágot. Katicabogarak (Coccinellidae), fátyolkák (Neuroptera) lárvái, pókok (Araneae), ragadozó posloskák (Heteroptera) alkalmasan fogyasztják különböző fejlődési stádiumban lévő egyedeket, de ezektől érdemi szabályozó hatás nemigen várható (PAULIN *et al.* 2020a). Ugyanez a helyzet közeli rokonával, a platán-csipkésposloskával (*Corythucha ciliata*) kapcsolatban is. Ez a faj már több mint fél évszázada van jelen Európában, de szabályozásra is képes természetes ellensége még mindig nem ismert. Érdekesség, hogy a generalista erdei



Tölgy-csipkésposloska által károsított levelek

vöröshangyák (*Formica rufa*) sem fogyasztják, még akkor sem, ha a bolyuk közvetlen közelébe helyezük a kifejlett posloskákkal, illetve lárvákkal ellepített tölgyleveleket (PAULIN *et al.* 2020a).

KOVAČ *et al.* (2020) Horvátországból több, telelő tölgy-csipkésposloskát fertőző rovarpatogén gombáról is beszámolnak. Ezek némelyike Magyarországról is előkerült, de az általuk okozott pusztulás nagyon alacsony mértékű. Némelyikkel ugyan magas mortalitást lehet elérni laboratóriumi körülmények között (SÖNMEZ *et al.* 2016, KOVAČ *et al.* 2021), de a természetben egyiktől sem lehet remélni olyan mértékű hatást, amitől a faj népességének érdemi csökkentése várható volna.

Ökológiai igényei Magyarországon

Tulajdonképpen az összes őshonos eurázsiai lombhullató tölgyfaj (*Quercus* spp.) a tápnövénye lehet (CSÓKA *et al.* 2020). A három legjelentősebb honos tölgyfajunkat – kocsányos tölgy (*Quercus robur*), kocsánytalan tölgy (*Qu. petraea*), csertölgy (*Qu. cerris*) – egyformán kedveli. Az amerikai vörös tölgyeken – vörös tölgy (*Quercus rubra*), skarlát tölgy (*Qu. coccinea*), mocsártölgy (*Qu. palustris*) stb. – viszont nem él meg. A tölgyek mellett több más fa-, cserje- és félcserjefajon – juharok (*Acer* spp.), hársak (*Tilia* spp.), rózsák (*Rosa* spp.), szedrek (*Rubus* spp.) stb. – is gyakoriak szívásnyomai (BERNARDINELLI 2006, CSÓKA *et al.* 2020, NAGY *et al.* 2021), de ezeken petéket és lárvákat ritkábban találni, mint a tölgyeken. Magyarországon mintegy 600 000 ha, Európában pedig több mint 30 millió ha tölgyes kínál számára alkalmas táplálékforrást, azaz a tápnövény hiánya alig-ha fogja korlátozni további terjedését.

Hazai vizsgálatok eredményei alapján úgy tűnik, hogy a telelési mortalitás általában alacsony, így az egyre enyhébbé váló telek sem korlátozzák terjedését, illetve népességnövekedését (CSEPELÉNYI *et al.* 2017a, PAULIN *et al.* 2021).

Valószínű, hogy Békés megyében már az első dokumentált, 2013. májusi szarvasi észlelésnél korábban is jelen lehetett (DANYIK T. *pers. comm.*). 2013 májusában Vácraótton, a Nemzeti Botanikus Kertben is előkerült. Ezután gyorsan terjedt nyugati és északi irányban (CSEPELÉNYI *et al.* 2017b). 2019 őszére már Magyarország minden megyéjében előfordult, az északnyugati megyék (Vas, Győr-Moson-Sopron) kivételével pedig mindenütt vannak olyan gócai, ahol kifejezetten tömeges (PAULIN *et al.* 2020b). A déli megyékben gyakorlatilag már nincs olyan őshonos tölgyállományunk,

ahol jelenléte, illetve hatásai ne lennének kifejezetten feltűnőek. Ha az eddigi terjedési tendenciák folytatódna, tölgyeseink többségében néhány éven belül tömegesen lesz jelen.

Ökológiai problémák

A tölgy-csipkésposloska erős fertőzése esetén az egész erdőállományra kiterjedő lombelszíneződés és lombszáradás már június végére bekövetkezhet, de július végére, augusztus elejére már minden érintett állományban látványossá válik. Szerbiai vizsgálatok szerint az erős tüneteket mutató kocsányos tölgyek (*Quercus robur*) levelein a fotoszintetikus aktivitás 58,8%-kal, a transpirációs aktivitás pedig 21,7%-kal csökkent az érintetlen fák leveleihez képest (NIKOLIĆ *et al.* 2019). Az ilyen mértékű, évenként ismétlődő hatás hosszú távon vélhetően súlyos negatív hatással lesz a tölgyek (*Quercus* spp.) tápanyag- és vízforgalmára. Ez annál inkább fontos szempont, mert az európai erdők jelentős részében a tölgyek gazdasági és ökológiai szempontból is kiemelkedő jelentőségű fafajok.

Az erősen fertőzött levelekben jelentősen lecsökken a nitrogéntartalom, ami a vegetációs időszak második felében fejlődő lombfogyasztó rovarok szempontjából kedvezőtlen. Európában a tölgyekhez kötődnek a legfajgazdagabb herbivor (élő növényi szövetet fogyasztó) rovaregyüttesek. 423 ilyen fajt jegyeztek fel az Egyesült Királyságban (KENNEDY & SOUTHWOOD 1984), 298-at Németországban (ALTENKIRCH 1986) és több mint 670-et Magyarországon (CSÓKA & AMBRUS 2016). A magyarországi herbivor lepké-fajok (Lepidoptera) közül több mint 300 táplálkozik tölgyeken. Az összes tölgyön fejlődő herbivor

rovarunk közül közel 300 faj tölgy-specialista (CSÓKA & AMBRUS 2016). Az Egyesült Királyságban végzett legutóbbi vizsgálat során 326 tölgy-specialista fajt találtak, ebből 57 gomba (Fungi), 257 gerinctelen és 12 zuzmó (Lichenophyta) (MITCHELL *et al.* 2019). Csak Magyarországon közel 450 ízeltlábút (Arthropoda) – köztük ritka és védett fajokat is – jegyezték fel, amelyek valamilyen módon (szívogatás, rágás, gubacsokozás, aknázás) a leveleken táplálkoznak (CSÓKA & AMBRUS 2016). A legmagasabb számban ezek a fajok a vegetációs periódus első felében (április–május) fordulnak elő a friss leveleken, azért a tölgy-csipkésposloska hatása vélhetően közvetlenül kevésbé veszélyezteti azokat. Ugyanakkor a vegetációs időszak második felében a még szintén jelentős számban lévő lombfogyasztó fajokra – különösen a tölgy-specialistákra – nézve már sokkal erősebb hatások jelentkezhetnek.

Előzetes vizsgálataink alapján a tölgy-specialista pergamen-púposzöví (*Harpyia milhauseri*), a tölgyfa-púposzöví (*Drymonia querna*), illetve egy petytyesaraszoló (*Cyclophora* sp.) hernyói éheztek, majd elpusztultak, ha csak tölgy-csipkésposloskával fertőzött leveleket kaptak. A gubacsokozó fajok közül a golyógubacsdaráznál (*Cynips quercusfolii*), a bogyógubacsdaráznál (*Neuroterus quercusbaccarum*)

és a selyemgomb-gubacsdaráznál (*N. numismalis*) jelentős mértékű pusztulást figyeltek meg a fertőzött leveleken (PAULIN *et al.* 2019). A herbivor rovarok egyedszámának jelentős, hosszabb időszakon át tartó folyamatos csökkenése természetes ellenségeikre – madarak (Aves), ragadozó ízeltlábúak, paraziták stb. – is jelentős hatással lehet.

Még nem bizonyított, de feltételezhető, hogy a tölgyekkel tápanyagforgalmi kapcsolatban lévő egyéb fajokra és fajegyüttesekre (pl. mikorrhiza gombák) is hatást gyakorolhatnak a tölgy-csipkésposloska által okozott fiziológiai és tápanyag-ellátási zavarok.

Északnyugat-Görögországban a tölgy-csipkésposloska közeli rokon faja, a platán-csipkésposloska (*Corythucha ciliata*) tömegesen vízbe hullva halpusztulást okozott pisztrángnevelő telepeken (SAVVIDIS *et al.* 2009). Ez alapján okkal feltételezhető, hogy a tölgy-csipkésposloskának is lehet hasonló hatása erdei vizekben élő halakra (Pisces), vagy akár vízi gerinctelenekre is.

A tölgy-csipkésposloska ma már településeken is rendszeresen tömeges, így egyre gyakoribbá válnak a lakosság és a csipkésposloskák közötti interakciók is. IZRI *et al.* (2015) és DUTTO & BERTERO (2013) feljegyzései alapján a közeli rokon platán-csipkésposloska



Csipkésposloskák által károsított tölgyek megsárgult levelekkel, mellettük az egészséges kőrisfák levelei zöldek

bőrgyulladás okozott több embernél, valamint ilyen esetekben a ruházatból begyűjtött példányokból emberi vért is kimutattak, bizonyítva ezzel, hogy a faj vért is szívott. A tölgy-csipkésposloskáról hasonló írások ugyan még nem láttak napvilágot, viszont egyre gyakoribbak az ilyen jellegű lakossági jelzések, amiket saját terepi tapasztalataink is megerősítenek: nevezetesen a faj egyedei alkalmanként az emberi bőrről is próbálnak szívogatni, időnként kellemetlen érzést és enyhe bőrgyulladást is okozva.

Gazdasági hatások

Tölgyfajaink nagy részénél – kocsányos tölgy (*Quercus robur*), kocsánytalan tölgy (*Qu. petraea*), csertölgy (*Qu. cerris*) – a törzsátmérő növekedése a vegetációs időszak első részében történik. Általában július végére eléri az éves növekedési szint 80%-át (SZÖNYI 1962, JÁRÓ & TÁTRAALJAI 1985, HIRKA 1991). Ez alapján az feltételezhető, hogy a tölgy-csipkésposloska közvetlen hatása kevésbé lesz jelentős az éven belüli növekedés mértékére. Az viszont nem zárható ki, hogy a faj több éven át tartó tömeges fellépésének közvetve már számottevő hatása lesz erre is.

A tartós tápanyagforgalmi zavarok valószínűleg a tölgyek egészségi állapotát is negatívan fogják befolyásolni. A tölgy-csipkésposloska ezért a tölgyeseinkben már most is ismert, leromlást okozó, komplex kárláncolatok (aszály, lombfogyasztók, kórokozók stb.) újabb, jelentős szereplőjévé vált, illetve válik.

Horvátországi és magyarországi megfigyelések alapján egyre inkább egyértelmű, hogy az erősen fertőzött fákon kisebb makkméret és jóval nagyobb arányú korai makkhullás észlelhető. A tölgymakkok méretnövekedése ugyanis júliustól kezdődően gyorsul fel, amikor már a tölgy-csipkésposloska hatására a fotoszintetikus aktivitás és a transzspiráció jelentős mértékben lecsökken. A tölgymakktermés mennyiségének csökkenése és minőségének romlása (különösen, ha az hosszabb ideig tart) jelentősen nehezíteni fogja a tölgyesek természetes felújítását, de a csemetermelést, így a tölgyekkel való mesterséges erdősítést is. A terméscsökkenés ugyanakkor ökológiai szempontból is jelentős lehet, mivel a tölgy-makk számos erdei állatfajnak jelent meghatározó táplálékforrást.

Védekezési lehetőségek

Romániában (BĂLĂCENOIU *et al.* 2021) és Szerbiában (DREKIĆ *et al.* 2021) is folytattak vegyszeres védekezési kísérleteket a faj ellen. A kísérletek alapvetően sikeresek voltak, abban az értelemben, hogy találtak olyan vegyszereket, amelyekkel az adott helyen, az adott időpontban jelentős mértékben gyérítene

lehetett a tölgy-csipkésposloskákat. Ugyanakkor a faj többnemzedékes életsiklusából fakadóan még egy jó határfokúnak ítélt védekezést követően is nagy az esélye a csipkésposloskák újbóli betelepülésének, azaz egy vegetációs időszakban többszöri kezelés lehetne csak hatásos. A vegyszeres védekezés egyébként is eleve csak parkokban, kertekben jöhetne szóba, erdőterületeken semmiképpen sem. Eltekintve a többszöri védekezés rendkívül magas költségeitől, a rovarölő szerek nem kívánt mellékhatásai erdőkben nyilvánvalóan elfogadhatatlanná teszik a faj elleni kémiai védekezést.

Sajnos nincs reális esély arra, hogy az Európában honos természetes ellenségek, illetve rovarpatogén kórokozók képesek lennének populációit szabályozni. Egyedüli lehetséges védekezési módnak egy sikeres klasszikus biológiai védekezési program látszik. Ennek keretében egy specialista természetes ellenséget (esetleg többet) kellene a faj eredeti hazájában felkutatni és azt Európában meghonosítani. Természetesen az esetleges betelepítést alapos hatásvizsgálatoknak kell megelőzni, elkerülendő a nem kívánt mellékhatásokat, amelyeket a harlekinkatica (*Harmonia axyridis*) példájával lehet kiválóan szemléltetni. Megjegyzendő, hogy az Amerikai Egyesült Államokban ismert olyan csipkésposloska-specialista petefürkész (*Erythmelus klopomor*), amelyik ígéretes jelölt lehet egy biológiai védekezési programban (PUTTLER *et al.* 2014).

Irodalom

ALTENKIRCH 1986, BĂLĂCENOIU *et al.* 2021, BARBER 2010, BERNARDINELLI 2006, BERNARDINELLI & ZANDIGIACOMO 2001, CHIRECEANU *et al.* 2017, CSEPELÉNYI *et al.* 2017a, 2017b, CSÓKA & AMBRUS 2016, CSÓKA *et al.* 2013, 2020, DAUTBAŠIĆ *et al.* 2018, DERJANSCHI & MOCREAC 2018, DOBREVA *et al.* 2013, DON *et al.* 2016, DREKIĆ *et al.* 2021, DUTTO & BERTERO 2013, FORSTER *et al.* 2005, GIL & GROSSO-SILVA 2021, GLAVENDEKIĆ & VUKOVIĆ BOJANOVIĆ 2017, HIRKA 1991, HRAŠOVEC *et al.* 2013, IZRI *et al.* 2015, JÁRÓ & TÁTRAALJAI 1985, JURC & JURC 2017, KENNEDY & SOUTHWOOD 1984, KOVAČ *et al.* 2020, 2021, MERTELÍK & LIŠKA 2020, MITCHELL *et al.* 2019, MUTUN 2003, MUTUN *et al.* 2009, NAGY *et al.* 2021, NEIMOROVETS *et al.* 2017, NIKOLIĆ *et al.* 2019, PAP *et al.* 2015, PAULIN *et al.* 2019, 2020a, 2020b, 2021, POLJAKOVIĆ-PAJNIK *et al.* 2015, PUTTLER *et al.* 2014, SALLMANNSHOFER *et al.* 2019, SAMIN & LINNAVUORI 2011, SAVVIDIS *et al.* 2009, SÖNMEZ *et al.* 2016, SOTIROVSKI *et al.* 2019, STREITO *et al.* 2018, SZÖNYI 1962, TUBA *et al.* 2012, KENNEDY 1984, ZÚBRIK *et al.* 2019

CSÓKA GYÖRGY & PAULIN MÁRTON

Szicíliai mezeipoloska

Deraeocoris flavilinea (COSTA, 1862)

Eredeti elterjedési terület

A szicíliai mezeipoloska mediterrán faj. Eredetileg Szicíliából írták le (COSTA 1862), és mintegy egy évszázadon keresztül ott endemikusnak gondolták (RABITSCH 2008), 1961-ben azonban kimutatták Korzikáról (PÉRICART 1965), de Olaszország Campania, Liguria és Puglia régióiból is vannak előfordulási adatai (TAMANINI 1981).

Magyarországi megjelenése

A szicíliai mezeipoloska északi és keleti irányú terjedésének első adatai az 1980-as évekből ismeretesek: 1984-ben Franciaországban, 1985-ben Hollandiában (AUKEMA 1989) és Németországban (GÖLLNER-SCHIEDING 1991), 1987-ben pedig Svájcban találták meg. Az 1990-es években észlelték Luxemburgban (1992), Máltán, Belgiumban (1994) (CHÉROT 1998), az Egyesült Királyságban (1996) (MILLER 2001) és Szlovéniában (1997) (GOGALA 2006). A hazánkkal szomszédos vagy közeli országok közül 2002-ben Ausztriában (RABITSCH 2002), 2003-ban Csehországban (KMENT *et al.* 2005), 2005-ben

pedig Szerbiában jelent meg (JERINIĆ-PRODANOVIĆ & PROTIĆ 2011), Szlovákiában azonban csak magyarországi megjelenése után, 2017-ben jelezték először (CUNEV & KMENT 2017). Jelenlegi elterjedési területének északi határa Svédország (GILLERFORS & COULIANOS 2005), a Földközi-tenger térségében viszont Spanyolországtól (GESSÉ 2011) Törökországig (ÇERÇI & KOÇAK 2016, KIYAK 2020) ismertek adatai.

Magyarországon 2014-ben gyűjtötték első példányait Budapest több pontján (pl. Budai Arborétum, Gellért-hegy, Vérmező), parkok fáinak lombkoronájából, juharfajokról (*Acer* spp.) (VARGA *et al.* 2014). Hazánkban bizonyított előfordulása eddig csak a fővárosból és annak agglomerációjából ismeretes.

Biológiája

Közepes méretű poloskafaj (Heteroptera). A hímek testhossza 6,5–7,0 mm, a nőstényeké 6,3–6,8 mm. Alapszíne sárgásbarna, a hátoldal feketével finoman pontozott. Színezetben ivari kétalakúság jellemzi, melynek leginkább szembetűnő jegyei a hímek sárgával szegélyezett fekete előháta és pajzsocskája (a



© Kóbor Péter

nőstények előháta és pajzsocskája sárgásbarna, barna mintázattal), valamint a hímek nagyrészt fekete combjai, a csúcs alatti részükön sárgás gyűrűvel és sárga csúccsal (a nőstények combjai barnák, sárgásbarna gyűrűvel és csúccsal) (WAGNER 1971).

Egynemzedékes (univoltin) faj, amelyik peteként telet át. Lárvai májustól júniusig figyelhetők meg, párzása és peterakása június–július (ritkábban augusztus) hónapokra tehető (WACHMANN *et al.* 2004). Eddigi előfordulásai során elsősorban juharfák (*Acer* spp.) lombjában észlelték, de megfigyelték már hársakon (*Tilia* spp.), kőriseken (*Fraxinus* spp.) és almán (*Malus* sp.) is (VIGGIANI 1971, WACHMANN *et al.* 2004, KONDOROSY *et al.* 2010). Más *Deraecoris* fajokhoz hasonlóan mindenféle (zoofitofág) poloska, tápláléka elsődlegesen állati eredetű, levéltetveket (Aphidoidea), liszteskék (Aleyrodidae) és levélbolhák (Psylloidea) lárvaikat ragadozza, de ismeretes más poloskák petéinek fogyasztása is (SIMOV *et al.* 2012).

Ökológiai igényei Magyarországon

A szicíliai mezeipoloska hazánkban eddig csak Budapestről és annak agglomerációjából ismert. Bár országosan még nem terjedt el, valószínűsíthető, hogy szaporodóképes populációi élnek további területeken is. Feltételezzük, hogy a hazai környezeti viszonyok megfelelőek számára, ezért Magyarországon megtelepedettnek tekinthető.

Ökológiai problémák

A szicíliai mezeipoloska közép-európai adatai kultúrtaji és városi környezetből származnak, sporadikus jellegűek (RABITSCH 2008, PUTCHKOV 2013). Széles

körü elterjedését és elszaporodását eddig egy országból sem jelezték, ezért inváziós státusza kérdéses. A klímaváltozás hatására ez azonban változhat, a faj esetlegesen invázióssá válhat. Ebben az esetben állományai a fák lombkoronájában élő táplálékhálózatok minőségi és mennyiségi viszonyainak megváltozását okozhatják, ami az őshonos ragadozó és zoofitofág ízeltlábúakra (Arthropoda) gyakorolt kompetíciós nyomással jár.

Gazdasági hatások

Generalista zoofitofág faj lévén, jelenlétének gazdasági hatása nincs, kertészeti állományokban kárt nem okoz. Kertészeti ízeltlábú (Arthropoda) károsítók állományainak szabályozásában szerepet játszhat, ennek mértéke azonban nem ismert.

Védekezési lehetőségek

A faj ellen jelenlegi ismereteink szerint nem szükséges védekezni.

Irodalom

AUKEMA 1989, ÇERÇİ & KOÇAK 2016, CHÉROT 1998, COSTA 1862, CUNEV & KMENT 2017, GESSÉ 2011, GILLERFORS & COULIANOS 2005, GOGALA 2006, GÖLLNER-SCHEIDING 1991, JERINIĆ-PRODANOVIĆ & PROTIĆ 2011, KIYAK 2020, KMENT *et al.* 2005, KONDOROSY *et al.* 2010, MILLER 2001, PÉRICART 1965, PUTCHKOV 2013, RABITSCH 2002, 2008, SIMOV *et al.* 2012, TAMANINI 1981, VARGA *et al.* 2014, VIGGIANI 1971, WACHMANN *et al.* 2004, WAGNER 1971

KÓBOR PÉTER & KONDOROSY ELŐD

Hársbodobács

Oxycarenus lavaterae (FABRICIUS, 1787)

Eredeti elterjedési terület

Hazája a mediterrán régió nyugati részén található. Először Tunéziából (FABRICIUS 1787), majd *Stenogaster tardus* néven Szardíniáról is leírták (HAHN 1835), de még a 19. században kimutatták a Portugáliától (BOLÍVAR & CHICOTE 1879) Svájc déli részén át (FREY-GESSNER 1863) Dalmáciáig (FIEBER 1852) húzódó térségből. Észak-Afrikában Tunéziától

Marokkóig és a Kanári-szigetekig elterjedt (LINDBERG 1932, 1953), viszont az Afrika trópusi területeiről és Dél-Afrikából származó adatai (SCHOUTEDEN 1912) az ottani rokon fajokkal való összetévesztésen alapulnak (SAMY 1969), bár több szerző nem osztja ezt a nézetet. Szaúd-arábiai és jemeni adatai (PÉRICART 1998, 2001) is kérdésesek, mivel Líbiából, Egyiptomból és a Közel-Keletről sem ismert előfordulása.



© Haraszthy László

Hársbodobácstömeg

Magyarországi megjelenése

Európában először Montenegróból számoltak be terjeszkedéséről (VELIMIROVIĆ *et al.* 1992), ahol talán korábban is élt, de ekkor nagy tömegben tűnt fel. A következő előfordulási adatai Magyarországról származnak az 1990-es évek közepéről, KONDOROSY (1995) tömegesen telelni készülő hársbodobácsokról számolt be (Keszthely, Balatonfüred, Nagykanizsa). Hamarosan (1995) Szlovákiában is megtalálták (BIANCHI & STEHLÍK 1999), 1996-ban Szerbiából (PROTIĆ & STOJANOVIĆ 2001), majd Bulgáriából (KALUSHKOV 2000) és Ausztriából is jelezték (RABITSCH & ADLBAUER 2001). Rövid szünet után újabb országokból jelentették megjelenését: Németországból (BILLEN 2004), Csehországból (KMENT *et al.* 2006), majd Romániából (KMENT 2009), de Franciaország (DENOSMAISON 2001) és Svájc északi részein is megjelent (WERMELINGER *et al.* 2005). Újabban Görögországból (SIMOV *et al.* 2012), Lengyelországból (HEBDA & OLBRYCHT 2016), Törökországból (ARSLANGÜNDOĞDU *et al.* 2018) és Oroszországból (NEIMOROVETS *et al.* 2020) is kimutatták, de az interneten Nagy-Britanniából, a Benelux államokból, Moldovából és Ukrajnából, sőt Puerto Ricóból származó fényképek is találhatóak (inaturlist.org).

Biológiája

Az orrosbodobácsok (Oxycarenidae) jellegzetes képviselője, de minden más hazai (európai) fajnál élénkebb színű. 4,5–6 mm-es fekete testén feltűnő a piros fedő és a csillogó áttetsző hártya. Részletes leírását többek között PÉRICART (1998) könyvében találjuk meg, a rokon afrikai fajoktól SAMY (1969) határozókulcsa alapján különíthető el.

Tápláléka kizárólag növényi eredetű, mind az imágók, mind a lárvák – a legtöbb rokon fajhoz hasonlóan – mályvaféléken (Malvaceae) szívogatnak, meleg égövi rokonaik – különösen a halvány gyapotbodobács (*Oxycarenus hyalinipennis*) – pedig jelentős gyapotkártevők. Régóta ismert madármályváról (*Lavatera* sp.) – latin faji jelzőjét is ennek köszönheti (FABRICIUS 1787) –,

kerti mályvarózsáról (*Alcea rosea*) (CUNÍ Y MARTORELL 1881), mályvacserjéről (*Hibiscus* spp.) (DE BERGEVIN 1932) és gyapotról (*Gossypium* sp.) (ALVARADO *et al.* 1998), újabban erdei mályváról (*Malva sylvestris*) is közölték (PÉRICART 1998). Több más családba tartozó növényről is jelezték táplálkozását, pl. mandarinon (*Citrus reticulata*) domináns poloskafaj volt Spanyolországban, bár valószínűleg nem okozott kárt (RIBES *et al.* 2004a). Sárga- (*Armeniaca vulgaris*) és őszibarakon (*Persica vulgaris*) viszont jelentős kárt okozott Olaszországban (CIAMPOLINI & TREMATERRA 1987). Svájci (WERMELINGER *et al.* 2005) és török kutatók (ARSLANGÜNDOĞDU *et al.* 2018) számos



Hársbodobácsok egy fatörzsön

forrást összesítve sokféle tápnövényt említenek: a sok mályvaféle mellett a legtöbb növényt azonban csak egyetlen eredeti forrás említi, gólyaorr-fajokon (*Geranium* spp.) viszont két különböző helyen is előkerült. KALUSHKOV & NEDVĚD (2010) laboratóriumban vizsgálták a faj fejlődését különböző tápnövényeken, és azt találták, hogy a hársbodobács kislevelű hárson (*Tilia cordata*), mályvacserjén (*Hibiscus* sp.) és napraforgón (*Helianthus annuus*) tudott kifejlődni, míg nagylevelű hárson (*T. platyphyllos*), búzán (*Triticum* sp.), kukoricán (*Zea mays*) és szőlőn (*Vitis* sp.) a szakirodalommal ellentétben erre nem volt képes.

Olaszországban két nemzedékét észlelték (CIAMPOLINI & TREMATERRA 1987). Nemzedékszámáról ellentétes adatok is előkerültek, pl. egy bulgáriai vizsgálat sorozatban (SIMOV *et al.* 2012) 1999-ben három, míg 2004–2006 között csak egy nemzedék fejlődött ki. Az imágóként telelő faj téli mortalitása általában nem jelentős (WERMELINGER *et al.* 2005), más adatok viszont ezt cáfolják (KALUSHKOV 2000), különösen $-15\text{ }^{\circ}\text{C}$ -nál alacsonyabb hőmérséklet beálltakor növekszik a pusztulásának mértéke (KALUSHKOV *et al.* 2007). Termékenységet és élettartamát bulgáriai kísérletekben vizsgálták; különböző körülmények között a termékenység 20 és 600 pete között változott (NEDVĚD *et al.* 2014), jellemzően minél tovább volt szabadföldi körülmények között, annál kisebb volt a lerakott peték száma.

Ökológiai igényei Magyarországon

Jelenleg az ország egész területén elterjedt, de egyedszáma erősen ingadozó, egyszer tömegesen telel a hársfákon (*Tilia* sp.), máskor csak mutatóban található meg. Főleg városi fákon találkozunk vele, de kisebb számban előfordulhat természetes élőhelyen álló hársakon is. A hazai éghajlaton jól érzi magát, hiszen Skandináviától Észak-Afrikáig megtalálható.

Ökológiai problémák

Néhány olaszországi – szintén hárson (*Tilia* sp.) tapasztalt – esettől (SAUNDERS 1906, BURLINI 1949) eltekintve tömeges elszaporodásai még eredeti elterjedési területén is csak az 1990-es években kezdődtek (DIOLI 1993, GOULA *et al.* 1999). A legtöbb esetben így, tömegesen elszaporodva észlelték megjelenését számos országban (VELIMIROVIĆ *et al.* 1992, KONDOROSY 1995, RABITSCH & ADLBAUER 2001, NEIMOROVETS *et al.* 2020).

Hársmag- és mályvamag-károsítása csak kevés vetélytársat – verőköltő bodobács (*Pyrrhocoris apterus*), mályvarózsa-cickányormányos (*Rhopalopion*

longirostre), a mályvavevél-sarlósmoly (*Pexicopia malvella*) – érint, ezek táplálékszerzési lehetőségeit viszont nyilvánvalóan korlátozza.

Gazdasági hatások

A tápnövények közül a hársbodobács leginkább a gyapoton (*Gossypium* sp.) képes érzékeny károkat okozni, de ez a növény nálunk nem él, és úgy tűnik, hogy még Spanyolországban sem jelentős a károkozása (ALVARADO *et al.* 1998). Sárga- (*Armeniacca vulgaris*) és őszibarackon (*Persica vulgaris*), illetve citrusféléken (Aurantioideae) való kártétele is egyszeri alkalomnak tűnik, újabb jelzés ezekre vonatkozóan nem érkezett.

Védekezési lehetőségek

Természetes ellenségeiről keveset tudunk, nemrég írtak le egy tudományra új ostoros egysejtűt (*Phytomonas oxycareni*) a hársbodobács nyálmirigyéből (SEWARD *et al.* 2017). Sokkal több információ érhető el a közel rokon halvány gyapotbodobácsról (*Oxycarenum hyalinipennis*), amelynek Ghánában részletesen kutatták az ellenségeit (ADU-MENSAH & KUMAR 1977), számos atka (Acari) mellett kis számban találtak fürkészlegyeket (Tachinidae); ragadozói közül pedig a nálunk is élő rablópoloskafélék (Reduviidae) ottani képviselői (*Nagusta* sp., *Rhynocoris* sp.) voltak jelentősebbek. Ausztráliában a *Geocoris* nembe tartozó nagyszemű-bodobácsok (Geocoridae) pusztították az ottani *Oxycarenum luctuosus* fajt (MALIPATIL 1979). Mindazonáltal a természetes ellenségek szerepe alárendelt a hársbodobács elleni védekezésben.

Irodalom

ADU-MENSAH & KUMAR 1977, ALVARADO *et al.* 1998, ARSLANGÜNDOĞDU *et al.* 2018, DE BERGEVIN 1932, BIANCHI & STEHLÍK 1999, BILLEN 2004, BOLÍVAR & CHICOTE 1879, BURLINI 1949, CIAMPOLINI & TREMATERRA 1987, CUNÍ Y MARTORELL 1881, DENOSMAISON 2001, DIOLI 1993, FABRICIUS 1787, FIEBER 1852, FREY-GESSNER 1863, GOULA *et al.* 1999, HAHN 1835, HEBDA & OLBRYCHT 2016, KALUSHKOV 2000, KALUSHKOV & NEDVĚD 2010, KALUSHKOV *et al.* 2007, KMENT 2009, KMENT *et al.* 2006, KONDOROSY 1995, LINDBERG 1932, 1953, MALIPATIL 1979, NEDVĚD *et al.* 2014, NEIMOROVETS *et al.* 2020, PÉRICART 1998, 2001, PROTIĆ & STOJANOVIĆ 2001, RABITSCH & ADLBAUER 2001, RIBES *et al.* 2004a, SAMY 1969, SAUNDERS 1906, SCHOUTEDEN 1912, SEWARD *et al.* 2017, SIMOV *et al.* 2012, VELIMIROVIĆ *et al.* 1992, WERMELINGER *et al.* 2005

KONDOROSY ELŐD & KÓBOR PÉTER

Nyugati levéllábú-poloska

Leptoglossus occidentalis HEIDEMANN, 1910

Eredeti elterjedési terület

Eredeti hazája Észak-Amerika nyugati partvidéke (főleg Kalifornia, de más államok is), ahonnan a 20. század közepén indult el kelet felé, átjutva a Sziklás-hegységen (KOERBER 1963), a század vége felé érte el a Nagy-tavakat (MCPHERSON *et al.* 1990) és a keleti partot (GALL 1992).

Magyarországi megjelenése

Európában először Olaszországban találták meg 1999-ben (TESCARI 2001). Nagyon gyorsan kezdett terjeszkedni: 2002-ben Svájcban (COLOMBI

& BRUNETTI 2002), majd 2003-ban Szlovéniában (GOGALA 2003) és Spanyolországban is megtalálták (RIBES *et al.* 2004b). A következő évben (2004) már Horvátországba (TESCARI 2004) és Magyarországra is eljutott (HARMAT *et al.* 2006). Rohamosan terjedt tovább, 2009-re már Angliától és Norvégiától Törökország európai részéig voltak előfordulási adatai (MALUMPHY & REID 2007, MJØS *et al.* 2010, FENT & KMENT 2011), majd Oroszország után (GAPON 2012) lassan az egész kontinenst meghódította. DNS-vizsgálatokkal alátámasztott feltételezések szerint több, egymástól független – az Amerikai



© Csóka György

Egyesült Államok keleti részéről történt – behurcolás eredményeként terjedt el Európában (LESIEUR *et al.* 2018). Időközben eljutott Kelet-Ázsiába is, először Japánba (ISHIKAWA & KIKUHARA 2009), de hamarosan elérte Kínát (ZHU 2010) és a Koreai-félszigetet is (AHN *et al.* 2013), majd a Közel-Keleten is megjelent (NEMER 2015, VAN DER HEYDEN 2019b). Afrika mediterrán partvidékén már 2011-ben feltűnt (BEN JAMÂA *et al.* 2013), de behurcolták Dél-Afrikába is (VAN DER HEYDEN & FAÚNDEZ 2020). Ezzel párhuzamosan megjelent Dél-Amerikában (FAÚNDEZ *et al.* 2017, VAN DER HEYDEN & FAÚNDEZ 2020) és Közép-Amerikában is elindult dél felé (VAN DER HEYDEN 2019a). Tényleges és potenciális terjedéséről jó képet ad ZHU *et al.* (2014) munkája.

Biológiája

Minden más hazai karimáspoloskánál (Coreidae) (VÁSÁRHELYI 1983) nagyobb termetű, 15–22 mm-es faj (ÍPEKDAL *et al.* 2019), de az összes európai fajtól is megkülönbözteti feltűnően, levélszerűen kiszélesedett hátulsó lábszára (ez a lárvákra is jellemző, így azok is könnyen felismerhetők). Barna alapszínű, de számos világosabb és sötétebb folt és sáv is tarkítja a testet és a végtagokat, talán legfeltűnőbb a fedőszárny közepén végighúzódó cikcakkos vonal, valamint a szétnyitott szárny alatt látható fekete-fehéres csíkos potroh.

Tápláléka növényi eredetű, mind az imágók, mind a lárvák túlevelűek nedveit szívogatják. Már KOERBER (1963) hat amerikai fenyőfajról (Pinaceae) jelzi táplálkozását, így a nálunk is sokfelé ültetett duglászfenyőről (*Pseudotsuga menziesii*), amerikai fenyőfajokról (*Pinus* spp.) vagy a ciprusfélék (Cupressaceae) közé tartozó kaliforniai gyantásciprusról (*Calocedrus decurrens*), de kísérletei alapján több más faj, pl. jegenyefenyők (*Abies* spp.) is lehetnek tápnövényei. Először SCHAFFNER (1967) jelzi jelenlétét az európai erdeifenyőről (*Pinus sylvestris*), míg feketefenyőről (*P. nigra*) és két másik fajról MCPHERSON *et al.* (1990) közlik, Kanadában törpefenyőn (*P. mugo*) és kanadai hemlokfenyőn (*Tsuga canadensis*) is megtalálták (GALL 1992). BARTA (2009) 11 fenyő- (*Pinus* spp.) és öt lucfenyőfajról (*Picea* spp.) jelzi táplálkozását egy szlovákiai arborétumból. Nemrég Libanonban görög borókán (*Juniperus excelsa*) és libanoni cédruson (*Cedrus libani*) is kimutatták (NEMER *et al.* 2019). Az egyetlen ismert tápnövénye, amelyik nem a nyitvatermők közé tartozik, a pisztácia (*Pistacia* sp.), amelyen Kaliforniában kárt is tett (RICE *et al.* 1985, UYEMOTO *et al.* 1986).

Elterjedési területe nagyobb részén egynemzedékes faj, de Spanyolországban (MAS *et al.* 2013) és Törökországban két nemzedékét figyelték meg (ÍPEKDAL *et al.* 2019, OĞUZOĞLU & AVCI 2020).

Mexikóban három nemzedéke is képes kifejlődni (HEDLIN *et al.* 1981). BARTA (2016) áttekintette az európai országokat, megjósolva, hol hány nemzedék képes kifejlődni, legfeljebb négy nemzedéket prognosztizált.

Többnyire imágó alakban, kéregpedésekben, avarban vagy épületekben telel.

Ökológiai igényei Magyarországon

Jelenleg az ország egész területén elterjedt, ahol fenyőfélék (Pinaceae) találhatóak. Találkozhatunk vele kertekben, parkokban, de telepített fenyvesekben is. A hazai éghajlaton jól érzi magát, hiszen Skandináviától Észak-Afrikáig megtalálható.

Ökológiai problémák

Rendkívül gyors terjedése felveti, hogy az általa elfoglalt élőhelyeken jelentős dominanciát is elérhet, ami táplálkozása révén más fajok visszaszorulását és kevésbé kedvező élőhelyekre való visszahúzóódását, ezáltal az egész közösség átalakulását vonhatja maga után (LIS *et al.* 2008). Fenyőmag-károsítása az ugyanazzal táplálkozó rovarok és madarak táplálékszerzési lehetőségeit korlátozza.

Gazdasági hatások

Először KOERBER (1963) írta le részletesen a fenyőmagokon okozott kártételét: a károsított fenyőmagok összezsugorodnak, szivacszerűek lesznek. Ugyanő megállapította, hogy a leveleken és ágakon táplálkozva nem tudnak túlélni sem a lárvák, sem az imágók. Amerikában hatására a duglászfenyő (*Pseudotsuga menziesii*) magvai 41%-os veszteséget szenvedtek el (HEDLIN *et al.* 1981). Korai kártétele a kis tobozok elhalását is okozhatja, de jellemzőbb volt a fentebb leírt kártétel (CONNELLY & SCHOWALTER 1991). Hazánkban a fenyőmagtermesztés nem jellemző, így ez nem okoz gondot.

Épületekben tömeges telelése is gyakori (MARSHALL 1991), amit a hím aggregációs feromonja serkent (BLATT & BORDEN 1996), ez raktáreépületekben kémiai védekezés szükségességét is kiválthatja (BLATT 1994). Kivételesen előfordulhat, hogy feltehetően próbaszívás céljából embert is megszúr (HORNOK & KONTSCHÁN 2017). Ugyancsak az épületekben telelő példányok megszúrhatják a térhálósított polietilénből készült ún. PEX-csőveket, ezzel vízszivárgást okozva (BATES 2005).

Védekezési lehetőségek

Parazitoidjairól BATES & BORDEN (2004) adott hírt Brit Columbiából: három különböző parazitoid darázs faj is kikelt petéiből, közülük a karimáspoloskákra



specializálódott *Gryon pennsylvanicum* törpefűrkész (Platygastridae) általi parazitáltság gyakran a 80%-ot is elérte. Európában először Olaszországban (CAMPONOGARA *et al.* 2003) találták a peteparazitoid *Anastatus bifasciatus* horpadtfémfűrkész-fajt (Eupelmidae). Ugyancsak olasz kutatók folytattak laboratóriumi kísérleteket a már említett *Gryon pennsylvanicum* törpefűrkésszel, megvizsgálva annak szaporaságát, élethosszát (SABBATINI PEVERIERI *et al.* 2012), az alkalmazhatóság különböző szempontjait, köztük gazdaspecifikusságát négy közeli rokon karimáspoloska (Coreidae), illetve négy másik, távolabbi rokonságba tartozó poloskafaj (Alydidae, Pentatomidae, Reduviidae) petéinek a törpefűrkészek számára történő felkínálásával (ROVERSI *et al.* 2014). Ezek a kísérletek kedvező eredményt hoztak, az élősködő nem fejlődött ki egyik más faj petéiben sem. Főleg a fenti fajokat észlelték Törökországban is (OĞUZOĞLU & AVCI 2020), mindeztől kezdve összesen hat fűrkészfajt (Platygastridae, Eupelmidae, Encyrtidae) neveltek ki petéiből (ÍPEKDAL *et al.* 2019). Legújabbban Spanyolországban két újabb parazitoidot találtak a szivárvány-fémfűrkészek (Encyrtidae)

egyik neméből (*Ooencyrtus*) (PONCE-HERRERO *et al.* 2022). Amerikában a nyugati levéllábú-poloskát egy fűrkészlég (Trichopoda pennipes) is parazitálja (RIDGE-O'CONNOR 2001). Ragadozók közül az imádkozósáskát (*Mantis religiosa*) és a darázspókot (*Argiope bruennichi*) észlelték, amelyek a nyugati levéllábú-poloskát fogyasztották (ÍPEKDAL *et al.* 2019).

BARTA (2009) Szlovákiában gombafertőzést (*Isaria fumosoroseus*) is észlelt, majd három különböző rovarpatogén gombával is folytatott kísérleteket, változó sikerrel (BARTA 2010).

Törökországban egy másik amerikai levéllábúpoloska-fajra (*Leptoglossus zonatus*) kifejlesztett feromoncsapdát is kipróbáltak – sikertelenül (ÍPEKDAL *et al.* 2019).

Mindezek a lehetőségek legfeljebb a távolabbi jövőben lehetnek reálisak. Jelenleg a telető egyedek mechanikai irtása valósítható meg. Kémiai védekezés legfeljebb kertekben, parkokban képzelhető el, de ott sem ajánlott. A természetközeli vagy akár telepített fenyvesekben kémiai védekezés semmiképpen sem kívánatos.

Irodalom

AHN *et al.* 2013, BARTA 2009, 2010, 2016, BATES 2005, BATES & BORDEN 2004, BLATT 1994, BLATT & BORDEN 1996, CAMPONOGARA *et al.* 2003, COLOMBI & BRUNETTI 2002, CONNELLY & SCHOWALTER 1991, FAÚNDEZ *et al.* 2017, FENT & KMENT 2011, GALL 1992, GAPON 2012, GOGALA 2003, HARMAT *et al.* 2006, HEDLIN *et al.* 1981, HORNOK & KONTSCHÁN 2017, ÍPEKDAL *et al.* 2019, ISHIKAWA & KIKUHARA 2009, BEN JAMÁA *et al.* 2013, KOERBER 1963, LESIEUR *et al.* 2018, LIS *et al.* 2008, MALUMPHY & REID 2007, MARSHALL 1991, MAS *et al.* 2013, MCPHERSON *et al.* 1990, MJØS *et al.* 2010, NEMER 2015, NEMER *et al.* 2019, OĞUZOĞLU & AVCI 2020, PONCE-HERRERO *et al.* 2022, RIBES *et al.* 2004b, RICE *et al.* 1985, RIDGE-O'CONNOR 2001, ROVERSI *et al.* 2014, SABBATINI PEVERIERI *et al.* 2012, SCHAFFNER 1967, TESCARI 2001, 2004, UYEMOTO *et al.* 1986, VAN DER HEYDEN 2019a, 2019b, VAN DER HEYDEN & FAÚNDEZ 2020, VÁSÁRHELYI 1983, ZHU 2010, ZHU *et al.* 2014

KONDOROSY ELŐD & KÓBOR PÉTER

Ázsiai márványospoloska

Halyomorpha halys (STÅL, 1858)

Eredeti elterjedési terület

Az ázsiai márványospoloska eredetileg kelet-palearktikus és orientális elterjedésű, Kelet- és Délkelet-Ázsiában őshonos. A faj áréája magában foglalja Kínát (kivéve a Hszincsiang-Ujgur Autonóm Területet és Csinghaj tartományt), Japánt (kivéve Hokkaidöt), a Koreai-félszigetet, Tajvant, Vietnámot és Mianmart (WANG & LIU 2005).

Magyarországi megjelenése

A faj első európai adata Zürichből származik 2007-ből (WERMELINGER *et al.* 2008). Svájcban gyorsan szétterjedt, és 2011 novemberére elérte a dél-németországi Konstanzot, 2012-ben pedig megjelent a kelet-franciaországi Elzászban (Strasbourgkörnyékén) (CALLOT & BRUA 2013). Észak-Olaszországban első példányait 2012 őszén Emilia-Romagna (MAISTRELLO *et al.* 2014), majd 2013 augusztusában Piemonte régióból jelezték (PANSA *et al.* 2013). Az Egyesült Királyságban megjelenését egy Egyesült Államokból érkező utas csomagjából jelentették 2010-ben, majd 2013-ban egy Kínából érkező kőszállítmányban találtak egy példányt (Teesport, Yorkshire) (MALUMPHY 2014). Görögországban (Athén) 2011 őszén már lakossági kellemetlenséget okozó rovarként (Insecta) tartották számon (MILONAS & PARTSINEVELOS 2014), ez az adat akkor körülbelül 1000 km-re volt a legközelebbi ismert európai populációtól. Magyarországon először a budapesti Péterimajorban gyűjtötték példányait 2013 őszén (VÉTEK *et al.* 2014), majd néhány év alatt országszerte elterjedtté vált, ahogy azt VÉTEK *et al.* (2018) részben közösségi adatgyűjtésre támaszkodó közleménye megállapítja. A környező országok közül 2014-ben Romániából (egy bukaresti botanikus kertből) (MACAVEI *et al.* 2015), 2015-ben Ausztriából (nyugaton Vorarlbergből, keleten Bécsből) és Szerbiából (RABITSCH & FRIEBE 2015, ŠEAT 2015), 2017-ben Szlovákiából (HEMALA & KMENT 2017) és Horvátországból (ŠAPINA & JELASKA

2018), 2018-ban pedig Szlovéniából (ROT *et al.* 2018) jelezték megjelenését.

A mitokondriális genomszekvenciák alapján elkülönített haplotípusok mennyiségi és minőségi viszonyainak elemzése alapján arra a következtetésre jutottak, hogy a faj európai megkerüléseiben és terjedésében több, egymástól független behurcolási esemény, a „hídfőhatás” (forráspopulációkból való széthurcolás) és spontán terjedés is szerepet játszott, melyek hatására a faj viszonylag rövid idő alatt tudott szétterjedni a kontinensen (GARIEPY *et al.* 2014, 2015, 2021, CESARI *et al.* 2018). Az elsőként felfedezett liechtensteini és svájci populáció Kínából behurcolt példányokból származik; az észak-olaszországi észak-amerikai eredetű (ahol szintén behurcolás útján telepedett meg); Görögországban pedig egy, az előzőtől független, Kínából történő behurcolás eredményeként terjedt el a faj. Más európai állományok ezen populációkból történő spontán szétterjedés és másodlagos behurcolás („hídfőhatás”) eredményeképp jöttek létre. Ugyanakkor a haplotípus-elemzések alapján valószínű, hogy Olaszországba és Görögországba a faj több alkalommal is behurcolásra került a Távols-Keletről.

Biológiája

Viszonylag nagy méretű címerospoloska-faj (Pentatomidae), testhossza 12–17 mm. A nőtények általában nagyobb termetűek a hímeknél. Alapszíne sárgás, hátoldala sötétbarnával márványozott. Csápjain és lábain sötét és világos gyűrűk váltakoznak. A hazai fajok közül az őshonos benceposloskával (*Rhaphigaster nebulosa*) téveszthető össze leginkább, azonban a benceposloska potrohának második haslemezéről a középmellig előrenyúló kitintüske alapján könnyen elkülöníthetőek. A hazai fajoktól való elkülönítését KÓBOR (2017) részletesen tárgyalja.

Eredeti elterjedési területén az ázsiai márványospoloska többnemzedékes (multivoltin) faj. Kína déli



részéről ismeretes adat öt generáció kifejlődéséről is egy évben. A mérsékelt égövben a nemzedékek számát a kedvezőtlen időszakok (ősz és tavasz hűvösebb időszakai, illetve a tél) hossza határozza meg, valamint befolyásolja a tavaszi időszakban hozzáférhető táplálék mennyiség. Az Amerikai Egyesült Államok atlanti vidékén a faj jellemzően kétnemzedékes (bivoltin) (NIELSEN *et al.* 2008). A mérsékelt égövi területeken egyedei ősz végén kezdik meg nyugalmi periódusukat, amely jellemzően áprilisig tart. A teletésre vonuló poloskák gyakran tömegesen húzódnak be emberi építményekbe, lakóövezetekben – ahol mezőgazdasági károkozása értelemszerűen nem jelentős – ez a zavaró hatás a fajjal kapcsolatos fő probléma (HANCOCK *et al.* 2019). Az ázsiai márványospoloskák az ideális telelőhely helyzetét aggregációs feromon és szilárd felületeken keltett rezgések segítségével osztják meg fajtársaikkal. A diapauzát elhagyó, még nem ivarérett egyedek táplálkozni kezdenek, majd az ivaréérés befejeztével párzanak és petét raknak. Petéit 28 petéből álló csomókban rakja levelek fonákjára (KAWADA & KIMURA 1983). Az innen kikelő lárvák először a peteburkon szívoogatnak, valószínűleg azonos okból, mint az a zöld vándorpoloska (*Nezara viridula*) esetében is megfigyelhető.

Az ázsiai márványospoloska szélsőséges polifág („sok tápnövényű”) faj. Gazdanövényei között több fontos szántóföldi vagy kertészeti kultúrában termesztett növény, dísnövények és a természetes élőhelyek növényzetének elemei is megtalálhatók. Az eddig rendelkezésre álló adatok alapján valószínűsítik, hogy a kifejlés során az állatok – tápanyagszükségleteikhez és a növények fenológiájához alkalmazkodva – többször is tápnövényt váltanak (HAMILTON *et al.* 2018).

Ökológiai igényei Magyarországon

A faj hazánkban fejlődéséhez, szaporodásához és teleteléséhez megfelelő körülményeket talál, országszerte elterjedt (VÉTEK *et al.* 2018). Habár közvetlen bizonyítékokkal nem erősíthető meg, egyes szóbeli közlések és nem közölt megfigyelések alapján valószínűsíthető, hogy – az Amerikai Egyesült Államok mérsékelt égövi, atlanti vidékeihez hasonlóan – hazánkban is kétnemzedékes.

Ökológiai problémák

Az ázsiai márványospoloska egyedeinek egyes élőhelyeken való tömeges elszaporodása problémát jelenthet, mivel az őshonos rovarközösségek erős kompetitora.



Ázsiai márványospoloska lárvái

Gazdasági hatások

Ismert tápnövényei között nagy számban találhatók haszon- és dísznövények, így több országból is ismeretes gazdasági jelentőségű károkozása (LESKEY & NIELSEN 2018). Legjelentősebb ezek közül az Amerikai Egyesült Államokban tapasztalt kártétel almaültetvényekben (MORRISON *et al.* 2019). Európában a mediterrán térségben jelentették szivogatással okozott károkozást alma-, barack- és olajbogyó-ültetvényekben (BOSCO *et al.* 2018, CANDIAN *et al.* 2018, DAMOS *et al.* 2020). Hazánkban kártételét szárazbabon és erős paprikán dokumentálták (VÉTEK & KORÁNYI 2017), de újabb adatok tanúsága szerint almaültetvényekben is megjelent (KÓBOR *et al.* 2022).

Védekezési lehetőségek

Az ázsiai márványospoloska elterjedtsége és az általa okozott károk miatt évek óta a növényvédelmi kutatások középpontjában áll. A kártétele ellen való védekezésre sokáig csak a széles hatásspektrumú rovarölő szerek alkalmazása tűnt megoldásnak. Később azonban azonosításra kerültek olyan, az ázsiai márványospoloska eredeti elterjedési területén honos, a Platygastriidae családba tartozó parazitoid darázsfajok (*Trissolcus japonicus* és *T. mitsukurii*), melyek Európában is megjelentek (PEVERIERI *et al.* 2018). Ezek a parazitoid rovarok hatékonyan

képesek szabályozni az ázsiai márványospoloska állományait, azonban alkalmazásuk – esetleges szétterjedésük miatt – ökológiai kockázatot jelenthet, aminek felmérésére további vizsgálatok szükségesek (VAN LENTEREN *et al.* 2003). További ígéretes kutatási irányok a védekezés terén a védőhálók (CANDIAN *et al.* 2018) vagy hőcsapdák alkalmazása (BOZSIK *et al.* 2021), e módszerek kidolgozása jelenlegi is folyamatban van.

Irodalom

BOSCO *et al.* 2018, BOZSIK *et al.* 2021, CALLOT & BRUA 2013, CANDIAN *et al.* 2018, CESARI *et al.* 2018, DAMOS *et al.* 2019, GARIPEY *et al.* 2014, 2015, 2021, HAMILTON *et al.* 2018, HANCOCK *et al.* 2019, HEMALA & KMENT 2017, KAWADA & KITAMURA 1983, KÓBOR 2017, KÓBOR *et al.* 2022, LESKEY & NIELSEN 2018, MACAVEI *et al.* 2015, MAISTRELLO *et al.* 2014, MALUMPHY 2014, MILONAS & PARTSINEVELOU 2014, MORRISON *et al.* 2019, NIELSEN *et al.* 2008, PANSA *et al.* 2013, PEVERIERI *et al.* 2018, RABITSCH & FRIEBE 2015, ROT *et al.* 2018, ŠAPINA & JELASKA 2018, ŠEAT 2015, VAN LENTEREN *et al.* 2003, VÉTEK & KORÁNYI 2017, VÉTEK *et al.* 2014, 2018, WANG & LIU 2005, WERMELINGER *et al.* 2008

KÓBOR PÉTER & KONDOROSY ELŐD

Zöld vándorpoloska

Nezara viridula (LINNAEUS, 1758)

Eredeti elterjedési terület

A zöld vándorpoloskát – *Cimex viridulus* néven – Indiából írták le (LINNÆUS 1758), nem sokkal később azonban már Észak-Amerikából is hírt adtak jelenlétéről (FABRICIUS 1798), majd észlelték Közép- és Dél-Amerikában (AMYOT & SERVILLE 1845), ezt követően (1874–1879) pedig Japánban is (YUKAWA *et al.* 2007). Ezek alapján korai, kereskedelmi szállítmányokkal történő széthurcolása valószínűsíthető. A jelenleg rendelkezésre álló állatföldrajzi ismeretek alapján a faj eredeti hazája Afrika trópusi vidékein van, ahonnan 3,7–4 millió évvel ezelőtt juthatott el Ázsiába (KAVAR *et al.* 2006, FERRARI *et al.* 2010). Utóbbi megállapítást kétségessé teszi, hogy Afrikából csak botswanai egyedeket vizsgáltak, míg trópusi vagy észak-afrikai példányokon nem folytattak genetikai vizsgálatokat.

Magyarországi megjelenése

A zöld vándorpoloska első európai adatának a *Cimex smaragdulus* nevű taxon Madeiráról történő leírása tekinthető (FABRICIUS 1775), melyről azonban később megállapították, hogy azonos a LINNÆUS (1758) által már korábban leírt *Cimex viridulus* (ma *Nezara viridula*) nevű fajjal, azaz a zöld vándorpoloskával (STÅL 1872). A faj előfordulását később több dél-európai területről is jelezték. A lelőhelyi adatok alapján készült térkép (DEWITT & GODFREY 1972) tanúsága szerint elterjedésének északi határa egybeesik a mediterrán biogeográfiai régióéval, az Alpok vonalától délre őshonosnak tekinthető. Az ennél északabbi előfordulások pedig jelenlegi terjeszkedésének köszönhetőek (RABITSCH 2008). A zöld vándorpoloska jelenlétét – eredeti áréájától északra – legkorábban Németországból (REICHENSBERGER 1922), majd az Egyesült Királyságból jelezték az 1920-as, 1930-as években (SALISBURY *et al.* 2009), e két országban – hosszú szünet után – a későbbi észlelési adatok alapján jelenleg stabil állományai vannak.

Az 1950-es, 1960-as években megjelent Belgiumban (SCHMITZ 1986), Oroszország európai részén (KIRICSENKO 1951), Finnországban (KONTKANEN 1956) és Ausztriában (DETHIER 1989). A 2000 előtti adatok azonban nagy többségükben eseti behurcolásból származnak, tartós megtelepedésre csak azóta kell számítani (HANSELMANN 2017). A 2000-es évek elején megjelent Bulgáriában (SIMOV *et al.* 2012) és Svájcban is (WERNER 2005).

Hazánkban első példányait 2000-ben gyűjtötték (RÉDEI & TORMA 2003), azóta az ország teljes területén jelen vannak szaporodóképes állományai. Ezt követően a zöld vándorpoloska megjelenését Romániából (GROZEA *et al.* 2012), Szlovákiából (VÉTEK & RÉDEI 2014) és Hollandiából is jelezték (AUKEMA 2016), állományainak helyzete ezekben az országokban jelenleg még tisztázatlan. Az újabb adatok javarészt városi környezetből, kertekből vagy mezőgazdasági területekről származnak, ami inkább ember általi behurcolást, mintsem természetes terjedést valószínűsít (ESQUIVEL *et al.* 2018).

Biológiája

11–15 mm testhosszúságú, élénkzöld színű poloskafaj (Heteroptera). A hazai poloskafauna tagjai közül az őshonos zöld bogymászó-poloska (*Palomena prasina*), valamint az adventív törpe-vándorpoloska (*Acrosternum millierei*) és rötcsápú vándorpoloska (*A. heegeri*) téveszthető össze vele, azonban a következő bélyegek alapján egyszerűen azonosíthatók az egyes fajok (KÓBOR 2017). A zöld bogymászó-poloskától a potroh második haslemezén található dudor és a félfedő hártájának átlátszósága (a zöld bogymászó-poloska hártájája barnás esetleg borostyánsárga színű) alapján különíthető el. Az említett vándorpoloskától (*Acrosternum* spp.) a potroh hasi oldalának háztetőszerű kidomborodása (az *Acrosternum* fajoknál a potroh hasi oldala lapos), valamint a pajzsocskák csúcsának egyszínű zöld színe





(az *Acrosternum* fajoknál a pajzsocska csúcsán kétoldalt sárga folt van) különbözteti meg. A zöld vándorpoloskának három változata (aberratio) ismert, melyek közül Magyarországon a *N. viridula* ab. *torquata* fordul elő (lásd a képeken). Ez a változat a törzsalaktól csak színezetében tér el: feje elülső kétharmada sárgás, előhátának elülső szegélyén sárga keresztcsáv, illetve a potroh haslemezeinek háti szegélyén sárgás hosszanti sáv látható.

Avarban, fák kérge alatt vagy más védett helyeken imágó alakban, reproduktív diapauza állapotában telel (JONES & SULLIVAN 1983). A nyugalmi időszak közeledtével az állatok színe barnászörössé válik, de a következő aktív időszak beköszöntével azután újra zöld színűek lesznek (MUSOLIN *et al.* 2007). A diapauza után aktívvá váló nőtények néhány napnyi táplálkozás után válnak ivaréretté, a hímek valamivel később. A pázásra kész hímek nagyobb távolságokból feromonok kibocsátásával csalogatják magukhoz a nőtényeket (MITCHELL & MAU 1971), rövidebb távolságon pedig a szubsztrátumon keltett rezgésekkel kommunikálnak (ČOKL *et al.* 2001). A nőtény több, ismételt pázás után 50–70 petét rak, melyeket a levelek fonákjára ragaszt, leggyakrabban egy,

legfeljebb három hatszög alakú csomóban (MUSOLIN & NUMATA 2003). A kikelő igen tarka lárvák öt lárvastádiumon keresztül – a hőmérséklettől és a relatív páratartalomtól függően kb. egy hónap alatt – fejlődnek imágóvá. A zöld vándorpoloska lárváinak színezete és mintázata nagyon jellegzetes, ezért a lárvák más hazai fajjal nem téveszthetők össze. A fajnak egy vegetációs időszakban ideális körülmények között több nemzedéke is kifejlődhet.

A zöld vándorpoloska szélsőséges polifág („sok tápnövényű”) faj. Gazdanövényei között több fontos szántóföldi vagy kertészeti kultúrában termesztett növény, dísnövények és a természetes élőhelyek növényzetének elemei is megtalálhatók.

Ökológiai igényei Magyarországon

A zöld vándorpoloska hazánkban fejlődéséhez, szaporodásához és teleléséhez megfelelő körülményeket talál, országszerte elterjedt faj (www.izeltlabuak.hu). Habár közvetlen bizonyítékokkal nem megerősíthető, egyes szóbeli közlések és megfigyelések alapján valószínűsíthető, hogy az utóbbi években hazánkban egy vegetációs periódus alatt két nemzedéke fejlődik (Kóbor P.).



Zöld vándorpoloska lárvája

Ökológiai problémák

A zöld vándorpoloska hazai élőhelyeken való tömeges elszaporodása problémát jelenthet, mivel az őshonos rovarközösségek egyes tagjainak erős vetélytársa lehet.

Gazdasági hatások

Termesztett növényeken való károkozása az újonnan kolonizált európai területeken jobbra anekdotikus. Ugyanakkor Bulgáriában és Romániában megfigyelték kártételét paradicsomon (*Lycopersicon esculentum*) (GROZEA *et al.* 2012, SIMOV *et al.* 2012). Paradicsomon és sok más növényfajon való szívogatása hazai konyhakertekből is ismeretes (RÉDEI & VÉTEK 2005).

Védekezési lehetőségek

A zöld vándorpoloska elleni védekezés jelenleg nagyrészt a széles hatásspektrumú rovarölő szerek alkalmazására korlátozódik. Habár történtek már kísérletek a biológiai védekezési módok (predátorok és

parazitoid szervezetek) és az ún. csapdanövények vetésének alkalmazására, azonban ezek egymagukban nem elégségesek a faj tömeges elszaporodása esetén (KNIGHT & GURR 2007).

Irodalom

AMYOT & SERVILLE 1843, AUKEMA 2016, ČOKL *et al.* 2001, DEWITT & GODFREY 1972, DETHIER 1989, ESQUIVEL *et al.* 2018, FABRICIUS 1775, 1798, FERRARI *et al.* 2010, GROZEA *et al.* 2012, HANSELMANN 2017, JONES & SULLIVAN 1983, KAVAR *et al.* 2006, KIRICSENKO 1951, KNIGHT & GURR 2007, KÓBOR 2017, KONTKANEN 1956, LINNÆUS 1758, MITCHELL & MAU 1971, MUSOLIN & NUMATA 2003, MUSOLIN *et al.* 2007, RABITSCH 2008, RÉDEI & TORMA 2003, RÉDEI & VÉTEK 2005, REICHENSBERGER 1922, SALISBURY *et al.* 2009, SCHMITZ 1986, SIMOV *et al.* 2012, STÅL 1872, VÉTEK & RÉDEI 2014, WERNER 2005, YUKAWA *et al.* 2007

KÓBOR PÉTER & KONDOROSY ELŐD

Amerikai lepkekabóca

Metcalfa pruinosa (SAY, 1830)

Eredeti elterjedési terület

Az amerikai lepkekabóca Észak-Amerika keleti és középső részén, a kanadai Ontariótól Floridáig általánosan elterjedt faj (PÉNZES & HÁRI 2016).

Magyarországi megjelenése

Európai megjelenéséről az első adat Olaszország északkeleti részéről (Veneto) származik, ahová 1979-ben (vagy azt megelőzően) növényi szaporítóanyaggal hurcolták be (ZANGHERI & DONADINI 1980). Olaszországban gyorsan terjeszkedett, de

számos más európai országban is megjelent: többek között 1985-ben Franciaországban (ANONYM 1995), 1993-ban Svájcban (JERMINI *et al.* 1995), 2003-ban Ausztriában (EPPO GLOBAL DATABASE 2022), 2006-ban Horvátországban (GOTLIN ČULJAK *et al.* 2007, MATOŠEVIĆ & PERNEK 2011) és Szerbiában (MIHAJLOVIĆ 2007), 2010-ben Oroszországban (GNYINYENKO *et al.* 2011), 2011-ben Romániában (GROZEA *et al.* 2011), 2016-ban pedig Németországban (NICKEL 2016). Ma már a Németországnál és Csehországnál délebbre fekvő



© Csóka György



Amerikai lepkekabóca lárvája

európai országok többségében jelen van. 2005-ben – első ázsiai előfordulásként – Dél-Koreában is előke­rült (LEE & WILSON 2010).

Magyarországi megjelenését először 2004 júliusá­ban, Budapesten, platánokon (*Platanus* sp.) észlelték (PÉNZES 2004). A főváros körüli faiskolai árudákba több alkalommal is szállítottak Olaszországból kon­téneres növényi szaporítóanyagot, így vélhetően ezek révén történt a behurcolás (PÉNZES & HÁRI 2016). Az első észlelést követően gyorsan terjedt, szűk tíz évvel később már az egész országban gyakorivá vált. Számos erdészeti fénycsapda is fogja (CSÓKA *et al.* 2012). KISS *et al.* (2013) autópálya-pihenőkben vizs­gálták a faj jelenlétét: a helyszínek több mint felében megtalálták, különösen az M0-s és az M7-es szaka­szok voltak fertőzöttek. A gyors terjeszkedést valószí­nűleg a fertőzött dísnövények nemzetközi és orszá­gon belüli szállítása, illetve az amerikai lepkekabóca szélsőségesen széles tápnövényköre is segítette.

Biológiája

Az apró, lepkeszerű megjelenésű kifejlett ameri­kai lepkekabócák 5–8 mm hosszúak, sátorszerűen

összecsukott szárnyakkal pihennek. A frissen kelt imágók világos krémszínűek, később szürkések. Egynemzedékes, fás szárú tápnövényeinek kéregre­pedéseibe süllyesztett petéikkel telel. Ez önmagában magyarázza, hogy az élő növényi anyaggal milyen könnyen terjeszthető. A lárvák tavasszal az adott élő­hely hőmérsékleti viszonyaitól függően – nálunk jel­lemzően májusban – kelnek ki. A frissen kelt lárvák sárgászöldes színűek, általában négyszer vedlenek, a fás, vagy lágyszárú tápnövények hajtásain táplál­koznak. Viaszos váladékuk és levedlett lárvabőre­ik hosszú ideig láthatóak a tápnövényeken. A larva­keléstől az imágók megjelenéséig rendszerint 50–70 nap telik el, azaz a kifejlett kabócákkal általában nyár közepétől kezdve találkozhatunk (PÉNZES & HÁRI 2016).

Rendkívüli módon polifág faj, több száz, többségé­ben fás szárú tápnövénye ismert, de jó néhány lágyszárú fajon is megél. Európában elsősorban váro­si díszfákon és cserjéken gyakori, de erdei fákon és cserjéken is jelen van. Tápnövényei (a teljesség igénye nélkül) az akác (*Robinia* spp.), a mirigyes bálvány­fa (*Ailanthus altissima*), a bodzák (*Sambucus* spp.),



Amerikai lepkekabóca viaszos váladéka

az ostorfák (*Celtis* spp.), a cseresznyék (*Cerasus* spp.), a diófák (*Juglans* spp.), az eperfák (*Morus* spp.), a fagyalok (*Ligustrum* spp.), a galagonyák (*Crataegus* spp.), a cserjés gyalogakác (*Amorpha fruticosa*), a juharok (*Acer* spp.), a kökény (*Prunus spinosa*), a körte (*Pyrus* spp.), a kőrisek (*Fraxinus* spp.), a mogyorók (*Corylus* spp.), az orgona (*Syringa vulgaris*), a platánok (*Platanus* spp.), a rózsák (*Rosa* spp.), a somok (*Cornus* spp.), a szilek (*Ulmus* spp.), a tölgyek (*Quercus* spp.) és a vadgesztenyék (*Aesculus* spp.) (SOULIOTIS *et al.* 2008, CSÓKA *et al.* 2012, PÉNZES & HÁRI 2016). Még a mérgező tiszafán (*Taxus baccata*) és borostyánon (*Hedera helix*) is táplálkozik. A lágyszárúak, illetve félcserjék közül kifejezetten gyakori többek között

a csalánokon (*Urtica* spp.), a szedreken (*Rubus* spp.), az útifüveken (*Plantago* spp.), az aranyvesszőkön (*Solidago* spp.) és a parlagfüveken (*Ambrosia* spp.) is (PÉNZES & HÁRI 2016).

A nálunk honos generalista természetes ellenségek – fátyolkák (Neuropterida), katicabogarak (Coccinellidae), zengőlegyek (Syrphoidea) – nem bírnak számottevő szabályzó hatással (PÉNZES & HÁRI 2016). Ugyanez a helyzet egész Európában is, ezért Olaszországba már 1987-től kezdődően több alkalommal betelepítették a faj legjelentősebb természetes ellenségét, a lepkekabóca-ollósdarazsat (*Neodryinus typhlocybae*) (GIROLAMI & CAMPORESE 1994, GIROLAMI & MAZZON 1999, GIROLAMI *et al.* 1996).

Ezt a parazitoidot később Horvátországba, Görögországba, Hollandiába, Szlovéniába, Spanyolországba és Svájcba is betelepítették (VÉTEK *et al.* 2019).

A lepkekabóca-ollósdarazsat Magyarországon először 2015 tavaszán, a Budai Arborétumban találták meg (SZÖLLŐSI-TÓTH *et al.* 2017). 2018-ra már az ország számos, egymástól távolabbi pontján előkerült (VÉTEK *et al.* 2019), napjainkban pedig már szinte mindenütt előfordul, ahol az amerikai lepkekabóca is tömegesen jelen van. A lepkekabóca-ollósdarazs két-nemzedékes, a nőtény az amerikai lepkekabóca harmadik–ötödik stádiumú lárváinak testébe, szárnykezdeményük alá petézik. A parazitoid lárva ovális gubót készít, a második nemzedék ebben tel el. A lepkekabóca-ollósdarazs spontán terjedésre képes, és úgy tűnik, hogy az amerikai lepkekabóca populációit egyre növekvő mértékben képes szabályozni (VÉTEK 2020).

Ökológiai igényei Magyarországon

Az amerikai lepkekabóca szélsőségesen polifág faj, ezért megfelelő tápnövényt bárhol talál, azaz a táplálékhiány sem a terjedését, sem a népességnövekedését nem korlátozza. A Budapest zöldterületein 2004 és 2014 között végzett megfigyelések alapján teleink nem okoztak jelentős pusztítást állományaikban (PÉNZES & HÁRI 2016). A megjelenését követő bő egy évtizedben gyakorlatilag az egész ország területén gyakorivá, sok helyen kifejezetten tömegessé vált. A lepkekabóca-ollósdarazs (*Neodryinus typhlocybae*) hazai megjelenése, illetve terjeszkedése miatt az utóbbi néhány évben népessége a legtöbb helyen csökkenő tendenciát mutat.

Ökológiai problémák

Hazai vizsgálatok szerint az amerikai lepkekabóca több növényi betegség terjesztésében is szerepet játszhat (VÉTEK 2020), amivel ökológiai és gazdasági vonatkozásban is károkat okozhat. A lepkekabóca mézharmattermelése nyár végén, kora ősszel kulminál, amikor más növényeken már sokkal kisebb a kiválasztott mézharmat mennyisége. Mivel az amerikai lepkekabóca nagy területeket elfoglaló fafajokon – fehér akác (*Robinia pseudoacacia*), nemes nyarak (*Populus* ×) stb. – is él, jelentős területeken lehet tömeges az előfordulása, illetve mézharmattermelése egyes helyeken számottevő volumenű lehet (CSÓKA 2017). Ezt a már telelésre vonuló mézelő méhek (*Apis mellifera*) nehezen emésztik meg, gyakran hasmenést idéz elő náluk, ezért a kaptárban ürítenek, ami elősegíti a *Nosema* nembe tartozó spórás egyszélű (*Microsporidia*) elszaporodását, és ezáltal a méhcsaládok megbetegedését (CSÓKA 2017). Feltételezhető, hogy ez a negatív hatás egyes vadon élő méhfajok (*Apidae*) esetében is fennáll.

Ökológiai problémák

Jelenlegi ismereteink szerint az amerikai lepkekabóca lárváinak és az imágóinak táplálkozása nem feltétlenül okoz súlyos károkat. A lárvák által termelt viaszváladékkal, valamint mézharmat ürítésével – amelyen gyakran korompenész (*Cladosporium herbarum*) telepszik meg – leginkább esztétikai károkat okoz, ez a dísznövények esetében azonban számottevő értékcsökkenést is jelenthet. Ezen túl számos természetett növény esetében érzékelhető negatív hatásai vannak. Olaszországi szójaültetvényben 30–40%-os terméskiesést okozott (CIAMPOLINI *et al.* 1987). KESZTHELYI & VANYÚR (2012) kukoricában (*Zea mays*) okozott kártételét említik, de a hatást nem számszerűsítik. Szőlőn (*Vitis vinifera*), számos gyümölcsfajon, köztük almán (*Malus domestica*), sárga- (*Armeniaca vulgaris*) és őszibarackon (*Persica vulgaris*) és fügén (*Ficus carica*) is lehet tömeges (VÉTEK 2020). Szívása nyomán csökkenhet a hajtásnövekedés, torzulhatnak a hajtások és a levelek.

Védekezési lehetőségek

Dísznövénykertészetekben, faiskolákban szükségessé válhat a vegyszeres védekezés. Ebben az esetben a fiatal lárvák ellen kontakt hatású szereket (pl. piretroidok) célszerű alkalmazni. A lárvák elleni védekezést megnehezíti elhúzódó kelésük (PÉNZES & HÁRI 2016). Az imágók elleni védekezés kevésbé hatékony.

Hosszabb távon leginkább a fő természetes ellenség kímélete, illetve segítése lehet hatékony. Nem szabad pl. elégetni azokat a leveleket, amelyeknek a fonákján nagyobb számban található a lepkekabóca-ollósdarazs (*Neodryinus typhlocybae*) telelő kokonjai (VÉTEK 2020). Bár ez a parazitoid önerőből is jól terjed, a telelő kokonok áttelepítése a lepkekabóca-fertőzés potenciális helyszíneire szintén hasznos lehet.

Irodalom

ANONYM 1995, CIAMPOLINI *et al.* 1987, CSÓKA 2017, CSÓKA *et al.* 2012, EPPO GLOBAL DATABASE 2022, GIROLAMI & CAMPORESE 1994, GIROLAMI & MAZZON 1999, GIROLAMI *et al.* 1996, GNYINYENKO *et al.* 2011, GOTLIN ČULJAK *et al.* 2007, GROZEA *et al.* 2011, JERMINI *et al.* 1995, KESZTHELYI & VANYÚR 2012, KISS *et al.* 2013, LEE & WILSON 2010, MATOŠEVIĆ & PERNEK 2011, MIHAJLOVIĆ 2007, NICKEL 2016, PÉNZES 2004, PÉNZES & HÁRI 2016, SOULIOTIS *et al.* 2008, SZÖLLŐSI-TÓTH *et al.* 2017, VÉTEK 2020, VÉTEK *et al.* 2019, ZANGHERI & DONADINI 1980

HIRKA ANIKÓ & CSÓKA GYÖRGY

Amerikai bivalykabóca

Stictocephala bisonia KOPP & YONKE, 1977

Eredeti elterjedési terület

Az amerikai bivalykabóca az Egyesült Államok keleti részén őshonos, ahonnan valószínűleg gyümölcsoltványokkal került behurcolásra Észak-Amerika nyugati részére, Hawaii-ra, Észak-Afrikába és Európába (ŚWIERCZEWSKI & STROIŃSKI 2011).

Magyarországi megjelenése

Első európai adata 1912-ből a Magyar Királyság területéről, Keveváráról (ma Kovin, Szerbia) származik (HORVÁTH 1912). Néhány évvel később, 1918-ban,

a dél-franciaországi Montpellier közelében is észlelték (LALLEMAND 1920). Ezt követően még a 20. század első felében előkerült az egykori Jugoszlávia területéről (Bosznia-Hercegovina, Horvátország, Szerbia) (UVAROV 1939). Jelenleg Európa-szerte elterjedt, adatai ismertek Albániából, Ausztriából, Belgiumból, Bulgáriából, Csehországból, Görögországból, Horvátországból, Lengyelországból, Macedóniából, Moldovából, Németországból, Portugáliából, Romániából, Spanyolországból, Svájcban, Szlovákiából, Szlovéniából, Törökországból, Ukrajnából és a mai Magyarország területéről



© Kis Szilveszter



(HOFFRICHTER & TRÖGER 1973, OKALI 1974, DROSPOULOS 1980, GÜNTHART 1980, ARZONE *et al.* 1987, NAST 1987, JANSKÝ *et al.* 1988, D'URSO 1995, LAUTERER 1995, SELJAK 2002, HOLZINGER *et al.* 2003, GJONOV & SHISHINIOVA 2014, www.fauna-eur.org).

Biológiája

6–9 mm testhosszúságú, élénkzöld színű kabóca-faj, amely előhátának elülső sarkain szarvszerű kinövéseket visel, az előhát hátsó része pedig tüskeszerű nyúlványban hegyesedik ki. A nyúlványok csúcsa, valamint az előhát gerincele gyakran vöröses színezetű. Az amerikai bivalykabóca a kabócalakúak (Auchenorrhyncha) rendjének énekeskabóca-alkatúak (Cicadomorpha) alrendjébe, azon belül a púposkabóca-félék (Membracidae) családjába tartozik. A családot a magyar faunában a bivalykabócán kívül két őshonos faj képviseli: a púposkabóca (*Gargara genistae*) és az amerikai bivalykabócára némiképp hasonlító szarvaskabóca (*Centrotus cornutus*). A szarvaskabócat az amerikai bivalykabócatól sötét, barnás vagy feketés színezete és előhátának hullámos nyúlványa alapján különböztethetjük meg legkönnyebben (a bivalykabócánál ez a nyúlvány egyenes).

A hőmérsékleti viszonyok tekintetében tág tűrésű faj: egy Szlovákiában végzett vizsgálat sorozat során augusztustól novemberig, –1 és +36 °C közötti hőmérsékleten figyeltek meg élő, aktív egyedeket, peterakásuk intenzitása pedig 22 °C-on volt a legmagasabb (KRIŠTÍN *et al.* 1987). Fenológiája kevésbé ismert, de más közép-európai országokból származó adatok alapján a kifejlett egyedek abundanciája augusztus közepétől szeptember közepéig a legmagasabb (WALCZAK *et al.* 2018), lárváit legkorábban májusban figyelték meg (SCHEDL 1991, TASZAKOWSKI *et al.* 2015), pete alakban telet át. Petéiket – a tápnövény fiatal hajtásait tojócsovükkal felhasítva – a hajtás

belsejébe rakják le, ezzel hegesedést okozva. Jó repülők, így behurcolás esetén könnyen terjednek és kolonizálnak új területeket (JANSKÝ *et al.* 1988). Sok tápnövényű (polifág) faj, tápnövényei között több kertészeti – pl. szőlő (*Vitis vinifera*), körte (*Pyrus communis*) – és erdészeti szempontból fontos növény – pl. tölgyfajok (*Quercus* spp.), mézgás éger (*Alnus glutinosa*) – is megtalálható (WALCZAK *et al.* 2018).

Ökológiai igényei Magyarországon

Az amerikai bivalykabóca számára a hazai éghajlati viszonyok és a vegetáció is megfelelő, ezért ma már mindenütt elterjedt (www.izeltlabuak.hu).

Ökológiai problémák

Tömeges elszaporodása esetén főleg erdőkben okozhat kárt, mivel tápnövényei között olyan állományalkotó és elegyfajok szerepelnek, mint a tölgy- (*Quercus* spp.), a juhar- (*Acer* spp.), a nyár- (*Populus* spp.) vagy a szilfajok (*Ulmus* spp.) (WALCZAK *et al.* 2018). Gradáció esetén a legnagyobb gondot a kifejlett állatok peterakása jelentheti: a felhasított fiatal hajtások hegesedhetnek, elhalhatnak, a tojócso okozta sebekben keresztül gombás vagy bakteriális fertőzések támadhatják meg a növényt (LAUTERER 1995, SELJAK 2002).

Gazdasági hatások

Gazdasági szempontból a szőlő- és gyümölcsültetvényekben okozhat jelentős károkat. Az Amerikai Egyesült Államokban a 20. század első felében még jelentős kártevőként tartották számon (YOTHERS 1934). Kártétele a fentebb leírtakhoz hasonlóan leginkább a peterakás során a fiatal hajtásokban okozott mechanikai sérüléssel valósul meg.

Védekezési lehetőségek

Jelenleg nem okoz olyan mértékű károkat, hogy az ellene való védekezés indokolt legyen. Elszaporodása esetén vegyszeres védekezéssel szorítható vissza.

Irodalom

ARZONE *et al.* 1987, DROSPOULOS 1980, D'URSO 1995, GJONOV & SHISHINIOVA 2014, GÜNTHART 1980, HOFFRICHTER & TRÖGER 1973, HOLZINGER *et al.* 2003, HORVÁTH 1912, JANSKÝ *et al.* 1988, KRIŠTÍN *et al.* 1987, LALLEMAND 1920, LAUTERER 1995, NAST 1987, OKALI 1974, SCHEDL 1991, SELJAK, 2002, ŚWIERCZEWSKI & STROIŃSKI 2011, TASZAKOWSKI *et al.* 2015, UVAROV 1939, WALCZAK *et al.* 2018, YOTHERS 1934

KÓBOR PÉTER

BOGARAK

Coleoptera

Japán cserebogár

Popillia japonica NEWMAN, 1838

Eredeti elterjedési terület

Japán északi részén (Honsü, Hokkaidö) minden bizonnyal őshonos. További ázsiai elterjedését – Kína, Oroszország távol-keleti vidéke (Kuril-szigetek) – több szerző is megkérdőjelezi, ezeken a területeken egy közeli rokon fajt említenek (FLEMING 1972). Az Amerikai Egyesült Államokban első igazolt előfordulása (1916) egy évelőket is árusító faiskolához kötődik New Jerseyben (DICKERSON & WEISS 1918, METCALF & METCALF 1993, PETTY *et al.* 2015). Észak-Amerikában jelentősebb károsítóvá vált, mint őshazájában (EPPO 2006).

Magyarországi megjelenése

Európában először a Portugáliához tartozó Azori-szigeteken találták meg. Valószínűsíthető, hogy az 1970-es évek elején hurcolták be (MARTINS & SIMÕES 1988), és egy amerikai katonai légi bázisról szóródott szét (PORTER & HELD 2002). 1984-re a szigetcsoport nagy részén elterjedt (SIMÕES & MARTINS 1985, MARTINS & SIMÕES 1985, VIEIRA 2008). 2014-ben jelezték kártételét a kontinentális Európából is, a Milánótól északra fekvő Ticino-völgyből (EPPO REPORTING SERVICE 2014, PAVESI 2014). Az észak-olaszországi területen stabil, egyre növekvő populációja van. Valószínűleg innen hurcolták be Svájcba 2017-ben. Itt a növényvédelmi hatóság hatékony fellépésének köszönhetően sikerült kiirtani (EPPO REPORTING SERVICE 2017). Svájcban 2020-ban ismét megtalálták egyedeit két szőlőültetvényben,

és az ellenőrző csapdázások során is fogtak imágókat (EPPO 2022). Magyarországon még nem került elő.

Zárlati károsító, melynek a növényegészségügyi feladatok végrehajtásának részletes szabályairól szóló 7/2001 (I. 17.) FVM rendelet szerint tilos a Magyarországra való behurcolása és terjedésének elősegítése. Ennek megfelelően a European and Mediterranean Plant Protection Organization (EPPO) A2-es listáján is szerepel.



© David Cappaert (bugwood.org)



Biológiája

Az ún. „kis cserebogarak” közé sorolható faj. Az imágó 8–12 mm hosszú, 5–7 mm széles. Fémese zöld, illetve rezes bronzszínű. Jellegzetessége, hogy a potrohszelvényei szélén szőrpamacsok (öt vonalba rendeződve) húzódnak végig, illetve az utolsó nem fedett potrohszelvényeken két fehér folt található. Csáplemezeinek száma három. A nőstények nagyobbak, mint a hímek (EPPO 2006), de a két ivar a lábszárakon lévő tövis alapján biztosan elkülöníthető egymástól: a hímnek hegyes, a nősténynek lekerekített a tövise. Nagyon hasonlít a kerti szipolyra (*Phyllopertha horticola*), de a felületes szemlélő könnyen összetévesztheti a nagy (*Anomala vitis*) és a kis fináncbogárral (*A. dubia*), valamint a hazánkban még elő nem került *Mimela junii* nevű szipolyfajjal is.

Lárvai jellegzetes pajorok, más ganéjtúrófélék (Scarabaeidae) lárvaítoitól az utolsó hasi szelvény felszínén V alakban rendeződött két tövissor (melyek oldalanként hat-hét tövist tartalmaznak) különbözteti meg (SIM 1934, KLAUSNITZER 1978). A lárvák korának meghatározásában a fejtokméret segíthet.

A japán cserebogár általában egynemzedékes faj, de elterjedése északi határán, illetve hidegebb években egyes populációi csak két év alatt fejlődnek ki (FLEMING 1972, VITNUM 1986, POTTER &

HELD 2002). Egyedfejlődése a földrajzi szélességtől és az évszaktól függően kb. hathetes eltérést mutathat (FLEMING 1972). Ennek megfelelően az imágók Európában – a helytől és az évszaktól függően – május végén, június elején kelnek ki (MARTINS & SIMÕES 1988, VIEIRA 2008). Petéiket általában augusztus eleje és szeptember vége között, egyesével vagy kisebb csoportokban (kettő–négy db), nyirkosabb, füves területeken, 4–10 cm mélyen a talajba, egy üregbe helyezik el (METCALF & METCALF 1993). Egy nőstény általában 40–60 petét rak (CAMPBELL *et al.* 1989). Kelés után a lárvák, a telelés kezdetéig, még a talajban táplálkoznak. Lárvaállapotban – általában harmadik stádiumú lárvaként (L_3) – telel, egy kb. 15–30 cm mélyen kialakított föld alatti üregben. Tavasszal, amikor a talajhőmérséklet meghaladja a 10 °C-ot, a lárvák feljebb húzódnak és elkezdik rágni a gyökereket, de károsítási időszakuk csupán néhány hét. Bábn nyugalmuk egy-két hétig tart. A kifejlett egyedek átlagos élettartama mintegy 30–45 nap. Ezen időszak alatt többször párosodnak (POTTER & HELD 2002).

Természetes terjedőképessége nem túl nagy. Mind az amerikai, mind az olaszországi vizsgálatok azt mutatják, hogy átlagosan 400–500 m-t repül naponta (HAMILTON 2003). Repülési aktivitását és a megtett



Gazdasági hatások

Rendkívül polifág faj. Az imágó előfordulását az Amerikai Egyesült Államokban több mint 300 növényfajról jelezték (POTTER & HELD 2002), melyekből 106 fajon gazdasági kárt is okoz (BORCHERT *et al.* 2003). Tápnövényeinek csaknem teljes listáját FLEMING (1972) közölte. Az Egyesült Államokban tett megfigyelések szerint tápnövény-preferenciája az évek során változott. Mindemellett számos fán károsítása nagyobb mértékűvé és rendszeresebbé vált.

távolságot a populációk egyedszámának növekedése valószínűleg fokozza. A legnagyobb aktivitást derült, meleg (21–35 °C) napokon mutatja. Esős napokon nem, borult, szeles napokon pedig alig táplálkozik (POTTER & HELD 2002).

A bogarak aggregációs feromont termelnek, melyvel fajtársaikat csalogatják a táplálékforráshoz, így gyakran előfordul, hogy egy fát teljesen lerágnak, míg a mellette lévő gyakorlatilag mentes a károsításuktól (CAMPBELL *et al.* 1989).

Ökológiai igényei Magyarországon

Magyarországon eddig még nem jelezték előfordulását. Valószínű, hogy néhány éven belül – természetes terjedéssel – az ország nyugati felét éri el először. Tápnövényeit és hazánk klimatikus viszonyait figyelembe véve megtelepedésére az egész ország területén számíthatunk, de jelentősebb felszaporodása és gazdasági kárt okozó károsítása elsősorban a Dunántúl nyugati részén valószínűsíthető.

Ökológiai problémák

A japán cserebogár táplálékkonkurenciát jelenthet több honos ízeltlábúfajnak (Arthropoda) is. Magyarországon az imágók károsítási időszaka egybeesik a legmelegebb és egyben legszárazabb időszakokkal, amikor a károsított növények regenerációjára csekély az esély.

Kedveltebb tápnövényei közé számos olyan faj tartozik, melyeknek az utóbbi száz évben több idegenhonos károsítóval is meg kellett küzdenie. Például a szelídgesztenye (*Castanea sativa*) és a szilek (*Ulmus* spp.) már így is jelentős hátrányba kerültek, elsősorban idegenhonos gombabetegségek, másodsorban idegenhonos kártevők miatt. Egy újabb károsító nem igazán segíti regenerálódásukat.

Az imágók, általában csoportosan, levelekkel, virágokkal és gyümölcsökkel táplálkoznak. A leveleken az erek közötti szöveteket fogyasztják, először csak lyukakat készítenek, majd a nagyobb erek közötti részeket teljesen kirágják. A rágás következtében a megmaradt levélszövet gyakran elbarnul, a levél lehullik. A virágszirmokon a nemzők szabálytalanul rágnak. Rózsákon (*Rosa* spp.) nagyon látványos a károsításuk, akár az összes virágot elfogyaszthatják. A gyümölcsökbe kraterszerű üregeket rágnak. Kedvelik a juharokat (*Acer* spp.), a vadgesztenyéket (*Aesculus* spp.), az égereket (*Alnus* spp.), a nyíreket (*Betula* spp.), a szelídgesztenyét (*Castanea sativa*), a diókat (*Juglans* spp.), az almát (*Malus domestica*), a platánokat (*Platanus* spp.), a nyárákat (*Populus* spp.), néhány csonthéjast (*Prunus* spp.), a rózsákat, a szedret és a málnát (*Rubus* spp.), a füzeket (*Salix* spp.), a hársakat (*Tilia* spp.), a szileket (*Ulmus* spp.) és a szőlőt (*Vitis* spp.) (VIEIRA 2008, EPPO REPORTING SERVICE 2014).

A lárvák a gazdanövények gyökereiben inkább csak tápanyagfelvételi nehézségeket okoznak, komolyabb élettani hatásuk nem jellemző. Csak magas egyedszám és hosszan tartó komoly károsítás esetén okozzák a lágyszárú tápnövényeik pusztulását (VAIL *et al.* 1999). A gyökéren okozott tünetek nem jellegzetesek, a többi talajlakó károsító által okozott elváltozásoktól nem különíthetők el. A fűvek gyökerén kívül a lárva előszeretettel rágja számos zöldség és dísznövény gyökerét is (VIEIRA 2008, EPPO REPORTING SERVICE 2014).

Populációinak növekedésével megfigyelhető, hogy a károsított növényfajok száma is növekszik (EPPO 2022). Érdekes, hogy őshazájában, Japánban a tápnövényköre jóval szűkebb (EPPO REPORTING SERVICE 2014).

Jelentősebb gazdasági károsítása faiskolákban, csemetekertekben, gyümölcsösökben, kertekben és a városok vonzáskörzetébe eső, mozaikosabb erdős-gyepes területeken várható. Ezekben a helyeken mind közvetlen (termésveszteség), mind közvetett módon (védekezés és monitorozás költsége) is előidézhet gazdasági kárt.

Védekezési lehetőségek

A faj magyarországi bekerülése esetén az első időszakban kiemelt szerephez kellene jutnia az előrejelzésnek és a tájékoztatásnak. A fajnak ismert egy feromonja és egy virágillaton alapuló csalogató anyaga. Általában e két anyagot kombinálva alkalmazzák a csapdákban. A csapdák kihelyezésénél körültekintően kell eljárni, hogy a károsítótól mentes területekre ne vonzzuk be az imágókat. Egyedeit a fénycsapdák is fogják. Ha ezek a csapdatípusok nem állnak rendelkezésre, akkor az alapvető szignalizációs módszerekkel is megbízhatóan követhető a faj időbeli és térbeli mozgása, hiszen nappal a legaktívabb, és nem kifejezetten rejtett életmódú.

A hatékonyság érdekében a faj elleni védekezést mindenképpen több módszer együttes alkalmazására kell alapozni. Mechanikai védekezésként kisebb területen, alacsonyabb állománysűrűségnél ajánlják rajzási időben az imágók lerázását (AGRICULTURAL RESEARCH SERVICE 1982, SWITZER & CUMMING 2014). Olaszországban a kisebb területű értékesebb növényállományokat hálóval védik (EPPO 2022). A talajok vízháztartása a japán cserebogarak különböző fejlődési stádiumaira eltérő módon, de mindenképpen jelentős hatást gyakorol. A peterakás során a szárazabb körülmények közé kerülő peték nem tudnak megduzzadni, ezért jelentős pusztulásukra számíthatunk. A lárvák, illetve az imágók által okozott károsítás esetén az érintett terület megfelelő vizellátásának biztosítása mérsékelheti a károkat, mivel ilyen körülmények között a növények jobban tudnak regenerálódni. Peterakás idején a gyommentes talajfelszínnek a táplálékhiány miatt szintén csökkentik a petékből kikelő lárvák számát. Olaszországi vizsgálatok szerint az indiai neem-fából (*Azadirachta indica*) kivont bioinszekticid (azadiraktin) riasztó hatású lehet az imágókra.

A biológiai védekezési módszerek közül a japán cserebogár ellen eddig a legeredményesebbnek a *Heterorhabditis bacteriophora* fonálféreg (Nematoda) és a *Metarhizium anisopliae* nevű, rovarokon (Insecta) élősködő gomba bizonyult (CIAMPITTI *et al.* 2016, MARIANELLI *et al.* 2018, PAOLI *et al.* 2017). Szabadban, 3,8 l-es konténerben nevelt tiszafák (*Taxus baccata*) mellé, tíz-tíz

japáncserebogár-lárvát (L_3) helyeztek. Ezt követően a konténeres növényeket különböző mennyiségű fonálférget tartalmazó vízzel (46, 92, 192, 385 fonálféreg / cm^2 talajfelszín) öntözték be. A *Heterorhabditis heliothidis* és a *Steinernema glaseri* fonálféreg a harmadik stádiumú lárvák (L_3) között – a koncentrációtól függően – 90%-nál is magasabb mortalitást okoztak, ami nagyon jó eredménynek tekinthető. A japán cserebogár elleni eredményes védekezési módok megtalálása céljából végzett kísérletek során hatásosnak találták még a *Neoalectana carpocapsae* fonálférget, illetve a *Paenibacillus popilliae* baktériumfajt tartalmazó készítményeket is (WRIGHT *et al.* 1988, SIMÕES *et al.* 1993, POTTER & HELD 2002). Napjainkban Olaszországban a *Hexameris popilliae* nevű fonálféreg hatékonyságát vizsgálják a japán cserebogár ellen (MAZZA *et al.* 2017). Megjegyzendő azonban, hogy szárazabb termőhelyi viszonyok mellett a rovarpatogén fonálféreg hatékonysága jelentősen csökken. Aki a biológiai védekezési módok alkalmazása mellett dönt, az magyarországi fonálféreg-populációk kijuttatását, illetve megtelepítését szorgalmazza. Idegenhonos fonálférget csak végső esetben, ökológiai mérlegelést követően alkalmazzon.

A kémiai és a biológiai módszerek kombinálásával szárazabb termőhelyi viszonyok mellett is lehet a védekezés hatékonyságát javítani és a környezet vegyszerterhelését csökkenteni.

Az Amerikai Egyesült Államokban a generálista természetes ellenségek között a japán cserebogár populációk gyérítésében a hangyáknak (Formicidae), a holyvákknak (Staphylinidae), a futóbogaraknak (Carabidae), a vakondoknak (Talpidae) és a madaraknak (Aves) tulajdonítanak jelentősebb szerepet. Az e csoportokba tartozó fajok elsősorban a petéket és a fiatal lárvákat fogyasztják (POTTER & HELD 2002).

Irodalom

AGRICULTURAL RESEARCH SERVICE 1982, BORCHERT *et al.* 2003, CAMPBELL *et al.* 1989, CIAMPITTI *et al.* 2016, DICKERSON & WEISS 1918, EPPO 2006, 2022, EPPO REPORTING SERVICE 2014, 2017, FLEMING 1972, HAMILTON 2003, KLAUSNITZER 1978, MARIANELLI *et al.* 2018, MARTINS & SIMÕES 1985, 1988, MAZZA *et al.* 2017, METCALF & METCALF 1993, PAOLI *et al.* 2017, PAVESI 2014, PETTY *et al.* 2015, POTTER & HELD 2002, SIM 1934, SIMÕES & MARTINS 1985, SIMÕES *et al.* 1993, SWITZER & CUMMING 2014, VAIL *et al.* 1999, VIEIRA 2008, VITUM 1986, WRIGHT *et al.* 1988

TUBA KATALIN & LAKATOS FERENC

Ázsiai kőris-karcsúdíszbogár

Agrilus planipennis FAIRMAIRE, 1888

Eredeti elterjedési terület

Oroszország távol-keleti területein, Északkelet-Kínában és a Koreai-félszigeten őshonos (TUBA *et al.* 2012, HERMS & McCULLOUGH 2014).

Magyarországi megjelenése

2002-ben az Amerikai Egyesült Államok Michigan államában és a kanadai Ontario tartományban is megtalálták, de a behurcolás körülményei ismeretlenek maradtak. Évgyűrélemzések alapján valószínűsíthető, hogy Michiganben már az 1990-es évek elején is jelen volt (HERMS & McCULLOUGH 2014). Ma már előfordul az Egyesült Államok 35 keleti és középnyugati államában, valamint öt kanadai tartományban is (USDA APHIS PPQ 2020).

2003 és 2006 között több entomológus is gyűjtötte Moszkvában a faj példányait (BARANCHIKOV *et al.* 2008). Azóta folyamatosan terjed déli és nyugati irányban. A kifejlett bogarak viszonylag jól repülnek, az 1 km-nél távolabbi önerős repülés is lehetséges, de terjedésüket a szél is nagyban segítheti. Nagyobb távolságokra azonban jellemzően emberi közreműködéssel jutnak el (HERMS & McCULLOUGH 2014). A hosszú távú terjedést leginkább a fertőzött faanyag szállítása segíti. Legnagyobb veszélyt a kérgezetlen (pl. tűzifa), illetve a kérget is tartalmazó faanyag (pl. durva apríték), csomagolóládák, raklapok jelentik.

2019-ben Ukrajnában is előkerült. Terjedési sebessége (moszkvai centrumot feltételezve) 50 km/év körüli tehető (DROGVALENKO *et al.* 2019). Az Európai



© David Cappaert (bugwood.org)

Unió országaiban, így Magyarországon sem tűnt még fel. Ugyanakkor – ismerve a hosszú távú terjedés módját, illetve a „látencia” meglehetősen hosszú időtartamát (ami akár tíz év is lehet) – nem zárható ki, hogy már jóval közelebb van határainkhoz, mint az eddig ismert ukrajnai lelőhelyek kb. 1300–1400 km-es távolsága.

Biológiája

Lárvája a bábozódás előtt kb. 25–30 mm hosszú, lapos, keskeny, előtora kiszélesedik. Bábja 10–15 mm-es, sárgásfehér. A bogár 8–15 mm hosszú, 2–3,5 mm széles. Fémes kékeszöld színű, kifejezetten szép állat. A lárva, a báb és a bogár is nagyon hasonlít több nálunk is honos karcsúdíszbogárfajra (*Agrilus* spp.), így pl. a kőrisekben (*Fraxinus* spp.) is előforduló európai kőriskarcsúdíszbogárra (*Agrilus convexicollis*) is. Megbízható faji azonosítás csak specialistától várható. A hasonló fajoktól való elkülönítését VOLKOVITSH *et al.* (2020) munkája segítheti.

Általában egynemzedékes, de a populáció egy részének kifejlődése a környezeti viszonyoktól függően két évet is igénybe vehet. Az imágók többsége májustól júliusig kel ki. A 2–3 mm széles kirepülési nyílások – hasonlóan a többi díszbogáréhoz – jellegzetes fekvő D alakúak. A bogarak a tápnövény leveleit rágva táplálkoznak, 3–6 hétig élnek (WANG *et al.* 2010). Párosodás után a nőtény a petéket egyesével, általában a törzsek alsó harmadára rakja a kéregre, kéregpedésekbe. A lárvák kb. két hét után kelnek ki (WANG *et al.* 2010), majd hosszú, kígyózó, lassan szélesedő járatot rágnek a szíjácsba, melyet barnás ürülék és rágcsálék tölt ki. Tavasszal, kifejezetten a felszínhez közel bábozódnak.

Kínában a faj fontos természetes ellenségei a harkályok (Picidae) (WANG *et al.* 2010), amelyek Észak-Amerikában (LINDELL *et al.* 2008) is jelentős szerepet játszanak. Az ázsiai kőriskarcsúdíszbogár általi fertőzés tényére – ahogyan a nálunk honos fajok esetében is – gyakran az hívja fel a figyelmet, hogy a kéregben, illetve a kéreg alatt található bábok után kutató harkályok valósággal lekérgezik a fát. A harkályok vájta nyílásokon keresztül bejutva több hangyafaj (Formicidae) is fogyasztja a lárvákat (WANG *et al.* 2010). Ázsiában legjelentősebb parazitoidja egy többnemzedékes (évente három-négy) gyilkosfűrészfaj (*Spathius agrili*), amely akár a lárvák 60%-át is parazitálhatja (YANG *et al.* 2005). Ezenkívül számos



© Csóka György

további, kisebb jelentőségűnek ítélt hártványászárnyú (Hymenoptera) parazitoidot, élősködő atkát (Acari), és rovarpatogén gombákat is említenek az ázsiai kőriskarcsúdíszbogár természetes ellenségeként, illetve kórokozójaként (WANG *et al.* 2010). Oroszország európai részén egy Európában elterjedt, díszbogarakat parazitáló, közöttük 50% körüli pusztulást okozó gyilkosfűrész (*Spathius polonicus*) bizonyult a legjelentősebb természetes ellenségnek (ORLOVA-BIENKOWSKAJA 2015).

Ökológiai igényei Magyarországon

Az európai kőriskafajok (*Fraxinus* spp.) mindegyike alkalmas tápnövénye (BARANCSIKOV *et al.* 2014). Oroszországban és Ukrajnában a legjelentősebb károkat az idegenhonos, telepített amerikai kőrisen (*Fraxinus pennsylvanica*) észlelték (ORLOVA-BIENKOWSKAJA *et al.* 2020).

Klimatikus szempontból kontinensünk nagyobb része alkalmas a faj megtelepedésére, ugyanakkor lehetséges, hogy az északi országokban (pl. Norvégia,



Svédország, Finnország) a kifejlődés jellemzően nem egy, hanem két évet venne igénybe (FLØ *et al.* 2015). Mindezekből az következik, hogy behurcolás, illetve fokozatos terjeszkedés eredményeként történő megjelenése esetén az ázsiai kőris-karcsúdíszbogár Közép-Európában, így Magyarországon is megfelelő életfeltételeket találhat és jelentős károkat is okozhat.

Ökológiai problémák

A faj őshazájában általában csak a stresszelt, gyengélkedő kőrisfákat (*Fraxinus* sp.) támadja meg, jelentősebb károkozása ritka (HERMS & McCULLOUGH 2014). Szerepe hasonló, mint a nálunk honos karcsúdíszbogárfajoknak (*Agrilus* spp.) – pl. kétpettyes karcsúdíszbogár (*Agrilus biguttatus*) –, amely általában csak súlyos aszályokat, illetve rovarok, pl. a gyapjaslepke (*Lymantria dispar*) okozta jelentősebb lombvesztést követően lépnek fel tömegesen. Ezzel szemben Amerikában és kínai kísérleti területeken is egyaránt megtelepszik amerikai kőrisfajok egészséges, stresszmentes egyedein is (fiatalokon és

időseken egyaránt), és néhány év alatt el is pusztítja azokat. Az európai kőrisfajokra gyakorolt hatások vonatkozásában egyelőre még hiányosak az ismereteink, annyi azonban bizonyos, hogy magas kőrisen (*Fraxinus excelsior*) is képes súlyos károkat okozni (ORLOVA-BIENKOWSKAJA 2015). Megtelepedése esetén akár önmagában, akár a kőriseket érintő, már korábban ismert kártényezőkkel – kőris hajtáspusztulás (*Hymenoscyphus fraxineus*), kőrisszúk (*Hylesinus* spp.), kőris gömbormányos (*Stereonychus fraxini*) stb. – együtt Európában, így Magyarországon is továbbronthatja a kőrisek egyébként is meglehetősen kedvezőtlen egészségi állapotát (CSÓKA *et al.* 2013, TUBA *et al.* 2021).

Az ázsiai kőris-karcsúdíszbogár lárvájárátaiban számos olyan gombafaj telepedhet meg, amelyek felgyorsíthatják a fapusztulást (még a viszonylag ellenállóbb kőrisfajok esetében is), illetve a még élő törzsek bekorhadását, amivel jelentősen csökkentik azok várható élettartamát és mechanikai állékonyságát (HELD *et al.* 2021).

A kőrisek esetleges tömeges pusztulása negatíván érintheti például a rajtuk élő rovarfajokat, különösen a monofág, illetve oligofág kőrifogyasztókat, mint amilyen a közösségi jelentőségű, védett díszes tarkalepke (*Euphydryas maturna*) vagy a fokozottan védett magyar bundásbagoly (*Asteroscopus syriaca*), hogy a teljesség igénye nélkül néhányat említsünk a jelentős számú kőrisspecialista faj közül (CSÓKA & AMBRUS 2016).

Az elpusztult kőrifák, illetve facsoportok helyén keletkező lékek teret nyithatnak a fényigényes inváziós növényfajoknak, ami az állományszerkezet jelentős, kedvezőtlen irányú változásához vezethet. Mivel a kőrifajok elterjedtek Európában, ezek a negatív hatások akár kontinentális léptékben is jelentkezhetnek.

Gazdasági hatások

Az Amerikai Egyesült Államokban az egyik legjelentősebb inváziós erdei rovarfajnak tartják (HERMS & McCULLOUGH 2014). Az erdőkben okozott fapusztulások mellett kiemelkedő jelentőségű a nagy értékű városi fasorok, parkfák, lakóövezetek fáinak tömeges mortalitása. Az okozott fapusztulások elsődleges költségei (az elhalt fák eltávolítása, pótlása) mellett, a foganatosított karanténintézkedések miatt országszerte mintegy tízezer faiskola és kétezer fafeldolgozó üzem szenvedett jelentős kárt, sőt a kőrispusztulással érintett ingatlanok értéke is jelentősen csökkent. DONOVAN *et al.* (2013) komoly humán-egészségügyi negatív hatásokat is kimutattak. KOVACS *et al.* (2011) 10 milliárd dollárt (!) meghaladó összegre becsülték a 2009 és 2019 közötti időszakra eső potenciális kárt.

Az Európai Unió országaiban való megtelepedés várható kárait, illetve költségeit egyelőre megbecsülni sem lehet. Ugyanakkor közismert, hogy pl. a magas kőrís (*Fraxinus excelsior*) fája kifejezetten értékes, a kőrisek pedig kedvelt városi díszfák, a településfásítások leggyakoribb fafajai közé tartoznak. Ebből következően nyilvánvaló, hogy az inváziós ázsiai kőriskarcsúdízbogár megtelepedése és tömeges fellépése súlyos gazdasági hatással jár együtt. Ezt tetézhetik még az esetlegesen szükségessé váló karanténintézkedések, a védekezések, illetve a kártevő monitoring szintén nem jelentéktelen járulékos költségtételei.

Védekezési lehetőségek

Ahogy a legtöbb, várhatóan megjelenő inváziós faj esetében, az ázsiai kőriskarcsúdízbogár vonatkozásában is elsősorban a megelőzés, illetve a korai felismerés kiemelkedő jelentősége hangsúlyozandó. Ugyanakkor ezek valójában csak a megjelenés

késleltetését eredményezhetik, mivel Oroszország és Ukrajna felől történő nyugati irányú terjeszkedése legjobb esetben is csak lassítható, végleges megállítására aligha van reális lehetőség.

A korábban már említett ellenségei – harkályok (Picidae), parazitoidok, rovarpatogén kórokozók stb. –, más honos természetes ellenségekkel együtt némileg csökkenthetik a terjedés ütemét, és bizonyos mértékig szabályozhatják is az ázsiai kőriskarcsúdízbogár populációit, de teljes körű, megnyugtató megoldást biztosan nem fognak jelenteni a megjelenése miatt felmerülő problémákra.

Különösen nagy értékű, esetleg kulturális szempontból is jelentős kőrís egyedek megvédésére a szisztemikus rovarölő szerekkel történő törzsinjektálás is hatékony lehet (HERMS & McCULLOUGH 2014).

A megfelelően korai felismerés esélye az erdővédelmi és növényegészségügyi monitoring erősítésével, illetve széles körű ismeretterjesztéssel és a lakosság bevonásával („citizen science”) növelhető. A monitoring eszköztárát erősítik azok a Magyarországon is zajló fejlesztések, amelyek célzottan a díszbogarak (Buprestidae) hatékony csapdázására irányulnak (IMREI *et al.* 2019, 2021).

Ausztriában az ázsiai lombfacincérhez (*Anoplophora glabripennis*) hasonló módon az ázsiai kőriskarcsúdízbogár felderítésére is alkalmaznak speciálisan idomított keresőkutyákat (HOYER-TOMICZEK & HOCH 2020).

A faj terjedésének nemzetközi tapasztalatairól, illetve a hosszú távú védekezés lehetőségeiről DANCSEHÁZY (2019) közöl összefoglaló tanulmányt.

Az ázsiai kőriskarcsúdízbogár megjelenése (de akár csak a megjelenés gyanúja) esetén azonnal szakemberhez (NÉBIH) kell fordulni. A szükséges vizsgálatok után a fertőzött faegyedekkel kapcsolatban az érvényes karantén szabályoknak megfelelően kell eljárni.

Irodalom

BARANCHIKOV *et al.* 2008, BARANCSIKOV *et al.* 2014, CSÓKA & AMBRUS 2016, CSÓKA *et al.* 2013, DANCSEHÁZY 2019, DONOVAN *et al.* 2013, DROGVALENKO *et al.* 2019, FLØ *et al.* 2015, HELD *et al.* 2021, HERMS & McCULLOUGH 2014, HOYER-TOMICZEK & HOCH 2020, IMREI *et al.* 2020, 2021, KOVACS *et al.* 2011, LINDELL *et al.* 2008, ORLOVA-BIENKOWSKAJA 2015, ORLOVA-BIENKOWSKAJA *et al.* 2020, TUBA *et al.* 2012, 2021, USDA APHIS PPQ 2020, VOLKOVITSH *et al.* 2020, WANG *et al.* 2010, YANG *et al.* 2005

CSÓKA GYÖRGY & HIRKA ANIKÓ

Harlekinkatica

Harmonia axyridis (PALLAS, 1773)

Eredeti elterjedési terület

A harlekinkatica Kelet-Ázsiában őshonos. Eredeti elterjedési területe Kínában, a Koreai-félszigeten, Japánban, Mongóliában, Kazahsztán északkeleti részén, illetve Oroszországban, Szibéria déli részén található. Délen eléri Kína déli tartományait, északon pedig Krasznojarszk magasságát, nyugati irányban magában foglalja az Altaj hegységet, míg keleten a csendes-óceáni partvidékig húzódik (BROWN *et al.* 2011).

Magyarországi megjelenése

A harlekinkaticát levéltetvek (Aphidoidea) és levélbolhák (Psylloidea) elleni biológiai védekezés céljából a 20. század második felétől több kontinensre, így Európába is számos alkalommal betelepítették,

amit a század végétől a faj tömegtenyésztése és kereskedelmi forgalomban való hozzáférhetősége is elősegített.

A betelepítési eseményeket kezdetben nem követte a faj tartós megtelepedése. Földrészünkön először Kelet-Európában, az akkori Szovjetunió területén – Ukrajnában 1964-től, Fehéroroszországban 1968-tól – történtek kísérletek betelepítésére. 1982-től Franciaországban, illetve később Belgiumban, Csehországban, Németországban, Görögországban, Olaszországban, Hollandiában, Portugáliában, Spanyolországban és Svájcban is előfordult a harlekinkatica engedéllyel történő kibocsátása (BROWN *et al.* 2008). Az 1990-es évektől a faj több országban – így Franciaországban, Belgiumban és Hollandiában – kereskedelmi forgalomban is elérhetővé vált.



© Csóka György

A legtöbb harlekinkatica narancssárgás alapon pettyezett



A harlekinkatica színezete rendkívül változatos, ilyen fekete mintás példányok is léteznek

Megtelepedett állandó állományokat Európában a 2000-es évek elején Németországban és Belgiumban észleltek először. A faj ezután gyorsan elterjedt Nyugat-Európában, 2006-ban négy olyan országban (Ausztria, Dánia, Nagy-Britannia, Norvégia) is megjelent, ahol engedélyezett betelepítés nem történt (BROWN *et al.* 2008). Mára Finnország, Észtország és Izland kivételével Európa valamennyi országában jelen van (<https://gd.eppo.int>).

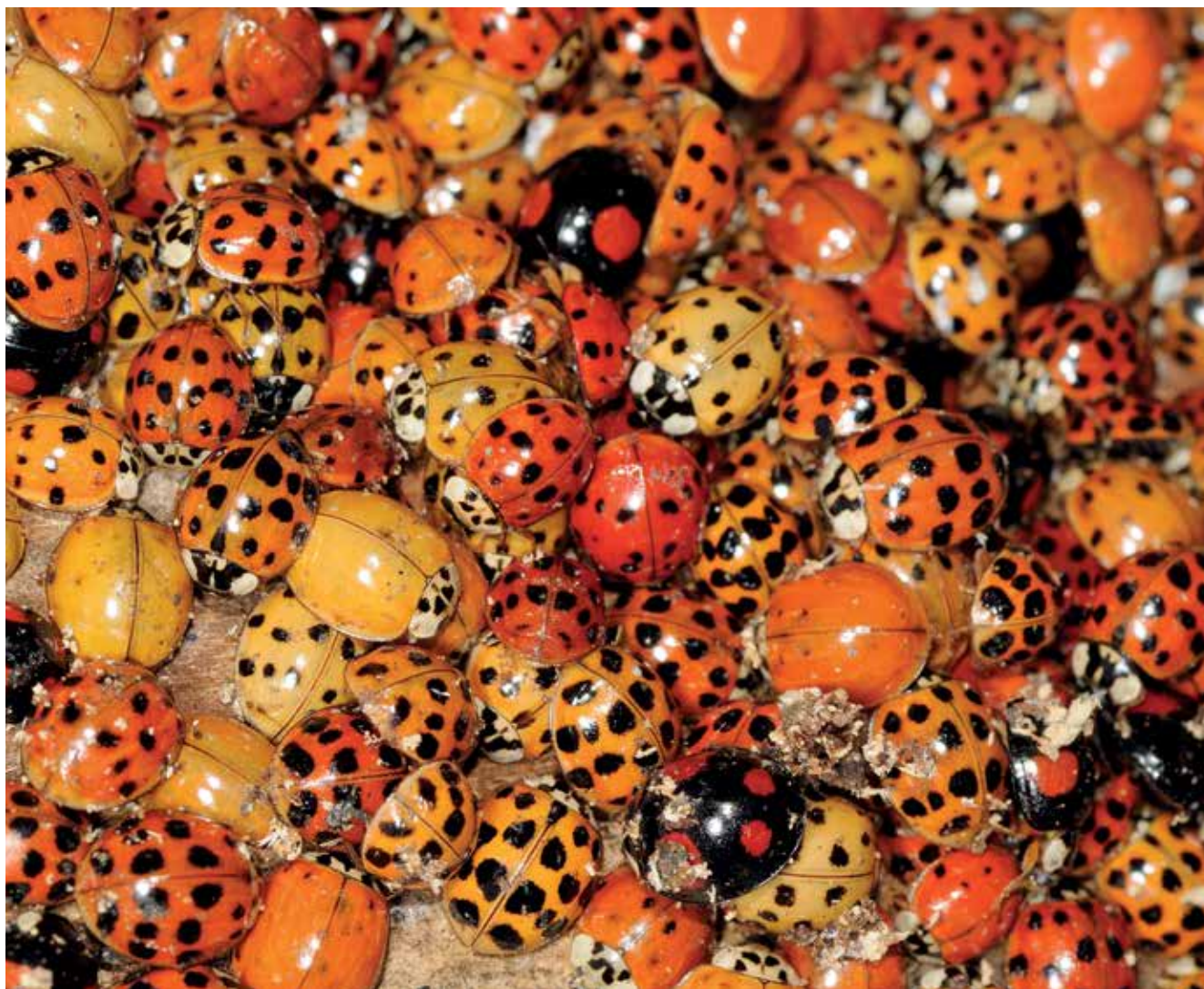
Magyarországon a harlekinkatica szabadföldi megjelenését 2008-ban írták le először (MERKL 2008), de utóbb egy 2007 nyarán gyűjtött Fejér megyei rovaranyagból is több példány előkerült (MARKÓ 2016). Valószínűleg nyugati irányból érkezett az országba, de terjedési sebességére jellemző, hogy 2009-ben már a keleti megyékben is megjelent, illetve ebben az évben az ország több pontján már a legnagyobb egyed-számban fogott katicafajok közé tartozott (MARKÓ & POZSGAI 2009). Mára az ország egész területén domináns katicafaj.

Biológiája

A harlekinkatica imágói a közismert hétpettyes katicánál (*Coccinella septempunctata*) valamivel nagyobb termetűek, erősen domború szárnyfedőik révén szabályos félgömb alakúak. A szárnyfedők színe

vörös, illetve fekete, a szárnyfedő mintázata alapján igen eltérő, genetikailag meghatározott színváltozatai ismertek. Ezek két fő csoportra oszthatók, a vörös alapon fekete mintájú (*succinea* csoport), illetve a fekete alapon vörös mintájú ún. melanizált alakok. A természetben előforduló imágók több mint 99%-a a négy fő mintázatot (forma *succinea*, f. *axyridis*, f. *spectabilis* és f. *conspicua*) meghatározó allélt valamelyikét hordozza. Az egyes alakok számos biológiai sajátóságukban (élettartam, párvalasztási preferencia, egyedfejlődési sebesség, alkaloidtartalom stb.) eltérnek egymástól (MEZŐFI & KORÁNYI 2017). Az inváziós területeken jellemzően nagyobb a *succinea* alakok aránya, hazánkban is ezek vannak döntő többségben.

A nőtények petéiket a legkülönbözőbb fás szárú növényekre, levéltetvek (Aphidoidea) telepei közelébe csoportosan rakják le. A petékből kikelő lárvák fekete alapszínük mellett jellegzetes narancsszínű mintázatot, illetve kitintüskéket viselnek. A lárvák az imágókhoz hasonlóan rendkívül falánk ragadozók, a levéltetvek mellett szinte minden olyan lágy testű ízeltlábút (Arthropoda), petéket, lárvákat és bábokat is elfogyasztanak, amelyekhez hozzáférnek, beleértve saját fajtársaikat is. Négy egyre növekvő lárvastádiumot követően a növényeken bábozódnak. A nőtények néhány hónapos élettartamuk alatt több száz



Teelésre ilyen elképesztő tömegben is képesek összegyűlni

petét raknak le. Hazánkban három teljes és egy csonka nemzedéke fejlődik ki. Az áttelelő imágók áprilistól kezdenek petét rakni, az első nemzedék imágói május végétől jelennek meg. A későbbi nemzedékek az elhúzódó peterakás következtében összefolynak (MARKÓ & POZSGAI 2009). Áttelelni csak az imágók képesek, a teelőhelyet kereső harlekinkaticák ősszel nagy tömegben lepik el a kedvező helyeket.

Ökológiai igényei Magyarországon

A harlekinkaticának a hazai éghajlati feltételek nem jelentenek korlátot, mind a magyarországi viszonylatban szélsőségesnek számító hidegebb teleket, mind a forróbb nyarakat az őshonos fajokhoz hasonlóan jól viseli. Egyedszámukat a különböző élőhelyeken, illetve növényfajokon leginkább az ott előforduló zsákmányfajok, elsősorban a levéltetvek (Aphidoidea) mennyisége határozza meg. Mivel a fásszárúakon élő levéltetvek száma június után jelentősen lecsökken, a nyári hónapok rendszeresen táplálékhiányhoz

vezetnek számukra, melyet csak részben tudnak pótolni egyéb fajokra, például levélbolhákra (Psylloidea) történő átváltással (MARKÓ & POZSGAI 2009).

Ökológiai problémák

A harlekinkatica a legjobban dokumentált problémát az őshonos katicafajok (Coccinellidae) kiszorításával okozza. Nemcsak azok tipikus zsákmányállatait fogyasztja el előlük, de a petéiket, lárváikat, bábjaikat közvetlenül is elpusztítja (intraguild predáció). Mivel a harlekinkatica lárvái és imágói elsősorban a lomb, illetve a cserjeszintben keresik táplálékukat, ezért megjelenésükkel főleg az itt élő fajokat szorítják vissza. Hazánkban így elsősorban a rózsás katica (*Oenopia conglobata*), a kétpettyes katica (*Adalia bipunctata*), a tízpettyes katica (*Adalia decempunctata*) és a tizennégycseppees fűsskatica (*Calvia quatuordecimguttata*) egyedszáma esett jelentősen vissza a harlekinkatica elterjedését követően, míg például az elsősorban a gyepszinten élő hétpettyes katica



Harlekinkatica lárvája

(*Coccinella septempunctata*) gyakorisága kevésbé változott meg (MARKÓ 2016). Az invázió egyéb ízeltlábú (Arthropoda) csoportokra gyakorolt hatásáról kevés információval rendelkezünk, de feltételezhető, hogy a fásszárúakon élő levéltetvekhez (Aphidoidea) kapcsolódó táplálékhalózatok számos fajt alapvetően érinti a harlekinkatica tömeges megjelenése, illetve a természetes élőhelyeken több, kevésbé ismert őshonos ízeltlábú fajt is visszaszoríthat.

Gazdasági hatások

A harlekinkatica hatékony természetes ellensége jó néhány növénykártevőnek, ezért növényvédelmi szempontból számos kultúrában kifejezetten hasznosnak tekinthető. Elsősorban a levéltetvek (Aphidoidea) számának csökkentésében ismert a szerepe, de táplálékspektruma rendkívül széles – levélbolhák (Psylloidea), pajzstetvek (Coccoidea), levéldarazsak (Tenthredinoidea) lárvái, lepkék (Lepidoptera) petéi, atkák (Acari) stb. – így számos további kártevő visszaszorításában részt vesz.

Bár alkalmanként sérült gyümölcsökön is táplálkozik, ez védekezést nem indokol. A feldolgozandó szőlőbe (*Vitis vinifera*) szüret során nagy számban (1 kg szőlőben egynél több katica) bekerülve kellemetlen illatot, illetve mellékízt okoz, ami a bor minőségét

rontja. A tömegesen telelőre vonuló állatok lakott területeken, lakóépületekben kellemetlenek lehetnek.

Védekezési lehetőségek

A bor minőségromlásának elkerülése érdekében közvetlenül szüret előtt érdemes meghatározni a szőlőn (*Vitis vinifera*) a harlekinkaticák mennyiségét. Szükség esetén a katicák száma repellens illatanyagok, illetve megfelelő betakarítási technológia alkalmazásával csökkenthető (KENIS *et al.* 2008). Mezőgazdasági szempontból a faj elleni védekezés az előbbi marginális esetet kivéve nem indokolt, mivel jelenléte hasznosnak tekinthető. Természetvédelmi szempontból az ország területén tömegesen jelen lévő, nagy diszperziós képességű faj visszaszorítására jelenleg nincs lehetőség. Bár ismertek a harlekinkaticának Európában is jelen lévő természetes ellenségei – patogén gombák, parazitoidok, fonálférgesek (Nematoda) stb. –, ezek hatása a harlekinkaticák állományára csekély és általában nem fajspecifikus (KENIS *et al.* 2008).

Irodalom

BROWN *et al.* 2008, 2011, KENIS *et al.* 2008, MARKÓ 2016, MARKÓ & POZSGAI 2009, MERKL 2008, MEZŐFI & KORÁNYI 2017

KISS BALÁZS

Ázsiai lombfacincér

Anoplophora glabripennis (MOTSCHULSKY, 1853)

Eredeti elterjedési terület

Az *Anoplophora* nem 36 ismert faja Ázsiában honos (LINGAFELTER & HOEBKE 2002), közülük legismertebb az ázsiai lombfacincér. Ezt főként annak köszönheti, hogy Észak-Amerikába (Amerikai Egyesült Államok, Kanada) és Európa több országába is behurcolták, ahol jelentős aggodalmat keltett, és ezért intenzív célirányos kutatási projekteket keletkeztetett. Eredeti hazája Kína és a Koreai-félsziget, de régebbi adatai Japánból is ismertek (LINGAFELTER & HOEBKE 2002).

Magyarországi megjelenése

Európában először 2001-ben, Ausztriában (Braunau, Felső-Ausztria) találták meg (TOMICZEK 2001), később további kilenc országból (Belgium, Finnország, Franciaország, Egyesült Királyság, Hollandia, Montenegró, Németország, Olaszország, Svájc) is

előkerült. Belgiumban, az Egyesült Királyságban, Finnországban és Hollandiában sikerült a gócait felszámolni (<https://gd.eppo.int/>), de újbóli behurcolása a jövőben ezekben az országokban sem zárható ki. Európába valószínűleg az Ázsiából érkező kő-, térburkolókő- és márványszállítmányokkal, illetve nagy méretű gépek csomagolására szolgáló faanyaggal (raklap, burkolódeszkák stb.) került be. Ennek tudható be, hogy szinte mindig lakott településeken, illetve azok közelében, nemzetközi kereskedelmet folytató vállalatok telepei közelében jelent meg (FAVARO *et al.* 2013).

Biológiája

A kifejlett bogarak túlnyomó részének testhossza 25–35 mm közötti (LINGAFELTER & HOEBKE 2002, TUBA *et al.* 2012). A nőtények csápja csak némileg haladja meg a testhosszukat, a hímeké viszont akár a testhossz két-, két és félszeresét is elérheti. A fényes, fekete szárnyfedőt nagyjából húsz, szabálytalan alakú fehér folt díszíti. A csápok 11 ízből állnak, minden csápiz alsó fele világos kékesszürke színezetű.

A kifejlődött ázsiai lombfacincérek általában csak néhány száz m-t repülnek, ezért „önerős” terjedésük nem túl gyors (STRAW *et al.* 2016). A fiatal cincérek érési táplálkozást folytatnak, ennek során a vékonyabb ágak kérgét rágják meg. Jelenlétüket ezek a nyomok is elárulhatják (CSÓKA & HIRKA 2016). A megtermékenyített nőtény 10–100 petét rak a tápnövény kérgébe rágott kis részekbe. Vastagabb ágakon, a fa

© Csóka György





törzsén és gyökfőjén egyaránt előfordulhat peterakás. A peték 5–7 mm hosszúak, nyújtott, lapított ovális alakúak, piszkosfehérek, a kikelés előtt sárgásbarnára színeződnek. A jellegzetes cincérlárvák kb. 50 mm-es hosszúságot érhetnek el. A törzsben, ágakban fejlődő lárvákra gyakran a kitolt ürülék- és rágcsálékcsomok utalnak. A lárvajarat végén, rágcsálékdugóval lezárt bábkamrában bábozódnak. A kifejlődés az időjárási viszonyoktól és a tápanyag minőségétől függően általában két-három évet vesz igénybe. A lárvák által összefurkált ágak és törzsek néhány év alatt elpusztulhatnak (Csóka & Hírka 2016). A nagy méretű, kb. 10 mm átmérőjű kirepülési nyílások (főleg, ha csoportosan vannak jelen) meglehetősen feltűnőek. Megjegyzendő, hogy a rágcsálékkiszóródás, illetve a törzsön látható nagy méretű kirepülési nyílások más, nálunk honos fajokra – mint például a fűzfaron-tölepké (*Cossus cossus*), a nagy nyárfacincér (*Saperda carcharias*) és a darázslepké (*Sesia apiformis*) – is

jellemzőek (Tuba *et al.* 2012, Csóka *et al.* 2013). Az ezektől való elkülönítéshez alaposabb vizsgálat, illetve számottevő szakértelem szükséges.

Erősen polifág, eredeti hazájában fő tápnövényei az Aigeiros szekcióba tartozó nyárok – a fekete nyár (*Populus nigra*) rokonsági köre – és ezek hibridjei. Faccoli & Favaro (2016) szerint Olaszországban cseresznyében (*Prunus* spp.), füzekben (*Salix* spp.), juharokban (*Acer* spp.), nyárakban (*Populus* spp.), nyírekben (*Betula* spp.) és szilekben (*Ulmus* spp.) fejlődik, közülük a juharokat, a nyíreket, a szileket és a füzeket kedveli leginkább. Észak-Amerikában (ahol 1996-ban észlelték először) a legjelentősebb károkat (a teljesség igénye nélkül) különböző juharokon – zöld juhar (*Acer negundo*), korai juhar (*A. platanoides*), hegyi juhar (*A. pseudoplatanus*), vörös juhar (*A. rubrum*), cukorjuhar (*A. saccharum*) és ezüst juhar (*A. saccharinum*) –, valamint a fehér vadgesztenyén (*Aesculus hippocastanum*) észlelték (Haack *et al.* 2017). Megjegyzendő, hogy a felsorolt, az ázsiai lombfacincér által leginkább veszélyeztetett fafajok Európában, így Magyarországon is kedvelt városi park- és díszfák, illetve erdei fafajok.

Jelentősebb természetes ellensége Európában nem ismert, ezért ezek szabályzó hatására egyelőre nem igen lehet számítani (Helbig & Müller 2018).

Az ázsiai lombfacincérhez természetes elterjedését, megjelenését és életmódját tekintve is hasonló az ázsiai citruscincér (*Anoplophora chinensis*). Ez a faj szintén polifág, tápnövényköre részben átfed az ázsiai lombfacincérével, de a citruscincér legnagyobb jelentőséggel a citrusokon (Aurantioideae), illetve a rózsafélék (Rosaceae) családba tartozó gyümölcsfajokon – alma (*Malus* spp.), körte (*Pyrus* spp.) – bír (Tuba *et al.* 2012, Csóka & Hírka 2016). Az előző fajétól eltér a behurcolás valószínűsíthető módja. Legnagyobb eséllyel Ázsiából importált élő növényi anyaggal kerülhetett, illetve kerülhet be Európába. Ilyenek pl. a bonszai fácskák, illetve a konténeres, nagyobb méretű díszfák, díszcserjék és gyümölcsfák. Megjelenésére leginkább import növényanyagot is forgalmazó dísznövény-kereskedésekben,

faiskolákban lehet számítani. Jelenlétére hasonló jelek utalhatnak, mint az ázsiai lombfacincér esetében (CSÓKA & HIRKA 2016).

Ökológiai igényei Magyarországon

Az ázsiai lombfacincér jelenlegi ismereteink szerint nálunk még nem fordul elő. Ugyanakkor indokolatlan optimizmus volna azt feltételezni, hogy ez így is marad. Hozzánk is bármikor bekerülhet (ha ez eddig még nem történt meg) olyan ázsiai eredetű kereskedelmi szállítmánnyal, amelynek fa csomagolóanyagában a faj valamelyik fejlődési stádiuma rejtőzik. Kedvelt lomblevelű városi és parkfáink, illetve számos őshonos erdei fafajunk is potenciális tápnövénye lehet.

Ökológiai problémák

Bár kártételét Európában eddig csak lakott településeken észlelték, hosszabb távon nem zárható ki, hogy az erdőkbe is „beszivárog”. Megtelepedése az erdei fafajok közül különösen súlyosan érintheti azokat, amelyek más okok miatt mostanra megritkultak – pl. berkenyék (*Sorbus* spp.) –, illetve amelyeket idegenhonos kórokozó gombák már most is támadnak: például kőris kéregrák (*Hymenoscyphus fraxineus*) által megbetegített magas kőris (*Fraxinus excelsior*) vagy a szilfavész kórokozója (*Ophiostoma novo-ulmi*) által sújtott szilek (*Ulmus* spp.). Az ázsiai lombfacincér szerepel az IUCN ISSG (Invasive Species Specialist Group) által 2000-ben összeállított és 2013-ban módosított *100 of the World's Worst Invasive Alien Species (A világ 100 legrosszabb idegenhonos inváziós faja)* között, az ott említett két bogárfaj (Coleoptera) egyikeként (HELBIG & MÜLLER 2018).

Gazdasági hatások

Nagy értékű városi fasorok, parkfák pusztulását okozza, ezért Észak-Amerikában és Európában is kiemelkedő jelentőségű idegenhonos kártevőnek tartják. Az Amerikai Egyesült Államokban több milliárd dollárra (!) becsülik a faj potenciális kártételének lehetséges költségeit. Ausztriában, az első megjelenés helyszínén 2001 és 2006 között 2 millió eurót költöttek a faj elterjedésének felmérésére, illetve a fertőzési góc felszámolására (CSÓKA & HIRKA 2016).

FACCOLI & GATTO (2016) számításai szerint Észak-Olaszországban 367 fertőzött fa eltávolítása mintegy 48 ezer euró költséggel járt (beleértve a szaktanácsadást, illetve a terepszemlék költségeit is). Ezzel mintegy felére tudták csökkenteni a következő évre várható kártétel mértékét, ami mintegy 300 ezer eurónyi érték megóvását jelentette (850 euró/fa), ami a beavatkozás költségének kb. hatszorosa.

A fentiek rávilágítanak arra, hogy a faj esetleges magyarországi megjelenése esetén települési környezetben – de erdei viszonyok között is – jelentős kárpotenciállal bír.

Védekezési lehetőségek

Mindkét említett fajra vonatkozóan igaz, hogy hatékony megszüntető védekezési technológia (vegyszeres kezelés, tömeges csapdázás stb.) nem ismert ellenük. Egyedüli megoldásnak a fertőzött faegyedek mielőbbi eltávolítása látszik (FACCOLI & GATTO 2016, STRAW *et al.* 2016). Ezért a súlyosabb károk megelőzése érdekében kiemelkedő jelentőségű a korai felismerés. Ha időben sikerül felismerni megjelenését, illetve még a következő nemzedék kifejlődése előtt eltávolíthatók és megsemmisíthetők a fertőzött fák, akkor hosszabb távon jelentősen csökkenthető a súlyos károk kialakulásának kockázata.

A korai felismerés elősegítése érdekében Ausztriában használtak először speciálisan kiképzett kutyákat (*Canis familiaris*) a potenciális behurcolási pontok ellenőrzésére, de napjainkban már további országokban is alkalmazzák ezt a módszert. A célzottan idomított kutyák ugyanis nagyobb eséllyel ismerik fel a faanyagban lévő rovarokat (lárva, báb), mint a vizsgálatokat szemrevételezéssel végző emberek. Az BFW (Federal Research and Training Centre for Forests, Natural Hazards and Landscape) szervezetén belül speciális csoport végzi a kutyás felderítést (HOYER-TOMICZEK *et al.* 2016, CSÓKA & HIRKA 2016).

Fontos tudni azt is, hogy a tényleges behurcolás és az első észlelés között akár több év is eltelhet. STRAW *et al.* (2016) szerint ez az időtartam a dél-angliai behurcolás esetén közel 10 év (!) volt. Ez ismételtén felhívja a figyelmet a rendszeres, intenzív ellenőrzések szükségességére. A kialakult gócok teljes felszámolásának esélye ugyanis nagyban csökken, a felszámolás költsége pedig erősen növekszik az idő előrehaladtával. Az ázsiai lombfacincér és a citruscincér egyaránt zárlati károsítók, azaz észlelésüket, illetve előfordulásuk gyanúját is azonnal jelenteni kell a NÉBIH-nek (CSÓKA *et al.* 2013, CSÓKA & HIRKA 2016).

Irodalom

CSÓKA & HIRKA 2016, CSÓKA *et al.* 2013, FACCOLI & FAVARO 2016, FACCOLI & GATTO 2016, FAVARO *et al.* 2013, HAACK *et al.* 1997, HELBIG & MÜLLER 2018, HOYER-TOMICZEK *et al.* 2016, LINGAFELTER & HOEBKE 2002, STRAW *et al.* 2016, TOMICZEK 2001, TUBA *et al.* 2012

CSÓKA GYÖRGY & HIRKA ANIKÓ

Amerikai darázscincér

Neoclytus acuminatus (FABRICIUS, 1775)

Eredeti elterjedési terület

Az amerikai darázscincér az Amerikai Egyesült Államok keleti felének középső régióiban őshonos, de az eredeti elterjedési területe pontosan már nem állapítható meg. Ennek az az oka, hogy a faj „mesterséges” terjedése a közúti forgalom kialakulásával párhuzamosan zajlott, amikor a faunisztikai adatokat még kevésbé gyűjtötték, illetve azok ilyen jellegű fontosságát nem ismerték fel.

Magyarországi megjelenése

Az amerikai darázscincért „fertőzött” faanyaggal sokfelé széthurcolták az amerikai kontinensen és az atlanti régióban: az Amerikai Egyesült Államok további tagállamaiba, Madeirára, Kubába, Argentínába, Kanadába, Puerto Ricóba és Mexikóba. Európában először két adriai-tengeri kikötővárosban észlelték: Fiumében (ma Rijeka) 1851-ben, Zarában (ma Zadar) pedig 1891-ben. A későbbiekben időrendben



© Kovács Tibor

Amerikai darázscincér frissen elpusztult ecetszömörce törzsén

a következő országokban mutatták ki (KESZTHELYI 2021): Észak-Írország, Olaszország*, Németország, Svájc*, Szlovénia*, Csehország, Bosznia-Hercegovina*, Franciaország, Magyarország*, Egyesült Királyság, Montenegró*, Szerbia*, Románia*, Szlovákia, Ausztria* – a *-gal jelzett országokban meg is honosodott.

A *Magyarország állatvilága* című sorozat Kaszab Zoltán által írt remek cincéres kötetében (KASZAB 1971) az amerikai darázscincér tudományos neve szögletes zárójelben szerepel, jelezve, hogy megjelenésére számítani lehet. Ez néhány év elteltével be is következett, az első példányt a Szegedhez tartozó Vetyeháton, füzekből (*Salix* sp.) készített árvízvédelmi rózsekazalról gyűjtötték 1982. május 21-én. 1984-ben a Makó melletti hullámtéren gyümölcsfanyesedéken már tömegesen rajzott. Az 1990-es évek végére a Tiszántúl és a Duna–Tisza köze déli felén gyakorivá vált (GASKÓ 1998). Ezt követően „átlépte” a Dunát, és nyugati, valamint északi irányban is folytatta térhódítását, 2008-ra már Budapestet is elérte. Jelenleg is terjed, amit az irodalmi adatokon (TRASER 1996, MERKL & VIG 2009, KOVÁCS 2010, KESZTHELYI 2021, KOVÁCS & GEBEI 2021) kívül a www.izeltlabuak.hu oldal friss adatai is bizonyítanak. Sátoraljaújhelyen éveken át tenyészett füge (*Ficus carica*) ágaiban; a Tokaj-Hegyalja területéhez közeli Legyesbényén szőlővenyigén, míg Háromhuta mellett egy havasi cincérek (*Rosalia alpina*) által is látogatott, nagyrészt bükkből (*Fagus sylvatica*) álló farakáson, de egy mezei juhar (*Acer campestre*) törzsén figyelték meg (HEGYESSY G. pers. comm.). 2022 júniusában a Gyöngyöshöz tartozó Farkasmályon frissen kiszáradt ecetszömörce (*Rhus typhina*) fáján mutatkozott. A legmagasabb hegyvidéki régiók kivételével elterjedési területe valószínűleg hamarosan egész országunkat le fogja fedni.

Biológiája

Az amerikai darázscincér „sikertörténetének” egyik legfontosabb oka az, hogy nagyon széles tápnövénytáplálék spektruma van. Csak a hazai ilyen jellegű adatokat felsorolva is igen hosszú listát kapunk, elsősorban GASKÓ (1998), valamint KOVÁCS & GEBEI (2021) és Hegyessy Gábor kutatási eredményei alapján. Legnagyobb részesedés a gyümölcsfáké: nemes alma (*Malus domestica*), besztercei szilva (*Prunus domestica*), birs (*Cydonia oblonga*), cseresznye (*Cerasus avium*), királydió (*Juglans regia*), füge (*Ficus carica*), sárgabarack (*Armeniaca vulgaris*), kökény (*Prunus spinosa*), nemes körte (*Pyrus communis*), meggy (*Cerasus vulgaris*), őszibarack (*Persica vulgaris*), kökényszilva (*Prunus institia*), kerti szőlő (*Vitis vinifera*). Ezeket követik a különböző tájakról behurcolt fajok, mint az amerikai darázscincér

„őshazájából” származó amerikai kőris (*Fraxinus pennsylvanica*), a fekete dió (*Juglans nigra*), a tövises lepényfa (*Gleditsia triacanthos*), a nyugati ostorfa (*Celtis occidentalis*) és a zöld juhar (*Acer negundo*); a fehér eperfa (*Morus alba*) és a keskenylevelű ezüstfa (*Elaeagnus angustifolia*) már ázsiai eredetűek. A harmadik, legkisebb egységbe az őshonos erdei fafajaink tartoznak, mint a kocsányos tölgy (*Quercus robur*), a mezei juhar (*Acer campestre*), a mezei (*Ulmus minor*) és a vénic szil (*U. laevis*), illetve meglepő módon a nyitvatermő jegenyefenyő (*Abies alba*).

Az amerikai darázscincér petéit friss elhalású, kéreggel rendelkező, 3–30 cm átmérőjű ágak, törzságak és törzsek réseibe helyezi. A kikelő lárva eleinte a kéreg és farész határán rág, az utóbbit mélyebben karcolva, majd a fatestbe vonul, keresztül-kasul rágva azt. A bábbölcsőt is ott készíti el (CSÓKA & KOVÁCS 1999). A fajra jellemző rágásképen jól látszik, hogy a kéreg alatti járatok csaknem összefüggő felületet alkotnak, ami arra utal, hogy a nőtény kis területen sok petét helyez el. A lárva a kéreg alól a fatestbe egy ovális nyíláson keresztül jut be, amelyet rágcsálékával tömeszel el. Lárvaként telet, fejlődési ideje általában egy, de ritkán több év is lehet. A kikelő imágók kerek röpnyláson át hagyják el a fát. Tömeges jelenlétükre utal, hogy tenyérnyi területen akár 10–15 röplyuk is lehet. Az amerikai darázscincérek április közepétől július végéig, meleg, napsütéses napokon rajzanak tápnövényeik száradó ágain, törzsein, illetve az azokból készült farakásokon. A lombkorona akár több mint 10 m-es magasságában is tartózkodhatnak, amiről azok a letört kőriságak tanúskodnak, amelyeken a jellegzetes rágásminta megtalálható (Gyöngyös, Orczykert). A díszbogarakhoz (Buprestidae) hasonlóan igen fürge mozgású bogárfaj, zavarásra gyorsan menekül, illetve szárnyra kap.

Ökológiai igényei Magyarországon

Az amerikai darázscincért jó röpképessége, a már említett széles tápnövény-választása és az utóbbi évtizedekben tapasztalható globális felmelegedés segítette abban, hogy elterjedési területe a nyugati és a legészakkeletibb alföldi területek kivételével már hazánk csaknem teljes területére kiterjedjen. A gyors térnyerés „útvonalai” részben az ember alkotta élőhelyek: gyümölcsösök, városi fasorok, temetők, parkok – elsősorban behurcolt fafajai – voltak, de nagy folyóink ártéri puha- és keményfás ligeterdei is nagymértékben segítették mind honos, mind pedig a bennük agresszíven térhódító özönfafajáikkal. Megtelepedését még biztosabbá tette, hogy őshonos fafajaink között is több gyakori és országos elterjedésű fát tudott tápnövényévé tenni.



Az amerikai darázscincér lárvájatai fehér eperfa ágán a kéreg alatt (felül) és a fatestben (alul)

Ökológiai problémák

Bár az amerikai darázscincér gyors inváziója aggodalomra adhat okot, nincs mérhető negatív ökológiai hatása a tápnövényeire, illetve az őshonos faunára (COCQUEMPOT & LINDELÖW 2010).

Ezt támasztja alá, hogy a Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság működési területének valamennyi természetes élőhelyén (hat mintavételi terület) együtt észlelték a skarlátbogárral (*Cucujus cinnaberinus*). Ez a faj hasonlóan polifág, viszont teljes fejlődése – a lárvától a bábbon át a bogár kikeléséig – a kéreg és farész határán történik, mint ahogyan az amerikai darázscincér lárvaállapotának első szakasza is. Az azonos mikroélőhely-igény ellenére a két faj együtt található, mert meg tudnak osztozni a tápnövényeken: az amerikai darázscincér öt helyen kőrishől (*Fraxinus* sp.), egy helyen pedig zöld juharból (*Acer negundo*) került elő, míg a skarlátbogár három helyen kocsányos tölgyből (*Quercus robur*), két helyen nyárból (*Populus* sp.) és egy helyen kőrishől (KOVÁCS & GEBEI 2021).

Az utóbbi 63 évből az amerikai darázscincérrel kívül még három cincérfaj magyarországi behurcolásáról van tudomásunk. A fakóvégű fenyvescincér (*Monochamus urussovii*) első észlelése 1969-ben (KOVÁCS & HEGYESSY 1992), a szállóvendég éjicincéré (*Trichoferus campestris*) 1997-ben (HEGYESSY & KUTASI 2010), a bambusz darázscincéré (*Chlorophorus annularis*) pedig 2006-ban volt (KOVÁCS 2010). Közülük csak a szállóvendég éjicincér

tudott az amerikai darázscincérhez hasonlóan természetes élőhelyeken megtelepedni, de jelentős ökológiai problémát az sem okozott.

Gazdasági hatások

Az eredeti hazájában találoán elnevezett „vörösfejű kőrishő” (*Red-headed Ash Borer*) lárvája a kéreg alól a fatestbe jutáskor a farészt fúrt járataival műszakilag károsíthatja, de ennek felszínétől számított mélysége nem haladja meg az 5 cm-t. Ilyen kártételről Németországból számoltak be (HORION 1974), de hasonlóról hazánkban nincs információ.

A holt faanyag károsítása mellett SZEŐKE &

HEGYI (2002) a kerti szőlő (*Vitis vinifera*) új kártevőjeként számol be az amerikai darázscincérről. A szőlőt mint tápnövényt már GASKÓ (1998) is említi, viszont cikkében megjegyzi, hogy a faj gyümölcsfa kártételének megítélése „meglehetősen nehéz dolog”. SZEŐKE & HEGYI (2002) kineveléses vizsgálataikat „pusztuló és elpusztult szőlőtőkéken” végezték, tehát az egészséges tőkék amerikai darázscincér általi megtámadására nincs bizonyítékuk. Közismert, hogy az amerikai darázscincér szaglása kitűnő, jól érzi a stresszes vagy már elhalt növényi részek illatát, szagát. Mivel a peterakást is mindig csak ezeken figyelhetjük meg, nem a pusztulás okozójának, hanem jelzőjének kell tekintenünk.

Védekezési lehetőségek

Amennyiben mégis szükséges volna jelenléte ellen a gyümölcsösökben, szőlőkben védekezni, úgy azokból a stresszes, elhalófélben levő, illetve a frissen elhalt ágakat, törzseket el kell távolítani.

Irodalom

COCQUEMPOT & LINDELÖW 2010, CSÓKA & KOVÁCS 1999, GASKÓ 1998, HEGYESSY & KUTASI 2010, HORION 1974, KASZAB 1971, KESZTHELYI 2021, KOVÁCS 2010, KOVÁCS & GEBEI 2021, KOVÁCS & HEGYESSY 1992, MERKL & VIG 2009, SZEŐKE & HEGYI 2002, TRASER 1996

KOVÁCS TIBOR

Német szú

Xylosandrus germanus (BLANDFORD, 1894)

Eredeti elterjedési terület

Ázsiai faj, eredetileg Kínában, Japánban, a Koreai-félszigeten, Tajvanon, Thaiföldön és Vietnámban elterjedt (BEAVER & LIU 2010).

Behurcolták Észak-Amerikába (1932), ahol először üvegházban nevelt szőlőtőkét rágott meg, majd innen kiszabadulva több gazdanövényen is problémát okozott (ALONSO-ZARAZAGA *et al.* 2017, WOOD & BRIGHT 1992).

Magyarországi megjelenése

Európába valószínűleg a 20. század elején került be Japánból származó tölgy faanyaggal, de csak az 1940-es évek végén mutatták ki Németországban (GROSCHKE 1952, KAMP 1968, WICHMANN 1955, 1957). Ezt követően több újabb, fertőzött faanyaggal való behurcolása is történetelt Európa különböző területeire (FIALA *et al.* 2020). Később Svájcban (MAKSYMOW 1987), majd Ausztriából (HOLZSCHUH 1993) jelentették megjelenését. Ma már Európa nagy részén előfordul (SAUVARD *et al.* 2010, GALKO *et al.* 2019). Hazánkban első egyedeit 2005-ben találták meg Baranya megyében (Nagymáté), de már évekkel korábban bekerülhetett az országba (LAKATOS & KAJIMURA 2007, LAKATOS 2019).

Biológiája

Fatestben fejlődő szúfaj (Curculionidae, Scolytinae). A bogár apró termetű (1,0–1,5 mm), kerekded, fénylő fekete színű. Habitusra hasonlít a honos kétalakú púposzúra (*Xyleborus dispar*), de annál jóval kisebb (PFEFFER 1995). Menetei a fa belsejébe hatoló, többnyire egyenes lefutású járatokból és az ezek végén kialakított kisebb terekből állnak. Ez utóbbiakban fejlődnek ki a lárvák. A járatok falán különböző gombákat tenyészt, melyekkel az álcák és a nemzök is táplálkoznak. Ezek közül a leggyakoribb az *Ambrosiella hartigii*, de más *Ambrosiella*,

Fusarium és *Ophiostoma* fajok vektoraként is számon tartják (BATRA 1967, BUCHANAN 1940, ITO & KAJIMURA 2017, WEBER & MCPHERSON 1985). Mint a legtöbb faanyagban fejlődő szúfaj, ez is rendelkezik egy speciális szervvel (mycangium), amelyben a gombaspórákat tárolja, illetve magával hordozza. Fontos kiemelni, hogy a hordozott gomba legtöbbször patogén jellegű. Amennyiben a bogár egészséges fát támad meg, annak pusztulását is okozhatja (ág és koronarészek elhalása). Alapvetően egy generációnak tekintik, de Európában többfelé (Németország, Olaszország, Magyarország) figyelték meg második nemzedékét is (TUBA *et al.* 2012).

Ökológiai igényei Magyarországon

Lombos fafajokon és fenyőkön (Pinaceae) egyaránt előforduló, erősen polifág faj (WEBER & MCPHERSON 1983). Azáltal, hogy mind a bogarak, mind pedig a fejlődő álcák a járatok falára telepített, illetve ott tenyésztett gomba micéliumával táplálkoznak, képes függetleníteni magát a gazdanövénytől.



© Jiri Hulcr



© Csóka György

Német szú a járatában



© Csóka György

A német szú járatrendszere

Megjelenését, előfordulását a faanyag nedvességtartalma jelentősen befolyásolja. Főbb gazdanövényei a bükk (*Fagus sylvatica*) és a tölgyek (*Quercus* spp.), de igen gyakori fenyőkön is (GRAF & MANSER 2000). Egyes helyeken a faanyagban fejlődő szüközösség domináns fajává vált.

Ökológiai problémák

A faanyagban fejlődő idegenhonos szúfajok (Curculionidae, Scolytinae) által okozott leggyakoribb ökológiai probléma az általuk hordozott gombákból, illetve azok gazdanövényekre gyakorolt erős

kórokozó képességéből adódik (PLOETZ *et al.* 2013). Ezen túl – különösen a tömeges elszaporodásra hajlamos fajok, mint amilyen a német szú is – a honos szaproxilofág-közösség jelentős átalakulását is okozhatják.

A német szú Európában hosszabb ideig szinte észrevétlen maradt, hiszen elterjedési területe a behurcolását követően több évtizedig csupán néhány országra korlátozódott. Az elmúlt két évtizedben viszont mind elterjedési területe, mind populációnagysága jelentősen megnőtt. Élő, egészséges fán kártételét még nem jelentették, de a kitermelt faanyagon

© Csóka György



Német szú kijárat nyílásai a károsított fán

© Lakatos Ferenc



Német szú rágcsáléka

elszaporodva jelentős egyedszám-növekedést képes produkálni, ami előbb-utóbb élő fákon való megtelepedéséhez is vezethet. Európában még keveset tudunk a bogár által hordozott gombafajközösségről, illetve ezek potenciális kórokozó képességéről. Az utóbbi időben egyre újabb helyeken jelenik meg és egyre gyakoribbá válik (FIALA *et al.* 2020).

Gazdasági hatások

A német szú jelenlétét leginkább a megtámadott fából fogpiszkálószerűen kiálló rágcsáléknyomokról lehet felismerni (ez azonban több, hazánkban nem őshonos *Xylosandrus* fajnak – pl. *X. crassiusculus* – is jellemzője). Az egészen vékony (néhány cm-es) faanyagtól a vastag rönkökig mindenféle választékban megjelenhet. Magyarországon eddig csak kitermelt

faanyagban észlelték, de több országból jelezték kártételét élő fákon is. Amennyiben a kártétele csak a tűzifára, illetve a vékonyabb faanyagra korlátozódik, addig gazdasági jelentősége minimális. Értékesebb, rönk méretű faanyagnál már érzékeny gazdasági kárt tud okozni.

Amerikában, ahol szintén behurcolt kártevő, jelentős problémát okoz egészséges fákon is, ennek megfelelően ott elsődleges kártevőként tartják számon (RABAGLIA *et al.* 2006, REDING *et al.* 2015). Törökországban a mogyoró (*Corylus* sp.) fontos károsítójaként került elő (TUNCER *et al.* 2019), Európában azonban a legtöbb esetben erdei környezetben, ott is kitermelt faanyagon jelenik meg (BJÖRKLUND & BOBERG 2017, BUSSLER *et al.* 2011).

Kártétele alapján Magyarországon jelenleg az ún. másodlagos kártevők csoportjába tartozik, azaz egészséges fát nem támad meg, azt elpusztítani nem tudja. Tömegesen jelenhet meg azonban a kitermelt faanyagban, illetve a hóvagy széltörött faegyedekben (BOUGET & NOBLECOURT 2005).

Védekezési lehetőségek

Nehéz ellene védekezni. Kártétele sokáig észrevétlen marad (látens szakasz). Rejtett életmódja miatt elsősorban emberi tevékenységgel (faanyagszállítás) tud nagyobb távolságokra eljutni. Alkoholos szúcsapdákra jól repül, ezért jelenlétét egy adott területen könnyen ki lehet mutatni, populációváltozásait lehet monitorozni (REDING *et al.* 2011).

Irodalom

ALONSO-ZARAZAGA *et al.* 2017, BATRA 1967, BEAVER & LIU 2010, BJÖRKLUND & BOBERG 2017, BOUGET & NOBLECOURT 2005, BUCHANAN 1940, BUSSLER *et al.* 2011, FIALA *et al.* 2020, GALKO *et al.* 2019, GRAF & MANSER 2000, GROSCHE 1952, HOLZSCHUH 1993, ITO & KAJIMURA 2017, KAMP 1968, LAKATOS 2019, LAKATOS & KAJIMURA 2007, MAKSYMOW 1987, PFEFFER 1995, PLOETZ *et al.* 2013, RABAGLIA *et al.* 2006, REDING *et al.* 2015, SAUVARD *et al.* 2010, TUBA *et al.* 2012, TUNCER *et al.* 2019, WEBER & MCPHERSON 1983, 1985, WICHMANN 1955, 1957, WOOD & BRIGHT 1992

LAKATOS FERENC & TUBA KATALIN

Amerikai rönkszű

Gnathotrichus materiarius (FITCH, 1858)

Eredeti elterjedési terület

A *Gnathotrichus* nem fajai Dél- és Észak-Amerikában honosak. Valamennyi ide tartozó faj fenyő faanyagban költ, ahol különböző gombákat tenyésztve és fogyasztva fejlődik ki. Az amerikai rönkszű Észak-Amerika keleti részén és az Antillákon őshonos (WOOD & BRIGHT 1992, RABAGLIA *et al.* 2006).

Magyarországi megjelenése

Európában először Franciaország északnyugati részén találták meg, 1933-ban (BALACHOWSKY 1949). Kezdetben lassan (Hollandia 1965, Németország 1966), majd az utóbbi évtizedekben egyre gyorsabban terjeszkedett (WITKOWSKI *et al.* 2016, MAZUR *et al.* 2018). Napjainkban Nyugat-Európa jelentős részén, továbbá Skandináviában is előfordul (SAUVARD *et al.* 2010, ALONSO-ZARAZAGA *et al.* 2017). Magyarországról 2017 óta ismert, de valószínűleg már korábban is jelen volt (LAKATOS 2019).

Biológiája

Apró metemű (3,0–3,5 mm), megnyúlt testű, fénylő, sötétbarna színű bogár. A bogár a fába rágott járatok falára az *Endomycopsis fasciculata* nevű gomba spóráit telepíti, a kikelő álcák ennek micéliumával táplálkoznak (POSTNER 1974, KIRKENDALL & FACCOLI 2010). Az első nemzedék nemzői áprilistól június közepéig repülnek, de kedvező időjárási feltételek esetén kialakulhat egy második generációja is, amely nyár közepén (július–augusztus) repül. Monogám faj, de a hímek igen ritkán kerülnek szem elé. Az utódgondozás jelentős: amíg a hím a járatok bejáratát védi a betolakodóktól (potrohvégevel elzárja a nyílást), addig a nőstény gondozza a gombatenyészeteket, illetve felügyeli a lárvák fejlődését. A nőstény gyűjti össze a rágcsálékot és továbbítja a hímnek, amely azt a befurakodási nyíláson keresztül eltávolítja a járatokból (TUBA *et al.* 2012).

Ökológiai igényei Magyarországon

Különböző fenyőkben – hosszútűs fenyők (*Pinus* spp.), jegenyefenyő (*Abies* spp.), lucfenyő (*Picea* spp.), vörösfenyő (*Larix* spp.) és duglászfenyő (*Pseudotsuga* spp.) – élő, polifág, faanyagban fejlődő szúfaj. Jelenleg még csak a Nyugat-Dunántúl fenyveseiben fordul elő, ott is kisebb számban, de további keleti irányú terjeszkedése várható. Egyelőre nem tudni, hogy inkább az alföldi, melegebb területeken, vagy a hűvösebb klímájú domb- és hegyvidéki területeken fordul-e majd elő gyakrabban.

Ökológiai problémák

Faanyagban fejlődő szű, tehát a kihulló rágcsálék színe megegyezik a faanyag színével. Kezdetben fehéres, de gyorsan megfeketedő, a fa belsejében futó, 1 mm átmérőjű és 10–15 cm hosszúságú járatok jellemzik. Rágásképe – a létraszerű álcakamrákkal – nagyon hasonlít a sávós fenyőszű (*Trypodendron lineatum*) kárképére, de álcakamrái jóval hosszabbak. Álló, egészségesnek tűnő fán eddig nem tapasztalták kártételét, ezeket valószínűleg nem képes elpusztítani. A hazai fenyőerdőkben kialakult szaproxilofág rovarközösséget jelenléte átalakíthatja. Érdekes kérdés még, hogy az eddig ismert gombaközössége megváltozik-e, kiegészül-e esetleg jelentősebb fertőzőképességű fajokkal.

Gazdasági hatások

Másodlagos kártevő, eddig csak kitermelt faanyagban, illetve más rovarok – pl. más szúfajok (Scolytinae) – által elpusztított fákban figyelték meg. Járatait a fa test mélyebb rétegéig (10–15 cm) készíti, a faanyag jelentős értékvesztését okozva. Jelentőségét inkább az adja, hogy a kitermelt faanyagon igen hamar megjelenik és járataival annak értékcsökkenését okozza. Terjedését elősegíti a kérgezetlen faanyag nagy távolságra történő szállítása. Hazai szélesebb körű elterjedése esetén jelentősebb fertőzésére elsősorban a hosszútűs fenyőfajokon (*Pinus* spp.) számíthatunk.



A nem néhány rokon fajtát (pl. *Gnathotrichus sulcatus*, *G. retusus*) Észak-Amerikában károsítóként tartják számon, míg az itt tárgyalt Európába behurcolt amerikai rönkszú ott is csak másodlagos kártevő.

Védekezési lehetőségek

Többnyire a fertőzött faanyag szállításával terjed. Hosszabb időt, akár két hónapot is eltölt a megtámadott faanyagban, így emberi segítséggel nagyobb távolságok megtételére is képes. Feromon-összetevői, részben az észak-amerikai rokon fajon, a *Gnathotrichus sulcatus*-on végzett vizsgálatoknak is köszönhetően, ismertek (BYRNE *et al.* 1974, BORDON *et al.* 1980), fajspecifikus feromonja azonban kereskedelmi forgalomban nem kapható, de mint minden fában fejlődő szúfajt (Scolytidae), ezt is jól lehet csalogatni etanolos csapdával (monitoring). Természetes ellenségeiről még igen keveset tudunk.

Irodalom

ALONSO-ZARAZAGA *et al.* 2017, BALACHOWSKY 1949, BORDON *et al.* 1980, BYRNE *et al.* 1974, KIRKENDALL & FACCOLI 2010, LAKATOS 2019, MAZUR *et al.* 2018, POSTNER 1974, RABAGLIA *et al.* 2006, SAUVARD *et al.* 2010, TUBA *et al.* 2012, WITKOWSKI *et al.* 2016, WOOD & BRIGHT 1992

LAKATOS FERENC & TUBA KATALIN

HÁRTYÁSSZÁRNYÚAK

Hymenoptera

Kanyargós szillevéldarázs

Aproceros leucopoda TAKEUCHI, 1939

Eredeti elterjedési terület

A fajt eredetileg Japánban írták le (TAKEUCHI 1939), de később Kínából is közölték jelenlétét (WU 2006, WU & XIN 2006). BLUMMER (2015) Oroszország távol-keleti területeiről, ANTROPOV *et al.* (2017) pedig Kazahsztánból is említik. Nem tisztázott, hogy utóbbiak vajon őshonos vagy már másodlagos előfordulások-e. Annyi mindenképpen bizonyos, hogy a szilek (*Ulmus* spp.) egész Euráziában elterjedtek (FRAGNIÈRE *et al.* 2021), azaz potenciális tápnövények ezeken a helyeken mindenütt rendelkezésre állhatnak.

Magyarországi megjelenése

Európából az első előfordulási adatok közel egy időben (2003. június) Lengyelországból, illetve Magyarországról (a Nógrád megyei Dejtár térségéből) váltak ismertté (BLANK *et al.* 2010, VÉTEK *et al.* 2010). Majdnem hét év kellett a faj azonosításához és ahhoz a felismeréshez, hogy egy ázsiai eredetű, idegenhonos levéldarázsfajról (Tenthredinoidea) van szó (BLANK *et al.* 2010, VÉTEK *et al.* 2010, TUBA *et al.* 2012). A behurcolás körülményei nem ismertek, de valószínű, hogy élő növényi anyag importjával került be Európába.



© Csóka György



Napjainkig már Európa sok országában megtalálták. Többek között – a teljesség igénye nélkül – 2005-ben Romániában, 2006-ban Ukrajnában (BLANK *et al.* 2010), 2009-ben Szlovákiában (BLANK *et al.* 2010), Olaszországban (ZANDIGIACOMO *et al.* 2011) és Ausztriában (BLANK *et al.* 2010), 2011-ben Németországban (KRAUS *et al.* 2011) és Horvátországban (MATOŠEVIĆ 2012), 2012-ben Szerbiában (GLAVENDEKIĆ *et al.* 2013) és Oroszországban (LENGESZOVA & MISCSENKO 2013, BLUMMER 2015), 2013-ban Belgiumban (BOEVÉ 2013), 2015-ben Bulgáriában (DOYCHEV 2015), 2017-ben Svájcban (HÖLLING 2018), Bosznia-Hercegovinában (DAUTBAŠIĆ *et al.* 2018) és az Egyesült Királyságban (FOREST RESEARCH 2018).

2020-ban – az amerikai kontinensen elsőként – Kanadában (Quebec) is előkerült (MARTEL *et al.* 2022).

Az első észlelést követően mindenütt ütemes továbbterjedést, illetve viszonylag rövid időn belül tömeges megjelenést tapasztaltak.

Biológiája

Szűznemzéssel szaporodik, csak nőstényei ismertek. Ezek 5–6 mm hosszúak, fekete vagy sötétbarna színűek, lábaik világossárgák. Viszonylag jól repülnek,

így sikeres térhódításukban az emberi közreműködés mellett minden bizonnyal az önerős terjeszkedés is szerepet játszik. A parthenogenetikus szaporodás ténye már önmagában is kifejezetten jelentős a behurcolás, illetve a későbbi elterjedés szempontjából, hiszen egyetlen nőstény megjelenése is elegendő lehet a megtelepedéshez. Évente akár négy nemzedéke is kifejlődhet (WU 2006, BLANK *et al.* 2010, CSÓKA *et al.* 2013, PAPP *et al.* 2018), ami szintén alapja lehet a gyors terjeszkedésnek, illetve populációnövekedésnek. BLANK *et al.* (2014) évente 45–90 km-re, ROQUES *et al.* (2016) pedig 100 km-re becsülik terjeszkedésének ütemét.

A talajban, gubóban telel. A nőstények áprilistól októberig repülnek, a levelek szegélyébe rakják le petéiket, melyekből 4–8 nap elteltével kelnek ki a lárvák (BLANK *et al.* 2010). A kikelő álhernyók először jól felismerhető kanyargós folyosókat rágnak a levéllemezbe (innen a faj magyar neve), de később egészében is elfogyasztják a levelet, általában csak a főerek maradnak vissza. A zöld színű lárvák ötször vedlenek, bábozódás előtt 1 cm körüliek. A petéből való kikeléstől a bábozódásig 14–18 nap telik el (BLANK *et al.* 2010). Az idős lárvák a levélmaradványokon, hajtásokon hálószerű, átlátszó kokont készítenek, ebben bábozódnak. A bábállapot időtartama



4–7 nap (BLANK *et al.* 2010). Az őszi lárvák telelőkonja ennél erősebb, sűrűbb szövésű.

Magyarországon eddig két poloskafajt (Heteroptera) – vörhenyes címerespoloska (*Arma custos*) és sárgafoltos mezeipoloska (*Dryophilocoris flavoquadrimaculatus*) –, a közönséges fátyolkát (*Chrysoperla carnea*), egy fürkészdarázsfajt (Ichneumonidae) – változékony molyrontófürkész (*Itopectis alternans*) –, valamint a harlekinkaticát (*Harmonia axyridis*) sikerült azonosítani, mint a kanyargós szillevéldarázs természetes ellenségeit (LOVAS 2012, PAPP 2018). Az általuk okozott mortalitás számszerű értékei azonban egyelőre nem ismertek.

Ökológiai igényei Magyarországon

A kanyargós szillevéldarázs elsődleges tápnövénye a sokféle ültetett ázsiai származású turkesztáni szil (*Ulmus pumila*), de a nálunk honos szilfajokon (*Ulmus* spp.) is kifejlődhet. Magyarországi arborétumokban és botanikus kertekben végzett vizsgálataink során VÉTEK *et al.* (2017) tápnövényeként húsz hazai és idegenhonos *Ulmus* taxont azonosítottak. Ugyanakkor a szilfafélék (Ulmaceae) közé tartozó egyéb fajok – pl. a tüske-szil (*Hemiptelea davidii*) és a japán gyertyánszil (*Zelkova serrata*) – nem tápnövényei (VÉTEK *et al.* 2022).

PAPP *et al.* (2018) mortalitási és fekunditási szempontból a fejlődés hőmérsékleti optimumát 15,0–19,5 °C közötti értékre teszik. VÉTEK *et al.* (2020) laboratóriumi vizsgálatainak eredményei arra utalnak, hogy a téli hidegek nem okoznak számottevő pusztulást a kanyargós szillevéldarázs állományában.

Magyarországon kezdetben a déli, délkeleti országrészben (Békés, Csongrád-Csanád, Bács-Kiskun megyék) volt gyakori és tömeges, ma már azonban az egész országban előfordul, és gyakorlatilag bárhol számolni lehet tömeges megjelenésével is.

Ökológiai problémák

A sziliek (*Ulmus* spp.) ugyan területfoglalásukat tekintve nem tartoznak a legjelentősebb fafajaink közé, de lombos erdeink jelentős, mással nem pótolható elegyfajjai. CSÓKA & AMBRUS (2016) szerint pl. jóval meghaladja a százat a rajtuk élő herbivor rovarfajok száma. Köztük obligát szilfogyasztók – levélaknázók, őshonos levéldarazsak (Tenthredinoidea), gubacstetvek (Eriosomatidae) stb. – és védett fajok – pl. a szilfa-púposzövő (*Dicranura ulmi*) vagy a pettyes szilcincér (*Saperda punctata*) – is vannak.

Őshonos szilfáinkat az utóbbi évtizedekben már erősen megtizedelte a szilfavész okozó idegenhonos kórokozó gomba (*Ophiostoma novo-ulmi*), de



A nyári nemzedékek kifejlett lárvái a leveleken, hajtásokon szőtt laza kokonban bábóznak

Európa nagy részén is hasonló pusztulások következtek be (Csóka *et al.* 2013). Mivel a kanyargós szillevéldarázs ismétlődő, erős lombvesztést okoz, egyedül is képes jelentős mértékben gyengíteni a szileket. Tömeges fellépése ezen túl tovább erősítheti az egyéb abiotikus és biotikus kártényezők negatív hatásait. Hosszabb távon ez a szilek további jelentős visszaszorulását okozhatja, ami az azokhoz kötődő specialista fogyasztók megiritkulásához, így az erdei fajgazdaság, illetve biodiverzitás csökkenéséhez vezethet.

Gazdasági hatások

A szilek (*Ulmus* spp.) a fentebb említett ökológiai szerepükön túl települési (pl. arborétumok, botanikus kertek, parkok) és út menti fásításokban is kedvelt fajok. A turkesztáni szilt (*Ulmus pumila*) az utóbbi időkben szélsőséges termőhelyeken állományszerűen, de akár sövényként is telepítik. A lakott területeken, kertekben bekövetkező jelentősebb lombvesztés esztétikai és gazdasági kárt is okozhat, beleértve az esetleges védekezés költségvonzatait is.

Védekezési lehetőségek

Az esztétikai károk elkerülésére kertekben, lakott területen esetleg humánegészségügyi kockázatot nem

jelentő vegyszeres védekezés is megfontolható. A kanyargós szillevéldarázs egyedsűrűségének becslését, illetve a faj monitoringját ún. sárgacsapdákkal is lehet végezni, amelyek tömegesen vonzzák a nőtényeket (Vétek *et al.* 2016).

Erdőkben a vegyszeres védekezés sem költségei, sem mellékhatásai miatt nem javasolható. Szilek (*Ulmus* spp.) elegyetlen, monokultúra jellegű termesztése – ez főként a turkesztáni szil (*Ulmus pumila*) esetében jön szóba – növeli, az elegyítés pedig csökkenti a jelentősebb károk kialakulásának kockázatát.

Irodalom

ANTROPOV *et al.* 2017, BLANK *et al.* 2010, 2014, BLUMMER 2015, BOEVÉ 2013, CSÓKA & AMBRUS 2016, CSÓKA *et al.* 2013, DAUTBAŠIĆ *et al.* 2018, DOYCHEV 2015, FOREST RESEARCH 2018, FRAGNIÈRE *et al.* 2021, GLAVENDEKIĆ *et al.* 2013, HÖLLING 2018, KRAUS *et al.* 2011, LENGESZOVA & MISCENKO 2013, LOVAS 2012, MARTEL *et al.* 2022, MATOŠEVIĆ 2012, PAPP 2018, PAPP *et al.* 2018, ROQUES *et al.* 2016, TAKEUCHI 1939, TUBA *et al.* 2012, VÉTEK *et al.* 2010, 2016, 2017, 2020, 2022, WU 2006, WU & XIN 2006, ZINDIGIACOMO *et al.* 2011

HIRKA ANIKÓ & CSÓKA GYÖRGY

Keleti feketehangya

Lasius neglectus VAN LOON BOOMSMA & ANDRASFALVY, 1990

Eredeti elterjedési terület

Az ide vonatkozó ismereteink meglehetősen bizonytalanok. A faj a Palearktisz nyugati feléből, a Kanári-szigetektől Kirgizisztánig ismert (ESPADALER & BERNAL 2020), de a legtöbb területen behurcolt lehet (UGELVIG *et al.* 2008). Megtalálható $-5\text{ }^{\circ}\text{C}$ -os januári középhőmérsékletű területeken is (SEIFERT 2000). Sokáig azt feltételezték, hogy Anatóliából származik (SCHULTZ & SEIFERT 2005). A legújabb kutatások Üzbegisztán természetközeli területein találtak egyfészkes (monocalic) kolóniákat, ami arra utal, hogy őshonos lehet Közép-Ázsiában (STUKALYUK *et al.* 2020). A magyarországi kolóniák behurcoltnak tekinthetők (UGELVIG *et al.* 2008).

Magyarországi megjelenése

A fajt Magyarországról írták le, többek között az akkor (1988) 2 km^2 kiterjedésű budatétényi szuperkolóniából. E szuperkolónia méretéből feltételezhető, hogy ez a hangyafaj már korábban is köztünk élt. A tudományos fajneve is erre az elhanyagoltságra utal, hogy sokáig nem vettük észre, pedig a szemünk előtt volt (VAN LOON *et al.* 1990). Ezután egyre több helyről került elő (ESPADALER *et al.* 2007), így például Magyarországról 22 lelőhelye ismert: Budapestről (15 lelőhely), Debrecenből (2), Ercsiből (1), Érdről (1), Pilisszentivánról (1), Solymárról (1) és Tahiból (1) (TARTALLY & BÁTHORI 2015). A nem őshonos területeken a nőtények nem hagyják

el a kolóniájukat a nászrepülést követően (ESPADALER & REY 2001), ezért feltehetően termőfölddel hurcoljuk szét (VAN LOON *et al.* 1990). Mindezt az is megerősíti, hogy sok helyen megtalálható a fészkeiben



Keleti feketehangya a Debreceni Botanikus Kertben: a dolgozók hasonlítanak a rokon fajok dolgozóihoz....

© Fekete András



... de azokkal ellentétben egy fészekben több, viszonylag kis méretű királynővel is találkozhatunk

az ott amúgy nem őshonos hangyavendég ászkafaj (Oniscidea), a bordázott hangyásászká (*Platyarthrus schoblii*) (TARTALLY *et al.* 2004). Ahol megtelepedett, ott akár évi 89 m-rel is kijebb tud tolódni a szuperkolónia határa (ESPADALER *et al.* 2007).

Biológiája

Szokták szürke fahangyának, kerti hangyának vagy invazív kerti hangyának is hívni, de ezek a nevek már nem tekinthetők hivatalosnak (CSATHÓ *et al.* 2021). Kisebb és barnább (világosabb) a lakott területeken gyakori közönséges feketehangyánál (*Lasius niger*), bár élnek Magyarországon hozzá hasonlóbb fajok is. A dolgozók 2,5–3,5 mm-esek, a királynő pedig 6 mm hosszúságú (VAN LOON *et al.* 1990). A hazánkból ismert rokon hangyafajok (*Lasius* spp.) többségéhez képest nem egy, hanem többkirálynős (polygyn) kolóniákat alkot (ESPADALER *et al.* 2004), amelyek igen nagy méretet (szuperkolónia) is elérhetnek. Például a legnagyobb kiterjedésűnek ismert budatényi szuperkolónia területét 2005-ben már 6 km²-re becsülték (ESPADALER *et al.* 2007). A keleti feketehangya jelenlétére utalhat a nagy egyed-sűrűség, valamint ha több 10 m-en keresztül szinte megszakítás nélkül megtalálható a talajban. Ha félméterenként leásunk, és majdnem mindenhol előkerül egy kis méretű, barna színű, gyors mozgású, hangyasavas (szagról felismerhető) hangya, akkor jó eséllyel a keleti feketehangyával van dolgunk. Hasonló módon a jelenlétére utalhat, ha a járdaszegélyek mentén több 10 m-en keresztül szinte megszakítás nélkül mindenütt hangyabejáratokat látunk (TARTALLY *et al.* 2016). Terepen a legbiztosabban azzal tudjuk beazonosítani, ha egy-egy tavaszi esős nap után felemelünk pár követ, és alattuk több megtermékenyített (már szárny nélküli) királynőt is találunk. A szuperkolóniák idővel összeomolhatnak (TARTALLY *et al.* 2016), amelynek hátterében feltehetően beltenyésztettség is állhat, hiszen a nőstények nem hagyják el a kolóniát a párosodás során, így hím testvéreikkel párosodnak (CREMER *et al.* 2008). Kérdés, hogy az ilyen összeomlott szuperkolóniák idővel ismét meg tudnak-e erősödni.

Ökológiai igényei Magyarországon

Jellemzően ember által bolygatott élőhelyekről került elő, leginkább lakott területekről, botanikus kertekből, faiskolákból (TARTALLY & BÁTHORI 2015), ahová minden bizonnyal termőfölddel hurcolták be (TARTALLY *et al.* 2004). A csak kissé zavart területeken kevésbé sikeres, különösen, ha ott más domináns hangyafajok (Formicidae) is jelen vannak (TARTALLY 2006). Az eddigi tapasztalatok alapján

Magyarországon leginkább a ligetes élőhelyeken érzi jól magát, ahol, a naposabb foltokban sikeresen fészkel, miközben feljár a fákra és a bokrokra a levéltetűtelepekhez, illetve vadászni.

Ökológiai problémák

Az őshonos közösségekre nagy hatást gyakorol. A szuperkolóniák területén alig lehet találkozni más hangyafajjal (Formicidae), mert onnan a legtöbb hangyafajt sikeresen kiszorítja. Kompetitorok hiányában az élőhelyre jellemző hangya-egyedsűrűségnél jóval magasabbat hoz létre. Mindemellett sérül az élőhely mozaikossága, hiszen a területet nem több hangyafaj több kolóniája, hanem csak egyetlen faj egyetlen kolóniája uralja (TARTALLY 2000). A szuperkolóniák belsejében a legtöbb ízeltlábú (Arthropoda) egyedsűrűsége lecsökken, sok faj el is tűnik onnan, néhány másik viszont rendkívüli mértékben fel tud szaporodni (NAGY *et al.* 2009).

Gazdasági hatások

A szuperkolóniák területén élő emberek igen kellemetlen fajként említik a keleti feketehangyát. Elmondásuk szerint „mindenütt rengeteg a hangya”, amelyek ellen hiába próbálnak védekezni. Jelen vannak a kertekben, ahol gondozzák a levéltetvek (Aphidoidea) telepeit, valamint több emelet magasra is felmennek a lakásokba, ahol rájárnak az élelemre és befészkelnek a szobanövények talajába is.

Védekezési lehetőségek

A többkirálynős szuperkolóniák kiirtása, különösen lakott területeken, gyakorlatilag lehetetlen, hiszen pár túlélő királynő szinte mindig marad, főleg, ha vannak olyan emberek, akik nem egyeznek bele a kezelésbe. Ugyanakkor fontos lenne a termőfölddel való továbbterjesztés lassítása: oda kellene figyelni, arra is, hogy a faiskolákban és kertészetekben ne lehessen árusítani olyan földlabdás és cserepes növényeket, amelyeknek a földje a faj fészket tartalmazza. Gondoskodni kell arról is, hogy kertészkedés során a termőfölddel ne hurcoljuk át más területekre.

Irodalom

CREMER *et al.* 2008, CSATHÓ *et al.* 2021, ESPADALER & BERNAL 2020, ESPADALER & REY 2001, ESPADALER *et al.* 2004, 2007, NAGY *et al.* 2009, SCHULTZ & SEIFERT 2005, SEIFERT 2000, STUKALYUK *et al.* 2020, TARTALLY 2000, 2006, TARTALLY & BÁTHORI 2015, TARTALLY *et al.* 2004, 2016, UGELVIG *et al.* 2008, VAN LOON *et al.* 1990

TARTALLY ANDRÁS

LEPKÉK

Lepidoptera

Tölgyfa-pávaszem

Antheraea yamamai (GUÉRIN-MÉNEVILLE, 1861)

Eredeti elterjedési terület

Őshazája Japán (TUBA *et al.* 2012, NAHIRNÍĆ & BESHKOV 2015, PITTAWAY 2022). Oroszország távolkeleti részén (Amur-vidék, Szihote-Alin), a Koreai-félszigeten, Kelet-Kínában és Tajvanon is előfordul (NAHIRNÍĆ & BESHKOV 2015, PITTAWAY 2022), az azonban nem tisztázott, hogy az utóbbiak őshonos vagy másodlagos előfordulásokat jelentenek-e. Sőt egyesek azt is feltételezik, hogy a tölgyfa-pávaszem nem is természetes, hanem az ember által kitenyészített fajta, amelynek egyedei a tenyésztésükre szolgáló ültetvényekről helyenként kiszabadultak, visszavándoroltak, és helyi rasszokat hoztak létre, amelyek Ázsia szubtrópusi területein széles körben elterjedtek, és

eddig külön fajokként tartották őket nyilván (BÁLINT & KATONA 2018).

Magyarországi megjelenése

Japánban a császári család számára készítettek ruhákat a selyméből, ezért a 19. század közepéig halálbüntetés terhe mellett tilos volt kivinni az országból (MEDZINI 1971). Ezt követően már nem volt nehéz a peték beszerzése, ám a japánok (feltételezhetően a korábbi korszak tiltása miatt) többször fából készült „hamis petéket” adtak el a tapasztalatlan vásárlóknak (WALLACE 1867). Nyugat-Európába több hullámban, selyemtermelési céllal hozták be a 19. század közepén, de a tenyésztési kísérletek



© Csóka György



sikertelenek voltak. 1861-ben francia kereskedők petéket hoztak Európába, melyeket a francia császári kormány átadott a gyarmatokról és más távoli tájakról származó, hasznosnak vélt állatfajok meghonosításával foglalkozó szervezetnek (*Société Zoologique d'Acclimatation de France*). Az első petékből kikelt hernyók megbetegedtek (fekete folyadék szivárgott a testükből) és öt kivételével elpusztultak (WALLACE 1867). Néhány pete Félix Édouard Guérin-Méneville francia entomológushoz került (HERMAN 2001), akinek egyetlen nőtényt sikerült kinevelni, amelyet tudományra új fajként – eredetileg *Bombyx yama-mai* néven – le is írt (GUÉRIN-MÉNEVILLE 1861). A sikertelen próbálkozásokból okulva az 1865–1866-ban

érkező petéket már szétesztették Európa akkori neves entomológusai között, de a nevelések még így is javarészt kudarcba fulladtak (WALLACE 1867). A faj 1867-ben Krajna (a mai Szlovénia) területére (Veliki Slatnik) is bekerült, ahol néhány példány megszőkött (NAHIRNIC & BESHKOV 2015). Innen terjedhetett tovább Ausztria, Horvátország, Bosznia-Hercegovina, Szerbia és Románia felé. Németországban, Olaszországban és Csehországban is észlelték már (NAHIRNIC & BESHKOV 2015, PITTAWAY 2022). Mivel számos helyen próbálkoztak tömeges tenyésztésével, valószínű, hogy ilyen „szökések” – amelyeket egyébként nem dokumentáltak visszakereshető módon – más országokban is bekövetkeztek. Selyemtermelés céljából betelepítették Srí Lankára (ROUGEOT & VIETTE 1978) és Észak-Indiába is (MACEK *et al.* 2007).

Hazánkban az 1950-es években jelent meg. Első példányait 1954-ben a Vas megyei Csákánydoroszló (UHERKOVICH 1984), illetve 1956 augusztusában a Zala megyei Lentikápolna mellett gyűjtötték (KOVÁCS 1957). Hamarosan Zalában több helyen, majd Dél-Somogyban is megjelent. Az 1970-es évek végére Belső-Somogyban és a Zselicben közönségessé vált, s megjelent a Mecsek területén is (UHERKOVICH 1984). A Soproni-hegységben a 2000-es évek közepén került elő (SÁFIÁN & SZEGEDI 2008).

Biológiája

A nagy termetű, 11–15 cm-es szárnyfesztávú lepkék színe különböző árnyalatú sárga, vöröses- vagy sötétbarna lehet, áttetsző szemfoltokkal. A hímek csápjá fésűs, a nőtényeké enyhén fogazott. Megjelenésében nagyon hasonlít közeli rokonához, a szintén Ázsiában honos, Európába betelepített kínai selyemlepkéhez (*Antheraea pernyi*), ennek azonban csak Északkelet-Spanyolországban és Mallorcán ismertek megtelepedett populációi (PITTAWAY 2022).

Mind a hím, mind a nőtény vonzódik a mesterseges fényhez, ezért fénycsapdákkal jól gyűjthetők. Egynemzedékes, nálunk július közepétől szeptember végéig repül (Szócs *et al.* 2016), a rajzáscsúcs általában augusztus közepén van. A nőtények kisebb-nagyobb csoportokban helyezik el sötétbarna petéiket (összesen 150–250-et) a tápnövények – főként tölgyek (*Quercus* spp.), esetleg gyertyánok (*Carpinus* spp.), szelídgesztenyék (*Castanea* spp.), ritkábban más lombos fafajok – gallyaira. A fiatal hernyók áttelelés után, lombfakadáskor kelnek ki, és a nyár elejéig érik el az akár 8–9 cm-es testhosszukat. A frissen kelt, barna fejű lárva teste sárga, vékony fekete vonalakkal, később élénkzöld alapszínűvé válik, sárga és kék szemölcsökkel. Négy alkalommal vedlik. A megnőtt hernyó a lombkoronában, néhány levelet összefogva erős falú, 35–45 mm hosszú, élénk sárgászöld gubót sző, majd ebben bábbá alakulva tölti a nyár első felét.

A faj európai, illetve hazai természetes ellenségei kevésbé ismertek, de szórványos megfigyelések alapján feltételezhető, hogy az őshonos rovarevők fogyasztják a különböző fejlődési stádiumokat. A lombkoronában szabadon élő, nagy termetű, viszonylag gyéren szőrözött hernyó az énekesmadarak (Passeriformes), a rovarevő kisemlősök (Insectivora), valamint a ragadozó és a parazitoid rovarok (Insecta) számára vonzó táplálékforrás lehet. PITTAWAY (2022) a sárgarigót (*Oriolus oriolus*) említi, mint a lepkék „ragadozóját”. Délkelet-Ázsiából több parazitoidja – petefürkészek (Trichogrammatidae), valódi fürkészarazsak (Ichneumonidae), fürkészlégyek (Tachinidae) – ismert.

Ökológiai igényei Magyarországon

Melegkedvelő, elsősorban tölgyekhez (*Quercus* spp.) kötődő faj, hazánkban jelenleg csak a Dunántúlon, főleg Baranya, Somogy, Zala és Vas megyékben terjedt el nagyobb mértékben, és itt is fordul elő nagyobb egyedszámban. Az Erdészeti Fénycsapda Hálózat csapdái közül az acsádi (max. fogás 165 pld. 1999-ben), a szentpéterföldei (max. fogás 123 pld. 1987-ben), a sasréti (max. fogás 116 pld. 2003-ban), a sumonyi (max. fogás 81 pld. 1997-ben) és a szalafői (max. fogás 49 pld. 2003-ban) fogják a legtöbbit a fajból. A Duna–Tisza közti csapdák közül a tompai fogta elsőként egy példányát 2019-ben. Magyarországi terjeszkedéséről, illetve elterjedéséről Szócs *et al.* (2016) közölnek adatokat, folyamatosan frissülő információk pedig a <http://www.izeltlabuak.hu> honlapon található a hazai adatokról. Ezek alapján a Dunántúlon, nagyjából a Szekszárdot és Mosonmagyaróvárt összekötő kékzeletbeli vonaltól délre ismertek előfordulásai. Egyszerre úgy tűnik, hogy a Duna vonalát csak ritkán lépi át. A tompai példányon kívül eddig egy hím

és egy nőtény került elő Bajáról, a Duna bal partjáról, egy hím példány pedig Rém községből. Feltételezhető, hogy a Duna egy viszonylag nehezen leküzdhető természetes akadályt jelent a tölgyfa-pávaszemek (különösen a nőtények) számára. Dunántúli elterjedésében valószínűleg a fő tápnövényül szolgáló tölgyek összefüggő, nagy kiterjedésű állományai is szerepet játszanak. Mindezeket túl feltételezhető, hogy bizonyos időjárási tényezők is korlátozhatják terjedését. Összességében kijelenthető, hogy terjeszkedése viszonylag lassú. Szigorúan véve tulajdonképpen nem is tekinthető inváziósnak, de nagy méretű, látványos faj lévén széles körű érdeklődés övezi, ezért a vele kapcsolatos ismeretek rövid összefoglalását jelen kötetben is hasznosnak tartjuk. Másrészt viszont az sem tudható biztosan, hogy a klímaváltozás következményeként a tölgyfa-pávaszem elterjedése, illetve népsége nem fog-e jelentősebb mértékben változni a jövőben.

Ökológiai hatások

Tölgyeseinkben betöltött ökológiai szerepéről (ragadozók tápláléka, parazitoidok gazdája, kompetitor stb.) alig áll rendelkezésre bármilyen dokumentált ismeret. Annyit azért kijelenthetünk, hogy a tölgyfa-pávaszem ismereteink szerint hazánkban nem foglalta el egyik őshonos faj helyét sem, nem szorított ki más fajokat, így valójában nem is tekinthető agresszív, a biológiai sokféleségre kártékony fajnak, veszélyes bevándorlóknak (BÁLINT & KATONA 2018).

Gazdasági hatások

Gazdasági vonatkozások kapcsán leginkább csak az egykori selyemtermelési próbálkozásokat említhetjük, ezek azonban mára már jelentőségüket veszítették.

A tölgyfa-pávaszem károsításait sem a külföldi, sem a hazai szakirodalom nem említi. Bár bő másfél évszázados európai, illetve mintegy hét évtizedes magyarországi jelenléte alatt egyszer sem okozott említésre méltó erdészeti kárt, egyelőre lehetetlen megmondani, hogy a klímaváltozás miként befolyásolja majd ennek a melegkedvelő fajnak az elterjedését, népségét, illetve hatásait.

Irodalom

BÁLINT & KATONA 2018, GUÉRIN-MÉNEVILLE 1861, KOVÁCS 1957, MACEK *et al.* 2007, MEDZINI 1971, NAHIRNIĆ & BESHKOV 2015, HERMAN 2001, PITTAWAY 2022, ROUGEOT & VIETTE 1978, SÁFIÁN & SZEGEDI 2008, SZÓCS *et al.* 2016, TUBA *et al.* 2012, UHERKOVICH 1984, WALLACE 1867

GÁSPÁR CSABA, SZÓCS LEVENTE & CSÓKA GYÖRGY

Amerikai fehérmedvelepke

Hyphantria cunea (DRURY, 1773)

Eredeti elterjedési terület

Észak-amerikai faj, amely északon egészen Kanada déli részéig honos (TUBA *et al.* 2012, SZEŐKE & CSÓKA 2012, HALTRICH & BODOR 2017). Az Amerikai Egyesült Államok szinte minden tagállamában ismert, és Mexikóban is előfordul (EPPO GLOBAL DATABASE 2022).

Magyarországi megjelenése

Európában először 1940-ben észlelték a csepeli szabadkikötőben (ISSEKUTZ 1946, SURÁNYI 1946, GYÖRFI 1954). Sugárirányban terjeszkedve, alig

tíz év alatt az egész országban elterjedté vált, illetve a határokat átlépve a szomszédos országokban is megtelepedett. A magyarországi terjeszkedés kezdeti szakaszát NAGY *et al.* (1953) részletesen dokumentálták.

1977-ben az elsőtől független újabb behurcolás történt Franciaországba (Bordeaux), de ott az expanzió nem következett be. Jelenlegi franciaországi elterjedése erősen korlátozott (EPPO GLOBAL DATABASE 2022). Az északi országok kivételével ma már Európa nagyobb részén elterjedt. Számos ázsiai országba (Kína, Japán, Dél-Korea, Irán,



© Csóka György

Kazahsztán) is bejutott, ezek közül néhányban jelentős mértékben terjeszkedett is (EPPO GLOBAL DATABASE 2022). Új-Zélandra is behurcolták, de ott sikerült a megtelepedését megakadályozni (KEAN & KUMARASINGHE 2007).

Biológiája

Bábként tel, az első nemzedék imágói májusban jelennek meg. A fehér, esetenként feketén pontozott lepkék szárnyfesztávolsága 25–35 mm, a nőstények valamivel nagyobbak, mint a hímek. A csoportosan lerakott peték 0,5 mm átmérőjű, frissen almazöld, később elszürkülő gömbök. A fiatal hernyók sárgászöldek, összeszótt levelek között csoportosan rágnak, később egész hajtásokat szőnek össze. Egyes esetekben a szövédékek az egész fakoronát beboríthatja. Az erősen szőrös kifejlett hernyók 20–30 mm-esek, védett helyeken (pl. fakéreg alatt) csoportosan, puha gubóban bábozódnak (REICHART 1993).

Magyarországon évente két nemzedéke van, egyes években egy részleges harmadik nemzedék is megjelenhet. A nemzedékek gyakran átfedik egymást. A meleg, száraz nyarak negatívan befolyásolhatják a második nemzedék népességét.

Rendkívüli módon polifág faj, Magyarországon és Közép-Európában több mint 250 tápnövénye ismert (REICHART 1993). A legtöbb lombos fa- és cserjefajon, így akácon (*Robinia* spp.), almán (*Malus* spp.), bodzákön (*Sambucus* spp.), cseresznyén (*Cerasus* spp.), dión (*Juglans* spp.), eperfán (*Morus* spp.), füzen (*Salix* spp.), juharokon (*Acer* spp.), körtén (*Pyrus* spp.), kőriseken (*Fraxinus* spp.) és nyáron (*Populus* spp.) is kifejlődhet (SZEŐKE & CSÓKA 2012).

Európában számos természetes ellensége van. Húsnál több madárfaj (Aves) fogyasztja a különböző fejlődési stádiumokat (NAGY *et al.* 1953). Közülük a házi veréb (*Passer domesticus*), a mezei veréb (*P. montanus*), a cinegefajok (Paridae), a sárgarigó (*Oriolus oriolus*) és a fekete rigó (*Turdus merula*) emelhetők ki (KEVE & REICHART 1960). Ellenségei, pusztítói között – a madarak mellett – többek között peteparazitoidokat (SZELÉNYI 1957), gyilkosfűrészkeket (Braconidae) (GYÖRFI 1954), fűrészlegyeket (Tachinidae) (NAGY 1953, JERMY 1957), ragadozó ízeltlábúakat (Arthropoda), mint például poloskákat (Heteroptera), darazsakat (Vespidae) is feljegyeztek.

Ökológiai igényei Magyarországon

Melegkedvelő, klimatikus viszonyaink kedvezőek számára. Erősen polifág faj lévén megfelelő tápnövényei is gyakorlatilag mindenfelé rendelkezésre állnak. Az egész országban elterjedt, időnként és helyenként tömegesen jelenik meg.

Ökológiai problémák

Helyenként akár tarrágást is okozhat, s mint ilyen, jelentős versenytársa lehet más lombfogyasztó rovaroknak (Insecta). Ugyanakkor nagy kiterjedésű, összefüggő területet érintő lombvesztést általában nem okoz, ezért ez a hatása valószínűleg nem túl drasztikus. Az amerikai fehérmedvelepke ökológiai hatásait szélesebb körben vizsgálva néhány apróbb pozitívumot is említhetünk, annak ellenére, hogy a faj idegenhonos és inváziós. Tömeges megjelenése esetén például számos madárfajnak (Aves), kismélnöknek (Insectivora) és ragadozó ízeltlábúnak (Arthropoda) is jelentős táplálékforrást biztosít. Számos parazitoid faj – fűrészlegyek (Tachinidae) és fűrészdarazsak (Ichneumonidae) – fejlődhet ki benne tömegesen, így alternatív gazdaként mintegy rezervoárként szolgálhat nála nagyobb ökonómiai/ökológiai jelentőségű lombfogyasztók – pl. gyapjaslepke (*Lymantria dispar*), téliaraszolók (*Agriopsis* spp.), sodrómolyok (Tortricidae) stb. – természetes ellenségei számára (CSÓKA & TRASER 1995). Mindezek mellett több olyan idegenhonos, inváziós fás szárú növényfaj – pl. a zöld juhar (*Acer negundo*) és az amerikai kőris (*Fraxinus pennsylvanica*) – is kedvelt tápnövénye, amelyeket őshonos lombfogyasztó rovaraink (Insecta) nem, vagy csak kismértékben fogyasztanak.

Gazdasági hatások

Korábban (1975–1999) szerepelt a European and Mediterranean Plant Protection Organization (EPPO) „karanténlistáján”. Ez bizonyos export- és importkorlátozásokat, illetve a faj elleni védekezési kötelezettségét vonta maga után. Egyes országokban (pl. Fehéroroszország, Izrael, Tunézia) a mai napig a „karanténfajok” között szerepel (EPPO GLOBAL DATABASE 2022).

REICHART (1993) szerint főbb kárterületei az ország déli felében jelentkeznek. Gyümölcsösökben, útszéli fasorokon, erdőszegélyeken, de akár lakott területeken is tömeges lehet. Az Erdészeti Tudományos Intézet által kezelt erdőkár-adatbázis szerint az 1960-as évek eleje óta éves átlagban mintegy 300 ha erdőterületről jelentik az általa okozott kisebb-nagyobb mértékű lombvesztést (a legnagyobb 1964-ben 2800 ha volt). A bejelentett éves erdei kárterületek kiterjedése csökkenést mutat. Gazdasági hatása leginkább házi gyümölcsösökben, kertekben lehet számottevő. Nagyüzemi gyümölcsösökben a mai növényvédelmi és metszési gyakorlat mellett jelentősége minimális. Összességében elmondható, hogy napjainkban már sokkal kisebb jelentőséget tulajdonítanak neki, mint a megjelenését követő négy-öt évtizedben.

Ennek egyik oka éppen az lehet, hogy a honos természetes ellenségek jelentős mértékben képesek szabályozni populációinak nagyságát.

Védekezési lehetőségek

Megjelenését követően komoly aggodalmat keltett és jelentős kutatási aktivitást váltott ki. Ennek megfelelően a védekezési módokra vonatkozóan is számos lehetőség látott napvilágot. A kezdetektől fogva számos vegyszeres védekezési technológiát javasoltak. Ha mindenképpen szükségessé válik a megszüntető védekezés, akkor kitinszintézis-gátló szerek – de még inkább *Bacillus thuringiensis* alapú biopreparátum – javasolhatók. Az utóbbi nem károsítja a természetes ellenségeket és az ember egészségére sincs káros hatással (HALTRICH & BODOR 2017).

Ezeken túl több alternatív védekezési módszer is ismert. Kisebb fertőzés esetén eltávolíthatók és megsemmisíthetők (pl. étetéssel) a hernyófészkes ágak. Megjegyzendő ugyanakkor, hogy ennek során a hernyókban és a hernyókon fejlődő természetes ellenségeket is elpusztítjuk. Ennek kivédésére NAGY (1953) a parazitoid rovarok mentésére, megsegitésére vonatkozóan tesz konkrét gyakorlati javaslatot. Ez az ún. „szalmaöves bábmentés”. Lényege, hogy a fatörzsekre szalmából készült öveget erősítenek fel, amelyeket a hernyók előszeretettel használnak a bábozódás helyéül. A szalmaöveget hordókba gyűjtik, és olyan lyukátmérőjű hálóval fedik le, amelyen keresztül a kikelő amerikai fehérmedvelepkék nem, a kisebb termetű parazitoid rovarok (Insecta) viszont képesek kijutni. Egy-egy szalmaövben akár 1000 lepkebáb is lehet, így a javasolt módszer övenként – az átlagos parazitáltsági értékekkel számolva – többszáz, esetleg ezres nagyságrendű hasznos parazitoid rovar megkímélését eredményezheti.

MACHAY (1954) a *Nosema bombycis* nevű spóras egysejtűt (Microsporidia) említi mint az amerikai fehérmedvelepké kórokozóját, MACHAY & LOVAS (1955) pedig egy hernyókat pusztító vírusbetegségről számolnak be. Mindkettőt biológiai védekezési lehetőségként is említik.



© Csóka György



© Csóka György

Összességében úgy tűnik (legalábbis jelenleg), hogy a természetes ellenségek eléggé hatékonyan korlátozzák az amerikai fehérmedvelepké népességét, ezért megszüntető beavatkozásokra ritkán és csak kisebb léptékben van szükség.

Irodalom

CSÓKA & TRASER 1995, EPPO GLOBAL DATABASE 2022, GYÓRFI 1954, HALTRICH & BODOR 2017, JERMY 1957, KEAN & KUMARASINGHE 2007, KEVE & REICHART 1960, MACHAY 1954, MACHAY & LOVAS 1955, NAGY 1953, NAGY *et al.* 1953, REICHART 1993, SURÁNYI 1946, SZELÉNYI 1957, SZEŐKE & CSÓKA 2012, TUBA *et al.* 2012

KÁRPÁTI MARCELL, HIRKA ANIKÓ & CSÓKA GYÖRGY

Hárslevél-sátorosmoly

Phyllonorycter issikii (KUMATA, 1963)

Eredeti elterjedési terület

Első leírása Japánból, Hokkaidō szigetéről származik (KUMATA 1963). Az egykori Szovjetunió távol-keleti részén 1974-ben (JERMOLAJEV 1977), Dél-Koreában pedig 1983-ban találták meg (KUMATA *et al.* 1983). A legújabb, herbáriumi mintákon végzett genetikai vizsgálatok eredményei alapján a faj már jóval 1963-as leírása előtt elterjedt volt Japánban, a Távol-Keleten, Dél-Koreában és Kínában is (KIRICHENKO *et al.* 2022).

Magyarországi megjelenése

Európába feltehetőleg emberi közvetítéssel került. Először Moszkva környékén észlelték 1985-ben (KOZLOV 1991), ahonnan viszonylag hamar eljutott a Baltikum országaiba. Litvániában 1998-ban (NOREIKA 1998), Észtországban 2003-ban fedezték fel (EPPO REPORTING SERVICE 2003a). Európában Spanyolország, Portugália, Dánia, Nagy-Britannia, Norvégia, valamint Svédország kivételével mára már mindenütt előfordul. Terjedésének üteme, ezzel együtt megjelenése az európai országokban pontosan ismert. Magyarországon 2002-ben találták meg először (SZABÓKY & CSÓKA 2003). Miután a tápnövényei, a hársak (*Tilia* spp.) nálunk széles körben elterjedtek, pár év alatt az egész országban megjelentek levélfonáki foltaknái.

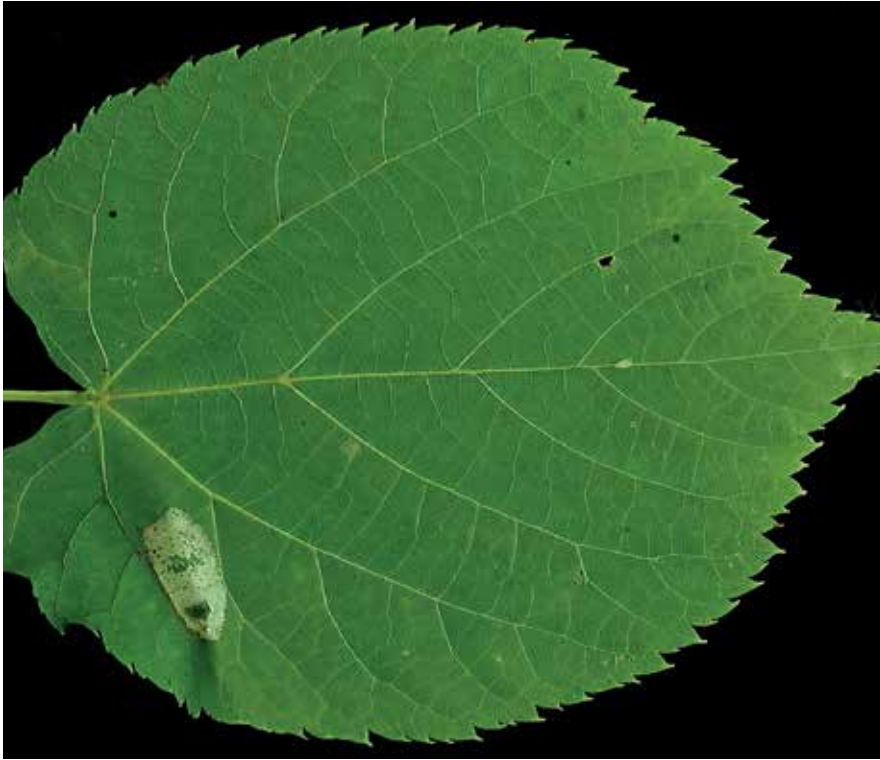
Biológiája

Kis termetű, 7,0–7,5 mm-es szárnyfesztávú molylepke (Microlepidoptera). Szezonális dimorfizmus jellemzi, azaz a nyári és a telelő nemzedék színe

némileg eltér. A nyári nemzedék tora és elülső szárnya aranyárgás vagy barnás alapszínű, a szárny fehéres mintázatú. A telelő nemzedék tora sötétbarna, az elülső szárnyak alapszíne sötétszürke, fehér és sötét pikkelyekkel tarkított (KUZNYECOV 1981, KOZLOV 1991, ORLINSZKIJ *et al.* 1991).



© Csóka György



Világos pontokból álló akna helye a levél színén



A hárslevél-sátorosmoly friss levélfonáki aknája az ürülékcsappal

A fajt megbízhatóan csak a genitáliák alapján lehet beazonosítani, mert szárnymintázata több sátorosmolyfajéra (*Phyllonorycter* spp.) – pl. almalevél-sátorosmoly (*Phyllonorycter corylifoliella*) – is hasonlít. Hernyója sárgásfehér színű.

Aknáit a hársak (*Tilia* spp.) levelének fonákán készíti el két ér között, esetleg a levélcsúcsban (MÉSZÁROS 2005). Az akna egyik végében halmozza fel az ürüléket. Az akna helye a levél színén világos pontokból álló foltként jelenik meg. Az egyes hársfajok között preferenciát nem nagyon lehet megállapítani, de talán jobban kedveli a sima levelű változatokat.

A fiatalabb, alászorult, árnyékos helyen növekedő fákon nagyobb arányú károsítását lehet megfigyelni (EPPO REPORTING SERVICE 2003b). Teljes fényben növekvő levelekre ritkán helyez petét (CABI 2022). ERMOLAEV & ZORIN (2011) megfigyelései szerint az aknák száma szorosan összefügg a fa árnyékoltságával, valamint a korona tetejétől az aljáig, illetve az ágak végétől a tövükig növekszik az aknák száma.

Kétnemzedékes faj: az első május–júniusban, a második július végétől augusztus végéig, szeptember elejéig repül. A nemzedékek meleg nyári időjárás esetén össze is folyhatnak. A levelek fonákára lerakott petékből néhány (négy–nyolc) nap alatt kelnek ki a hernyók, majd elkészítik foltaknájukat. Egy aknában egy hernyó található. A hernyók öt stádiumon keresztül 15–40 napig fejlődnek. Az első három lárva stádiumban csak növényi nedvet, míg az utolsó kettőben a növények szöveteit is fogyasztják. Fejlődésük időtartamát az időjárás, illetve a gazdanövény tápanyag-ellátottsága jelentősen befolyásolja. Az aknában bábóznak. A bábnyugalom 10–15 napig tart (JERMOLAJEV 1977, KOZLOV 1991, ORLINSZKIJ et al. 1991). Az imágók kéregrepedésekben, illetve holtfákon a kéreg alatt telelnek át (ŠEFROVÁ 2003).

Napközben a lepkék a levél fonákán tartózkodnak, csak az alkonyati órákban kezdenek repülni. A fénycsapdák fogják őket (KLEPIKOV 2005).

Ökológiai igényei Magyarországon

Szélesebb ökológiai tűrésű faj, ezt újabb elterjedési területei is igazolják, hiszen Európában a déli és az északi területeken történő megtelepedése egyaránt megfigyelhető. Európai tapasztalatok szerint a hárslevél-sátorosmoly a sík vidéki, illetve a dombvidéki (legfeljebb 600–700 m tengerszint feletti magasságú) élőhelyeket kedveli (CABI 2022). Ezek alapján, illetve a megfigyelések szerint Magyarországon,

ahol tápnövénye előfordul, mindenütt megjelenik. Károsításának mértékét leginkább az adott év időjárási viszonyai befolyásolják.

Ökológiai problémák

Gazdanövényei a hársak (*Tilia* spp.). Leggyakrabban a kislevelű hárs (*Tilia cordata*) fordul elő, de a nagylevelű hárs (*T. platyphyllos*), az ezüst hárs (*T. tomentosa*) (BUSZKO *et al.* 2000, ŠEFROVÁ 2002), az európai hárs (*T. × europaea*) és számos más európai és ázsiai hársfaj levelein is készít aknákat. Mivel a kislevelű hárs lombos állományaink meghatározó elegyfaja a hárslevél-sátorosmoly monitorozása mindenképpen fontos lenne.

Egy-egy levélen gyakran több foltaknát találhatunk. Az ilyen levelek maguk is, de korai hullásuk még inkább csökkentheti, az erősen fertőzött fák fotoszintetikus aktivitását. A természetes élőhelyeken a több éven keresztül ismétlődő jelentősebb fertőzések hatására a fák, különösen a fiatal egyedek legyengülnek, még inkább fogékonyvá válnak az abiotikus (pl. fagykár, vízhiány) vagy a biotikus tényezők (pl. *Verticillium* fertőzés) által okozott károsításokra. Végső soron ezek együttesen vezetnek a fák idő előtti pusztulásához. Ezekben az állományokban a hársak elegyaránya idővel nagyon lecsökkenhet. Erre a szélsőségesebb forgatókönyvre azonban inkább csak olyan területeken számíthatunk, ahol a hárslevél-sátorosmolyhoz kapcsolódó parazitoidközösség nem tud megfelelő egyed-számban és minőségben kialakulni.

Gazdasági hatások

A hársakat (*Tilia* spp.) városokban és más fás területeken is gyakran ültetik. A hárslevél-sátorosmoly károsítása nyomán a levelek torzulnak, besodródznak, lehullanak, ezért a fák díszítőértéke jelentősen csökken. A hernyók károsítása fokozza az abiotikus tényezők által előidézett stresszes állapotot, így például a vízhiány tüneteit, ami városi környezetben kiemelt jelentőségű. A levelenkénti több akna – a levelek idő előtti hullását előidézve – hozzájárul a fotoszintetikus aktivitását csökkenéséhez és egyidejűleg rontja a fák egészségi állapotát. Az éveken át ismétlődő fertőzések oly mértékben vetik vissza a fák kondícióját, hogy végül elpusztulhatnak. Településeken, különösen fasorokban az elpusztult fák pótlása nehézkes és sokszor sikertelen, nem mellesleg elég költséges is.

Az első nemzedék május–júniusi károsítása negatívan befolyásolhatja a virághozamot is, ami erőteljesen kihat a hársak nektártermelésére (ERMOLAEV & ZORIN 2011).

A hárslevél-sátorosmoly a legnagyobb veszélyt talán azokon az átmeneti jellegű területeken (a

településeket és a mező-, illetve erdőgazdasági területek összekötő sávokban) jelenti, ahol nem tud olyan hatékony parazitoidközösség kialakulni rajta, és ahol bármely más beavatkozás (faápolás, vegyszeres védekezés) lehetősége is korlátozott.

Védekezési lehetőségek

Érdemes figyelmet fordítani a hárslevél-sátorosmoly terjedési útvonalainak észszerű korlátozására. Nagyobb távolságokra növényekkel, kisebb távolságokra a szél segítségével terjed. Repülni ugyan tud, de nem kitartó repülő. Városokban és a hozzájuk kapcsolódó fás területeken arra kell törekedni, hogy tápnövényei minél mozaikosabb elrendezésben, minél heterogénebb társulásokba kerüljenek.

A hárslevél-sátorosmoly természetes ellenségeinek száma mind az eredeti kelet-ázsiai, mind az újabb európai elterjedési területein magas. Parazitoidjait MEY (1991), MATOŠEVIĆ (2007), YEFREMOVA & MISHCHENKO (2008, 2010), ERMOLAEV *et al.* (2011, 2018), továbbá Magyarországon SZŐCS *et al.* (2014, 2015) vizsgálták. Ausztriai adatok szerint parazitáltsága 50–90% között mozog (PERNY 2007). Megjegyzendő, hogy SZŐCS *et al.* (2015) több európai ország parazitáltsági adatait összegző tanulmányukban ennél jóval alacsonyabb (40% alatti) értékeket említenek. Természetes élőhelyein egyedszámának csökkentésében mindenképpen a természetes szabályozó mechanizmusokra, így a változatos és nagyszámú parazitoid alkotta együttesre kell alapozni. Ennek fajgazdagságát és hatékonyságát pedig megint csak az élőhely diverzitételével lehet megőrizni, illetve fokozni.

Növényvédő szerek alkalmazására akkor lehet szükség, ha frekvenciált területeken nagymértékű a fertőzése, vagy egyedszámát gyorsan kell csökkenteni. Ilyen esetekben az időben kijuttatott kitinszintézis-gátlókkal viszonylag rövid idő alatt megfelelő gyérítő hatás érhető el.

Irodalom

BUSZKO *et al.* 2000, CABI 2022, EPPO REPORTING SERVICE 2003a, 2003b, ERMOLAEV & ZORIN 2011, ERMOLAEV *et al.* 2011, 2018, JERMOLAJEV 1977, KIRICHENKO *et al.* 2022, KLEPIKOV 2005, КОЗЛОВ 1991, KUMATA 1963, KUMATA *et al.* 1983, KUZNYECOV 1981, MATOŠEVIĆ 2007, MÉSZÁROS 2005, MEY 1991, NOREIKA 1998, ORLINSZKIJ *et al.* 1991, PERNY 2007, ŠEFROVÁ 2002, 2003, SZABÓKY & CSÓKA 2003, SZŐCS *et al.* 2014, 2015, YEFREMOVA & MISHCHENKO 2008, 2010

TUBA KATALIN & LAKATOS FERENC

KÉTSZÁRNYÚAK

Diptera

Ázsiai tigrisszúnyog

Aedes albopictus (SKUSE, 1894)

Eredeti elterjedési terület

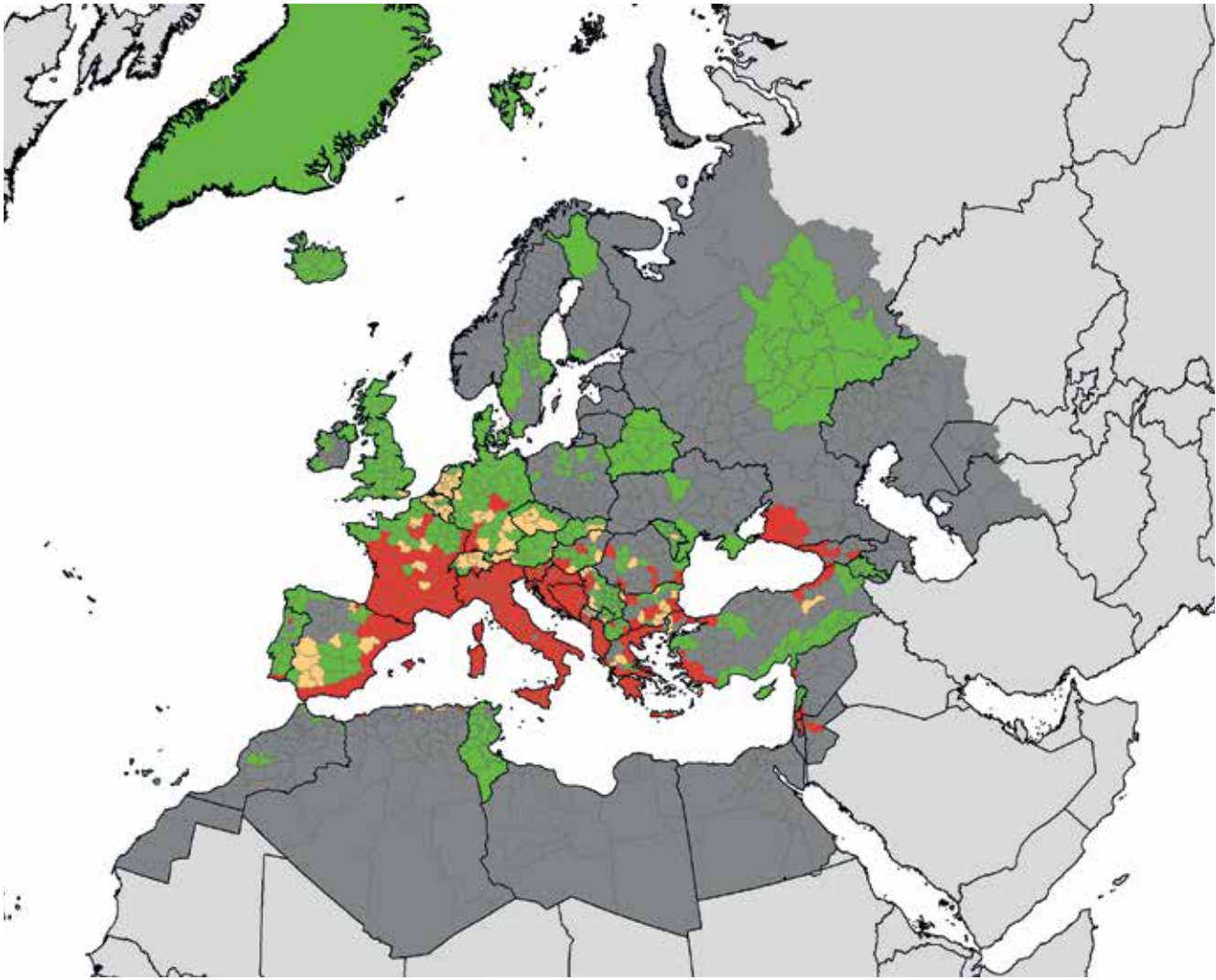
Az ázsiai tigrisszúnyog Délkelet-Ázsia trópusi és szubtrópusi régióiban őshonos. Először kelet felé a csendes-óceáni, illetve nyugat felé az indiai-óceáni szigeteket kezdte meghódítani (KNUDSEN 1995). Legutóbbi terjeszkedése – amely mind a mai napig tart – az 1980-as években kezdődött: Észak-Amerikában 1985-ben Texasban (SPRENGER & WUITHIRANYAGOOOL 1986), Dél-Amerikában 1986-ban Brazíliában (FORATTINI 1986) fedezték fel először.

Magyarországi megjelenése

Európában először Albániában mutatták ki jelenlétét 1979-ben (ADHAMI & REITER 1998). Mire Olaszországban először észlelték (SCHOLTE & SCHAFFNER 2007), addigra már szinte az egész országban elterjedt a 600 m tengerszint feletti magasság alatt fekvő területeken. Olaszország jelenleg a leginkább előzönlött térség Európában, az országon belül leggyakoribb Veneto és Friuli–Venezia Giulia régiókban, Lombardiában és Emilia-Romagnában és



© Soltész Zoltán



Az ázsiai tigrisszúnyog európai elterjedése. Piros szín jelzi a stabil populációkat, sárga színnel azok a populációk vannak jelölve, melyek még nem bizonyítottan stabilak, zöld – vizsgálták, de nem tudták kimutatni, szürke – nem vizsgálták (forrás: www.ecdc.europa.eu; 2021. október 25.)

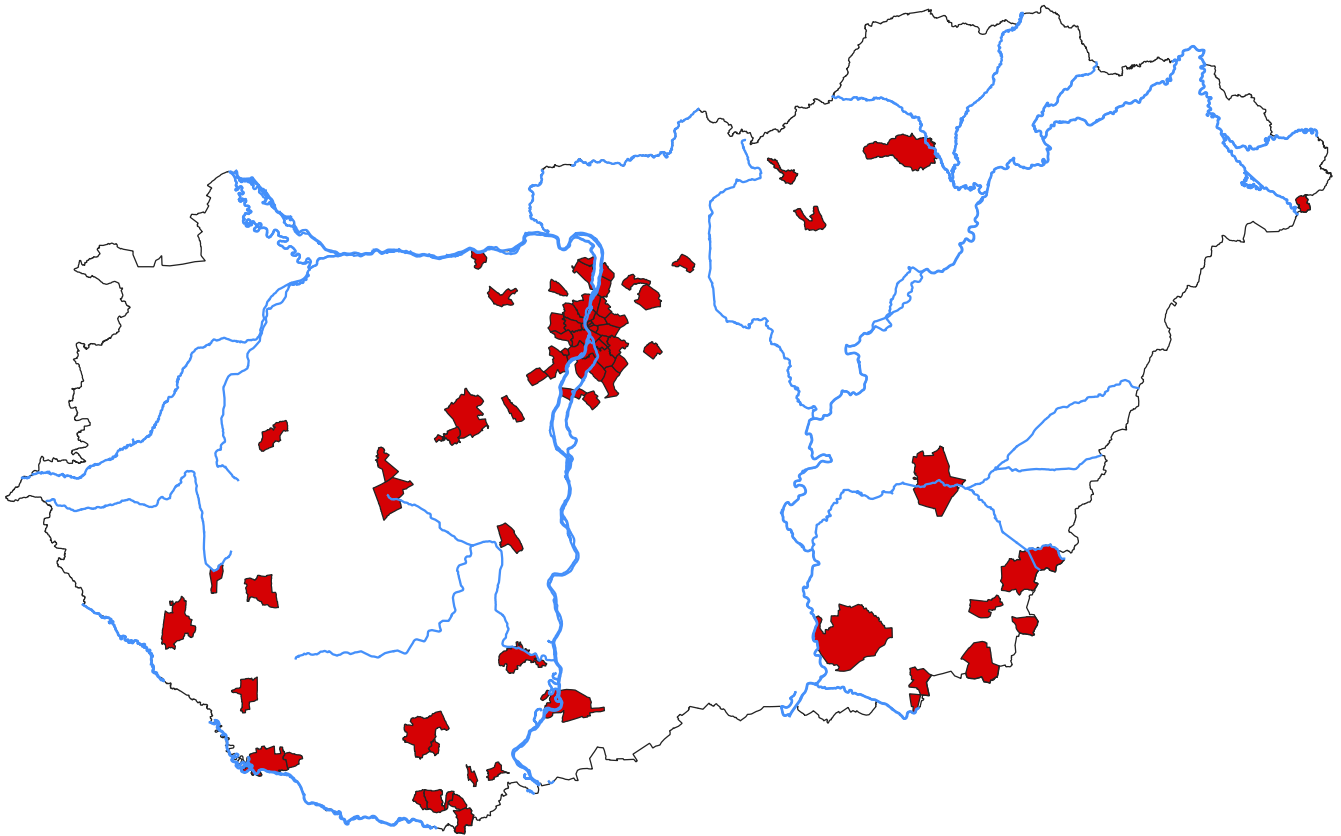
Közép-Olaszország part menti területein (SCHOLTE & SCHAFFNER 2007). Az ázsiai tigrisszúnyogot 1999-ben Franciaországból, 2000-ben pedig Belgiumból is jelentették (MEDLOCK *et al.* 2012), és azóta Európa számos más országában is igazolták megjelenését. Magyarországról 2014-ből származik az első előfordulási adatunk Baja mellől, majd az azt követő években a délnyugati határon csapdázták (SOLTÉSZ & ZÖLDI 2017). A lakosság bevonásával történő felmérésből (www.szunyogmonitor.hu) az látszik, hogy a nyugati országrész mellett Budapesten van egy gócpontja és egyre több helyen bukkan fel az országban.

Biológiája

Az ázsiai tigrisszúnyogot könnyen el lehet különíteni az őshonos csípőszúnyogoktól (Culicidae), ugyanis ez a faj nagyon kontrasztos színezetű: fekete alapon hófehér vagy ezüst pikkelyekből álló foltok, csíkok szegélyezik a testét és lábait egyaránt. Más ennyire

kontrasztosan fekete-fehér szúnyogfaj nem él hazánkban, kivéve a díszes szúnyogot (*Ochlerotatus geniculatus*), amelynek ugyan az alapszíne hasonló, de nincsenek fehér gyűrűk a lábain. A hazai fajokhoz viszonyítva kisebb testméretű, az imágók testhossza hozzávetőleg 5 mm. Az imágók fő megkülönböztetőjegye, hogy egyetlen hosszanti fehér csík fut végig a tor háti (dorzális) oldalán. A potroh mindkét oldalán a fehér pikkelyek különféle foltokat alkotnak, lábainak alapszíne koromfekete, a lábfejízeken hófehér gyűrűk vannak, és fehér színű az ajaktapogató vége is. A szárnyain nincsenek foltok. A másik két inváziós fajtól abban különbözik, hogy a koreai szúnyognak (*Aedes koreicus*) és az ázsiai bozótszúnyognak (*Ae. japonicus*) a torán nem egy, hanem több sáv van, és azok sárgásfehér színűek.

Mindhárom inváziós csípőszúnyog ún. „konténerkedvelő” faj, azaz minden olyan víztest megfelelő a lárvák fejlődéséhez, amelyik nem érintkezik



Az ázsiai tigrisszúnyog magyarországi elterjedése a lakossági bejelentések alapján. Piros szín jelzi azokat a településeket, illetve Budapest kerületeit, ahonnan 2019–2021 között jelentették a fajt. A fehér színnel jelölt területek a felmérés jellegéből adódóan nem azt jelentik, hogy ott biztosan nincs jelen (forrás: www.szunyogmonitor.hu)

a talajjal. Eredeti élőhelyein lárvái faodvakban (dendrotelma), sziklaüregekben (litotelma) vagy mesterséges tárgyakon felgyűlt vízben fejlődnek (technotelma). Európában legtöbbször technotelmákból mutatták ki: gumibroncs, virágváza, kint hagyott játékok, fóliával letakart tárgyak, esővízgyűjtő hordó (MEDLOCK *et al.* 2012). A nőstény a vízfelszín fölé rakja petéit, az sem okoz problémát, ha kiszárad a víztest, mert petéi jól tűrik szárazságot. Amikor a vízszint megemelkedik és eléri a petéket, akkor megfelelő hőmérsékleten kikelnek a lárvák, és rögtön fejlődésnek is indulnak. Az *Aedes* nembe tartozó fajok lárvái leülepedett vagy aljzathoz tapadt szerves anyagokkal, baktériumokkal, gombákkal táplálkoznak. Az ázsiai tigrisszúnyog imágói táplálkozásukat tekintve oportunisták, vagyis szívják az emberek (*Homo sapiens*), a házi- és a vadon élő emlősök (Mammalia), a hüllők (Reptilia), a madarak (Aves) és a kétéltűek (Amphibia) véréit is. A laboratóriumi vizsgálatok és a vérelemzések mégis azt mutatják, hogy leginkább az emberi vért kedvelik (PAUPY *et al.* 2009).

Az ázsiai tigrisszúnyog sikeres elterjedését nagy ökológiai plaszticitásának, gyors szaporodásának, valamint a kereskedelem és a turizmus növekedésének köszönheti.

Ökológiai igényei Magyarországon

A trópusi és szubtrópusi populációk egész évben aktívak, nyugalmi (diapauza) fázis nélkül. A mérsékelt éghajlaton élő populációkat befolyásolja a hőmérséklet és a nappalok hossza. Az ősszel rakott peték a rövid megvilágítás miatt túlnyomó többségükben már nem kelnek ki. A faj ezen nyugalmi képessége lehetővé teszi, hogy a mérsékelt égövi területeken átteleljen, ami európai elterjedését segíti (MEDLOCK *et al.* 2006). Az ázsiai tigrisszúnyog alkalmazkodóképességét jól jellemzi, hogy az Európában megtelepedett példányokról kimutatták, hogy képesek túlélni a $-10\text{ }^{\circ}\text{C}$ hideget, míg a trópusi példányok petéi $-2\text{ }^{\circ}\text{C}$ alatt elpusztultak (THOMAS *et al.* 2012). Az olaszországi populációk imágói alkalmazkodtak a hűvösebb időjáráshoz, így egész télen aktívak maradnak (ROMI *et al.* 2006).

Ökológiai problémák

Mindhárom inváziós csípőszúnyogfaj (*Aedes* spp.) lárvái fákban, sziklákban, illetve mesterséges tárgyakban felgyűlt vízben fejlődnek. Hazánkban is vannak ilyen helyeken, ún. telmákban fejlődő szúnyogfajok: legtöbbször a díszes szúnyog (*Ochlerotatus geniculatus*), a hamvas maláriaszúnyog (*Anopheles*

plumbeus) és a dalos szúnyog (*Culex pipiens*) került elő a gyűjtések során (TÓTH 2004). Ezeket a fajokat az inváziós csípőszúnyogokra érzékeny csapdákkal – 2 l-es sötét falú edények, kevés növényi törmelékkel és vízzel, valamint egy fadarabbal (a fadarabokra rakott petéket lehet monitorozni) – is lehet gyűjteni. Az idegenhonos csípőszúnyogoknak a hazai csípőszúnyogfajokra gyakorolt hatásáról még kevés adat áll rendelkezésre. Laboratóriumi vizsgálat során azt találták, hogy a dalos szúnyog lárvális fejlődésére negatív hatással van az ázsiai tigrisszúnyog jelenléte (MARINI *et al.* 2017), egy másik laborvizsgálatban pedig az ázsiai tigrisszúnyog a szintén inváziós ázsiai bozótiszúnyogra (*Aedes japonicus*) volt negatív hatással (ARMISTEAD *et al.* 2008). Az ázsiai tigrisszúnyog szerepel a száz legveszélyesebb inváziós faj között (GLOBAL INVASIVE SPECIES DATABASE 2022), elsősorban a különböző kórokozók terjesztése miatt. Mivel opportunista, az ember mellett a melegvérű állatokat is csípi, ezért szerepe lehet a kórokozók állatról emberre történő átvitelében, terjesztésében. Laboratóriumban eddig 22 féle arbovírust (rovarek által terjesztett vírus) izoláltak ebből a fajtól (MEDLOCK *et al.* 2012). Ezek közül humánegészségi szempontból a legjelentősebbek a dengue- vagy más néven csonttörő láz (*Dengue virus*), a sárgaláz (*Yellow fever virus*), a nyugat-nílusi láz (*West Nile virus*), valamint a japán encephalitis vírus (*Japanese encephalitis virus*). A 2006–2007-es olaszországi chikungunya-járvány során az ázsiai tigrisszúnyogot jelölték meg a kórokozó (*Chikungunya virus*) egyik vektoraként (BONILAURO *et al.* 2008). Az ázsiai tigrisszúnyog potenciális terjesztője a Zika-láz kórokozójának (*Zika virus*) (WONG *et al.* 2013), ugyanakkor nemcsak vírusok vektoraként, hanem fonálférgék (Nematoda) köztigazdájaként is ismert, így képes terjeszteni a kutyákban (*Canis familiaris*) és macskákban (*Felis catus*) előforduló szív- (*Dirofilaria immitis*) és bőrférgeket (*D. repens*) is (CANCRINI *et al.* 2003a, 2003b).

Gazdasági hatások

Gazdasági hatása elsősorban közvetett módon, a különféle kórokozók terjesztése miatt lehet. Humánegészségi szempontból a dengue- (*Dengue virus*) és a sárgaláz vírusának (*Yellow fever virus*) vektoraként jelent potenciális veszélyt. Hazánkban eddig nem jelentettek olyan esetet, amikor a beteg itthon fertőződött volna meg ezekkel a kórokozókkal, de rendszeresen előfordulnak külföldön fertőződött emberek, akikről itthon derül ki a betegségük: évente 5–10 dengue- és sárgaláz esetet jelent a Nemzeti Népegészségügyi Központ. Ha a fertőzött emberek

találkoznak egy kompetens vektorral, akkor itthon is kialakulhat egy fertőzési láncolat. Állategészségügyi szempontból a legnagyobb veszélyt a hazai csípőszúnyogok által is terjesztett nyugat-nílusi vírus (*West Nile virus*) vektoraként, valamint a bőr- és szívférgességet okozó fonálférgék (*Dirofilaria repens*, *D. immitis*) köztigazdájaként jelenti. A nyugat-nílusi vírus természetvédelmi szempontból is jelentős: hazánkban eddig több mint 20 vadon élő madárfajból izolálták (BAKONYI *et al.* 2006, 2013, BARNA 2010). A nyugat-nílusi vírus már haszonállatok elhullását is okozta: házi lúd (*Anser anser domesticus*) (GLÁVITS *et al.* 2005), juh (*Ovis aries*) (KECSKEMÉTI *et al.* 2007) és ló (*Equus caballus*) (SÁRDI *et al.* 2012) esetekről is tudunk.

Védekezési lehetőségek

Európában a csípőszúnyogok (Culicidae) elleni védekezési módszerek négy nagy kategóriába sorolhatók: környezeti (forráscsökkentés), mechanikai (csapdázás), biológiai (*Bacillus thuringiensis* var. *israelensis*, *Wolbachia* sp.) és kémiai (rovárnövekedés-szabályozók, piretroidok) (BALDACCHINO *et al.* 2015). E védekezési módszerek mindegyike alkalmas az inváziós csípőszúnyogok gyérítésére is, de minden esetben figyelembe kell venni a helyi sajátosságokat. Mivel az inváziós fajok legtöbbször településeken és azok környékén fordulnak elő, a gyérítés során elengedhetetlen a lakosság aktív közreműködése. A leghatékonyabb védekezés a megelőzés, amit a szaporodóhelyeik megszüntetésével, szaporodásuk megakadályozásával lehet megtenni (érdemes eső után körbenézni a ház körül, és felszámolni azokat a helyeket, ahol az esővíz összegyűlik, mert egy dl vízben több száz csípőszúnyog is kifejlődhet). A csípések megelőzésére szereljünk fel szúnyoghálókat, ha a szabadban tartózkodunk, akkor pedig használjunk repellenseket (szúnyogriasztó spray).

Irodalom

ADHAMI & REITER 1998, ARMISTEAD *et al.* 2008, BAKONYI *et al.* 2006, 2013, BALDACCHINO *et al.* 2015, BARNA 2010, BONILAURO *et al.* 2008, CANCRINI *et al.* 2003a, 2003b, FORATTINI 1986, GLÁVITS *et al.* 2005, GLOBAL INVASIVE SPECIES DATABASE 2022, KECSKEMÉTI *et al.* 2007, KNUDSEN 1995, MARINI *et al.* 2017, MEDLOCK *et al.* 2006, 2012, PAUPY *et al.* 2009, ROMI *et al.* 2006, SÁRDI *et al.* 2012, SCHOLTE & SCHAFFNER 2007, SOLTÉSZ & ZÖLDI 2017, SPRENGER & WUITHIRANYAGÓOL 1986, THOMAS *et al.* 2012, TÓTH 2004, WONG *et al.* 2013

SOLTÉSZ ZOLTÁN & GARAMSZEGI LÁSZLÓ ZSOLT

Koreai szúnyog

Aedes koreicus (EDWARDS, 1917)

Eredeti elterjedési terület

A koreai szúnyog Japánban, Északkelet-Kínában, Dél-Koreában és Oroszország keleti részén őshonos (TANAKA *et al.* 1979).

Magyarországi megjelenése

Koreai szúnyogot Európában először 2008-ban figyeltek meg Belgiumban, ahol rövid időn belül megtelepedett (VERSTEIRT *et al.* 2012). Ezt követően számos további európai országban is megjelent, 2011-ben Olaszországban (CAPELLI *et al.* 2011), 2013-ban Oroszország nyugati részén, a Fekete-tenger partvidéken (BEZZSONOVA *et al.* 2014, GANUSHKINA *et al.* 2016), Svájc és Olaszország

határán (SUTER *et al.* 2015) és Szlovéniában (KALAN *et al.* 2017), 2015-ben Németországban (WERNER *et al.* 2016), 2016-ban Magyarországon (KURUCZ *et al.* 2016), 2020-ban Ausztriában (FUEHRER *et al.* 2020), majd a Krím déli partján és Kazahsztánban is beszámoltak jelenlétéről (ANDREEVA *et al.* 2021), ami arra utal, hogy a faj terjedése jelenleg is gyors ütemben zajlik. Hazánkban először 2016-ban Baranya megyében fogtak néhány példányt (KURUCZ *et al.* 2016), ahol rövid idő alatt stabil populációja alakulhatott ki (KURUCZ *et al.* 2020). A lakosság bevonásával végzett felmérés (www.szunyogmonitor.hu) alapján Pécs mellett az ország több pontján is megjelent a faj.

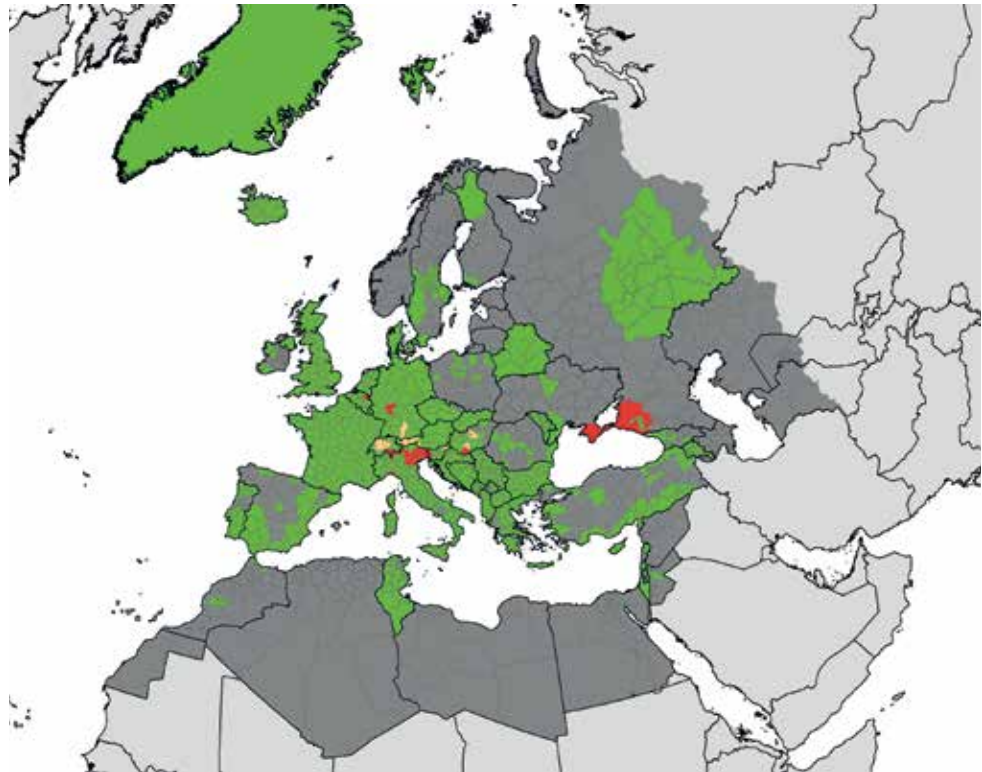


© Soltész Zoltán

Biológiája

A koreai szúnyog teste barnásfekete alapszínű, lábain – akár az ázsiai tigrisszúnyognak (*Aedes albopictus*) – fehér gyűrűk vannak, torán több sárgásfehér színű vonal is látható. Megjelenése nagyon hasonlít az ázsiai bozótszúnyogéra (*Aedes japonicus*), ám a toron kirajzolódó mintázata és a lábakon található csíkok száma kissé eltér. Egyrészt a tor közepén végighúzódó sárgásfehér csík mellett látható két másodlagos csík a koreai szúnyog esetén rövidebb, míg a japán bozótszúnyog esetén hosszabb; másrészt a koreai szúnyog harmadik pár lábának mind az öt (vagy morfortípustól függően négy) lábfeijén található fehér csík, ami még kontrasztosabbá teszi a faj megjelenését. Az őshonos szúnyogokkal (Culicidae) ellentétben nemcsak az esti órákban, hanem nappal is aktív (MONTARSI *et al.* 2013).

Mindhárom inváziós csípőszúnyog ún. „konténerkedvelő” faj, azaz minden olyan víztest megfelelő a lárvák fejlődéséhez, amelyik nem érintkezik a talajjal. Eredeti élőhelyein lárvái faodvakban (dendrotelma), sziklaüregben (litotelma) vagy mesterséges tárgyakon felgyűlt vízben fejlődnek (technotelma). Európában legtöbbször technotelmákból mutatták ki: gumibroncsok, virágvázák, kint hagyott játékok, fóliával letakart tárgyak, esővízgyűjtő hordók (MEDLOCK *et al.* 2012). A nőtény a vízfelszín fölé rakja petéit, nem okoz problémát az sem, ha kiszárad a víztest, mert a peték jól tűrik a szárazságot. Amikor a vízszint megemelkedik és eléri a petéket, akkor megfelelő hőmérséklet esetén kikelnek a lárvák, és egyből fejlődésnek is indulnak. Hasonlóan a többi *Aedes* nembe tartozó szúnyogfajhoz, lárvái a leülepedett vagy aljzathoz tapadt szerves anyagokkal, baktériumokkal, gombákkal táplálkoznak. A nőtény imágók melegvérű állatok vérével táplálkoznak, embert, haszonállatokat (TANAKA *et al.* 1979, KURUCZ *et al.* 2018) és kedvtelésből tartott háziállatokat egyaránt csípnek (CAPELLI *et al.* 2011).



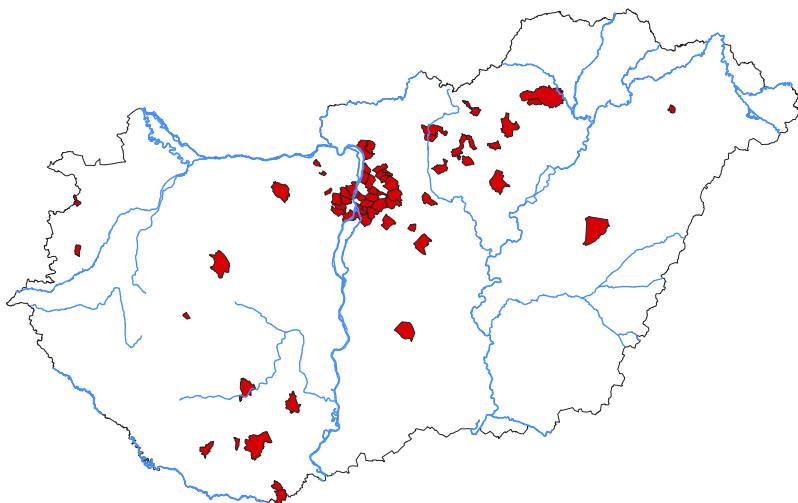
A koreai szúnyog európai elterjedése. Piros szín jelzi a stabil populációkat, sárga színnel azok a populációk vannak jelölve, melyek még nem bizonyítottan stabilak, zöld – vizsgálták, de nem tudták kimutatni, szürke – nem vizsgálták (forrás: www.ecdc.europa.eu; 2021. október 25.)

Ökológiai igényei Magyarországon

Mint a legtöbb *Aedes* faj, a koreai szúnyogok is pete alakban vészlik át a téli hideg hónapokat, majd amikor kora tavasszal (akár márciustól) a környezeti feltételek ismét kedvezőek lesznek számukra, a peték fejlődésnek indulnak, és az imágók késő őszig, október végéig is aktívak lehetnek (VERSTEIRT *et al.* 2012). Európai terjeszkedését ezért a hideg telek kevésbé befolyásolják. Egyelőre igen keveset tudunk szokásairól és igényeiről. A koreai szúnyog az ázsiai bozótszúnyoghoz (*Aedes japonicus*) képest például kevésbé érzékeny a hidegre és a szárazságra, valamint jobban képes alkalmazkodni az urbanizált környezethez (MARINI *et al.* 2019).

Ökológiai problémák

Mindhárom inváziós csípőszúnyogfaj (*Aedes* spp.) lárvái fákban, szikláknak, illetve mesterséges tárgyakban felgyűlt vízben fejlődnek. Hazánkban is vannak ilyen helyeken, ún. telmákban fejlődő szúnyogfajok: legtöbbször a díszes szúnyog (*Ochlerotatus geniculatus*), a hamvas maláriaszúnyog (*Anopheles plumbeus*) és a dalos szúnyog (*Culex pipiens*) került elő a gyűjtések során (TÓTH 2004). Ezeket a fajokat az inváziós csípőszúnyogokra érzékeny csapdákkal – 2 l-es sötét falú edények, kevés növényi törmelékkel és vízzel, valamint egy fadarabbal (a fadarabokra



A koreai szúnyog magyarországi elterjedése a lakossági bejelentések alapján. Piros szín jelzi azokat a településeket, illetve Budapest kerületeit, ahonnan 2019–2021 között jelentették. A fehér színnel jelölt területek a felmérés jellegéből adódóan nem azt jelentik, hogy ott biztosan nincs jelen a faj (forrás: www.szunyogmonitor.hu)

rakott petéket lehet monitorozni) – is lehet gyűjteni. Az idegenhonos csípőszúnyogokról Magyarországon még igen kevés adat áll rendelkezésre, így még nem tudjuk, hogy megjelenésük vagy tartós megtelepedésük hogyan hat a hazai fajokra, az őshonos csípőszúnyog-faunára. KURUCZ *et al.* (2020) Pécs környékén azt tapasztalták, hogy bizonyos időszakban átveszik más domináns fajok szerepét a faunában.

Betegségek terjesztésében betöltött szerepe még nem tisztázott. Eredeti elterjedési területén, Ázsiában a japán encephalitis vírus (*Japanese encephalitis virus*), valamint a nyirokerek elzáródása miatt kialakuló elefantiázist okozó *Brugia malayi* parazita fonálféreg (Nematoda) köztigazdájaként tartják számon, ezektől a kórokozóktól azonban Európában egyelőre nem kell tartanunk. Kísérletes körülmények között azonban igazolódott, hogy köztigazdaként képes terjesztetni a kutyák és macskák szív- (*Dirofilaria immitis*) és bőrférgéit (*D. repens*) is (MONTARSI *et al.* 2015), melyek egész Európában, köztük hazánkban is súlyos állategészségügyi kockázatot jelentenek. Továbbá nem zárható ki, hogy az Európában egyre fokozódó kockázatot jelentő chikungunya-vírus (*Chikungunya virus*) terjesztésére is képes, amit azonban egyelőre szintén csak laboratóriumi kísérletekkel igazoltak (CIOCCHETTA *et al.* 2018).

Gazdasági hatások

Gazdasági hatása elsősorban közvetett módon, a különféle kórokozók terjesztése miatt lehet. Humánegészségi szempontból a japán encephalitis vírus (*Japanese encephalitis virus*), illetve a chikungunya-láz vírusának (*Chikungunya virus*) potenciális terjesztőjeként jelenthet veszélyt. Utóbbi

vírus Olaszországban (RICCARDO *et al.* 2019) és Franciaországban (CALBA *et al.* 2017) okozott több alkalommal is járványt, valószínűleg idő kérdése, hogy Európa további országaiban, így nálunk is gondot okozzon, de nem biztos, hogy a koreai szúnyog lesz a fő vektora. Állategészségügyi szempontból egy újabb köztigazdája a hazai csípőszúnyogok (Culicidae) által is terjesztett, szív- és bőrférgességet okozó fonálféregnek (*Dirofilaria immitis*, *D. repens*). Ezek a kórokozók elsősorban társállatoknál – kutyák (*Canis familiaris*), macskák (*Felis catus*) – okoznak megbetegedést, illetve pusztulást, és az egész országban aktívan jelen vannak (FARKAS *et al.* 2020).

Védekezési lehetőségek

Európában a csípőszúnyogok (Culicidae) elleni védekezési módszerek négy nagy kategóriába sorolhatók: környezeti (forráscsökkentés), mechanikai (csapdázás), biológiai (*Bacillus thuringiensis* var. *israelensis*, *Wolbachia* sp.) és kémiai (rovarnövekedés-szabályozók, piretroidok) (BALDACCHINO *et al.* 2015). E védekezési módszerek mindegyike alkalmas az inváziós csípőszúnyogok gyérítésére is, de minden esetben figyelembe kell venni a helyi sajátosságokat. Mivel az inváziós fajok legtöbbször településeken és azok környékén fordulnak elő, a gyérítés során elengedhetetlen a lakosság aktív közreműködése. A leghatékonyabb védekezés a megelőzés, amit a szaporodóhelyeik megszüntetésével, szaporodásuk megakadályozásával lehet elérni (érdemes eső után körbenézni a ház körül, és felszámolni azokat a helyeket, ahol az esővíz összegyűlik, mert egy dl vízben akár több száz csípőszúnyog is kifejlődhet). A csipések megelőzésére szereljünk fel szúnyoghálókat az ablakokra, ha a szabadban tartózkodunk, akkor pedig használjunk repellenseket (szúnyogriasztó spray).

Irodalom

ANDREEVA *et al.* 2021, BALDACCHINO *et al.* 2015, BEZZSONOVA *et al.* 2014, CALBA *et al.* 2017, CAPELLI *et al.* 2011, CIOCCHETTA *et al.* 2018, FARKAS *et al.* 2020, FUEHRER *et al.* 2020, GANUSHKINA *et al.* 2016, KALAN *et al.* 2017, KURUCZ *et al.* 2016, 2018, 2020, MARINI *et al.* 2019, MEDLOCK *et al.* 2012, MONTARSI *et al.* 2013, 2015, RICCARDO *et al.* 2019, SUTER *et al.* 2015, TANAKA *et al.* 1979, TÓTH 2004, VERSTEIRT *et al.* 2012, WERNER *et al.* 2016

SOLTÉSZ ZOLTÁN & KURUCZ KORNÉLIA

Ázsiai bozótszúnyog

Aedes japonicus (THEOBALD, 1901)

Eredeti elterjedési terület

Az ázsiai bozótszúnyog a Koreai-félszigeten, Japánban, Tajvanon, Kína északi részén, valamint Oroszország keleti részén őshonos (TANAKA *et al.* 1979). Terjedését a többi inváziós csípőszúnyoggal (Culicidae) együtt az 1990-es évektől kezdve követik nyomon. Az eredeti előfordulási területén kívül először Új-Zélandon észlelték 1993-ban, ahová használt gumiabroncsokkal hurcolták be (LAIRD *et al.* 1994). Az Amerikai Egyesült Államokba az 1990-es években érkezett, az országon belüli terjeszkedéséhez lovak (*Equus caballus*) kereskedelme is hozzájárulhatott, mivel a korai New York-i és New Jersey-i lelőhelyeket lószállító utánfutókkal és istállókkal társították (GASPAR *et al.* 2012).

Magyarországi megjelenése

Európában először Franciaországban, Normandiában mutatták ki 2000-ben, majd 2002-ben egy belgiumi autógumi-lerakat mellett azonosították tenyészhelyét (SCHAFFNER *et al.* 2003). Svájcban 2008-ban észlelték először, és rövid időn belül el tudott terjedni egy 1400 km²-es területen, így jutott el Németországba (SCHAFFNER *et al.* 2009). Hazánkban 2012-ben mutatták ki a szlovén–osztrák–magyar hármass határ közelében (SEIDEL *et al.* 2016). Három évvel később már megtalálták 40 km-rel keletebbre is. A lakosság bevonásával zajló felmérésből (www.szunyogmonitor.hu) kiderül, hogy mára már egész Magyarország területén előfordul.

Biológiája

A kifejlett (imágó) ázsiai bozótszúnyog nagyobb testű, mint az ázsiai tigrisszúnyog (*Aedes albopictus*). Testének alapszíne fekete, melyet világos és sötétbarna szőrök és pikkelyek fednek. A tor háti (dorzális) oldalán öt aranysárga csík látható, a hossz tengelyhez közelebb elhelyezkedő két párhuzamos csík hosszú és jól látható. Fehér pikkelyek a potroh mindkét oldalán foltokat,

mintázatot alkotnak. Lábai feketék, rajtuk fehér gyűrűk vannak, viszont a harmadik pár láb utolsó lábfejezéről hiányzik a fehér gyűrű. Legkönnyebben a koreai szúnyoggal (*Aedes koreicus*) téveszthető össze. A két faj torának mintázata abban tér el, hogy az ázsiai bozótszúnyog esetében a hossz tengelyhez közelebb elhelyezkedő két párhuzamos csík vastagabb és hosszabb. Egy másik különbség a harmadik pár láb utolsó lábfejezén van, amely az ázsiai bozótszúnyognál teljesen fekete, míg a másik két inváziós fajnál fehér. Mindhárom inváziós csípőszúnyog ún. „konténerkedvelő” faj, azaz minden olyan víztest megfelelő a lárvák fejlődéséhez, amelyek nem érintkeznek a talajjal. Eredeti élőhelyein lárvái faodvakban (dendrotelma), sziklaüregekben (litotelma) vagy mesterséges tárgyakon felgyűlt vízben fejlődnek (technotelma). Európában legtöbbször technotelmákból mutatták ki: gumiabroncsok, virágvázákat, kint hagyott játékok, fóliával letakart tárgyak, esővízgyűjtő hordók (LORENZ *et al.* 2013, SCHAFFNER *et al.* 2009, KAMPEN *et al.* 2012). A nőstény a vízfelszín fölé rakja petéit, az sem okoz problémát, ha kiszárad a víztest, mert a peték jól tűrik szárazságot. Amikor a vízszint megemelkedik és eléri a petéket, akkor megfelelő hőmérséklet esetén kikelnek a lárvák, és egyből fejlődésnek is indulnak.

Az *Aedes* nembe tartozó fajok lárvái a leülepedett vagy aljzathoz tapadt szerves anyagokkal, baktériumokkal, gombákkal táplálkoznak. Az imágók elsősorban éjszaka, de előfordul, hogy nappal is aktívak. A nőstények emlősök (Mammalia) vérével táplálkoznak, megtámadhatják az embert (*Homo sapiens*) akár a lakáson belül is megtámadhatják (APPERSON *et al.* 2004), madarak (Aves) vérének fogyasztását azonban eddig csak laboratóriumi körülmények között igazolták (SARDELIS *et al.* 2003).

Ökológiai igényei Magyarországon

Az ázsiai bozótszúnyog petéi rendkívül ellenállóak, kibírják a fagyást és a kiszáradást is. Ez lehetővé teszi, hogy különféle tárgyakra (konténerek) helyezett petéi



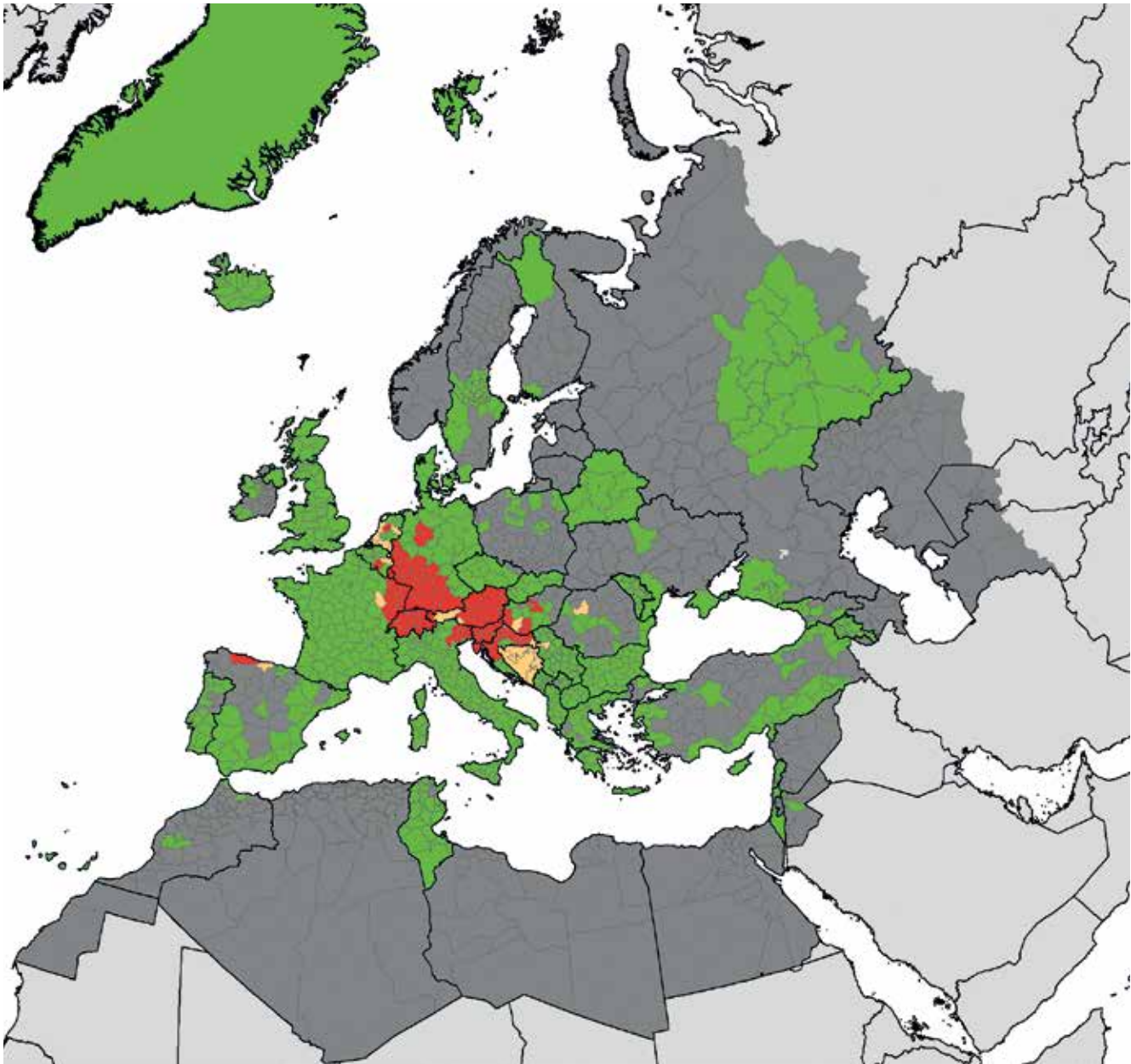
révén tudjon terjedni (MEDLOCK *et al.* 2005). Eredeti elterjedési területén, Japán északi részén, de Európában is pete vagy lárvá alakban telel át (ARMISTEAD *et al.* 2012, VERSTEIRT *et al.* 2009, SCHAFFNER *et al.* 2003, MEDLOCK *et al.* 2012). A peték hosszú ideig ellenállnak a hidegnek és a kiszáradásnak (ANDREADIS & WOLFE 2010), várják, hogy a megfelelő hőmérsékletű pangó víz lepje el őket, és akkor indulnak fejlődésnek. A lárvák 30 °C feletti hőmérsékleten nem képesek bebábozódni (ANDREADIS & WOLFE 2010), ami akár korlátozó tényező is lehet a jövőbeni elterjedés szempontjából. Természetes élőhelyein az ázsiai bozótszúnyog egészen késő ősziig aktív marad, és egy év alatt sok generációja fejlődik ki (ANDREADIS *et al.* 2001), ami valószínűleg a magyarországi populációkra is igaz.

Mindhárom inváziós csípőszúnyogfaj (*Aedes* spp.) lárvái fákban, szikláknban, illetve mesterséges tárgyakban felgyűlt vízben fejlődnek. Hazánkban is vannak ilyen helyeken, ún. telmáknban fejlődő fajok:

legtöbbször a díszes szúnyog (*Aedes geniculatus*), a hamvas maláriaszúnyog (*Anopheles plumbeus*) és a dalos szúnyog (*Culex pipiens*) került elő a gyűjtések során (TÓTH 2004). Ezeket a fajokat az inváziós csípőszúnyogokra érzékeny csapdákkal – 2 l-es sötét falú edény, kevés növényi törmelékkel és vízzel, valamint egy fadarabbal (a fadarabokra rakott petéket lehet monitorozni) – is lehet gyűjteni.

Ökológiai problémák

Az idegenhonos csípőszúnyogoknak a hazai csípőszúnyogfajokra gyakorolt hatásáról még kevés adat áll rendelkezésre. Laboratóriumi vizsgálatban nem sikerült kimutatni negatív hatást a dalos szúnyog lárvális fejlődésére (HARDSTONE & ANDREADIS 2012), egy másik laborvizsgálatban pedig az ázsiai tigrisszúnyog (*Aedes albopictus*) volt negatív hatással az ázsiai bozótszúnyogra (ARMISTEAD *et al.* 2008). A rovarok (Insecta) által közvetített vírusok közül az ázsiai



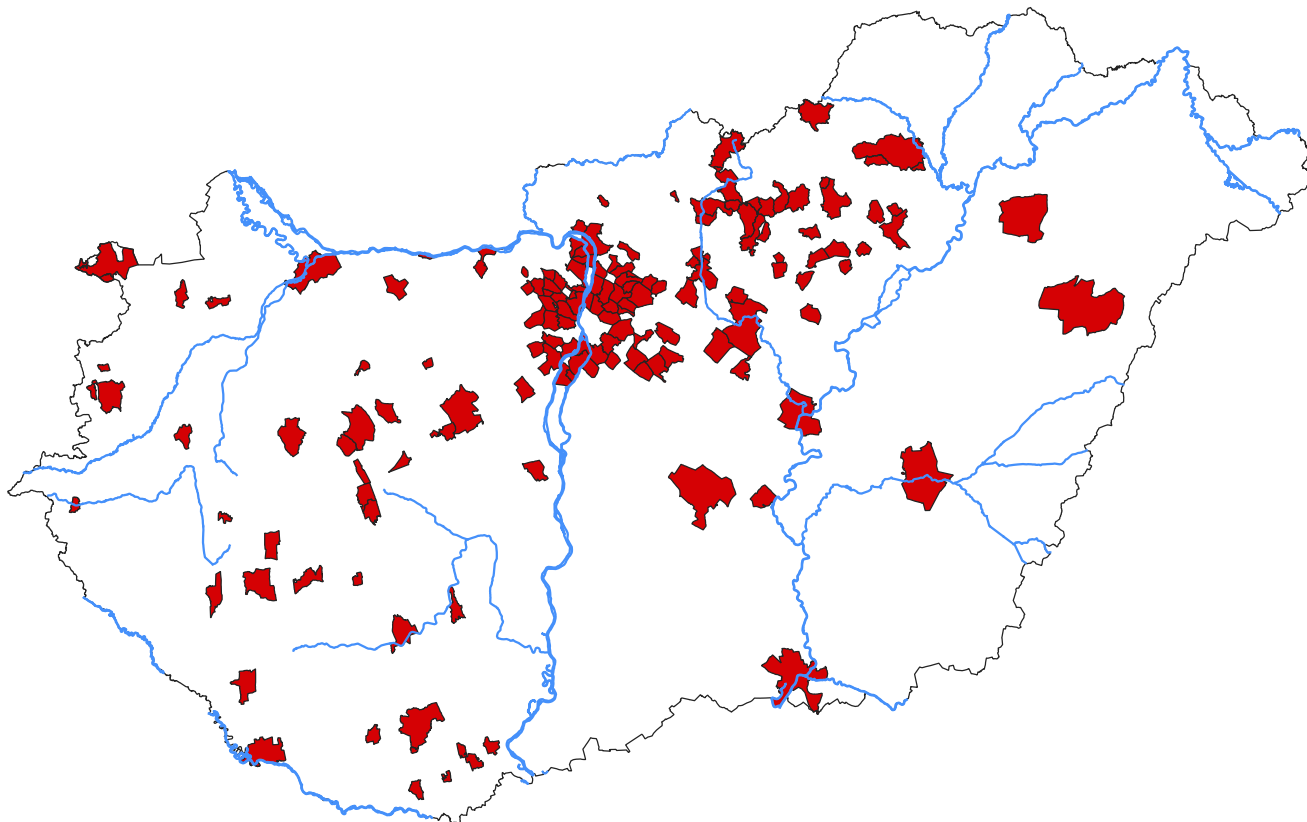
Az ázsiai bozótszúnyog európai elterjedése. Piros szín jelzi a stabil populációkat, sárga színnel azok a populációk vannak jelölve, melyek még nem bizonyítottan stabilak, zöld – vizsgálták, de nem tudták kimutatni, szürke – nem vizsgálták (forrás: ww.ecdc.europa.eu; 2021. október 25.)

bozótszúnyog képes a nyugat-nílusi vírus (*West Nile virus*) terjesztésére, amivel Amerikában járványt is okozott. Számos laboratóriumban tesztelték, és kiderült, hogy képes vektorként átadni a japán encephalitis (*Japanese encephalitis virus*), a chikungunya-láz (*Chikungunya virus*), a Rift-völgyi láz (*Rift Valley fever virus*) és a dengue-láz vírusát (*Dengue virus*) is (SCHAFFNER *et al.* 2011, TAKASHIMA & ROSEN 1989, TURELL *et al.* 2013).

Gazdasági hatások

Gazdasági hatása közvetett módon, a különféle kórokozók terjesztése miatt jelentkezik. Humánegészségi szempontból a dengue-láz kórokozójának (*Dengue*

virus) vektoraként jelent potenciális veszélyt. Hazánkban eddig nem jelentettek olyan esetet, amikor az illető itthon fertőződött volna meg ezzel. Ugyanakkor rendszeresen előfordulnak olyan esetek, amikor külföldön megfertőződött emberekről itthon derül ki betegségük: évente négy–hat dengue-láz esetet jelent a Nemzeti Népegészségügyi Központ. Ha a fertőzött emberek találkoznak egy kompetens vektorral, akkor itthon is kialakulhat egy fertőzési láncolat. Állategészségügyi szempontból a legnagyobb veszélyt a hazai csípőszúnyogok (*Culicidae*) által is terjesztett nyugat-nílusi vírus (*West Nile virus*) vektoraként, valamint a bőr- és szívférgességet okozó fonálférgék (*Dirofilaria repens*, *D. immitis*)



Az ázsiai bozótszúnyog magyarországi elterjedése a lakossági bejelentések alapján. Piros szín jelzi azokat a településeket, illetve Budapest kerületeit, ahonnan 2019–2021 között jelentették. A fehér színnel jelölt területek a felmérés jellegéből adódóan nem azt jelentik, hogy ott biztosan nincs jelen a faj (forrás: www.szunyogmonitor.hu)

köztigazdájaként jelenti. A nyugat-nílusi vírus természetvédelmi szempontból is jelentős: hazánkban eddig több mint 20 vadmadárfajból diagnosztizáltak (BAKONYI *et al.* 2013, 2006, BARNA 2010). A nyugat-nílusi vírus már haszonállatok elhullását is okozta: házi lúd (*Anser anser domesticus*) (GLÁVITS *et al.* 2005), juh (*Ovis aries*) (KECSKEMÉTI *et al.* 2007) és ló (*Equus caballus*) (SÁRDI *et al.* 2012) esetekről is tudunk.

Védekezési lehetőségek

Európában a csípőszúnyogok (Culicidae) elleni védekezési módszerek négy nagy kategóriába sorolhatók: környezeti (forráscsökkentés), mechanikai (csapdázás), biológiai (*Bacillus thuringiensis* var. *israelensis*, *Wolbachia* sp.) és kémiai (rovárnövekedés-szabályozók, piretroidok) (BALDACCHINO *et al.* 2015). E védekezési módszerek mindegyike alkalmas az inváziós csípőszúnyogok gyérítésére is, de minden esetben figyelembe kell venni a helyi sajátosságokat. Mivel az inváziós fajok legtöbbször településeken és azok környékén fordulnak elő, a gyérítés során elengedhetetlen a lakosság tevékeny közreműködése. A leghatékonyabb védekezés a megelőzés,

amit a szaporodóhelyek megszüntetésével, szaporodásuk megakadályozásával lehet megtenni (érdeemes egy-egy eső után körbenézni a ház körül, és felszámolni azokat a helyeket, ahol az esővíz összegyűlik, mert egy dl vízben több száz csípőszúnyog is kifejlődhet). A csípések megelőzésére a nyílászárókra szereljük fel szúnyoghálókat, ha a szabadban tartózkodunk, akkor pedig használjunk repellens szereket (szúnyogriasztó spray).

Irodalom

ANDREADIS & WOLFE 2010, ANDREADIS *et al.* 2001, APPERSON *et al.* 2004, ARMISTEAD *et al.* 2008, 2012, BAKONYI *et al.* 2006, 2013, BALDACCHINO *et al.* 2015, BARNA 2010, GASPARI *et al.* 2012, GLÁVITS *et al.* 2005, HARDSTONE & ANDREADIS 2012, KAMPEN *et al.* 2012, KECSKEMÉTI *et al.* 2007, LAIRD *et al.* 1994, LORENZ *et al.* 2013, MEDLOCK *et al.* 2005, 2012, SARDELIS *et al.* 2003, SÁRDI *et al.* 2012, SCHAFFNER *et al.* 2003, 2009, 2011, SEIDEL *et al.* 2016, TAKASHIMA & ROSEN 1989, TANAKA *et al.* 1979, TÓTH 2004, TURELL *et al.* 2013, VERSTEIRT *et al.* 2009

SOLTÉSZ ZOLTÁN & TÖRÖK EDINA

Pettyesszárnyú muslica

Drosophila suzukii (MATSUMURA, 1931)

Eredeti elterjedési terület

A pettyesszárnyú muslica Kelet-Ázsiából származik. Eredeti elterjedési területe Japántól Pakisztánig húzódik, így Kínában, a Koreai-félszigeten, Oroszország egyes távol-keleti részein is őshonos, és Japán északi szigetén, Hokkaidön is megtalálható (CINI *et al.* 2014). A faj elsősorban a mérsékelt égövi erdők ökológiai feltételeihez alkalmazkodott. Egyes eredeti élőhelyein nem kiemelkedően jelentős cseresznyekártevőként tartják számon.

Magyarországi megjelenése

A pettyesszárnyú muslica megjelenését 2008-ban szinte egyszerre jelezték Észak-Amerikából, illetve Európában Olaszországból és Spanyolországból. A faj évszakos migrációs hajlamának köszönhetően természetes úton is gyorsan terjed, néhány éven belül közönséges gyümölcskártevővé vált a két kontinens jelentős részén (ASPLEN *et al.* 2015). Európából keletre haladva a Kaukázuson (JAPOSHVILI *et al.* 2018), illetve Törökországon át lassan eléri eredeti elterjedési területének nyugati határát. Az áru- és személyforgalommal történő terjedésére jellemző, hogy populációgenetikai vizsgálatok alapján az elmúlt tíz év során különböző forráspopulációkból többször ismételtelen behurcolták Európába (FRAIMOUT *et al.* 2017).

Magyarországon 2012-ben egy Somogy megyei autópálya-pihenőhelyen fogták meg az első példányait, majd 2013-ban már több nyugat-magyarországi autópálya-pihenőhelyről előkerült. 2014-ben hirtelen áttörés következett be a faj hazai megtelepedésében, ebben az évben ugyanis gyakorlatilag az ország teljes területén jelentős számban fogták almaecetes palackcsapdákkal (KISS *et al.* 2016). Az imágók a mediterrán régióban nyár közepén tömegesen vándorolnak a melegebb völgyekből, tengerparti zónákból a magasabb hegyvidéki területekre (TAIT *et al.* 2018). Nem tudható, hogy a pettyesszárnyú muslica magyarországi megjelenése behurcolás eredménye, vagy

természetes úton került be a délről jövő légáramlatokkal. Hazánkban néhány év alatt jelentős gyümölcskártevővé vált, lakott, művelt területektől távoli, erdős, illetve nedvesebb természetes élőhelyeken is tömegesen fordul elő.

Biológiája

A pettyesszárnyú muslica nőstényei erősen szklerotizált fűrészcsővel rendelkeznek, amelynek segítségével a vékony héjú, egészséges gyümölcsökbe is képesek petéiket elhelyezni. Ez különbözteti meg őket a hazai rokon fajoktól, melyek csak a sérült vagy romlásnak indult gyümölcsök másodlagos károsítóiként lépnek fel. A hímek jellegzetessége a szárnyak végén található fekete folt, ami alapján a többi hazai muslicafajtól (*Drosophila* spp.) könnyen elkülöníthetők.

Rokon fajaihoz hasonlóan a pettyesszárnyú muslica is rendkívül gyorsan szaporodik, ami elsősorban gyors egyedfejlődésének következménye. Kedvező hőmérsékleten (20–25 °C) a lerakott petékből egy-két napon belül kikelnek a lárvák (nyüvek), majd nyolc–tíz nap alatt a gyümölcsben táplálkozva három lárvastádiumon mennek keresztül, végül öt-hat napos bábállapotot követően jelennek meg a kifejlett imágók. Összesen tehát akár két hét alatt kifejlődik egy nemzedék. A kifejlett nőstényeknek emellett egy négy-öt napos érési időszakra is szükségük van, mielőtt petetermelésük megindul, illetve eléri a napi akár öt–tíz petényi mennyiséget. A nőstények több hónapos (vegetációs időszakban jellemzően 60–70 napos) életük során akár több száz petét is lerakhatnak, ezért az egymást követő nemzedékek a természetben nem különülnek el (TOCHEN *et al.* 2014). Egy-egy gyümölcsben általában több lárva található, egy szederszemből például akár 50 imágó is kifejlődhet. A nőstények kifejezetten szívesen raknak petét a már lakott gyümölcsökbe. Ennek valószínű oka, hogy a lárvák táplálkozásának meghatározó részét kitevő élesztőgombák hatékonyabban terjednek szét



A pettyesszárnyú muslica nyári alakjai

a gyümölcsben nagyobb lárvalétszám esetén. A nőtények mindemellett a peterakással együtt élesztővel is beoltják utódaik táplálékforrását.

A faj jellegzetessége, hogy a bábokból hideghatásra sötétebb, nagyobb termetű, késleltetett szaporodóképességű (reproduktív diapauzában lévő) ún. téli imágók fejlődnek ki, melyek a nyári alakoknál valamivel jobban képesek áttelelni (STOCKTON *et al.* 2018). Nálunk a téli alakok októbertől jelennek meg a csapdákban. Az áttelelő nőtények spermatárolásuk révén tavasszal újabb párzás nélkül is képesek megtermékenyített petéket rakni (RYAN *et al.* 2016).

Ökológiai igényei Magyarországon

A pettyesszárnyú muslica széles körű, gyors elterjedése ellenére az éghajlati szélsőségeket rosszul viseli. Fagyponthoz alatti jelentős, $-5\text{ }^{\circ}\text{C}$ alatt gyakorlatilag teljes mortalitás tapasztalható az áttelelő

imágók esetében is (ENRIQUEZ & COLINET 2017). Hazánkban a tél, illetve az első jelentősebb fagyok során az állományok a kimutathatósági szintre vagy az alá esnek vissza, majd tavasztól júliusig alig foghatóak. A kemény telek ugyanakkor nincsenek hatással a faj nyár végi felszaporodására, aminek részben valószínűleg a Mediterráneumból a nyári hónapokban rendszeresen bejutó, rekolonizáló egyedek az okai. A nyári forró, száraz időszakokat az imágók szintén nehezen viselik, $28\text{ }^{\circ}\text{C}$ felett szaporodásuk lecsökken, $32\text{ }^{\circ}\text{C}$ felett nagy részük néhány órán belül elpusztul (ENRIQUEZ & COLINET 2017). Csapadékos, enyhébb nyarakon (ilyen volt például 2016-ban) nagyságrendekkel nagyobb kárt okoznak, míg aszályos, forró nyár esetén jelentősebb felszaporodásuk akár szeptember második feléig is eltolódhat (OROSZ *et al.* 2018). Tápnövények szempontjából ugyanakkor nem válogatósak, nagyon



A pettyesszárnyú muslica téli alakjai

sokféle termésben képesek kifejlődni, akár a fagyöngy (*Viscum album*), a borostyán (*Hedera helix*) vagy az ezüstoffélék (Elaeagnaceae) terméseiben is (POYET *et al.* 2015).

Ökológiai problémák

A pettyesszárnyú muslica elsősorban a gyümölcs-termesztőknek okozott jelentős károk miatt került a figyelem homlokterébe, ugyanakkor érdemes felhívni rá a figyelmet, hogy a hazai természetes ökoszisztémákban, lombos erdőkben, vizes élőhelyeken is tömegesen van jelen. Az almaecetes csapdával fogható egyedszámok ezeken az élőhelyeken augusztus után jellemzően felülmúlják a közönséges ecetmuslicáét (*Drosophila melanogaster*), illetve a többi hazai muslicafajét (*Drosophila* spp.).

A pettyesszárnyú muslica természetes élőhelyek táplálékláncaira gyakorolt hatásáról keveset tudunk. Számos vadon termő gyümölcsfélében bizonyítottan kifejlődik (POYET *et al.* 2015). A lárvák jelenlétében erjedésnek induló, megromló gyümölcsök az azokat fogyasztó gerincesek (Vertebrata) számára csak rövidebb ideig hozzáférhetőek. Nem zárható ki, hogy egyes növényfajok természetes terjedését, megújulását is csökkenti.

Gazdasági hatások

A pettyesszárnyú muslica néhány év alatt az egyik legfontosabb gyümölcskártevővé vált Európa és Észak-Amerika jelentős részén. Az enyhébb, nagyobb fagyoktól mentes európai régiókban súlyos károkat okoz a korai gyümölcsökben – kerti szamóca



Pettyesszárnyúmuslica-lárvák hatására „megfolyó” szeder

(*Fragaria* × *ananassa*), cseresznye (*Cerasus* sp.) stb. – is. Magyarországon felszaporodása általában csak augusztus második felére válik számottevővé, a legsúlyosabb elsődleges kártételei szederben (*Rubus* spp.), őszi málnán (*Rubus* ×), fekete bodzában (*Sambucus nigra*) ismertek (OROSZ *et al.* 2018). Emellett a faj számos további gyümölcsben is kárt okoz, másodlagosan megjelenő kártevőként szőlőben (*Vitis vinifera*) is károsít.

Védekezési lehetőségek

A pettyesszárnyú muslica elleni védekezés az intenzív kutatások ellenére több termesztett gyümölcskultúrában sem megfelelően megoldott, a kártevő megjelenése hazánkban például szederültetvények felhagyásához vezetett. A vegyszeres védekezés fő nehézségét az imágók kívülről jövő folyamatos betelepülése, illetve friss fogyasztású gyümölcsöknél az ételmeztés-egészségügyi várakozási idők betartása jelenti. A visszamaradó termések eltávolításával egyedszáma csökkenthető. A kártevőnek számos természetes ellensége ismert, a *Trichopria drosophilae*

bábparazitoid darázsfaj (Diapriidae) már kereskedelmi forgalomban is kapható (TAIT *et al.* 2021).

Természetes élőhelyeken a pettyesszárnyú muslica szelektív visszaszorítására, korlátozására nincs mód. Az inváziós fajok egyik versenylőnyét a természetes ellenségek hiánya jelenti. A pettyesszárnyú muslicára is igaz, hogy az újonnan meghódított területeken kisebb a természetes ellenségek korlátozó hatása, mint eredeti élőhelyeiken. Bár Európában több olyan őshonos parazitoid fajt is ismerünk, melyek a pettyesszárnyú muslica lárváját, illetve bábját elpusztítják, ezek gyakorlati jelentősége egyelőre nem számottevő (TAIT *et al.* 2021).

Irodalom

ASPLEN *et al.* 2015, CINI *et al.* 2014, ENRIQUEZ & COLINET 2017, FRAIMOUT *et al.* 2017, JAPOSHVILI *et al.* 2018, KISS *et al.* 2016, OROSZ *et al.* 2018, POYET *et al.* 2015, RYAN *et al.* 2016, STOCKTON *et al.* 2018, TAIT *et al.* 2018, 2021, TOCHEN *et al.* 2014

KISS BALÁZS

HALAK

Pisces

Lénai tok

Acipenser baerii BRANDT, 1869

Eredeti elterjedési terület

A lénai tok eredeti élőhelyei a szibériai nagy folyók (Ob, Léna, Kolima, Angara) és a Bajkál-tó. Potamodrom faj, vagyis teljes életét édesvízben tölti, és egyedei csak abban a folyóban vagy tóban vándorolnak, amelyben élnek. Eddig három alfaját írták le: egyet az Ob vízgyűjtőjéről (ssp. *baerii*), egyet a kelet-szibériai folyók vízgyűjtőjéről (ssp. *stenorhynchus*) egy harmadikat pedig a Bajkál-tóból (ssp. *bai-calensis*). Az alfajok létjogosultságát több kutató is megkérdőjelezi. Eredeti élőhelyén veszélyeztetett fajként tartják számon, az IUCN listáján a *veszélyeztetett* (*Endangered*) kategóriában szerepel. A faj fontos szerepet játszik a világ kaviártermelésében, ezért kiemelt figyelmet fordítanak mind a természetes populációk megőrzésére, mind a tógazdasági hasznosításra (RUBAN & MUGUE 2022, URBÁNYI & HORVÁTH 2019).

Magyarországi megjelenése

Első példányai 1975-ben kerültek Európába, nevezetesen Franciaországba, ahol toktelepeken kísérleteztek a faj tógazdasági hasznosításával (WELCOMME 1988, WILLIOT *et al.* 1991). Hazánkba hasonló célból 1981-ben kerültek az első példányok az akkori Szovjetunióból (HARKA & SALLAI 2004). A lénai tok mára világszinten az egyik leggyakoribb tokfaj a tokféléket (*Acipenseridae*) nevelő zárt akvakultúrákban. Emellett a faj tiszta, illetve más tokfajokkal alkotott hibrid egyedeit gyakran telepítik zárt horgász- és kerti tavakba, ugyanis a tokfajok közül ez, illetve ennek hibridjei viselik a legjobban az állóvízi környezetet. Magyarország természetes vizeiben igazoltan először 2005-ben került begyűjtésre az első példány. Az első fogás a szlovák–magyar Duna szakaszon történt, Almásfüzitő közelében (1759 fkm) (MASÁR *et al.* 2006), majd 2012-ben két újabb példányt fogtak az Izsa (Iža) és Dunaradvány (Radvaň nad Dunajom) közötti szakaszon (1759–1749 fkm) kutatók (FARSKÝ *et al.* 2013). Korábbi jelzések alapján

lénai tokot, illetve idegenhonos tokhibrideket már korábban is fogtak horgászok a Dráva (Barcs 2005) és a Rába (Nick 2005, Szentgotthárd 2006) hazai szakaszán (WEIPERTH *et al.* 2013). Mind a tiszta lénai tok, mind a más tokfajokkal alkotott hibrid egyedek szinte biztosan tógazdaságokból, esetleg magántavakból szökhettek ki (WEIPERTH *et al.* 2014a). Ugyanakkor a Duna németországi szakaszán (Jochenstein) történt genetikai vizsgálatok bizonyították sikeres szaporodását és természetes hibridizációját a Duna vízrendszerében őshonos és veszélyeztetett kecségével (*Acipenser ruthenus*) (LUDWIG *et al.* 2008).

Biológiája

Mint az összes tokféle (*Acipenseridae*), a lénai tok is porcos hal, vagyis belső vázának csontosodása alacsony fokú, a gerinchúr (*chorda dorsalis*) egész életében megmarad. Koponyája is porcos, annak is nagyon kis mértékű a csontosodása. Teste a tokfélékre jellemző módon megnyúlt, hátán, oldalán és hasán ún. vértörök futnak, amelyek jellemzően belesimulnak a bőrbe. Hasa általában fehér vagy világossárga, a háta pedig a sötétbarnától a világosszürkéig változhat. A vértörök száma a háton 10–19, a testoldalon 32–59, a hason pedig 7–16. A kopoltyútüskék száma 20–49. Orra hosszan megnyúlt, a sima bajuszszálak közelebb erednek az orrcsúchhoz, mint a szájnyíláshoz, hátra-simítva mégis elérik a felső ajkat. Szája közepes méretű, alsó ajka közepén megszakított. A lénai tok más tokfajokkal alkotott hibridjeinek a merisztikus bélyegei a két szülőfaj között változhatnak.

Táplálékát – melyet a hosszan megnyúlt orrán és a bajuszszálain található receptorai segítségével talál meg – az aljzaton keresi. Táplálék-összetételében dominálnak a különböző vízi gerinctelenek, pl. rovarlárvák (*Insecta*), kagylók (*Bivalvia*), csigák (*Gastropoda*), rákok (*Crustacea*), de a nagyobb testű példányok kisebb halakat (*Pisces*) is elfogyasztanak (URBÁNYI & HORVÁTH 2019).



Ivarérésének ideje széles skálán mozog. A hímek általában 10–14 éves, a nőstények 14–18 éves korban válnak ivaréretté. Szaporodási célból kavicsos aljzatú folyószakaszokat keresnek fel, ahol a vízmélység eléri a 4–8 m-t, az áramlás pedig a 0,5–1 m/s-ot. Az ívási időszakot és annak időtartamát leginkább a víz-hőmérséklet befolyásolja, de általában 10–15 °C-os vízben kezdődik. Az ikrások testmérettől függően 20 000 – 420 000 ikraszemet raknak le, melyek átmérője 3,7–4 mm. Az egyes példányok nem minden évben szaporodnak. Egy egyed két ívása között akár négy-öt év is eltelhet.

Mint a legtöbb tokféle, a lénai tok is lassú növekedésű, ám hosszú életű, így igen nagy méretet elérő halfaj. A természetes populációk egyedeinek növekedését illetően jelentős különbségek mérhetőek. Ezt alapvetően a táplálékellátottságban és a víz-hőmérsékletben mutatkozó különbségek okozzák. A lénai tok legnagyobb testhossza 2 m, testtömege pedig elérheti a 210 kg-ot (URBÁNYI & HORVÁTH 2019).

Ökológiai igényei Magyarországon

A lénai tok mind a Duna középső szakaszán, mind annak nagyobb mellékfolyóiban (pl. Dráva, Mura, Rába, Tisza) megtalálhatja életfeltételeit. Elviseli az állóvízi környezetet is, ezért idősebb tisztavérű egyedeit és hibrid példányokat számos horgászvízbe, kerti tóba telepítettek. Sajnos sem a természetes vízi előfordulásáról, sem a horgásztavakba kihelyezett telepítőanyagról nem rendelkezünk pontos ismeretekkel.

Ökológiai problémák

A lénai tok és hibridjei ritkán kerülnek elő a hazai természetes élőhelyekről. Az idegenhonos tokfajok legfőbb ökológiai és egyben konzervációbiológiai kockázata, hogy sikeresen tudnak hibridizálódni az őshonos tokfajokkal, így nálunk a kecsgevel (*Acipenser ruthenus*) (LUDWIG *et al.* 2009, FRIEDRICH *et al.* 2018, 2019, TAKÁCS *et al.* 2017b).

A hibridizáció az egyébként is megritkult kecsgeálmány génállományát közvetlenül veszélyezteti.

Gazdasági hatások

Közvetlen gazdasági kártétele napjainkban nem mutatható ki. Az őshonos tokfajokkal történő hibridizációját ökológiai kockázatként kezelik, ugyanis a kecsge (*Acipenser ruthenus*) jelenleg hazánkban a nem fogható halfajok közé tartozik.

Védekezési lehetőségek

A lénai tok és más tokfajokkal alkotott hibridjei a magyarországi tógazdaságokban és egyes díszállat-kereskedésekben beszerezhetők. Hobbi célú tartásához nagyobb méretű kerti tó szükséges. Horgászati célú telepítését magántavakba mind a mai napig végzik. A telepítések során általában nagy testű, idős példányokat helyeznek ki horgászati célból. A tisztavérű lénai tok, illetve hibridjei a hazai tokfélékkel (*Acipenseridae*) kereszteződhetnek, ezért figyelemfelkeltő, ismeretterjesztő kampányt kell folytatni a lénai tok és a tokhibridek természetes vizekbe, ezekkel kapcsolatban lévő horgászvízekbe, valamint kerti tavakba történő kihelyezésének veszélyeiről (URBÁNYI & HORVÁTH 2019). Az inváziós halfajok visszaszorítása rendszerint nehezen kivitelezhető feladat, főleg egy olyan faj esetében, amelyik olyan élőhelyeken mozog, ami még a kutatók számára is sok tekintetben ismeretlen, nehezen vizsgálható.

Irodalom

FARSKÝ *et al.* 2013, FRIEDRICH *et al.* 2018, 2019, LUDWIG *et al.* 2009, HARKA & SALLAI 2004, MASÁR *et al.* 2006, RUBAN & MUGUE 2022, TAKÁCS *et al.* 2017b, URBÁNYI & HORVÁTH 2019, WELCOMME 1988, WEIPERTH *et al.* 2013, 2014a, WILLIOT *et al.* 1991

WEIPERTH ANDRÁS, LENTE VERA,
STASZNY ÁDÁM & FERINCZ ÁRPÁD

Ezüstkárász

Carassius gibelio (BLOCH, 1782)

Eredeti elterjedési terület

Eredeti elterjedési területének határai pontosan nem ismertek. Sokáig tartotta magát az a nézet, hogy őshazája Kelet-Ázsia, de a legújabb genetikai vizsgálatok eredményei arra engednek következtetni, hogy az Szibérián keresztül egészen Ukrajnáig tarthatott. Ez ugyanakkor ellentmondásban van a különböző kárászfajok (*Carassius* spp.) parazitológiai vizsgálatának eredményeivel (BĂNĂRESCU 1992, RYLKOVÁ *et al.* 2013, MOLNÁR *et al.* 2018).

Eredeti élőhelyén mocsarak, mellékágak és eutróf állóvizek lakója.

Magyarországi megjelenése

Magyarországi megjelenése nem köthető egy jól meghatározható időponthoz. Egyes nézetek szerint őshonosnak tekinthető a Duna vízrendszerében (OȚEL 2019). Ez a vélekedés azon is alapul, hogy Herman Ottó *A magyar halászat könyve* című koraszakos művében (HERMAN 1887) – korábbi munkák



© Sallai Zoltán

alapján – említ egy kövi kárász (*Carassius gibelio* NILSSON) nevű fajt, melyet ő maga csak a széles kárász (*C. carassius*) egy „fajváltozatának” tekintett. A morfológiai leírás alapján később ezt ezüstkárászként azonosították (HECKEL 1863, GYÖRE 1995). A másik, jelenleg is elfogadott nézet szerint a faj nem őshonos a Kárpát-medencében. Área-expanszióját egyrészt Románián keresztül, az Al-Duna felől már korábban is feltételezték, de bizonyítani csupán az 1970-es évek végén, genetikai vizsgálatok alapján tudták (HOLCIK 1980, RYLKOVÁ *et al.* 2013). Tovább árnyalja a képet, hogy Bulgáriából – ahová az egykori Szovjetunió területéről telepítették be – 1954-ben tógazdasági célra hazánkba is importálták (SZALAY 1954). Hazai és közép-európai térhódítása az 1970-es években volt a legintenzívebb: akár 20 500 km² évente. A Dunából 1975-ben említik először (TÓTH 1977). Terjesztésében – szándékosan és véletlen módon egyaránt – jelentősen közreműködtek a horgászok is (TÓTH & VÁRADI 2000). A kezelésükben lévő vizekbe egyrészt szívesen telepítették a pontynál (*Cyprinus carpio*) kedvezőbb ára miatt, másrészt gyakorta keveredik még napjainkban is pontyszállítmányok közé. Napjainkra Nagy-Britannia kivételével egész Európában és Észak-Amerika északi részén (Kanada) is megtalálható (PINTÉR 2015, ELGIN *et al.* 2014).

Biológiája

Az ezüstkárász különösen tág tűrőképességű faj. Ez főleg a víz oldotttoxigén- és ammóniatartalma vonatkozásában jelentős. Az élőhelyein időszakosan fennálló oxigénhiányos állapothoz jól alkalmazkodott. A víz tápanyagtartalmának extrém mértékű növekedése (hipertrófia) azonban vélhetően kedvezőtlen számára (TSOUMANI *et al.* 2006).

A kárászok közé tartozó összes faj (*Carassius* spp.), így az ezüstkárász is rendelkezik egy speciális anoxiatűrő mechanizmussal. A többi gerinceshez képest az agyban is nagyobb a glikogén mennyisége, így oxigénhiányos környezetben a terminális oxidáció elmaradásával a glikolízis során keletkező adenozin-trifoszfát (ATP) a hal szervezete számára elegendő energiát biztosít a túléléshez. Az oxigénhiányos környezetben történő lebontási folyamat végső produktumaként etanol keletkezik, amely a kopoltyún keresztül távozik a szervezetből, így nem okoz acidózist (LUTZ & NILLSON 1994).

Az ezüstkárász ivarérettségét két-három éves korban éri el. A nőstények 100–400 ezer, kb. 1,5 mm átmérőjű ikrát raknak le május és július között, megfigyelések szerint azonban még augusztusban is képesek a szaporodásra. Ívási környezetként

elsősorban növényi aljzatot választanak, szélsőséges körülmények között azonban az ívási aljzat tekintetében nem válogatósak (BERINKEY 1966, BALON 1975).

Szaporodásbiológiája speciális sajátosságokat mutat. Elterjedésének határterületein jellemzően ginogenetikussá állományai fordulnak elő. A ginogenetikussá populációk triploid ikrásai bármely más, csapatosan ívó pontyféle (*Cyprinidae*) tejesével összeívva képesek szaporodóképes nőstény ezüstkárászokat létrehozni, a spermium ugyanis nem megtermékenyíti az ikrát, csupán megindítja annak fejlődését. Ezt az egy-két évtizeddel ezelőtt még általánosnak gondolt alternatív szaporodási stratégiát a legtöbb vízünkben felváltotta a hagyományos, kétivaros szaporodásmód. A szaporodási módban bekövetkező változást kiváltó ok mibenléte nem teljesen tisztázott. Valószínűsíthető, hogy egy populációs szinten ható, feltehetően limitáló környezeti tényező-csoport okozza, amely(ek) hatására a klonális szaporodásmód (gyors, egyúttal a többi halfajt kizsákmányoló szaporodás) előnyét veszti a kétivaros szaporodásmóddal szemben. Utóbbi előnye, hogy a szülők genomjának kombinálódása következtében létrejött genetikai változatosság alapot képezhet a fenti környezeti tényező-csoport hatásához való alkalmazkodásra (VÁRADI & TÓTH 1998, BEUKEBOOM & VRIJENHOEK 1998).

Táplálkozását tekintve valódi mindenevő pontyféle. Tápláléka állhat zooplanktonból, detritusból vagy makroszkopikus vízi gerinctelen szervezetekből, szélsőséges esetben még jelentős arányban halivadékból is, az adott vízrendszerben előforduló mennyiségük és a megszerzésükhöz befektetett energiamennyiséghez viszonyított energiatartalmuk függvényében. Detrituszfogyasztása lényegében egyedülálló a hazai halfaunában (SPECZIÁR & REZSU 2009).

Ökológiai igényei Magyarországon

Napjainkra a faj domináns, gyakran tömeges faunaeleme szinte az összes hazai sík és dombvidéki állóvíznek és vízfolyásnak, kivételt szinte csak a gyors folyású patakok és folyók képviselnek. Elterjedése összefüggést mutat a halgazdálkodási létesítmények (haltermelő gazdaságok, horgásztavak) jelenlétével. Inváziójával párhuzamosan a széles kárász (*Carassius carassius*) szinte eltűnt vizeinkből (ezért ez utóbbi faj jelenleg nem fogható, védelemre javasolt). A fennmaradt, az egyedek morfológiáját tekintve széles kárásznak tűnő populációk jelentős részének genetikai állományába is beépültek ezüstkárászra jellemző szekvenciareszletek. A ginogenetikussá szaporodásmód sok élőhelyen segítette a sűrű állományok kialakulását a többi pontyféle (*Cyprinidae*) rovására, mivel



az ezüstkárással együtt ívó halak szaporodási sikerére erősen lecsökken (TAKÁCS *et al.* 2017b, MÜLLER *et al.* 2007). Ivadékfogyasztása egyes esetekben jelentős lehet, de ez jellemzően szélsőséges élőhelyi viszonyok között fordul elő (SPECZIÁR 1999).

Ökológiai problémák

Az ezüstkárász halastavakban, horgásztavakban, illetve a hozzájuk közvetlenül kapcsolódó vízrendszerekben gyakran válik tömegessé. Hasonló a helyzet a természetvédelmi szempontból értékes vizes élőhelyeken (berkek, Hanság, Turjánvidék, Kis-Balaton) is. Ennek feltételezhető oka a víz- és oxigénhiányos időszakok kialakulása ezeken az élőhelyeken, melyeket a faj egyedei képesek átvészelni. Ezen élőhelyeken a szaporodásmódjukból adódó előnyt kihasználva, akár néhány túlélő egyed is alapíthat új populációt, mely gyorsan újra el tud szaporodni a vízterben, háttérbe szorítva az őshonos fajokat, főként a széles kárászt (FERINCZ *et al.* 2016a, TAKÁCS *et al.* 2017b).

Gazdasági hatások

Kártételük elsősorban a haltermelő gazdaságokban jelentkezik, mivel az azokban „termelt” halak – főként a ponty (*Cyprinus carpio*) – elöl eleszik a táplálékot, ezzel nagymértékű hozamkiesést okoznak, ami jelentős költséget keletkeztet. Azokon a vizeken, ahol ginogenetikusan szaporodik, jelentősen rontja a gazdasági szempontból értékes fajok szaporodási sikerét.

Bár a horgászok egy része kedveli, a horgászvizek jelentős részén nagy tömegei szinte lehetetlenné teszik a sport üzését.

Védekezési lehetőségek

Az inváziós halfajok visszaszorítása rendszerint nehezen kivitelezhető feladat. Az ezüstkárász esetében a hosszú távú vizsgálatok azt mutatják, hogy az adott vízteret érő, gyakran antropogén zavarások (pl. nagymérvű vízszíntingadozás, lecsapolás) gyakoriságának csökkenése viszonylag alacsony szinten stabilizálja az ezüstkárász mennyiségét az adott vízterben. Ugyanezt tapasztaljuk néhány kevésbé szabályozott vagy természetes medrű vízfolyásban is. Feltételezhetően az őshonos fauna ezeken a helyeken előnyösebb versenyhelyzetben van, így nyomást gyakorol az ezüstkárász-populációra.

Irodalom

BĂNĂRESCU 1992, BERINKEY 1966, BEUKEBOOM & VRIJENHOEK 1998, FERINCZ *et al.* 2016a, GYÖRE 1995, HECKEL 1863, HENSEL 1971, HERMAN 1887, LUTZ & NILSSON 1994, MOLNÁR *et al.* 2018, MÜLLER *et al.* 2007, OŢEL 2019, PINTÉR 2015, RYLKOVÁ *et al.* 2013, SZALAY 1954, SPECZIÁR & REZSU 2009, SPECZIÁR 1999, TAKÁCS *et al.* 2017b, TÓTH 1977, TÓTH & VÁRADI 2000, TSOUMANI *et al.* 2006, VÁRADI & TÓTH 1998

FERINCZ ÁRPÁD, WEIPERTH ANDRÁS,
LENTE VERA & STASZNY ÁDÁM

Aranyhal

Carassius auratus (LINNAEUS, 1758)

Eredeti elterjedési terület

Az aranyhal eredetileg a távol-keleti vizek lakója. Vad változata megtalálható Délkelet-Ázsia mérsékelt övi vizeiben: Vietnamban, a Koreai-félszigeten és Kínában. Első tenyésztett változatait Kínában hozták létre 900-1000 körül. Eredeti elterjedési területén az álló vízű, esetenként eutróf élőhelyeket kedveli (PÉNZES & TÖLG 1993, TAKADA *et al.* 2010).

Magyarországi megjelenése

A tenyésztett változatokat Kínából a 14. századtól kezdték világszerte szétterjeszteni. Európába először 1611-ben Portugáliába hozták be.

Magyarországra nagy valószínűséggel először az 1800-as évek második felében került Németországból, kezdetben akváiumi díszhalként. Az első szabadon engedett populáció a budapesti Római fürdő kifolyójánál jött létre 1891-ben, azonban később ez az élőhely kiszáradása miatt

felszámolódott. Ezután több, egymástól független, természetes élőhelyre történő kihelyezésére került sor, illetve ez a káros folyamat ma is zajlik (PÉNZES & TÖLG 1993). Az aranyhal kivadult, illetve hibrid egyedek elkülönítése pontosan csak genetikai vizsgálattal határozható meg, feltehetően ez is az oka annak, hogy a hazánkban végzett halfelmérésekben ez a faj elvéve szerepel csak, így állományának méretéről megbízható adatok nem állnak rendelkezésre.

Biológiája

Az aranyhal „vad” színváltozatát és az ezüstkárászt (*Carassius gibelio*) külső bélyegek alapján szinte egyáltalán nem lehet elkülöníteni. A tenyésztett és díszállat-kereskedésben kapható aranyhalak színezetük alapján (pirosas arany, fekete foltokkal tarkított, krémszínű vagy épp fehér-piros) könnyen megkülönböztethetőek a közeli rokon ezüstkárásztól (*Carassius gibelio*), azonban a természetbe kiszökött,



© Ferincz Árpád

„visszavadult” példányok utódai rendszerint elvesztik rikító színeiket, ezért elkülönítésük szakértőknek is kihívást jelent. Pontos meghatározást csak genetikai vizsgálat eredményének ismeretében adhatunk. A legfrissebb molekuláris genetikai vizsgálatok alapján a hazai ezüstkárászok mitokondriális genomjába az aranyhalra jellemző génszakaszok épültek be (KESZTE *et al.* 2021).

Az ivarérettség elérése erősen függ a környezeti feltételektől, elsősorban a víz-hőmérséklettől, szélsőséges esetben kevesebb mint egy év is lehet (ORTEGA-SALAS & REYES-BUSTAMANTE 2006). Az aranyhal ívása szakaszos (a szaporodási időszakon belül több alkalommal, kb. tíznaponta), hazai körülmények között május–június hónapokban, 20 °C körüli vízhőmérséklet mellett zajlik. Egy átlagos testméretű, kb. 15 cm-es nőstény kb. 9000 ikraszemet rak, szinte bármilyen víz alatti sruktúrára. Az ikrákból az ivadék négy-öt nap alatt kel ki (PÉNZES & TÖLG 1993).

Táplálék-összetételéről természetes vízi populációk esetében kevés információ áll rendelkezésre. Mindenevő (omnivor) pontyféle, amely táplálékát elsősorban az aljzatról szerzi.

Ökológiai igényei Magyarországon

A többi kárászfajhoz (*Carassius* spp.) hasonlóan jól tűri az erősen felmelegedő, növényi tápanyagokban gazdag, zavaros, időnként oxigénhiányos vizeket. Túléli a jégbe fagyást, illetve a 30 °C feletti hőmérsékletet is. Életfeltételeit a hegyvidéki patakokon kívül szinte bármely vizünkben megtalálja.

Ökológiai problémák

Aljzaton turkáló életmódja miatt károsíthatja a gyökerezőhínár-állományokat (RICHARDSON *et al.* 1995), illetve ismert, hogy a kételtűek szaporodási sikerét csökkentette azok petéinek, kikelt ebihalainak és lárváinak elfogyasztásával (WINANDY *et al.* 2015). Hibridizálódni nemcsak az őshonos, védelemre javasolt széles kárással (*Carassius carassius*) képes, de a ponttyal (*Cyprinus carpio*) is, melynek



Halastavi lehalászás során tömegesen kerülhetnek elő aranyhalak, melyek halványabb színezetűek, mint a kerti tavakba szánt rokonaik. Gyakran ezek az ezüstkárással keveredett példányok.

természetes vízi szaporulatát ezáltal csökkenti (HÄNFLING *et al.* 2005)

Gazdasági hatások

Tenyésztett változatainak világszerte kiemelkedő jelentősége van a díszhal-kereskedelemben. Az aranyhal által okozott potenciális gazdasági hatásokat napjainkig sem különítik el a többi kárászfaj, főként az ezüstkárász (*Carassius gibelio*) által okozott károktól.

Védekezési lehetőségek

Az aranyhal állománya folyamatos utánpótlást kap az akváriumokban és kerti tavakban tartott, majd megunt egyedek illegális kihelyezésével. Ennek visszaszorítása elsősorban szemléletformáló tevékenységgel lehetséges és szükséges (FERINCZ *et al.* 2019). Fontos továbbá, hogy – a hatályos jogszabályoknak megfelelően – a kifogott egyedeket tilos természetes vízbe vissza- vagy áthelyezni.

Irodalom

FERINCZ *et al.* 2019, HÄNFLING *et al.* 2005, KESZTE *et al.* 2021, ORTEGA-SALAS & REYES-BUSTAMANTE 2006, PÉNZES & TÖLG 1993, RICHARDSON *et al.* 1995, TAKADA *et al.* 2010, WINANDY *et al.* 2015

FERINCZ ÁRPÁD, WEIPERTH ANDRÁS,
LENTE VERA & STASZNY ÁDÁM

Fehér busa

Hypophthalmichthys molitrix (VALENCIENNES, 1844)

Eredeti elterjedési terület

A fehér busát őshazájában, Kelet-Ázsiában hosszú ideje telepítik gazdasági céllal, ezért eredeti elterjedési területe ma már nehezen behatárolható. Ázsiában általánosan elterjedt a legtöbb Csendes-óceánba ömlő folyam vízgyűjtőjén, megtalálható a Gyöngy-folyótól (Xi) egészen az Amurig (KOTTELAT & FREYHOF 2007). Szubtrópusi faj. Jellemzően a nagy vízhozamú és nagy vízszintingadozású folyókban él, de megtalálja életfeltételeit a jelentős nyitott vízfelülettel rendelkező nagy tavakban és víztározókban is (BILLARD 1997).

Magyarországi megjelenése

Az 1960-as években kezdődtek meg az európai telepítések a volt Szovjetunió területén. A sikeres mesterséges szaporításokat követően Európa számos országába eljutott. Magyarországra 1963-ban, Kínából gazdasági céllal telepítették a monokultúrás pontytermelés kiegészítésére (PINTÉR 2002). A telepítések háttérében az az elképzelés állt, hogy a viszonylag gyorsan és nagyra növé fehér busa, a ponty (*Cyprinus carpio*) által nem hasznosított táplálékot (elsősorban a fitoplankton) hasznosítja majd, azaz egy elméletileg kihasználatlan forrásból állít elő jó minőségű halhúst, és ezzel gazdaságosabbá válik a termelés (KOVÁCS & URBÁNYI 2019).

Biológiája

Teste nyújtott, oldalról lapított és közepesen magas. A hasoldalon, a toroktól a végbélnyílásig kifejezett él húzódik. Feje viszonylag nagy, homloka széles. Szemei mélyen ülők, és a száj szegletével egy vonalban találhatóak. Szája felső állású. Úszói jól fejlettek, farokúszója mélyen bemetszett. Színezete ezüstös, háta sötétebb szürke, esetleg zöldes árnyalatú, hasoldala világos. Kifejezetten nagy testű hal, akár 1 m-es testhosszt is elérhet (HARKA & SALLAI 2004).

A kifejezett példányok jól viselik a vízhőmérséklet változásait (0–40 °C), de a legintenzívebb növekedést 24–31 °C között képesek elérni. A fehér busa

bizonyos határok között életben tud maradni félsós vízben is. A víz oxigénszintjének csökkenését a koral és a testtömeg növekedésével párhuzamosan egyre jobban tűri. Jellemzően a vízfelszín közelében tartózkodó és táplálkozó faj (FROESE & PAULY 2021c).

Eredeti élőhelyén az ívás a monszunidőszakhoz kötődik. Ekkor a bővízű, gyors folyású, köves-kavicsos medrű folyószakaszokhoz vonul, akár nagy távolságokból is (potamodrom faj). Ikrája pelágikus, a folyómederben lebegve sodródik. Miután az ikra kikel és az ivadék úszóképessé fejlődik, az elárasztott szélvi-zekbe húzódik (KOTTELAT & FREYHOF 2007).

Táplálkozását tekintve elsősorban fitoplankton-szűrő. A kopoltyúfésűkből álló finom szűrőmechanizmus segítségével gyakorlatilag minden megfelelő méretű táplálékot képes kiszűrni a vízből. Sokszor a fitoplankton mellett az állati eredetű táplálék (zooplankton) is jelentős arányban szerepel étrendjén. Hazai körülmények között az ivarérettség elérése öt-hat éves korra tehető (KOVÁCS & URBÁNYI 2019).

Ökológiai igényei Magyarországon

Hazánkban általánosan elterjedt faj. A telepítéseknek és a véletlen kiszabadulásoknak köszönhetően napjainkban nemcsak halastavakban, hanem a legtöbb természetes vízben, folyókban, csatornáknak és holtágakban is megtalálható. Egyes években, ha a környezeti feltételek megfelelőek, akár sikeres szaporodásra is képes – ennek valószínűsége a klímaváltozással egyre növekszik.

A balatoni busaállomány legnagyobb része hibrid eredetű (*Hypophthalmichthys molitrix* × *nobilis*) (MOLNÁR *et al.* 2021), megjelenését tekintve leginkább a fehér busa jellegzeteségeit mutatja, míg táplálkozása inkább a pettyes busához (*H. nobilis*) hasonlít. A busák minden valószínűség szerint nem szaporodnak a Balaton vízgyűjtőjén, így állományukat a telepítések 1980 körüli leállítását követően a halastavakból történő szökések tartották fenn (VITÁL *et al.* 2017). Bár a balatoni állomány pontos méretét



soha nem sikerült meghatározni, a kutatóhalászatok eredményei, illetve a begyűjtött haltetemek mennyisége alapján ez napjainkra biztosan csökkenő tendenciát mutat.

Ökológiai problémák

Bár korábban úgy vélték, hogy a fehér busa táplálékát kizárólag fitoplankton alkotja, a későbbi kutatások bebizonyították, hogy jelentős mértékben fogyaszthat zooplankton is (SMITH 1989, SASS *et al.* 2014). Tekintettel arra, hogy ezen planktonszervezetek jelentik lényegében az összes őshonos halfajunk ivadékának kezdeti táplálékát, így a fehér busa közvetlenül ezek táplálékkonkurensévé válhat (KOVÁCS & URBÁNYI 2019). Méretszelektív szűrésből és tökéletlen emésztésből adódóan emellett kedvezhet bizonyos algafajok felszaporodásának is. Ilyenek például a kis méretű vagy a nehezen emészthető kocsonyás tokkal rendelkező cianobaktériumfajok (Cyanobacteria). A fehér busa tehát egyrészt a planktonállomány csökkentésével, másrészt a fajösszetétel megváltoztatása révén is negatív hatást gyakorol az őshonos halközösségekre (NICO *et al.* 2021a, PETR 2002, SASS *et al.* 2014).

Gazdasági hatások

A fehér busát a monokultúras pontytermelés kiegészítése céljából telepítik hazánkban. Megfelelő telepítési sűrűség mellett, tógazdasági körülmények között, gazdasági potenciállal rendelkezik. Egyes területekre, a fitoplankton fogyasztásával összefüggésben, a vízminőség-javítás vagy a biológiai szennyvízkezelés céljából helyezték ki (XIE & LIU 2001). Erősen megoszlanak azonban a vizsgálatok eredményei abban, hogy

mennyire képes beváltani a hozzá fűzött reményeket. Zooplankton fogyasztásával jelentős táplálékkonkurrens az őshonos halfajaink ivadékának és ezzel negatív gazdasági hatást gyakorol állományaikra (NICO *et al.* 2022a, KOVÁCS & URBÁNYI 2019). Horgászati módszerekkel, táplálkozásából adódóan, csak véletlenszerűen fogható ki, ezért ebből a szempontból kicsi a jelentősége.

Védekezési lehetőségek

Ahogy az egyéb inváziós fajok, úgy a fehér busa tekintetében is a leghatásosabb védekezési lehetőség a további terjedés megelőzése. A fehér busa esetében ki kell emelni a tógazdaságokból történő kijutás megakadályozásának fontosságát (PEREA 2002). A közvetlen állománycsökkentésre alkalmazható módszerek közül a vegyszeres (piscicid) kezelés kevésbé hatékony, ugyanis amellett, hogy a busafajok mérsékeltlen érzékenyek ezekre, nagy vízrendszerekben terjedtek el, ahol értelemszerűen nem lehet az ilyen szereket eredményesen használni. Egyetlen eredményes gyérítési lehetőség a szelektív halászatuk, melyre a legoptimálisabb alkalom a szaporodási időszakukban kínálkozik. Ekkor a kisebb méretű vízfolyások elrekesztésével jó eredményeket lehet elérni (KOVÁCS & URBÁNYI 2019).

Irodalom

BILLARD 1997, FROESE & PAULY 2021c, HARKA & SALLAI 2004, KOTTELAT & FREYHOF 2007, KOVÁCS & URBÁNYI 2019, NICO *et al.* 2022a, PEREA 2002, PETR 2002, PINTÉR 2002, SASS *et al.* 2014, XIE & LIU 2001, VITÁL *et al.* 2017

LENTE VERA, STASZNY ÁDÁM,
WEIPERTH ANDRÁS & FERINCZ ÁRPÁD

Pettyes busa

Hypophthalmichthys nobilis (RICHARDSON, 1845)

Eredeti elterjedési terület

Eredetileg Kelet-Kínában és Kelet-Szibériában elterjedt. Őshonos az Amur, a Sárga-folyó, a Gyöngyfolyó (Xi), a Jangce, a Tumen és a Razdolnaja folyók vízrendszereiben (JENNINGS 1988). Megtalálható

nagyobb nyitott vízfelülettel rendelkező tavakban és csatornáknak is, de fő élőhelyét a nagy vízhozamú, és nagy vízszintingadozású folyók alkotják. Legjobban a magas tápanyagtartalmú, bőséges természetes táplálékkal rendelkező vízben fejlődik (FAO 2021).



© Sallai Zoltán

Magyarországi megjelenése

Európába 1960-as évek elején kezdődött meg a betelepítése. Ez számos esetben nem szándékosan történt: a fehér busa (*Hypophthalmichthys molitrix*) ivadékaik közé keveredett pettyes busák kerültek a tavak vizébe.

Magyarországra is így jutott el. Később termelési célokra számos tógazdaságban telepítették, amelyekből véletlen kiszabadulások miatt a természetes vizeinkbe is kikerült (PINTÉR 1976). Az 1980-as években kísérletek történtek a két busafaj hibridizálására, amelytől a természetes vizekbe telepített egyedek terméketlenségét remélték (MARIÁN *et al.* 1984). A feltételezés azonban nem állta meg a helyét (KOVÁCS & URBÁNYI 2019).

Biológiája

Teste megnyúlt, oldalról lapított, közepesen magas. Hasa a toroktájéktól a hasúszókig lekerekített. A hasúszók és a végbélnyílás között él húzódik. Feje testméretéhez viszonyítva kifejezetten nagy. Homloka széles, mélyen ülő szemei a száj szegletével egyvonalban találhatóak, a test hosszanti középvonala alatt. Szája nagy, felső állású. A kopoltyúban lévő szűrőfelület lemezes, a szűrőnyílások nagyobbak, mint a fehér busáé (*Hypophthalmichthys molitrix*). Úszói nagyok, a mellúszó jelentősen túlér a hasúszó eredési vonalán. Testének alapszíne ezüstös, de némileg sötétebb, mint a fehér busáé, rajta szabálytalan barnásszürke foltok helyezkednek el. Nagy testű halfaj, akár 1 m-es testhosszt is elérhet (KOTTELAT & FREYHOF 2007).

Az ivarérettséget hazai körülmények között hétéves korban éri el. Az íváshoz – a fehér busához hasonlóan – köves aljzatú, mély, gyorsan áramló, oxigénben dús vízre van szüksége. Ezekre a területekre nagy távolságokból vándorol (potamodrom faj). Ikrája pelágikus, a kikelt és úszóképessé vált ivadék az előntött területeken táplálkozik (HUCKSTORF 2012).

Táplálékát szinte kizárólag zooplankton alkotja (FAO 2021).

Ökológiai igényei Magyarországon

Mérsékelt övi elterjedéséhez igazodva a kifejlett példányok a víz hőmérséklet változásait tág határok között (0–40 °C) képesek elviselni. A számára legkedvezőbb hőmérsékleti tartomány 25–27 °C között van. Jól elviseli a sótartalom változását és az alacsony oxigénszintet is.

Annak ellenére, hogy 1996 óta tilos a busák (*Hypophthalmichthys* spp.) és az amur (*Ctenopharyngodon idella*) természetes vizekbe történő telepítése, állományaik nem mutatnak

csökkenő tendenciát. Az állóvizeinkben élő busák legnagyobb része a fehér és a pettyes busa hibridje (*Hypophthalmichthys molitrix* × *nobilis*), melyek fenotípusa (megjelenése) elsősorban a fehér busára hasonlít, azonban szűrőkészüléke inkább a pettyes busáéhoz áll közelebb. A folyóvizeinkben élő busák jórészt a fehér busa fajba tartoznak (MOLNÁR *et al.* 2021). A tiszta vérű pettyesbusa-állomány jelenleg visszaszorulóban van.

Ökológiai problémák

A pettyes busa őshonos halfaunára és vizes élőhelyekre gyakorolt negatív hatása jóval hamarabb és egyértelműbben jelentkezett, mint a fehér busáé (*Hypophthalmichthys molitrix*). Már tógazdasági körülmények között is megmutatkozott, hogy táplálkozásával egyértelműen a ponty (*Cyprinus carpio*) versenytársává vált. A pettyes busa táplálékát képező zooplanktonfajok ugyanis minden más halfaj ivadékának, egyes nyílt vízi fajoknak pedig egész életükön át fő élelemforrásként szolgálnak (NICO *et al.* 2022b). A pettyes busa jelentős állományai mellett tehát csökken a zooplankton-állomány, és a kisebb testméretű planktonfajok válnak dominánssá (SASS 2014). A trofikus szintek befolyásolása a biológia sokszínűség csökkenését vonhatja maga után (FREEDMAN *et al.* 2012).

Gazdasági hatások

A pettyes busa termelési célú gazdasági jelentősége hazánkban napjainkra már elhanyagolható. Zooplankton-fogyasztásával a gazdaságilag és ökológiai szempontból is értékesebb fajok állományaira gyakorol negatív hatást (NICO *et al.* 2022b).

Védekezési lehetőségek

A pettyes busa esetében a védekezés lehetőségei megegyeznek a fehér busa (*Hypophthalmichthys molitrix*) esetében alkalmazhatókkal. A legfőbb hangsúlyt további terjedésének megállítására kell helyezni (WITTENBERG & COCK 2001). Emellett szelektív halászatukkal lehetséges az állomány csökkentése (KOVÁCS & URBÁNYI 2019).

Irodalom

FAO 2021, FREEDMAN *et al.* 2012, HUCKSTORF 2012, JENNINGS 1988, KOTTELAT & FREYHOF 2007, KOVÁCS & URBÁNYI 2019, MÁRIÁN *et al.* 1984, MOLNÁR *et al.* 2021, NICO *et al.* 2022b, PINTÉR 1976, SASS *et al.* 2014, WITTENBERG & COCK 2001

LENTE VERA, WEIPERTH ANDRÁS,
STASZNY ÁDÁM & FERINCZ ÁRPÁD

Amur

Ctenopharyngodon idella (VALENCIENNES, 1844)

Eredeti elterjedési terület

Az amur eredeti élőhelye Kelet-Ázsia szubtrópusi és mérsékelt övi területein található. Őshonos Kelet-Szibériától Kínáig, az Amur vízgyűjtő rendszerében, valamint a Jangce és a Sárga-folyó középső és alsó szakaszaiban (NICO *et al.* 2022c). Jellemzően növényzettel gazdagon benőtt, nagy felületű, lassú folyású folyószakaszokon, holtágakban, esetleg tavakban él. Édesvízi vándorló, potamodrom faj (KOTTELAT & FREYHOF 2007).

Magyarországi megjelenése

Az amur az egyik legjelentősebb akvakultúrában tenyésztett halfaj a világon. Európába és így Magyarországra is gazdasági céllal telepítették. Először 1950-ben az egykori Szovjetunió déli területein kezdtek foglalkozni tenyésztésével. 1961-ben Türkmenisztánban sikeresen szaporították, aminek következményeképpen egyszerűbbé váltak a további, nyugatra történő telepítési kísérletek. Napjainkra Európa és a világ számos országában elterjedt fajjává vált, mind tógazdasági, mind természetes vízi állományai jelentősek (FROESE & PAULY 2021a).

Magyarországra először 1963-ban importálták, első sikeres szaporítása pedig 1967-ben a dinnyési tógazdaságban történt (TÖLG 1970). Ezt követően a hagyományos monokultúras pontytenyésztést fokozatosan felváltotta a növényevő fajokkal kiegészített tavi haltenyésztés (polikultúra), melyben az amur is szerepet kapott. Természetes vizeinkbe, nagyobb tételben, végül a közel-keleti export összeomlását követően, az 1980-as évek után került. A megtermelt, de étkezési célra nem értékesített halakat ugyanis horgász- és természetes vizekbe helyezték ki (KOVÁCS & URBÁNYI 2019). Napjainkig számos esetben felmerült az igény az alföldi csatornarendszerekbe történő telepítésre, a hínárnövényzet visszaszorítása céljából.

Biológiája

Megnyúlt, oldalról alig lapított, hengeres testű, nagy méretűre növő halfaj. Feje testméretéhez viszonyítva kicsi, szemei alacsonyan ülnek, a lapított orrtájék kifejezetten rövid. Szája csúcsban nyíló, ajkai erőteljesek, kemények, bajuszszálai nincsenek. Uszonyai viszonylag kicsik, lekerekítettek. A fiatal példányok ezüstös színűek. A kifejlett egyedek hátának és oldalának színe zöldes, a has világos (HARKA & SALLAI 2004). Növekedésének ideális hőmérsékleti tartománya 25–30 °C, de a víz hőmérséklet változásait igen széles határok között képes elviselni (0–38 °C). Jól tűri a víz sótartalmának és oxigénszintjének a változásait is (FRIMODT 1995).

Az amur növényevő halfaj. Táplálékának nagy részét magasabbrendű (edényes) vízi- és szárazföldi növények, fonalas algák teszik ki. Erőteljes kemény szája és nagy méretű garatfogai segítségével akár a nádtorzást is képes felaprítani. Növényi táplálék hiányában fogyaszt bentost és makroszkopikus gerinctelenekeket is. Táplálékfelvétele rendkívül nagy mértékű, mivel az emésztés során a tápanyagokat csak mérsékelt hatékonysággal képes hasznosítani (BILLARD 1997).

Az ivarérettség elérése erősen függ a környezeti tényezőktől, hazai körülmények között hat-hét éves korra tehető. Eredeti elterjedési területén az ivás a monszunidőszakkal esik egybe, ekkor a halak akár 50–100 km-t is vándorolnak a megfelelő ívőhelyekre, amelyek a gyors folyású köves, esetleg kavicsos medrű folyószakaszokon vannak. Az ikrája pelágikus, a folyóvízben lebegve sodródik. A mederben történő ülepedésük a pusztulásukat vonja maga után. A kikelt és már önálló mozgásra képes lárvák lehúzódnak az elárasztott hullámterek lassú folyású, illetve állóvízű szakaszaira (SHIREMAN & SMITH 1983).

Ökológiai igényei Magyarországon

A telepítéseknek és a véletlen kiszabadulásoknak köszönhetően hazánkban általánosan elterjedté vált faj. Megtalálható mindazon tavakban, folyókban,



csatornában és holtágakban ahol elegendő mennyiségű növényi táplálék áll rendelkezésére. Egyes folyókban (Hármas-Körös, Tisza, Dráva) szaporodása bizonyított, illetve a jövőben a klímaváltozás hatásainak erősödésével egyre több helyen kell ivásukra számítanunk.

Ökológiai problémák

Az amur állományai közvetve és közvetlenül is hatást gyakorolnak a víztestek ökológiai állapotára. Szelektív növényfogyasztásukkal megváltoztatják a vízinövény-társulások összetételét (BONAR *et al.* 2002). Negatívan befolyásolhatják az őshonos halfajokból álló közösségeket azáltal, hogy táplálkozásuk következményeképpen eltűnnek azok az élőhelyek, melyek azoknak ivó-, táplálkozó- vagy menedékhelyként szolgálnak (SHIREMAN & SMITH 1983). Az élőhely bolygatása, átalakulása kapcsán jellemzően csökken a fajdiverzitás, az inváziós fajok megtelepedésének veszélye pedig növekszik. Az élőhelyekre közvetetten hatást gyakorló tényező, hogy az amur tökéletlen emésztéséből kifolyólag könnyen hozzáférhető növényi tápanyagban dús ürülékkel trágyazza a vizeket. Ez a feltárt, jól hasznosítható szervesanyag hatással lehet a víztestek trofikus állapotára azzal, hogy elősegíti a vizek eutrofizálódását (HANSSON *et al.* 1987). Az amur környezetre gyakorolt hatásának mértéke nagyban függ a telepítés sűrűségétől, az azonban, hogy mekkora a kritikus állomány nagyság, különösen természetes vizekre vonatkozóan, nehezen meghatározható (KOVÁCS & URBÁNYI 2019). A tájidegen halak terjedésének kedvezőtlen hatása továbbá, hogy azok potenciális parazita- és vírusvektorként is funkcionálhatnak. Az amur telepítése kapcsán például hazánkba került egy Távól-Keletről behurcolt

galandféreg, a *Bothriocephalus acheilognathi*, amely valamennyi hazai pontyfélében (Cyprinidae) megtelepedhet (KOTTELAT & WHITTEN 1996).

Gazdasági hatások

Az amurt jellemzően polikultúrás termelési szerkezetben, mellékalként tenyésztik Magyarországon. Ezen termelési rendszer arra a feltételezése épül, hogy az amur képes felvenni a ponty (*Cyprinus carpio*) által nem hasznosított (magasabbrendű növényi) táplálékforrásokat. Termelési volumene, másodlagos szerepéből adódóan, nem számottevő. Horgászati jelentősége egyes vízterületeken kiemelkedő lehet, azonban táplálkozásából adódó környezetalakító hatása károsná válhat az egyéb őshonos halfajok állományaira nézve (KOVÁCS & URBÁNYI 2019).

Védekezési lehetőségek

Nagy testméretű, ezáltal a horgászok számára vonzó faj, de a legtöbb vizünkben egyelőre nem szaporodóképes. Telepítésének és visszahelyezésének tilalmával hosszabb távon jelentős mértékben visszaszorítható. Az amurnak létezik olyan, mesterségesen létrehozott, triploid kromoszómaszerkezetű változata, amely szaporodásképtelen. Célszerű volna ezen változat használata a tógazdasági gyakorlatban is.

Irodalom

BILLARD 1997, BONAR *et al.* 2002, FRIMODT 1995, FROESE & PAULY 2021a, HANSSON *et al.* 1987, HARKA & SALLAI 2004, KOTTELAT & FREYHOF 1996, 2007, KOVÁCS & URBÁNYI 2019, NICO *et al.* 2022c, SHIREMAN & SMITH 1983, TÖLG 1970

LENTE VERA, STASZNY ÁDÁM,
WEIPERTH ANDRÁS & FERINCZ ÁRPÁD

Razbóra

Pseudorasbora parva (TEMMINCK & SCHLEGEL, 1846)

Eredeti elterjedési terület

A razbóra eredeti elterjedési területe Kelet-Ázsia, beleértve Japánt, a Koreai-félsziget egy részét és Kínát. Európán kívül számos ázsiai országba pl. Iránba, Kazahsztánba, Laoszba, Tajvanba, Törökországba, Üzbegisztánba, Afganisztánba és Örményországba is behurcolták. Ezenkívül jelen van Algériában és Fidzsi-szigeteken is.

Magyarországi megjelenése

Európába elsőként az 1960-as évek elején Romániában mutatták ki, ahová egy Ázsiából érkező busa- és amurszállítmánnyal került. Magyarországon először 1963-ban a paksi tógazdaságban észlelték, majd 1967-ben Biharugráról jelentették tömeges előfordulását. Utóbbi helyre nagy

valószínűséggel Romániából, spontán módon került. Az 1970-es évektől gyorsan terjedt az ország egész területén, napjainkban hazánk szinte minden vizében előfordul (PINTÉR 2002). A 2000-es évekre a kontinens szinte minden országában megtelepedett (COPP *et al.* 2005), legutóbb a Pireneusi-félszigeten vált invázióssá (CAIOLA & DE SOSTOA 2002). Terjedése elsősorban fertőzött halszállítmányokkal történik, de másodlagos, spontán terjedését is kimutatták.

Biológiája

A razbóra egy kifejezetten kis termetű, megnyúlt testű halfaj. Teste ezüstös színű, háta szürkés, a fiatalabbak oldalán egy sötétebb sáv látható. Kimondottan rövid életű faj, csak ritkán éri meg



© Ferincz Árpád



a két-három éves kort. Legnagyobb testmérete 10–15 cm közötti lehet.

Már egyévesen ivaréretté válik. A március és június között zajló szaporodási időszakban a hímek megtisztítják az ívási felületet, továbbá őrzik a fészket és az ivadékokat is. Évente többször is ívnak.

Opportunistá halfaj, planktonikus rákokat, rovarlárvákat, férgeket, szerves törmeléket, halivadékot is elfogyaszt. Ezen kívül megfigyelték, hogy a legyengült vagy elhullott egyedek szöveteit is csipkedi.

Ökológiai igényei Magyarországon

Kifejezetten tág tűrésű faj, a vízminőséggel szemben alig érzékeny, nagyon széles határok között képes alkalmazkodni (GOZLAN *et al.* 2002). Még a kimondottan halak irtására alkalmazott rotenon nevű vegyszerrel szemben is nagy toleranciát mutat (ALLEN *et al.* 2006). Ezzel szemben a magas sótartalmat nem viseli el, így brakkvízben nem fordul elő (SCOTT *et al.* 2007). Míg eredeti élőhelyén kimondottan folyóvízi halként tartják számon, addig hazánkban az állóvizek többségében is megtalálják életfeltételeit, sőt helyenként akár tömeges is lehet.

Ökológiai problémák

Szaporasága miatt rendkívül nagy mennyiségben tudja előzönlenni az élőhelyeket, valamint opportunistá táplálkozásának köszönhetően szinte valamennyi őshonos fajnak konkurensé, valamint az ivadékhalak predátora. Ezen kívül hordoz egy *Sphaerothecum destruens* nevű intracelluláris parazitát, mely kifejezetten veszélyes az őshonos pontyfélékre (Cyprinidae), kiemelten a védett kurta baingra (*Leucaspis delinea-tus*) nézve (GOZLAN *et al.* 2005).

Gazdasági hatások

Rendkívül komoly inváziós potenciáljának köszönhetően akár egy szezon alatt képes jelentősen befolyásolni a termelő gazdaságok hozamát. Valamennyi őshonos fajunknak táplálékkonkurensé. Ragadozó hal termelése esetén esetlegesen kihasználható, mint természetes táplálék, azonban jelenléte lényegesen nagyobb veszélyt jelent, mint amekkora hasznot hajt.

Védekezési lehetőségek

Kiemelkedően magas reprodukciós rátájának, valamint a vegyszerekkel szembeni alacsony érzékenységenek köszönhetően a megtelepedett állományok kiirtása szinte lehetetlen. Néhány túlélő egyed is képes újabb inváziót elindítani. A mesterséges tavakban ragadozó halak nagyarányú telepítése lehet visszaszorításának egyik lehetséges módja. A természetes vizeinkben egyelőre nem ismerünk olyan módszert, amellyel terjedését megakadályozni vagy korlátozni tudnánk.

A razbóra szerepel az Európai Bizottság 2016/1141 számú végrehajtási rendeletében mint az Európai Unió számára veszélyt jelentő idegenhonos inváziós faj.

Irodalom

ALLEN *et al.* 2006, CAIOLA & DE SOSTOA 2002, COPP *et al.* 2002, GOZLAN *et al.* 2002, 2005, PINTÉR 2002, SCOTT *et al.* 2007

STASZNY ÁDÁM, LENTE VERA,
WEIPERTH ANDRÁS & FERINCZ ÁRPÁD

Fekete törpeharcsa

Ameiurus melas (RAFINESQUE, 1820)

Eredeti elterjedési terület

A fekete törpeharcsa hazája Észak-Amerika. Eredeti elterjedési területének északi határa Kanada déli része, déli pedig a Mexikói-öböl, elterjedését nyugatról a Sziklás-hegység, keletről pedig az Appalache-hegység határolja (PAGE & BURR 1991). Eredeti élőhelyén elsősorban sekély, iszapos vizekben található, sok esetben extrém módon felmelegedő, zavaros, oxigénhiányos vizekben fordul elő. Elsősorban tavak, holtágak, lassú folyású mellékágak lakója, de ezenkívül számos másodlagos élőhelyen (halastavak, öntözőcsatornák, víztározók) is előfordul (ETNIER & STARNES 1993).

Magyarországi megjelenése

Európába nagy valószínűséggel először 1871-ben kerülhetett, ekkor Franciaországba importálták (WELCOMME 1988). Terjedésének kezdeti szakaszát és a korai telepítéseket nehéz rekonstruálni, mert sokáig a szakirodalomban sem különítették el közeli rokonától a barna törpeharcsától (*Ameiurus nebulosus*). Az 1800-as évek végére eljutott Németországba, Belgiumba és Hollandiába is (WHEELER 1978). Napjainkra gyakorlatilag egész Európában megtalálható: önfenntartó állományai Norvégiától Portugáliáig ismertek (GANTE & SANTOS 2002). Az európai betelepítésen kívül eljutott Dél-Amerikába (Chile) is (WELCOMME 1988).

Magyarországra kerülésének időpontja a legtöbb szakirodalom szerint 1980 (PINTÉR 1989, HARKA & SALLAI 2004), de nem zárható ki, hogy már jóval korábban (1902 körül), a barna törpeharcsával együtt került be hazánk vizeibe. Az 1980-as, Olaszországból történő importja jól dokumentált. Eredetileg a jóval nagyobb testméretet elérő petytyes harcsát (*Ictalurus punctatus*) tervezték behozni, annak ivadékát azonban egyszerűen összetévesztették a fekete törpeharcsáéval. Így került a Dinnyési Ivadéknevelő Gazdaságba 30 000 pld.,

ahonnan később az ország több gazdaságába is eljutott (PINTÉR 2002). Napjainkban már az ország egész területén megtalálható.

Biológiája

Kedveli a tápanyagdús (eutróf, hipertóf), puha és szervesanyagban gazdag üledékkel jellemezhető élőhelyeket. A különféle szennyezéseket (szerves, szervetlen) jól tűri (RIBIERO *et al.* 2008). Az erős áramlással, illetve a hullámveréssel jellemezhető élőhelyeket nem kedveli.

Ivarérettségét általában a harmadik életévében éri el, azonban különbség mutatkozik az inváziós állományok és a meghonosodott (idegenhonos, „stabil” nem növekvő populációk) populációk között. Előbbiek rendszerint lassabban érik el az ivarérett kort, illetve ezzel párhuzamosan kisebb testméretűek, a lerakott ikra mennyisége (relatív fekunditás) azonban magasabb. Szaporodási időszaka elhúzódó, májustól júliusig tart. Ívásához legalább 21 °C-os vízhőmérséklet szükséges. Az íváshoz a hím gödröt készít az aljzatba, rendszerint valamilyen tereptárgy (vizinövényzet, kövek, vízbe dőlt fák) közelében, amelybe a nőstény jellegzetes násztánc után rakja le 1000–4500, kb. 1,5–2 mm átmérőjű ikráját. Az így elkészített fészket, illetve a kikelő ivadékot mindkét ivar, de esetenként csak a tejes őrzi (COPP *et al.* 2016). A fiatal fekete törpeharcsák néhány hónapig rajban mozognak, gyakran a vízfelszín közelében (ezeket a szaknyelv ivadékfelhőnek nevezi).

Táplálkozását tekintve mindenevő (omnivor) faj. Természetes élőhelyein tápláléka legnagyobb része makroszkopikus gerinctelenekből áll, de abban az esetben, ha más nem áll rendelkezésre megfelelő mennyiségben, elfogyasztja a növényi eredetű táplálékot (fonalas algák, takarmány) is (LEUNDA *et al.* 2008). A testméretének növekedésével hal-fogyasztása is gyakoribbá válhat, azonban ez nem



feltétlenül jelenti az élő egyedek fogyasztását. Sajat testméreténél jelentősen nagyobb haldögöket is képes elfogyasztani, ilyenkor darabokat tép ki a teméből, általában a hasüregnél kezdve (PREISZNER *et al.* 2020).

Ökológiai igényei Magyarországon

Az élőhelyi szélsőségeket (magas, akár 35 °C-os víz-hőmérséklet, alacsony, akár 3 mg/l oxigénkoncentráció) huzamosabb ideig is igen jól viseli (RIBEIRO *et al.* 2008). Ennek megfelelően szinte minden hazai vizünkben megtalálható. Különösen nagy állományai alakultak ki egyes Tisza menti és tiszántúli holtmedrekben. A halgazdálkodási létesítmények környezetében országsszerte gyakori (TAKÁCS *et al.* 2017b).

Hazai tömeges elterjedése az 1980-as évek második felében következett be. Érdeklőség, hogy napjainkra országsszerte szinte teljesen kiszorította a korábban betelepített, szintén jelentős inváziós potenciállal jellemezhető barna törpeharcsát (*Ameiurus nebulosus*). Ennek az Európa-szerte észlelt jelenségnek a háttere napjainkig tisztázatlan, egyes szerzők szerint mindössze „véletlen egybeesésről” van szó (COPP *et al.* 2016).

Ökológiai problémák

A fekete törpeharcsa jellemzően mesterséges vizekben (halastavak, horgásztavak, víztározók), illetve a degradált természetközeli élőhelyeken válik tömegessé. Ilyen élőhelyeken egyrészt a táplálékhálózat nagymérvű megzavarására képes, másrészt nagyobb egyedei közvetlen predációs nyomást jelenthetnek a kisebb testű, akár természetvédelmi oltalom alatt álló halfajokra, illetve őshonos fajok fiatalabb példányaira. Ívási időszakban fészekőrző magatartásukkal jelenthetnek közvetlen veszélyt az őshonos fajokra, amely adott esetben sérülésessel is járhat.

Gazdasági hatások

Kártétele többrétű folyamat eredménye. Egyrészt direkt táplálékkonkurenciát jelent a legtöbb tógazdaságban nevelt halfajjal, ezért hozamkiesést okoz. Legalább ilyen jelentős azonban a közvetett hatása. A fekete törpeharcsák által előzönlött horgászvizeket nem szívesen látogatják a horgászok – az apró, szűrős halak nem túl népszerűek körükben –, amivel a helyi és regionális horgászturizmus potenciálja is csorbul. A faj hatékony terjesztője több kórokozónak is, pl. a *Ranavirus* nemzetségbe tartozó európai harcsavírusnak – European Catfish Virus (ECV) –, amely a gazdasági szempontból fontos harcsa (*Silurus glanis*) esetében is képes igen magas mortalitást okozni (VARJÚ-KATONA *et al.* 2021)

Védekezési lehetőségek

Visszaszorítására elsősorban helyi szinten (adott vízterületen) érdemes erőfeszítéseket tenni. Az utóbbi évtizedben egyre szélesebb körben terjed a speciális törpeharcsavarsák alkalmazása, melyek segítségével – és kitartó munkával – állománya kordában tartható. Kisebb vizeken hatékony lehet az „ivadékelhők” hálóval, illetve elektromos halászgéppel történő egyelése is.

A faj szerepel az Európai Unió számára veszélyt jelentő idegenhonos inváziós fajok jegyzékén, ezért tartása, tenyésztése, természetbe történő kibocsátása minden uniós tagországban tilos.

Irodalom

COPP *et al.* 2016, ETNIER & STARNES 1993, GANTE & SANTOS 2002, LEUNDA *et al.* 2008, PAGE & BURR 1991, PINTÉR 2002, PREISZNER *et al.* 2020, RIBEIRO *et al.* 2008, TAKÁCS *et al.* 2017b, VARJÚ-KATONA *et al.* 2021, WELCOMME 1988, WHEELER 1978

FERINCZ ÁRPÁD, LENTE VERA,
WEIPERTH ANDRÁS & STASZNY ÁDÁM

Szivárványos pisztráng

Oncorhynchus mykiss (WALBAUM, 1792)

Eredeti elterjedési terület

Eredetileg Észak-Amerika nyugati partvidékén, Alaszkától Mexikó északi határáig, Oroszország keleti részén, valamint a Csendes-óceán északi partvidékén honos. Két változata ismert, a teljesen édesvízi életmódra áttért, illetve a „steelhead”-nek is nevezett anadrom, vándorló forma. Az Antarktisz kivéve a világ minden kontinensére, legalább 99 országba betelepítették sport (horgászat) és akvakultúrában való tenyésztés és árutermelés céljából. Megjelenése után a legtöbb országból jelzik az őshonos pisztrángfajok általa történő kiszorítását, amely feltehetően kiemelkedő kompetíciós képességeinek köszönhető. Európában legalább 130 önfenntartó populációja ismert 16 országból.

Magyarországi megjelenése

Hazánkba történő betelepítésének pontos ideje nem ismert. Számos szerző szerint 1882 és 1884 között érkezett az első szállítmány a ma Franciaországhoz tartozó Hüningenből (Huningue) Pállfy grófnak a Pozsonytól északra fekvő Szomolányban

(Smolenice) található halkeltetőjébe (LEVER 1996). A 20. század elejére kimondottan népszerű halfajjá vált Magyarországon, legalább 200 olyan gazdaság működött, ahol a szivárványos pisztráng nevelésével foglalkoztak. A faj felfutásának az első világháború vetett véget, amikor a keltetőtelepeket felhagyták, valamint a számára ideális vizek jelentős része mai határainkon kívülre került. Jelenlegi tudásunk szerint a mai Magyarország területén mindössze három-négy élőhelyen találkozhatunk a szivárványos pisztráng önfenntartó állományával (Garadna-, Kecső- és Jósua-patak, Tengersizem-tó).

Biológiája

Megnyúlt testű, torpedó alakú halfaj. Hátúszójában 3 vagy 4 kemény és 10–12 lágy úszósugár található. A hátúszó és a farokúszó között úszósugár nélküli zsírúszója van. Színe a kékestől az olajzöldig változhat, az oldalvonal mentén rózsaszín sáv húzódik, hasa ezüstsínű. Hátát, oldalait, fejét és az úszókat apró fekete pettyek tarkítják, melyek között soha nem találunk pirosakat.



© Ferincz Árpád

Hideg vízű, főként hegyvidéki patakok és kisvízfolyások lakója, ahol a víz hőmérséklet nyáron sem emelkedik 12 °C fölé, bár képes elviselni a sebes pisztráng (*Salmo trutta*) tűréshatáránál magasabb, akár 24 °C-os hőmérsékletet is, ami az egyik legfőbb oka a sikerességének. Az ideális élőhely számára az, ahol megfelelő számban található a víztestben medencék, illetve árnyékoló parti vegetáció is. Kiemelten fontos számára a kavicsos aljzatú szakaszok megléte, ahová ívőgödrot készít és abba rakja ikráit. A környezeti feltételektől függően általában 3-4 évesen válik ivaréretté. Eredeti élőhelyén azokat a vízfolyásokat kedveli, amelyekben nyáron csökken a vízhozam, így a fiatal egyedeket nem sodorja el az áramlás (BEHNKE 1992). A korábban említett két forma (vándorló és állandó édesvízi) morfológiájában is jelentősen eltér egymástól, ezért korábban két külön fajnak gondolták azokat (ALLENDORF & UTTER 1979).

Táplálkozási szokásait tekintve agresszívebb, mint a sebes pisztráng. A fiatal egyedek örvényférgeket, árvaszúnyoglárvékat, alacsonyabb rendű rákokat, csigákat és vízbe hulló rovarokat esznek, míg az idősebbek ezek mellett részben áttérnek a kisebb halak fogyasztására.

Ökológiai igényei Magyarországon

Hazánkban kevés olyan vízfolyás található, amely megfelel az igényeinek, ezáltal jelenleg állományának nagysága sem számottevő, és önfenntartó állománya is csupán néhány vízfolyásban alakult ki.

Ökológiai problémák

Kártétele alapvetően az élőhelyért és az erőforrásokért (pl. táplálék) való versengésből adódik, amivel jelentősen befolyásolhatják az őshonos lazacfélék életfeltételeit (SCOTT & IRVINE 2000, VAN ZWOL *et al.* 2012). Számos élőhelyén észlelték már ezeket a hatásokat. A természetben és laboratóriumban is vizsgálták a szivárványos és a sebes pisztráng (*Salmo trutta*) közötti interakciókat, és azt találták, hogy a sebes pisztráng élőhelyválasztását és túlélését jelentősen befolyásolja a szivárványos pisztráng jelenléte

(BLANCHET *et al.* 2007). Szintén komoly károkat tud okozni a kis testű halak állományaiban, azok zsákmányolásával, ahogyan azt Horvátországban, a *Telestes metohiensis* halfaj esetén kimutatták (ZUPANČIČ 2008). Világszinten is kiemelkedő negatív hatásai miatt a szivárványos pisztráng felkerült a világ 100 leginkább invazívnek tekintett fajának listájára (LOWE *et al.* 2000).

Gazdasági hatások

A szivárványos pisztráng világszerte nagy gazdasági jelentőséggel bír, vélhetően ennek köszönhető, hogy minden földrészre bekerült. Mind ételszerként, mind pedig sporthalként nagy jelentőségű. Sikerességét a viszonylag magas hőmérséklettel szembeni tűrőképességének, könnyű tápra szoktathatóságának, gyors növekedésének és az akvakultúrák technológiával szembeni ellenállóképességének köszönheti (CRAWFORD & MUIR 2008, HALVERSON 2008, WOYNAROVICH *et al.* 2011).

Védekezési lehetőségek

A szivárványos pisztránggal kapcsolatban hazánk szerencsés helyzetben van, hiszen ez a kiemelkedő inváziós potenciállal rendelkező faj a magyarországi vizekben nem találja meg életfeltételeit, ezért invázióssá is csak helyi szinten válhat. A hatályos magyar jogszabály (1996. évi LIII. törvény a természet védelméről) alapján természetes vizekbe telepíteni tilos. Amennyiben a jogszabályt minden vízkezelő betartja, úgy a továbbiakban sem kell komolyabb károkozásra számítani.

Irodalom

ALLENDORF & UTTER 1979, BEHNKE 1992, BLANCHET *et al.* 2007, CRAWFORD & MUIR 2008, HALVERSON 2008, LEVER 1996, LOWE *et al.* 2000, SCOTT & IRVINE 2000, STANKOVIĆ *et al.* 2015, VAN ZWOL *et al.* 2012, WOYNAROVICH *et al.* 2011, ZUPANČIČ 2008

STASZNY ÁDÁM, WEIPERTH ANDRÁS,
LENTE VERA & FERINCZ ÁRPÁD

Tarka géb

Proterorhinus semilunaris (HECKEL, 1837)

Eredeti elterjedési terület

A tarka géb egy ponto-kaszi gébféle (Gobiidae), melynek eredeti elterjedési területe az Azovi-, a Fekete- és az Égei-tenger medencéjében található. Korábban a *Proterorhinus semilunaris* és a *P. marmoratus* taxonokat még egy fajnak tekintették (DILLON & STEPIEN 2001), és a korábbi hazai irodalmakban a tarka gébet *P. marmoratus* tudományos néven tárgyalták (HARKA & SALLAI 2004). A molekuláris genetikai vizsgálatok eredményeként azonban megállapították, hogy valójában két külön fajról, egy édesvízben (*P. semilunaris*) és egy tengerben élőről (*P. marmoratus*) van szó (STEPIEN & TUMEO 2006). A sötűró (euryhalin) *Proterorhinus marmoratus* tengerekben, tengerparti részeken és brakkvizes területeken, míg a nálunk is előforduló tarka géb (*P. semilunaris*) kizárólag édesvizekben, így a tengerekbe torkolló folyamok és folyók (pl. Duna, Dnyeszter, Don, Kubán) még állandóan édesvízű alsó, valamint középső és felső szakaszain, továbbá az ezekbe torkolló vízfolyásokban fordul elő.

Magyarországi megjelenése

Sem szándékos, sem pedig halszállítmánnyal történő véletlen betelepítésére nincs adat. Valószínűleg közvetlenül az Al-Duna, illetve a Magyarország alatti Közép-Duna-szakasz irányából jutott el a Kárpát-medencébe (FERINCZ *et al.* 2016b, TAKÁCS *et al.* 2017b, WEIPERTH *et al.* 2013). Feltételezhetően a déli irányból történő terjedése egyrészt spontán módon, másrészt a hajók segítségével történt (AHNELT *et al.* 1998). A Duna középső és felső vízrendszerének meghódítása után a Majna–Rajna vízrendszere mellett a Dnyeper felső szakaszát, a Visztulát és a Morvát is meghódította. A hajók ballasztvizével Észak-Amerikába is eljutott. A Nagy-tavakat és az ezekben torkolló folyókat is sikeresen kolonizálja (JUDE *et al.* 1992, STEPIEN & TUMEO 2006).

A tarka géb a legelőször leírt idegenhonosnak tartott halfaj Közép-Európában. Feltételezhető, hogy az Al-Dunán és a folyó Magyarország alatti szakaszán már megjelent, mielőtt Budapestnél az első példányait 1872-ben megtalálták (KRIESCH 1873). Napjainkra állománya – a többi gébfaj gyors elterjedése miatt – a főágban megritkult, de a legtöbb mellékfolyóban és kisebb patakokban gyakori (BÓDIS *et al.* 2012, ERŐS *et al.* 2005, WEIPERTH *et al.* 2013). Országos jellegű felmérések alapján hazánk leggyakoribb ponto-kaszi eredetű gébfaja. A Duna és a Tisza teljes hazai szakaszán, számos mellékágukban és befolyóikban megtalálható, emellett több mesterséges és természetes állóvízben (bányatavak, Fertő, Balaton) is előfordul, és folyamatosan terjed (TAKÁCS *et al.* 2017b). A Balatonban is ezt a fajt tartják az első idegenhonos halnak (FERINCZ *et al.* 2016b).

Biológiája

A tarka géb egyik legkisebb testű halfajunk. Legnagyobb testmérete ritkán éri el a 10 cm-t. Teste és feje oldalról lapított. Két hátúszója van, farokúszója lekerekített, tövével egy sötétbarna vagy fekete félhold alakú folt látható (latin nevét – *semilunaris* – is erről kapta). Hasúszói tapadókoronggá módosultak. Orránál két kis csövecske látható, angol neve (Western Tubenose Goby) erre utal. Oldalvonala nincs. Mind a fiatal, mind a felnőtt példányok sárgás, olykor sárgásbarna alapszínűek, és szabálytalan sötétbarna, esetenként fekete mintákkal díszítettek. Ívási időszakban a tejesek színe jóval sötétebbé, akár egészen feketévé válik. Az úszók világosabbak, de ívási időszakban ezek is teljesen besötétülnek. Rövid életű faj, általában két-három, de legfeljebb négy évig él. Midkét nem egyedei már kétévesen ivarérettek. Ívása több részletben zajlik áprilistól júliusig. Ikráit valamilyen víz alatti tereptárgy (pl. kövek, sziklák, kagylóhéjak, fatörzsek, gyökerek, alámosott növényzet, padkák) alá



rakja. Előszeretettel használja a kövezések, kőszórások sziklái közötti üregeket. Szapora faj, a nőstény méretétől függően egyszerre 80–120 ikrát is lerakhat. Az ivadékok kikeléséig a hím őrzi a fészket. Táplálékát szinte kizárólag bentikus életmódú gerinctelenek adják, árva- (Chironomidae) és csípőszúnyog- (Culicidae), kérész- (Ephemeroptera) és álkérszlárvák (Plecoptera), felemáslábú (Amphipoda) és ágascsapú rákok (Cladocera), a nagyobb példányoknál megfigyelték, hogy ritkán halikrát vagy halivadékot (Pisces) is fogyasztanak. Bentikus életmódú faj, hazánkban a sekély, változatos aljzatú élőhelyeket kedveli. Élőhelyválasztásában évszakos változást nem figyeltek meg. A frissen kolonizált víztestekben elsősorban a sziklás, kavicsos részeket, mesterséges kőszórásokat kedveli, de gyenge kompetitorként a nagyobb testű gébfélék (Gobiidae) könnyen kiszorítják. Ahol tömeges, ott szinte valamennyi élőhelytípusban számítani lehet a megjelenésére, de a lápos, mocsaras jellegű részeket kerüli (ERŐS 2007, ERŐS *et al.* 2005, 2008b, 2017, SZALÓKY *et al.* 2014, 2015).

Ökológiai igényei Magyarországon

Hazánkban az egyes vízterekben nem mutatható ki jelentős eltérés az élőhelyválasztásában. A Dunában, a Tiszában és ezek mellékfolyóiban a kövezéseket, illetve a természetes köves, sziklás, kavicsos élőhelyeket kedveli, ahol megfelelő mennyiségű búvóhelyet talál a ragadozók elől (ERŐS *et al.* 2005, SZALÓKY *et al.* 2014, 2015). Ugyanakkor a később megjelenő, de egyes vizeinkben mára tömegessé váló nagyobb testű, esetenként agresszívabb ponto-kaszpi gébfajok – mint a feketeszájú géb (*Neogobius melanostomus*) és a Kessler-géb (*Ponticola kessleri*) – megjelenését követően a kövezésekről, kavicsos aljzatú folyószakaszokról teljesen kiszorult, viszont a mellékágak és befolyók homokos, olykor iszapos szakaszain gyakori (BÓDIS *et al.* 2012, ERŐS 2007, TAKÁCS *et al.* 2017b, WEIPERTH *et al.* 2020).

Ökológiai problémák

Az őshonos halfaunára alapvetően az élőhelyért és a táplálékért folytatott versengéssel hat. Ezenkívül azokon az élőhelyeken, ahol nagy állományagságot ér el, a táplálékául szolgáló makroszkopikus vízi gerinctelenekből álló faunát képes átalakítani. Kis testmérete miatt ideális zsákmánya számos őshonos ragadozó és nagyobb testű mindenevő (omnivor) halnak. Az eddigi vizsgálatok az angolna (*Anguilla anguilla*), a balin (*Leuciscus aspius*), a csuka (*Esox lucius*), a domolykó (*Squalius cephalus*), a harcsa (*Silurus glanis*), a jász (*Leuciscus idus*), a kősöllő (*Sander volgensis*), a sügér (*Perca fluviatilis*), a süllő (*S. lucioperca*) és a menyhal (*Lota lota*), illetve a döntően hlevő kockás sikló (*Natrix tessellata*) táplálékában mutatták ki.

Gazdasági hatások

Közvetlen gazdasági hatásairól nincs információ.

Védekezési lehetőségek

Azokból a víztestekből, ahol megjelent teljesen eltüntetni jelenlegi tudásunk szerint nem lehetséges. Ragadozó halak nagyobb mennyiségben történő telepítésével állománya csökkenthető. Zárt vízrendszerek, pl. bányatavak esetén biocidok alkalmazása elképzelhető, de későbbi ismételt betelepülését ez sem tudja megakadályozni.

Irodalom

ADÁMEK *et al.* 2007, AHNELT *et al.* 1998, BÓDIS *et al.* 2012, DILLON & STEPIEN 2001, ERŐS 2007, ERŐS *et al.* 2005, 2008b, 2017, FERINCZ *et al.* 2016b, GRABOWSKA *et al.* 2021, JUDE *et al.* 1992, KRIESCH 1873, TAKÁCS *et al.* 2017b, STEPIEN & TUMEO 2006, SZALÓKY *et al.* 2014, 2015, WEIPERTH *et al.* 2013, 2020

WEIPERTH ANDRÁS, LENTE VERA,
STASZNY ÁDÁM & FERINCZ ÁRPÁD

Folyami géb

Neogobius fluviatilis (PALLAS, 1814)

Eredeti elterjedési terület

Ponto-kaszipi elterjedésű gébfaj, melynek eredeti elterjedési területe a Kaszpi-, a Fekete-, az Azovi- és a Márvány-tenger medencéjében található. Sótűrő (euryhalin) fajról lévén szó, megtalálható a tengerek partjainál, a betorkolló folyók (pl. Duna, Dnyeszter, Dnyeper, Don, Kubán, Bug, Volga, Urál) brakkvízi és édesvízi szakaszain is (PINCHUK *et al.* 2003a). Bentikus életmódú faj, a tengerekben a sekély, homokos részeket kedveli. Élőhelyválasztásában évszakos változást is megfigyeltek, míg nyáron 0,5–5 m-es mélységekben fordul elő, addig ősszel és télen a mélyebb, 5–10 m-es részeket keresi. Folyókban is elsősorban a homokos aljzatot választja, de előfordul kavicsos-sziklás aljzaton is (ADÁMEK *et al.* 2007, JURAJDA *et al.* 2005).

Magyarországi megjelenése

Eredeti előfordulása a Dunán a Duna-deltától Vaskapuig húzódott, terjedése a vízierőmű-rendszerhez kapcsolódó tározók elkészülte után kezdődhetett (ROCHE *et al.* 2013). A faj Magyarországra kerülésének pontos időpontja nem ismert. Először a Balatonból jelezték tömeges előfordulását 1970-ben (BÍRÓ 1971, 1972). Mivel sem szándékos, sem

pedig halszállítmánnyal történő véletlen betelepítésére sincs adat, ezért valószínűleg a Duna magyarországi szakaszán már korábban megjelent. Feltételezhetően a déli irányból történő terjedése egyrészt spontán módon, másrészt a hajók segítségével, azok fenékvizében történhetett (AHNELT *et al.* 1998). A Duna hazai szakaszáról csak 1984-ben írták le, a Tiszából csak 1993-ban (PINTÉR 2002). Napjainkra már a Rajna és az Elba vízrendszeréig is eljutott (ROCHE *et al.* 2015).

Biológiája

A folyami géb kis testű halfaj, legnagyobb testhossza hazánkban 10–15 cm. Két hátúszója van, farkúszója lekerekített. Hasúszói tapadókoronggá módosultak. Színe barnásszürke, testét szabálytalan foltok tarkítják. Ívási időszakban a tejesek színe jóval sötétebbé, egyes esetekben egészen feketévé válik.

Rövid életű faj, általában három-négy, de legfeljebb öt-hat évig él. Ivarérettségét már a második évben elérheti, ívása több részletben zajlik áprilistól júniusig. Ikráit valamilyen víz alatti tereptárgy (pl. kövek, sziklák, kagylóhéjak, fatörzsek) alá rakja. Az ivadékok ki keléséig a hím őrzi a fészket.



© Ferincz Árpád



Táplálékát általában bentikus életmódú gerinctelenek, árvaszúnyoglárvák (Chironomidae) és ágascápú rákok (Cladocera) adják. A nagyobb példányok esetenként kis testű halakat is fogyasztanak.

Ökológiai igényei Magyarországon

Hazai élőhelyválasztásában eltérés mutatkozik a különböző típusú vizek között, aminek hátterében kompetíciós hatásokat feltételeznek. Míg a Balatonban a köves élőhelyeket választja, ahol megfelelő mennyiségű búvóhelyet talál a ragadozóktól, addig a Dunában, feltételezhetően a Kessler- (*Ponticola kessleri*) és a feketeszájú géb (*Neogobius melanostomus*) hatására, kiszorul ezekről az élőhelyekről és gyakrabban kerül elő a homokos-kavicsos partközeli szakaszokról (CZEGLÉDI *et al.* 2019, ERŐS *et al.* 2005). Kifejezetten kötődik a partközeli, sekély élőhelyekhez. Legnagyobb állományai a Dunában található, de számos kisebb folyóban és csatornában is előfordul, a Balatonból és egyéb állóvizeinkből is előkerült. A többi ponto-kaszpi térségből érkező gébvel együtt folyamatos terjedésének lehetünk tanúi.

Ökológiai problémák

Az őshonos halfaunára alapvetően az élőhelyért és a táplálékért folytatott versengéssel hat. Ezenkívül azokon az élőhelyeken, ahol nagy állomány nagyságot

ér el, ott a táplálékaul szolgáló makroszkopikus gerinctelenek fajösszetételének átalakításával is számolni kell. Kis testmérete miatt ideális zsákmánya számos őshonos ragadozó halnak – harcsa (*Silurus glanis*), csuka (*Esox lucius*), sügér (*Perca fluviatilis*), süllő (*Sander lucioperca*), menyhal (*Lota lota*) –, illetve halebő madárnak is (PINCHUK *et al.* 2003a).

Gazdasági hatások

Közvetlen gazdasági hatásairól nincs információnk. Kismértékben a horgászturizmusra lehet hatással, mivel azokat a területeket, ahol nagy mennyiségben van jelen, a horgászok inkább elkerülik.

Védekezési lehetőségek

Azokból a víztestekből, ahol megjelent, teljesen eltüntetni jelenlegi tudásunk szerint nem lehetséges. Esetlegesen ragadozó halak nagyobb arányú telepítésével állománya kordában tartható.

Irodalom

ADÁMEK *et al.* 2007, AHNELT *et al.* 1998, BÍRÓ 1971, 1972, CZEGLÉDI *et al.* 2019, ERŐS *et al.* 2005, JURAJDA *et al.* 2005, PINCHUK *et al.* 2003a, PINTÉR 2015, ROCHE *et al.* 2013, 2015

STASZNY ÁDÁM, WEIPERTH ANDRÁS,
LENTE VERA & FERINCZ ÁRPÁD

Feketeszájú géb

Neogobius melanostomus (PALLAS, 1814)

Eredeti elterjedési terület

A feketeszájú géb egy ponto-kaszi elterjedésű gébféle (Gobiidae), melynek eredeti elterjedési területe a Fekete-, a Márvány-, az Azovi- és a Kaszpi-tenger medencéjében található. Sótűrő (euryhalin) fajról lévén szó, megtalálható a tengerek partjainál, valamint a betorkolló folyók (pl. Duna, Dnyeszter, Dnyeper, Don, Kubán, Bug, Volga, Urál) brakkvízi és édesvízi szakaszain is (PINCHUK *et al.* 2003c).

Magyarországi megjelenése

Mivel sem szándékos, sem pedig halszállítmánnyal történő véletlen betelepítésére sincs adat, ezért valószínűleg az Al-Duna, illetve a Duna felső szakaszának irányából jutott el térségünkbe (WEIPERTH *et al.* 2013). Feltételezhetően a déli irányból történő terjedése egyrészt spontán módon, másrészt hajók segítségével, azok fenékrészének felszínén, illetve egyes hajótípusok fenékvizében történt (AHNELT *et al.* 1998). A Duna vízrendszerének meghódítása után a Balti-tenger vízgyűjtőjében is sikeresen terjed, de tengerjáró hajókkal

eljutott Észak-Amerikába is, ahol szintén inváziós fajként tartják számon (CHARLEBOIS *et al.* 2001).

A faj Magyarországra kerülésének pontos időpontja nem ismert. Első példányait 2001-ben gyűjtötték a Duna gödi szakaszán (1670 fkm) (GUTI *et al.* 2003). Azóta a leggyakoribb gébféle lett a középső Duna-szakasz mentén, és terjedését számos mellékfolyóban is megfigyelték már (WEIPERTH *et al.* 2020). 2017-ben megjelent a Tiszában, ahonnan robbanásszerűen terjedt a Tisza középső szakaszán és mellékfolyóiban (NYESTE *et al.* 2017, 2018). A Balatonból Siófok térségében (és a Sió siófoki szakaszán) 2017 őszén jelezték első előfordulását (WEIPERTH 2018).

Biológiája

A feketeszájú géb egy kis testű halfaj, legnagyobb testmérete hazánkban ritkán éri el a 15–20 cm-t. Két hátúszója van, farokúszója lekerekített. Hasúszói tapadókoronggá módosultak. A fiatal példányok palaszürkék, a kifejlett egyedek szürkésbarnák és



© Ferincz Árpád

testüket szabálytalan sötétbarna, fekete foltok, díszítik. Zöldes mintázatú első hátúszóját sötétbarna vagy fekete folt díszíti. Ívási időszakban a tejesek színe jóval sötétebbé, akár egészen feketévé válik. Az úszók végei világosabbak, de ívási időszakban ezek is teljesen besötétülnek.

Rövid életű faj, általában három-négy, de legfeljebb öt-hat évig él. A hímek a második, a nőstények a harmadik évben érik el az ivarérettséget. Ívása több részletben zajlik áprilistól júniusig. Ikráit valamilyen víz alatti tereptárgy (pl. kövek, sziklák, kagylóhéjak, fátörzsek) alá rakja. Előszeretettel használja a kövezések, kőszórások sziklái közötti üregeket. Nagyon szapora faj, a nőstény méretétől függően egyszerre 200–5200 ikrát is lerakhat. Az ivadékok kikeléséig a hím őrzi a fészket.

Táplálékát általában bentikus életmódú gerinctelenek adják, árvaszúnyogok (Chironomidae) lárvái, ágascsapú rákok (Cladocera), halikra és halivadékok. A nagyobb példányok esetenként kis testű halakat is fogyasztanak. Bentikus életmódú faj, a tengerekben a sekély, homokos részeket kedveli. Élőhelyválasztásában évszakos változást is megfigyeltek. Míg nyáron inkább a sekélyebb, 1–1,5 m-es mélységekben fordul elő, addig ősszel és télen a mélyebb, 5–20 m mély részeket keresi. Mind a tengerekben, mind a folyókban elsősorban a sziklás, kavicsos, mesterséges kőszórásokat kedveli, de a kolonizált élőhelyeken előfordul finomabb kavicsos-homokos aljzaton is (ADÁMEK *et al.* 2007, ERŐS 2007, ERŐS *et al.* 2008b, 2017, SZALÓKY *et al.* 2014, 2015, JURAJDA *et al.* 2005).

Ökológiai igényei Magyarországon

Hazai élőhelyválasztásában nem mutatható ki jelentős eltérés a különböző kolonizált élőhelyek között. Mind a Dunában, mind Tiszában, illetve ezek mellékfolyóiban is a kövezéseket, természetes köves, sziklás, kavicsos élőhelyeket kedveli, ahol megfelelő mennyiségű búvóhelyet talál a ragadozók elől (ERŐS *et al.* 2005). Ugyanakkor számtalan dunai és tiszai befolyóban a homokos, esetként iszapos szakaszokon is megtalálható, olykor nagy tömegben (BÓDIS *et al.* 2012, NYESTE *et al.* 2018, WEIPERTH *et al.* 2013, 2020). A számára optimális élőhelyeken mind a partközeli, sekély élőhelyeken, mind a meder mélyebb részein tömegesen fordul elő (SZALÓKY *et al.* 2014, 2015). Legnagyobb állományai a Dunában és az abba

torkolló vízfolyásokban található, de számos folyónkban és csatornában is előfordul, illetve napjainkban is terjed. A Balaton mellett mély, tiszta vizű bányatavakból is előkerült (BALOG *et al.* 2021).

Ökológiai problémák

Az őshonos halfaunára alapvetően az élőhelyért és a táplálékért folytatott versengéssel hat. A Dunában a botos köllöntével (*Cottus gobio*) azonos élőhelyet használ. Azokon a területeken, ahol nagy állomány nagyságot ér el, a táplálékául szolgáló makroszkopikusgerinctelen-faunát képes teljesen átalakítani, kifalni. Kis testmérete miatt ideális zsákmánya számos őshonos ragadozó halnak. Az eddigi vizsgálatok az angolna (*Anguilla anguilla*), a balin (*Leuciscus aspius*), a csuka (*Esox lucius*), a harcsa (*Silurus glanis*), a kőszöllő (*Sander volgensis*), a sügér (*Perca fluviatilis*), a süllő (*Sander lucioperca*) és a menyhal (*Lota lota*), illetve halebő hüllők (Reptilia) és madarak táplálékában mutatták már ki (PINCHUK *et al.* 2003c, WEIPERTH *et al.* 2014b).

Gazdasági hatások

Közvetlen gazdasági hatásairól nincs információ. Kismértékben a horgászturizmusra lehet hatással, mivel azokat a területeket, ahol nagy mennyiségben van jelen, a horgászok inkább elkerülik.

Védekezési lehetőségek

Azokból a víztestekből, ahol megjelent, teljesen eltüntetni jelenlegi tudásunk szerint nem lehetséges. Esetlegesen ragadozó halak nagyobb mennyiségben történő telepítésével állománya kordában tartható. Zárt vízrendszerek, pl. bányatavak esetén biocidok alkalmazásával pusztítható, de a későbbi újrakolonizációt ez sem tudja megakadályozni.

Irodalom

ADÁMEK *et al.* 2007, AHNELT *et al.* 1998, BALOGH *et al.* 2021, BÓDIS *et al.* 2021, CHARLEBOIS *et al.* 2001, ERŐS 2007, ERŐS *et al.* 2005, 2008b, 2017, GUTI *et al.* 2003, JURAJDA *et al.* 2005, NYESTE *et al.* 2017, 2018, PINCHUK *et al.* 2003c, SZALÓKY *et al.* 2014, 2015, WEIPERTH 2018, WEIPERTH *et al.* 2013, 2014b, 2020

WEIPERTH ANDRÁS, LENTE VERA,
STASZNY ÁDÁM & FERINCZ ÁRPÁD

Csupasztorkú géb

Babka gymnotrachelus (KESSELER, 1857)

Eredeti elterjedési terület

A csupasztorkú géb egy ponto-kaszipi elterjedésű gébféle (Gobiidae), melynek eredeti elterjedési területe a Márvány- és a Fekete-tenger teljes területén, az Azovi- és a Kaszpi-tengernek pedig az északi részén található (FREJHOF & KOTTELAT 2008). Sótűrő (euryhalin) fajról lévén szó, megtalálható a tengerek partjainál, valamint a betorkolló folyók (pl. Duna, Dnyeszter, Dnyeper, Don, Kubán, Bug, Volga, Urál) brakkvízi és édesvízi szakaszain is (PINCHUK *et al.* 2003b).

Magyarországi megjelenése

Mivel sem szándékos, sem pedig halszállítmánnyal történő véletlen betelepítésére nincs adat, ezért valószínűleg az Al-Duna, illetve a Duna felső folyása irányából is eljutott a folyó középső szakaszának a térségébe. Feltételezhetően a déli irányból történő terjedése egyrészt spontán módon, másrészt hajók segítségével, azok fenékrészének felszínén, illetve egyes hajótípusok fenékvizében történt (WEIPERTH

et al. 2013). A Szigetközben történő első hazai kimutatása igazolja, hogy a hajókkal a Duna felső szakaszára eljutó inváziós gébfajok abból az irányból is sikeresen tudják kolonizálni a Duna alsóbb szakaszait. A Duna vízrendszere után a Balti-tenger vízgyűjtőjében is megjelent illetve terjed (JAROSZEWSKA *et al.* 2008). Magyarországra kerülésének pontos időpontja nem ismert. Első két példányát 2004-ben gyűjtötték a Szigetköz északi részén, az ún. Cikolai-ágrendszerben (GUTI 2005). Ezt követően a Duna alsó szakasza irányából is megjelent, és mára a folyó teljes hazai szakaszán, valamint számos mellékvizében megtalálható (BÓDIS *et al.* 2012, TAKÁCS *et al.* 2017b, WEIPERTH *et al.* 2010, 2020), de megjelent és terjed a Tisza vízgyűjtőjén is (SALLAI *et al.* 2019, SALLAI & SALLAI 2020).

Biológiája

A csupasztorkú géb egy kis testű halfaj, legnagyobb testmérete hazánkban ritkán éri el a 12–15 cm-t. Két hátúszója van, farokúszója lekerekített. Hasúszói



© Ferincz Árpád

tapadókoronggá módosultak. Sárgásszürke alapszínű, melyet sötét foltok mintáznak. Az előre lejtő, szalagszerű mintázat alapján lehet a folyami gébtől (*Neogobius fluviatilis*) elkülöníteni. További ismertető bélyege, hogy a szem mögötti sávban nem található pikkelyek. Hasonlóan csupaszak a kopolyúfedők, a mellúszók alapja és a hasúszók előtti toroktájék is. A fej két oldalán három-három sötét sáv látható (HARKA & SALLAI 2004). Ívási időszakban a tejesek színe jóval sötétebbé válik.

Rövid életű faj, általában két-három, legfeljebb négy-öt évig él. Ivarérettségét a második évben éri el. Ívása több részletben zajlik április–júliusban. Ikráit valamilyen víz alatti tereptárgy (pl. kövek, sziklák, kagylóhéjak, fatörzsek, fák gyökerei) alá rakja. Előszórással használja a kövezések, kőszórások sziklái közötti üregeket. Szapora faj, a nőstény méretétől függően egyszerre 100–2000 ikrát is lerakhat. Az ivadékok kikeléséig a hím őrzi a fészket. Táplálékát általában bentikus életmódú gerinctelenek adják, például kevéssertéjű férgek, árvaszűnyogok (Chironomidae), kérészek (Ephemeroptera) és álkérészek (Plecoptera) lárvái, valamint ágascspú (Cladocera) és felemáslábú rákok (Amphipoda), a nagyobb példányok halikrát és halivadékot is fogyasztanak. Bentikus életmódú faj, a tengerekben és a brakkvízi térségekben is a sekély, homokos részeket kedveli. Mind a tengerekben, mind a folyókban előszórással használja a sziklás, kavicsos részeket, mesterséges kőszórásokat, de innen a nagyobb termetű Kessler-géb (*Ponticola kessleri*) és a fekete-szájú géb (*Neogobius melanostomus*) többnyire kiszorítja. Ugyanakkor nagyon jól kolonizálja a homokos, kisebb kavicsokkal borított mederszakaszokat is, ahol gyakran a folyami gébbel együtt fordul elő (ADÁMEK *et al.* 2007, ERŐS 2007, ERŐS *et al.* 2008b, 2017, SZALÓKY *et al.* 2014, 2015).

Ökológiai igényei Magyarországon

A csupasztorkú géb által kolonizált különböző területeken nem mutatható ki jelentős eltérés az élőhelyválasztásban. Mind a Dunában, mind a Tiszában, illetve ezek mellékfolyóiban elsősorban a finom kavicsos, homokos, ritkábban a természetes köves, sziklás, kavicsos élőhelyeket kedveli (BÓDIS *et al.* 2012).

Elsősorban a partközeli, sekély élőhelyeken gyakori (ERŐS *et al.* 2017, SZALÓKY *et al.* 2014, 2015). Legnagyobb állományai a Dunában és az abba torkolló vízfolyásokban találhatóak, de számos más folyónkban és csatornánkban is előfordul, és jelenleg is terjed hazánk vízrendszereiben (BÓDIS *et al.* 2012, TAKÁCS *et al.* 2017b).

Ökológiai problémák

Az őshonos halfaunára alapvetően az élőhelyekért és a táplálékért folytatott versengéssel hat. A többi pontokaszpi gébbel együtt jelentős versenytársa a botos köllöntének (*Cottus gobio*). Ezenkívül azokon az élőhelyeken, ahol nagy állomány nagyságot ér el, ott a táplálékául szolgáló makroszkopikusgerinctelen-faunát képes átalakítani. Kis testmérete miatt ideális zsákmánya számos őshonos ragadozó halszaporzatnak. Az eddigi vizsgálatok a balin (*Leuciscus aspius*), a csuka (*Esox lucius*), a harcsa (*Silurus glanis*), a kősüllő (*Sander volgensis*), a sügér (*Perca fluviatilis*), a süllő (*Sander lucioperca*) és a menyhal (*Lota lota*), továbbá a kockás sikló (*Natrix tessellata*) táplálékában mutatták ki.

Gazdasági hatások

Közvetlen gazdasági hatásairól nincs információnk.

Védekezési lehetőségek

Azokból a víztestekből, ahol megjelent teljesen eltüntetni jelenlegi tudásunk szerint nem lehetséges. Zárt vizekben ragadozó halak nagyobb mértékű telepítésével esetleg állomány kordában tartható, valamint biocidek alkalmazásával pusztítható, de a későbbi újrakolonizációt ez sem tudja megakadályozni.

Irodalom

ADÁMEK *et al.* 2007, BÓDIS *et al.* 2012, ERŐS 2007, ERŐS *et al.* 2008b, 2017, FREYHOF & KOTTELAT 2008, GUTI 2005, HARKA & SALLAI 2004, JAROSZEWSKA *et al.* 2008, JURAJDA *et al.* 2005, PINCHUK *et al.* 2003b, SALLAI *et al.* 2019, SALLAI & SALLAI 2020, SZALÓKY *et al.* 2014, 2015, TAKÁCS *et al.* 2017b, WEIPERTH *et al.* 2010, 2013, 2020

WEIPERTH ANDRÁS, LENTE VERA,
STASZNY ÁDÁM & FERINCZ ÁRPÁD

Kessler-gébk

Ponticola kessleri (GÜNTHER, 1861)

Eredeti elterjedési terület

Ponto-kaszpi eredetű gébféle. Eredeti elterjedési területe a Fekete-tenger nyugati partvidéki területeire és a betorkolló folyók torkolati (jellemzően brakkvízű) szakaszára korlátozódott, illetve megtalálható volt a Kaszpi-tengerben, a Volga-delta környékén. Az Azovi-tengerből és vízgyűjtőjéről hiányzott. A part menti zóna fenéklakó halfaja. Elsődleges élőhelye a növényzettel benőtt köveszikkás partok térsége. Homokos, illetve kagylótörmelékes élőhelyen ritkábban található meg (VASSILEV *et al.* 2012).

Magyarországi megjelenése

A Duna-deltában eredetileg is gyakori faj volt, nagyjából a Vaskapuig hatolt fel. Az 1960-as évekig csak néhány adata volt ismert a Duna felsőbb szakaszáról, nagyjából Palánkig (Banatska Palanka). Terjeszkedése az 1970-es évektől vált intenzívebbé: 1986-ra már a teljes jugoszláviai folyamszakaszon jelen volt (ROCHE *et al.* 2013). Pintér Károly a *Magyarország halai* című könyvének első kiadásában (PINTÉR 1989) halászfogásokra hivatkozva már

feltételezi jelenlétét, de első, minden kétséget kizáróan azonosított példányát 1996-ban fogták Dömös alatt (ERŐS & GUTI 1997).

Biológiája

A kifejlett, három-öt éves egyedek testhossza a 17 cm-t is elérheti. Folyók parti zónájában, illetve a betorkolló kisebb vizek torkolati szakaszán él. Olyan vizekben fordul elő, ahol a sótartalom 3‰-nél alacsonyabb (ERŐS *et al.* 2005, VASSILEV *et al.* 2012).

Az inváziós állományok esetén leírták, hogy az azokhoz tartozó példányok már az első életévük végén ivarérettek. Ívása elhúzódik (április–június), a nőstény több részletben rakja le ikráit – összesen általában 2000–3000 db-ot –, elsősorban kövekre vagy kagylóhéjakba. A többi gébféléhez hasonlóan a fészket a hím az ivadék kikeléséig őrzi (KOVÁČ *et al.* 2009).

Táplálékát elsősorban bolharákok (Gammaridae), víziászok (Asellidae) és kisebb mértékben más makroszkopikus gerinctelenek alkotják. Ez jelentős átfedést mutat a többi gébféle táplálkozásával. A nagyobb termetű egyedek halfogyasztása esetenként jelentős



© Ferincz Árpád



lehet (BORZA *et al.* 2009). Elfogyasztott tápláléka jelentősen átfed a feketeszájú gébével (*Neogobius melanostomus*). A nagyobb Kessler-gébek a többi gébfajnál nagyobb arányban fogyasztanak halivadékot is (BORZA *et al.* 2009, BRANDNER *et al.* 2013).

Ökológiai igényei Magyarországon

Megtelepedése után állománya gyors növekedésnek indult a hazai Duna-szakaszon, melynek csak a feketeszájú géb (*Neogobius melanostomus*) inváziója szabott gátat. A feketeszájú géb jobb kompetíciós képességgel rendelkezik, így leszorította a Kessler-gébet a számára optimálisnak tekintett kövezésekről (BORCHERDING *et al.* 2013), ezért a dunai populációja – bár számottevő maradt – a korábbinál kisebb méretű (SZALÓKY *et al.* 2015). A Duna teljes hazai szakasza mellett megtalálható a Rábában és az Ipolyban, illetve a Dunába befolyó kisebb vizek torkolati szakaszain is.

Ökológiai problémák

A Kessler-géb – a többi ponto-kaszi gébfajhoz hasonlóan – a vízi makroszkopikus gerinctelenek fogyasztásával képes jelentősen átalakítani a táplálék-hálózatot. Ennek kárát elsősorban az olyan őshonos és védett halfajok látják, mint a hasonló életmódú botos kölönte (*Cottus gobio*) és a hasonló táplálkozású széles (*Gymnocephalus baloni*), illetve selymes durbins (*G. schraetser*).

Gazdasági hatások

Közvetlen gazdasági hatása nem ismert. A többi gébfélével, főként a feketeszájú gébvel (*Neogobius melanostomus*) együtt elsősorban a dunai horgászoknak okoznak kellemetlenséget. Megjegyzendő, hogy húsa kitűnő minőségű és szálkátlan, eredeti elterjedési területén a nagyobb példányokat halásszák.

Védekezési lehetőségek

A Kessler-géb napjainkban főként spontán terjed az egyes részvízgyűjtőkön belül, ezért az ellene történő védekezés lehetőségei korlátozottak. Nagyobb távolságokat (vízgyűjtők, részvízgyűjtők között) azonban rendszerint hajók fenékvizében vagy a hajótestre tapadva, potyautasként tettek, tesznek meg. Ha ezt sikerülne megállítani vagy kontroll alatt tartani, akkor a további hosszú távú terjedés kockázata jelentősen lecsökkenne (ROCHE *et al.* 2013).

Irodalom

BORCHERDING *et al.* 2013, BORZA *et al.* 2009, BRANDNER *et al.* 2013, ERŐS & GUTI 1997, ERŐS *et al.* 2005, KOVÁČ *et al.* 2009, ROCHE *et al.* 2013, PINTÉR 1989, SZALÓKY *et al.* 2015, VASSILEV *et al.* 2012

FERINCZ ÁRPÁD, LENTE VERA,
WEIPERTH ANDRÁS & STASZNYÁDÁM

Kaukázusi törpegéb

Knipowitschia caucasica (BERG, 1916)

Eredeti elterjedési terület

A kaukázusi törpegéb egy ponto-kaszipi gébféle (Gobiidae), melynek eredeti elterjedési területe az Azovi-, a Fekete-, az Égei- és a Kaszpi-tenger medencéjében található. Nyugati elterjedési területe már túlnyúlik Görögország nyugati partvidékén. Sótűrő (euryhalin) fajról lévén szó, megtalálható a tengerek partvidékén, a brakkvizes területeken, a lagúnákban, a felsős tengerparti tavakban, de a betorkolló folyók alsó szakaszaira is felhatol.

Magyarországi megjelenése

Európa ponto-kaszipi területein és a Mediterráneum egyes részein őshonos. Eredeti élőhelyén viszonylag gyakori halfaj (BERG 1949, AHNELT *et al.* 1995). Szándékos betelepítésére vonatkozóan nincsenek adatok. Feltehetően halszállítmányokkal történő véletlen betelepítés útján, valamint a folyók alsó szakaszairól spontán expanzióval terjed. A Kárpát-medencében 2009-ben dokumentálták a faj első előfordulását a Szamosból (HALASI-KOVÁCS & ANTAL 2011, HALASI-KOVÁCS *et al.* 2011). A faj első megjelenése számos kérdést vet fel, mivel kimutatásakor a legközelebbi élőhelye, a Duna fekete-tengeri

torkolata közel 1940 km-re volt a gyűjtés helyszínétől. 2012-ben kimutatták a Tisza-tó tiszafüredi részén is, így beigazolódott a faj terjedése a Tisza vízrendszerében (HARKA *et al.* 2012). Később elvégzett monitoring vizsgálatok alapján már a Tisza teljes hazai szakaszán és számos mellékfolyóján megjelent (HALASI-KOVÁCS *et al.* 2015, TAKÁCS *et al.* 2017b).

Biológiája

A kaukázusi törpegéb a legkisebb testű halfajunk. Átlagos testmérete mindössze 2–3 cm, az 5 cm-nél nagyobb példányok ritkák. A nőstények nagyobbak a hímeknél. A fejtető, a kopolyúfedők és a mellúszók tövi része pikkelyek nélküli. Ívási időszakban a tejesek színe világosbarna, oldalukon négy-öt élénk színű, feketés keresztcsáv húzódik. Rövid életű faj, általában egy-két, legfeljebb három évig él. Mindkét nem egyedei már egyévesen ivarérettek. Ívása több részletben zajlik áprilistól júliusig, amikor a víz hőmérséklete 15–27 °C között van (KEVREKIDIS *et al.* 1990). Ikráit valamilyen víz alatti tereptárgy (pl. kövek, sziklák, kagylóhéjak, fatörzsek, gyökerek, alamosott növényzet, padkák, vízínövényzet) alá rakja. Előszeretettel használja a kövezések, kőszórások



© Ferincz Árpád



sziklái közötti üregeket, repedéseket. Szapora faj, a nőstény kis mérete ellenére egyszerre általában 60–200 ikrát rak le, de megszámláltak már 1389 ikraszemet is egy nősténytől (GHEORGHIEV 1964). Az ivadékok kikeléséig a hím őrzi a fészket. Kis méretéből adódóan táplálékát szinte kizárólag bentikus életmódú gerinctelenek, árva- (Chironomidae) és csípőszűnyog- (Culicidae), kérész- (Ephemeroptera) és álkérszlárvák (Plecoptera), felemáslábú (Amphipoda) és ágascsapú rákok (Cladocera), különböző férgek, planktonikus rákok, valamint bevonatalkó algák alkotják. Bentikus életmódú faj, hazánkban a sekély, változatos aljzatú élőhelyeket kedveli. Élőhelyválasztásában évszakos változást nem figyeltek meg. A frissen kolonizált víztestekben minden élőhelyen megtelepszik, de elsősorban a sziklás, kavicsos helyeket, a mesterséges kőszórásokat kedveli. Kis mérete miatt gyenge kompetítor, ezért a nagyobb testű inváziós gébfélék (Gobiidae) könnyen kiszorítják. Ahol tömeges, ott szinte valamennyi élőhelytípusban számítani lehet a megjelenésére (HARKA *et al.* 2012).

Ökológiai igényei Magyarországon

Hazánkban az egyes vízterekben nem mutatható ki jelentős eltérés az élőhelyválasztásában. A Tiszában és mellékfolyóiban a kövezéseket, a természetes köves, sziklás, kavicsos élőhelyeket kedveli, ahol megfelelő mennyiségű búvóhelyet talál a ragadozók elől. Ugyanakkor a később megjelenő, egyes vizeinkben mára tömegessé váló nagyobb testű, esetenként agresszívabb ponto-kaszpi gébfajok – mint a csupasz-torkú géb (*Babka gymnotrachelus*), a feketeszájú géb (*Neogobius melanostomus*) és a folyami géb (*Neogobius fluviatilis*) – megjelenését követően a kövezésekről,

kavicsos aljzatú folyószakaszokról kiszorulhat, viszont a mellékágak, befolyók homokos, olykor iszapos szakaszain is megtalálja az életfeltételeit.

Ökológiai problémák

Az őshonos halfaunára gyakorolt hatása nem ismert. Azokon az élőhelyeken, ahol nagy állomány nagyságot ér el, ott a táplálékául szolgáló makroszkopikus vízi makrogerinctelenek alkotta faunára hathat. Kis testmérete miatt ideális zsákmánya számos őshonos ragadozó és nagyobb testű mindenevő (omnivor) halfaj fiatal és felnőtt egyedeinek.

Gazdasági hatások

Közvetlen gazdasági hatásairól nincs információ.

Védekezés lehetőségek

Azokból a víztestekből, ahol megjelent teljesen eltüntetni jelenlegi tudásunk szerint nem lehetséges. Kis testmérete miatt a nagyobb testű ragadozó halak elől is könnyebben el tud bújni, ugyanakkor mind a kisebb testű ragadozók, mind a nagyobb testű ragadozók fiatal példányai fogyasztják. Zárt vízrendszerek esetén a biocidok alkalmazása elképzelhető, de későbbi ismételt betelepülését ez sem tudja megakadályozni.

Irodalom

AHNELT *et al.* 1995, BERG 1949, GHEORGHIEV 1964, HALASI-KOVÁCS & ANTAL 2011, HALASI-KOVÁCS *et al.* 2011, 2015, HARKA *et al.* 2012, KEVREKIDIS *et al.* 1990, TAKÁCS *et al.* 2017b

WEIPERTH ANDRÁS, LENTE VERA,
STASZNY ÁDÁM & FERINCZ ÁRPÁD

Amurgéb

Perccottus glenii DYBOWSKY, 1877

Eredeti elterjedési terület

Az amurgéb eredetileg Kelet-Oroszországban, Északkelet-Kínában és a Koreai-félsziget északkeleti részén honos (RESHETNIKOV 2010). Magyar nevét is származási helyéről kapta, amely elsősorban az Amur középső szakasza és annak vízgyűjtője. Ezenkívül megtalálható még a Szungari és az Usszuri folyókban, valamint a Hanka-tóban. Szintén őshonos a szibériai Tugur folyóban is (COURTENAY 2006).

Magyarországi megjelenése

Európába való bekerülése egészen pontosan ismert. I. L. Zalivszkij 1912-ben a délkelet-szibériai Zeja folyóból származó egyedeket vitt Szentpétervárra. 1916-ban négy példányt kitelepítettek egy kerti tóba, ahonnan szétterjedve több környező víztestben megjelent (MAHLIN 1990). Ezután a faj egyedei

több alkalommal kerültek be Európába, részben szándékosan, máskor pedig véletlenül, gazdasági szempontból fontos halak szállítmányai közé keveredve. Terjedése akár nagyon gyors is lehet, vízrendszereken belül spontán, míg vízrendszerek között többnyire emberi segítséggel képes terjedni. Közép-Európában elsőként Lengyelországban jelent meg (1993), Szlovákiából 1998-ban került elő.

Hazánkból először 1997-ben mutatták ki a Tiszától (HARKA 1998). Az azóta eltelt több mint 20 évben nagyon gyorsan szétterjedt a Tisza vízgyűjtőjén. A 2000-es években, valószínűsíthetően egy Kelet-Magyarországról származó halszállítmánnyal bekerült a Balaton vízgyűjtőjére, illetve megjelent a Duna menti síkságon és a Dráva vízrendszerében (TAKÁCS & VITÁL 2012, TAKÁCS *et al.* 2015a), illetve a Duna mellékén is (ERŐS *et al.* 2008a).



© Ferincz Árpád

Biológiája

Kis testű, zömök halfaj, legfeljebb 20–25 cm-es méretűre nő meg. Úszói nagyok és lekerekítettek. Két hátúszója elkülönül egymástól. Szája nagy és félig alsó állású.

Eredeti elterjedési területén májustól júniusig ívik, hazánkban és az inváziós területeken ez áprilistól augusztusig is elhúzódhat, és ezen időszak alatt egy példány többször is ívik. Ivarérettségét egy–három éves kora között éri el. Szaporodási időszakban a hímek testszíne sötétebbé válik, homlokuk megduzzad.

Falánk ragadozó, amely nem válogat a táplálékok között, elfogyaszt mikroszkopikus rákokat, rovarokat, puhatestűeket, halakat és kételtűeket egyaránt.

Ökológiai igényei Magyarországon

Opportunista, tágtúrésű faj. Leginkább a dús növényzetű állóvizekben, csatornában találja meg kedvező életfeltételeit, de mivel nem kifejezetten igényes az élőhelyét illetően, képes elszaporodni halastavakban és lápi élőhelyeken is. Az oxigénhiányt is jól tűri. Napjainkban az egyik leginkább terjedő inváziós fajnak tekinthető hazánkban. A Tisza vízrendszerében rendkívül gyakori, de már a dunántúli vizekben (főként a Balaton vízgyűjtőjén) is egyre nagyobb egyedszámban találkozhatunk vele.

Ökológiai problémák

Ahol megjelenik és képes nagy tömegben elszaporodni, ott jelentősen csökkenteni az őshonos élőlényegyüttes fajdiverzitását. Negatív hatása főként más halakra, gótékre és békákra terjed ki. Mindig a legnagyobb mennyiségben rendelkezésre álló táplálékot fogyasztja, így egy adott helyen is gyakran vált táplálékot. Számos természetvédelmi szempontból értékes őshonos halfaj – pl. a lápi póc (*Umbra krameri*), a kurta baing (*Leucaspius delineatus*), a széles kárász (*Carassius carassius*), a szivárványos ökle (*Rhodeus amarus*) – eltűnését okozhatja az adott víztérből. Ezt a jelenséget nem csupán direkt predációval, hanem hatékony táplálékkonkurensként is előidézi (KOŠČO *et al.* 2003). Mivel élőhelyi igényei hazánkban jelentős mértékben átfednek védett és fokozottan védett őshonos fajokéval, ezért komoly ökológiai problémákat okoz holtágakban, kubikgödrökben, csatornában is. Különösen a lápipóc-állományokra veszélyes.

Gazdasági hatások

Gazdasági hatásait hazánkban még nem vizsgálták, jelenlétét sokkal inkább természetvédelmi szempontú veszélyként kezelik. Fontos azonban megemlíteni, hogy pl. a Bajkál-tó vízgyűjtőjén található Szelenga folyóban jelentős negatív hatását mutatták ki két, kimondottan gazdasági értékkel bíró hal – egy ottani bodorkaalfaj (*Rutilus rutilus lacustris*) és egy nyúldomolykóalfaj (*Leuciscus leuciscus baicalensis*) – állományára (LITVINOV & O’GORMAN 1996).

Védekezési lehetőségek

Olyan eljárás, amellyel sikerrel lehetne vele szemben fellépni nem ismert. Az egyetlen mód a vízrendszerekbe történő bejutás megakadályozása. Ehhez rendkívül komolyan betartott szabályozásra van szükség a halszállítmányok ellenőrzése vonatkozásában, illetve fontos, hogy olyan vízrendszerekből, ahol a faj jelen van, ne lehessen halat szállítani amurghmentes vízterületekre. Ezenkívül a horgászok és az akvaristák tájékoztatása is rendkívül fontos feladat, egyrészt azért, hogy felismerjék a fajt, másrészt, hogy ne használják fel, mint élő csalit, illetve semmilyen módon ne segítsék terjedését (FERINCZ *et al.* 2019).

Az amurgéb gyors szétterjedése is jól példázza, hogy milyen veszéllyel jár a különböző vizekből származó halszállítmányok új helyre történő telepítése, különösen, ha azt is figyelembe vesszük, hogy már kisebb vízterület – pl. Marótvölgyi-főcsatorna – esetében sincs lehetőség arra, hogy abból egy halfajt el lehessen távolítani.

A faj szerepel az Európai Unió számára veszélyt jelentő idegenhonos inváziós fajok jegyzékén, ezért tartása, tenyésztése, természetbe történő kibocsátása minden uniós tagországban tilos.

Irodalom

COURTENAY 2006, ERŐS *et al.* 2008a, FERINCZ *et al.* 2019, HARKA 1998, KOŠČO *et al.* 2003, LITVINOV & O’GORMAN 1996, MAHLIN 1990, RESHETNIKOV 2010, TAKÁCS & VITÁL 2012, TAKÁCS *et al.* 2015a

STASZNY ÁDÁM, WEIPERTH ANDRÁS,
LENTE VERA & FERINCZ ÁRPÁD

Naphal

Lepomis gibbosus (LINNAEUS, 1758)

Eredeti elterjedési terület

A naphal Észak-Amerika keleti partjainál, a Szent Lőrinc-öböltől Dél-Karolináig, valamint a Nagy-tavak és a Hudson-öböl környékén, illetve a Mississippi felső medencéjében őshonos (FULLER & CANNISTER 2022). Ma már széles körben elterjedt Európa, Afrika, Dél-Amerika és Észak-Amerika nem eredeti elterjedési területhez tartozó területein is (PAGE & BURR 2011).

Magyarországi megjelenése

Európába az 1800-as évek végén került, közvetlenül Észak-Amerikából, jelenleg pedig legalább 28 európai és kis-ázsiai országban fordul elő (COPP & FOX 2007). Eredetileg akváriumi díszhalként érkezett kontinensünkre, azonban később tógazdasági körülmények között is foglalkoztak a tenyésztésével.

Hazánkba Németországból hozták be az iharosi tógazdaságba, 1905-ben, 1909-ben már kifogták az első példányt a Balatonból (VUTSKITS 1912), majd később megjelent számos természetes vízben, csatornában, víztározóban és horgásztóban (HARKA & SALLAI 2004). Napjainkban az ország legtöbb vízében megtalálható.

Biológiája

Kifejezetten magas hátú, oldalról erősen lapított halfaj. Eredeti élőhelyén elérheti akár a 40 cm-es testhosszt is, azonban nálunk a 15 cm-esnél hosszabb egyedek kifejezetten ritkák. Szemei viszonylag nagyok, orra rövid. Hátúszójában 10 kemény és 10–13 lágy úszósugár található, oldalvonala mentén 37–41 pikkely számolható. Alapszíne kékeszöld, amelyen narancsszínű foltokból álló pettyezés látható. A kifejlett példányok jellegzetessége a kopoltyúfedők fekete és piros bőrfüggeléke.

Általában két-három éves korában válik ivaréretté. Szaporodási időszaka hazánkban május közepétől kezdődik, de csak akkor, ha az élőhelyül szolgáló víztér hőmérséklete meghaladja a 20 °C-ot. Egy

széleskörűen akár kétszer is ívhat. Az íváshoz fészket készít, melynek környezetét, az ikrát és a kikelt lárvákat a hím őriz.

A naphal fiatal egyedei kizárólag zooplanktonnal táplálkoznak, majd fokozatosan térnek át a vízi gerinctelenek fogyasztására. A kifejlett egyedek fő táplálékai a rovarlárvák, csigák, kagylók, illetve kisebb halak és ivadékaik is. Leírták ikrafogyasztását is.

Ökológiai igényei Magyarországon

A naphal az olyan élőhelyeket kedveli, melyekben nagy mennyiségben található főként gyökerező hínárfélék vagy más vízinövények. Álló- és folyóvizekben is előfordul, azonban kifejezetten kedveli a lassú áramlási sebességet. Számos helyen „beilleszkedett” a helyi őshonos faunába, és csupán alacsony abundanciával fordul elő. Esetenként nagy egyedszámban kerül elő és helyi inváziói is előfordulnak. A frissen kialakult kisebb víztestekben gyakran egyeduralkodóvá és tömegessé válik. Más halfajok betelepítése után azonban az ilyen helyeken is visszaszorul állománya. Sikerességének oka valószínűsíthetően az agresszív territoriális viselkedése.

Ökológiai problémák

A naphal kártétele főként az őshonos halfajokkal kialakuló kompetíció útján valósul meg. Számos országból jelezték az őshonos fajokra gyakorolt negatív hatásait (www.cabi.org). Az Egyesült Királyságban végzett kísérlet során bizonyították, hogy mind a bodorka (*Rutilus rutilus*), mind pedig a fenékjáró küllő (*Gobio gobio*) specializáltabb táplálkozásra tért át a naphal jelenléte mellett. Ezenkívül a fenékjáró küllő növekedési üteme és kondíciója is jelentős mértékben csökkent (COPP *et al.* 2017). Hasonló eredményre jutottak a sügér (*Perca fluviatilis*) esetén is: a naphal nagyobb arányban kezdett árvaszúnyoglárvákat (Chironomidae), míg a sügér zooplanktonot fogyasztani (FOBERT *et al.* 2011). Megfigyelték továbbá, hogy a naphal a táplálékszerzés



során kiemelkedően agresszíven viselkedik, elijesztve az őshonos fajokat a számukra elérhető táplálékforrásoktól (ALMEIDA *et al.* 2014).

Gazdasági hatások

A naphalnak jelenlegi ismereteink alapján nincs jelentős, közvetlen gazdasági hatása. Nincs kimutatható hatással a tógazdaságok termelékenységére, illetve napjainkban már akváriumi díszhalként sincs jelentősége. Ragadozó halak horgászatakor használták csalihalként, azonban napjainkra ezt már jogszabály tiltja.

Védekezési lehetőségek

A védekezés lehetőségeiről kevés ismeret áll rendelkezésünkre. A meglévő adatok alapján a klímaváltozás és a vizek hőmérsékletének emelkedésével a hazai vizekben a naphal inváziója erősödhet. Jelenlegi ismereteink szerint csak távoltartással tudunk védekezni ellene. A még naphalmentes élőhelyek esetén fontos a behurcolás megakadályozása. A faj által előzőlt élőhelyeken kiemelkedő szerepe van a megfélelő, őshonos ragadozóhal-állomány – pl. csuka (*Esox lucius*), süllő (*Sander lucioperca*) – fenntartásának,

amelyek predációs nyomásukkal kordában tudják tartani a naphal állományát. Ismert olyan tanulmány, amelynek szerzői olyan drasztikus megoldásokat is javasolnak, mint a vízszint alacsonyan tartása, annak érdekében, hogy a vízterület időszakosan kiszáradhasson, illetve a szelektív halirtó szerek (pl. rotenon) használata (VAN KLEEF *et al.* 2008). Ezek azonban olyan megoldások, amelyek ugyanilyen drasztikusan hatnak az őshonos faunára is és ezért azok használata nem engedhető meg.

A faj szerepel az Európai Unió számára veszélyt jelentő idegenhonos inváziós fajok jegyzékén, ezért tartása, tenyésztése, természetbe történő kibocsátása minden uniós tagországban tilos.

Irodalom

ALMEIDA *et al.* 2014, COPP & FOX 2007, 2017, FOBERT *et al.* 2011, FULLER & CANNSTER 2022, HARKA & SALLAI 2004, PAGE & BURR 2011, VAN KLEEF *et al.* 2008, VUTSKITS 1912

STASZNY ÁDÁM, LENTE VERA,
WEIPERTH ANDRÁS & FERINCZ ÁRPÁD

Pisztrángsügér

Micropterus salmoides (LACEPÈDE, 1802)

Eredeti elterjedési terület

A pisztrángsügér a Mississippi vízgyűjtőjén, a Szent Lőrinc-folyóban és a Nagy-tavak vízrendszerében (a Felső-tó kivételével) őshonos. Elterjedési területének északi határa a kanadai Quebec tartomány déli részétől Minnesotáig tart, délen a Mexikói-öbölhöz húzódik. Nyugati irányban a középnyugati területéig, keleten pedig az Atlanti-óceánig volt megtalálható (PAGE & BURR 2011). Napjainkra az Egyesült Államok teljes területén elterjesztették. Észak-Amerikán kívül világszerte több mint 50 országba jutott el, az Antarktiszon kívül minden földrészre betelepítették (BROWN & GRANT 2009). Eredeti élőhelyein a viszonylag sekély, felmelegedő, de nagy átlátszóságú vizekben fordul elő, kedveli a vízínövényzet jelenlétét, legyen az alámerült vagy emerz növényzet. Élőhelyhasználata napszakos dinamikát mutat: a pisztrángsügerek nappal a mélyebb (2,5–7 m)

víztérben pihennek, sötétedéskor azonban a sekélyebb szelvényekbe húzódnak táplálkozni (SAMMONS & MACEINA 2005).

Magyarországi megjelenése

Az 1800-as évek második felétől igen széles körben telepítették át az Egyesült Államok keleti partvidékéről Európába. Dokumentált adat áll rendelkezésre 1877-es Franciaországba és Belgiumba jutásáról (KEITH & ALLARDI 1998). Bár a szomszédos Ausztriába már 1883-ban bekerült, az első magyarországi telepítés dátumaként 1909-et ismerjük (VUTSKITS 1910, TAKÁCS *et al.* 2017b), de mivel 1913-ig már a Dunából, a Drávából és a Balatonból is előkerült, elképzelhető, hogy hamarabb érkezett. A telepített állomány forrása Németország volt, hazánk jelenlegi területén elsőként a somogyvárdi gazdaságba került (PINTÉR 2002).



© Sallai Zoltán

Biológiája

Alapvetően melegvíz-kedvelő faj, növekedésének hőmérsékleti optimuma 24–30 °C között van. Megél azonban a hűvösebb vizekben is, a jégborítást akár hat hónapig is eltűri. Oxigénhiány-tűrése jónak mondható, de a 3 mg/l alatti oxigénkoncentrációjú élőhelyeket elkerüli. Rövid ideig túléli az 1,5 mg/l oxigénkoncentrációt, de 1 mg/l alatt mindenképpen elpusztul. Kimondottan édesvízi faj, azonban kifejlett példányai esetenként előkerülnek brakkvizekből is. A pisztráugsüger vizuális predátor, ennek megfelelően kerüli a zavaros, magas lebegőanyag-tartalommal jellemezhető vizeket. E tekintetben optimuma az 5–25 mg/l összes lebegőanyag tartományban van (BROWN & GRANT 2009).

Az ivarérettsége erősen függ az éghajlattól, hidegebb klímán később, melegebb égvön hamarabb történik, de általában egy–három éves kor közé esik. Ívásához legalább 15 °C-os víz szükséges, de meleg klimatikus viszonyok között akár 25 °C-os vízben is ívik. A hím a vízterület egy védettebb részén (leginkább bedőlt fák környezetében) fészket készít. Ez egy kb. 60-90 cm átmérőjű megtisztogatott aljzatrész, amelyben lehetnek különböző tereptárgyak is. A nőstény ide helyezi erősen változó számú ikráját. A fészket a tejes az ivadék kikeléséig igen agresszíven védelmezi. Egy nőstény több hímmel is ívhat (WEYL & HECHT 1999, BROWN & GRANT 2009).

Táplálkozására nagyfokú plaszticitás jellemző, oportunistá predátornak mondható. Már 7 cm-es testhossznál megjelennek táplálékában a kisebb halak, a 10-12 cm-es testhossz elérése után pedig szinte kizárólag halakat, illetve tízlábú rákokat (Decapoda) fogyaszt. Ez a séma azonban igen erősen módosulhat az adott élőhelyen rendelkezésre álló táplálékkinálat függvényében (GARCIA-BERTHOU 2002).

Ökológiai igényei Magyarországon

Bár világszerte igen sikeresé vált, hazánkban csak helyileg fennmaradt populációi ismertek (pl. Bokodivíztároló, Ráckevei-Soroksári Duanág vízrendszere, Délegyházi-tavak). A 20. században történt nagyobb arányú telepítések ellenére előfordulása napjainkban egyes víztározókra, tiszta vízű bányatavakra, dús növényborítású öntözőcsatornákra korlátozódik. A kialakított állományok mérete és stabilitása változó, de szinte minden ismert populációja horgászati nyomás alatt áll. A visszaszorulás kisebb részt klimatikus okoknak, nagyobb részben viszont annak köszönhető, hogy a hazai állóvizeknek jellemzően magasabb a lebegőanyag-tartalma, mint ami a pisztráugsüger számára optimális.

Ökológiai problémák

A faj világszerte kiemelkedő ökológiai kockázatot jelent, illetve jelentős természetvédelmi károkat okoz (PEREIRA & VITULE 2019). Jelentős predációs nyomást képes kifejteni a táplálékhálózat szinte minden szintjén, ezzel szélsőséges esetben egyes fajok – legtöbbször halak és tízlábú rákok (Decapoda) lokális kipusztulását okozza. Felelőssé teszik az egykor egyetlen guatemalai hegyi tavon endemikus Atitlán-tavi vöcsök (*Podilymbus gigas*) kipusztulásáért is (JACKSON 1976). A fentiek miatt felkerült a világ 100 legveszélyesebb invazív élőlényét tartalmazó listára is (LOWE *et al.* 2004).

Gazdasági hatások

Közvetlen gazdasági kártételét nehéz megbecsülni és számszerűsíteni. A nemzetközi szakirodalomban kiemelik, hogy az főként a pisztráugsüger tevékenységének hatására lecsökkenő vagy átalakuló természetes vízi halászfogáson keresztül jelentkezik (PEREIRA & VITULE 2019). A horgászok körében világszerte rendkívül népszerű, ezért helyi szinten a horgászturizmuson keresztül a gazdaságra enyhén pozitív hatása is lehet. Hangsúlyozni kell azonban, hogy utóbbi messze elmarad az okozott természetvédelmi és ökológiai károktól.

Védekezési lehetőségek

Mivel hazánkban jelenleg csak elszigetelt populációi léteznek, ezért újabb telepítések tiltásával további terjedése megakadályozható (PEREIRA & VITULE 2019). A pergetőhorgászok ugyan kifejezetten kedvelik, ez azonban nem lehet indok újabb élőhelyekre történő betelepítésére, mert a pisztráugsüger által okozott ökológiai kockázat és a faj inváziós potenciálja kiemelkedő. A klímaváltozás hatására a magyarországi természetes vizek állapota, a rájuk jellemző környezeti viszonyok gyakran előre meg nem jósolható módon, folyamatosan változnak. Ez egyrészt önmagában kedvező a biológiai inváziók kialakulásának, másrészt könnyen előfordulhat olyan állapot, amely elindítja a faj invázióját (MUNGI *et al.* 2018).

Irodalom

BROWN *et al.* 2009, GARCÍA-BERTHOU 2002, JACKSON 1976, LOWE *et al.* 2004, MUNGI *et al.* 2018, PAGE & BURR 2011, PEREIRA & VITULE 2019, PINTÉR 2002, SAMMONS & MACEINA 2005, TAKÁCS *et al.* 2017b, VUTSKITS 1910, WEYL & HECHT 1999

FERINCZ ÁRPÁD, WEIPERTH ANDRÁS,
LENTE VERA & STASZNY ÁDÁM

Jaguársügér

Parachromis managuensis (GÜNTHER, 1867)

Eredeti elterjedési terület

A jaguársügér Közép-Amerikában őshonos, ahol Costa Rica, Honduras és Nicaragua vízrendszereiben terjedt el. Eredeti élőhelyén a nagy folyók mocsárvidékein, mellékágakban és lefűződő tavakban, valamint az ezeket összekötő időszakos és állandó csatornában honos (BUSSING 1987, NICO *et al.* 2022c).

Magyarországi megjelenése

A pontos bekerülésére vonatkozó információk mind Európába, mind Magyarországra tekintetében bizonytalanok. Rokon fajok – pl. a *Parachromis friedrichsthalii* – európai importjának ismert adatai alapján feltételezzük, hogy a 20. században már bekerültek első példányai Európába (NOVÁK *et al.* 2020). A faj a nemzetközi díszállat-kereskedelemben az 1980-as évek második felében került, ekkor Kubába és Észak-Amerikába kezdték meg az importját. A globális díszállatpiacra való bekerülését követően, egyre több, elsősorban trópusi országban (Ausztrália, Brazília, Fülöp-szigetek, Kína, Szingapúr, Tajvan, az Amerikai Egyesült Államok több tagállama) írták le természetes élőhelyekről (BARROS *et al.* 2002, HOLMES *et al.* 2020, NICO *et al.* 2022c, SHAFLAND 1996). Hazánkban először a Hévízi-tó kifolyójában mutatták ki 2015-ben (TAKÁCS *et al.* 2015b, 2017a, 2017b), ahol mára önfenntartó állománya él, és jelentős területeken elterjedt a Kis-Balaton Vízvédelmi Rendszerben is. A Balaton nyugati vízgyűjtőjén kívül egy-egy példánya előkerült több hazai termálvizű, illetve ipari melegvizet befogadó tóból – pl. a budapesti Városligeti-tó, Margit-sziget –, valamint a Garamból és egy dunai mellékágból (Kopaszi-gát) is.

Biológiája

A jaguársügér a bölcsőszájú halak (Cichlidae) között a viszonylag nagy méretűek közé tartozik: akár 50–55 cm-t is meghaladó testhosszt és 2,5 kg-os tömeget is elérheti. Teste vaskos, oldalról mérsékelten lapított,

enyhén elnyújtott. Alapszíne az ezüstöstől a világos kékes-zöldes színen át a világos bronzos-lilás színig változhat. A fej gyakran sárgás vagy vöröses színezetű. Nevének megfelelően mintázata a jaguáréra emlékeztet, mivel a test teljes felületét különböző méretű és alakú fekete foltok tarkítják. Ez a mintázat az idősebb példányok úszóin is megtalálható. A fiatal halak mintázata jelentősen eltér a kifejlett példányokétól. Testükön több sötét, függőleges csík fut a hától az oldaluk középső részéig, ez a mintázat a nőstényeknél később is megmaradhat. Ez a „rejtőszín és mintázat” kiváló a sűrű vízi- és elárasztott ártéri növényzetben. A nőstények oldalán gyakran egy szinte összefüggő fekete vízszintes vonal figyelhető meg. Ez a fekete, olykor sötétbarna vonal a hímeknél mindig hiányzik. A hímek nagyobbak a nőstényeknél, színebbek, a hát- és a farokalatti úszóik hegyes végűek (a nőstények úszóinak a végei lekerekítettek).

A jaguársügér ragadozó, mind az eredeti, mind a kolonizált élőhelyeken szinte kizárólag állati eredetű táplálékot fogyaszt. A fiatal egyedek először planktonikus rákocskákat, majd magasabb rendű makroszkopikus vízi gerincteleneket fogyasztanak (invertivor). Optimális élőhelyen a növekedése gyors, így már a néhány hónapos egyedek táplálékösszetételében is megjelennek a kisebb halak, esetleg halikra, valamint a nagyobb testű vízi gerinctelen szervezetek, pl. szitakötők (Odonata) lárvái, bogarak (Coleoptera). Az idősebb, többéves példányok mind vízi makroszkopikus és vízre hulló szárazföldi gerinctelen szervezeteket, mind halakat (Pisces) és kétélűtűket (Amphibia) fiatal és felnőtt egyedeket is elfogyasztják (piscivor).

A gyors növekedése és egyedfejlődése miatt a jaguársügér már egyéves kora előtt ivaréretté válik. Íváskor egy előre megtisztított tereptárgyra (szikla, gyökér, betondarab) rakják a narancssárga színű ikrákat. Rendkívül szapora, egy nagyobb testű nőstény egyszerre 4500–6000 ikrát is lerakhat. Amint



a kis halak kikeltek, a szülők átszállítják őket egy talajba ásott gödörbe. Mindkét szülő agresszíven védi az ikrákat és a kikelt ivadékokat. A hím a fészkek környezetét is védelmezi, ami akár 1-1,5 m²-t is jelenthet.

Ökológiai igényei Magyarországon

A jaguársügér az általa kolonizált, számára optimális élőhelyeken rövid idő alatt domináns fajjává válik. Gyorsan növekvő állományai hatalmas predációs nyomást jelentenek a természetes ökoszisztémákra (BUSSING 1987, GESTRING & SHAFLAND 1997). Hazai vizsgálatok alapján a Hévízi-tó két elfolyójában, valamint az ezekkel kapcsolatban lévő csatornahálózatokban – számos faj eltűnése miatt – a teljes vízi makroszkopikus gerinctelen és kétéltű (Amphibia) fajgyűttesek átszerveződése figyelhető meg. Ennek eredményeként egyes őshonos fajok idővel teljesen eltűnnek, helyüket esetenként idegenhonos fajok foglalják el. Mind az akvarisztikai szakirodalom, mind az eddig leírt inváziós állományaira vonatkozó publikációk trópusi halfajként említik, amelynek optimális víz hőmérséklete 22–30 °C (KLINE *et al.* 2013, www.nas.er.usgs.gov). Kiváló alkalmazkodóképességét igazolják magyarországi állományának vizsgálatai. A Kis-Balaton vízgyűjtőjén élő populáció egyedei

télen sem húzódnak vissza teljesen a Hévízi-tó déli kifolyójának melegebb szakaszaira, ugyanis késő ősztől kora tavaszig megfigyelhetők táplálkozó egyedei a 12–15 °C körüli, már jelentősebb mértékben lehűlt vizekben is.

Ökológiai problémák

Megfelelő élőhelyen rendkívül gyorsan növekvő, nagy reprodukciós képességgel rendelkező faj. Agresszív viselkedése mellett predációjával jelentős mértékben képes befolyásolni a vele egy élőhelyen előforduló egyes őshonos gerinctelen- és gerincesfajok populációit, mivel táplálékának jelentős részét rovarlárvák, kifejlett egyedek, halak (Pisces) ikrái, ivadécai és kisebb egyedei, illetve kétéltűek (Amphibia) petéi, ebi-haljai, lárvái alkotják. A Hévízi-tó elfolyóin és a Kis-Balaton Vízvédelmi Rendszer területén az egyetlen hazai önfenntartó állományának vizsgálata során dokumentálták, hogy a jaguársügérek fokozottan védett lápi pócot (*Umbra krameri*) és dunai tarajosgőt (*Triturus dobrogicus*) fogyasztottak.

Gazdasági hatások

Jelentős kockázatot keletkeztet valamennyi kolonizált élőhelyen, mivel képes a teljes makrofaunát „kieni” a területről.



Nagy méretű, ragadozó életmódú jaguársügér jelentős nyomást gyakorol a honos fajokra

Védekezési lehetőségek

A jaguársügér a magyarországi díszállat-kereskedelemben legálisan beszerezhető faj. Tartása nagyobb akváriumokban könnyen megoldható, de rendkívül szapora és évente többször is ikrázhat. Az így keletkezett szaporulat természetes vízbe kerülését viszont minden lehetséges módon meg kell akadályozni. Figyelemfelkeltő, ismeretterjesztő kampányt kell folytatni nem csak a jaguársügér, de valamennyi idegenhonos díszsügérfaj természetes vizekbe, valamint kerti tavakban történő időszakos kihelyezésének veszélyeiről. Az inváziós halfajok visszaszorítása rendszerint nehezen kivitelezhető feladat (PATOKA *et al.* 2018). A jaguársügér esetében a vizsgálatok nemzetközi szakirodalomban fellelhető eredményei azt mutatják, hogy az adott vízteret érő zavarások – pl. egyes vízügyi beavatkozások, a parti növényzet kaszálása – sem minden esetben vezetnek eredményre. Hasonlóképpen a faj intenzív horgászata

sem hozott eddig érdemi eredményeket a meghódított természetes élőhelyeken. Kisebb, elkülönült vizek esetén a kiszáritás és a biocidok alkalmazása eredményes lehet. Egyes zárt, hőterhelést kapó nagyobb állóvizek esetén nagy testű őshonos ragadozó halakkal – csuka (*Esox lucius*), harcsa (*Silurus glanis*), süllő (*Sander lucioperca*) – az állomány stabilizálása megvalósulhat, de erre vonatkozó adatokkal nem rendelkezünk.

Irodalom

BARROS *et al.* 2012, GESTRING & SHAFLAND 1997, HOLMES *et al.* 2020, KLINE *et al.* 2013, NICO *et al.* 2022c, NOVÁK *et al.* 2016, PATOKA *et al.* 2018, SHAFLAND 1996, TAKÁCS *et al.* 2015a, 2017a, 2017b, WELCOMME 1988

WEIPERTH ANDRÁS, LENTE VERA,
STASZNY ÁDÁM & FERINCZ ÁRPÁD

Bíborsügér

Hemichromis guttatus GÜNTHER, 1862

Eredeti elterjedési terület

A bíborsügér Közép-Afrikában őshonos, ahol Elefántcsontpart, Ghána, Kamerun, Nigéria, Sierra Leone és Togo szavannás térségében található oázisokban, édesvízű, sós, illetve brakkvízű tavakban, illetve az ezeket összekötő patakokban, csatornáknban, kisebb folyók vízrendszereiben él (LOISELLE 1979, 1992, www.cabi.org).

Magyarországi megjelenése

A *Hemichromis* nem (*genus*) első példányait 1905-ben importálták Európába, azon belül is Németországba (REUTER 1911–1915), ugyanakkor szakértők szerint nem tisztázott, hogy pontosan mely faj(ok) példányai kerültek be a kontinensre (WELCOME 1988, NOVÁK *et al.* 2020). A faj hazai vizekbe történő bekerülése ennek megfelelően szintén bizonytalan. Az afrikai bölcsőszájúhalak (Cichlidae) kutatottsága és ezzel együtt az akvarisztikai célú kereskedelme az 1950-es években új lendületet kapott, és ekkor kezdődött meg a bíborsügér nemzetközi díszállatkereskedelemben történő széles körű megjelenése (HORN & ZSILINSZKY 2005). A globális díszállatpiacra való bekerülését követően számos országba eljutott. A bíborsügérnek és más *Hemichromis* fajoknak természetes élőhelyen élő önfenntartó állományai az Amerikai Egyesült Államok déli államaiban, Ausztráliában, a Fülöp-szigeteken és Európában ismertek (GHERARDI *et al.* 2009, HANEL *et al.* 2011, www.cabi.org, www.awe.gov.au). Hazánkban először a Hévízi-tó kifolyójában mutatták ki 2012-ben (HARKA *et al.* 2014), majd ezt követően számos vizsgálat megerősítette önfenntartó, stabil állományát a Hévízi-tóban és annak kifolyóiban (TAKÁCS *et al.* 2015b, 2017a, 2017b). Mára a termálvizet szállító csatornákon eljutott a Kis-Balaton Vízügyvédelmi Rendszer más élőhelyeire is. A Balaton nyugati vízgyűjtőjén kívül önfenntartó állománya él a budapesti Városligeti-tóban, de egy-egy példánya előkerült

több hazai termálvízű tóból (Egerszalók, Margitsziget, Miskolctapolca) is. Korábban és jelenleg kialakult önfenntartó állományairól akvarista csoportokban is kaphatunk információt.

Biológiája

A bíborsügér mind a természetben, mind akváriumi körülmények közt ritkán éri el a 10–13 cm-t. Általában 7–10 cm hosszú, zömök testű, kissé torpedószerű, szemből enyhén hengeres alkatú. Testének alapszíne – a nevének megfelelően – általában pirosas árnyalatú, az idősebb példányok hasa sárgás-zöldes, hátuk pedig olajzöld. Testén három nagy méretű fekete folt található, egy a kopolyúfedőn, egy a test közepén, egy pedig a farokúszó tövének. Ezek a „szemfoltok” a kisebb testű bölcsőszájúhalaknál (Cichlidae) elsősorban a ragadozók megtévesztését szolgálják. Úszói rózsaszínűek vagy sárgásak, íváskor viszont vöröses árnyalatúak. A test teljes felületén kékes foltok találhatóak, de ívási időszakban a nőstények vörös és zöld pettyekkel is díszítettek. Mind a vad színű példányok nászruhája, mind a tenyésztett színváltozatok miatt az akvarisztikai kereskedelemben kapható egyik legszínesebb hal. A nőstények valamivel kisebbek, kerekesebbek és halványabb színűek, különösen íváskor. A nemek megkülönböztetése rendkívül nehéz, de az ívási időszakban a hímek farok és hátúszóján valamivel több kékeslilás petty található, mint a nőstényekén.

A bíborsügér táplálék-összetételét tekintve mindenevő (omnivor). A fiatal példányok élőbevonatot és planktonikus kistrákokat fogyasztanak. Az idősebb példányok táplálékát az elhalt szervesanyag (detritus) mellett élőbevonat, magasabb rendű vízi gerinctelenek, halikra, halivadék és kisebb halak egyszemű alkotják (LOFTUS *et al.* 2006).

Megfelelő élőhelyen növekedése és ivaréretté válása gyors, akár egyéves kora előtt szaporodik. A nőstény méretétől függően egyszerre akár 200–600 ikrát is képes



lerakni. Ívásához minden esetben valamilyen kemény aljzatot, például köveket, gyökereket, esetleg mesterséges aljzatot választ. A szülők az ívási felület közelében kisebb gödröt készítenek. Mind az ívási aljzat, mind a gödör környezetét alaposan megtisztítják. Az ikrákat a megtisztított kemény felületre rakja le a nőstény. A kikelő ivadékot a szülők a szájukban az előre kiásott gödörbe szállítják. Az ívást követően mindkét szülő védi az ikrákat, akár egy hónapig is vigyáznak az ivadékokra.

Ökológiai igényei Magyarországon

A bíborsüger az általa kolonizált, számára optimális élőhelyeken rövid idő alatt domináns fajjá válik. Hazai vizsgálatok alapján a Hévízi-tóban és annak két elfolyójában, valamint az ezekkel kapcsolatban lévő csatornahálózatokban mára állandó faj. Külföldön végzett laboratóriumi vizsgálatok alapján 9,1–13,3 °C között jelentősen megnőtt a mortalitása, míg egy floridai sekély mocsárban végzett terepi vizsgálatok alapján 4 °C-on minden példány elpusztult (SCHOFIELD *et al.* 2010). Hazánkban újabb állományainak kialakulására minden termál- és ipari melegvízzel terhelt élőhelyen számíthatunk, de ezekről a helyekről kiindulva kijuthat természetes élőhelyekre is.

Ökológiai problémák

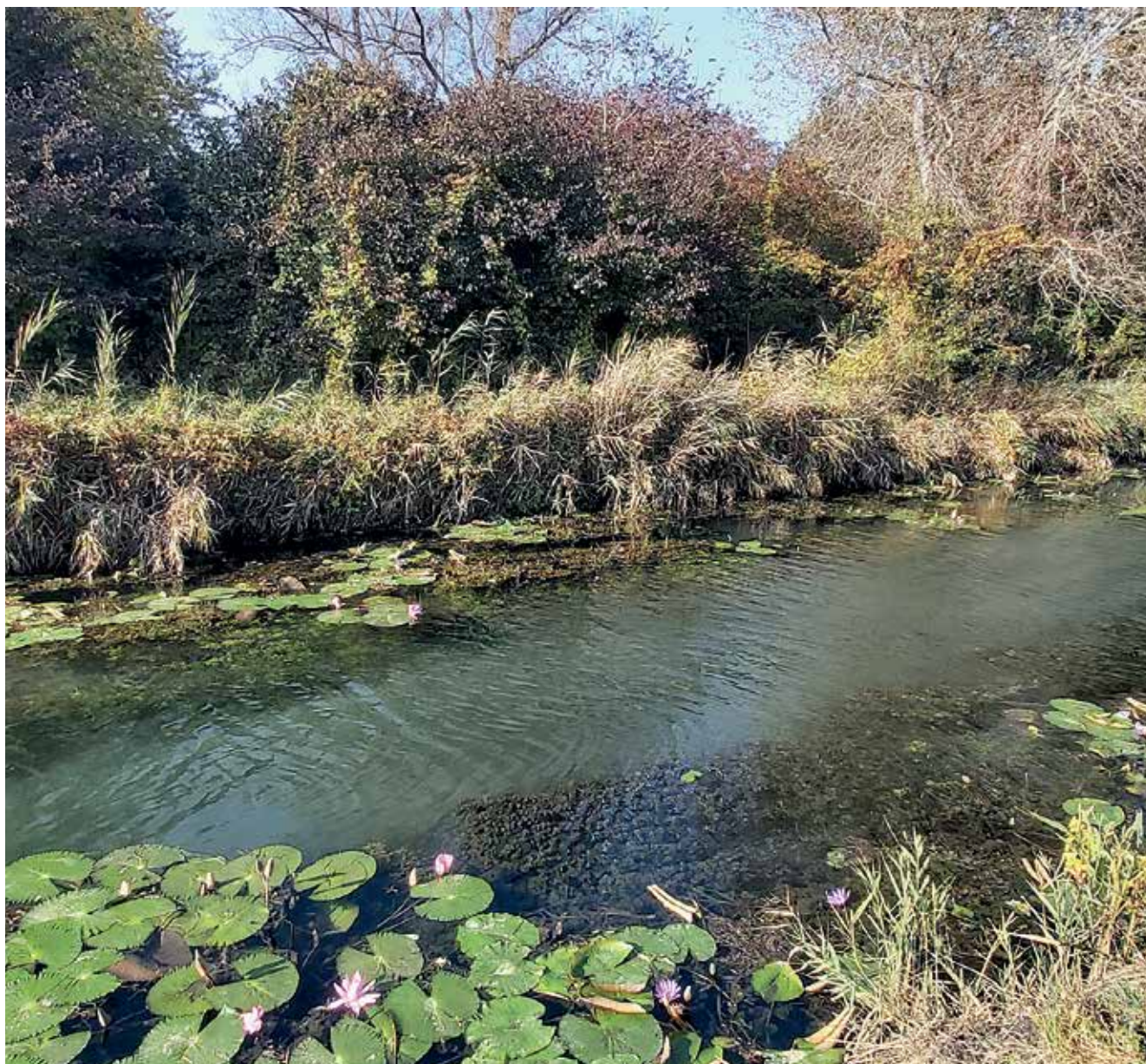
Megfelelő élőhelyen rendkívül gyorsan növekvő, nagy reprodukciós képességgel rendelkező halfaj. Nagy állománysűrűsége esetén jelentős predációs nyomást gyakorol egyes őshonos gerinctelen és kisebb testű gerinces fajokra (LOFTUS *et al.* 2006). Ivadék- és ikráfogyasztása miatt az őshonos halfajok állományait is károsítja.

Gazdasági hatások

Közvetlen kárt a gazdasági szempontból fontos őshonos fajokra jelent. Táplálékkompetíciójával, valamint ikrá- és ivadékfogyasztásával károsíthatja a vele egy élőhelyen előforduló őshonos halfajok állományait. A Hévízi-tó déli elfolyóján 2015–2017 között olyan jelentős állománya alakult ki, hogy időnként a fürdőzőket is megcsipkedték.

Védekezési lehetőségek

A bíborsüger a magyarországi díszállat-kereskedelemben legálisan beszerezhető faj. Tartása kisebb akváriumokban is könnyen megoldható, de rendkívül szapora, évente többször is ikrázik. Az akváriumi szaporulat természetes vízbe kerülését minden lehetséges módon meg kell akadályozni. Figyelemfelkeltő, ismeretterjesztő kampányt kell folytatni nemcsak



A Hévízi-tó kifolyójában a biborsügér és más, meleg vizet kedvelő halfajok is optimális életfeltételeket találnak

a biborsügér, de valamennyi idegenhonos díszhal természetes vizekbe, valamint kerti tavakban történő időszakos kihelyezésének veszélyeiről (NOVÁK *et al.* 2020, PATOKA *et al.* 2018). Az inváziós halfajok visszaszorítása rendszerint nehezen kivitelezhető feladat. A biborsügér esetében a nemzetközi szakirodalomban fellelhető vizsgálati eredmények azt mutatják, hogy az adott vízteret érő zavarásokat jól tűri, állománya gyorsan regenerálódik (www.cabi.org, www.awe.gov.au). Mindezt igazolják a hévízi elfolyókon 2019–2021-ben végzett élőhelyfenntartási munkák, melyek végeztével rövid idő alatt visszatelepült és jelentős állománya alakult ki. Mivel horgászati jelentősége nincs, így az egyes kisebb, elkülönült vízterek esetén a kiszáritás és a biocidok alkalmazása, illetve őshonos ragadozó halak – pl. csuka (*Esox lucius*), harcsa

(*Silurus glanis*), sügér (*Perca fluviatilis*), süllő (*Sander lucioperca*) – telepítése is eredményes lehet. Egyes zárt, hőterhelést kapó nagyobb állóvizek esetén állományát csak a hőterhelés megszüntetése, az őshonos ragadozó halak, valamint a hlevő madarak és a vidra (*Lutra lutra*) képes szabályozni.

Irodalom

GHERARDI *et al.* 2009, HANEL *et al.* 2011, HARKA *et al.* 2014, HORN & ZSILINSZKY 2005, LOFTUS *et al.* 2006, LOISELLE 1979, 1992, NOVÁK *et al.* 2020, PATOKA *et al.* 2018, REUTER 1911–1915, SCHOFIELD *et al.* 2010, TAKÁCS *et al.* 2015b, 2017a, 2017b, WELCOMME 1988

WEIPERTH ANDRÁS, LENTE VERA,
STASZNY ÁDÁM & FERINCZ ÁRPÁD

Tüskés pikó

Gasterosteus aculeatus LINNAEUS, 1758

Eredeti elterjedési terület

A tüskés pikó a legnagyobb elterjedési területtel rendelkező édesvízi halfajok közé tartozik. Jelen ismereteink szerint az Egyenlítőtől északra szinte valamennyi mérsékelt éghajlatú területen megtalálható. Leírták sós-, brakkvízi és kizárólag édesvízben előforduló populációit is. Édesvízben előforduló állományai megtalálhatóak a viszonylag gyors folyású patakokban, a nagyobb folyókban, a kisebb és nagyobb kiterjedésű tavakban, esetenként friss vízzel folyamatosan ellátott forráslápokban is. Inváziós fajként Európa belső, kontinentális területein napjainkban is változó ütemben terjed. A kontinensek belsejében sokszor egymástól izoláltan megjelenő állományai feltehetően telepítések vagy kihelyezések eredményei, illetve véletlen behurcolásokkal alakulnak ki. Morfológiai és genetikai módszerekkel korábban számos pikófajt írtak le, de mára beigazolódott, hogy valójában egyetlen faj számos fenotípusát próbálták önálló fajként definiálni (www.cabi.org).

Magyarországi megjelenése

Európa egyes részein, főként a tengerparti, illetve a brakkvízes területeken őshonos, míg a belső, kontinentális területeken idegenhonos, inváziós fajként tartják számon. A 19. század végén akvárium díszhalként számos európai országban tartották. Feltételezhetően így jutottak el az első példányok

Magyarországra is. Hazánkban természetes élőhelyről az első példányai a Duna budapesti szakaszáról kerültek elő 1956-ban (STERBETZ 1957, BERINKEY 1960). Mára számos dunai befolyó és mellékág vizében megtalálható. A Budapesten és a főváros agglomerációjában található patakokban, valamint a Szigetköz jó néhány vizében tömeges (CSIPKÉS *et al.* 2012, BOTTA *et al.* 1984, BÓDIS *et al.* 2012, WEIPERTH *et al.* 2013, 2020, TAKÁCS *et al.* 2017a, 2017b).

Biológiája

A tüskés pikó teste nyúlánk, oldalról lapított, a nőtények, főleg az ikrával telt egyedek zömökebbek a hímeknél. Kis méretű hal, a legnagyobb nőstény példányok hossza is ritkán haladja meg a 9 cm-t. Jellemző, hogy a tengeri és a brakkvízi populációk testhossza nagyobb, mint az állandóan édesvízben élő egyedeké. A feje és a szeme a test méretéhez képest nagy, orra hosszú. Szája felső vagy középső állású, utóbbi esetén is kissé felfelé néz. A teljes hosszában kiölthető alsó állkapocs minden esetben kissé túlnyúlik a felsőn. Mind a felső, mind az alsó állkapocsban kicsi, kúpos fogak ülnek. Mellűszói viszonylag hosszúak és legezőszerűen szétterülnek. A tüskés pikót nagyon könnyű a hazai halfauna többi tagjától elkülöníteni, mert a nevéből adódóan a hátúszó előtt három, ritkán négy, a hasúszói helyén, valamint a farok alatti úszó előtt egy-egy csonttüske található. Valamennyi csonttüske alapja lapos,



© Ferincz Árpád

széles, hogy az izmok számára tapadási felületet biztosítson. A tüskék oldala fogazott, és izülettel csatlakoznak az alapnál található csonthoz. Az állat ennek megfelelően valamennyi tüskéjét képes önállóan mozgatni. A tüskéket általában kétharmad részükig egy bőrhártya borítja, csak a felső, hegyes részük szabad. A faj másik jellegzetessége, hogy testét nem pikkelyek, hanem csontlemezek borítják (COWEN *et al.* 1991, www.cabi.org). Ezeknek a csontlemezeknek a száma nagyon változatos lehet: hazánkban leírtak teljes vértézetségű példányt, melynek oldalát 36 lemez borította, de szinte teljesen csupasz egyedeket is gyűjtöttek már (HARKA & SZEPESI 2010). Vértézetségtől függetlenül a testet alulról egy haspajzs és egy alappajzs védi. A haspajzs a mellúszók tövétől egészen a torokig fut, az alappajzs pedig a farok végéig, fokozatosan elkeskenyedve. Farokúszója fejlett (COWEN *et al.* 1991, FROMMEN *et al.* 2011). Színe igen változatos. A hazai példányok fejeteje, háta és oldala zöldesbarna, testüket foltok és sávok díszíthetik. Hasa világos, fehér vagy ezüstös színű. Ívási időszakban a hímek torka és hasa vöröses színű, oldaluk világosabb része pedig narancs- vagy aranyárga lehet.

Táplálék-összetételét tekintve a tüskés pikó valamennyi korosztálya mindenevő (omnivor). Az ivadékok elsősorban planktonikus rákokat és élőbevonatot fogyasztanak. Az idősebb egyedek fonalas algát, vízi növények hajtásait, vízi makroszkopikus gerincteleneket (pl. rovarlárvákat), szerves törmeléket (detritus), de halikrát és ivadékot is esznek. Testméretéhez képest rendkívül rövid a tápcsatornája, ezért folyamatosan táplálkozik. Optimális élőhelyen mind a növekedése, mind az ivarérese gyors.

Természetes élőhelyén, fogságban, valamint a hazai kivadult állományokban már egyéves kora előtt ivaréretté válik. A hazai populációk szaporodása áprilistól júliusig tarthat, de termál-, illetve ipari meleg vízzel terhelt élőhelyeken évente többször is ikrázhat. Szaporodási viselkedése jól feltárt. A nászruhás hímek territóriumot őriznek. Ennek közepén növényi szálakból és ragadós veseváladékuk segítségével barlangszerű fészket építenek. Az ívás a fészkek belsőjében történik. A fészket több nőstény is felkeresi, melyeket a hím násztáncsal csalogat a fészkekhez. Egy kifejezett nőstény akár több száz ikrát is lerakhatnak a fészkekbe. Miután a nőstény kiúszott a fészkekből, a hím beúszva megtermékenyíti az ikrát. A nász végeztével a hím a fészkek két bejáratát növényi szálakkal elrejtí a ragadozók elől, és egyedül őrizi az ikrát, majd rövidebb ideig a kikelt ivadékot is.

Ökológiai igényei Magyarországon

A tüskés pikó számára optimális kolonizált élőhelyeken rövid idő alatt domináns fajjává válik. Gyorsan

növekvő állományai jelentős predációs nyomást jelentenek, elsősorban egyes vízi makroszkopikus gerinctelenekre nézve. Hazai vizsgálatok alapján tudjuk, hogy kiválóan alkalmazkodik mind a természetes, mind az erősen zavart, urbanizált élőhelyekhez. A természetközeli patakszakaszok mellett a termálvizekkel szennyezett, sőt esetenként a teljes hossz-szelvényben kibetonozott szakaszokon is megtaláljuk.

Ökológiai problémák

Megfelelő élőhelyen nagy reprodukciós képessége miatt jelentős állománya alakulhat ki. Nagy létszámú állományai erős predációs nyomást jelentenek mind a patakokban szaporodó, mind a Dunából azokba felúszó őshonos vízi gerinctelenekre és gerincesekre, például a kis testű halfajokra is. Egy hazai kisvízfolyáson végzett vizsgálat alapján a vízi táplálékhálózatban csúcsragadozó lehet (VESELY *et al.* 2021).

Gazdasági hatások

Közvetlen gazdasági kártétele nem ismert.

Védekezési lehetőségek

A tüskés pikó megítélése kettős. Idegenhonos fajként elég ideje lett volna mára a teljes hazai Duna-szakaszon elterjedni, ennek ellenére a Budapest feletti Duna-szakaszon és több más vízfolyásban csak elszórtan fordul elő (CSIPKÉS *et al.* 2012, BÓDIS *et al.* 2012, WEIPERTH *et al.* 2020), ugyanakkor a számára optimális élőhelyen jelentős egyedszámú állománya alakul ki (HARKA & SZEPESI 2010). A tüskés pikó a 19. században a díszállat-kereskedelem segítségével jutott el több országba, de mára teljesen eltűnt az akvarisztikai kereskedeleméből. Bár kis méretű, speciális anatómiai tulajdonságai miatt csalihalként a horgászok nem használják. A faj terjedése hazánkban természetes ütemű, így megállítására csak a természetes élőhelyek ökológiai állapotának javításával lehetséges. Számos ragadozó, köztük ragadozó halaink, a kockás (*Natrix tessellata*) és a vízisikló (*Natrix natrix*), valamint sok hlevő madárfaj fogyasztja.

Irodalom

BERINKEY 1960, BOTTA *et al.* 1984, BÓDIS *et al.* 2012, COWEN *et al.* 1991, CSIPKÉS *et al.* 2012, FROMMEN *et al.* 2011, HARKA & SZEPESI 2010, LEINONEN *et al.* 2011, STERBETZ 1957, TAKÁCS *et al.* 2017a, 2017b, VESELY *et al.* 2021, WEIPERTH *et al.* 2013, 2020

WEIPERTH ANDRÁS, LENTE VERA,
STASZNY ÁDÁM & FERINCZ ÁRPÁD

Szúnyogirtó fogasponty

Gambusia holbrooki (BAIRD & GIRARD, 1853)

Eredeti elterjedési terület

A szúnyogirtó fogasponty eredeti elterjedési területe az Egyesült Államok délkeleti részén található. Őshonos New Jerseytől Mexikóig, valamint az Indiana és Illinois államoktól délre elterülő vízrendszerekben, délen az Atlanti-óceán és a Mexikói-öböl partvidékéig (WELCOMME 1988). Jellemzően édes- és brakkvízi (félsós) élőhelyek lakója. Előnyben részesíti az álló vagy lassú folyású vizeket, a mocsarakat, a növényzettel dúsan benőtt tavakat, holtágakat és csatornákat (BÁSKAY *et al.* 1998).

Magyarországi megjelenése

A szúnyogirtó fogasponty európai telepítésének oka a csípőszúnyogok (Culicidae) elleni biológiai védekezés szándéka volt. Az 1920-as években még nem álltak rendelkezésre a napjainkban már széles körben alkalmazott különféle szintetikus rovarirtó készítmények, így a halak telepítésétől várták a csípőszúnyog-állományok csökkentését, egyúttal pedig a szúnyogok által terjesztett betegségek visszaszorítását (BÁSKAY *et al.* 1998). Európában elsők között Spanyolországban telepítették 1922-ben, majd 1924-ben Korzikára is bekerült. Ezt követően az 1920-as és az 1930-as években számos további országban és

a volt Szovjetunió déli részén is folytatódtak a telepítések, illetve Bulgáriába, Olaszországba, Görögországba és a volt Jugoszláviába is eljutott (FROESE & PAULY 2021b). Magyarországon először a Hévízi-tóba telepítették 1939-ben. A telepítés utáni években a Hévízi-tóban és a kifolyóiban is tömegesen elszaporodott. Ezt követően számos egyéb, termálvízzel terhelt víztestbe (pl. Miskolctapolca, Városligeti-tó) is sikeresen telepítették (WIESINGER 1948). Azokon az élőhelyeken, ahol jellemzően hiányoznak a nagyobb testű ragadozó halak, jelenléte tömegessé vált (WIESINGER 1975).

Biológiája

Apró termetű faj. Teste megnyúlt, oldalról enyhén lapított. A nőstények maximális testhossza 6–8 cm, míg a hímeké csupán 3–5 cm körüli, emellett az ikrások jellemzően vaskosabbak, míg a hímek teste karcsúbb. Feje közepes méretű, felülről lapított, szeme nagy, szája felső állású. Úszói domborúan lekerekítettek. A hímek anális úszójának néhány úszósugara tüskeszerű páرزószervvé (*gonopodium*) módosult. Színe szürkésbarna, háta sötétebb, hastájéka világos. Oldalvonala nincs (CABI 2021).

Szubtrópusi eredetének megfelelően melegvíz-kedvelő halfaj. Az ideális hőmérsékleti tartománya



© Ferincz Árpád

22–30 °C közé esik, de hosszabb-rövidebb ideig az ennél jelentősen alacsonyabb, akár a 4 °C-os, illetve a 35 °C feletti hőmérsékletet is képes elviselni. Rendkívül alkalmazkodóképes faj, jól tolerálja az alacsony oxigénszintet, a sótartalom változását és a víz szennyezettségét is (FROESE & PAULY 2021b).

Felszíni, jellemzően ragadozó életmódot folytató halfaj (HOWELL *et al.* 2013). A zooplankton és a makrogerinctelenek (így például a szűnyoglárvák) mellett a vízre hulló rovarokat, növényi részeket, detrituszt, saját, illetve más halfajok ivadékait is szívesen fogyasztja. A nagyobb testű halakat folyamatos zavarással, csipkedéssel támadja (BÁSKAY *et al.* 1998). A táplálékválasztás terén egyes előhelyek és korosztályok között is jelentős különbségek mutatkoznak, amely a faj opportunistáé stratégiáját bizonyítja (SPECZIÁR 2004). Az ivarérettséget egyéves kora előtt is elérheti. Belső megtermékenyítésű, a hím módosult farokalatti úszójának (*gonopodium*) segítségével termékenyíti meg a nőtény testében lévő ikrát. Az ikrás raktározhatja a tejet, így egy-egy ivást több „szülés” is követhet. Az inkubációs idő a hőmérséklettől függően öt–nyolc hét. Elevenszülő (ovovivipar) faj, az ikraszemek jellemzően a nőtényben kelnek, a vízbe jutva pedig azonnal úsznak. Egy alkalommal átlagosan 10–50 ivadék „jön világra”. Mérsékelt övi élőhelyen évente három–öt alkalommal is szaporodhat (BERINKEY 1966, PINTÉR 2015).

Ökológiai igényei Magyarországon

Hazai körülmények között terjedése legfőképp a termálvíz-bevezetéssel érintett víztestekben lehetséges. Ezek lehetnek természetes termálforrások vagy ipari melegvízkifolyóval terhelt élőhelyek is. Előfordulása azonban nem korlátozódik kizárólag a melegvízi élőhelyre. Nyári időszakban a víz hőmérséklet emelkedésével a hőforrástól távolabbra is eljuthatnak, enyhé teleken akár át is tekelhetnek. Az éghajlatváltozás kapcsán a melegedő klímának köszönhetően megnőhet a faj inváziójának veszélye is (TAKÁCS *et al.* 2017a). Hazánkban számos termálvizes élőhely alakult ki jelentős állományai, így például a Hévíz-tóban, a Hévíz-kifolyóban, a miskolctapolcai Csónakázó-tóban és a budapesti Városligeti-tóban is. Emellett több előfordulási adata ismert a Kis-Balaton vízminőségvédelmi Rendszer csatornáiból, sőt olyan élőhelyekről is, amelyek nem kapnak közvetlen hőterhelt vizet (pl. Zagyva, Budapest körüli tavak, kisvízfolyások) (HARKA & SZEPESI 2016).

Ökológiai problémák

Bár szűnyoggyérítés céljából telepítették, az ehhez fűződő reményeket nem váltotta be. Számos

előhelyen viszont kiszorította azokat az őshonos hal- és makrogerinctelen-fajokat, amelyek eredendően hatékonyabbnak bizonyultak a szűnyoglárvák gyérítésében (COURTENAY & MEFFE 1989). A pozitív hatások elmaradása mellett, megtelepedésével párhuzamosan, számos negatív ökológia hatása figyelhető meg. Agresszív és ragadozó viselkedése miatt jellemzően kiszorítja az apró természetű őshonos halfajokat. Amellett pedig, hogy ikrafogyasztó, táplálékkonkurens a nagyobb természetű halfajok ivadékainak, valamint potenciális veszélyt jelent a kételtűfajok lárváira nézve is (ZEIBER 2008). A fentiek miatt felkerült a világ 100 legveszélyesebb invazív élőlényét tartalmazó listára is (LOWE *et al.* 2004).

Gazdasági hatások

Szűnyoggyérítés szempontjából nem bizonyult hatékonyabbnak, mint a hasonló táplálkozású őshonos fajok. Ellenben agresszív és ragadozó életmódjának, ikrá- és ivadékpusztításának köszönhetően a gazdaságilag jelentős és veszélyeztetett halfajok állományaira kifejezetten negatív hatást gyakorolhat (COURTENAY & MEFFE 1989).

Védekezési lehetőségek

Mivel kiválóan alkalmazkodik a különböző élőhelyekhez, illetve nagy szaporodási potenciállal rendelkezik, rendkívül nehéz azokról az élőhelyekről visszaszorítani, ahol egyszer sikeresen megtelepedett (WILLIS & LING 2000). A hatékony védekezés ezért elsősorban a további terjedésének megelőzése lehet. Több más idegenhonos faj mellett a szűnyogirtó fogaspony elterjedésének szempontjából is fontos a különböző hőszennyezések megakadályozása, a hűtővizek befogadóba juttatás előtti megfelelő hűtése, különösen a téli időszakban.

A faj szerepel az Európai Unió számára veszélyt jelentő idegenhonos inváziós fajok jegyzékén, ezért tartása, tenyésztése, természetbe történő kibocsátása minden uniós tagországban tilos.

Irodalom

BÁSKAY *et al.* 1998, BERINKEY 1966, CABI 2021, COURTENAY & MEFFE 1989, FROESE & PAULY 2021b, HARKA & SZEPESI 2016, HOWELL *et al.* 2013, LOWE *et al.* 2003, PINTÉR 2015, SPECZIÁR 2004, TAKÁCS *et al.* 2017a, WELCOMME 1988, WIESINGER 1948, 1975, WILLIS & LING 2000, ZEIBER *et al.* 2006

LENTE VERA, STASZNY ÁDÁM,
WEIPERTH ANDRÁS & FERINCZ ÁRPÁD

Yukatáni fogasponty

Poecilia sphenops VALENCIENNES, 1846

Eredeti elterjedési terület

Mint magyar neve is mutatja, a yukatáni fogasponty egy közép-amerikai eredetű halfaj. Eredeti elterjedési területét Mexikó és Guatemala kisebb tavai, lassú folyású, tiszta vizű patakjai, csatornái és brakkvízi (fél-sós) mocsarai jelentik (MILLER 1983).

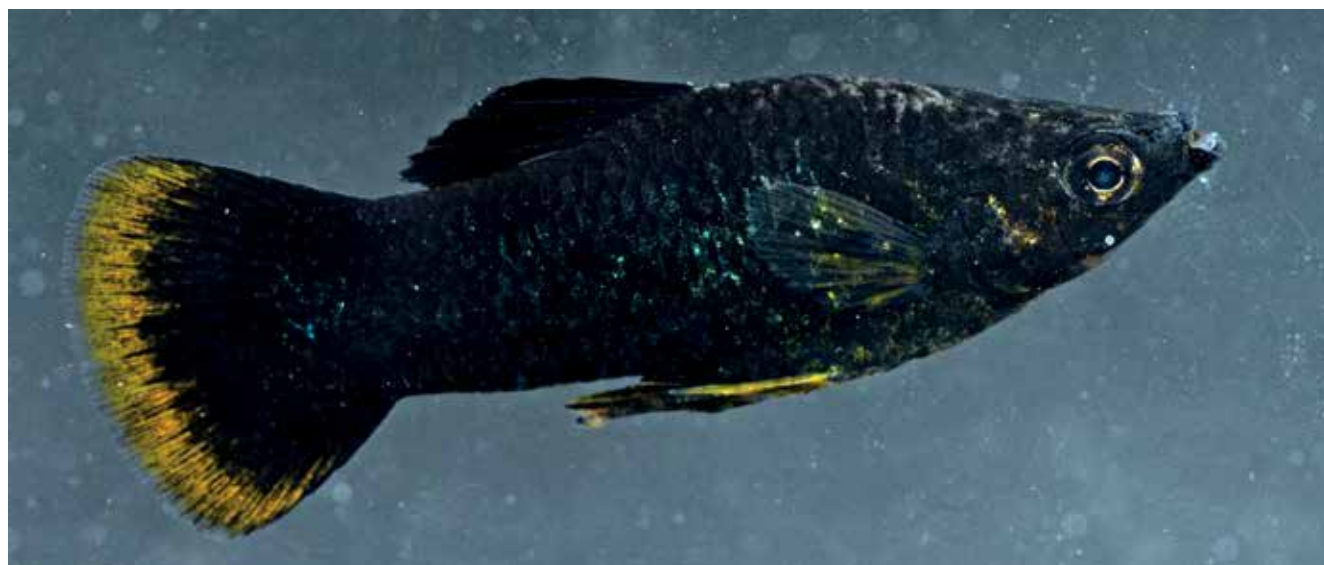
Magyarországi megjelenése

Európába 1899-ben kerültek az első példányok német akvaristákhoz (MEYER 2015, NOVÁK *et al.* 2020). Könnyű tartása és szaporítása miatt már az 1920-as évektől foglalkoztak a kereskedelmével, hazánkba is ekkor jutottak el első példányai. A nemzetközi díszállat-kereskedelemben mind a mai napig jelentős fajról van szó. Akvarisztikai kereskedésekben *molli* néven forgalmazzák. Hazánkban első természetes állományát a Hévízi-tó elfolyóiban mérték fel 2015-ben (TAKÁCS *et al.* 2015b). Ugyanakkor számos adat igazolja, hogy a 2010-es évek elejétől már számos hazai termáltóban (Egerszalók, Margit-sziget, Miskolctapolca, Városligeti-tó) volt megtalálható, és ezekben önfenntartó állományai alakultak ki.

Legjelentősebb kivadult állománya jelenleg a Hévízi-tóban, annak elfolyóiban és a Kis-Balaton Vízügyi Rendszer vízrendszerében él. Emellett a korábban felsorolt termálvizű tavakban változó egyedszámokban napjainkban is megtalálható. A felsorolt előfordulási adatok alapján stabil faunaelemnek tekinthető (TAKÁCS *et al.* 2015b, 2017a, 2017b).

Biológiája

A yukatáni fogasponty teste általában megnyúlt, oldalról kissé lapított. A testméret tekintetében nehéz meghatározni ivari dimorfizmust, de a nőstények teste rendszerint vastagabb a hímekénél. Mindez különösen igaz a „vemhes” példányoknál. Kifejlett példányai átlagosan 6–8 cm hosszúak. Testének méretéhez képest a feje kicsi, szeme és orra pedig viszonylag nagy. Tarkóját és fejét is pikkelyek borítják, homloka széles és az idősebb példányoknak sokszor domborúan emelkedik. Felső állású szája testéhez viszonyítva nagy és kiölthető. Úszói domborúan lekerékítettek. A hímek anális úszójának első úszósugarai tüskeszerű páرزószervet (*gonopodium*) képeznek. Ez alapján a hímek



© Ferincz Árpád

és a nőstények könnyen elkülöníthetők. Oldalvonala nincs. Nagyon sok színváltozatban tenyésztik, emiatt a díszállat-kereskedésekben és a frissen kihelyezett állományokban is változatos színekben fordul elő. A vad színváltozatok általában fémes színezetűek, rajtuk a kék és a szürke különböző árnyalatai dominálnak. Háta és farokúszója az egyes származási vonalaktól függően lehet piros és sárga. Mind a tenyész-, mind a vad változatok farokúszójának a szegélyén is kivehető egy világosabb, sárgás, narancsos sáv. A fiatalok legtöbbször egyszínűek, szürkék, zöldek, esetleg barnák. Színük a rejtőzködésüket nagyban segíti (BRETT & TURNER 1983, MILLER 1983).

Táplálék-összetételét tekintve a yukatáni fogasponty mindenevő (omnivor) halfaj. A rendkívül fejletlen világra jövő fiatal példányok elsősorban zooplankton és fitobentost fogyasztanak. Az ivarérett egyedek nagyobb mennyiségben fogyasztanak növényi táplálékot (pl. algák, friss hajtások, detritusz), étrendjüknek kisebb részét alkotják csak az állati eredetű táplálékok. Egyes hazai, nagyon sűrű egyedszámú populációkban megfigyelték kétélűek (Amphibia) petéinek és lárváinak, valamint egyes békafajok (Anura) ebihalainak a folyamatos csipkedését. Jelentős állománysűrűség esetén a kannibalizmus mértéke is megnő.

Optimális élőhelyen mind a növekedése, mind az ivarérese gyors. Természetes élőhelyén, fogságban, valamint a hazai kivadult állományokban már egyéves kora előtt ivaréretté válik. A yukatáni fogasponty belső megtermékenyítésű. A hímek a módosult anális úszójukkal (*gonopodium*) a nőstény testen belül termékenyítik meg az ikrákat. A nőstény a párzást követően hónapokig képes a spermiumot raktározni, így újabb párosodás nélkül, valamint a hímek elpusztulása esetén is meg tudja termékenyíteni a beérő ikráit. Az ikra fejlődése hőmérséklettől függően négy–hét hétig tart, melynek végén 20–150 igen fejlett ivadékot hoz világra (ovoviviparia). A víz hirtelen bekövetkezett lehűlése „koraszülést” válthat ki, ez az ivadék fokozott pusztulásával járhat. Más *Poecilia* fajokkal könnyen hibridizál. Részben ennek köszönhetően ritkák a genetikailag vagy morfológiailag tiszta példányok a hazai élőhelyeken, de a hazai és nemzetközi akvarisztikában kapható halak túlnyomó többsége is valamilyen hibrid.

Ökológiai igényei Magyarországon

A yukatáni fogasponty számára optimális kolonizált élőhelyeken rövid idő alatt domináns fajjává válik. Gyorsan növekvő állományai hatalmas predációs nyomást jelentenek a természetes ökoszisztémákra. Hazai vizsgálatok alapján kiváló alkalmazkodóképességű faj. A Hévízi-tóban és elfolyóiban, valamint

az ezekkel kapcsolatban lévő csatornahálózatokban éppúgy megtalálja életfeltételeit, ahogy a különböző méretű mesterséges termáلتavakban, kisebb-nagyobb, esetenként betonozott medencékben is.

Ökológiai problémák

Megfelelő élőhelyen nagy reprodukciós képessége miatt jelentős állománya alakulhat ki. Nagy egyedszámú állományai jelentős predációs nyomást jelentenek egyes őshonos vízi gerinctelen és gerinces fajokra, például a gőtékre (Caudata) is. Mivel táplálékának jelentős részét növényi elemek és detritusz alkotja, a nagy egyedszámú populációk a kolonizált víztestek teljes táplálékhálózatát képesek átalakítani.

Gazdasági hatások

Közvetlen gazdasági kártétele nem ismert, de mind hazánkban, mind külföldön jelentős ökológiai kockázatot jelent valamennyi kolonizált élőhelyen.

Védekezési lehetőségek

A yukatáni fogasponty (vagy más néven molli) a magyarországi díszállat-kereskedelemben beszerezhető faj. Tartása kisebb akváriumokban is könnyen megoldható. Megfelelő tartás mellett évente többször is szaporodik. Az így keletkezett szaporulat természetes vízbe kerülését minden lehetséges módon meg kell akadályozni. Figyelemfelkeltő, ismeretterjesztő kampányt kell folytatni nemcsak a yukatáni fogasponty, de valamennyi idegenhonos akváriumi díszhal természetes vizekbe, valamint kerti tavakba történő időszakos kihelyezésének veszélyeiről (LIZICZAI 2020). Az inváziós halfajok visszaszorítása rendszerint nehezen kivitelezhető feladat (PATOKA *et al.* 2018, PINTER 1980, TAKÁCS *et al.* 2017a). Az elevenszülő fogaspontyok (Poeciliidae) esetében a nemzetközi szakirodalomban fellelhető, hatékony visszaszorítására vonatkozó vizsgálatok száma kevés. Kis testű, a kolonizált vízteret érő zavarásokat nagyon jól elviselő fajként a természetes ragadozóinak (halak, kétélűek, hullók, madarak) segítségével lehet kordában tartani állományát. Egyes kisebb, szeparált vízterek esetén téli időszakban a melegvíz-betáplálás elzárása, a víztér kiszárítása, illetve biocidok alkalmazása is eredményes lehet.

Irodalom

BRETT *et al.* 1983, LIZICZAI 2020, MEYER 2015, MILLER 1983, NOVÁK *et al.* 2020, PATOKA *et al.* 2018, PINTER 1980, TAKÁCS *et al.* 2015b, 2017a, 2017b, WELCOMME 1988

WEIPERTH ANDRÁS, LENTE VERA,
STASZNY ÁDÁM & FERINCZ ÁRPÁD

KÉTÉLTŰEK

Amphibia

Kétéltűek (Amphibia) rövid bemutatása

Afrikai karmosbéka

Xenopus laevis (DAUDIN, 1802)

Nevének megfelelően Afrika számos országában megtalálható, de csak a Száhel-övezettől délre. Az egészségügyi és egyéb kutatásokban betöltött fontos szerepe miatt, valamint a díszállat-kereskedelemmel a világ számos országába eljutott és szaporítják (KRAUS 2009). Idegenhonos fajként kimutatták az Amerikai Egyesült Államok Arizona, Florida, Kalifornia és Texas államaiban, továbbá Mexikóban, Chilében, valamint Anglia, Belgium, Portugália, Francia-, Német-, Olasz- és Spanyolország, illetve Kína és Indonézia természetes és természetközeli élőhelyein (www.amphibiaweb.org, www.gbif.org). Mivel több országban is terjed, számítani lehet arra, hogy újabb helyeken is megjelenik (MEASEY *et al.* 2012).

Viszonylag nagy testű békafaj. Az ivarérett hímek testhossza 45–98 mm, a nőstényeké 57–147 mm. Teste lapított, a kis méretű, sötét szemek a fej tetején helyezkednek el. Erőteljes, izmos lábai testével megegyező hosszúak. A vad példányok háta sötétszürke, szürke vagy zöldesbarna, a hasa pedig világosabb, olykor egészen vajszerű. Háta gyakran foltokkal, vonalakkal mintázott. Számos színváltozata (pl. albínó) ismert (TRUEB 2003).

Rendkívül jó alkalmazkodóképessége révén szinte bármilyen szennyezett és félsós vízű (brakkvizes) élőhelyen megtalálja életfeltételeit. Idegenhonos előfordulási adatai a melegebb égövekből származnak (CRAYON 2005). A potenciális élőhelyek 2016-os felmérése óta a főváros belterületén a Városligeti-tavakból, a Margit-sziget Japán kertjének dísztavából, egy fővárosi dunai mellékágából (Kopaszi-gát) és Sárvár egyik belterületi dísztavából gyűjtött példányai igazolják a faj hazai előfordulását. Az eddig elvégzett kockázatbecslések alapján a teljes pannon biogeográfiai régió

termálvizű és ipari meleg vízzel terhelt élőhelyein lehetséges a megtelepedése. Az afrikai karmosbéka Európa több országában inváziós tulajdonságokat mutat, ezért további terjedése várható.

A meghódított élőhelyekre gyakorolt hatása összetett. Ragadozóként predációjával számos őshonos vízi és szárazföldi makrogerinctelen-, hal- (Pisces) és kétéltűfaj (Amphibia) egyedét elfogyasztja. Nagyobb zárt állományaiban jellemző a kannibalizmus (www.iucngisd.org). Emellett immunis a *Batrachochytrium dendrobatidis* gomba okozta fertőzésre. A *B. dendrobatidis* eredeti előfordulási helye Afrikában, az afrikai karmosbéka őshonos elterjedési területén van. Számos kutató úgy véli, hogy részben az afrikai karmosbéka világszinten történő elterjedése is oka lehet a békapopulációk világméretű összeomlásának (WELDON *et al.* 2004). A faj hazai kereskedelemben legálisan beszerezhető, ezért fel kell hívni a kereskedők, a tenyésztők és a hobbiállattartók figyelmét, hogy az akváriumok tisztítása során – az őshonos kétéltű-populációk további *B. dendrobatidis* fertőzésének megelőzése érdekében – semmi sem kerülhet ki a szabadba, még a víz sem.

SZAJBERT BETTINA & WEIPERTH ANDRÁS



© Weiperth András

Törpekarmosbéka

Hymenochirus curtipes NOBLE, 1924

Eredeti elterjedési területe a Kongói Demokratikus Köztársaság, a Kongói Köztársaság és a Közép-afrikai Köztársaság esőerdeinek sík vidéki vízfolyásaiban, tavaiiban, mocsaraiban és időszakos vizes élőhelyein van. Kedvelt díszállat, ennek köszönhetően a világ számos országába eljutott, de eredeti elterjedési területén kívül eddig önfenntartó állományait nem írták le (www.iucnredlist.org). Hazánkban 2015 februárjában gyűjtötték az első példányt a Városligeti-tóból (WEIPERTH *et al.* 2015). Azóta a büki termálfürdő használt vizét elvezető csatornából, a Miskolctapolca belterületén található Békás-tóból, a Rákos-patak fővárosi, alsórákosi szakaszán és a Szent Lukács gyógyfürdő előtt található dísztóból sikerült további egyedeit begyűjteni.

© Potyó.Imre



Kis méretű békafaj, ivarérett egyedei ritkán haladják meg a 4 cm-es hosszúságot. A hímek kisebb termetűek, karcsúbbak, sötétebb színűek, mellső lábuk mögött apró világos, általában rózsaszín vagy fehér színű mirigy látható. A nőstények testesebbek, kloákájuk pedig nagyobb a hímekénél. Testük lapított, szemük a koponya tetején ülnek. Színük általában barnás, sötétebb foltok a test teljes felületén megfigyelhetők.

Táplálék-összetételében a vízi makrogerinctelenfajok dominálnak. Immunis a *Batrachochytrium dendrobatidis* gomba fertőzésével szemben. E patogén gomba vektoraként jelenti a legnagyobb

ökológiai és természetvédelmi kockázatot, ugyanis az akváriumok, terráriumok tisztításakor a gomba a közműhálózaton keresztül vagy közvetlenül a környezetben jutva megfertőzi az őshonos kétél-tűfajokat (KILPATRICK *et al.* 2010, MURPHY *et al.* 2015).

WEIPERTH ANDRÁS & SZAJBERT BETTINA

Kínai tűzhasúgöte

Cynops orientalis (DAVID, 1873)

Nevének megfelelően Kínában, a Jangce és mellékfolyóinak lassú áramlású, sík vidéki szakaszain őshonos. Eredeti elterjedési területén a természetes élőhelyek mellett rizsföldeken, mesterséges csatornában és tavakban is előfordul. Díszállatként a világ számos országába eljutott, de Kínán kívül eddig csak az Amerikai Egyesült Államok Florida államában és Belgiumban regisztrálták előfordulását természetes



© Weiperth András

élőhelyen (FULLER 2022, www.amphibiaweb.org). Magyarországon 2017-ben találták az első kifejlett példányokat a Göd belterületén keresztülfolyó Ilkapaták egyik mellékágában, majd 2019-ben a Szent Lukács gyógyfürdő előtt található dísztóából, valamint a Városliget hideg forrásából kerültek elő további felnőtt egyedek.

A farkos kétéltűek (Caudata) között viszonylag kis méretűnek számító, zömök testalkatú faj. A nőstények ritkán érik el a 8 cm-es, a hímek a 6-6,5 cm-es teljes testhosszt (LI *et al.* 2005). Hátuk és oldaluk színe fekete, barna vagy barnásszürke, olykor világos pontok is megfigyelhetők rajtuk. Hasuk élénk narancssárga vagy vörös, fekete mintázattal. Az élénk szín a fark hasi oldalán is megfigyelhető (www.amphibiaweb.org). A bőrében található mirigyek enyhe bőrirritáló hatású mérgeanyagot választanak ki (BRODIE *et al.* 1975).

Táplálékát vízi makrogerinctelen-szervezetek, elsősorban férgek és különböző rovarlárvák alkotják (FULLER 2022). Optimális környezetbe jutva könnyen meg tud telepedni és képes elterjedni. Könnyen és kiválóan mászik, ez a képessége is segíti az aktív terjedését (GUO *et al.* 2021). A kolonizált élőhelyekre gyakorolt közvetlen hatása nem ismert, ugyanakkor a chitridiomycosist okozó patogén gomba (*Batrachochytrium dendrobatidis*) hordozója (KOLBY *et al.* 2014). Kereskedelme és tenyésztése Európában és az Amerikai Egyesült Államokban tilos, de Kínában és egyes ázsiai országokban továbbra is beszerezhető.

SZAJBERT BETTINA & WEIPERTH ANDRÁS

Spanyol bordásgöte

Pleurodeles waltli MICHAHELLES, 1830

A Pireneusi-félszigeten és Marokkó északi részén őshonos, de Belgiumból, Francia- és Németországból is jelezték az előfordulását (www.amphibiaweb.org, www.gbif.org). Eredeti elterjedési területén leginkább kis területű, mély állóvizekben fordul elő, melyeket csak az esős időszakban hagy el. Marokkóban 60-70 m mély barlangokban is megfigyelték (SCHLEICH *et al.* 1996). Őshonos elterjedési területén az élőhelyeinek pusztulása, agrokémiai elszennyezése, beépítése, az inváziós fajok terjedése és az illegális befogások következtében 2006 óta a *veszélyeztetettséghez közeli* (*Near Threatened*) kategóriába sorolják (ARAÚJO *et al.* 2011, www.iucnredlist.org). Fogságban szaporított egyedei a díszállat-kereskedelmen beszerezhetőek, emellett több évtizede használják olyan kísérleti vizsgálatokban, melyek során a szervregenerációt és a zéró gravitáció hatását kutatják (GRIGORYAN *et al.* 2001). Magyarországon 2022 májusában a budapesti



Városligeti-tóból került begyűjtésre öt lárva, valamint két kifejlett hím és egy nőstény egyed.

Teljes testhossza általában 15–19 cm, de természetes élőhelyén elérheti a 30 cm-t. A hímek nagyobbak a nőstényeknél. Hátuk általában sötétszürke, hasuk világosszürke, a bordáknál rozsdaszínű foltok figyelhetők meg (GRIFFITHS 1996).

Táplálék-összetételében a vízi makrogerinctelen-szervezetek dominálnak, de ebihalakat és kisebb testű halakat (Pisces) is elfogyaszt. A spanyol bordásgöte őshonos elterjedési területén kívüli közvetlen hatásairól nem rendelkezünk adatokkal, de a vizsgálatok alapján a *Batrachochytrium salamandrivorans* nevű patogén gomba vektora lehet (BALÁŽ *et al.* 2015), ezért a magyarországi vizekben való előfordulása, valamint az akváriumok vizének szabad környezetbe történő kiöntése veszélyt jelent az őshonos kétéltűfajokra.

WEIPERTH ANDRÁS & SZAJBERT BETTINA

Irodalom

ARAÚJO *et al.* 2011, BALÁŽ *et al.* 2018, BRODIE *et al.* 1974, CRAYON 2005, FULLER 2022, GRIFFITHS 1996, GRIGORYAN *et al.* 2002, GUO *et al.* 2021, KILPATRICK *et al.* 2010, KOLBY *et al.* 2014, KRAUS 2009, LI *et al.* 2005, MEASEY *et al.* 2012, MURPHY *et al.* 2015, SCHLEICH *et al.* 1996, TRUEB 2003, WEIPERTH *et al.* 2015, WELDON *et al.* 2004

HÜLLŐK

Reptilia

Közönséges ékszerteknős

Trachemys scripta (SCHOEPPF, 1792)

Eredeti elterjedési terület

A közönséges ékszerteknősnek három alfaja ismert: a vörösfülű ékszerteknős (*Trachemys scripta elegans*), a sárgafülű ékszerteknős (*T. scripta scripta*) és a Troost-ékszerteknős (*T. scripta troosti*), de a legújabb vizsgálatok alapján VAMBERGER *et al.* (2020) további alfajok elkülönítésére tesz javaslatot. A vörösfülű ékszerteknős az Amerikai Egyesült Államok középső és délkeleti részén, a Mexikói-öböl környékén és a Mississippi völgyében honos. Elterjedési területe

Délnyugat-Virginiától kiindulva Florida, Alabama, Mississippi, Louisiana, Texas és Új-Mexikó államoktól egészen Északkelet-Mexikóig húzódik (BRINGSØE 2006, ERNST & LOVICH 2009, SOMMA *et al.* 2022a). A sárgafülű ékszerteknős Virginia délkeleti részétől, Észak- és Dél-Karolina, valamint Georgia államok tengerparti síkságain át Florida északi és Alabama keleti részéig fordul elő (GIBBONS 1990, GIBBONS & SEMLITSCH 1991, KING 2000, BRINGSØE 2006, SOMMA *et al.* 2022b). A három alfaj közül a legkisebb



© Újvári Zsolt



elterjedési területe a Troost-ékszerteknősnek van, ez egy viszonylag kis területen, Tennessee keleti, északkeleti részén és Virginia legdélebbi és délnyugati területein őshonos (SOMMA *et al.* 2022c).

Magyarországi megjelenése

A vörösfülű ékszerteknős a világon hobbi célból a legnagyobb egyedszámban árusított teknősfaj, illetve alfaj (SOMMA *et al.* 2022a). Az 1970-es években az Amerikai Egyesült Államok teknősfarmjain már nagy mennyiségben szaporították a hobbiállattartók részére. A faj nemzetközi kereskedelme az 1980-as években indult meg igazán, 1989 és 1997 között több mint 53 millió pld.-t exportáltak az Egyesült Államokból a világ országaiba (www.cabi.org). Ekkor még nem ismerték az őshonos élőhelyekre és fajközösségekre gyakorolt hatását (CADI *et al.* 2004). Eredeti elterjedési területén kívül az Amerikai Egyesült Államok legtöbb államában és Kanada déli részén is megjelent (SOMMA *et al.* 2022a). A 21. század elején számos közép- és dél-amerikai, afrikai, közel-keleti és délkelet-ázsiai országban, valamint Ausztráliában és Új-Zélandon is jelezték előfordulását természetes,

illetve természetközeli élőhelyeken (SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY 2014, www.cabi.org). A vörösfülű ékszerteknős veszélyességét felismerve az Európai Unió 1997-ben betiltotta azok értékesítését, tartásukat és magáncélú tenyésztésüket azonban nem korlátozta (BOTTA-DUKÁT 2016).

A vörösfülű ékszerteknős első példányai az 1980-as években kerültek be Európába (WARWICK 1991), a magyarországi díszállat-kereskedelemben pedig az 1990-es évek elején lehetett vele először nagyobb mennyiségben találkozni (PUKY *et al.* 2005). Az ezt megelőző időszakból származó importjáról részletes adatokkal nem rendelkezünk, de szóbeli információk alapján már az 1970-es, 1980-as években megjelent a hazai díszállat-kereskedelemben. Mint számos teknősfaj (Testudines) fiatal példányait, úgy az ékszerteknősöket is magánszemélyek valószínűleg már korábban behozhatták és tarthatták, mielőtt azok a legális díszállat-kereskedelem révén eljutottak hazánkba. Mára Angliától Lettorszáig, Svédországtól Máltáig előfordul (HARROWER *et al.* 2020, GLOBAL INVASIVE SPECIES DATABASE 2022, STANDFUSS *et*

al. 2016, VAMBERGER *et al.* 2012). Magyarországon a vörösfülű ékszerteknős a leggyakoribb idegenhonos hüllő (Reptilia), illetve mind a mai napig a legelterjedtebb fogságban tartott teknősfaj (SÓVÁGÓ 2019, herppterkep.mme.hu). Különböző korú példányainak előfordulását mára több száz hazai természetes és mesterségesen létrehozott élőhelyről jelezték. Városi és kerti tavak mellett a Duna és a Tisza hazai szakaszának számos hullámtéri mellékágában és mentett oldali holtágában is kimutatták, de előfordulását jelezték nagyobb bányatavakból, természetes tavainkból, lassú folyású csatornákból és vízfolyásokból, a Kis-Balaton és a Tisza-tó területéről is (SZAJBERT 2019, herppterkep.mme.hu).

A vörösfülű ékszerteknős mind a mai napig a világon az egyik legnagyobb egyedszámban tenyésztett víziteknős-faj. A Természetvédelmi Világszövetség (IUCN) összesítése alapján a vörösfülű ékszerteknős jelenleg egyike a világ 100 legveszélyesebb inváziós fájának (www.iucngisd.org).

A sárgafülű ékszerteknős a vörösfülű ékszerteknősre már korábban vonatkozó kereskedelmi korlátozás, tiltás után jutott fontos szerephez a díszállat-kereskedelemben. Az 1990–2000-es években a világ számos országába jelentős egyedszámba szállították amerikai teknősfarmokról. Emellett Ázsiába mind a mai napig nagy mennyiségben szállítják étkezési célból (WILLIAMS 1999, SOMMA *et al.* 2022b). Óshazájában, az Amerikai Egyesült Államok egyes államaiban a díszállattartási és étkezési célú kereskedelme már a 20. század közepén is zajlott. Észak-Amerikán kívüli pontos elterjedése az utóbbi évtizedben válik egyre inkább ismertté (BRINGSØE 2006). Még a 2000-es évek közepén megjelent hazai és európai összegző herpetológiai munkák (PUKY *et al.* 2005, SPEYBROECK *et al.* 2016) sem említik szabadon élő állományait, e könyvek is kizárólag a vörösfülű ékszerteknős problémáját ismertetik. A vörösfülű ékszerteknős európai kereskedelmének betiltását követően a sárgafülű ékszerteknős egyre nagyobb mennyiségben került Európába, így hazánkba is. A vörösfülű ékszerteknős esetéből tanulva sok országban rövid időn belül a sárgafülű ékszerteknős is tiltólistára került, miután egyre több élő egyed találtak természetes, illetve városi élőhelyeken. Kiváló alkalmazkodóképességét igazolja, hogy az Amerikai Egyesült Államok számos állama mellett kimutatták több közép- és dél-amerikai, illetve ázsiai országban is. Magyarországon a vörösfülű ékszerteknős mellett a sárgafülű ékszerteknős a második leggyakoribb idegenhonos hüllőfaj (Reptilia). Különböző korú példányainak előfordulását mára közel 50 hazai természetes és mesterségesen létrehozott élőhelyről jelezték.

Városi és kerti tavak mellett elsősorban a Duna – ritkábban a Tisza – hazai szakaszának számos hullámtéri mellékágában és mentett oldali holtágában kimutatták. Egyre gyakrabban jelzik különböző bányatavaktól is. Természetes tavainkból, a sík vidéki régióink lassú folyású csatornáiból és egyes kisvízfolyásokból, valamint a Kis-Balaton és a Balaton vízgyűjtőjéről is több előfordulási adata ismert.

Biológiája

Mind a vörösfülű, mind a sárgafülű ékszerteknős közepes méretű víziteknős. A vörösfülű ékszerteknős hátpáncélja (*carapax*) viszonylag lapos, olajzöld, de az idősebb példányoknál elsötétül. A haspáncél (*plastron*) idősebb korban is világossárga marad, minden lemezen fekete folttal, melyek száma, elhelyezkedése szinte egyedi jelleget ad az egyes példányoknak. A vörösfülű ékszerteknős legfeltűnőbb bélyege – erről kapta a nevét is – a feje két oldalán található vörös vagy narancssárga halántékfolt („fül”). A rokon fajoktól és alfajoktól is ezek alapján lehet a legkönnyebben elkülöníteni, mert a másik két alfajnál, a sárgafülű ékszerteknősnél és a Troost-ékszerteknősnél ez a folt sárga színű vagy teljesen hiányzik. A vörösfülű ékszerteknős hímek haspáncélja homorú, a nőstényeké lapos. Lábai, nyaka és feje szürkészöld, világos csíkozással. Az előbb említett két rokon fajjal ellentétben a vörös sávok gyakran az idősebb egyedeken is élénk színűek maradnak, de előfordul, hogy narancsszínűvé fakulnak (SEIDEL 2002). A sárgafülű ékszerteknős a nevét a feje két oldalán látható széles sárga sáv („fül”) miatt kapta. Ez egyes példányoknál teljesen hiányozhat, de a sáv szélei mindig kivehetők. Hátpáncélja kissé domborúbb, mint a vörösfülű ékszerteknősé, színe olajzöld, de az idősebb példányoknál elsötétül, sötétbarna, a rendkívül idős példányoknál szinte fekete. A haspáncél fiatal és idősebb korban is világossárga, melyet fekete foltok mintáznak. Ezek száma, elhelyezkedése szinte egyedi jelleget ad az egyes példányoknak. A hímek haspáncélja homorú, a nőstényeké lapos. A fiatal egyedek lábai, nyaka és feje szürkészöld, világos csíkozással, az idősebb példányoknál ezek színe elsötétül, barnás árnyalatú lesz. A vörösfülű ékszerteknőssel szemben a sárga sávok gyakran az idősebb egyedeken gyakran megfakulnak (SEIDEL 2002).

Az ékszerteknősöknek (*Trachemys* spp.) – akár csak a többi teknősnek (Testudines) – nincs külső füle; középső és belső fülüket porcos lemez védi (CHRISTENSEN-DALSGAARD *et al.* 2012). Valamennyi faj fejét, farkát és lábait teljesen be tudja húzni

a páncéljába. Az ékszerteknősöknél a két ivar az eltérő méret, a haspáncél alakja, valamint a karmok és a fark hossza alapján különböztethető meg: a hímek haspáncélja inkább homorú, karmaik jóval nagyobbak, és farkuk is hosszabb és vastagabb, kloákájuk a páncéltól távolabb nyílik. A hosszabb karmok párzaskor segítenek a hímeknek megkapaszkodni a nőstény hátán, és az udvarlás közben is mutogatják őket (MOHAN-GIBBONS & NORTON 2010). A kifejlett ékszerteknősök páncéljának hossza általában 12–20 cm. A hímek lényegesen kisebbek a nőstényeknél: a hímek legfeljebb 25 cm-re, a nőstények 35 cm-re tudnak megnőni, de jó tartási körülmények között az idős nőstények akár a 40 cm-t is elérhetik. Rendkívül hosszú kort, akár 30-40 évet is élnek.

A közönséges ékszerteknős valamennyi alfaja mindenevő (omnivor). A fiatalok a gyors növekedésük miatt elsősorban állati eredetű táplálékot – rovarlárvák, csigák (Gastropoda), halivadék, kétéltűek (Amphibia) petéi, ebihalak, kisebb békák (Anura), haltetem és egyéb dög – fogyasztanak (GIBBONS 1990). Az idősebbek táplálék-összetételében dominálnak a magasabb rendű növényi szervezetek – hínárnövényzet

levele, hajtása –, de állati eredetű táplálékot is fogyasztanak (BRINGSØE 2006, GIBBONS 1990). Mivel változó testhőmérsékletű állatok, ezért emésztésük a környezet, a víz hőmérsékletétől függ.

Hazánkban kivadult állományainak egyedei a természetes és természetközeli élőhelyeken téli álmot alszanak. Általában a víz folyamatos lehűlésével párhuzamosan, októberben vagy novemberben vonulnak el telelni az iszapos mederfenékre, esetleg a víz közelében a szárazföldön keresnek maguknak veremlőhelyet. Ez lehet mesterséges vagy természetes üreg, illetve lazább, homokos talajú mélyedés, de egyes zártabb vizek esetén a mederben történő telelésüket is megfigyelték (SZAJBERT B. *pers. comm.*). A téli hibernációból márciusban vagy áprilisban ébrednek. Hazai termálvízű, illetve ipari melegvízzel terhelt élőhelyeken egész évben aktívak maradnak. Tavasztól a veremelés megkezdéséig a napsütéses időben órák hosszat tud napozni. Ekkor gyakran több faj példányai is csoportosan megfigyelhetők a napozásra alkalmas helyeken, pl. vízbe nyúló fatörzseken, laposabb folyó- vagy tópartokon.



© Halpern Bálint

A hímek kettő-öt (9–15 cm), a nőstények négy-hét évesen (15–20 cm) válnak ivaréretté, de a fogságból szabadult, kiengedett egyedek a jobb táplálékellátottság miatt hamarabb is kezdenek a szaporodást (ERNST & LOVICH 2009). Párzásuk általában március–júniusban történik. A párzás és a tojásrakás között több hét telik el, a nőstény évente öt-hat alkalommal is rakhat tojást (GIBBONS 1990). A nőstények tojásrakás céljából akár 1-1,5 km-re is eltávolodhatnak az élőhelyüktől, ahol hátsó lábaikkal ásott 12–15 cm mély üregbe átlagosan 11 – nagyobb egyedek akár 20-30 – ovális tojást raknak (GIBBONS 1990, MOHAN-GIBBONS & NORTON 2010). A kelési idő nagyban változhat a fészkek környezetétől: 30 °C-on 55–60 nap, de 22–25 °C-on ennek a duplája is lehet (PEREZ-SANTIGOSA *et al.* 2008). A kikelő kisteknősök pánccélja zöld, fekete és sárga mintázattal. Haspánccéljuk sárga, rajta változó számú szürkésfekete, fekete folt, melyek néha mintázatba rendeződnek. Eredeti elterjedési területükön a fiatalok a táplálékellátottság függvényében gyorsan nőnek, következő év tavaszára elérhetik a 6–9 cm-es testhosszt. Az eredeti elterjedési területén kívül meghódított élőhelyeken a fiatal példányok túlélése a táplálékellátottság mellett jelentősen függ az élőhely klimatikus viszonyaitól, valamint a predációs nyomástól. Számos hazai természetes élőhelyen a fiatal egyedek nagymértékű pusztulását figyelték meg (HALPERN *B. pers. comm.*), míg urbanizált élőhelyeken a fiatal példányok nagyobb százalékban éltek túl a hidegebb téli hónapokat (SZAJBERT *B. pers. comm.*).

Ökológiai igényei Magyarországon

Mind a vörösfülű, mind a sárgafülű ékszerteknős az illegális elengedéseknek és kerti tavakból történő kiszökéseknek köszönhetően a világ minden táján meghonosodott (SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY 2010). Hazai előfordulási adataik igazolják a Kárpát-medence éghajlatához történő alkalmazkodásukat. Eredeti élőhelyükön számos víztípusban megtalálhatóak. Hazánkban az illegális kihelyezések következtében a folyók mellékágaitól kezdve a csatornákon, a mocsarakon át egészen a kisebb-nagyobb természetes vagy mesterséges tavakig előfordulhatnak, és számos helyen az áttelelő példányok arról árulkodnak, hogy meg is találják életfeltételeiket. Előnyben részesítik a növényzettel gazdagon benőtt, nagyobb kiterjedésű, csendes vizeket, melyek partján megfelelő napozóhelyeket találnak. Kiváló alkalmazkodóképességüknek köszönhetően a jelentős zavarásoknak kitett városi parkok dísztaivaiban is megtalálhatjuk őket (BOTTA-DUKÁT 2016, WEIPERTH *et al.* 2015).

A hazai állomány elterjedtségéről nem rendelkezünk pontos adatokkal. PUKY *et al.* (2005) 13 területet jelölnek meg a vörösfülű ékszerteknős biztos előfordulási helyeként. BÓDIS *et al.* (2012) dunai inváziós fajokat ismertető munkájukban a két alfajt nem különítik el, a hazai Duna-szakasz 6–20%-ára teszik azok előfordulását. Az utóbbi években megkezdett adatgyűjtéseknek köszönhetően mára száznál is több hazai víztestből kerültek elő a vörös- és a sárgafülű ékszerteknős elsősorban idős példányai, illetve számos természetes és urbanizált élőhelyen írták le szaporodásukat (BOTTA-DUKÁT 2016, WEIPERTH *et al.* 2015, herptherkep.mme.hu).

A közönséges ékszerteknős állomány nagyságára vonatkozóan országos szintű pontos adatokkal ugyan nem rendelkezünk, de az általa okozott probléma nagyságát mutatja, hogy a Fővárosi Állat- és Növénykert már közel 600 ékszerteknöst fogadott be. Emellett a Fővárosi Állat- és Növénykertbe és egyéb befogadóközpontokba szállított megunt és a szakemberek által gyűjtött ékszerteknősök száma növekvő trendet mutat. A faj természetben előforduló egyedeinek gyérítésére több program is zajlott. A Naplás-tó esetében a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület szakmai segítségével a Rákosmenti Mezei Őrszolgálat végezte a kifogásokat 2015 és 2020 között. A program során összesen 54 vörösfülű és 44 sárgafülű ékszerteknős került a Fővárosi Állat- és Növénykertbe. A Feneketlen-tó esetében a Főkert Zrt. megrendelésére végezték el az egyedek begyűjtését a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület munkatársai. A 2016, 2017 és 2020 során végzett munka eredményeként összesen 49 vörösfülű és 48 sárgafülű ékszerteknős került a Fővárosi Állat- és Növénykertbe. A Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem Akvakultúra és Környezetbiztonsági Intézetének Természetesvízi Halökológiai Tanszéke számos kutatási programjának keretében 2015–2021 között a Városligeti-tóból 16 pld.-t, a margitszigeti Japán-kert dísztavából 47, többségében fiatal egyedeket, míg a Budapest belterületén található dunai mellékágakból, a Kopaszi-gát területéről 71, a Hárosi-öbölből 55, a Népsziget területéről pedig 29 egyedeket sikerült a kutatóknak begyűjtenie és befogadóhelyekre elszállítania (WEIPERTH *et al.* 2015, SZAJBERT *B. pers. comm.*).

Ökológiai problémák

Az ékszerteknősöknek (*Trachemys* spp.) az általuk elfoglalt élőhelyekre kifejtett hatása nagyon összetett. A közönséges ékszerteknősök elsősorban a mocsári teknős (*Emys orbicularis*) állományainak csökkenését idézik elő, mert nagyobb méretükkel

és agresszívebb viselkedésükkel a napozóhelyekről és a táplálék mellől is elzavarják azokat (AVRY & SERVAN 1998, CADI & JOLY 2003, VALDEÓN *et al.* 2010). A mocsári teknős állományainak károsítása mellett a vízi makrovegetáció kifalásával jelentős mértékben hatnak a vízi makrogerinctelenek, a halak (Pisces), a kétéltűek (Amphibia) és a madarak (Aves) állományaira (KRAUS 2015, KRAUSS 2012). Számos parazitát is terjeszthetnek. Kutatásokkal igazolták, hogy az észak-amerikai ékszerteknősök vérparazitái (Polystomatidae) megjelentek az Európában őshonos spanyol víziteknős (*Mauremys leprosa*) állományaiban is, ahol 20–30% közöttire becsülhető téli mortalitást eredményeztek (MEYER *et al.* 2015). Emellett az emberre is veszélyes, antibiotikum-rezisztens *Salmonella* törzseket is terjeszthetnek (SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY 2010, SOMMA *et al.* 2022a, 2022c). Utóbbi miatt a faj kereskedelme 1975 óta korlátozott az Amerikai Egyesült Államokban is.

Gazdasági hatások

A súlyos ökológiai és természetvédelmi kockázatok mellett jelentős egyedszámú állományai a kolonizált élőhely vízminőségére is hatással lehetnek. Mivel az idősebb példányok táplálék-összetételében a növényi részek dominálnak, így a faj állományai a víztest méretétől függően az élőhely hínárnövényzetét, esetenként a hazánkban védett fehér tündérrózsa (*Nymphaea alba*) állományait is károsíthatják, akár ki is irthatják. Ezzel az élőhely fajkészletének átalakítása mellett a vízben lebegő algák mennyiségének növekedésével gyors vízminőségromlást, legrosszabb esetben vízvirágzást is előidézhet. Mindezt a főváros és agglomerációjában található városi dísz-, illetve kerti tavakban végzett kutatások során dokumentálták is (SZAJBERT *B. pers. comm.*).

Védekezési lehetőségek

Kereskedelmi forgalmazásának és tartásának tilalma minden alfajra kiterjed, de meg kell akadályozni azt is, hogy rokon fajok – kubai ékszerteknős (*Trachemys decussata*), közép-amerikai ékszerteknős (*T. venusta*) – példányai bármilyen úton bekerülhessenek Magyarországra. Kockázatelemzésekkel ki kell szűrni azon víziteknős-fajokat, melyek hazánk mérsékelt égövi éghajlati adottságai mellett képesek áttelelni, netán szaporodni (BOTTA-DUKÁT 2016, VILIZZI *et al.* 2021). Mindezt azonban nem elég csak a természetes élőhelyek vonatkozásában elvégezni, a mesterséges élőhelyek, az urbanizált területek környezeti viszonyait is figyelembe kell venni (VILIZZI *et al.* 2021). Figyelemfelkeltő,

ismeretterjesztő kampányt kell folytatni nemcsak a vörösfülű ékszerteknős, de valamennyi kereskedelemben kapható idegenhonos víziteknős-faj természetes vizekbe, valamint kerti, városi tavakban való kihelyezésének veszélyeiről (BOTTA-DUKÁT *et al.* 2016). Az idegenhonos, esetenként inváziós teknősfajok visszaszorítása rendszerint nehezen kivitelezhető feladat, melynek a jogszabályi háttérét is meg kell teremteni. A közönséges ékszerteknős kereskedelme és kihelyezése az Európai Unióban jelenleg tilos, ugyanakkor a víztestek kezelői nem érdekeltek a kivadult állományok felszámolásában, bár ez a fent ismertetett ökológiai és gazdasági, illetve egészségügyi kockázatok miatt indokolt lenne. Mesterséges élőhelyeken (pl. városi tavak) intenzív gyűjtéssel az állomány mérete csökkenthető, felszámolható. Természetes élőhelyek estén szükséges az állományok folyamatos monitorozása, majd ezt követően passzív (napozócsapdák, teknősvarsák) és aktív eszközökkel (hálók) történő gyéritése. A gyéritést követően a monitorozást még legalább egy-két évig folytatni kell, és az újból megjelenő példányokat el kell távolítani (ALCAYDE *et al.* 2015, SANCHO & LACOMBA 2013).

Számos országban legálisan beszerezhető díszállatként, az Európai Unióban viszont az Európai Parlament és a Tanács 1143/2014/EU rendelete alapján a fajra (az összes alfaját beleértve) szigorú szabályozások (tiltások) vannak érvényben: a faj akárcsak egyetlen egyedét is tilos az unió területére behozni, ott tartani, tenyészteni, szállítani, forgalomba hozni, vele kereskedni, illetve a környezetbe kibocsátani.

Irodalom

ALCAYDE *et al.* 2015, AVRY & SERVAN 1998, BOTTA-DUKÁT 2016, BÓDIS *et al.* 2012, BRINGSØE 2006, CADI & JOLY 2003, CADI *et al.* 2004, CHRISTENSEN-DALSGAARD *et al.* 2012, ERNST & LOVICH 2009, GIBBONS 1990, GIBBONS & SEMLITSCH 1991, GLOBAL INVASIVE SPECIES DATABASE 2022, HARROWER *et al.* 2020, KING 2000, KRAUS 2015, KRAUSS 2012, MEYER *et al.* 2015, MOHAN-GIBBONS & NORTON 2010, PEREZ-SANTIGOSA *et al.* 2008, PUKY *et al.* 2005, SANCHO & LACOMBA 2013, SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY 2010, SEIDEL 2002, SOMMA *et al.* 2022a, 2022b, 2022c, SÓVÁGÓ 2019, SPEYBROECK *et al.* 2016, STANDFUSS *et al.* 2016, SZAJBERT 2019, VALDEÓN *et al.* 2010, VAMBERGER *et al.* 2012, 2020, VILIZZI *et al.* 2021, WARWICK 1991, WEIPERTH *et al.* 2015, WILLIAMS 1999

WEIPERTH ANDRÁS

Kínai lágyhéjúteknős

Pelodiscus sinensis (WIEGMANN, 1835)

Eredeti elterjedési terület

A kínai lágyhéjúteknős tényleges eredeti elterjedését a modern taxonómiai módszerek segítségével mára egyre pontosabban meg tudjuk határozni. Nevével ellentétben korábban nemcsak Kína egyes területeit jelölték meg elterjedési területeként, hanem Oroszország keleti vidékét, az Amur vízgyűjtőjét, valamint Kína és a Koreai-félsziget szinte teljes területét, de őshonosnak tekintették az Indokínai-félsziget keleti részén, Vietnám északi területein és Japánban is. Jelenleg eredeti elterjedési területeként már csak Kelet- és Dél-Kína egyes tartományai mellett Tajvant jelölik meg (RHODIN *et al.* 2016, KONG *et al.* 2021). Számos ázsiai országban (pl. Szingapúr, Vietnám) a betelepítését követően nagy mennyiségben szaporítják étkezési célból és a díszállat-kereskedelem részére (SMITH 1931, PRITCHARD 1979, BONIN *et al.* 2006, FRITZ *et al.* 2010, GONG *et al.* 2018). Az IUCN adatai alapján a túlhalászat, az élőhelyek átalakításai és szennyezései miatt valamennyi vadon élő populációja veszélyeztetett, de egyre nagyobb gondot okoz a különböző lágyhéjúteknős-hibridek természetes élőhelyekre történő kijutása is, mert ezek genetikailag „szennyezik” a vadon élő populációkat (ASIAN TURTLE TRADE WORKING GROUP 2016, GONG *et al.* 2018).

Magyarországi megjelenése

A kínai lágyhéjúteknős példányai világszerte megvásárolhatók hobbiállatként, de az ázsiai piacokon étkezési célból is árusítják (BONIN *et al.* 2006). A vörösfülű ékszerteknős (*Trachemys scripta elegans*) után a második legnagyobb egyedszámban tenyésztett és forgalmazott teknősfaj (Testudines) a világon. Étkezési célú kereskedelmére vonatkozó adatokat már az 1800 évekből feljegyezték, mert az Amerikába átköltözött ázsiai lakosság jelentős mennyiséget importált (BONIN *et al.* 2006, www.nas.er.usgs.gov, www.cabi.org). Az 1980-as és az 1990-es években ázsiai teknősfarmokról nagy számban kezdték el importálni fiatal példányait az európai piacokra. A 2000-es évek végére a faj európai és egyben magyarországi kereskedelme ugyan a töredékére csökkent, de világszinten továbbra is nagy számban exportálják (THANH *et al.* 2010). Európai kereskedelmének visszaesése ellenére hazánk mellett számos európai országból (Ausztria, Bosznia-Hercegovina, Litvánia, Románia, Szerbia, Szlovénia, Francia-, Horvát-, Német- és Spanyolország) jelezték előfordulását természetes és urbanizált élőhelyen egyaránt (BREJCHA *et al.* 2014, GARCÍA-BERTHOU *et al.* 2007).



© Árvay Márton



Magyarországon kínai lágyhéjúteknősből eddig kizárólag idős példányok kerültek begyűjtésre a főváros közelében található dunai mellékágakból, a Lázberci-víztárolóból, a Naplás-tóból, a Ráckevei-Dunából és a Balaton két kikötőjéből. Az előfordulási adatok jelzik, hogy kiszökő, illetve felelőtlenül szabadon engedett példányok előfordulására továbbra is számtani kell hazánkban. További kérdésként jelentkezik, hogy valójában mely fajokhoz tartozó vagy milyen hibrid példányok előfordulását észlelik, ugyanis ma már tudott, hogy a teknősfarmokon együtt tartott közeli rokon fajok képesek egymással párosodni és termékeny utódokat létrehozni. A természetes élőhelyekre kijutó hibrid példányok az őshonos, „tisza” génállománnyal rendelkező populációkat képesek genetikailag „beszennyezni”. Az így lezajló antropogén eredetű génkeveredés jelentősen csökkenti a fajok közti diverzitást (GONG *et al.* 2018), továbbá megnehezíti az eredeti elterjedési területeken kívül észlelt példányok pontos meghatározását.

Biológiája

Az idős kínai lágyhéjúteknős hátpáncéljának (*carapax*) hossza általában 25–33 cm között változik, de egyes példányoknál a 40 cm-t is meghaladhatja. A hímek általában kisebbek a nőstényeknél, de a farkuk hosszabb. Nevét onnan kapta, hogy mind a has (*plastron*), mind a hátpáncéljukból (*carapax*) hiányoznak az elszarusodott pikkelyek, ami miatt a páncél bőszerű. A páncél középső része alatt a többi teknőshöz hasonlóan szilárd csonttréteg található, de ez a külső széleken hiányzik. A kínai lágyhéjúteknős könnyű és rugalmas páncélja lehetővé teszi, hogy könnyebben mozogjon mind a nyílt vízben, mind

az iszapos tófenéken. Ez rejtőzködését is nagyban segíti, mivel a finom üledékben pillanatok alatt el tud bújni. A vadon élő idősebb példányok általában olajszürke, olajzöld vagy zöldesbarna színűek, gyakran fekete pontokkal díszítettek. A haspajzs narancsvörös, és rajta szintén lehetnek kisebb-nagyobb sötét foltok. A végtagok és a fej felső oldala olajzöld, a mellső végtagok világosabbak, a hátsók pedig narancsvörös színűek. A fejen sötét foltok vannak, a szemektől kiindulva pedig sötét vonal húzódik hátra a páncél irányába. A torok foltos, és az ajkakon is lehetnek apró, sötét sávok. A fark előtt egy pár sötét folt található, valamint egy fekete sáv mindkét comb hátsó oldalán. A végtagok végén, az ujjak közt úszóhártya található, mely mind a mellső, mind a hátsó lábak belső ujjait szinte teljesen elfedi. Minden láb külső három ujján jól láthatóak a fejlett karmok, amelyek halványsárgák vagy vajsínűek. A fiatal egyedek hátpáncélja világosabb és sokszor pettyezett, mint az idősebb példányoké. A faj a természetben is többféle színben ismert, de tenyésztett példányoknál rendkívül sokféle színváltozattal (pl. teljesen fehér, sárga) találkozhatunk.

Ragadozó faj, a fiatal egyedek vízi gerinctelenekkel, kisebb halakkal (Pisces), kétéltűek (Amphibia) lárváival, ebihalakkal táplálkoznak. Az idősebb példányok vízi gerincteleneket – csigák (Gastropoda), rákok (Crustacea) –, halakat, kétéltűeket és kisebb emlősöket (Mammalia) fogyasztanak, de táplálék-összetételük vizsgálata során számos vízinövényt is kimutattak. Vízben, üledékben és sekély elöntésekben is könnyedén és jól mozog, aktív vadász, de az élő állatok ragadozása mellett a vízben, illetve a víz felszínén lebegő dögöket is elfogyasztja (ERNST & BARBOUR 1989).

Eredetileg nagyobb folyókban, állóvizekben, lápokban, mocsarakban, folyók mellékágaiban, lassú folyású folyók fő- és mellékágaiban, illetve az ezeket összekötő csatornáknál fordul elő, de a mesterséges felszíni csatornahálózatokban és az időszakosan elöntött területeken, például rizsföldeken is megtalálhatja életfeltételeit. Nagyon jó adaptációs képességekkel rendelkező faj (BONIN *et al.* 2006), amely azonban kimondottan kötődik a vízhez, a vizes élőhelyekhez. Élőhelyétől ritkán távolodik el, de egyes állításokkal szemben napozni és pihenni kimegy a szárazföldre. A nőstények tojásrakás, illetve hibernációs célból is csak kismértékben távolodnak el élőhelyüktől.

A kínai lágyhéjúteknős egyedei négy-hat évesen válnak ivaréretté. A nőstények tojásrakáskor sem távolodnak el messzire az élőhelyüktől, hanem a parti

zóna iszapos, homokos részén rakják le tojásaikat. Párázás után a hímivarsejtek a nőstény petevezetékében még körülbelül hat hónapig életképesek maradhatnak. Részben ezzel is magyarázzák a hímek alacsonyabb arányát a természetes populációkban. Szaporodási időszaka kora tavasszal kezdődik és késő őszig tart. A nőstények egyszerre nagy tömegben raknak tojásokat azokon a napokon, amikor heves zivatarok, esőzések vannak. A homokba vagy az iszapba 4–5 cm átmérőjű és 10–15 cm mély kis lyukat ásnak és a tojásokat a fészek aljától a fészek szájáig rétegesen rakja le. Egy fészekbe egyszerre általában 8–30 tojást raknak. Évente többször is szaporodhatnak. A tojások a fészekben összetapadnak, héjuk puha és bőrszerű tapintású. A tojásrakást követően a nőstények a fészük közelében maradnak és megvédik tojásaikat (MCKEOWN & WEBB 1982, BONIN *et al.* 2006).

Ökológiai igényei Magyarországon

A kínai lágyhéjúteknős számára hazánk klimatikus viszonyai többé-kevésbé ideálisak. Elsősorban a nagy folyóink (pl. a Duna) menti természetes, valamint egyes urbanizált területek jelentenek számára optimális élőhelyet. Nemzetközi tapasztalatok alapján a faj egyedeinek megjelenésére továbbra is számítnunk kell, de szaporodóképes populációt eddig sem hazánkban, sem a környező országokban nem írtak még le. Mivel könnyen alkalmazkodik, így feltételezhető, hogy hazánkban önfenntartó állománya mind természetes, mind urbanizált környezetben kialakulhat (VILIZZI *et al.* 2021). Mivel egy rendkívül jól rejtőzködő fajról van szó, így valós hazai előfordulását megbecsülni is nehéz. Az elmúlt években végzett vizsgálatok azt igazolják, hogy bár egyre kevesebben foglalkoznak tartásával, de egy-egy felnőtt példányának természetből való előkerülésével továbbra is számolni kell.

Ökológiai problémák

A kínai lágyhéjúteknős, mivel a világon az egyik legnagyobb egyedszámban tenyésztett teknősfaj (Testudines), ökológiai hatásai összetettek. Leírták hibridizációját az Észak-Amerikában őshonos sima légyhéjúteknőssel (*Apalone mutica*) (KUZMIN 2002), de leggyakrabban a teknősfarmokon együtt tartott *Pelodiscus* fajok hibridizálódnak (GONG *et al.* 2018). Emellett számos kórokozó vektora lehet, melyek az őshonos teknős- és más állatfajok állományait veszélyeztethetik (SINMUK *et al.* 1996, LIU *et al.* 2011, THANH *et al.* 2010). Az általa kolonizált élőhelyekre kifejtett közvetlen hatása kevésbé ismert, de táplálkozása során az őshonos és más idegenhonos fajok

egyedeit is elfogyasztja. Megfigyelték, amint iszapban telelő ékszerteknősöket (*Trachemys* sp.) is megharapdált (HALPERN B. *pers. com.*).

Gazdasági hatások

Mind élelmezési, mind díszállatkereskedelmi szempontból fontos faj, ezért globális kereskedelme jelentős. Hazánkban közvetlen gazdasági hatása nem ismert.

Védekezési lehetőségek

Magyarországon nem tiltott a faj tartása, emiatt kiszökő és illegálisan elengedett egyedek felbuklására a jövőben is számítani kell. Importjának, forgalmazásának korlátozásával lehetne csökkenteni a hazánkba történő bejutásának esélyeit, de mivel a szomszédos országokban szabadon beszerezhető, így behozatalával továbbra is számolni kell. Kockázatelemzésekkel igazolták, hogy a faj a teljes Kárpát-medencében megtelepedhet és képes lehet szaporodni (VILIZZI *et al.* 2021). Figyelemfelkeltő, ismeretterjesztő kampányt kell folytatni a kínai lágyhéjúteknős természetes vizekbe, valamint kerti és városi tavakban való kihelyezésének veszélyeiről (BOTTA-DUKÁT *et al.* 2016). Az idegenhonos, esetenként inváziós teknősfajok (Testudines) visszaszorítása rendszerint nehezen kivitelezhető feladat. Különösen igaz ez a kínai lágyhéjúteknős esetében, mely aktív időszakának jelentős részét a víz alatt tölti, a szárazföldre ritkán mászik ki. Mesterséges élőhelyeken (pl. városi tavak) intenzív gyűjtéssel állománya felszámolható. Természetes élőhelyek estén szükséges a folyamatos monitorozás, rejtőzködő életmódja miatt előfordulására elsősorban a vízből végzett környezeti DNS-vizsgálatok szolgáltathatnak pontos adatokat (KAKUDA *et al.* 2019), majd ezt követően passzív (teknősvarsák) és aktív eszközökkel (hálók) szükséges az egyedek begyűjtése. A gyérítést követően a monitorozást még legalább egy-két évig folytatni kell, az újból megjelenő példányokat pedig el kell távolítani.

Irodalom

ASIAN TURTLE TRADE WORKING GROUP 2016, BONIN *et al.* 2006, BOTTA-DUKÁT 2016, BREJCHA *et al.* 2014, ERNST & BARBOUR 1989, FRITZ *et al.* 2010, GARCÍA-BERTHOU *et al.* 2007, GONG *et al.* 2018, KAKUDA *et al.* 2019, KONG *et al.* 2021, KUZMIN 2002, LIU *et al.* 2011, PRITCHARD 1979, RHODIN *et al.* 2016, SINMUK *et al.* 1996, SMITH 1931, THANH *et al.* 2010, VILIZZI *et al.* 2021

SAJBERT BETTINA & WEIPERTH ANDRÁS

Aligátorteknős

Chelydra serpentina (LINNAEUS, 1758)

Eredeti elterjedési terület

Észak-Amerikában elterjedt faj, amelyik az Egyesült Államok keleti kétharmadában, Kanada délnyugati részétől Floridáig, illetve a Mexikói-öbölig fordul elő (FULLER *et al.* 2022). Korábban vele egy fajba sorolták – de ma már önálló fajnak tartják – a Mexikóban előforduló mexikói aligátorteknőst (*Chelydra rossignonii*), illetve a Közép-Amerikában és Dél-Amerika északnyugati részén élő hegyesorrú aligátorteknőst (*Ch. acutirostris*) (www.reptile-database.org).

Magyarországi megjelenése

Az aligátorteknős az 1980-as években bukkant fel a hazai állatkereskedésekben. Nem túl nagy számban, de évekig kaphatók voltak frissen kelt példányai. Mivel könnyen tartható, igénytelen faj, sokuk valószínűleg nem pusztult el fogságban, sőt jelentős számú szaporulatra is volt példa (ROSZKOPF 2008). Miután a kedvtelésből tartott állatok tartásáról és forgalmazásáról szóló 41/2010. (II. 26.) Korm. rendelet 1. számú melléklete az ország őshonos növény-, illetve állatvilágára ökológiai szempontból veszélyes fajok közé, majd a veszélyes állatfajokról és egyedeik tartásának szabályairól szóló 85/2015. (XII. 17.) FM rendelet 1. számú melléklete a különösen veszélyes állatfajok közé sorolta, forgalmazása megszűnt, tekintve, hogy utóbbi jogszabály alapján a faj csak állatkertekben és cirkuszi menaszériákban tartható. Viszont a korábbi időszakból még meglévő állatok elhelyezésére megnyugtató megoldás nem született. Feltehetően sok tulajdonos nem tudott állatától jogszerűen megszabadulni, így azok egy része a természetes vizeinkbe került. Japán megfigyelések szerint egyes otani populációk felfutása a tartásának betiltását követően következett be (KOBAYASHI *et al.* 2006). A tiltás ellenére a mai napig lehetnek fogságban példányok, amint azt egy Budapest II. kerületében nemrégiben befogott példány is sejtetni engedti

(herppterkep.mme.hu). A tartását tiltó szabályok bevezetése után Magyarországon szabadon engedett egyedek számáról még hozzávetőleges becslések sem állnak rendelkezésre.

Biológiája

Az aligátorteknős magyar neve gyakran félreértések forrása. A név nálunk a német *Alligatorschildkröte* elnevezés tükörfordítása révén honosodott meg, ugyanakkor az angol (amerikai) neve *Snapping Turtle*, azaz „harapós teknős”, amely magyar név korábban ugyancsak használatos volt itthon. Az angol (amerikai) nyelvben egy jóval nagyobb, de nagyon hasonló megjelenésű, közeli rokon faj, a keselyűteknős (*Macrochelys temminckii*) neve *Alligator Snapping Turtle*, ami gyakran okoz zavart a magyar elnevezésekben, mert az aligátorteknős név hallatán sokszor nem egyértelmű, hogy a németből vagy az angoltól fordított névvel illetett fajról – azaz az aligátorteknősről vagy a keselyűteknőről – van-e szó. A keselyűteknős korábban is nagyon ritka volt fogságban, és professzionális tartóik is nagyobb becsben tartották, mintsem hogy szabadon engedjék. A keselyűteknős ráadásul sokkal inkább melegkedvelő, így sem ökológiai igényei, sem egykori létszáma alapján nem valószínűsíthető hazai megjelenése.

A kifejlett aligátorteknős elérheti az 50 cm-es páncélhosszt és a 20 kg-os testtömeget is (FARKAS & SASVÁRI 1999), bár ennél általában kisebb. A hímek nagyobbra nőnek, mint a nőstények (GALBRAITH *et al.* 1987). Hátpáncélja (*carapax*) a barnától a vörösesen át a feketéig sokféle árnyalatú lehet. Haspáncélja (*plastron*) világos okkersárga, rendkívül kicsi, így nem is tud teljesen visszahúzódní a páncéljába. Feje nagy és zömök, kampós felső csőrökével. Farka majdnem olyan hosszú, mint a hátpáncél. Lábai erőteljesek és vaskosak, hegyes karmokkal (FARKAS & SASVÁRI 1999).



Élőhelyét tekintve generalista, de előnyben részesíti a mocsaras, lápos területeket; szinte mindenféle vizes élőhelyen előfordul (PATERSON *et al.* 2012).

Az aligátorteknős kifejezetten vízi életmódot folytat. Viszonylag ritkán napozik szárazulaton. Egy kanadai populáció egyedei azonban rendszeresen napoztak valamilyen parttól távoli farönkön, de nem aggregáltak, mint más fajok, hanem többnyire egyedül (OBBARD & BROOKS 1979, GALBRAITH *et al.* 1987). Az interneten újabban egyre több olyan kép lelhető fel, amelyeken napozó aligátorteknőst lehet látni, akár más fajok társaságában is. Mivel nagyon óvatos állat, valószínűleg hamarabb veszi észre az embert, mint az őt, és emiatt sem feltűnő a jelenléte. Nagyobb távolságról a hozzá nem értők a kisebb egyedeket feltehetően meg sem tudják különböztetni a többi fajtól. Más vízi teknősökhöz hasonlóan szárazföldi úton is átjár a közeli víztestek között. Idejének nagy részét egy helyben, vízinnövények, víz alatti faágak, alámosott partok alatt rejtőzködve tölti. Szeret a sekély vízben melegedni, ilyenkor gyakran félig beássa magát az iszapba, és csak a szemét és az orrát dugja a víz színe fölé. Páncélján gyakran algák nőnek, ami még jobb rejtő külsőt biztosít számára. Jól úszik, rövid időn belül akár nagyobb távolságokat (1-2 km) is meg tud tenni.

A vizsgálatok alapján otthonterülete (az a terület, amelyet rendszeresen használ) átlagosan mindössze 3-4 ha, de ez egyedenként eltérően 0,5–8,0 ha között mozoghat (OBBARD & BROOKS 1981). Erősen terület-hű, és ez, bizonyos mértékű territorialitással is párosul. Az egyedek közötti agresszív viselkedés (RANEY & JOSEPHSON 1954) azonban csak a hímekre jellemző, és inkább a nőstényekért vívott harcról van szó, nem pedig a territorialitással függ össze (KEEVIL *et al.* 2017). Ezt támasztja alá az is, hogy az egyedek otthonterületei nagymértékben át is fedhetnek (GALBRAITH *et al.* 1987). Az egyedsűrűség a megfigyelt populációkban a ha-onkénti 1,5 pld.-tól akár a 30-ig is terjedhet.

Mindenevő, az állati eredetű táplálék mellett sok növényt is fogyaszt. A zsákmányát kampós csőrkévájával ragadja meg, és erős mellső lábának karmaival szaggatja fel. Nagy testű teknős lévén a vízi gerinctelenektől akár a kisebb vízimadarakig (Aves) szinte mindent elfogyaszt, nem veti meg a dögöt sem (PUNZO 1975). Olyannyira nem, hogy pl. az amerikai rendőrség mocsaras területeken használ hosszú pórásra engedett aligátorteknősöket holttestek felkutatására (FARKAS & SASVÁRI 1999). Menekülésre képes zsákmányát lesből, villámgyorsan kapja el, kihasználva a hirtelen kitátott szájában keletkező vákuumot is.

A víz alatt nem agresszív, ha zaklatják, visszavonul, de a parton könnyen védekezésre kényszeríthető, ennek során nagyot tud harapni. Hosszú nyakával el tudja érni a páncélja hátsó részét is, emiatt nehéz biztonságosan kézben tartani. Veszélyessége azonban sokkal inkább az őt piszkáló ember felelőtlenségében, mint magában a képességeiben rejlik. Békén hagyva ártalmatlan.

Ivarérettségét 12 éves kora körül éri el, de az északi populációkban ez akár 15-20 éves koráig is kitolódhat (COSEWIC 2008). Természetes élőhelyén a nőstény júniusban rakja le 15–50 gömbölyű, 3 cm átmérőjű tojását, amelyek 65–130 nap alatt kelnek ki (FARKAS & SASVÁRI 1999). Maximális élethosszát több mint 30 évre teszik, de hosszú távú monitorozás során már követtek nyomon olyan egyedeket is, amelynek életkorát az utolsó befogásig 42-53 évre becsülték. Más becslések alapján akár a 100 éves kort is elérheti.

Ökológiai igényei Magyarországon

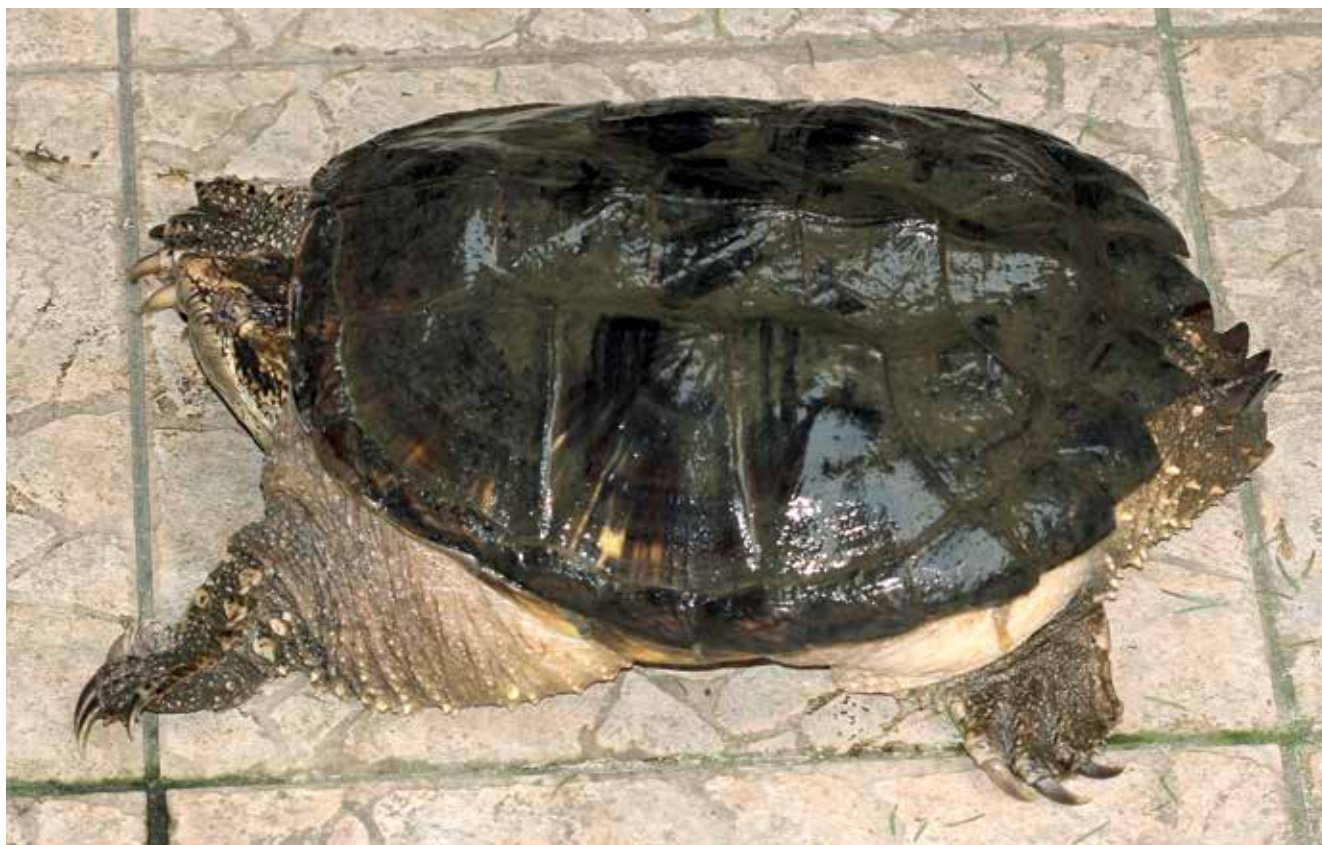
A Kárpát-medence vízrajzi és éghajlati viszonyai teljes mértékben megfelelnek az aligátorteknősnek. Eredeti élőhelyének északi peremén a mienknél jóval hűvösebb klímán is megél. Ismereteink szerint az egykor itthon kapható példányok sem a déli populációkból származtak. Különösen a tavaink, a holtágaink vagy a lassú sodrású folyóink ökológiai viszonyai

felelhetnek meg számára. Kültéri szaporodására, sőt a kis teknősök fészekben történő áttelelésére is van dokumentált hazai példa (ROSKOPF 2008).

Hazai állományról egyelőre nem beszélhetünk, előfordulásáról csak szórványos adatok állnak rendelkezésre. Ez elmúlt évtizedekben az ország több pontjáról is vannak bizonyított előfordulásai. 2022-ben Keszthelynél a Balatonban is fogtak egy nagytestű példát. Hitelesnek tekinthető előfordulásainak száma 2007-től napjainkig hét, de pontos nyilvántartás nincs róluk. Ezek a befogott példányok többnyire állatkertekbe kerültek. Szakmai körökben további, nem dokumentált szórványadatokról is lehetett hallani. Az elmúlt években a bulvármédia is beszámolt olyan befogásokról, amelyeknek a hitelessége erősen megkérdőjelezhető, többségüket sokan a szenzáció érdekében elengedett, majd újra befogott egyednek tartják. Ugyanakkor az egykor nem is olyan kis számban forgalmazott aligátorteknősök és szaporulataik sorsa a nem átgondolt tiltó szabályok bevezetése után – a hirtelen előállt titkolózások miatt – homályban maradt. Mivel a hazai természeti viszonyok tökéletesen megfelelnek az aligátorteknősnek, nem kizárt, hogy számos egyed él még szem elől rejtetten a vizeinkben ebből a hosszú életű fajból. E tekintetben fontos kérdés, hogy az elengedett példányok helyileg elérhetnek-e akkora egyedsűrűséget, ami lehetővé teszi



© Halpern Bálint



a szaporodásukat és a terjedésüket. Özönfajoknál – különösen egy ilyen rejtetten élő fajnál – a látencia igen hosszú lehet, ami nagyon megnehezíti terjedésének időben történő észlelését. Nagyon fontos ezért minden észlelt egyed azonnali befogása és dokumentálása, például a herpterkep.mme.hu oldalon.

Ökológiai problémák

Mivel nagy testű ragadozóról van szó, amely számára ideális környezetben nagy egyedsűrűségű állományokat képes létrehozni, jelentős hatással lehet potenciális zsákmányállatainak populációira. Csökkentheti egyes őshonos és védett halak (Pisces), kétéltűek (Amphibia) és hüllők (Reptilia) állományát, de kihathat védett vízi rovarokra (Insecta) is. Mivel igen falánk, az általa elfogyasztott biomassa jelentős lehet, ami mindenképpen kedvezőtlen hatást gyakorol az általa megszállt élőhelyek ökológiai folyamataira.

Gazdasági hatások

A potenciális gazdasági hatásait nehéz lenne megjósolni. Az Amerikai Egyesült Államokban nagy számban fogják étkezési céllal (ez a szempont az 1980-as években még a hazai teknőstartók egyikénél-másikánál is felvetődött mint indíték a faj hazai betelepítésére). Ezt az „előnyt” azonban a faj hazai jelenlétének negatív hatásai messze felülírják. A nagy méretű aligátorteknősök tömeges

megjelenése jelentős hatással lehet a vízivadállományra, esetleg kisebb mértékben a horgászott halak (Pisces) állományára is. Nagyobb jelentősége lehet viszont a körülötte kialakult, némiképpen eltűlt félelmeknek, amelyek negatívan befolyásolhatják a szabadvízi fürdőző turizmushoz és a horgászathoz kötődő közvetlen és közvetett bevételeket.

Védekezési lehetőségek

Egyik legfontosabb feladat, hogy minden egyedét el kell távolítani a természetes vizekből, és állatkertek gondjaira kell azokat bízni. Az esetleges további példányok felfedezése érdekében fontos lenne az egyedek észlelési helyének csapdákkal történő monitorozása, de a kérdéses élőhelyeken az aligátorteknősök DNS-ének szűrésével is kaphatunk információt további egyedek jelenlétéről. Az aligátorteknőst hússal vagy hallal felcsalizott varsacsapdával lehet a legeredményesebben befogni (LAGLER 1943).

Irodalom

COSEWIC 2008, FARKAS & SASVÁRI 1999, FULLER *et al.* 2022, GALBRAITH *et al.* 1987, KEEVIL *et al.* 2017, KOBAYASHI *et al.* 2006, LAGLER 1943, OBBARD & BROOKS 1979, 1981, PATERSON *et al.* 2012, PUNZO 1975, RANEY & JOSEPHSON 1954, ROSZKOPF 2008

BABOCSAY GERGELY

Kotschy-gekkó

Mediodactylus kotschyi (STEINDACHNER, 1870)

Eredeti elterjedési terület

A Kotschy-gekkó a Mediterráneum keleti részén élő faj, amelyik az Appennini-félsziget délkeleti részétől a Balkán-félsziget déli felén (Albánia és Észak-Macedónia déli része, Görögország) át az égei-tengeri szigetekig fordul elő. Elterjedési területén legalább tíz alfaját különböztetik meg (www.reptile-database.org). Az ettől keletebbre élő populációkat – amelyeket régen e faj alfajaiként tartottak számon – ma már négy külön fajba sorolják (KOTSAKIOZI *et al.* 2018): *Mediodactylus orientalis* (Ikaría, Számosz, Kis-Ázsia déli része, Nyugat-Szíria, Libanon, Izrael, Ciprus), *M. danilewskii* (Krím, Bulgária délkeleti része, Trákia, Kis-Ázsia délnyugati része), *M. bartoni* (Kréta és a környező kisebb szigetek), *M. oertzeni* (Dodekániszosz). A hazánkban élő populációk eredete bizonytalan, ezért nem kizárt, hogy némelyikük a már új fajokba sorolt populációkból származik.

Magyarországi megjelenése

Eddig hat dokumentált előfordulása ismert hazánkban, ebből négy budapesti. Első ismert lelőhelye egy Budaörsi úti, a Dayka Gábor utca magasságában egykor állt társasház volt (FARKAS *et al.* 1999), amelyet azóta lebontottak. Nincs adat arról, hogy a populáció átterjedt volna a környékbeli, máig álló épületekre. Egy fényképpel dokumentált fiatal példánya került elő a IX. kerületi Tűzoltó utcából 2020-ban, illetve két dokumentált adat ismert a Ferenc körút 33. környékéről. További egy megerősített adata van 2007-ből a Népliget környékéről (BABOCSAY 2021). A Tűzoltó utcai fiatal egyed önfenntartó populációból származhat, amely akár több épületblokkra is kiterjedhet. Egyelőre nyitott kérdés, hogy e három pont által határolható városrészben milyen mértékben terjedt el. Ismert még egy populáció Balatonszéplakról, amelyet egy amatőr hullókedvelő telepített meg a hétvégi házában (FARKAS *et al.* 1999). A Budaörsi úti és a balatonszéplaki gekkók Délnyugat-Bulgáriából

származtak az 1980-as évekből. Abban az időben ez a terület kedvelt célpontja volt a hazai gyűjtőknek, akik számos példányt hoztak be ebből a fajból hobbiállatként történő tartás céljára. A IX. kerületi gekkók nagy valószínűséggel egy amatőr hullótartótól az 1980-as évek elején elszabadult délnyugat-bulgáriai eredetű példányok által „alapított” állományból származnak a Ferenc körút Tompa utcai szakaszáról, nagyjából onnan, ahonnan a fenti dokumentált esetekből kettő is. A fentieken túl egy ismeretlen eredetű, fényképpel dokumentált populáció is ismert Gyuláról (BABOCSAY 2021). További magyarországi kolóniák felbukkanása nem zárható ki, akár külföldi forrásból, akár a hazaiak véletlenszerű szétterjedése nyomán.

Biológiája

Kis termetű, 8-10 cm teljes hosszt elérő gekkó. Színe pala-, sárgás- vagy barnásszürke, a háton világossal szegett sötét, a fark felé csúcsosodó V alakú foltok sorakoznak, amelyek a farkon gyűrűszerű rajzolatként folytatódnak. A mintázat néha hiányzik. Hasa sárgás vagy piszkosfehér. Szemei nagyok, szürkés, olykor aranyszínű rajzolattal. Szembogara erős fényben függőleges, recés szélű hasítékká szűkül. Bőre, különösen a farkon, szemölcsös. A szemölcsök a hátton hosszanti sorokba rendeződnek. Ujjai végén csak karmokat visel, tapadókorongokat nem (innen a régebben használt magyar neve, a csupaszujjú gekkó), de ennek ellenére rendkívül jól kapaszkodik akár a mennyezeten is.

A hímek gyakran hallatják viszonylag halk, öszszekocantott apró vasgolyók hangjára emlékeztető hangjelzéseiket, de időnként a nőstények is szólnak. Gyakran aktív nappal is, főként a reggeli, illetve a késő délutáni órákban.

Táplálékát apró ízeltlábúak (Arthropoda) képezik, amelyekre többnyire esti lámpák fényénél vadászik. Élőhelye területenként eltérő. A bulgáriai



– pl. fali gyík (*Podarcis muralis*) – található, ugyanakkor többnyire az emberi szem elől is rejtve marad.

A hazai állomány nagyságáról semmit nem tudunk. Az elszigetelt Budaörsi úti populáció hosszú távú fennmaradása kétséges, ha egyáltalán megvan még, a balatonszéplaki egyelőre megvan. A IX. kerületi állomány kiterjedése ugyan ismeretlen, de az időben erősen eltérő felbukkanások alapján elképzelhető, hogy nagyobb önfenntartó populációt alkot. A 2008 óta ismert gyulai populáció két lakóházra és azok közvetlen környezetére terjed ki. Pontos létszámára vonatkozóan nem rendelkezünk adatokkal, de bizonyosan nem lehet több néhány tucat példánynál. További magyarországi kolóniák felbukása nem zárható ki, akár külföldi

populációk elsősorban épületeken fordulnak elő, de a Balkán-félsziget többi részén legtöbbször sziklás domboldalakon, kőkerítéseken lehet vele találkozni, és csak ritkábban épületeken, amelyeket ott inkább a török gekkó (*Hemidactylus turcicus*) vagy a fali gekkó (*Tarentola mauritanica*) foglal el. Az egykor a Kotschy-gekkóval egy fajba sorolt *Mediodactylus orientalis* főleg idős fák törzsén él (WERNER 1993), de Görögországban Kotschy-gekkókat is figyeltek már meg fatörzseken (SCHWARZ *et al.* 2016). Az emberhez való gyakori közelsége miatt építőanyagok, bútorok vagy egyéb áruk szállítása révén könnyen terjedhet véletlenszerűen is.

A nőtény meszes héjú tojásait (alkalmanként egyet vagy kettőt) falrepedésekbe, törmelékbe tojja, de nem ragasztja a felületre (WERNER 1993). Évente több alkalommal is rakhat tojást. A 4 cm-es kis gekkók két és fél hónap után kelnek ki (VALAKOS 2008).

Ökológiai igényei Magyarországon

Mivel mediterrán fajról van szó, a viselkedéséből valószínűleg hiányoznak azok az elemek, amelyek a szabad természetben fagymentes helyekre vezetnének. Ugyanakkor az épületek temperált helyiségei tökéletesen alkalmasak arra, hogy a telet átvészelje (KOYNOVA *et al.* 2017). Különösen megfelelőek számára a régi bérházak, melyeknek repedezett falai, zezzugos szerkezetű lépcsőházaik megfelelő fagymentes bújóhelyeket biztosítanak számára. Városi környezetben tehát könnyen terjedhet épületről épületre, miközben kevés ragadozóval és versenytárral

di forrásból, akár a hazaiak véletlenszerű szétterjedése nyomán.

Ökológiai problémák

Mivel a hazai herpetofauna többi tagjától eltérő, részben éjszakai életmódot folytat, jelentős versenytársként nem jelent veszélyt gyíkjainkra (Sauria). A hazai fajok számára azonban ismeretlen parazitákat hordozhat, amelyek az ugyancsak félig urbanizált fali gyíkokon (*Podarcis muralis*) keresztül átterjedhetnek más hazai hüllőkre (Reptilia) is.

Gazdasági hatások

Jelenlegi és prognosztizálható gazdasági hatása nincs. Mivel azonban épületeken él, és így lakásokban is megjelenik, a lakosság attitűdtől és egyéni toleranciaszinttől függően vegyes érzésekkel viszonyulhat hozzá.

Védekezési lehetőségek

Hatékony módszer a Kotschy-gekkók eltávolítására nincs. A fogságba esett példányokat azonban nem szabad újra elengedni, hanem valamely felelős hüllőtartó vagy állatkert gondozására kell bízni.

Irodalom

BABOCSAY 2021, FARKAS *et al.* 1999, KOTSAKIOZI *et al.* 2018, KOYNOVA *et al.* 2017, SCHWARZ *et al.* 2016, VALAKOS *et al.* 2008, WERNER 1993

BABOCSAY GERGELY

Ázsiai házigekő

Hemidactylus frenatus SCHLEGEL, 1836

Eredeti elterjedési terület

Az ázsiai házigekő nevéből fakadóan Délkelet-Ázsiában őshonos, Pakisztántól egészen Japánig megtalálható, de előfordul Indonéziában, a Fülöpszigeteken, Új-Guineában és Ausztrália északi részén is (www.reptile-database.org, WOGAN *et al.* 2021).

Magyarországi megjelenése

Az ázsiai házigekő hobbiállatként a világon a legnagyobb egyedszámban tenyésztett, árusított és tartott gekkófaj. Az eredeti élőhelyén kívül máig közel 87 országban írták le egyedeinek előfordulását szabad környezetben (CARRANZA & ARNOLD 2006, LEI & BOOTH 2014, www.iucngisd.org, www.cabi.org). Kimutatták Afrika, Ázsia, Közép- és Dél-Amerika számos államában, az Amerikai Egyesült Államokban

Florida és Texas államban terjed. Európában a terrarisztika fellendülésével együtt jelent meg és vált közkedvelt fogságban tartott hullőfajjává (Reptilia), és innen vadultak ki egyedei Portugáliában, Francia- és Olaszországban (WETERINGS & VETTER 2018, www.iucngisd.org, www.cabi.org). Díszállatként, illetve más, szintén fogságban tartott állatok táplálékként mind a mai napig nagy mennyiségben importálják.

Magyarországra való bekerülésének időpontja nehezen határozható meg, mivel a korai importoknál sok esetben számos faj példányát együtt szállították. Ez a gyakorlat mind a mai napig fennáll. Hazánkban az első példányai Budapest belvárosának sűrűn lakott kerületeiből kerültek begyűjtésre 2020 tavaszán. Azóta a főváros további belső, pesti kerületeiben is sikerült igazolni előfordulását (VILIZZI *et al.* 2022).



© Hadarics Tibor

Biológiája

Az ázsiai házigekő nem túl díszes faj. Alapszíne szürkésárga, olykor zöldes, barnás színű, melyet apró halványbarna, ritkábban sötétbarna mintázat tarkít. A has világosabb, legtöbbször vajsínű, a sötétebb tónusú egyedeké piszkossárga. Jó rejtőszíne miatt gyakorlatlan szem számára nehezen észrevehető. Öt lábujja karmokkal és tapadókorongokkal is el van látva, melyekkel a függőleges sík felületeken is kiválóan mászik. Testhossza általában 9–15 cm, melynek nagyobb részét a fark teszi ki. A hímek sokkal nagyobbak a nőstényeknél és a fejformájuk is sokkal változatosabb. Pikkelyei – főleg a hason – simák, a hátón és a farkon széleik finoman recések. A hímek farka kissé szélesebb, mint a nőstényké. A fark két oldalán világosabb csík húzódik, amely a faroktőtől a fark közepéig egyenletes szélességű, majd onnan a fark végéig elkeskenyedik. Mindkét oldalán egy-egy sötétebb sáv húzódik az orrcsúctól a hátsó láb tövéig (KÖHLER 2003, POWELL *et al.* 2016).

A hímek territoriálisak, míg a nőstények szabadon mozognak a hímek területei között.

Mind a tojásból kikelő fiatal egyedek, mind az idős példányok szinte kizárólag rovarokkal (Insecta), illetve azok lárváival táplálkoznak. Éjszaka aktív faj, nappal a házak, kövek, fatörzsek repedéseibe húzódik (MESHAKA *et al.* 2004, PUNZO 2005). Mivel változó testhőmérsékletű állat, így egyes kolonizált élőhelyeken a hideg időszakban a házakban keres menedéket. Trópusi fajként a meleg mikroklímájú helyeken tudnak állományai kialakulni és megmaradni, mivel táplálkozása 17 °C-on leáll (LEI & BOOTH 2014).

Mindkét nem egy-két éves korára válik ivaréretté, és optimális környezetben évente többször szaporodik. A nőstény száraz klímájú repedésekbe rakja egy-két tojását. Megfelelő körülmények közt 21–28 nap alatt képes újból tojásokat rakni. A tojások kikeléséhez 28–29 °C-on 48–90 nap szükséges (KRYSKO *et al.* 2003).

Ökológiai igényei Magyarországon

Az eddig elvégzett terepi vizsgálatok és modellezések alapján trópusi fajként az ázsiai házigekő a Kárpát-medencében kizárólag urbanizált, városias környezetben tud fennmaradni. A megfigyelések alapján az éjszakai hőmérséklet függvényében áprilistól októberig aktív. Jelenleg leírt öfenntartó állománya Budapest egyes belső pesti kerületeire, a VIII., a IX. és a XIII. kerületekre korlátozódik. Az 1990-es évek végétől kezdődően ismert a Kotschy-gekkó (*Mediodactylus kotschy*) egy fővárosi és több vidéki előfordulása (BABOCSAY 2021). Az utóbbi évek vizsgálatai alapján a két faj elterjedési területe a fővárosban átfed. Egyik faj állományának sem ismert a pontos nagysága.

Ökológiai problémák

Trópusi országokban károsítja a helyi rovarfaunát, valamint a kolonizált élőhelyek őshonos gekkófajai (Gekkonidae) érzékenyek lehetnek az általa hordozott betegségekre, így ezek állományainak gyors csökkenése mögött gyakran az ázsiai házigekő terjedését sejtik (www.iucngisd.org). Hazánkban kifejtett ökológiai hatása nem ismert.

Gazdasági hatások

Közvetlen gazdasági hatása nem ismert. A házakban megtalálható rovarokat (Insecta) – pl. poloskák (Heteroptera), legyek (Brachycera) – és pókokat (Araneae) elkapja. Egyes díszállatkereskedésekben szabadon engedik, hogy a kiszökő takarmányrovarokat és más ízeltlábúakat (Arthropoda) felegye. Állatkertek, hobbiállattartók más hüllőfajok (Reptilia) etetésére takarmányként is használják.

Védekezési lehetőségek

A hazai díszállat-kereskedésekben, -börzéken könnyen és olcsón beszerezhető faj. Kockázatelemzésekkel részletesen meg kell vizsgálni, hogy az ázsiai házigekő és más közeli rokon gekkófajok (Gekkonidae) milyen ökológiai, természetvédelmi kockázatot jelenthetnek. Az eddigi vizsgálatok alapján a nem trópusi országokban kizárólag urbanizált környezetben alakultak ki állományai. További terjedését a hazai klimatikus viszonyok korlátozzák. A faj hazánkba teherszállítmányokkal is bekerülhet, de sokkal valószínűbb, hogy a lakásban szabadon engedett, illetve terráriumokból kiszökött példányok a szabadba kijutva és ott megfelelő élőhelyet találva tartósan megtelepedhetnek. Ennek tudatában figyelemfelkeltő, ismeretterjesztő kampányt kell folytatni a gekkófajok felelős tartásáról és a városi környezetbe való kihelyezésének veszélyeiről. A nemzetközi példák ismeretében az idegenhonos, esetenként inváziós gekkófajok visszaszorítása nehezen kivitelezhető feladat, főleg városi környezetben, ugyanakkor hazánk klimatikus viszonyainak alakulása kérdésessé teszi tartós megmaradását és terjedését.

Irodalom

BABOCSAY 2021, CARRANZA & ARNOLD 2006, KÖHLER 2003, KRYSKO *et al.* 2003, LEI & BOOTH 2014, MESHAKA *et al.* 2004, POWELL *et al.* 2016, PUNZO 2005, VILIZZI *et al.* 2022, WETERINGS & VETTER 2018, WOGAN *et al.* 2021

SZAJBERT BETTINA & WEIPERTH ANDRÁS

MADARAK

Aves

Halcsontfarkú réce

Oxyura jamaicensis (J. F. GMELIN, 1789)

Eredeti elterjedési terület

A halcsontfarkú réce Észak-Amerikában honos faj, közeli rokona az Európában és Ázsiában is fészkelő kékcsőrű récének (*Oxyura leucocephala*). Kanada déli és középső részein, az Egyesült Államok középső és nyugati felében, valamint Mexikó nyugati részén hatalmas területen fészkel, de a keleti part közelében is él egy nagyobb állománya. Korábban a Dél-Amerika északnyugati részén (ssp. *ferruginea*), illetve nyugati oldalán (az Andokban) és délen a Tűzföldön (ssp. *andina*) fészkelőket is a halcsontfarkú réce alfajainak tartották, de ma már külön fajként (*Oxyura ferruginea*) kezelik őket (BRUA 2020).

Magyarországi megjelenése

Első példányait Nagy-Britanniába importálták az 1940-es években, vízimadár bemutató telepekre (HUGHES 2000). A könnyen szaporítható faj első röpképes példányai a Wildfowl and Wetland Trust slimbridge-i telepéről – ahol 1950-ben költött először sikeresen – szöktek meg 1952-ben, majd Nagy-Britanniában 1960-ban fészkel az első pár vadon. Az 1950-es és az 1960-as években további 90 madár szökését regisztrálták, 1973 óta viszont csak néhány szökés ismert, bár a madárkereskedőknél és a díszrécetartóknál akkoriban gyakori fajnak számított (CLEMENT & GANTLETT 1993). Állománya folyamatosan és különösen nagy ütemben növekedett, amit kezdetben nagy érdeklődéssel, sőt lelkesedéssel fogadtak a britek. Az 1990-es évek elejére angliai állománya elérte a 600 párt, a telelő madarak számát pedig 3500 egyedre becsülték, az állománynövekedés évente 10%-os volt (GANTLETT 1993). Az 1990-es évek végén a brit populációt már 900 pár körülire és 4000 pld.-ra becsülték, az állománynövekedés ütemét pedig évi 15%-osnak találták (HUGHES 2000). A folyamatosan szaporodó és elsősorban Délkelet-Angliában élő állományból egyes példányok átrepültek az európai szárazföldre is: először 1965-ben észlelték Svédországban,

1993-ig több mint hatszáz adata vált ismertté 19 nyugat-palearktikus – főleg észak- és nyugat-európai országból. Az európai kontinensen először 1973-ban költött sikeresen Hollandiában, ahol a következő években is fészkel. 1988-tól Franciaországban, 1991-től pedig Belgiumban, Írországban és Spanyolországban is fészkelő fajjá vált (LEVER 2005). Minden évben vannak költőpárok Izlandon is (HUGHES 1997), 2001-ben pedig már Németországban is sikeresen fészkel (NIEHAUS 2001). Az Európában megjelenő madarak nagyrészt a terjeszkedő angol populációból származnak, de Németországban helyi gyűrés szökött madarakat is láttak (GANTLETT 1993).

Kiemelkedő jelentőségű a halcsontfarkú réce megjelenése Spanyolországban. Első spanyol adata 1983-ból származik, 1986-ban pedig már fészkel Andalúziában, a kékcsőrű réce (*Oxyura leucocephala*) fő spanyolországi költőterületén. Előfordulási és fészkelési adatai – nyilván az élőhelyigény hasonlósága miatt – főleg azokról a tavakról származtak, ahol a kékcsőrű réce is költött. A hibridizáció létrejött az egyik jellegzetes veszélye az özönfajok megtelepedésének. Spanyolországban 1990-ben látták az első ilyen hibrid példányt (URDIALES & PEREIRA 1993). Amennyiben a hibridizáció tömegessé vált volna, akkor a kékcsőrű réce legnyugatibb állománya rövid idő alatt megsemmisül, és az agresszíven terjedő halcsontfarkú réce kelet felé terjedve egy idő után elérte volna az ázsiai kékcsőrűréce-állományokat is.

A szakemberek szerencsére időben felismerték a veszélyt. A kékcsőrű réce állományának védelme érdekében Spanyolországban 1992-ben elrendelték a halcsontfarkú récé és a hibridek kilövését, 1993-ban egy ezzel foglalkozó konferencián (International Ruddy Duck Workshop, Arundel) pedig felkérték az érintett európai országokat is, hogy próbálják meg a faj terjeszkedését megállítani és visszaszorítani (GANTLETT 1993). Számítások szerint a költési időszakban való vadászattal az akkor mintegy 4000 egyed számú



brit populáció nagyságát tíz év alatt 50 példány alá lehetett volna csökkenteni (HUGHES 2000). A nagy-britanniai halcsontfarkú réce-állományt – amely akkor már 6000 pld. körül mozgott – végül 2005-ben kezdték meg felszámolni (HENDERSON 2010). 2015-re – miután addigra 7200 pld.-t kilőttek – már csak 40 madár maradt, amelyeket a következő években számoltak fel. Az ezzel párhuzamosan más országokban is elkezdett beavatkozások eredményeként 2015-re Franciaországban, Belgiumban és Hollandiában együttesen 300 pld.-ra fogyatkozott a halcsontfarkú réce állománya (ROBERTSON *et al.* 2015).

Kelet felé történő terjeszkedése során egyes példányai a Kárpát-medencéig is eljutottak. Magyarországon 2020-ig 16 alkalommal fordult elő. Egyetlen esetben figyeltek meg két példányt, a többi alkalommal mindig egyesével mutatkozott. A fiatal és

öreg hímek száma háromszorosa volt a biztosan meghatározható tojókénak. Előfordulásai a Dunántúlon, a Duna–Tisza közén és Tiszántúlon nagyjából azonos arányban oszlottak meg (GÁL 2021a).

Biológiája

A halcsontfarkú réce egy vízhez tökéletesen alkalmazkodott testfelépítésű madár. Lábai testének hátsó harmadában vannak, ennek köszönhetően rendkívül jól úszik és bukik, ugyanakkor a szárazföldön csak esetenként totyog. Szinte folyamatosan a vízben tartózkodik, táplálékát is onnan szerzi. Olyan tavakon és más állóvízeken telepszik meg, amelyeken a víz szélén vagy annak közepén vízről elérhető növényzet is van, amelynek sűrűjében ki tudja alakítani fészket. Fészkekalja 6–10 tojásból állhat, melyeken a tojó 24–26 napig kotlik. A kikelt fiókák a tojó vezetgetése mellett önállóan táplálkoznak.



A halcsontfarkú réce táplálékában a növényi részek és a víz alatt elérhető apró gerinctelen állatok egyaránt megtalálhatók.

Ökológiai igényei Magyarországon

Magyarországi ökológiai igényeiről csak annyi információval rendelkezünk, hogy az őszi előfordulásai során a be nem fagyó sekélyebb vizű tavainkon jelent meg. Fészkelőállománya Magyarországon nem alakult ki, és a nyugat-európai populáció felszámolásával ez már várhatóan nem is fog sohasem megtörténni.

Ökológiai problémák

A halcsontfarkú réce közeli rokona a kékcsőrű réce (*Oxyura leucocephala*), amelynek legnyugatibb fészkelőhelyei a Pireneusi-félszigeten találhatóak. A kékcsőrű réce az IUCN besorolása szerint a *veszélyeztetett* (*Endangered*) fajok kategóriájába tartozik, spanyolországi állománya 120–130 pár közötti, míg Törökországban 82–186 pár költ (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2015). Egy fél évszázaddal ezelőtt még Magyarországon és a szomszédos Jugoszláviában, illetve Romániában is fészkeltek, de ebből a régióból kipusztult. A Nagy-Britanniában elszaporodott halcsontfarkú récék dél felé történő terjeszkedésük során elérték Spanyolországot, ahol a hímek a kékcsőrűréce-tojókat zaklatták, agresszívan viselkedtek azokkal. A kis létszámú költőállományban akár néhány tojóval történő párba állásuk is súlyos veszélyt jelent a hibridizáció miatt, ezért nem engedhető meg, hogy a Pireneusi-félszigeten akár csak egy példány is éljen a természetben.

Gazdasági hatások

Közvetlen gazdasági hatásai Nyugat-Európában sem voltak számottevőek, hiszen egy kizárólag a vízben táplálkozó récefajról van szó. Ugyanakkor rendkívül figyelemreméltó, hogy egy ilyen súlyos ökológiai kockázatot hordozó faj európai állományának felszámolása 10-12 millió euróba került. Különösen fontos hangsúlyozni, hogy a halcsontfarkú réce egy könnyen felfedezhető, a nyílt vizeken tartózkodó, ősszel csoportosuló faj, így ezen tulajdonságai jelentősen megkönnyítették az állományok felszámolását. Egy rejtett életet élő faj esetében ez sokkal nehezebb, hosszabb ideig tartó és ezért lényegesen költségesebb vállalkozás lenne.

Védekezési lehetőségek

Állományait a vadászat révén, az egyedek következetes kilövésével lehet csökkenteni és felszámolni. E módszer ellen az állatvédők tiltakozhatnak, de tudni kell, hogy a kíméletesebbnek tartott tojáslakkozás nehezebben kivitelezhető és kevésbé is hatásos. Szerencsére napjainkra már egyre kisebb az esélye, hogy európai állománya újra megerősödjön. Ez nemcsak a határozott intézkedéseknek köszönhető, hanem annak is, hogy időközben az egész világon elsőrendű problémává vált az özönfajok terjedése, ezért az ismereteink jelentősen bővültek, illetve a problémára való odafigyelés is sokkal nagyobb napjainkban, mint 25-30 évvel ezelőtt.

A világ legveszélyesebb 100 özönfaját tartalmazó listán – másik két madárfajjal együtt – a halcsontfarkú réce is rajta van. A faj szerepel az Európai Unió számára veszélyt jelentő idegenhonos inváziós fajok jegyzékén is, ezért tartása, tenyésztése, természetbe történő kibocsátása minden uniós tagországban tilos.

Irodalom

BIRDLIFE INTERNATIONAL 2015, BRUA 2020, CLEMENT & GANTLETT 1993, EATON 2020, GÁL 2021a, GANTLETT 1993, HENDERSON 2010, HUGHES 1997, 2000, LEVER 2005, NIEHAUS 2001, ROBERTSON *et al.* 2015, URDIALES & PEREIRA 1993

HADARICS TIBOR & HARASZTHY LÁSZLÓ

Kanadai lúd

Branta canadensis (LINNAEUS, 1758)

Eredeti elterjedési terület

A kanadai lúd Észak-Amerikában őshonos: Alaszkában, Kanadában (az északi, arktikus területek kivételével) és az Amerikai Egyesült Államok északi és középső területein, valamint kis számban Grönland nyugati részén költ. Ezen a hatalmas területen hét alfaja (ssp. *moffitti*, ssp. *maxima*, ssp. *occidentalis*, ssp. *fulva*, ssp. *parvipes*, ssp. *canadensis*, ssp. *interior*) ismert (MOWBRAY *et al.* 2020b). Az Alaszka északi és Kanada arktikus tájain élő kisebb termetű alfajokat (ssp. *leucopareia*, ssp. *minima*, ssp. *taverneri*, ssp. *hutchinsii*) 2004 óta külön fajként – alaszka lúd (*Branta hutchinsii*) – tartják nyilván (MOWBRAY *et al.* 2020a). A kanadai ludak vonulók, az északabbi populációk nagyobb távolságokra vonulnak, a délebbiek csak rövidebb utakat tesznek meg, sőt egyes példányok egész évben a költőterületen maradhatnak. Telelőhelyeik az Amerikai Egyesült Államok területén vannak (MOWBRAY *et al.* 2020b).

Magyarországi megjelenése

Már több mint 200 éve kerültek az első példányok Európába, melyekből, illetve a későbbiekben behozottakból alakult ki földrészünk fészkelőállománya. A 20. század közepétől az Európában fészkelők száma mindenütt folyamatos növekedést mutat. Napjainkban már legalább tíz országban fészkel.

Az első kanadai ludakat még a 17. században, 1650 körül hozták be a Brit-szigetekre. Kezdetben kertekben, parkokban és állatkertekben tartották őket, csak a 20. században kezdődött az a folyamat, amelynek során a vadzizek mellett is megjelent fészkelőként (LEVER 2005). Nagy-Britanniában 1976-ban 19 000 körülre becsülték a számukat (OGILVIE 1977), az állomány 1991-re a háromszorosára, több mint 63 000 pld.-ra emelkedett, ami elsősorban a populáció denzitásának emelkedéséből adódott, de az elterjedési terület nagysága is 37%-kal nőtt (DELANY 1993a, 1993b). A 20. század végére a Brit-szigeteken széles körben elterjedt költőfajjá vált, az Ír-szigeten és

Skóciában viszont csak néhány helyen fészkeltek (KIRBY & SJÖBERG 1997). A populáció nagyságát az 1990-es évek közepén mintegy 30 000 fészkelő párra becsülték (KIRBY & SJÖBERG 1997), az 1990-es évek végén 20 000 párról beszéltek, ami annyit jelent, hogy a költési idő után a teljes állomány akár 80 000 egyed is lehetett. 2000-ben a teljes állománya 55 000 pld. körüli volt (LEVER 2005). Nagy-Britanniában jelenleg már 62 000 pár költ (MUSGROVE *et al.* 2006).

Skandináviába az 1920 évek vége és az 1930-as évek eleje tájékán telepítettek be néhány madarat, egészen pontosan két, valószínűleg már Európában született párt, valamint egy Amerikából származó gúnárt vittek be Svédországba; ettől az öt madártól származtatható a skandináviai populáció zöme (HEGGBERGET 1991). A madarak elvadultak és költetni kezdtek. A dél-svédországi populáció eleinte lassan szaporodott, később növekedés üteme felgyorsult: az 1960-as 150 páros állomány 1970-re 2000 párra nőtt, a teljes populációt pedig közel 10 000 egyedre becsülték; az 1980-as évek elején a költőpárok számát 5000-re, a teljes állományt 50 000 pld. körülire tették (LEVER 2005). Az 1990-es évek közepén az állomány nagyságát 5000 – 10 000 pár közöttire becsülték, ami a nem fészkelőkkel és a fiatal madarakkal együtt összesen kb. 50 000 pld.-t jelentett (KIRBY & SJÖBERG 1997). Norvégiába az 1930-as évek végén telepítették az első kanadai ludakat a svéd populációból. Az 1960-as években újabb példányokat vittek be Svédországból, 1984-re a norvégiai populáció 700–900 költőpárra nőtt (HEGGBERGET 1991), az állomány az 1990-es évek végén 1000 pár körüli volt, s főleg Norvégia déli és a középső részein költött (KIRBY & SJÖBERG 1997). Finnországba az első telepítések 1964-ben történtek, és 1966-ban fészkeltek először, az 1990-es évek végén 1000 pár körüli volt a fészkelők száma, elsősorban az ország déli és délnyugati részein költ, de a terjeszkedés Finnország belső részei felé továbbra is folyik (KIRBY & SJÖBERG



1997), napjainkban már 7000–8000 a költőpárok száma (NOBLE 2020a).

A Franciaországban, Belgiumban, Hollandiában és Németországban fészkelők a Skandináviából ide érkező telelőállományból származnak, illetve kis mértékben a történelmi időkben betelepített példányok leszármazottai. Dániában 1962 óta fészkel. Németországban az 1950-es években jelent meg kóborlóként, először 1978-ban költött (RUTSCHKE 1987). Németországi állományát az 1990-es évek közepén 1000 pár körülire becsülték; néhány helyen az ország belsejében, sőt a déli részekén is költ (KIRBY & SJÖBERG 1997). Hollandiában 1951 óta fészkel, 1970-re alakult ki stabil állománya, s ez idő tájt (1973) jelent meg fészkelőként Belgiumban is. Jelenleg Hollandiában már 9000 – 12 000 pár, Belgiumban pedig 1400–1600 pár költ (NOBLE 2020a). Az 1990-es évek végén már a balti államok és Oroszország területéről is jelezték fészkelését (KIRBY & SJÖBERG 1997). Az utóbbi évtizedekben pedig Lengyelországban, Olaszországban és Ausztriában is kialakultak kisebb-nagyobb fészkelőállományai.

Az Európában fészkelő kanadai ludak túlnyomó többsége az eredetileg Észak-Amerika keleti részén honos törzsalakhoz (ssp. *canadensis*) tartozik, s csak elvétve található más alfajokhoz hasonló egyedek, ezek vagy ténylegesen fogságból szökött példányok, vagy az egyes alfajok közötti hibridek (RUTSCHKE 1987, MADGE & BURN 1988). Ritkán észak-amerikai eredetű, vad madarak is eljuthatnak Európába, amit

egy Nagy-Britanniában jelölt példány észak-amerikai kézre kerülése, illetve amerikai gyűrűs madarak nyugat-európai megfigyelései bizonyítanak (OATES 1999, BATTY & LOWE 2001, www.migrationatlas.org).

A Közép-Európában felbukkanó kanadai ludak vagy tenyészetekből, állatkertekből szökött példányok, vagy a skandináv populációból származó egyedek, amelyek a vonuló skandináv nyári ludakhoz (*Anser anser*) csatlakozva jutnak el a kontinens belsejébe.

Magyarországon az első kanadai ludakat 1997-ben a Fertőnél (HADARICS & NEUWIRTH 1998), illetve 1998–1999-ben a Kis-Balatonon észlelték (FARAGÓ & LELKES 1999), azóta ritkán, de azért minden évben többé-kevésbé rendszeresen megjelenik egy-egy példány, melyek a vonuló lúdcsapatokkal együtt érkeznek hozzánk.

Bár 2015 és 2018 között rendszeresen, egész évben megfigyeltek két példányt Pusztaszer környékén, költésére utaló jeleket nem észleltek (GÁL 2021c).

Biológiája

Mint ahogy az európai madarak nagy része csak néhány ősrre vezethető vissza, a populáció genetikai változatossága nagyon alacsony, ennek ellenére mégsem jelennek meg alacsonyabb életképességre utaló jelek (KIRBY & SJÖBERG 1997), sőt a markáns állománynövekedés és terjeszkedés éppen a populáció kimagasló alkalmazkodóképességét bizonyítja.

A kanadai lúd természetes körülmények között két-három éves korában válik ivaréretté. Az Európában megtelepült állományban azonban

egyres példányok gyakran ennél korábban is költésbe kezdenek. Fészkelja 4–7 tojásból áll. A tojásokat csak a tojó melengeti, a fiókák 28–30 nap után kelnek ki, és kb. 10 hetes korukra válnak röpképesé (MOWBRAY *et al.* 2020b).

A Svédországban és Finnországban fészkelők vonulók, a Balti-tenger nyugati részén (Dél-Svédország, Dánia és Németország tengerparti területei), valamint az Északi-tenger délkeleti részén, a holland, német és dán partokon telelnek. A többi európai populáció nem vonul, legfeljebb csak kicsit délebbre húzódik télen, illetve a vedlőhelyekre történő kisebb elmozdulások figyelhetők meg (RUTSCHKE 1987, KIRBY & SJÖBERG 1997).

Ökológiai igényei Magyarországon

Európában a kanadai lúd elsősorban az édesvízű tavakhoz és a tengerparti élőhelyekhez kötődik, de egyre nagyobb számban fészkel városi parkokban, illetve városi tavak mentén is.

A Magyarországon megjelenő példányok az összell hozzájuk érkező vadlúdcsoportokkal mozognak, így többnyire az ismert nagy vadlúd-gyülekezőhelyeken lehet velük találkozni. A többi vadlúddal (*Anser spp.*) együtt reggelente a környező táplálkozóterületekre (kukoricatarlók, repceföldek, vetések, füves puszták) húznak ki, majd általában délután visszatérnek az éjszakázóhelyet jelentő vízfelületre.

Ökológiai problémák

Nagy-Britanniában gyakorlatilag korlátok nélkül tudott szaporodni. Az első számlálást 1953-ban – vedlési időben – végezték, amikor 2000–4000 pld.-t, 1967–1969 között 10 500 pld.-t, 1976-ban már 19 400 pld.-t, 1991-ben pedig már 63 580 pld.-t számoltak meg (ALLAN *et al.* 1995).

Magyarországon csak olyan helyeken tudna megtelepedni, ahol a földrészünkön honos nyári lúd (*Anser anser*) fészkel, ezért elsősorban annak lehetne konkurensa.

A kanadai lúdnak a nyári lúddal, a nagy lilikkel (*Anser albifrons*) és az apácalúddal (*Branta leucopsis*) alkotott hibridjei is előfordulnak, ilyeneket Magyarországon is többször megfigyeltek már. RANDLER (2008) 2395 olyan esetről gyűjtött bizonyítékot, amelyek során lúdalkatú (*Anseriformes*) madárfajok Közép-Európában hibridizálódtak. Ezek közül 600 esetben a földrészünkön honos fajok valamelyik betelepített, idegenhonos fajjal alkottak párt. 283 olyan esetről számol be, amikor kanadai lúd nyári lúddal párba állva költött, további 45 esetben pedig kanadai lúd és apácalúd hibridizációját említi. Érdekesség, hogy a kanadai lúd a szintén inváziós

tulajdonságokat mutató indiai lúddal (*Anser indicus*) is kereszteződhet azokon a helyeken, ahol a két faj egymás mellett fordul elő: eddig 28 ilyen eset ismert.

Gazdasági hatások

Magyarországon a ritkán és főleg egyesével megjelenő példányainak nincs gazdasági jelentősége.

Nyugat-Európában az egyre inkább városi madárrá váló állományainak szintén nincs különösebb jelentősége, bár egyes kórokozók, pl. influenzavírusok (*Influenzavirus A*) terjesztésében lehet potenciális szerepük (de semmiképpen sem nagyobb, mint bármely más vízimadárnak). A parkokban fészkelő madarak kárt tehetnek a városi parkok növényzetében, elsősorban a gyepek legelésével és a sétautak ürülékkel való szennyezésével, de a vízből kijáró madarak taposással a tavak partjának erózióját is előidézhetik (az ezzel kapcsolatos helyreállítási és tisztítási költségek egy londoni parkban évente egy madárra számolva 40 font körüli összeget tettek ki). A repülőterek környékén megjelenő nagyobb csapatok veszélyeztethetik a légi közlekedés biztonságát, nem egy esetben fordult már elő repülőgéppel történő ütközésük (ALLEN *et al.* 1995).

A természetben élő és gyakran tömegesen telelő példányok hatása semmiben sem tér el a hatalmas csapatokban telelő többi vadlúdtól (*Anser spp.*, *Branta spp.*), azaz mezőgazdasági területeken – leginkább vetésekben – táplálkozásukkal (csipkedés és a növénykék talajból történő kihúzása) és taposásukkal alkalmanként okozhatnak kárt.

Védekezési lehetőségek

A kanadai lúd lassan terjed szárazföldünk belseje felé. Mint könnyen felismerhető, nagy testű madár, megjelenése és különösen fészkelési időben való előfordulása vélhetően nem kerülne el a szakemberek figyelmét. Annak ellenére, hogy Nyugat-Európában alig tesznek valamit állományainak visszaszorítása érdekében, a Kárpát-medencében nem kívánatos a megtelepedése. Mivel Magyarországon vadászható faj, esetleges megtelepedése esetén visszaszorítása vadászati módszerekkel biztosítható.

Irodalom

ALLAN *et al.* 1995, BATTY & LOWE 2001, DELANY 1993a, 1993b, FARAGÓ & LELKES 1999, GÁL 2021c, HADARICS & NEUWIRTH 1998, HEGGBERGET 1991, KIRBY & SJÖBERG 1997, LEVER 2005, MADGE & BURN 1988, MOWBRAY *et al.* 2020a, 2020b, MUSGROVE *et al.* 2006, NOBLE 2020a, OATES 1999, OGILVIE 1977, RANDLER 2008, RUTSCHKE 1987

HADARICS TIBOR & HARASZTHY LÁSZLÓ

Indiai lúd

Anser indicus (LATHAM, 1790)

Eredeti elterjedési terület

Eredeti fészkelőhelye Közép-Ázsia magasan fekvő területein található. Hatalmas kiterjedésű fészkelőterülete ebben a térségben négy egymástól elszigetelt foltból áll. Ezek közül a legnagyobb kiterjedésű Közép- és Nyugat-Mongóliát foglalja magában, de kicsit áttekered Dél-Szibériára, illetve Kelet-Kazahsztánra is. A második legnagyobb Nyugat-Kínában, Kazahsztánban, Kirgizisztánban, Tádzsikisztánban, Afganisztánban és Pakisztánban található. Kínában további két kisebb fészkelőterülete ismert: az egyik Tibetben, a másik pedig az ország középső részén található. Általában nagy tengerszint feletti magasságban, 4000–5000 m között található fészkelőhelyei, melyek az ott lévő különböző típusú vizes élőhelyek környékén helyezkednek el. Telente délebbre, Indiába húzódik,

ahol több tízezer példány telel. Kisebb számú telelő csapatai Pakisztánban, Nepálban, Bangladesben és Burmában is feltűnnek. Telelőterületeit a Himalája hegláncai felett átrepülve éri el (CARBONERAS & KIRWAN 2020). Fészkelőterületén az utóbbi két évtizedben kismértékű állománycsökkenést tapasztaltak. Az IUCN besorolása szerint az ún. *nem veszélyeztetett* (*Least Concern*) fajok kategóriájába tartozik (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2022).

Magyarországi megjelenése

Európába tudatos betelepítés révén került, de minden bizonnyal az állatkertekből, vadasparkokból, vízimadártartóktól is szabadultak ki példányai. Európában, elsősorban Nyugat-Európában az 1950-es és az 1960-as évek óta ismertek szabadon élő példányok



© Hadarics Tibor



és költések. Nyugat-Európa számos országában költött már, önfenntartó állományai azonban csak néhány helyen jöttek létre. Eddig Nagy-Britanniában, Spanyolországban, Franciaországban, Belgiumban, Hollandiában, Németországban és Finnországban fészkeltek. A Brit-szigeteken 1991-ben kb. 80 példányra becsülték állományát (DELANY 1993a, 1993b), de csak egyetlen helyről jelentették sikeres fészkelését. 1996 és 2000 között Nagy-Britanniában több helyen költött. A 2000-es évek elején harminc különböző helyen összesen több mint száz példány élt szabadon, melyek közül legalább öt pár költött eredményesen (LEVER 2005). Legjelentősebb fészkelőállománya Hollandiában található, ahol az 1970-es évek közepén még csak egyetlen pár költött, de az 1990-es évek elejére a fészkelők száma 6–10 pár közöttire nőtt (LEVER 2005), a 2000-es évek elejére pedig elérte a 125–200 párt (BAUER 2020b). A holland

állomány 2005 óta csökken, 2010-től pedig a helyi hatóságok is erős kontroll alatt tartják, aminek eredményeként jelentős mértékben visszaesett az ott fészkelők száma (BAUER 2020b). Németországban az 1980-as évek óta költ rendszeresen, a 2000-es évek elején a teljes populációt 100-200 egyedre becsülték, de csak 5–10 pár költött évente eredményesen (LEVER 2005). A Németország déli részén jelenleg ismert kisebb populáció 2005 körül vált önfenntartóvá (BAUER *et al.* 2016). Más országokban (Franciaország, Spanyolország, Finnország) csak szórványosan fészkel, költései sokszor eredménytelenek, stabil populáció még nem alakult ki, és a költések gyakran fogságból szökött madarakra vezethetők vissza (BAUER 2020b).

Első magyarországi adatai az 1930-as évekből ismertek (VASVÁRI 1942, BOROSS 1943), viszont akkor Európában még nem volt szabadon élő állomány, így

ezek a madarak valószínűleg fogságból szökött egyedek lehettek, akárcsak az 1992 nyarán a fertőrákosi üdülőtelepen fogott két fiatal példány (HADARICS 2006). Az 1997 óta Magyarországon észlelt példányainak nagyobbik része minden bizonnyal a nyugat-európai állományokból származik (C kategória), egyes esetekben azonban feltételezhető, hogy valamelyik közelebbi vadsparkból vagy magán madártartótól kiszabadult egyedekről van szó (E kategória). Hazánkban mindenesetre az ősszel északról hozzánk érkező vadlúdtömegekben szokott felbukkanni egy-egy példány, és az átvonuló vagy itt telelő vadludak között novembertől januárig lehet leginkább megfigyelni őket (de néha a tavaszi vonulási időszakban is). Ezek a madarak a vadludak – nyári lúd (*Anser anser*), nagy lilik (*A. albifrons*) – csapataival járnak, azokhoz hasonlóan viselkednek, ezért róluk feltételezhető, hogy a nyugat-európai populációkból származhatnak. A nyári időszakban (május–augusztus) néha feltűnő, sokszor szelíd példányok viszont nagy valószínűséggel fogságból szökött madarak. Mivel a fajnak erős a vonulási hajlama, bármikor lehet számítani újabb megjelenésére vagy akár megtelepedési kísérletére is. Ez azonban elsősorban attól függ, hogy a nyugati populációk felszámolása mennyire sikeres. Azok eltűnése után nem valószínű, hogy az indiai lúd nálunk fészkelő madárrá válik vagy önfenntartó állományt lenne képes kialakítani.

Biológiája

2000–3000 g-os testtömegével a nyári lúdnál (*Anser anser*) általában kisebb, leginkább a nagy lilikkel (*A. albifrons*) azonos tömegű vadlúd. Növényevő, elsősorban az élőhelyén előforduló fűfélék (Poaceae) leveleit csipegeti, de azok magját, gyökerét is elfogyasztja (CARBONERAS & KIRWAN 2020).

Fészkelési időben kolóniákat alkot. Fészket a vizek mentén található növényzet közé, esetenként a száraz talajra vagy fára építi. Fészkalja 4–6 tojásból áll, amelyeken a két madár felváltva kotlik 27–30 napig. A fiókák 52–54 napos korukban kezdenek el először repülni (CARBONERAS & KIRWAN 2020).

Ökológiai igényei Magyarországon

Magyarországon napjainkig csak alkalmi előfordulásai ismertek. Eddig minden esetben nagyobb lúdcsapatokban mutatkozott egy-egy példány, amelyeket a táplálkozóterületeken – vetéseken, kukoricatarlókön, vizes réteken – vagy az éjszakázóhelyül szolgáló vízfelületeken figyeltek meg. Magyarországon 1997-es első megfigyelésétől (HADARICS 2006) napjainkig elsősorban október–novemberben mutatkozott,

amikor a tömeges lúdbeáramlás történik a Kárpát-medencébe, de az év majdnem minden időszakából ismert előfordulása (GÁL 2021b) (a nyáron látott madarak azonban szinte biztosan szökevények). Esetleges megtelepedések a nyári lúd (*Anser anser*) által elfoglalt élőhelyek lehetnek számára is alkalmas fészkelőhelyek.

Ökológiai problémák

Eredeti magasföldi hazájától több mint 10 000 km távolságra a tengerszinten is optimális feltételeket talált magának. Ha nem lépnek fel vele szemben gyorsan és hatékonyan, akkor akár nagyobb állományokat is képes kialakítani. Európában csak olyan helyeken tud megtelepedni, ahol a földrészünkön honos nyári lúd (*Anser anser*) is fészkel, ezért elsősorban annak lehet konkurensa. A két faj hibridizációja is előfordulhat. RANDLER (2008) 2395 olyan esetről gyűjtött bizonyítékot, amelyek során lúdalakú (*Anseriformes*) madárfajok Közép-Európában hibridizálódtak. Ezek közül 600 esetben a földrészünkön honos fajok valamelyik betelepített idegenhonos fajjal alkottak párt. Nyári lúd és indiai lúd vegyes költés 35 esetben vált ismertté. Érdekeség, hogy az indiai lúd a szintén inváziós tulajdonságokat mutató kanadai lúddal (*Branta canadensis*) is kereszteződhet azokon a helyeken, ahol a két faj egymás mellett fordul elő (indiai lúd × kanadai lúd hibrid 28 esetben fordult elő).

Gazdasági hatások

Alkalmi előfordulásainak nincs gazdasági jelentősége. Ha megtelepedne és fészkelne, akkor sem valószínű, hogy bármilyen tekintetben eltérő hatása lenne, mint a nálunk gyakori, sokféle fészkelő nyári lúdnak (*Anser anser*).

Védekezési lehetőségek

Addig, amíg a telelő vagy átvonuló lúdcsapatok részeként jelenik meg Magyarországon és azok elvonulása után eltűnik, nincs szükség semmilyen intézkedésre. Megtelepedését és stabil fészkelőállomány kialakulását azonban nem szabad megengedni. Megtelepedési kísérlete esetén meg kell próbálni befogni, ha ez nem lehetséges, akkor ki kell löni minden példányát.

Irodalom

BIRDLIFE INTERNATIONAL 2022, BAUER 2020b, BAUER *et al.* 2016, BOROSS 1943, CARBONERAS & KIRWAN 2020, DELANY 1993a, 1993b, GÁL 2021b, HADARICS 2006, LEVER 2005, RANDLER 2006, VASVÁRI 1942

HADARICS TIBOR & HARASZTHY LÁSZLÓ

Nílusi lúd

Alopochen aegyptiaca (LINNAEUS, 1766)

Eredeti elterjedési terület

A nílusi lúd eredeti költőterülete Afrikának a Szaharától délre eső területein található, ahol a közép- és nyugat-afrikai esőerdők kivételével szinte mindenütt fészkel (CALLAGHAN *et al.* 2020). Általában sík területeken telepszik meg, de pl. Etiópiában 4000 m-ig felhatol. Valamikor a Nílus völgyében és a Mediterráneum keleti felében, sőt talán Délkelet-Európában is előfordult. Utóbbival kapcsolatban azonban erősen kérdéses, hogy az a faj vadon élő állományának az elterjedési területéhez tartozott, vagy már akkor is tartottak nagyobb parkokban díszállatként nílusi ludat.

Afrikai fészkelőhelyén a vizekhez kötődik. Megtalálható a tavak, a víztározók és a lassú folyású vizek mellett, de mocsarakban is otthonos.

Magyarországi megjelenése

Angliába már a 17. században betelepítették, majd a 19. századra elvadult példányokból kialakult egy félvad, kis létszámú, de stabil önfenntartó állomány (VENEMA 1997). Az 1970-es évektől kezdődően az állomány elkezdett szaporodni és terjeszkedni. 1988-ban kb. 400 pld.-t számláltak, főleg Norfolk grófság területén (SUTHERLAND & ALLPORT 1991), 1991-re az állomány megháromszorozódott, kb. 900 pld.-ra nőtt, ennek a nagy része (90%) továbbra is Norfolkban élt (DELANY 1993a, 1993b). Az angliai költőállományt 1999-ben 85 párra, 2000-ben 127 párra, 2001-ben pedig 147 párra tették, de más becslések szerint az akár 300 pár körüli is lehetett (LEVER 2005). 1967-ben észlelték az első hollandiai költését. A holland állomány fogságból megszökött madarakra vezethető vissza. Kezdetben lassan gyarapodott, de később már gyorsan nőtt, 1994-ben elérte az 1300 párat, és a költőterület kiterjedése is folyamatosan növekedett (VENEMA 1997), a 2000-es évek elején az állományt 1400 párra becsülték, ez ősszel a fiatal madarakkal együtt mintegy 6000

egyedet jelent. 1977-ben megjelent Brüsszelben is mint költő madár, Belgiumban az 1990-es évek közepén 50–100 páros állomány volt (VENEMA 1997), amely a 2000-es évek elejére már 150 párra emelkedhetett (LEVER 2005). Nagyjából ebben az időben Luxemburgban és Németországban is költött már. Franciaországban 1985–1986-ban már ismert volt, az ország északi részén észlelték költését (VENEMA 1997), de gyors terjeszkedése csak 2000 után kezdődött. Németországban a 2000-es évek elején a költőpárok száma 200–400 volt, a teljes állományt pedig 1000 és 3000 egyed közöttire becsülték (LEVER 2005). 2003-ban terjeszkedése elérte Svájcot. Napjainkra Dániában, Dél-Svédországban és Észak-Lengyelországban is fészkelő fajjává vált. Csehországban 2011-ben költött először (ONDRA & KLEJDUŠ 2013). Dél felé is terjeszkedik és ma már Spanyolországban és Portugáliában is fészkel. Manapság északnyugat-európai állományát 30 000 párra becsülik (GYIMESI & LENSİK 2012).

A 2000-es évek elején a faj európai elterjedésével kapcsolatos érdekes jóslások is napvilágot láttak. Ezek szerint az elterjedési terület főleg Franciaországban és Németországban tovább fog nőni déli és délkeleti irányban, 2015-re a teljes európai állomány feltehetően eléri majd a 20 000 pld.-t, 2010-re Svájc, Ausztria és Magyarország területén is stabil populációja alakulhat ki, amely aztán a Duna völgyében déli, délkeleti irányban terjed tovább, és eléri Szerbiát (LEVER 2005). Az európai állomány nagysága ezt mára meg is haladta, ugyanakkor a Kárpát-medencében és környékén – bár költését már több esetben észlelték – stabil populációja egyelőre még nem alakult ki.

Magyarországon 1993 januárjában Paks közelében figyelték meg első alkalommal (ZÖRÉNYI 1993). Ezt követően a 2000-es évek végéig csak nagyon ritkán fordult elő, 2008-ig mindössze 14 esetben észlelték (MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG 2008). Az évtized utolsó éveitől a 2010-es évek közepéig

azonban egyre gyakoribbá váltak előfordulásai, és amíg korábban szinte minden esetben csak egy példány tűnt fel, addig 2012-ben és 2013-ban is észleltek két-két összetartó madarat. 2015-ben a Tolna megyei Szakályon egy gyárkémény tetején lévő gólyafészkekben telepedett meg egy pár, de azokat később a gólyák elüldözték (KALOTÁS 2020). 2016-ban a Vas megyei Zsennyén észlelték az első sikeres költését, a madarak tíz fiókát neveltek fel (TÓTH 2016). 2017-ben ugyanott újra költöttek, ekkor is tíz fiókájuk volt (GYURÁ CZ & KÓTA 2020), (a család nagy részét sikerült kilőni, ezért ott a későbbi években már nem költöttek).

Biológiája

Rendkívül agresszív természetű faj. Dél-Afrikában – ahol a természetes fauna része – az afrikai héjasast (*Aquila spilogaster*) is elűzte a fészkeről, elfoglalta azt, majd költött is benne. Ugyanott több esetben tapasztalták, hogy a kígyászkeselyű (*Sagittarius serpentarius*) üres váltófészkeiben költött (ERNST *et al.* 2015). Németországban olyan kőfalban lévő üreget foglalt el, amelyikben korábban vándorsólyom (*Falco peregrinus*), majd uhu (*Bubo bubo*) költött, illetve másutt vándorsólyom számára egy magas kéményre kihelyezett költőládában is megtelepedett (BRAUNEIS 2012).

Páronként települ. Fészket a talajszintben a növényzet közé építi, elsősorban nádszálakból, levelekből. Estenként fán, más fajok által épített gallyfészkekben is költethet. Gyakran előfordul, hogy magas épületek üregeiben is fészkel. Fészkealja 5–12 tojásból áll, a kotlási ideje 28–30 nap. A fiókák 60–75 napos korukra érik el röpképességüket és általában kétévesen válnak ivaréretté (CALLAGHAN *et al.* 2020).

Elsősorban növényi eredetű táplálékot fogyaszt, ezért csak olyan vizeken tud megtelepedni, amelyek közelében nyílt füves területek is vannak, ahol legelni tud. A füveken kívül más növényi részeket, leveleket, magokat is fogyaszt, de a legelőkön élő egyenesszárnyúakat (Orthoptera) és gilisztákat (Lumbricidae) is felszedi.

Ökológiai igényei Magyarországon

Magyarországi ökológiai igényei a nyári lúdéval (*Anser anser*) megegyezőnek tűnnek. Általában tavak, víztározók környékén jelenik meg, és táplálkozni is a többi vadlúddal együtt a vetésekre vagy a gyepekre jár. Magyarországon 2022-ig nem alakult ki állandó fészkelőállománya, és ezt a kedvező állapotot a következő években várható újabb megtelepedési próbálkozásai ellenére is fenn kell tartani. Minden eszközzel el kell kerülni, hogy Magyarországon költőállomány alakulhasson ki.



© Döbrösi Roland



Ökológiai problémák

Agresszív természete miatt fészkelési, de különösen fiókanevelési időszakban minden lúd- és récefélével (Anatidae) szemben ellenségesen viselkedhet. Hazai megtelepedése esetén olyan ökológiai fülkét foglalna el, amelyikben más hazai fajok, elsősorban a nyári lúd (*Anser anser*) is fészkelhetne.

Más országok tapasztalatai alapján terjedése és létszámának növekedése bizonyos számú fészkelőpár megtelepedése után gyorsan növekszik. Tömeges fészkelővé válása esetén jelentős konkurenciájává válik a honos fészkelő madárfajoknak.

Gazdasági hatások

Nagy tömegben ugyanolyan hatása lehet, mint bármelyik másik európai vadlúdfajnak, azaz legfeljebb akkor okozhat valós problémát, ha a fagyott és hirtelen a felületén megolvadt vetéseken tapicskolással károsítja a vetést. Csipkedéssel inkább serkenti a gabona bokrosodását, ami miatt akár még jobb terméseredményeket is keletkeztethet.

Védekezési lehetőségek

A nílusi ludak általában rendkívül éber állatok, befogásuk körülményes, legtöbbször sikertelen. Ugyanakkor a nílusi lúd lőfegyverrel könnyen elejthető, különösen ha fészke is ismert helyen van. Folyamatosan fenn kell tartani a minden évszakra kiterjedő vadászati lehetőségét, és ha nagyobb számban jelenne meg, akkor az elejtők számára szükség esetén akár célprémiumot is ki lehet tűzni.

A faj szerepel az Európai Unió számára veszélyt jelentő idegenhonos inváziós fajok jegyzékén, ezért tartása, tenyésztése, természetbe történő kibocsátása minden uniós tagországban tilos.

Irodalom

BRAUNEIS 2013, CALLAGHAN *et al.* 2020, DELANY 1993a, 1993b, GYIMESI & LENSİK 2012, GYURÁ CZ & KÓTA 2020, KALOTÁS 2020, LEVER 2005, MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG 2008, RETIEF *et al.* 2015, ONDRA & KLEJDUS 2013, SUTHERLAND & ALLPORT 1991, TÓTH 2016, VENEMA 1997, ZÖRÉNYI 1993

HARASZTHY LÁSZLÓ

Parlagi galamb

Columba livia f. domestica LINNAEUS, 1758

Eredeti elterjedési terület

A parlagi galambok a Dél-Európában, Észak-Afrikában és Ázsia délnyugati részén előforduló szirti galambok (*Columba livia*) domesztikációja során létrejött házi galambok elvadult képviselői. Fontos azonban hangsúlyozni, hogy a sokféle megfigyelhető parlagi galambok már az elvadult példányok sok századik generációjából származnak, azaz nem az egyes példányok, hanem a házasított változat vadult el.

Magyarországi megjelenése

A szirti galamb (*Columba livia*) földrészünkön is honos. Domesztikációja 4000–6000 évvel ezelőtt történt, amit ásatási leletek bizonyítanak. Azt, hogy

mikor kezdtek kivadulni a már házasított egyedek, ma már nem lehet meghatározni. A parlagi galamb Skandinávia egyes részeinek kivételével egész Európában elterjedt (SATTLER 2020).

Az ún. kékszalagos változata a szirti galambtól általában – különösen röptében – nem különböztethető meg. Az összes többi színváltozat azonban egyértelműen elkülöníthető mint parlagi galamb.

Biológiája

A parlagi galamb a földrészünkön a természetben élő gerle- (*Streptopelia* spp.) és galambfajokhoz (*Columba* spp.) hasonlóan csak két tojást rak. Ennek ellenére kifejezetten szapora, gyors állománynövekedésre képes faj.



© Bagyura János



Ezt a tulajdonságát annak köszönheti, hogy egy évben öt-hat, vagy akár annál is több költése lehetséges. A fiatal tojók már öt-hat hónapos korukban szaporodóképesek.

A parlagi galamb magevő, és e tekintetben nem válogatós, a kukoricaszemektől az apró gyommagvakig mindent felszed. Városi környezetben azonban nemcsak magvakat, hanem élelmiszer-hulladékot, elsősorban kenyérmaradékot is szívesen fogyasztanak, de rendszeresen megfigyelhetők, amint pl. a nyugati ortorfa (*Celtis occidentalis*) termését vagy más hasonlót fogyasztanak.

A városi populációk megmaradását kis mértékben segíti, hogy több helyen rendszeresen etetik őket.

Ökológiai igényei Magyarországon

Rendkívüli alkalmazkodóképességgel rendelkező madár, ami az időjárástól a táplálékig, illetve a fészekhelyválasztásig mindenben megnyilvánul.

Magyarországon a parlagi galamb általánosan elterjedt, kisebb vagy nagyobb számban szinte mindenütt megtalálható. A nagyobb városoktól a legkisebb településig bárhol megtelepedhet, ahol zavartalanul tud költeni. Elsődleges fészkelőhelyei a városi épületek nyugodt padláserei, a mezőgazdasági épületek padlásai, a templomtornyok, de falusi környezetben egy-egy üresen hagyott vagy romos ház is kedvelt helyük lehet. Nemritkán lakatlan tanyákban is megtelepszenek, de a lakott épületektől sem idegenkednek. Sok helyen, ha nem tudnak bejutni az épületek belső terébe, vagy padlására, a külső felületeken kezdenek költeni. Rendszeres fészkelői az istállóknak, a mezőgazdasági tájban található legkülönbözőbb épületeknek is.

Az 1990-es évekig hatalmas állományai éltek a nagyvárosokban vagy a jó táplálkozási lehetőséget kínáló gabonafeldolgozók környékén is. Az 1970-es évek közepén 150 000 – 200 000 pld.-ra becsülték a Budapesten élő galambok számát (CSERNAVÖLGYI 1976). Az 1980-as

évek elején Budapesten nem volt ritka az olyan padlás, amelyben több mint ezer pár költött, illetve járt be oda éjszakázni. A főváros környéki mezőgazdasági területeken időnként több tízezer csapat is megfigyelhető volt. A rendszerváltás után magántulajdonba került bérházak tatarozása során viszont a legtöbb jó fészkelőhelye megszűnt, illetve táplálkozási lehetőségei is jelentős mértékben csökkentek. Mindezek eredményeként ma már pl. Budapesten az egykori állománynak csak kb. 10%-a költethet. Mivel a bérházak magántulajdonba adása és az ez utáni tatarozása országos szinten valósult meg, ezért az állománycsökkenés vélhetően más városokban is lezajlott és hasonló mértékű lehetett.

Ökológiai problémák

A parlagi galamb minden tekintetben egy klasszikus özőnfaj, amelyik rendkívül gyorsan képes alkalmazkodni a változó körülményekhez. Tömegessége miatt jelentős táplálékkonkurrens minden más magevő fajnak. Nem végeztek ugyan arra vonatkozó vizsgálatot, hogy a parlagigalamb-állományok összeomlása milyen hatással volt más fajokra, de pl. az örvös galamb (*Columba palumbus*) állománynövekedése és városokba történő betelepülése erre az időszakra esik. Nagy valószínűséggel az örvös galambok a parlagi galambok által üresen hagyott tér elfoglalásának és a megmaradó táplálékkészlet kihasználásának köszönhetik sikerességüket.

A parlagi galamb számos ragadozó madár – mint pl. a héja (*Accipiter gentilis*), a kerecsensólyom (*Falco cherrug*) – fontos táplálékállata. Ugyanakkor több olyan fertőző betegség – pl. az *Avipoxvirus* okozta galambhimlő – hordozója és terjesztője is, amelyik ezekre a védett fajokra is átterjedhet, és akár pusztulásukat okozhatja.

Gazdasági hatások

A parlagi galamb gazdasági hatásai sokfélék. A legismertebb probléma az általuk kedvelt épületrészek vagy szobrok ürülékkel szennyezése, ami nemcsak esztétikai probléma, hanem azok műszaki állapotát is rongálja (CSERNAVÖLGYI 1976). Az épületek homlokzatának galambmentesítése költséges beavatkozással sem biztosítható teljes mértékben. A padlásokon, templomtornyokban tömegesen fészkelő galambok évtizedek alatt vastag, akár félméteres guanó réteget is képezhetnek, melynek az eltávolítása szintén meglehetősen költséges.

Nehezen számszerűsíthetők a parlagi galambok által terjesztett és esetenként emberre is veszélyes betegségekkel kapcsolatos költségek.

A mezőgazdasági területeken nagy tömegben megjelenő parlagi galambok jelentős kárt okozhatnak pl.

azzal, hogy az erő napraforgótányérokából a szemeket kieszik, illetve kiverik.

Védekezési lehetőségek

A parlagi galambok tornyokba, padlásteretekbe történő bejutását a nyílások lezárásával viszonylag könnyű megakadályozni.

Az épületek homlokzatának védelmére számos műszaki megoldást alkalmaznak, de megfigyelhető, hogy a galambok ezek közül sokat figyelmen kívül hagyva ugyanúgy elfoglalják fészkelőhelyeiket vagy kedvelt nappalozófelületeiket, mint előtte. Az épületek hálójával történő védelme eredményes, de számos értékes műemlék épület esetében ez a megoldás nagymértékben rontja a látványt, ezért az ilyen helyeken nem szívesen alkalmazzák. A parlagi galambok távol tartására ismertek különböző ultrahangos vagy más hangfrekvencián működő, esetenként riasztó hatású fényimpulzusokat is kibocsátó, elektromos hálózatról vagy napelemtől működő készülékek, sőt rendszerek, de létezik madárriasztó paszta is. Újabban többfelé látni, hogy az épületekre szerelt, időnként hangos huhogást hallatató, műanyagból készült uhuval próbálják meg a galambokat távol tartani.

A parlagi galambokat lakott területen kilőni nem lehet, mert a vadászfegyver használatát itt tiltják a jogszabályok. A galambok befogása és máshová szállítása nem sok eredménnyel kecsegtet.

Kísérleteztek a városi galambok kémiai szerekkel (pl. mesztranol) történő terméketlenné tételével, sterilizálásával is. Ennek a szájon át, a takarmányba keverve adható anyagnak a segítségével sikerült egyes helyeken a galambállományokat megfelelően alacsony szinten tartani (a kezeléseket természetesen rendszeresen ismételni kell) (CSERNAVÖLGYI 1976).

Meg lehet próbálkozni a solymászok segítségével távol tartani a galambokat egy-egy épülettől, de ez nagyon idő- és munkaigényes, a solymász és a solymászmadár rendszeres jelenlétét, röptetését igényli.

A városokban élő példányok etetésének tiltásával, állományát csökkenteni érdemben nem lehet, legfeljebb csak azt, hogy bizonyos köztereken ne legyen folyamatosan jelen egy-egy nagyobb csapat.

Városi körülmények között kifejezetten jelentősnek mondható a nyestek (*Martes foina*) által elfogott parlagi galambok száma, de ezek a ragadozók sem képesek a teljes állomány felszámolására.

Irodalom

CSERNAVÖLGYI 1976, SATTTLER 2020, SZÉP *et al.* 2012

HARASZTHY LÁSZLÓ

Szent íbisz

Threskiornis aethiopicus (LATHAM, 1790)

Eredeti elterjedési terület

A szent íbisz Afrika Szahara alatti területeinek fészkelő madara, de Délnyugat-Afrika száraz sivatagos területeiről hiányzik (MATHEU *et al.* 2020). A vizes élőhelyek fészkelője, amelyekben vagy azok környékén, mocsarakban, nádasokban költ, de fákon is megtelepszik. A szárazabb területeken is megtalálja életfeltételeit, ezért elterjedési területén mindenfelé előfordulhat. Gyakran a vizes élőhelyektől nagyobb távolságban is kialakulhatnak telepei. Nem idegenkedik a nagyvárosok vagy a forgalmas autópályák közelségétől sem.

Magyarországi megjelenése

Földrészünkön kedvelt állatkerti madár, de kisebb madárparkokban is sokféle megtalálható. Számos helyen félvadon tartják őket, ami azt jelenti, hogy a madarak röpdékben költenek, de miután fiókáik kikeltek kiengedik, és így azok a szabadban tudnak táplálékot gyűjteni. Másutt pedig a felnőtt állatok általában nem vagy korlátozottan tudnak repülni, a fogságban felnevelkedő fiókák viszont röpképesek. Szinte rendszeresnek mondható az ilyen madarak kiszökése. Ilyen a fogságból szabadult madarak telepedtek meg először Spanyolországban (1970), majd Franciaországban is (1990). Nyugat-Franciaországban a tengerparton kialakult állomány folyamatos növekedésének köszönhetően előbb az atlanti parton jött létre több telepük, majd a mediterrán medencében is kialakultak fészkelő kolóniái (YÉSOU & CLERGEAU 2005). A 2010-es évek második felében franciaországi állománya már több ezer példányból állt. Megtelepedett Olaszországban is, előbb a Pó-síkságon, majd a szomszédos megyékbe is áttelepült. Kisebb kolóniái Hollandiában és Németországban is létrejöttek.

Magyarországra nem telepítették be, és a természetből – hozzánk egyre közelebb lévő kolóniáiból – sem települt még be egyetlen pár sem. Viszont 2008-as első megjelenése óta többször is előfordultak már

nálunk magányos példányai, amelyek egy kivételével gyűrűs madarak voltak, azaz zárt téréből vagy félvadon tartott állományból származtak.

Biológiája

Kolóniában fészkelő madár. Telepei néhány tucattól a több ezer párig terjedhetnek. Elsősorban nádasokban és fákon építi fészket, legtöbbször más gém- és íbiszfélékkel közös kolóniát alakot. A vizes élőhelyeken elsősorban rovarokkal, kétéltűek lárváival, csigákkal stb. táplálkozik. Afrikában szinte mindenütt lehet találkozni táplálékot keresgélő példányaival. A a száraz legelőkön és más hasonló élőhelyeken főleg sáskákra, tücskökre, szöcskékre vadászik. Elfogja a kisebb gyíkokat, apró emlősöket, rákokat, de a madarak és a krokodilok tojásait sem veti meg. Egyre gyakrabban megfigyelhetők szeméttelpeken keresgélő példányai is. Általában tátáplálékkeresés közben is kisebb csapatokat alkot, néha azonban több száz madár is együtt keresgél.

Fészkalja két-három tojásból áll, a fiókák 28–29 napi kotlás után kelnek ki és 35–40 napos korukra érik el a röpkéességüket (MATHEU *et al.* 2020).

Ökológiai igényei Magyarországon

Nálunk minden esetben vizes élőhelyeken jelent meg. Egy 2008. május 22-én Pusztaszeren észlelt példánya még decemberben is a tágabb térségben tartózkodott, ami jól mutatja, hogy a hidegebb, de főleg a táplálékszegényebb időszakban is képes megélni nálunk. Magas hótakaró és kemény fagyok esetén minden bizonnyal nem maradna Magyarországon egyetlen példánya sem, de az egyre enyhébb telek miatt csak ebben a korlátozó tényezőben nem reménykedhetünk esetleges megtelepedésekor.

Magyarországon mindössze néhány alkalommal fordult elő az utóbbi 20 évben. 2008-ban, 2009-ben és 2010-ben egy-egy példánya mutatkozott. Mindhárom példány zárt gyűrűs madár volt, azaz fogságból

szabadultak ki. A 2012-ben megfigyelt szent íbisz azonban nem viselt gyűrűt, ezért feltételezhető, hogy valamelyik európai szabadon élő állományból származott. 2019 nyarán szintén egy gyűrűs példány jelent meg nálunk.

Magyarországon még nem fészkel, stabil állománya nincs.

Ökológiai problémák

Eredeti fészkelőhelyén is észlelték, hogy a gémek, csérek, szerkők – azaz a telepesen fészkelő vízimadarak tojásait előszeretettel nyelte el (WILLIAMS & WARD 2006). Franciaországi megtelepedése után az egyre növekvő kolóniái súlyos csapást jelentettek a földön fészkelő madarakra (VASLIN 2005).

Magyarországi megjelenései során eddig még nem észlelték tojás és fiókarablási hajlamát. Amennyiben nálunk akár csak kisebb csapatban is megjelenne szikes tavaink vagy mocsári szerkőtelepeink környékén, számolni kell azzal, hogy tojás és fiókarabló hajlama megmutatkozik.

Magyarországon a természetvédelmi szempontból legértékesebb talajon fészkelő madárközösségek éppen úgy veszélyeztetettek lehetnek a szent íbisz által, mint a nyugat-európai csértelepek. Ezért költési időben nem szabad megengedni tartós jelenlétet sem, megtelepedését – költését – pedig mindenképpen meg kell akadályozni.

Gazdasági hatások

Nincsenek ismereteink arra vonatkozóan, hogy jelentős gazdasági hatása lenne, hacsak azzal nem, hogy fákra épült fészkei alatt azok a meszes ürüléküktől előbb utóbb elpusztulnak.

Védekezési lehetőségek

Mivel feltűnő, nyílt helyeken táplálkozó és tartózkodó madár, jelenlétének megállapítása nem ütközik nehézségbe. Felismerése is egyszerű feladat, hiszen nálunk nincs hozzá hasonló méretű és alkatú, illetve színezetű madár.

Amennyiben költési időben megjelenő példányával, vagy példányaival kapcsolatban felmerül a fészekfosz-



© Papirnyik Norbert

togálásuk lehetősége, a szent íbiszeket haladéktalanul el kell távolítani a területről. Befogásuk nem jelent megoldhatatlan feladatot, de ha más lehetőség nem áll rendelkezésre, akkor ki kell lőni az utolsó példányát is. Utóbbi módon Franciaországban és másutt is nagyon sikeresen vissza tudták szorítani egyre nagyobb létszámot elérő – nem kívánatos – állományait (YÉSOU *et al.* 2017).

Nagyon fontos szem előtt tartani, hogy egy ilyen faj esetében nem lehet engedményeket tenni. Nem szabad hagyni, hogy előbb csak néhány pár megtelepedjen, mert hamar el lehet jutni odáig, hogy mértéketlenül elszaporodik.

A faj szerepel az Európai Unió számára veszélyt jelentő idegenhonos inváziós fajok jegyzékén, ezért tartása, tenyésztése, természetbe történő kibocsátása minden uniós tagországban tilos.

Irodalom

MATHEU *et al.* 2020, VASLIN 2005, WILLIAMS & WARD 2006, YÉSOU & CLERGEAU 2005, YÉSOU *et al.* 2017

HARASZTHY LÁSZLÓ

Pásztorgém

Bubulcus ibis (LINNAEUS, 1758)

Eredeti elterjedési terület

A pásztorgém törzsalakjának (ssp. *ibis*) eredeti fészkelőterülete Afrika trópusi és szubtrópusi vidékein – az Egyenlítő térségében – volt, de már a 19. század végén, illetve a 20. század elején elkezdett terjeszkedni. Az ottani lakosság egyre nagyobb területekre kiterjedő állattenyésztésének köszönhetően újabb és újabb területeket foglalt el, először csak Afrikában, ahol ma már a Szahara kivételével szinte mindenütt előfordul. Terjeszkedése azonban ezzel nem állt meg. Bár már néhány 19. század végi és 20. század eleji megfigyelése is volt, 1937. május 27-én a mai Guyana területén – 2850 km-re legközelebbi afrikai fészkelőterületétől – lőtték az első bizonyítópéldányt Amerikában (BLAKE 1939), ahol ezután igen gyorsan szétterjedt. 1943-ban feltűnt Venezuelában, 1946-ban pedig Suriname-ban, az 1950-es években megszállta Kolumbiát és Perut is (BLAKER 1971). Floridában 1956-ban fészkelését is bebizonyították. 1964-ben Mexikóban már elterjedt volt, és ebben az évben elérte az Egyesült Államok nyugati partjait is (MALIN 1968, CROSBY 1972). Ma már Észak-, Közép- és Dél-Amerikában mindenütt honos, ahol számára megfelelő élőhelyeket talál. Kanadában 1962-ben költött először (MADDOCK & GEERING 1994).

Magyarországi megjelenése

Északnyugat-Afrikából áterjedt Délnyugat-Európába is. A Pireneusi-félszigeten lévő telepeken ma is folyamatosan növekvő számban fészkel. A 2010-es évek közepén Spanyolországban 28 200 – 32 200 pár, Portugáliában pedig 14 900 – 18 000 pár közöttire becsülték a költőállományt (ezek együttesen az európai állomány 57%-át adják). A Pireneusi-félszigetről továbbterjedve első lépésben Dél-Franciaországban jelent meg. A Camargue-ban 1967-ben költöttek az elsők, az 1990-es évek végére számuk 3000 párra növekedett, jelenleg Franciaországban

11 700 – 11 800 pár költ. Olaszországban 1985-ben fészkelte először, ma ottani állományát 9000 – 15 400 pár közöttire teszik (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2021).

A délkelet felől is folyamatos az előrenyomulása. A Közel-Keleten ma már szinte mindenütt fészkel. Törökországban ugyan csak 330–500 pár között van a költőpárok száma, de Azerbajdzsánban 8000 – 12 000 pár közöttire becsülik az állományt (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2021). A Duna-delta romániai részén 1996-ban telepedett meg egy pár, 1997-ben kettő, 1998-ban hat, 1999-ben pedig már nyolc pár költött egy vegyes gémtelenen (KISS & SZABÓ 2000). Csehországban 2016-ban bizonyították fészkelését, de azóta nem észleltek újabb költést. Ausztriában 2022-ben költött először, az Inn folyó mellett, az osztrák–német határ közelében (R. KATZINGER in litt.).

Első magyarországi adatai még az 1930-as évek első feléből származnak: 1931-ben Dinnyésen (NAGY 1935), 1934-ben pedig Mohács környékén (PORGÁNYI 1935) figyeltek meg 3-3 pld.-t. Az 1950-es évek végén és az 1960-as évek elején többször láttak pásztorgémeket a Hódmezővásárhely melletti Sasérben, de költésüket nem sikerült bizonyítani (SCHMIDT & STERBETZ 1962, STERBETZ 1964, 1974). Az 1970-es években több helyen – Fertőrákos (KÁRPÁTI 1983), Dáka – figyeltek meg fogságból szökött, gyűrűs madarakat, sőt Bajánsenyén kézre is került egy bécsi madárgyűjteményből származó példány (SCHMIDT 1978). 1976-ban és 1989-ben a Hortobágyon került szem elé egy-egy vad eredetűnek tartott madár (ECSEDI & SZONDI 1990, 1993). 1996-os hortobágyi (KOVÁCS *et al.* 1998), 1997-es kiskunsági (PIGNICZKI 1999) és 1998-as fertői (HADARICS 1999) adatai után már évről évre rendszeresen jelentek egyedei hazánkban, a 2000-es évektől már egyre több helyen és több alkalommal tűnt fel a vizes élőhelyeken és a gémtelpek környékén.



2011-ben már feltételezték költését a Hortobágyon (ZALAI & OLÁH 2017), de első hazai fészkelését végül 2013-ban Dévaványán bizonyították, igaz ez a költés megghiúsult (MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG 2016). 2016-ban két pár fészkeltek sikeresen a Soponyai-halastavakon (HARASZTHY 2019, MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG 2019). Ugyanebben az évben a hortobágyi Ohati-halastó gémtelépén két-három pár fészkelését figyelték meg a náddal, fűzökrokkal benőtt tóban: a sűrű nádasban a vízben álló megfigyelőtől néhány m-re szálltak be fészkeikre a pásztorgémek és az üstökösgémek (*Ardeola ralloides*) is (Haraszthy L.). 2017-ben egy pár költött a szegedi Fehér-tavon, de költését feltételezték a Kis-Balatonon (GÁL 2017), valamint a Kenderesszigeti- és a Polgári-halastavakon is (PIGNICZKI 2021). 2016-os első soponyai fészkelése óta ott minden évben költ egy-öt pár, 2018-ban pl. három tojásos fészket

találtak (HARASZTHY 2019). A hazai költőpárok 2017-ben 8–10, 2018-ban 14–15, 2019-ben pedig 12–13 párra becsülték (Pigniczki 2021). A Kis-Sárréten, az Ugrai-rét vegyes gémtelépén 2021-ben két, 2022-ben három pár költött, és 2022-ben két pár megtelepedett a dávodi Földvári-tavon is.

A fészkelésekkel párhuzamosan a pásztorgémek megfigyelési adatai is megsaporodtak, a költőhelyek környékén rendszeresen több példányt is meg lehet figyelni, de az ország más vizes élőhelyein is felbukkannak magányos példányok, vagy néhány példányból álló kis csapatok. A 2010-es évek második felében egyes helyeken – pl. a Kis-Balatonon vagy a szegedi Fehér-tavon – már 50 és 100 pld. közötti gyülekezéseket észleltek a nyár végi időszakokban (www.birding.hu), ami azt sejteti, hogy a megtalált fészkeléseken kívül bizonyára még több pár költöhet nálunk. 2022-ben a magyarországi megfigyelések száma hirtelen megugrott:

a tavasztól őszi tartó időszakban hazánk szinte valamennyi nádas, mocsaras élőhelyén és azok közelében rendszeresen figyeltek meg pásztorgémeket, gyakran tucatnál több példányt.

Biológiája

Kolóniában fészkelő madár. Telepein a költőpárok száma néhány tucattól a több ezerig terjedhet. Elsősorban nádasokban és fákon építi fészket, legtöbbször más gém- (Ardeidae) és íbiszfélékkel (Threskiornithidae) közös kolóniát alakot.

A pásztorgémek kihasználják az emberi tevékenységet, mivel olyan élőhelyeken is képesek megtelepedni, amelyek más rokon fajok számára nem alkalmasak. Ennek egyik megnyilvánulása, hogy megjelennek olyan hulladéklerakókon, ahol élelmszer-maradványok is vannak. De ugyancsak ennek tudható be, hogy követik a szántó traktort, csakúgy, mint a fehér gólyák (*Ciconia ciconia*), vagy a danka- (*Chroicocephalus ridibundus*) és a szerecsensirályok (*Ichthyaeetus melanocephalus*). Dél-Európában a pásztorgémek tömegesen fordulnak elő a rizsföldeken, igaz, hogy ezeket a táplálkozóterületek más gémfajok is előszeretettel látogatják.

A fészkek építését – ami öt-hat napig tart – a két szülő közösen végzi. A hím általában az anyagot hordja, és azt a tojó épít be a készülő fészekbe. Évente egyszer költ, de a fészkalj korai – tojásos korban történő – megsemmisülését pótköltés követi. A fészkalj 1–6 tojásból áll, legtöbbször 3–5 tojás található benne. A kotlás 22–26 napig tart. Mindkét szülő kotlik, és a fiókákat is mindketten etetik. A fiatalok 20 napos koruk környékén elhagyják a fészket (a környező ágakra települnek), és már csak etetéskor térnek oda vissza. Röpképességüket 30 naposan érik el, és kb. 15 nappal ezután lesznek önállóak (CRAMP & SIMMONS 1977).

Ökológiai igényei Magyarországon

Legtöbbször vizes élőhelyeken lévő bokrokon és fákon alakítja ki telepeit, költhet azonban nádasokban is. A Hortobágyon egy felhagyott halastó sűrű, avas nádasában lévő rekettrefüzesben (*Salix cinerea*) kialakult vegyes gémtelepen épített fészket (de ugyanitt valószínűleg már 2014-ben és 2015-ben is fészelt). Soponyán egy halastó szigetén álló erdőben – szintén vegyes gémtelepen – költött, illetve a szegedi Fehér-tavon nádasban lévő gémtelepen fészelt (HARASZTHY 2019).

Költési időben és utána is általában nedves élőhelyeken (halastavak, mocsarak, vizenyős rétek és legelők stb.) figyelhető meg, de a száraz területeken legelő állatok mellett is rendszeresen megjelenik.

Ökológiai problémák

A pásztorgém érdekes módon Magyarországon, de Romániában és Csehországban sem mutatja azt a jelentős és hirtelen állománynövekedést, amit a Mediterráneumban több helyen tapasztaltak. A mediterrán térségben több helyen is robbanásszerűen emelkedett az állománya, pl. Algériában 1999-ben 12 135 pár, 2007-ben pedig már 31 600 pár fészelt (SI BACHIR *et al.* 2011). Magyarországon a 2016-ban történt első sikeres fészkelése óta állománya érdemben nem növekedett, és minden bizonnyal 2022-ben is 25 pár alatt maradt.

A franciaországi Camargue-ban végzett vizsgálatok során kimutatták, hogy a pásztorgém megtelepedése óta a kis kócsagok (*Egretta garzetta*) szaporodási sikeressége romlott, aminek következtében a vegyes gémtelepeken az arányuk egyre csökken, a pásztorgémeké viszont növekszik. Ennek az az oka, hogy vegyes fészkelőtelepeiken a pásztorgémek erőszakosabbak, így a legkedvezőbb fészkelőhelyeket foglalják el, a kis kócsagok pedig a rosszabb minőségű helyekre kényszerülnek fészket építeni (DAMI *et al.* 2006). Mivel a pásztorgémek nagyon jól használják ki a rizsföldek kínálta lehetőségeket, vélhetően ott jelentenek konkurenciát a kis kócsagok számára, amelyek ilyenkor a természetes táplálkozóhelyekre szorúlnak (LOMBARDINI *et al.* 2001).

Gazdasági hatások

Nincsenek ismereteink arra vonatkozóan, hogy jelentős gazdasági hatása lenne.

Védekezési lehetőségek

Mivel hazánkban közel egy évtized alatt sem mutatott jelentős állománynövekedést, remélhetőleg a nálunk fészkelő párok száma a jövőben sem éri el azt a szintet, hogy beavatkozásra lenne szükség.

Irodalom

BIRDLIFE INTERNATIONAL 2021, BLAKE 1939, BLAKER 1971, CRAMP & SIMMONS 1977, CROSBY 1972, DAMI *et al.* 2006, ECSEDI & SZONDI 1990, 1993, GÁL 2017, HADARICS 1999, HARASZTHY 2019, KÁRPÁTI 1983, KISS & SZABÓ 2000, KOVÁCS *et al.* 1998, LOMBARDINI *et al.* 2001, MADDOCK & GEERING 1994, MALIN 1968, MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG 2016, 2019, NAGY 1935, PIGNICZKI 1999, 2021, PORGÁNYI 1935, SCHMIDT 1978, SCHMIDT & STERBETZ 1962, STERBETZ 1964, 1974, SI BACHIR *et al.* 2011, ZALAI & OLÁH 2017

HARASZTHY LÁSZLÓ & HADARICS TIBOR

Barátpapagáj

Myiopsitta monachus (BODDAERT, 1783)

Eredeti elterjedési terület

Dél-Amerikában honos faj. Elterjedési területének legnagyobb része Argentínára esik, de megtalálható Dél-Bolíviában, Paraguayban, Uruguayban és Dél-Brazíliában is (BURGIO *et al.* 2020). Szemben a legtöbb dél-amerikai papagájfajjal (Psittacidae), nem az esőerdők lakója, hanem a fákkal mozaikos nyílt térségeket, a szavannaszerű fás területeket, a különböző ültetvényeket – beleértve a pálmaligeteket is –, a folyó menti erdőket, a gyümölcsösöket, az emberi települések környékét, a városi parkokat és a városzéli zöldövezeteket kedveli.

Magyarországi megjelenése

Az 1960-as évektől kezdődően egyre nagyobb számban importálták Európába. A fogságból kiszabadult madarak először Barcelonában telepedtek meg az 1970-es évek közepén, ahol a városban ma is tömegesen lehet őket megfigyelni. A 2000-es évek elején legalább

1300 pár költött Barcelonában, és az állomány évente 20%-os növekedést mutatott. Innen inváziószerűen terjedt tovább szinte egész Spanyolországban, majd Olaszországban is megtelepedett. Kisebb állományai megtalálhatók Belgiumban, Hollandiában, Nagy-Britanniában és Görögországban is (LEVER 2005). Az inváziós tulajdonságokkal rendelkező populációk Uruguayból származnak. Nemcsak Európában, hanem Amerikában is vannak betelepített, inváziós hajlamot mutató állományai. Nagy-Britanniában 2009-ben kezdték meg az állomány felszámolását, ami öt év alatt közel 100 millió forintnak megfelelő költséggel járt. 2014-ben már csak 24 párról volt tudomásuk a hatóságoknak (HOLLING & RARE BREEDING BIRDS PANEL 2017).

Európa nyolc országának 179 településén élnek már barátpapagájok. Azt is megállapították, hogy a mediterrán országokban az állományok növekedése és szétterjedésük sebessége jelentősen meghaladja



© Hadarics Tibor

a nyugati, atlanti klímán található országokban élő állományokét (POSTIGO *et al.* 2019). Spanyolországban 2015-ben és 2016-ban végzett számlálások során 18 900 – 21 455 pld. közöttinek találták állományát, melynek nagy rész Barcelonában és Madridban költött (MOLINA *et al.* 2016).

Magyarországon eddig három olyan esetről tudunk, amikor nyilvánvalóan fogságból szökött vagy szándékosan kiengedett madarak fészeképítésbe vagy költésbe kezdtek. Az 1970-es évek végén, az 1980-as évek elején egy bólyi tenyészetből számos madár szökött meg. Ezek a település parkjának fenyőfáin kezdtek fészket építeni, de egy héja (*Accipiter gentilis*) rászokott a zsákmányolásukra, és rövid idő alatt felszámolta az állományt (GÁLOS I. *pers. comm.*). 2005 szeptemberében Abaújszántón egy pár egy ereszcsonyban kezdett fészeképítésbe, de egy hónap után a madarak eltűntek. 2006-ban Budafokon egy beton villanyoszlopra építettek fészket barátpapagájok. A környékbeliektől származó információ szerint a madarak már évekkorábban a térségben mozogtak, sőt fészket is építettek (ÉLES *et al.* 2006). Minden kétséget kizáróan kijelenthetjük, hogy valamennyi esetben fogságból kerültek a természetbe a Magyarországon észlelt példányok.

Biológiája

Az egyetlen fészeképítő papagájféle (Psittacidae). Gyakran telepesen költ. Ilyenkor az egyes párok fészkei nem különíthetők el a szomszédokétól, mert azokat összeépítik. A fészkek vékony vessződarabokból készül, azt több éven keresztül használják, gyakran bontogatják, és szinte folyamatosan építik. A mediterrán országokban mindenfelé megtalálható pálmák (Arecaceae) levéltövei ideális fészekhelyet kínálnak számukra. A Spanyolországban fészkelők 99%-a fákra, míg 1%-a emberi létesítményekre, pl. villanyoszlopokra építi fészket (MOLINA *et al.* 2016).

Európai állományának legnagyobb része város lakó, de egyre több helyen jelenik meg mezőgazdasági területek környékén, ahol képes jelentős kárt is okozni. Mivel saját maga építi fészket, az odúk hiánya vagy más speciális fészekhelyigény nem korlátozza megtelepedését. Természetes ellenségek hiányában rendkívül gyorsan növekszik állománya. Spanyolországban háromévente, Olaszországban pedig három és fél évente duplázódik meg a költőpárok száma. Az inváziós tulajdonságokkal rendelkező állományokban az egyes példányok túlélési esélye nem nagyobb, mint a természetben, ugyanakkor előbbiek szaporodási képessége jobb, mint a természetes állományoké. Az inváziós állományokban a kirepülési siker kétszeres, a második költések száma háromszoros a természetes állományokhoz képest. Az inváziós állományokban a madarak 55%-a már

egyéves korában szaporodik, míg a dél-amerikai állományokban ez sohasem fordul elő (SENAR *et al.* 2019).

Tápláléka elsősorban magvakból áll, és mint a többi papagáj, ez a faj is szívesen fogyasztja a félérett magokat. Az olajos és lisztes magvak egyformán kedvelt táplálékai. Napraforgót (*Helianthus annuus*), kukoricát (*Zea mays*), kendert (*Cannabis sativa*), gabonaféléket, gyümölcsöket is szívesen fogyaszt, de a zöld növényi részekből – pl. tyúkhúr (*Stellaria media*), spenót (*Spinacia oleracea*), saláta (*Lactuca sativa*) – is csipeget.

Ökológiai igényei Magyarországon

Magyarországon eddig még nem telepedett meg, csak fészeképítésig jutott el néhány pár. Mivel a mediterrán országokban szinte kizárólag város lakó állományai alakultak ki, esetleges megtelepedése esetén nálunk is erre elehet számítani. Fontos azonban tudni azt is, hogy a hideg telek átvészélése semmilyen gondot nem okoz sem a barátpapagájnak sem nagyon sok rokonának. Az egyre enyhébb telek pedig egyáltalán nem gátolná meg a túlélését.

Ökológiai problémák

Nem ismert, hogy a mediterrán országokban ökológiai jellegű problémákat okozna. Mivel nem oduban fészkel, még az sem merül fel vele kapcsolatban, hogy bizonyos mértékű konkurenciát keletkeztetne a honos odúlakóink számára.

Gazdasági hatások

Ott, ahol nagyobb állományai alakultak ki, a mezőgazdasági területekre kijáró madarak érzékeny kárt tudnak okozni. Ugyanez a probléma Dél-Amerikában is ismert. A kukorica (*Zea mays*) vagy a kalászos gabona, illetve a legkülönbözőbb gyümölcsök fogyasztásával és valószínűleg a megkezdésükkel okozhatnak komolyabb veszteséget.

Védekezési lehetőségek

Hazai megtelepedése esetén befogással kell megakadályozni terjedését. Mivel szívesen rájár a napraforgómagot kínáló etetőkre, elfogása nem igényel különösebb felkészültséget, de függönyhálóval a papagájokat nem, vagy csak nagyon nagy szerencsével lehet megfogni, mert két lábukkal és csőrükkel kapaszkodva egyszerűen „kisétálnak” a hálóból.

Irodalom

BURGIO *et al.* 2020, ÉLES *et al.* 2006, HOLLING & RARE BREEDING BIRDS PANEL 2017, LEVER 2005, SENAR *et al.* 2019, MOLINA *et al.* 2016, POSTIGO *et al.* 2019

HARASZTHY LÁSZLÓ

Kis sándorpapagáj

Psittacula krameri (SCOPOLI, 1769)

Eredeti elterjedési terület

A sándorpapagájok (*Psittacula* spp.) a Hinduszáni-félszigeten, Délkelet-Ázsiában, illetve az Indiai-óceán szigetein honosak. A kis sándorpapagáj is Indiában él, de ennek a fajnak létezik egy afrikai – az indiaitól elkülönülő – fészkelőterülete is, amely a Szaharától délre, a Száhel-övezetben található. Négy alfaja ismert. A törzsalak (ssp. *krameri*) a Száhel nyugati és középső, a *parvirostris* alfaj pedig a keleti részén fészkel; India déli felén és Srí Lankán a *manillensis*, India északi felén pedig a *borealis* alfaj fordul elő (COLLAR *et al.* 2020).

Fához kötődő, odúban fészkelő faj. Elsősorban a ritkás erdőkben él, de mint kultúrakövető faj a városokban is sokféle és nagy számban költ.

Magyarországi megjelenése

Szerte az egész világon nagy számban tartják kalitkamadárként, ezért szinte természetes, hogy korábban és napjainkban is rendszeresen szabadulnak ki fogságban élő, jó röpképességű példányai, miközben konkrét megtelepítések is zajlottak, melyek legnagyobb része sikeres volt. Manapság világszerte mintegy 35 országban élnek szabadban állományai.



© Barkóczy Csaba

Az európai nagyvárosokban az 1960-as években kezdett megjelenni. Napjainkban Európában már tíz országban vannak jelentős költőállományai. 2015-ben földrészünkön legalább 85 120 pld. élt szabadon. Legjelentősebb számban Nagy-Britanniában fordul elő, ott legalább 31 000 pld.-t, Belgiumban 10 800 pld.-t, Hollandiában 10 100 pld.-t, Németországban pedig 10 960 pld.-t számoltak. Olaszországban 7740 – 10 600 pld., Franciaországban 7000–7500 pld. él, Kisebb, de növekvő számú populáció vannak Spanyolországban (3000 pld.) és Portugáliában (700–900 pld.), de Görögországban és Törökországban is 1000 pld. körüli az állománya (PÂRÂU *et al.* 2016). Az Európában szabadon élő állományokban mind az afrikai, mind az ázsiai alfajai előfordulnak (és nyilván ezek hibridjei), de az indiai *manillensis* és *borealis* alfajok gyakoribbak, ami részben arra vezethető vissza, hogy a díszmadár-kereskedelem korábban inkább Indiából szerezte be a madarakat, részben pedig arra, hogy az indiai alfajok jobban tudnak alkalmazkodni a hidegebb időjáráshoz, mint az afrikaiak (NOBLE 2020b).

Magyarországon szabadban még nincs fészkelőállománya. Papagájtartóktól számos esetben kiszökött már egy-egy példány, de ezek egyelőre olyan alkalmi esetek voltak, amelyek nem tették lehetővé fészkelőpárok kialakulását.

Mivel azonban egyre többen tartják díszmadárként, és a természetes, zöld színű példányok ára – a számos színváltozathoz (kék, sárga, fahéj stb.) képest – egyre alacsonyabb, számolni kell azzal, hogy az esetlegesen megunt és szabadon engedett madarak valamelyik városunk nagyobb parkjában előbb-utóbb megtelepedhetnek.

Biológiája

Odúban költő madár. Nyugat-Európában gyakorlatilag szinte kizárólag parkokban telepsznek meg, ahol laza kolóniákat alkotnak. Költési időszakon kívül hatalmas csapatokba verődnek össze.

A táplálékát alkotó magokat, gyümölcsöket legnagyobb részben a madárbarátok etetőhelyeiről szerzi meg.

Németországban nagy kiterjedésű városi parkokban vizsgálták a seregély (*Strunus vulgaris*) és a kis sándorpapagáj költési szokásait (CZAJKA *et al.* 2011). Megállapították, hogy a seregélyek az átlagosan 75 cm törzsátmérőjű fákat részesítették előnyben, míg a kis sándorpapagájok a vastagabb, átlagosan 116 cm átmérőjűeket kedvelték. A kis sándorpapagájok leginkább a juharlevelű platánokban (*Platanus × hybrida*) lévő odúkat részesítették előnyben, költéseik 57%-a ebben a fafajban zajlott, miközben a korai juharokban

(*Acer pseudoplatanus*) lévő odúkat egyszer sem foglalták el. Ugyanakkor a seregélyek a kocsányos tölgyeket (*Quercus robur*) részesítették előnyben, összes lakott odújuk 25%-a ebben a fafajban volt. Az egy fában kialakult legnagyobb telepet a kis sándorpapagáj esetében kilenc, míg a seregélynél öt pár alkotta. A vizsgálat során a seregélyek két papagájok által lakott odút foglaltak el, míg a papagájok a seregélytől egyet. Ezek a vizsgálatok nem támasztják alá azt a feltételezést, hogy a kis sándorpapagáj jelentős konkurenciája lenne más, vele azonos nagyságú odúban költő madárfajnak

Ökológiai igényei Magyarországon

Mivel nincs Magyarországon szabadon élő állománya ökológiai igényeiről sincsnek ismereteink. Azt azonban figyelembe kell venni, hogy a papagájtartók egy része télen is a szabadban felállított röpdékben tartja a kis sándorpapagájokat, ami azt jelenti, hogy egy esetleges megtelepedés esetén a hideg téli időjárás nem korlátozná a madarak túlélését.

Ökológiai problémák

Mivel odúban költ, ott, ahol nagy kolóniái alakultak ki elfoglalhatja azokat a honos fajok elől, ezzel az inváziós fajokra jellemző kedvezőtlen hatást gyakorolhat a honos faunára.

Gazdasági hatások

Annak ellenére, hogy számos nyugat-európai nagyvárosban jelentős számban fészkel, nem ismertek olyan esetek amikor érzékelhető gazdasági kárt okozott volna. Ennek minden bizonnyal az a legfőbb oka, hogy szinte kizárólag a városokban élnek állományai, és táplálékukat is ott keresik.

Védekezési lehetőségek

Annak ellenére, hogy egyre több európai városban élnek kolóniái, mivel azok nem okoznak súlyos ökológiai problémát és gazdasági hatásuk sem érdelemleges, sehol sem védekeznek ellenük (sőt inkább üde, érdekes színfoltnak tartják az egzotikus madarak jelenlétét).

HANCOCK & MARTIN (2015) Londonban végzett megfigyelései szerint a macskabagoly (*Strix aluco*), a karvaly (*Accipiter nisus*) a kabasólyom (*Falco subbuteo*) és a vándorsólyom (*F. peregrinus*) is zsákmányolja a kis sándorpapagájt.

Irodalom

COLLAR *et al.* 2020, CZAJKA *et al.* 2011, HANCOCK & MARTIN 2015, NOBLE 2020b, PÂRÂU *et al.* 2016

HARASZTHY LÁSZLÓ & HADARICS TIBOR

Pásztormejnó

Acridotheres tristis (LINNAEUS, 1766)

Eredeti elterjedési terület

A pásztormejnó eredeti fészkelőterülete az Indokínai-, a Maláj- és a Hinduszáni-félszigetre, Pakisztánra, Afganisztánra, Türkmenisztánra, Dél-Kazahsztánra és Irán déli részére terjedt ki. Két alfaja ismert: szinte teljes elterjedési területén a törzsalak (ssp. *tristis*) fészkel, egyedül a Sri Lankán élőket sorolják egy másik alfajhoz (ssp. *melanosternus*) (KANNAN & JAMES 2020).

A világon sok helyre betelepítették, ezeken a kolonizált területeken mindenütt a törzsalak fordul elő (LEVER 2005). Ma már csak Dél-Amerika az egyetlen földrész, ahol nem él.

Több helyre – pl. Hawaii-ra, Queenslandbe – mezőgazdasági kártevők elleni közdelem okán telepítették be. Ausztráliában 1862 és 1872 között mintegy 120 pld.-t engedtek szabadon Melbourne környékén, és ugyanebben az időszakban Sydney-be is telepítették. Az 1880-as évek elején a Melbourne-nél meghonosodott madarak közül vittek Észak-Queenslandbe, az ottani cukornádültetvényeket károsító sás-kák (Acridoidea) és bogarak (*Lepidiota frenchi*, *Lepidoderma albohirtum*) elleni védekezés céljából. A madarak azonban nem váltották be a hozzájuk fűzött reményeket, ezért 1935-ben Dél-Amerikából behozták Ausztráliába az óriásvarangyot (*Rhinella marina*), amely aztán ugyanúgy nem bizonyult hatékonynak a cukornád károsítóival szemben, ellenben mérhetetlenül elszaporott, és Ausztrália egy újabb inváziós állatfajjal lett „gazdagabb”, amely manapság is nagy sebességgel terjed és óriási károkat okoz az őshonos állatvilágban (LEVER 2005). A pásztormejnó Ausztrália keleti partvidékén ma már széles sávban költ, de a szárazföldtől keletre elhelyezkedő szigeteken, egészen Új-Zéland északi szigetéig, is sokfelé megtelepedett.

Az Arab-félszigeten foltszerűen több helyen is előfordul, de Floridában is fészkel. Betelepített állományai számos térségben hatalmas lendülettel terjednek.

Terjeszkedése során elfoglalta az India és Afrika között fekvő szigeteket, megtelepedett Madagaszkáron, és ma már Dél-Afrikában is hatalmas területen és tömegben fordul elő. A Dél-afrikai Köztársaság indiai-óceáni partvidéke és Johannesburg közötti területének településeinek az egyik leggyakoribb madár, de megtalálható a nagyobb ültetvények környékén és általában mindenütt, ahol emberi létesítmények vannak.

A faj bekerülése Európába

Európában a díszállat-kereskedésekből és a hobbiállat-tartóktól kiszabadult vagy szándékosan kiengedett példányok telepedtek meg. Jelenleg Portugáliáról és Spanyolországról, illetve Dél-Franciaországról mondható el, hogy ott átmenetileg már költött néhány pár. Törökország több pontján is előfordultak alkalmi megtelepedései, de számottevő állománya csak Isztambulban jött létre, ahol egyelőre kevesebb mint 100 pár költ. A Fekete-tenger északkeleti partvidékén, Szocsi környékén is megtelepedett, de megoszlának a vélemények, hogy oda természetes úton jutott, vagy tenyésztőktől származó madarak kezdtek-e fészkelésbe (LEVER 2005).

Biológiája

A pásztormejnó a seregélynél (*Sturnus vulgaris*) valamivel nagyobb madár. Testhossza 23–26 cm, tömege pedig 80–140 g közötti lehet. Testtollai barnák, a feje sötét szürkésfekete, a hasa és az alsó farokfedői fehérek. A lábai, a csőre és a szem mögötti csupasz bőrfelülete élénksárga. Reptében előtűnik fehér szárnyfoltja, valamint szintén fehér szárnybélése (FEARE & CRAIG 1998).

Leginkább a talajon sétálgatva keresi elsősorban rovarokból (Insecta) álló táplálékát, de sok gyümölcsöt is fogyaszt. A pásztormejnó odúban, üregben fészkelő madár. A lakott területeken a legkülönbözőbb épületzugokban, tető alatti üregekben és más helyeken is



megtelepedhet. Nagyon gyors szaporodóképességgel rendelkezik, ennek köszönheti, hogy azokon a helyeken, ahová betelepítették gyorsan hatalmas területeket foglalt el, és továbbterjedése megállíthatatlannak tűnik.

Eredetileg a nyílt térségekhez, mezőgazdasági művelés alatt álló területekhez kötődik, de ritkás állományú erdők szélében és ültetvényeken is megtelepedhet. Kifejezetten kedveli a városi környezetet, ahol elsősorban a kertvárosi jellegű területeket, parkokat népesíti be.

Szerepel a világ 100 legveszélyesebb özönfaját tartalmazó listán, amely összesen csak három madárfajt tartalmaz, melyek egyike a pásztormejnő (Lowe *et al.* 2004).

Ökológiai igényei Magyarországon

Magyarországon eddig még nem jelent meg, és szerencsére a hozzánk legközelebbi állományai tőlünk nagyon nagy távolságra élnek. 2016 augusztusának legelején közvetlenül Magyarország déli határa mellett, a szerbiai Horgoson (Horgoš) fényképeztek egy pásztormejnőt (www.birding.hu), de a madár eredete bizonytalan maradt.

Ökológiai problémák

Gyors szaporodóképességének köszönhetően mindenütt, ahová betelepítették vagy magától elfoglalt egy-egy területet, a honos fauna konkurensévé vált.



Egyrészt nagy létszámú állományai táplálékkonkurenciát jelentenek a jellemzően nála kisebb testű fajoknak, másrészt pedig a fészekhelyért folytatott küzdelemben is rendre felülkerekedik a honos fajokkal szemben. Ismert, hogy kisebb testű madarak tojásait és fiókáit is kirabolhatja. Paraziták és fertőző betegségek kontinensek közötti terjesztésében is lehet szerepe.

Gazdasági hatások

Ott, ahol nagy tömegben él mezőgazdasági kártevő is lehet, elsősorban a gyümölcsösökben tehet jelentős kárt.

Védekezési lehetőségek

Megjelenése esetén az első példányok azonnali befogása szükséges. Ahol már stabil – általában nagy létszámú – állományai élnek, csak

tovább terjedésének megakadályozása lehet a reális cél. Elméletileg teljes állományainak kivadásza sem zárható ki, de a lakott területeken ez kivitelezhetetlen.

Jó megszervezett akciókkal felszámolhatók állományai. A közelmúltban a Kanári- és a Baleárszigetéről is sikerült kiszorítani (BAUER 2020a).

A faj szerepel az Európai Unió számára veszélyt jelentő idegenhonos inváziós fajok jegyzékén, ezért tartása, tenyésztése, természetbe történő kibocsátása minden uniós tagországban tilos.

Irodalom

BAUER 2020a, FEARE & CRAIG 1998, KANNAN & JAMES 2020, LEVER 2005, LOWE *et al.* 2004

HARASZTHY LÁSZLÓ

EMLŐSÖK

Mammalia

Üregi nyúl

Oryctolagus cuniculus (LINNAEUS, 1758)

Eredeti elterjedési terület

A faj eredeti élőhelye az utolsó jégkorszakot követően a Pireneusi-félsziget (Spanyolország és Portugália), Délnyugat-Franciaország és talán Északnyugat-Afrika volt. A késő pleisztocén idején a Pireneusi-félsziget mellett Közép-Európa nagy részén is elterjedt lehetett, de a jégkorszak alatt visszaszorult. Eredeti élőhelyén állománya manapság drasztikus csökkenést mutat, ami elsősorban több fertőző betegség (pl. myxomatózis, nyulak vérzések betegség) és az élőhelyvesztés rovására írható. A fentiek miatt 2019-től a faj IUCN besorolása *veszélyeztetett* (*Endangered*) kategóriára változott (VILLAFUERTE & DELIBES-MATEOS 2019).

Magyarországi megjelenése

A középkorban Dél-Európa (beleértve számos szigetet is) mellett betelepítették Nagy-Britanniába, illetve Nyugat- és Közép-Európába is. Nyugat-Európában közönséges faj, csak északon Skandinávia döntő részéről és a balti államokból hiányzik. Nem él a Balkán-félszigeten sem, csak a görög szigetek némelyikén. Keleten a Fekete-tengerig fordul elő (KATONA & ALTBÄCKER 2007).

Magyarországi megjelenése is a középkorhoz köthető. A vadászatot kedvelő főurak bekerített ún. nyulkerteket létesítettek, és ezekben félvad állapotban tartották és tenyésztették az üregei nyulakat, amelyekre azután vadásztak. Előszeretettel telepítettek üregi nyulakat kisebb szigetekre is, mert azt még bekeríteni sem kellett. Az üreginyúl-tartásnak ez a módja hazánkban az Árpád-házi királyok idején terjedt el. Így kerültek üregi nyulak a mai Margit-szigetre, amelyet akkoriban ezért a Nyulak szigetének neveztek (STOHL 1981). A 19. század közepén nagybirtokosaink kezdtek vadászati célból üregi nyulakat jelentősebb mennyiségben telepíteni. E telepítéseknek csak egy részét ismerjük pontosan (SZUNYOGHY 1959).

Biológiája

A nőstény évente három–öt alkalommal, 31-32 napos vemhesség után három–nyolc utódot nevel. A föld alatti fészekkamrában, az üreginyúl-vár egyik oldalágában vagy külön fészeküregben ellenek. Az utódok csupaszon, zárt szemmel születnek a száraz fűvel és az anya aljszőrével bélelt fészekben. A fészek bejáratát a ragadozók elleni védekezésül betemetik, és csak naponta egyszer, a szoptatás kb. háromperces időszaka nyitják ki. A kisnyulak csak három hét elteltével hagyják el a fészeküreget, és a negyedik héten váltanak növényi táplálék fogyasztására. A domináns nőstény szaporodási sikere és élettartama is jóval magasabb az alárendeltekénél. Magas populációsűrűség esetén a nőstények az alárendelt, nem rokon nőstények fészkeit tönkretethetik, elpusztítva azok kicsinyeit. Az üregi nyúl féléves korában válik ivaréretté, bár általában csak a következő tavasszal szaporodik. Élettartama legfeljebb öt-hat év, a fiatalok jelentős része azonban ennél jóval korábban elpusztul (KATONA & ALTBÄCKER 2007).

Ökológiai igényei Magyarországon

Eredeti élőhelyén az üregi nyúl magyaltölgyes-szavanna mozaikos élőhelyen, bozótosok és erdők al-kotta egyes állományban, valamint olyan nyílt gyepeken él – fűfélék magjait és egyéb növényi részeit fogyasztva –, amelyek területén legalább 40%-ban vannak bűvőhelyül szolgáló cserjés, bozótos részek (VILLAFUERTE & DELIBES-MATEOS 2019). Az üregi nyúl hazai viszonyok között is üreglakó, mozgáskörzete 2–10 ha. Élőhelyválasztásában döntő szempont a vegetáció struktúrája, illetve az ásásra alkalmas talaj. Alapvetően bokros, ligetes erdők lakója, ahol a növényzet biztosítja a ragadozók elleni takarást, de a fák és a bokrok gyökérrendszerükkel megtartják a tövükbe ásott várat is. A hazai előfordulások a homoktalajon kialakult nyáras-borókásokra és az ültetett fiatal fenyvesekre koncentrálnak.

Nyugat-Európában az üregi nyúl gyakran jelenik meg emberi településekhez közel, pl. repülőtereken és nagyvárosi parkokban is.

Magyarországon az üregi nyúl az 1980-as évek végéig széles körűen elterjedt faj volt. Elsősorban homokos talajon fordult elő, mint a kiskunsági homokbuckás területek (pl. a Bugaci Ősborókás), a Pest megyei homokbányák környéke (pl. Ócsa), illetve a Gödöllői-dombság. Az 1990-es évek elején hazai állománya drasztikusan visszaesett, és napjainkra a faj csak elvétve fordul elő az országban. Az összeomlást jól mutatja, hogy amíg 1990–1992 között országosan 5500–6000, addig 2001–2003 között már csak 100–130 példányt ejtettek el évente. A hazai állomány összeomlása feltehetően az eredeti elterjedési területén is tapasztalható fő állománycsökkenési okokra vezethető vissza, nevezetesen két súlyos lefolyású, fertőző betegség – a myxomatózis és a nyulak vérvészes betegsége (RHD) – egymás után lezajló járványaira, melyeket ráadásul 1994 telén tartós hóborítás is követett. Ezután már csak Bács-Kiskun, Pest és Tolna megyében maradtak túlélő, elszigetelt kolóniái (KATONA & ALTBÄCKER 2007). Az üreginyúl-állomány szinte teljes eltűnését egyes helyeken telepítésekkel próbálták orvosolni, amelynek során előfordultak olyan esetek is, amikor házi nyulakkal hibridizált üregi nyulakat bocsátottak ki (VARGA 2019). A több évszázada a természetben élő üregi nyulak helyett hibrid genetikai állományú nyulak elszaporítása mindenképpen negatív, kerülendő folyamat. Mivel a telepítési kísérletek meglehetősen rosszul dokumentáltak maradtak, ezek nagyságrendjéről, sikerességéről és hatásairól csak sejtéseink lehetnek.

Ökológiai problémák

Bár hazánkban állományai jelentősen megcsappantak, és jelenleg csak kisebb foltokban fordul elő, erőteljes vegetációformáló hatása (ökoszisztéma-mérnök faj) miatt ökológiai szerepe helyileg mégis jelentős lehet (kulcsfaj). Részben átfedő táplálékválasztásuk miatt olykor az őshonos mezei nyúl (*Lepus europaeus*) évtizedek óta tapasztalható állománycsökkenésének egyik lehetséges okát látták benne, azonban az üreginyúl-állomány drasztikus hazai visszaesésének semmiféle pozitív hatása nem volt a mezei nyúl állományméretére, így ezek a nézetek nem igazolódtak (KATONA *et al.* 2004). Ezzel szemben kimutatható volt, hogy az üregi nyulak mérsékelt legelése kedvezően hatott a növényzet összetételére, illetve csökkentette a tűz terjedési képességét a gyepfoltokban (MARKÓ *et al.* 2011, ÓNODI *et al.* 2008). Hazai viszonyok között az üregi nyúl biodiverzitásra gyakorolt kedvezőtlen hatása az évszázadok óta működő

ökológiai rendszerben nem igazolódtott be. Figyelembe véve az eredeti élőhelyén tapasztalható drasztikus állománycsökkenést és a hazai erősen korlátozott elterjedést, felmerülhet a kérdés, hogy a faj világallományának – az eredeti élőhelyéhez hasonló viszonyok között és földrajzi közelségben történő – fenntartásában a magyarországi állományokkal szerepet vállalhatunk-e. Fontos szempont lehet, hogy bár az idegenhonos inváziós fajokra vonatkozó definíciók szerint a faj e kategóriába történő besorolása nem kérdéses, mégis megfontolandó, hogy az utolsó jégkorszak előtti állapotokhoz hasonló klíma mellett vajon az üregi nyúl spontán, emberi segítség nélküli visszatelepülése nem valósult volna-e meg. Ha igen, akkor az ember általi betelepítés (vagy visszatelepítés?) csak gyorsította az egyébként természetes folyamatot.

Számos más helyen (pl. Ausztráliában) gyors szaporodása és jó alkalmazkodóképessége miatt jelentős negatív hatása van az őshonos növényevők állományaira. Az üregi nyúl szerepel a világ 100 legveszélyesebb inváziós faját tartalmazó listán (LOWE *et al.* 2004).

Gazdasági hatások

A faj a házi nyúl (*Oryctolagus cuniculus* var. *domesticus*) – az egyetlen Európában háziasított emlős – őse. Az ínycenc rómaiak magas kőfallal körülvett hatalmas parkokban (leporárium) tartották és nevelték a fiatalon befogott mezei (*Lepus europaeus*) és havasi nyulakat (*L. timidus*), amelyeket aztán később elfogyasztottak. A Pireneusi-félsziget meghódítása után ízletes húsu üregi nyulakat is hoztak a nyúlkeretekbe, és ezek nemcsak megélték ott, hanem szaporodtak is, tehát a rómaiak tulajdonképpen tenyésztették is őket. A faj háziasítása azonban mégsem itt, hanem eredeti hazájában, a Pireneusi-félszigeten történt. Kikövezett udvarokban, istállóknak tartották és szaporították az üregi nyulakat. Ezzel a tevékenységgel évszázadokon keresztül elsősorban a szerzetesek foglalkoztak a kolostorokban: az igénytelen és szapora állatok egyrészt hozzájárultak a kolostorok szűkös húsellátásához, másrészt az újszülött üregi nyúl (sőt a nyúlmagzat) bőjt eledelnek számított. A nyúltenyésztés a Pireneusi-félszigetről franciaországi kolostorokba is eljutott, és innen terjedt szét Európa más területeire is (STOHL 1981).

Később a vadon élő üregi nyulakat vadászati célból telepítették Európa számos területére. Korábban hazánkban is beszámoltak az üregi nyúl által okozott erdőgazdálkodási károkról. Ifj. Bartal Aurél például ezt írta 1900 decemberében: „Azt hiszem, kevés az az irigylésre méltó vadászterület hazánkban, ahol ne ismernék a kiniglit. Még ha ideig-óráig nem is mutatkozott, egy szép napon csak felüti a sátorfáját



az erdészeknek e réme és oly gyorsan és csöndben végzi a sokasodás munkáját, hogy pár hónap múlva már tele van a talaj lyukakkal, keresztül-kasul vezető aknákkal, az ültetvények megrongálva, a kis csemeték törzsei megrágva – mind a kinigli elszaporodásának félreismerhetetlen jelei.” Az állomány drasztikus csökkenése óta azonban ilyen károkozása gyakorlatilag nem fordulhat elő (FARAGÓ 2002).

Érdekességként megemlíthető, hogy i. e. 1100 körül a főniciaiak a Pireneusi-félsziget partvidékét az ott látott üregi nyulak után *I-Shpania* (= Üreginyúlpart) néven emlegették, és később ebből a kifejezésből származhatott a római *Hispania*, majd az *España* elnevezés (FARAGÓ 2002).

Védekezési lehetőségek

Állományait mind hazánkban, mind eredeti élőhelyén, természetes úton drasztikusan csökkentette két jelentős elhullással járó fertőző betegség: a myxomatózis és a nyulak vérzéses betegsége (RHD). A myxomatózis vírusa (*Leporipoxvirus*) a nyúlbolha (*Spilopsyllus cuniculi*) vagy a szúnyogok (Culicidae) csípésével terjed, hazánkban a szúnyogok a fő vektorai. A nyulak vérzéses betegségét – amelyet egy Kínából behurcolt Calicivirus (RHDV) okoz – 1988-ban regisztrálták először Európában

és Magyarországon is. Átadásában a beteg állatok könnyemirigyéből ivó legyek (*Brachycera*) is szerepet játszhatnak. Mindkét betegség veszélyt jelent a házi nyúlra (*Oryctolagus cuniculus* var. *domesticus*) is, illetve feltételezhető, hogy a házi nyulaknak fontos szerepük volt az 1990-es évek elején kialakult országos járványos üreginyúl-pusztulásban.

Hazánkban az üregi nyúl állományai jelenleg olyannyira ritkák, hogy hatásuk nem is kimutatható. Az 1990-es évek előtt, amikor széles körben elterjedt faj volt Magyarországon, vadászatukkal az állomány-szabályozás megoldható volt. A világ más pontjain (pl. Ausztráliában, Új-Zélandon) az üregi nyulak nagyon jelentős negatív hatásai miatt számtalan védekezési módot próbáltak ki – kísérleteztek például a myxomatózis, később pedig az RHD vírusának az elterjesztésével –, átütő sikerek nélkül (KATONA & ALTBÄCKER 2007).

Irodalom

FARAGÓ 2002, KATONA & ALTBÄCKER 2007, KATONA *et al.* 2004, LOWE *et al.* 2004, MARKÓ *et al.* 2011, ÓNODI 2008, STOHL 1981, SZUNYOGHY 1959, VARGA 2019, VILLAFUERTE & DELIBES-MATEOS 2019

VÁCZI OLIVÉR

Nutria

Myocastor coypus (MOLINA, 1782)

Eredeti elterjedési terület

A nutria Dél-Amerika szubtrópusi és mérsékelt övi vidékein őshonos. A vízpartok lakója, előnyben részesíti azokat a partszakaszokat, ahol a víz közelében alacsony növényzetet talál (ZALBA *et al.* 2001). Nem szívesen távolodik el a víztől 100 m-nél messzebb, ugyanakkor km-eket képes megtenni a vízfolyások mentén (BERTOLINO *et al.* 2012). Kedveli a vízfolyások magas partjait, melyekbe föld alatti járatait könnyebben el tudja készíteni, de ennek hiányában a parti vegetációban épített földfelszíni fészkekkel is beéri (REDFORD & EISENBERG 1992). Általában nem túl igényes a természetközeli környezeti állapotokra, erősen átalakított környezetben is fenn tud maradni (ZALBA *et al.* 2001). Tápláléka csaknem kizárólag növényi részekből áll, de ezek között nem válogatós. Természetes körülmények között állományának fő szabályozó tényezői a rendelkezésre álló élőhelyek nagysága, illetve a táplálék elérhetősége. Eredeti élőhelyén a helyi lakosság előszeretettel fogyasztja húását, de szőrmejét is felhasználják, illetve exportálják. A vadászat miatt őshonos állományai sok helyen erősen megritkultak, amihez az élőhelyek felszámolása, beépítése is hozzájárul (GUICHÓN *et al.* 2003c). Mindezek ellenére, széles elterjedési területe miatt eredeti élőhelyén sem tartozik a veszélyeztetett fajok közé, az IUCN a *nem veszélyeztetett* (*Least Concern*) kategóriába sorolja.

Magyarországi megjelenése

Az 1900-as évektől kezdődően prémesállat-tenyésztésekben egyre nagyobb számban tartják Európában, Észak-Amerikában, Közép- és Kelet-Ázsiában (Japánt és Koreát is beleértve), Kenyában és a Közel-Keleten (CARTER & LEONARD 2002) is. Az 1970-es években tett kanadai betelepítési kísérletek a kemény telek miatt sikertelennek bizonyultak (BERTOLINO *et al.* 2012). A szőrmekereskedelem visszaesésével a tenyésztetek fenntartása több helyen is gazdaságtalanná

vált, ezért a telepek felszámolásakor az ott élő állatokat sokszor szabadon engedték. A gyorsan alkalmazkodó, szapora rágcsáló a vízfolyások mentén hamar elterjedt a számára alkalmas klimatikus és környezeti viszonyok között (SCHERTLER *et al.* 2020).

Magyarországra – elsősorban a környező országok megszűnő tenyészteteiből (Romániában jelentős állományaikról volt tudomásunk) – már természetes úton terjeszkedve jutottak el példányai. Feltehetőleg Szlovákiából és Ausztriából is kerültek hozzánk nutriák. Hazai elterjedését elsősorban a hideg téli időjárás korlátozhatja. A fagypon alatti hőmérséklet a kifejlett és a fiatal állatok pusztulását is okozhatja, de a kondícióromlás miatt a szaporodás sikerességére is kedvezőtlenül hat (GOSLING 1981). A 2010-es évek második feléig nem volt bizonyítékunk arra vonatkozóan, hogy a szaporulat sikeresen átvészeli-e a telet, 2017-ben viszont hóban szaladgáló kölyköket fényképeztek le az Ipoly mentén (JUHÁSZ L. *pers. comm.*). Azóta be nem fagyó vizeink mellől egyre több helyről érkeznek hírek szaporodó állományról. Jelenlegi tudásunk szerint több populációja is él hazánkban, elsősorban a Duna és annak mellékágai mentén terjeszkedve (NAGY *et al.* 2020). A hideg téli időszakok rövidülése, illetve a hóborítás ritkulása kedvezhet terjedésének, de nem zárható ki a faj alkalmazkodása sem. Erre utal a mérsékelt övi elterjedési területeken megfigyelt átlagos testtömeg-növekedés is (BERTOLINO *et al.* 2012). A terjedés ütemét nehéz megjósolni, azonban feltehető, hogy Magyarországon igazi inváziója csak mostanában kezdődött (SCHERTLER *et al.* 2020).

Terjedése ellen a rendelet szerint minden tagországnak fel kell lépnie, a változásokat pedig nyomon kell követnie (az Európai Parlament és a Tanács 1143/2014/EU rendelete az idegenhonos inváziós fajok betelepítésének vagy behurcolásának és terjedésének megelőzéséről és kezeléséről). A nutria szerepel a világ 100 legveszélyesebb inváziós faját tartalmazó listán (LOWE *et al.* 2004).

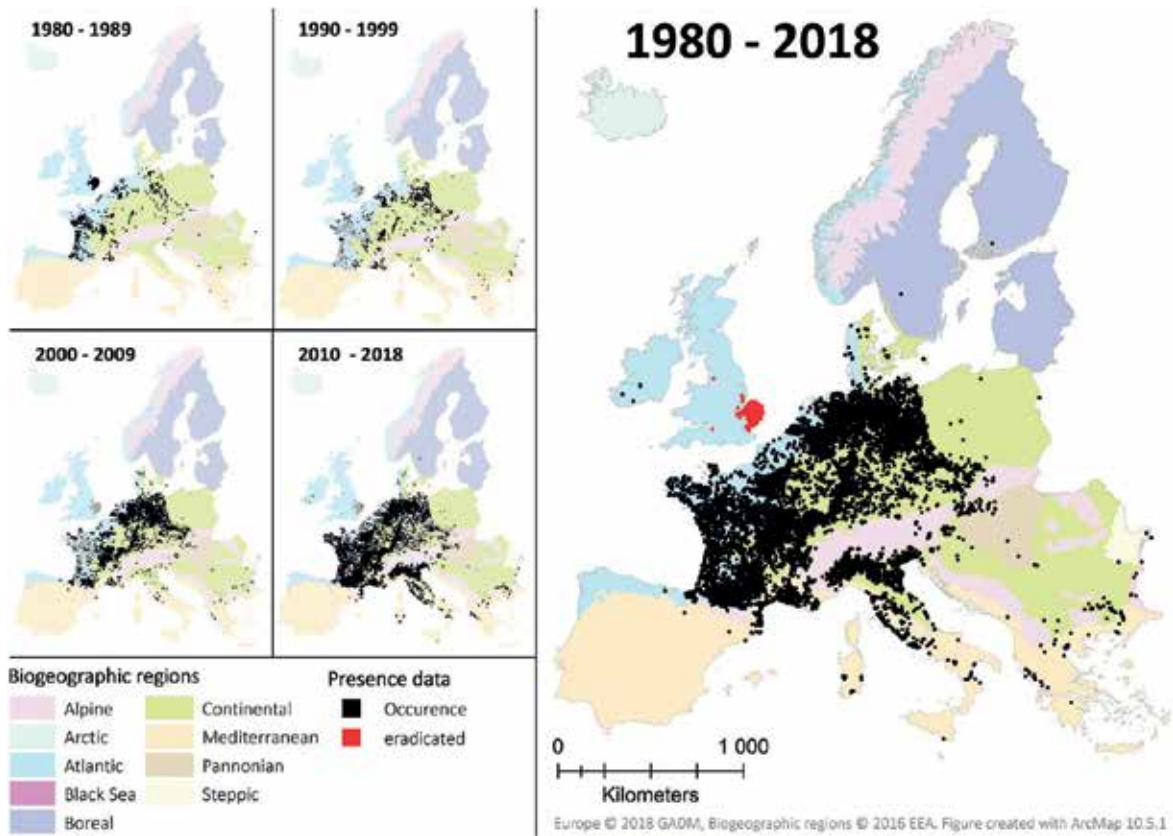


Biológiája

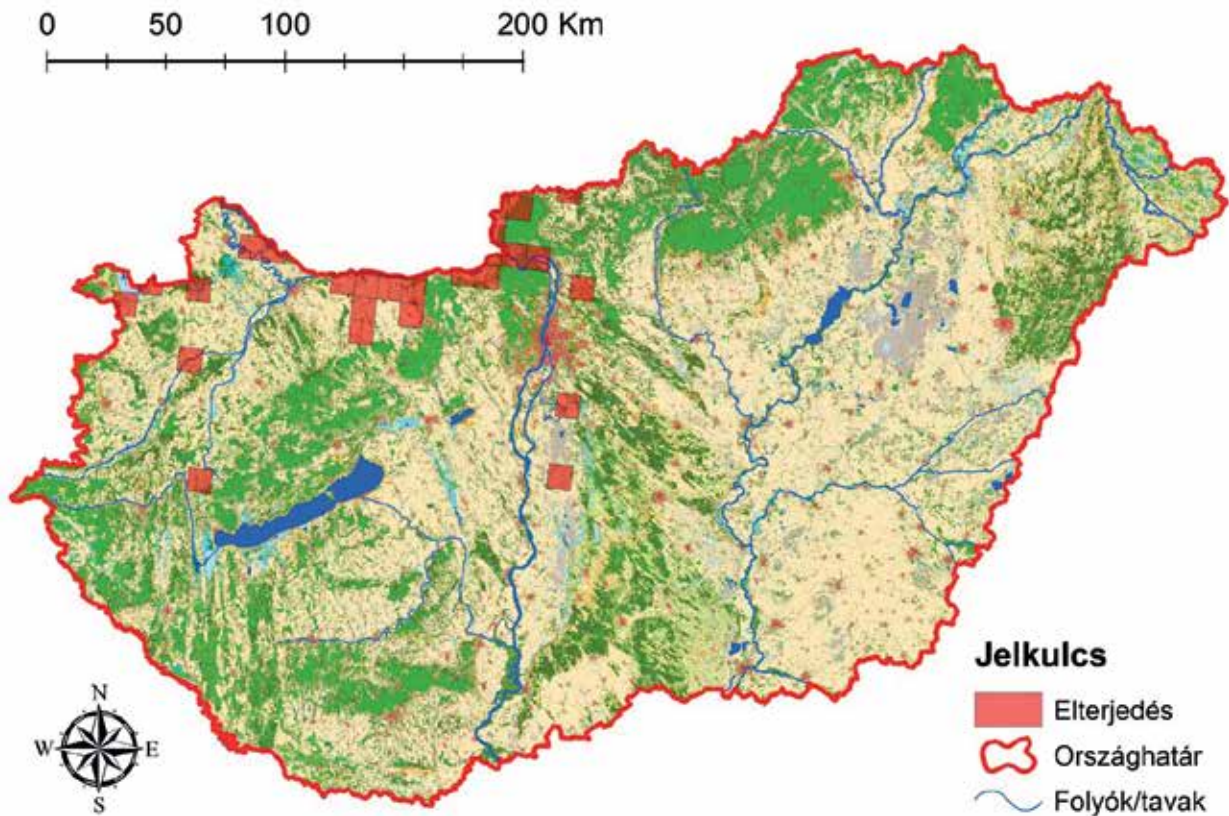
A nőstény már egyéves kora előtt ivaréretté válik. Egész évben képes szaporodni, egy ellés alkalmával négy–hat (de esetenként akár 12) utódot is világra hozhat. Felfutó fázisban akár évi 2,7 almot is nevel évente, ami 8–15 kölyök/év szaporulatot jelent. Eredeti élőhelyén tíz körüli egyedből álló, felnőtteket és fiatalokat is tartalmazó csoportokban él, egy domináns hímrel (GUICHÓN 2003b). A folyóvizek mellett a csoportok jobban elkülönülnek, itt a genetikai különbségek is nagyobbak a csoportok között, mint az állóvizek mentén élő állományok esetében. A lakókörzet mérete élőhelytípustól, nemtől, szociális helyzettől és a források elérhetőségétől függően változik. A nőstények és a magányos egyedek lakókörzete általában kisebb, mint a hímeké, illetve a családi csoportokban élőké. A könnyebben elérhető táplálék miatt a városias környezetben élő állatoknak

kisebb lakókörzetre van szükségük, mint a természetközeli élőhelyen előfordulóknak. Eredeti élőhelyén fő ragadozói a kajmánok (Caimaninae), de macskafélék (Felidae), kutyafélék (Canidae) és más közepes termetű ragadozó emlősök, valamint ragadozó madarak (Accipitriformes) is vadásznak rájuk (BERTOLINO *et al.* 2012).

A betelepített állományoknál általánosan elmondható, hogy az egyedek gyorsabban fejlődnek, hamarabb érik el az ivarérettséget és nagyobb sűrűséget tudnak fenntartani a természetes állományokhoz képest. Európában magas egyedsűrűség mellett alacsonyabb túlélési valószínűséget tapasztaltak, amit a keményebb telek számlájára írnak. A fagyos napokat a nagyobb testtömegű egyedek könnyebben átvészelik, ami magyarázhatja a gyorsabb testtömeg-növekedés előnyét (BERTOLINO *et al.* 2012). Míg természetes élőhelyein 6–8 pld./ha



A nutria térhódítása Európában (SCHERTLER *et al.* 2020)



A nutria elterjedése Magyarországon a 2020-ban elkészült, terjedési útvonalakra vonatkozó uniós országjelentés szerint (NAGY *et al.* 2020)

körül becsülték a nutriák egyedsűrűségét, a mérsékelt övi élőhelyeken néhány pld./ha, szubtrópusi viszonyok között 20–40 pld./ha sűrűséget tapasztaltak. Az egyedsűrűség – a vadászati nyomás mellett – leginkább az elérhető táplálék mennyiségétől, a ragadozóktól és a klimatikus viszonyoktól függ. Európában, így hazánkban is, jelenleg a legfontosabb ellenségeik a kóbor kutyák (*Canis familiaris*) és a vörös rókák (*Vulpes vulpes*) felszaporodó állományaikból kerülnek ki. Napi aktivitását a predációs és a vadászati nyomás határozza meg: zavartalan körülmények között nappali, míg erős zavarásnak kitett állományok esetében éjszakai aktivitást mutattak ki (MORI *et al.* 2020).

A nutria humán-egészségügyi szempontból is fontos kórokozók hordozója és terjesztője lehet (pl. klamidózis). Húsának nem megfelelően kezelt formában történő elfogyasztása vagy háziállatokkal történő feletetése, harapása vagy akár olyan vízzel való közvetlen kapcsolatba kerülés, amelyben nagy számú nutria él, például leptospirozist okozhat, de szarvasmarhák száj- és körömfájás vírusának terjesztői is lehetnek (CAPEL-EDWARDS 1967), továbbá köztigazdái a *Toxoplasma gondii* egysejtűnek, illetve terjesztik az ornitózis kórokozóját (*Chlamydomytila psittaci*) (HOWERTH *et al.* 1994).

Ökológiai igényei Magyarországon

A nutria generalista táplálkozású, nem válogatós az elfogyasztott növényi részeket tekintve. A kínálatból a vízben élő vagy a vízhez legközelebbi (GUICHÓN *et al.* 2003a), lehetőleg tápanyagban gazdag növényeket választja, és előszeretettel ássa ki azok gyökereit is. Táplálkozás közben a vízpart közelében marad, lehetőség szerint nem több mint néhány tíz m-re távolodva el a nyílt víztől, de esetenként, ha rászorul, akár 100 m-re is elmerészkedhet attól. Alkalmanként rákokat (Crustacea) és csigákat (Gastropoda) is fogyaszt, de ez általánosan nem igazolt, csak egyes állományokban figyelték meg. Magas egyedsűrűség esetén a növénytakaró gyérítésével a földön fészkelő vízimadarakra gyakorol negatív hatást, de a fészkelés közvetlen megzavarása, a fészkelő széttaposása is előfordulhat. Közvetlen tojásfogyasztásukat nem igazolták (BERTOLINO *et al.* 2011). Az inváziós fajjává vált nutria elsősorban a vízi és a közvetlen vízközeli ökológiai rendszerek elemeire hathat negatívan.

Hazai előfordulása egyelőre csak szigetszerű, magas egyedsűrűségű állományaira egyelőre nincs bizonyítékunk. Legismertebb állománya a Tata környéki tórendszerekben figyelhető meg, mely víztestek valamelyest temperált vize és a városi környezet biztosította

kiegyensúlyozott táplálékkínálat a természetes vizeknél kedvezőbb feltételeket biztosít számára.

Ökológiai problémák

Hazai viszonyok mellett egyelőre nem bizonyítható közvetlen negatív hatása: sem az élőhelyek leromlása, sem egyes fajok visszaszorulása nem köthető jelenlétéhez. A nutriák potenciálisan olyan kórokozók terjesztői lehetnek (pl. toxoplazmózist okozó egysejtűek), melyek az őshonos állatvilág egészségi állapotát is fenyegethetik.

Gazdasági hatása

A más országokban tapasztalt gazdasági károkozás, valamint a talaj mozgatásával kifejtett partfalgyengítés Magyarországon eddig nem jelentkezett komoly problémaként.

Védekezési lehetőségek

A nutria nagy valószínűséggel olyan státuszban van, amikor inváziós állatfajjává való válását még talán meg lehet állítani. Állományai felszámolását szelektív vadászati módszerekkel lehet megvalósítani. A kilövésen és szelektív csapdázáson alapuló visszaszorítási kísérletek a világ több pontján is hoztak sikereket, jóllehet Olaszországban hat év alatt (1995–2000) 220 688 egyed kiemelése után a nutria által okozott gazdasági károk továbbra is nagyon magasak (BERTOLINO *et al.* 2012). A hazai helyzet kezelését az is nehezíti, hogy a szomszédos országokból természetes úton folyamatosan érkezik utánpótlás. További nehézséget jelenthet a településeken előforduló állomány szabályozásában a lakosság pozitív hozzáállása, mivel sokan etetik a felbukkanó példányokat, nem tudva azokról a veszélyekről, melyeket a faj terjedése okozhat. Ezekben az esetekben az állományszabályozás megkezdését célszerű egy kommunikációs kampánynak megelőznie.

A faj szerepel az Európai Unió számára veszélyt jelentő idegenhonos inváziós fajok jegyzékén, ezért tartása, tenyésztése, természetbe történő kibocsátása minden uniós tagországban tilos (a nagyon kevés, engedélyhez kötött, szigorúan zárt tartásban megvalósuló esettől eltekintve).

Irodalom

BERTOLINO *et al.* 2011, 2012, CAPEL-EDWARDS 1967, CARTER & LEONARD 2002, GOSLING 1981, GUICHÓN 2003a, 2003b, 2003c, HOWERTH *et al.* 1994, LOWE *et al.* 2004, MORI *et al.* 2020, NAGY *et al.* 2020, REDFORD & EISENBERG 1992, SCHERTLER *et al.* 2020, ZALBA *et al.* 2001

VÁCZI OLIVÉR

Pézsmapocok

Ondatra zibethicus (LINNAEUS, 1766)

Eredeti elterjedési terület

Eredeti hazája Észak-Amerika, ahol Floridától Alaszkáig elterjedt. Itt az elmúlt időszakban állományának jelentős (akár 90% feletti) visszaesését figyelték meg, melynek okai nem tisztázottak, de a vizes élőhelyek minőségromlása nagy valószínűséggel hozzájárult a folyamathoz (SADOWSKI & BOWMAN 2021).

Magyarországi megjelenése

Európában értékes szőrmeje miatt kezdték tenyészteni. Csehországban 1905-ben, Finnországban 1922-ben, az akkori Szovjetunióban pedig 1927-ben létesültek az első tenyésztelepek. Az egykori Szovjetunió erre alkalmas területein ugyanakkor tízezres nagyságrendben engedték ki szándékosan is a természetbe. Az így létrehozott vadon élő állományt erősítette a tenyésztelepekről megszökött állatok tömege Európa más részein is, pl. Franciaországban, Belgiumban, Lengyelországban. Nagy-Britanniában 1927 és 1932 között telepedtek meg kiszökött példányok, de szisztematikus vadászattal 1939-re sikerült őket teljesen visszaszorítani (GOSLING & BAKER 1989). Az európai állományt egyes források kanadai, mások ohiói példányoktól származtatják. Jelenleg Európa legnagyobb részén, Franciaországtól az Urálig, Finnországtól Bulgáriáig előfordul, azonban több országban is spontán állománycsökkenését észlelték az utóbbi évtizedekben (MITCHELL-JONES *et al.* 1999, ZHANG *et al.* 2020, SCHUSTER *et al.* 2021).

A hazánkban előforduló állatok az 1905-ben Morvaországba (Csehország) vadászati célból telepített két hím-től és három nőténytől származhatnak (SCHUSTER 2021). 1915-ben észlelték az első egyedeket a történelmi Magyarországon, hazánk jelenlegi területén pedig 1921-ben Budapesten fogták az első pézsmapocokot. Ekkorra a Szigetközben már stabil állományát valószínűsíthetjük, bár biztos jelenlétét csak 1925-re igazolta a térségben JABLONOWSKI (1927). 1934 körül már 1000 db-os terítéket említenek,

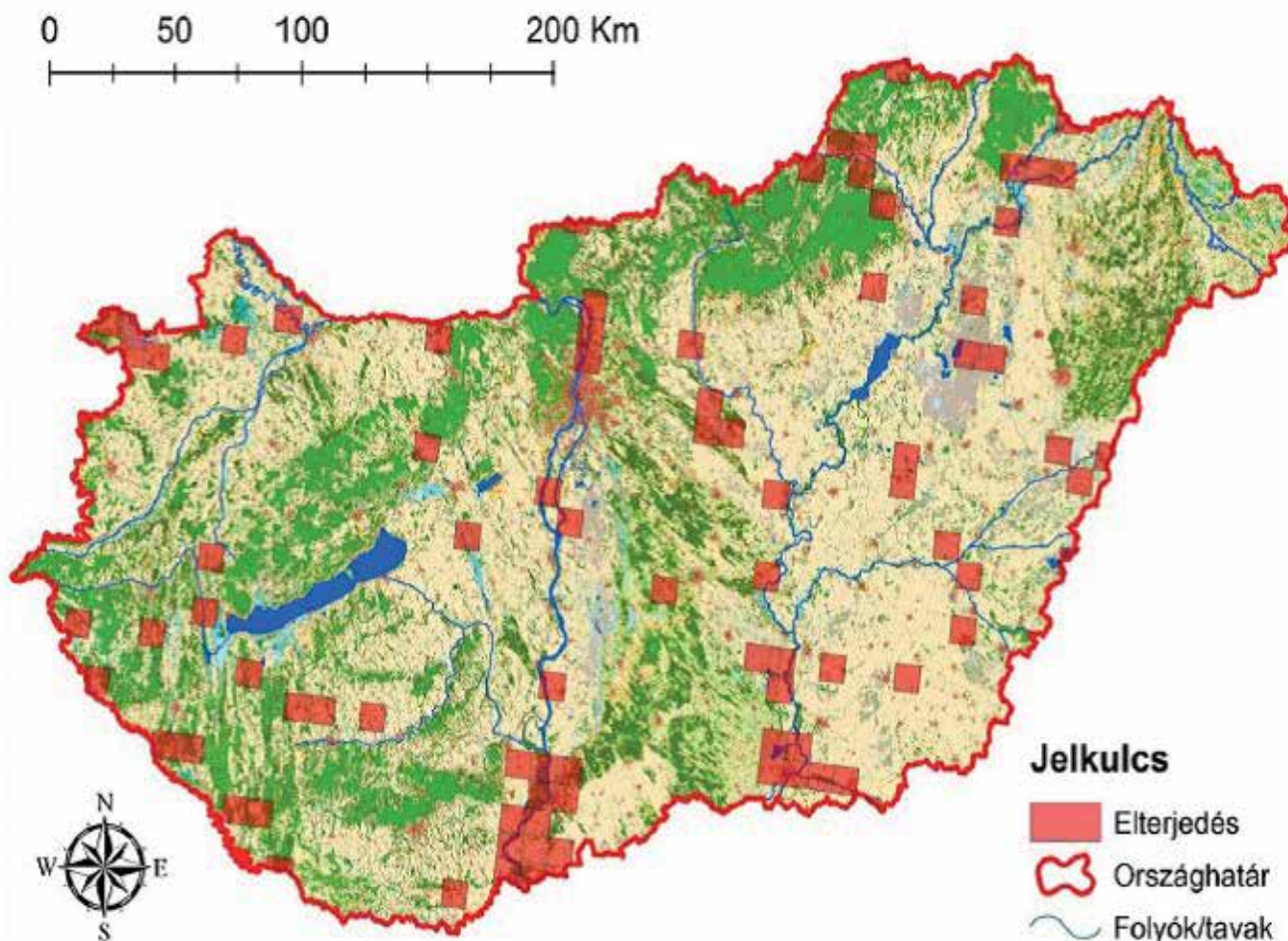
1945-ben pedig már az ország teljes területén előfordult. Ma is megtalálható hazánk minden jelentősebb vizében (BIHARI 2003, 2007b).

Biológiája

A pézsmapocok párzási időszaka, gyakorlatilag az egész vegetációs időszakon végighúzódva, áprilistól októberig tart. A párzás a vízben történik, a nőtény 28–30 napig vemhes. Évente három-négy almot is felnevelhet, almonként öt–kilenc (3–15) kölyökkel. Őshazájában csak két-három alom/év értékről és 6,5 kölyök/alom átlagról számolnak be. A kölykök csupaszon és vakon jönnek a világra, születési testtömegük kb. 20–22 g. Szemeik a 10–14 napon nyílnak ki, és ekortól kezdve már úszni is képesek. Az anyaállat három hétig szoptatja kicsinyeit, melyek 21 napos kortól már zöld növényeket is fogyasztanak, elválasztásukra 30 napos koruk körül kerül sor. Öt hónapos korukban a nőtények már ivarérettek, de Európában általában csak a következő tavasszal szaporodnak. Amerikában a kölykök az évi szaporodása is ismert. A szülőállatok és az utolsó alomból származó fiatalok együtt telelnek, utóbbiak tavasszal elvándorolnak. Szűkös táplálékkinálat esetén a fiatalokat az idős állatok hamarabb elüldözik (BIHARI 2007b, SADOWSKI & BOWMAN 2021).

Ökológiai igényei Magyarországon

Vízhez kötődő faj, álló- és folyóvizek, halastavak és mocsaras területek egyaránt alkalmasak számára. Új élőhelyeket keresve – elsősorban elvándorló fiatal egyedei – vízpartoktól nagyobb távolságra is elkóborolnak. Megjelenése csak olyan töltéseken, gátakon várható, amelyek az állandó vízszint alól indulnak (halastavak, víztározók), árvédelmi töltésen csak ideiglenesen, árvíz idején telepszik meg. Mivel a partszegélytől nem távolodik el, ezért az itt előforduló vízparti sásos, gyékényes, valamint a gyökerezőhínár- és úszóhínár-társulásokban mozog.



A pézsmapocok elterjedése Magyarországon (NAGY *et al.* 2020 szerint)

A növényzet összetételére kevésbé érzékeny. Hátsó lábaival és farka segítségével ügyesen mozog a vízben, akár 8–12 percig is képes levegővétel nélkül a víz alatt tartózkodni (ANTONOVA *et al.* 2020). Aszerint, hogy meredek vagy rézsús a part, egyszerű föld alatti, illetve több, kizárólag víz alatt nyíló járatrendszerben, vagy pedig a föld felett épült várban tanyázik. Ez utóbbi gömb vagy félgömb alakú, és mivel összehordott iszappadkán épül, kiemelkedik a víz színe fölé. A várnak csak egyetlen, 40–60 cm átmérőjű kamrája van, bejárata szintén a víz színe alatt található. Téltre vízi- és parti növények leveleivel, fűvel, náddal béleli ki kamráját. Gyakorta épít a víz felszíne fölé emelkedő jellegzetes hordást is, amelyet főleg pihenésre és napozásra használ. A hordás és a vár általában gyékényből (*Typha* sp.), nád-ból (*Phragmites australis*) és hínárnövényekből áll. Kedveli a kis vízszíningadozású vagy állandó víz-állású, vízinövényekben gazdag vizeket. A vízparton 20–30 cm széles csapát tapos, amely könnyen észrevehető. Bár szárazon viszonylag lassú, komótos

mozgású, magát az állatot mégis viszonylag nehéz észrevenni, mert félénk, a legkisebb gyanús jelre a víz alá bukik, és csak később, messzebb bukkan elő. Hajnalban és alkonyatkor a legaktívabb. Családi territórium 0,5–1,3 ha, táplálékkörzete pedig 0,4–1,0 ha lehet. Territóriumának határait pézsmailatú váladékával jelöli (BIHARI 2007b).

Az időjárási tényezők közül leginkább a téli jégviszonyok és az áradások veszélyeztetik. Az összefüggő, vastag jégréteg akadályozza mind a mozgását, mind a táplálékszerzését. Az árvizek főleg a kölyöknevelés időszakában hatnak rá kedvezőtlenül, amikor kotorékát elhagyni kényszerül, ezért a család szétszóródik. A víztest kiszáradása szintén veszélyeztető tényező (BIHARI 2003).

A hazai állományról még nem készült átfogó felmérés, de széles körben elterjedt fajnak tekinthetjük. Az utóbbi évtizedekben állományának spontán csökkenése következett be, ami akár a faj jelentős visszaszorulását is jelentheti. Regisztrált előfordulásait a fenti térkép szemlélteti (NAGY *et al.* 2020).



© Forrágy Csaba



© Schneider Viktor

Ökológiai problémák

A pézsmapocok a szegélynövényzettől nem távolodik el, általában az itt előforduló vízparti, sásos-gyékényes társulásokban, valamint a gyökerezőhínár- és úszóhínár-állományokban mozog, így ezekben okozhat ökológiai problémát. Főként növényevő, de tápláléklistája széles, nem specializálódik egyes fajokra, a legnagyobb tömegben előforduló növényt választja táplálékul. Ez a hazai vízparti zónákban az idegenhonos inváziós növényfajok egyre szélesebb körű területfoglalása miatt sokszor nem is őshonos növényfajokat jelent: pl. karolinai tündérhínár (*Cabomba caroliniana*), bíbor nebáncsvirág (*Impatiens glandulifera*) stb. Alkalmi természetvédelmi károkozása felmerülhet, ha védett, értékes növényfajok – pl. vízi tündérfátyol (*Nymphoides peltata*), palkasás (*Carex bohemica*), aldrovanda (*Aldrovanda vesiculosa*) stb. – is áldozatul esnek táplálkozásának, de ez semmiképpen nem általános. Olykor akár kedvezőnek is tekinthető jelenléte, hiszen a növénytömeg elfogyasztásával, azok eltávolításával eutróf vizekben csökkenti a víz szervesanyag-terhelését is. A téli hónapokban a növények gyökerét is fogyasztja, így a pézsmavár körül megritkul a növényzet (BIHARI 2003).

Táplálékkonkurenciát részben talán a védett eurázsiai hód (*Castor fiber*) számára jelenthetne, azonban ismerve a hód sikeres terjeszkedését, ezt semmiképpen nem vehetjük erős hatásnak. Felmerülhet még a közönséges kószapocokkal (*Arvicola amphibius*), esetleg az északi pocokkal (*Microtus oeconomus*) való táplálékkonkurenciája is, de erre vonatkozóan nincsenek tudományosan megalapozott vizsgálatok.

Problémát okozhat olykor a pézsmapocok alkalmi vagy rendszeres állati tápláléka. Egyes vizsgálatok szerint nagy tömegű kagylót (*Bivalvia*) fogyaszt, amelyeket ha kis területről gyűjt össze, akkor azok számát jelentősen csökkentheti, egyes fajok – pl. a tompa folyamkagyló (*Unio crassus*) – akár el is tűnhetnek a vízből. Ugyanakkor az agresszíven terjedő vándorkagyló (*Dreissena polymorpha*) elfogyasztása kedvező hatású is lehet. Fészekrabló viselkedése is ismert, ami a táplálékkörzetében, a vízfelszín közelében fészkelő madarakra kedvezőtlen hatást gyakorolhat (BIHARI 2003).

Potenciális veszély, hogy a pézsmapocok számos rágcsálót (Rodentia) fertőző betegségre érzékeny, illetve hordozza azok kórokozóit (pl. leptospirózis, tularémia, paratífusz, yersiniózis, pszeudotuberkulózis, pasteurellózis) (AYRAL *et al.* 2020). Észak-Amerikában száznál is több belső parazitát mutattak már ki a faj egyedéből (SEY 1966). Nem ismert,

hogyan terjesztésében jelentős tényező lenne, ezért vektor szerepe feltehetőleg elhanyagolható.

Természetes ellensége a vidra (*Lutra lutra*). Táplálékállata lehet még a vörös rókanak (*Vulpes vulpes*), a rétisasnak (*Haliaeetus albicilla*), a rétihéjának (*Circus spp.*), a héjának (*Accipiter gentilis*), a nagyobb testű baglyoknak (Strigiformes). A hermelin (*Mustela erminea*) – kis testű ragadozó lévén – belemegy a pézsmapocok járataiba is, és ott nemcsak a fiatal, hanem az idős állatot is megtámadja. Kóborlás közben kutyák (*Canis familiaris*) zsákmánya is lehet (BIHARI 2007b).

Gazdasági hatások

Tömeges jelenléte esetén, táplálkozása során a vízparti mezőgazdasági területeken alkalmilag kárt okozhat. Az árvízvédelmi töltéseket üregesítésével meggyengítheti, ezért azok mentén rendszeresen gyérik.

Védekezési lehetőségek

A pézsmapocok nem védett, egész évben vadászható faj. Az Európai Unió számára veszélyt jelentő idegenhonos inváziós fajok jegyzékén szerepel, ezért tartása, tenyésztése, természetbe történő kibocsátása minden uniós tagországban tilos (nagyon kevés, speciális, engedélyhez kötött, szigorúan zárt tartásban megvalósuló lehetőségtől eltekintve). Terjedése ellen a rendelet szerint minden tagországnak fel kell lépnie, a változásokat pedig nyomon kell követnie (az Európai Parlament és a Tanács 1143/2014/EU rendelethez az idegenhonos inváziós fajok betelepítésének vagy behurcolásának és terjedésének megelőzéséről és kezeléséről).

Ritka és/vagy telepesen fészkelő madarak fészkelőhelyén, értékes, potenciálisan táplálékforrásnak tekinthető növényfaj élőhelyén, valamint szentély típusú holtágokban felszaporodása esetén indokolt lehet célzott, lokális gyérítése, mely lőfegyverrel vagy élve fogó csapdázással lehetséges (BOS *et al.* 2019). Semmi esetre sem megengedhető az ölücsapdák használata, mivel azok más fajokra – vidra (*Lutra lutra*), hermelin (*Mustela erminea*) stb. – is veszélyesek lehetnek. Helyileg a teljes kiirtása is megoldható.

Irodalom

ANTONOVA *et al.* 2020, AYRAL *et al.* 2020, BIHARI 2003, 2007b, BOS *et al.* 2019, GOSLING & BAKER 1989, JABLONOWSKI 1927, MITCHELL-JONES *et al.* 1999, NAGY *et al.* 2020, SADOWSKI & BOWMAN 2021, SCHUSTER *et al.* 2021, SEY 1966, ZHANG *et al.* 2020

VÁCZI OLIVÉR

Házi egér

Mus musculus LINNAEUS, 1758

Eredeti elterjedési terület

A faj eredeti élőhelye Irántól Észak-Indiáig terjedhetett (SUZUKI *et al.* 2013). Genetikai vizsgálatok azt mutatják, hogy a házi egér örökítőanyagának változatosága már a történelmi idők előtt jelentős mértékű volt, és ez teremthette meg a földrajzi terjeszkedéshez való alkalmasságát is (SUZUKI 2020).

Magyarországi megjelenése

A házi egér az első kisemlős, amely bizonyítottan emberi hatásra került be és terjedt el Európában. Az ember által teremtett viszonyok a Földközi-tenger keleti partvidékén már a földművelés elterjedése előtt, 15 000 éve kialakították a faj kommenzalista típusát, amely onnantól kezdve állandó kísérője lett mind a letelepedő, mind a vándorló emberi közösségeknek (WEISSBROD *et al.* 2017). A házi egér 7000-8000 évvel ezelőtt (neolitikum) már megjelent a Fekete-tengertől északra, Kelet-Európában, ahonnan a kereskedelmi tevékenységgel a rézkorban (4800-6500 évvel ezelőtt) érhetette el a Balkán-félsziget területét. Innen indulhatott nyugati irányú európai terjedése. A csonttani leletek tanúsága szerint hazánk területét 3700-3500 évvel ezelőtt érhetette el (KOVÁCS 2014). A házi egér elterjedését jelentősen segíthette a növénytermesztés és a raktározás, illetve a készletfelhalmozás megjelenése a korai társadalmakban. A korábban talajba ázott járatrendszerekben élő, elsősorban gyommagvakkal

és ízeltlábúakkal (Arthropoda) táplálkozó rágcsáló (SHIELS & PITT 2014) az emberi építmények adta lehetőségeket kihasználva, a számára kedvezőtlen klimatikus viszonyokat az épületekben vészeli át, ahol táplálékát is megtalálja.

Biológiája

Bár alapvetően magvakkal, termésekkel táplálkozó állat, gyakorlatilag bármilyen szerves anyagon megél, amit elérhet.

A házi egér az ember által akaratlanul biztosított feltételek között gyakorlatilag az időjárás viszonyoktól függetlenül, szinte egész évben folyamatosan



© Forráshy Csaba

szaporodik. Vemhességi ideje 20–21 nap, az évi alom-száma négy és nyolc közötti (CSANÁDY *et al.* 2021), de akár 12 is lehet. Két hónapos korukban már ivarérettek, és természetes körülmények között akár három évig is élhetnek (BIHARI 2007a). Szaporodási rendszerükre a poligámia jellemző, a hímek domináns, illetve alárendelt viszonya a nőstények megszerzése miatt alakul ki (GROÓ *et al.* 2013).

Ökológiai igényei Magyarországon

A korábban száraz, szubtrópusi gyepeken, cserjés területeken élő, talajba ásott járatrendszerben meghúzódó házi egér nálunk már szorosan kötődik a településekhez, az emberi létesítményekhez. A lakóházak pincéjétől a padlásig bárhol megtelepedhet. Gabonaraktárakban, állattartó telepeken tömeges előfordulása is ismert, a létesítmények 1-2 km-es körzetében mezőgazdasági, illetve akár természetes élőhelyeken is megjelenhet. A nagyon nedves területeket azonban kerüli.

Főként éjszaka mozog, de nyugodt körülmények között napközben is aktív lehet. Farakások, szénaboglya vagy a padló alatt ássa hosszú kacsaringós járatait, vályogfalú házakban a falba, más technológiával épült épületekben pedig a puha szigetelésbe is befészkel magát. Járatai kb. 2 cm széles lyukkal nyílnak a felszínre. Jaratrendszerében kiszélesedő fészekkamrát készít, melyet papírtörmelékkel, rongydarabokkal és egyéb puha, tépett anyagokkal bélel. Jó ugró és remekül mászik a függőleges felületeken is, így szinte bárhova bejuthat. Szaga, ami alapján jelenléte kétséget kizáróan megállapítható, jellegzetes, más egérféltől jól megkülönböztethető (BIHARI 2007a).

Gyakorlatilag minden emberi településen és azok közvetlen környékén megtalálható, közönséges rágcsáló. Állomány nagysága szinte megbecsülhetetlen, hiszen az aktív emberi védekezés hatására egy-egy gócpontban hirtelen csökkenést mutathat, miközben az éppen zavartalanabb településrészekre átköltözve a család újra felszaporodhat. Ez a dinamizmus folyamatos a települések hálózatában, így tartva fenn a házi egér jelentős hazai állományát.

Ökológia problémák

A házi egér emberi településekhez való szoros kötődése miatt állományméretéhez képest csekély negatív ökológiai hatást gyakorol. A természetes rágcsálóközösség kiszorulása sokkal inkább az ember jelenlétének tudható be, semmint a házi egérrel való versengésnek. Közegészségügyi szempontból leginkább a haszonállatok és az ember felé történő betegsége-terjesztés jelent problémát (MANABELLA SALCEDO *et al.* 2021), bár előfordulhatnak a természetes állatvilág felé közvetített fertőzések is. Ezek miatt szerepel

a világ 100 legveszélyesebb inváziós fajtát tartalmazó jegyzékben is (LOWE *et al.* 2004).

A negatív hatások mellett számos ragadozó táplálékforrását jelentheti, így a baglyok (Strigiformes), a nappali ragadozó madarak (Accipitriformes, Falconiformes), a menyétféle kisragadozók (Mustelidae), a vörös róka (*Vulpes vulpes*) és természetesen a házi macska (*Felis catus*) is előszeretettel zsákmányolják (BIHARI 2007a).

Gazdasági hatások

Tömeges megjelenésével élelmiszerekben, takarmányban és megrágható cikkeket tároló raktárakban akár jelentős gazdasági károkat is okozhat.

Védekezési lehetőségek

Épületen belüli irtása – elsősorban a készletek megővése miatt – mechanikai és vegyszeres úton is történik. Egy-egy kiemelt fontosságú épület egérmentes állapotban tartásához folyamatos kontrollra van szükség, melyet az őszi időszakban erősíteni kell, hiszen elsősorban ilyenkor húzódnak be a házi egerek az emberi létesítményekbe. Szerencsére emberi környezetben az alkalmazott védekezés szelektivitása egyszerűbben megoldható, mint természetes viszonyok között, így ez a tevékenység a vadon élő állatokat kevésbé veszélyezteti. Ez azonban csak akkor mondható el, ha akár az egérintő szereket, akár a különböző csapdázási módokat az előírások szigorú betartásával használják. Az ún. egérragasztó nem megfelelő kihelyezése védett állatok pusztulását is okozhatja (kis termetű védett állatok, énekesmadarak is beleragadhatnak), de a szabályos használat is felvet állatvédelmi aggályokat (a beleragadt állatok hosszú kínlódás után pusztulnak el). A házi egerek megjelenésével párhuzamosan már a történelmi időkben bevezetett – és ma is hatékonyan működő – védekezés lehet a házi macska (*Felis catus*) tartása, mely ragadozó folyamatos éberségével az egérmentesség fenntartásában is igen jó szolgálatot tehet (bár szelektivitását jóval nehezebb biztosítani a házak környéki énekesmadár-, kisemlős- és hüllőfaunára gyakorolt ragadozásnyomás-növekedés miatt). A házi egér könnyen csapdázható, és az első betelepülő példányok ezzel a módszerrel is kifoghatók.

Irodalom

BIHARI 2007a, CSANÁDY *et al.* 2022, GROÓ *et al.* 2014, KOVÁCS 2014, LOWE *et al.* 2004, MANABELLA SALCEDO *et al.* 2021, SHIELS & PITT 2014, SUZUKI 2020, SUZUKI *et al.* 2013, WEISSBROD *et al.* 2017

VÁCZI OLIVÉR

Vándorpatkány

Rattus norvegicus (BERKENHOUT, 1769)

Eredeti elterjedési terület

A vándorpatkány emberi közreműködéssel megvalósult terjeszkedése olyan régóta tart, hogy származása jelenlegi tudásunk alapján egyértelműen nem határozható meg. A legtöbb forrás a vándorpatkány őshazájának Kelet-Ázsia északi részét, Észak-Kínát, Mongóliát és/vagy Délkelet-Szibériát jelöli meg, amelyeket elsősorban az utolsó jégkorszak klimatikus viszonyai alapján valószínűsítenek (HULME-BEAMAN *et al.* 2021). Genetikai vizsgálatok alapján a faj valamikor 0,9–2,9 millió éve vált el az eurázsiai elterjedésű rokon fajoktól. A pleisztocén korban a *Rattus* nemhez tartozó fajok éltek a Kelet-Mediterráneumban is, azonban nem ismerjük ezek rokoni kapcsolatát a vándorpatkánnyal.

Magyarországi megjelenése

A faj inváziója Kelet-Ázsiából indulhatott ki, elsősorban a hajózás, a tengeri kereskedelem segítségével. Európai térhódítása az 1700-as években kezdődhetett (jóllehet lengyel városokban szórványosan már a 11. században megjelent), és az számos alkalommal ismétlődő újabb és újabb behurcolás eredménye. Egyértelműen kijelenthetjük, hogy a vándorpatkány mára kozmopolitává vált, és minden kontinensen előfordul. Sikerességéhez hozzájárult, hogy az egyébként számára kedvezőtlen klimatikus viszonyokat az ember által biztosított mesterséges élőhelyeken át tudja vészelni. Ennek köszönhetően olyan helyekre is eljutott, ahol igényei alapvetően nem voltak adottak (HULME-BEAMAN *et al.* 2021). Ma Európa minden országában – Izlandot is beleértve – megtalálható, a Földközi-tenger mellékén előfordulása valamelyest szórványosabb (HORVÁTH 2003, 2007b).

Biológiája

A vándorpatkány egyik iskolapéldája a gyors, robbanásszerű állománynövekedésre képes, hódító emlősfajoknak. Szinte egész évben folyamatosan szaporodik. A nagyobb testtömegű nőstények évente

hat–nyolcszor is ellhetnek, a vemhességi idejük 21 nap. Az alomszám az anyaállat kondíciójától függően 7–11 lehet, a kölyköket az anyjuk háromhetes korukban választja el. Az utódok három hónapos korukban már ivarérettek lehetnek. A gyors szaporodás mellett az állatok mortalitása is meglehetősen magas, a fiatal egyedeknek akár a fele sem éri meg az ivarérett kort, aminek okát az élelemhiányban, különböző megbetegedésekben (ROTHENBURGER 2015), esetleg ragadozók zsákmányolási sikerében kereshetjük. Stabil állományok esetében az egyedek 95%-a nem él egy évnél tovább, védett körülmények között azonban ez akár több év is lehet. A vándorpatkányok közössége jól szervezett, családjaikon belül szigorú hierarchia alakul ki, ami a növekvő egyedsűrűséggel fokozatosan csökken (HORVÁTH 2003, 2007b).

Ökológiai igényei Magyarországon

Őshazájában emberi településektől távol is előfordul, a természetben gyűjtve táplálékát, keresve búvóhelyét és fenntartva csoporton belüli szociális hálózatát. Fogazata alapján tápláléka eredendően magokból és más növényi részekből állt, noha ezek között nem volt különösebben válogatós. Sikeres inváziója során elsősorban emberi településeken jelent meg és maradt fent, illetve ilyen helyeken él a mai napig is. Táplálkozása plasztikus, bármit megeszik, növényi vagy állati eredetű táplálékot, élve vagy elpusztulva, sőt elfogyasztja az oszló tetemet is. A faj számára hasznosítható, rendkívül sokféle táplálék az egyik oka annak, hogy a vándorpatkány sok helyen tömegesen fordul elő. Ez az éttrend nagyban hozzájárul ahhoz is, hogy a vándorpatkány az ember és más gerincesek egyik legveszélyesebb betegségterjesztőjévé vált (HORVÁTH 2007b).

A vándorpatkány hazánkban gyakorlatilag mindenütt előfordul, ahol valamilyen táplálékot talál. Elsődleges előfordulási helyei a csatornarendszerek, alagsori helységek, pincék és vizek parti zónája. Jól

úszik, így halastavak mentén, ártéri területeken is gyakori. Lakóüregeket készít, épületekben azonban bármilyen búvóhely megfelel neki. Kiépített búvóhelyeit, üregeit levelekkel, papírral, növényi rost- vagy gyapjúanyagokkal béleli ki. Kiterjedt járatrendszere gyakran bonyolult folyosókból és élelmiszerraktárból áll (HORVÁTH 2003).

© Forráshy Csaba



Hazai (és európai) állományának nagysága nehezen becsülhető, a legtöbb településen, de kiemelten a világvárosokban az ellenük való intenzív vagy kevésbé intenzív védekezés (mely elsősorban célzott mérgek helyezésével valósul meg) ellenére olykor igen nagy egyedsűrűséget érhet el.

Ökológiai problémák

A vándorpatkány által okozott ökológiai, közegészségügyi és gazdasági károk volumene elsősorban széles elterjedésére, állományának nagyságára és vándorlási képességére vezethetőek vissza. Ökológiai szempontból is nagyon jelentős kártevő, mely főleg a vizes élőhelyeken jelenik meg, ahol gyakorlatilag bármelyik nála gyengébb faj jelentős hatású ragadozója lehet. Különösen a víz- és talajszint közelében fészkelő madarak tojásai és fiókái, illetve a kétélűek (Amphibia) pusztításával okoz jelentős kárt. A közönséges kószapocok (*Arvicola amphibius*) erős kompetítora. A patkányok számos betegség közvetítői a vad- és a háziállatok, valamint az ember felé is. Fentiek miatt szerepel a világ 100 legveszélyesebb invázió fajtáinak listájában (LOWE *et al.* 2004).

Gazdasági hatások

A vándorpatkányok részben a különböző betegségek közvetítésével, részben az épületekben, az utak alatt, a közművek mellett, a gátakban és más vízi létesítményekben kialakított járataik révén, valamint az élelmiszerraktárakban és a takarmánytárolókban az ott tárolt élelmiszerek és takarmányok fogyasztásával, illetve az állattartó épületekben nevelt gazdasági haszonállatok predációjával (baromfi-pszittással) felmérhetetlen gazdasági károkat okoznak.

Védekezési lehetőségek

A vándorpatkány egész évben, szelektív módszerekkel szabadon, engedély nélkül irtatható, és a települések jelentős részében az állomány kontrollja szervezett formában meg is valósul. A védekezés leggyakrabban kémiai eszközökkel (mérgezett csalianyaggal) történik, ennek helyi szinten eredményes alternatívája a házi görényekkel (*Mustela putorius furo*) és kutyákkal (*Canis familiaris*) végzett állományszabályozás.

Az összehangolt védelmi intézkedéseknek köszönhetően Budapest – a világ nagyvárosai közül egyedülálló módon – a 2010-es évek végéig patkánymentesnek volt mondható, az irtást végző szakemberek adatai alapján az egyedszáma csak néhány ezer lehetett. Az első, a város teljes területére kiterjedő szervezett irtási kampány hatására az 1970-es évek elején közelítettünk a teljes mentességhez, ami azonban a csatornarendszerben felszaporodó más állatok, valamint az el nem távolított, dugulást okozó szennyeződések miatt már kedvezőtlennek mutatkozott; ezt állítólag ivartalanított példányok visszatelepítésével oldották meg (BODNÁR 2019).

Elsősorban a települések természetközeli részein, illetve ezek határain kívül, a vándorpatkány elleni biológiai védekezés egyik fontos eszköze a hazánkban őshonos menyétfélék (*Mustelidae*) és a nagy testű bagolyfajok (*Strigidae*) védelme. A veszettség elleni orális immunizálás miatt felszaporodott vörös róka (*Vulpes vulpes*), valamint a spontán elszaporodott aranyakál (*Canis aureus*) szintén hozzájárulhatnak a vándorpatkány állományának természetes szabályozásához.

Az összehangolt védelmi intézkedéseknek köszönhetően Budapest – a világ nagyvárosai közül egyedülálló módon – a 2010-es évek végéig patkánymentesnek volt mondható, az irtást végző szakemberek adatai alapján az egyedszáma csak néhány ezer lehetett. Az első, a város teljes területére kiterjedő szervezett irtási kampány hatására az 1970-es évek elején közelítettünk a teljes mentességhez, ami azonban a csatornarendszerben felszaporodó más állatok, valamint az el nem távolított, dugulást okozó szennyeződések miatt már kedvezőtlennek mutatkozott; ezt állítólag ivartalanított példányok visszatelepítésével oldották meg (BODNÁR 2019).

Irodalom

BODNÁR 2019, HORVÁTH 2003, 2007b, HULME-BEAMAN *et al.* 2021, LOWE *et al.* 2004, MITCHELL-JONES *et al.* 1999, ROTHENBURGER *et al.* 2015

VÁCZI OLIVÉR

Házi patkány

Rattus rattus (LINNAEUS, 1758)

Eredeti elterjedési terület

Eredeti hazája a Hindusztáni-félsziget déli részén található. Nagy valószínűséggel a faj nyugati irányba történő – természetes úton megvalósuló – terjedése már a holocén előtt megkezdődhetett, és már ekkor elérhette a Közel-Keletet, azonban ennek pontos ideje nem ismert. Bár a holocén korból származó szubfosszilis leletekből azonosíthatók patkányok (*Rattus* sp.) Közép- és Kelet-Európából is, de nem igazolható, hogy ezen fajok között lett volna a jelenlegi házi patkány is (KOVÁCS 2014).

Magyarországi megjelenése

Minden bizonnyal már az ókorban a hajózással, majd később valószínűleg a keresztes hadjáratok során jutott Európába. A 11–13. századig alacsony egyedszámú, stagnáló állománya lehetett a kontinensen, valódi hódító útja a települések fejlődésével párhuzamosan, a 14. századtól kezdődhetett. Az ismertté vált csontleletek alapján Magyarország jelenlegi területére a római korban, a 3–4. században hurcolták be. Az első leletek a Duna és a Tisza mellől származnak, ami a kereskedelem mint terjedési út fontosságát erősíti. Az ásatások során előkerült csontok alapján feltételezhető, hogy a 16–17. században (török kor) már jelentős állománya élt hazánkban (KOVÁCS 2014). Ma már világszerte elterjedt, de állománya a korábbi jelentős méretének töredékére esett vissza. Hazánkban állománycsökkenése a 19. század második felétől kezdődően, meglehetősen gyorsan következhetett be. A visszaesés elsődleges oka a vándorpatkány (*Rattus norvegicus*) intenzív terjeszkedése lehetett, amely a versengés során sikeresebbnek bizonyult kisebb termetű rokonánál. Ehhez járulhatott hozzá a fából készült épületek visszaszorulása, amelyek kedvezőbb élőhelyei voltak a házi patkánynak, mint a modern épületek (JABIR *et al.* 1985). Visszaszorulásának jelentős humán-egészségügyi következményei lehetnek, hiszen korábban több nagy világjárvány is a házi

patkány közvetítésével robbanhatott be és maradhatott fent oly sokáig. A házi patkány Európa nyugati részén és a Mediterráneumban sok helyen jelen van ma is, viszont a skandináv országokból hiányzik. Nagy-Britanniában csak néhány pontról ismert, Lengyelországban, Szlovákiában, illetve Romániában is kifejezetten ritka (HORVÁTH 2007a).

Biológiája

Az esti és reggeli szürkület idején a legaktívabb, míg a délelőtti órákban és éjjel környékén nagyon kevés egyed mozog. Tápláléka eredendően magokból és más növényi részekből áll, de állati eredetű ételmelet is fogyaszt. Nem válogatós, inváziója során áttért a civilizációhoz kötődő táplálékforrásokra, terményeket, élelmiszerraktárak tartalmát és a szerves hulladékból hasznosítható részeket is elfogyasztja.

Épületekben a házi patkány 20–60 tagú csoportokban fordul elő, de a csoporton belül szigorú rangsor vagy állandó párkapcsolat nem alakul ki. Lakóhelyén fészket készít, amihez felhasználja az épületben található különböző anyagokat: papírt, textilt, nylonzacskót stb. (HORVÁTH 2007a). Potenciális szaporodási rátája nem sokkal marad el elhíresült rokonától, a vándorpatkányétól (*Rattus norvegicus*). A házi patkány is szinte egész évben, folyamatosan szaporodik, vemhességi ideje 21–23 nap. Az alomszám átlagosan hét körül mozog, az utódok három-négy hónapos korukban már ivarérettek és szaporodni kezdenek. A növekvő egyedsűrűséggel az egyes példányok közötti agresszió is megnő, ami fokozatos ellésszámcsökkenést okoz (HORVÁTH 2007a).

Ökológiai igényei Magyarországon

Eredeti élőhelyén szubtrópusi klíma uralkodik, ezért a faj alapvetően a meleg, árnyékos élőhelyeken érzi jól magát. A természetes élőhelyeken élő házi patkány fadodvakban, cserjékkel sűrűn benőtt területeken készíti fészket. Mérsékelt övi klimatikus viszonyok mellett,



kifejezetten keresi az ember által biztosított, kiegyenlített hőmérsékletű, védett helyeket, ahol a táplálékforrás is egyenletesebb lehet (KOVÁCS 2012). A vándorpatkánytól (*Rattus norvegicus*) eltérően inkább a házak padlását részesíti előnyben a pincével vagy a csatornarendszerrel szemben.

A házi patkány hazánkban a 19. század közepéig a településeken mindenütt előfordulhatott. Elterjedésének mértéke hasonló vagy még jelentősebb lehetett, mint ma a vándorpatkányé. Magyarországon ma már kifejezetten ritkának mondható. Viszonylag kevés pontos előfordulási adatunk van, annak ellenére, hogy a bagolyköpetekben található csontanyagban a két hazai patkányfaj általában elkülöníthető egymástól. Mindössze a Dél-Dunántúlon, illetve a Csepeli-szabadkikötőben beszélhetünk állandó állományáról, az ország más részeiről csak egy-egy szórványadata ismert (JABIR *et al.* 1985, HORVÁTH 2007a).

Ökológiai problémák

A házi patkány által okozott ökológiai, közegészségügyi és gazdasági károk Magyarországon a jelenlegi elterjedési és állománysűrűségi viszonyok mellett elhanyagolhatók. Inváziója csúcspontján, a vándorpatkányhoz (*Rattus norvegicus*) hasonlóan, elsősorban nagy területen való elterjedése és jelentős állománysűrűsége okozott gondot. A lakott területek közelében fekvő természetes és természetközeli területeken a magtermés tetemes mennyiségének elfogyasztása miatt ökológiai szempontból is jelentős kártevő lehetett. A házi patkányok számos betegség közvetítői voltak a vad- és a háziállatok, valamint kiemelten az ember felé is, amire

közismert példa a középkori pestisjárványokban (fekete halál) betöltött meghatározó szerepük: a pestist okozó baktérium (*Yersinia pestis*) a patkányokon tenyésztő bolhákban (*Siphonaptera*) él, amelyek vérszívás közben beoltják azt a patkányokba, amelyek megbetegszenek és elhullanak. Amikor a gazdaállat elpusztul, a bolha átköltözik egy új gazdára, ha nincs elég patkány, akkor az emberre, melyet szintén megfertőz.

Gazdasági hatások

Jelenlegi alacsony egyedsűrűsége mellett említésre méltó gazdasági károkozása nincs, jóllehet tömeges előfordulása valaha komoly károkat okozhatott élelmiszerraktárakban és állattartó telepek terményraktáraiban.

Védekezési lehetőségek

A házi patkány ritkasága ellenére nem védett, és az idegenhonossága miatt hazánkban ez nem is lenne indokolt. Szelektív módszerekkel egész évben szabadon, engedély nélkül – vándorpatkánynál (*Rattus norvegicus*) bevett módszerekkel – ritkítható, ha esetleges helyi felszaporodása miatt erre szükség lenne. Jelenlegi elterjedése és állománysűrűsége azonban – a Csepeli Szabadkikötőben történő folyamatos, célzott prevenció kivételével – ma nem teszi indokoltá az ellene való szervezett védekezést.

Irodalom

HORVÁTH 2007a, JABIR *et al.* 1985, KOVÁCS 2012, 2014, ROTHENBURGER *et al.* 2015

VÁCZI OLIVÉR

Házi macska

Felis catus LINNAEUS, 1758

Eredeti elterjedési terület

A házi macska az Afrikában és a Közel-Keleten honos afrikai macska (*Felis lybica*) közel-keleti alfajának (*F. lybica ornata*) háziasításából származik (DRISCOLL *et al.* 2007, BURGIN *et al.* 2020). A vadmacska (*Felis silvestris*) tehát nem őse a házi macskának, de közeli rokon fajként azzal könnyen hibridizálódik. Részben természetes, részben háziasítási folyamatok eredményeképpen évezredek óta együtt él az emberrel (FITZGERALD 1988, RANDI & RAGNI 1991). Még ma is csak félig háziasított társállatunk (LORENZ 1983), amely emberi közvetítéssel a világ legtöbb pontjára eljutott. A Földön élő közel egymilliárd, háznál tartott macska legalább 97%-a véletlenszerűen szaporodik (DRYSCOLL *et al.* 2009). A természetben élő házi macska súlyos ökológiai problémákat okoz, több faj kihalásáért is felelős (FITZGERALD 1988, DOHERTY *et al.* 2014, 2016b), és a világ 100 legveszélyesebb idegenhonos inváziós faja közé tartozik (LOWE *et al.* 2004).

A macska megközelítően tízezer évvel ezelőtt a Közel-Keleten, az ún. „termékeny félhold” területén szegődhetett az emberhez (DRISCOLL *et al.* 2009, OTTONI *et al.* 2017). A tudatos háziasítás azonban csak négyezer évvel ezelőtt, az ókori Egyiptomban kezdődött. Más háziállatfajoktól eltérően a macska domesztikációja nem eredményezett számottevő anatómiai változást a vadon élő őshöz képest (HU *et al.* 2014). Ezt erősíti meg a ma élő macskáknak az évezredek korú macskamúmiákkal, illetve a Cipruson feltárt – 9500 évvel ezelőtti macska és ember együttes temetkezéséből származó – kőkorszaki macskalelettel való összehasonlítása (OTTONI *et al.* 2017).

Magyarországi megjelenése

Nemcsak az ókori egyiptomiak, hanem a görögök és a rómaiak is nagy tiszteletben tartották a házi macskát (ANGHI 1990). Bár az Appennini-félszigeten

már az i. e. 5. században voltak házi macskák, Észak-Afrikából és a Közel-Keletről származó példányainak európai betelepítése csak az 1. századtól kezdődött, a rómaiak által. Így került el Britanniába és Pannóniába is. A kora középkorra a házi macska a rágcsálók (Rodentia) irtásában betöltött szerepe miatt már Európa-szerte elterjedt. A 10. század közepe tájából való az a walesi törvénygyűjtemény, mely szabályozta, hogy aki macskát bánt, megcsönkít vagy megöl, milyen büntetésben részesüljön, valamint megszabta az olyan macska árát, amelyik még egeret nem fogott, és kétszeresére értékelte, mihamelyst egeret fogott (ZIMMERMANN & ZIMMERMANN 1944). A tengerészek szerencsehozó állatnak tartották, és sok más háziállattal együtt a 15–18. században eljuttatták a világ minden tájára. Napjainkra az egyik legnépszerűbb, legnagyobb számban tartott társállattá vált. 2020-ban európai állományát 110 millió példányra, a magyarországi létszámot 2,33 millióra becsülték (www.fediaf.org).

Biológiája

A házi macska világszerte elterjedt faj, és mivel jól tűri a szélsőséges éghajlati körülményeket, nemcsak emberi környezetben, hanem bárhol előfordulhat. Élhet magányosan és csoportban is.

Az európai vadmacska (*Felis silvestris*) évi egyszeri, szezonális szaporodásával ellentétben, a házi macska szezonálisan poliésztruszos faj (ORTEGA-PACHECO *et al.* 2012). Mérsékelt égövön egyik fő szaporodási időszaka tél végétől nyár elejéig, a másik nyár közepétől ősz közepéig tart, ezalatt több alkalommal is ivarzik. Az Egyenlítő mentén élő macskák egész évben képesek szaporodni, az európai vadmacska viszont csak akkor kölykezik egy éven belül újra, ha kölykeit elveszti, de két almot nem nevel fel. Az ivarzás négy–hét naptól akár 20 napig is eltarthat. Az átlagos vemhességi idő 63 nap, az alomszám négy (egy–nyolc), a kölyköket nyolc–kilenc

hetes korukig az anyjuk eteti, a nőtények 10 (4–12) hónapos korban érik el ivarérettségüket (TURNER & BATESON 1988, KITCHENER 1991). Húsz év feletti életkort is megélhet. Egy nőtény az élete során száznál is több utódot hozhat világra.

Hazai rádiótelemetriás vizsgálat szerint az elvadult házi macska nőtényeinek átlagos mozgáskörzete 80 ha, a kandúroké 170 ha (BIRÓ *et al.* 2004).

Az emberhez való kötődés jellegétől és szorosságtól függően, a házi macska lehet szobamacska, ház vagy gazdaság körül élő, háztól hosszabb-rövid időre elkóborló, illetve teljesen elvadult (LIBERG 1984, LIBERG & SANDELL 1988, PEARRE & MAASS 1998). A ház körül élő házi macska nagyban függ a gazdája által biztosított tápláléktól, és nem függ a táplálékszerzés céljából történő vadásztatól. A házi macska könnyen és gyorsan képes elvadulni, azaz a szelíd (ház körül élő) állapotból az elvadult (szabadon élő) életmódra váltani (LIBERG & SANDELL 1986, FITZGERALD 1988). Az elvadult házi macska képes fenntartani magát házi táplálék nélkül, vagy annak nagyon ritka fogyasztása mellett (LIBERG 1984, BIRÓ *et al.* 2005, DOHERTY *et al.* 2015), tekintve, hogy kiváló vadász (TURNER & MEISTER 1988).

Bár a macskák etetése csökkenti a késétést a vadászatra (TURNER & MEISTER 1988), a ház körül élő házi macskák esetén is ismert nagyszámú prédaejtés, zsákmányt ugyanis az éhségtől függetlenül is ejtenek. A házi koszt mellett a fő táplálékot számukra a kisemlősök – főként rágcsálók (Rodentia) – jelentik (FITZGERALD 1988), de gyakori lehet a kis testű énekesmadarak (Passeriformes) vagy az ízeltlábúak (Insecta) fogyasztása is (SZÉLES *et al.* 2018). Az elvadult házi macskák fő táplálékai szintén kisemlősök (köztük ritka fajok és kártevők egyaránt szerepelhetnek), de madarak (LIBERG 1984, PEARRE & MAASS 1998) vagy üregi nyúl (*Oryctolagus cuniculus*) (CORBETT 1979, LIBERG 1984, OZELLA *et al.* 2016) dominanciáját, illetve hüllők (Reptilia) gyakori fogyasztását is kimutatták (DICKMAN 1996a, 1996b, DOHERTY *et al.* 2015, LANSZKI *et al.* 2016). Obligát húsevő, növényeket és dögöt ritkán fogyaszt (FITZGERALD 1988).

Vadászati mód tekintetében a macskák a takarást kihasználva az „ül és vár”, illetve a lopakodó (cserkelő) vadászatot egyaránt alkalmazzák. Opportunista ragadozók, a különböző prédafajokat a hozzáférhetőségük szerint kezelik, továbbá hulladékból is táplálkoznak (TURNER & MEISTER 1988). A házi macska félig-meddig kúszva, nyakát behúzva, takarásban lopakodik a madár közelébe, így próbál észrevétlen maradni (MORRIS 1986,

TURNER & MEISTER 1988). Nem ugrik rá a prédára, míg testközelségbe nem kerül, és nem üldözi hosszan a zsákmányát. A cserkészésben azonban lehet gyorsabb kúszó és futó szakasz is, majd megáll és vár, végül ugrik. A házi macska sokszor játszik a zsákmányával mielőtt megölné. A zsákmányállat gyakran a stressz okozta félelembe pusztul bele. A kölykeit nevelő házi macska élő állatot visz a fészkebe, hogy motiválja és tanítsa azokat a zsákmány megölésének fortélyaira. Ismert, hogy a macska a frissen elejtett zsákmányát a gazdája elé viszi, ilyenkor úgy viselkedik, mintha az ember a kölyke vagy annak helyettesítője lenne (MORRIS 1986, TURNER & MEISTER 1988).

Ökológia problémák

A házi macska biodiverzitásra gyakorolt erősen negatív hatását nem szabad alulbecsülni. Nagy-Britanniában, a macskák által hazahordott préda mennyiségének és fajösszetételének modellezésére alapozott becslésében, kérdőíves felmérést végeztek macskatartók körében (WOODS *et al.* 2003). Az országban a házi macska állományát 9 millióra becsülték (viszonyításképp, ez a vörösróka-állomány 38-szorosa!). Áprilistól augusztusig közel ezer macskára vonatkozó adat összegzése alapján a hazavitt állatok 69%-a emlős (Mammalia), 24%-a madár (Aves), 4%-a kételtű (Amphibia), 1%-a hüllő (Reptilia) és rovar (Insecta) volt, ritkán előfordult hal (Pisces) és hulladék is. A macskalétszám és a prédaejtési gyakorisági adatok alapján, egyetlen késő tavaszi, nyári időszakban, a házi macskák által okozott becsült veszteség 92 millió (85–100 millió) prédaegyed, amiből csak a madár 27 millió példány (!) lehetett. Hasonló becslést végeztek lengyelországi agrárterületeken a préda hazahordása és táplálékvizsgálat alapján (KRAUZEGRYZ *et al.* 2019). A becsült évenkénti veszteség 48 millió hazavitt és 583 millió elfogyasztott emlős, valamint 9 millió hazavitt és 136 millió megégett madár. Svájcban évente 0,1–0,3 millió madárveszteséggel számoltak a tavaszi időszakban (TSCHANZ *et al.* 2011). Az Amerikai Egyesült Államokban a szabadon kóborló házi macskák által okozott éves becsült veszteség 1-4 milliárd madár és 6-22 milliárd emlős (Loss *et al.* 2013). A házi macskák miatti becsült veszteség Kanadában 150–250 millió madár évente, ami a teljes madárállomány 2–7%-át teszi ki; az ott előforduló 461 madárfaj közül 115 fajt zsákmányolt a házi macska (BLANCHER 2013). Az óceáni szigeteken tengeri madarak millióit pusztítják el macskák (PASCAL 1980, CHAPUIS *et al.* 1994). Ausztráliában a házi



Tengelicet (*Carduelis carduelis*) zsákmányoló házi macska

kedvencek és az elvadult házi macskák által évente zsákmányul ejtett madarak becsült száma 377 millió (napi legalább egymillió) példány (WOJNARSKI *et al.* 2017). A valós helyzet azonban ennél is sokkal rosszabb lehet. LOYD *et al.* (2013) apró videokamerát helyeztek el házi macskák nyakörvén, hogy nyomon kövessék a szabadba kijáró példányok zsákmányszerzését. 55 macska egy éves felvételadatai alapján azt tapasztalták, hogy azok 44%-a vadászott a szabadban. Ezek a macskák az elejtett zsákmánynak csak a 23%-át vitték haza, 28%-át ették meg, míg a felét (49%) hátrahagyták a zsákmányejtés helyszínén. Ez a veszteség kamerafelvételek nélkül láthatatlan. 53 európai területen végzett vizsgálat adatai alapján a különböző típusú macskacsoportok (ház körül élő és elvadult házi macska, vadmacska) összehasonlításával azt találták, hogy a ház körül élő házi macska és a vadmacska táplálék-összetétele közötti, ismertnek vélt különbség csak látszólagos. Valójában a préda hazahordása alapján a házi macska táplálkozása nagy hasonlóságot mutat a vadmacskáéval, valamint a vadmacskához hasonló táplálkozású elvadult házi macska táplálékával is (SZÉLES *et al.* 2018).

Házi macskák játszottak közre – a madárgyűjtők és az élőhelyvesztés mellett – a Stephens-szigeti álfakusz (*Traversia lyalli*) 1895-ben, a macskák behurcolását követő egyetlen éven belül bekövetkezett kihalásában is (GALBREATH & BROWN 2004). A jelenkorban sem jobb a helyzet, az elvadult házi macskák a szigetek madárpopulációját ugyanúgy veszélyeztetik, többek között az endemikus tengeri madarakat Hawaii-on (LOHR *et al.* 2013). DOHERTY *et al.* (2016b) összegző munkája szerint házi macskák felelősek 63 gerincesfaj kihalásáért (40 madár, 21 emlős és két hüllő), ugyanez a rágcsálók – főként patkányok (*Rattus* sp.) – esetén még több: 75 faj (52 madár, 21 emlős és két hüllő). A már kihalt és a veszélyeztetett fajokat együtt figyelembe véve az összesített számadat a házi macska esetén 420, a rágcsálók esetén 430 faj, míg a kutya (*Canis familiaris*) esetén 156, az elvadult sertés (*Sus scrofa*) esetén 140, a jávai mongúz (*Herpestes javanicus*) esetén 83, a vörös róka (*Vulpes vulpes*) esetén 48, a hermelin (*Mustela erminea*) esetén 30 faj (DOHERTY *et al.* 2016b). A házi macska eltávolítása az adott élőhelyről gyakran eredményes a kihalási folyamatok megállításában és a biodiverzitás megőrzésében

(NOGALES *et al.* 2004, BONNAUD *et al.* 2007). Esetenként azonban a csúcsragadozó eltávolítása a hozzá képest kisebb, vagyis „közepes” testméretű ragadozók (mezopredátor fajok) létszámnövekedését eredményezheti (COURCHAMP *et al.* 1999, CROOKS & SOULÉ 1999, RUSSELL *et al.* 2009).

Annak alátámasztásául, hogy egyetlen ragadozó „megjelenése” vagy állományváltozása milyen jelentős hatást gyakorolhat a trofikus kaszkádon keresztül a teljes ökoszisztémára, szolgáljon az alábbi példa. A 128 km²-es Macquarie-sziget Tasmaniától délkeletre helyezkedik el, és tengeri madarak tömeges fészkelőhelyéül szolgál. A szigetre az 1860-as években üregi nyulakat telepítettek vadászati és élelmezési céllal. Ezek egyedszáma az 1960-as évekre végzetes méreteket öltött (BERGSTROM *et al.* 2009), és a növényzet túlzott rágása miatt visszaszorításuk szükségessé vált. Az üreginyúl-állomány csökkentése érdekében a myxomatózis vírusát (*Leporipoxvirus*) vetették be. A vírusfertőzés hatására a nyulak létszáma az 1980-as évekre visszaesett, aminek eredményeképpen a növényzet regenerálódni kezdett. A zsákmányolható nyulak létszámának erőteljes csökkenése miatt azonban a szigetre korábban behurcolt, majd elvadult házi macskák keresőképe az üregi nyúlról a vízimadarakra váltott. Ezért – a fészkaljvesztések elkerülése érdekében – egy 1985-ben indított élőhely-kezelési programban az elvadult házi macskák kiirtását tűzték ki célul. 2000-re kilőtték az összes házi macskát, ezt követően azonban az üregi nyulakat már nem pusztította sem a myxomatózis, sem az elvadult házi macskák, emiatt ismét úgy elsaporodtak, hogy teljesen tönkretették a növényzetet. Vagyis a nem alaposan megtervezett beavatkozások eredményeképpen a behurcolt, agresszívan terjedő fajok nagymértékű változásokat, akár fajok kihalását vagy teljes ökoszisztémák összeomlását is okozhatják (BERGSTROM *et al.* 2009). Fontos szem előtt tartani, hogy a beavatkozásoknak mindig teljes körűnek kell lenniük, és szükség van kockázatelemzésre is, hogy fel lehessen készülni az esetleges közvetett hatásokra.

Magyarországi Natura 2000 területeken a természetvédelmi kezelők körében végzett kérdőíves felmérés szerint a legveszélyesebb inváziós állatfajok között első helyen szerepel a házi macska (KÉZDY *et al.* 2018). A hivatalos vadászati statisztika (www.ova.info.hu) szerint a kóbor macska országos terítéke a 2020/2021-es vadászévben 4186 pld. volt, mindössze egytizede az 1997/1998-as vadászévben közölt adatoknak. A kóbormacska-kérdéskör nagyon összetett és kényes.

Hazai rádiótelemetriás vizsgálat (BIRÓ *et al.* 2004) szerint az elvadult házi macskák beilleszkedtek a vadmacskák (*Felis silvestris*) szociális rendszerébe, amit az támaszt alá, hogy a vadmacskák ezek territóriumát kerülték. Vagyis az elvadult házi macskák értékes vadmacskaélőhelyeket foglalnak el, ami bizonyíték a területért folyó versengésre.

Egy korábbi hazai táplálkozásvizsgálat elvadult házi macska, vadmacska és hibridjük összehasonlítására irányult (BIRÓ *et al.* 2005). Mindhárom csoport táplálékában kisemlősök – elsősorban pocokfajok (Arvicolinae) domináltak. Az elvadult házi macskák (n=264) a kisemlősök (73%) mellett alkalmoszerűen fogyasztottak mezei nyulat (*Lepus europaeus*) is (1%). A közönséges kisemlősfajok mellett a tápláléklistán szerepelt a közönséges ürge (*Spermophilus citellus*), a mezei hörcsög (*Cricetus cricetus*) és pelefélék (Gliridae) is. A madártáplálékban (6%) főként kis testű énekesmadarak szerepeltek, esetenként azonban fácán (*Phasianus colchicus*) is. Alkalmilag hullók – siklók (Colubridae) és gyíkok (Sauria) – (0,8%), ízeltlábúak (Arthropoda) (2%) és egyebek – hal (Pisces), háziállat, macskaeledel, növény – fogyasztása is előfordult. Az elvadult házi macskák ritkán házi táplálékot is fogyasztottak, ezt a vadmacskák nem teszik. Ez kritikus időszakokban – például táplálékhiány esetén – versenylőnyt jelent az elvadult házi macskák számára, hiszen ilyenkor lakóépületek közelébe húzódva az itt található táplálékforrásokat is ki tudják használni. Elvadult házi macskák azokon a területeken is folyamatosan jelen voltak, ahol a madárfészektelepek védelme érdekében a megjelenő kóbor macskákat évről évre eltávolították (BIRÓ *et al.* 2005), mivel a házaknál tartott macskák kifogyhatatlan utánpótlást jelentenek. A nagyszámú hazai kóbor macska ismeretében a táplálkozásvizsgálatok eredményei az élővilágban okozott számottevő veszteséget sejtetnek.

A házi macska az európai vadmacska (*Felis silvestris*) állományát veszélyeztető tényezők között az egyik legfontosabb (HUBBARD *et al.* 1992, YAMAGUCHI *et al.* 2015, KILSHAW *et al.* 2016). A természeti területeken nagy létszámban jelen levő házi macskák és a kevés vadmacska találkozásai hibridizációhoz vezetnek, ami egy húsz évvel ezelőtti európai felmérés szerint Magyarországon nagyarányú (PIERPAOLI *et al.* 2003). A gyakori találkozások beolvasztó hibridizációhoz vezetnek, aminek vesztese a vadmacska. Házi macskával gyakorlatilag bármely, akár lakóépületektől távoli természeti területen találkozhatunk. Ezt a 2018 óta zajló hazai vadmacskakutatásban egyidejűleg alkalmazott 50-60 db



fotócsapda felvételei, valamint a szőrscapdákból származó minták genetikai elemzésének adatai is bizonyítják (LANSZKI & GRUBER 2021a). A morfológiai bélyegek alapján történő besorolási korlátok (FRENCH *et al.* 1988) ismeretében a fotócsapdás felvételek, valamint az elpusztultan talált vadmacskák boncolási tapasztalatai azt mutatják, hogy a hazai vadmacskák legalább egyharmada hibrid (LANSZKI & GRUBER 2021a, 2021b). Tovább rontja a vadmacskaállomány helyzetét, hogy az elcsavargó házi kedvencek macskabetegségeket – pl. macskaleukózis (macska leukémia vírus, FeLV), macska-AIDS (macska immunhiányt okozó vírus, FIV), panleukopénia (macska parvovírus, FPV) – terjeszthetnek (DUARTE *et al.* 2012).

Védekezési lehetőségek

A 19. századtól kezdődően, hangsúlyosan pedig az 1970-es évektől, világszerte számos kísérlet hajtottak végre, illetve programot valósítottak meg a házi macskák természeti területekről, legtöbbször szigetekről való eltávolítása érdekében. NOGALES *et al.* (2004) 48 szigeten végrehajtott program tapasztalatait összegezték. A szigetek háromnegyede 5 km²-nél kisebb, a legnagyobb (Marion-sziget) 290 km² területű volt. A 10 km²-nél nagyobb szigetek esetén a házi macskák eltávolítása csak 21%-ban volt sikeres. Leggyakrabban a csapdázás, valamint a lőfegyverrel és kutyákkal végrehajtott vadászat vezetett eredményre (43 sziget 91%-ában). Gyakran kombinálták a csapdázást a vadászattal, és más módszereket is bevetettek (DOHERTY *et al.* 2016a).

A háznál tartott macskák ritkábban vadásznak önmaguk ellátása érdekében, amennyiben igényeiket (ROCHLITZ 2005) a tartásuk során kielégítjük. A házi macskák élővilágra gyakorolt drasztikus negatív hatásának elkerülésére a házon belül való tartás a legjobb megoldás. Abban az esetben, ha

a macska szabadon kijárhat a házból, akkor ivartalanítani szükséges. Ezzel a nem kívánt szaporulat is elkerülhető. A szabadban töltött idő korlátozása (nappalra házban tartással), a reggeli etetés, a felügyelet, továbbá nyakörvre függesztett csengettyű (RUXTON *et al.* 2002) vagy villogó ledes nyakörv ronthatja az állat zsákmányejtésének a sikerét. Madáretető elhelyezésénél ügyelni kell arra, hogy ne essen közel a macska számára fedezéket nyújtó bokrokhoz, mert abban az esetben a jó szándékkal kihelyezett madáretető macskaetető szerepet fog betölteni. A kertben élő madarak házi macskával szembeni

védelmére további megoldási javaslatok a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület honlapján olvashatók (https://www.mme.hu/madarak_es_macskak_a_kertben). A felelős macskatartás mindenképpen elvárás!

A házi macska potenciális zsákmányai és a tisztavérű vadmacskaállományok védelme érdekében elengedhetetlen társállattartási szokásaink színvonalának emelése, és sürgető a házi macska tartására vonatkozó szabályozás érdemi szigorítása.

Irodalom

ANGHI 1990, BERGMAN 2005, BERGSTROM *et al.* 2009, BIRÓ *et al.* 2004, 2005, BLANCHER 2013, BONNAUD *et al.* 2011, BURGIN *et al.* 2020, CHAPUIS *et al.* 1994, CORBETT 1979, COURCHAMP *et al.* 1999, CROOKS & SOULÉ 1999, DICKMAN 1996b, DOHERTY *et al.* 2014, 2015, 2016a, 2016b, DRISCOL *et al.* 2007, 2009, DUARTE *et al.* 2012, FITZGERALD 1988, FRENCH *et al.* 1988, GALBREATH & BROWN 2004, HU *et al.* 20014, HUBBARD *et al.* 1992, KÉZDY *et al.* 2018, KILSHAW *et al.* 2016, KITCHENER 1991, KRAUZE-GRYZ *et al.* 2019, LANSZKI & GRUBER 2021a, 2021b, LANSZKI *et al.* 2016, LETNIC & KOCH 2010, LIBERG 1984, LIBERG & SANDELL 1988, LOHR *et al.* 2013, LORENZ 1983, LOSS *et al.* 2013, LOWE *et al.* 2004, LOYD *et al.* 2013, MORRIS 1986, NOGALES *et al.* 2004, ORTEGA-PACHECO *et al.* 2012, OTTONI *et al.* 2017, OZELLA *et al.* 2016, PASCAL 1980, PEARRE & MAASS 1998, PIERPAOLI *et al.* 2003, RANDI & RAGNI 1991, ROCHLITZ 2005, RUSSELL *et al.* 2009, RUXTON *et al.* 2002, SZÉLES *et al.* 2018, TSCHANZ *et al.* 2011, TURNER & BATESON 1988, TURNER & MEISTER 1988, WOINARSKI *et al.* 2017, WOODS *et al.* 2003, YAMAGUCHI *et al.* 2015, ZIMMERMANN & ZIMMERMANN 1944

LANSZKI JÓZSEF & LANSZKI-SZÉLES GABRIELLA

Aranysakál

Canis aureus LINNAEUS, 1758

Eredeti elterjedési terület

Az aranysakál Európában a legsikeresebb ragadozó-
emlős-fajok közé tartozik, terjeszkedése rendkívül
gyors (RUTKOWSKI *et al.* 2015). Eredeti elterjedési te-
rülete magában foglalja Közép- és Délkelet-Ázsiát,
az Arab-félszigetet, a Közel-Keletet és Közép-Európa
keleti részét (MACDONALD & ZUBIRI 2004). Az egy-
kor szintén aranysakálnak tartott afrikai állományo-
kat az újabb összehasonlító molekuláris genetikai
vizsgálatok alapján külön fajba sorolják, afrikai farkas
(*Canis lupaster*) néven (RUENESS *et al.* 2011, KOEPLI
et al. 2015).

Az aranysakál ökológiai plaszticitása kiemelkedő.
Élőhely-generalista faj, széles eurázsiai elterjedési te-
rületén belül előfordul mérsékelt övi, szubmediter-
rán, mediterrán és szubtrópusi éghajlatú területeken
is. Jelen van a füves területektől a vizes élőhelyeken
át a lombhullató erdőig, a természetközeli és az em-
ber által nagymértékben átalakított területeken, akár
nagyvárosok környékén is (AIYADURAI & JHALA
2006, TROUWBORST *et al.* 2015).

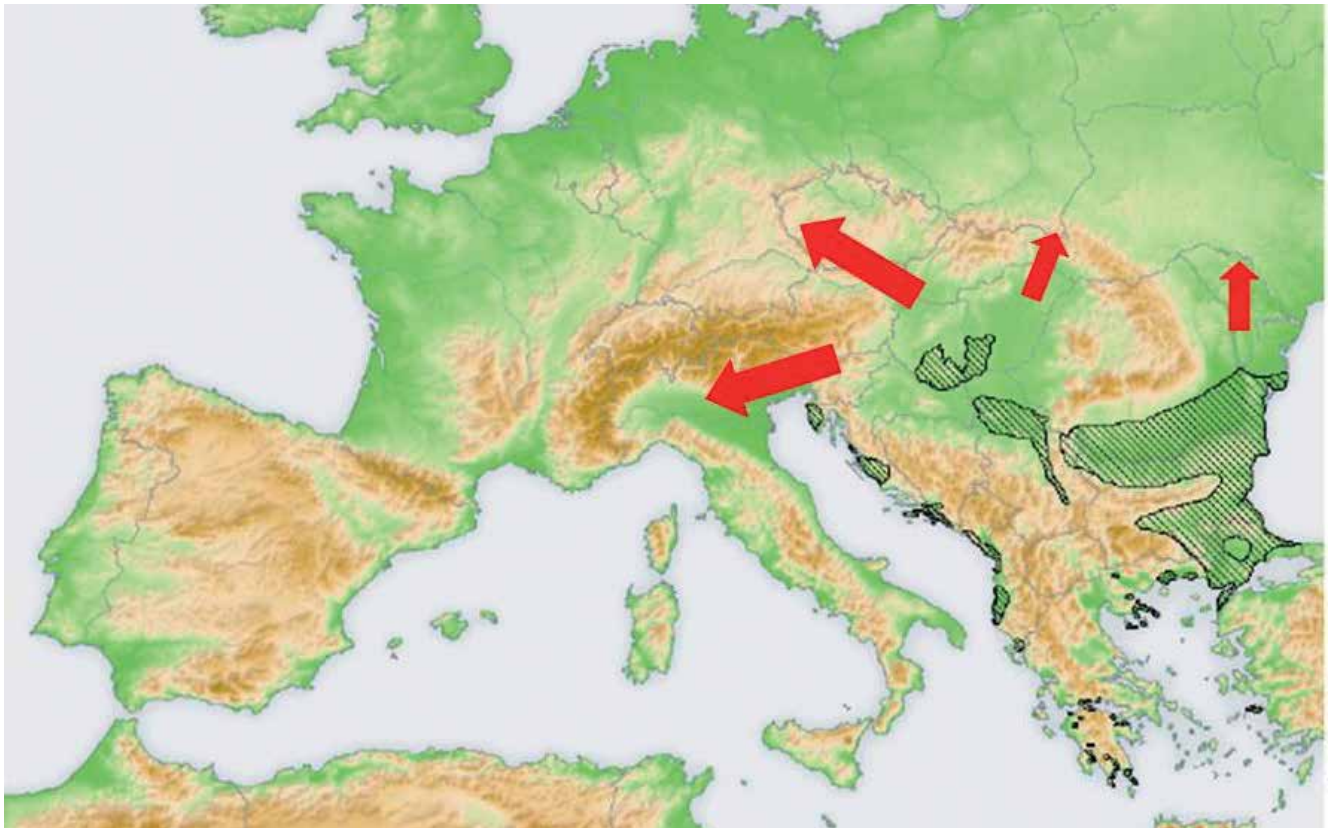
Magyarországi megjelenése

Az aranysakál Európában őshonos fajként sza-
porodóállományokkal rendelkezik Albániában,
Ausztriában, Bosznia-Hercegovinában, Bulgáriában,
Horvátországban, Görögországban, Magyarországon,
Szerbiában, Romániában, Szlovákiában, Szlovéniában,
Törökországban, Oroszországban és Ukrajnában
(HOFFMANN *et al.* 2008). Gyors állománybővülé-
sének mozgatórugói kevéssé feltártak. Európai el-
terjedése a történelmi időkben a kontinens délkele-
ti területeire korlátozódott (KRYŠTUFEK *et al.* 1997,
ARNOLD *et al.* 2012). A Közép-Európa keleti részén
élő állományának a 20. század első felében tapaszt-
alt visszaszorulását elsősorban az élőhely-átalakítá-
sok és az erőteljes üldözések okozhatták (GIANNATOS
2004, GIANNATOS *et al.* 2005), a 20. század közepére

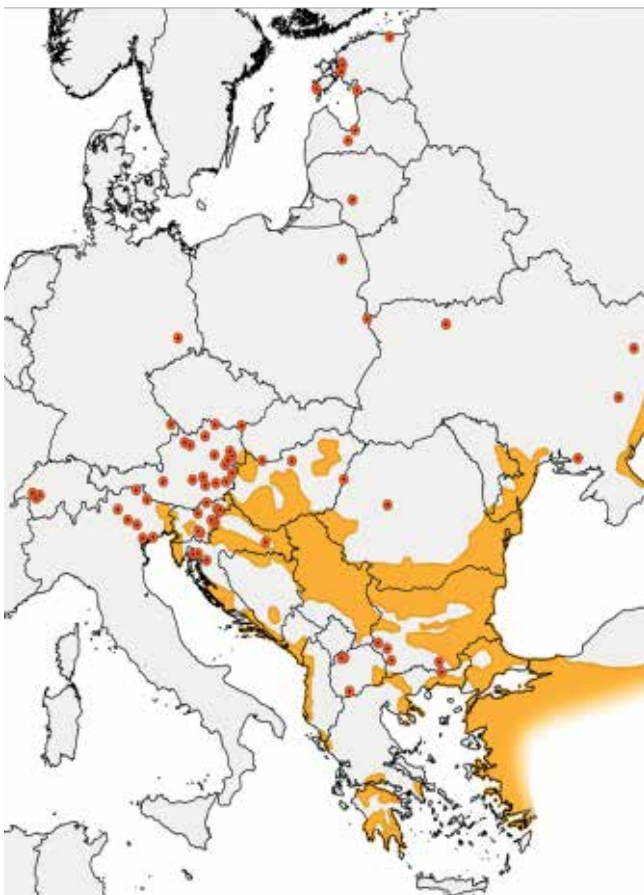
a Földközi- és a Fekete-tenger part menti régióiban
elszigetelt szaporodópulációk maradtak csak fenn
(KROFEL *et al.* 2017). Bulgáriában 1962-ben védetté
nyilvánították a fajt. Az 1970-es és az 1980-as évek-
ben állománya a Balkán-félsziget felől északi és nyu-
gati irányban – a szürke farkas (*Canis lupus*) által
lakott hegyvidéki területeket leszámítva – gyors ter-
jeszkedésbe kezdett (KRYŠTUFEK *et al.* 1997, ARNOLD
et al. 2012). Területfoglalásának nincsenek földraj-
zi korlátai (RUTKOWSKI *et al.* 2015). Terjeszkedését
különböző tényezők válthatták ki, illetve segíthet-
ték, mint például a tájhasználat átalakulása vagy
az éghajlat változása (ŠÁLEK *et al.* 2014, KLEIJN
et al. 2009, TROUWBORST *et al.* 2015), illetve hangsú-
lyosan az antropogén eredetű táplálékforrások bősé-
ge (ĆIROVIĆ *et al.* 2016, LANZSKI *et al.* 2018a) vagy
a farkas, mint erősebb versenytárs állományának
visszaszorítása (KROFEL *et al.* 2017, NEWSOME *et al.*
2017). A populációnövekedést és a terjeszkedést segí-
ti továbbá az aranysakál szétszóródási mintázatának
(KAPOTA *et al.* 2016, LANZSKI *et al.* 2018b, STRONEN
et al. 2021), területhasználatának (FENTON *et al.* 2021),
valamint a társas szerveződésének (MACDONALD
1979, 1983, MOEHLMAN 1987, JHALA & MOEHLMAN
2004) a rugalmassága. Kóborló példányok vagy fi-
atal, első szaporodó családok megtelepedését ész-
lelték már Németországban, Lengyelországban,
Dániában, Svájcban, Fehéroroszországban,
Franciaországban, Észtországban, Lettországon,
Litvániában és Finnországban is (HOFFMANN *et al.*
2008, TROUWBORST *et al.* 2015). 2021 februárjában
Norvégiában, az északi sarkkörön túl is megjelent
(LINNELL *et al.* 2021).

Becsült európai állománya egy korábbi felmérés
szerint 70 000 pld. (ĆIROVIĆ *et al.* 2016), újabban
97 000 – 117 000 lehet (LCIE 2021).

Az aranysakál őshonos ragadozónk (RAKONCZAY
1989, HOFFMANN *et al.* 2008, TÓTH *et al.* 2009).



Az aransakál elterjedése a 2000-es évek elejéig, illetve lehetséges terjedési útvonalai Európában (ARNOLD *et al.* 2012 után módosítva). A sátozás a szaporodóállományokat jelöli



Magyarország területén a középkortól bizonyíthatóan, bár alacsony sűrűségben, de folyamatosan jelen volt. A sakál és az aransakál elnevezés új keletű. Számos régi elnevezése ismert, például nádi farkas, réti farkas, toportyán, török róka, ami nehezíti a faj azonosítását a régi írásokban, iratokban. Az 1940-es években Magyarországról kipusztult, majd a következő 50 évből csak szórványos előfordulásai voltak ismertek. Az ekkor észlelt egyedek kóborló fiatal kanok voltak, de szaporodóállomány nem maradt fenn (DEMETER & SPASSOV 1993, RAKONCZAY 1989). Spontán visszatelepődése az 1990-es évek elején a Balkán-félsziget irányából, a bulgáriai állomány erősödésével kezdődött. Ettől kezdve elterjedési területét és állományméretét inváziós fajokra jellemző gyorsasággal növelte (HELTAI *et al.* 2010, 2013).

Az IUCN a *nem veszélyeztetett (Least Concern)* fajok közé sorolja. Állománya Európában és Magyarországon is növekvő. Hazánkban egész évben vadászható.

Az aransakál újabb előfordulásai Európában (TROUBORST *et al.* 2015). A narancssárga szín a szaporodóállományokat, a piros pontok a szórványos előfordulásokat jelölik

Biológiája

Az aranyakál ember elől rejtőzködő életmódú faj. Sokféle élőhelyen előfordul, kedveli a kotorék vagy vacok elrejtésére alkalmas sűrű bozótosokat, a nagyvadban gazdag, szabdalt erdőket, a rágcsálókban (Rodentia) bővelkedő mezőgazdasági területeket és parlagokat, a gyepeket, a folyó menti ligeterdőket, de láp- és mocsárvidékeken is megtalálható. Kerüli a nagy kiterjedésű erdőségeket, illetve a teljesen nyílt, intenzíven művelt területeket. A szeméttelpek közelében is rendszeresen előfordul (GIANNATOS 2004, JHALA & MOEHLMAN 2004). Nagyobb valószínűséggel telepszik meg a vizes élőhelyeken, valamint a mezőgazdasági művelés alatt álló, alacsonyabb népsűrűségű és enyhébb telű területeken (RANC *et al.* 2018).

Közepes testméretű ragadozó, tömege 10–15 kg. Táplálkozása viszonylag jól ismert, elterjedési területén negyvennél is több táplálkozásvizsgálatot végeztek, amelyek alapján kijelenthető, hogy az más ragadozókhoz képest is rendkívül változatos (LANSZKI *et al.* 2022). Táplálkozási szokásait éghajlati és környezeti tényezők egyaránt befolyásolják. Opportunista ragadozóként adott területen és pillanatban a legkönnyebben hozzáférhető és legtöbb „nyereséggel” megszerezhető táplálékot választja. Ebből adódóan gyorsan képes alkalmazkodni a folyamatosan változó környezethez. Táplálékszerzési stratégiája rugalmas, ami nagyban segíti az állomány terjeszkedését. A kínálkozó alkalomtól és a lehetséges zsákmány méretétől függően gyorsan képes vadászati módot váltani. A jellemzően magányos vadászatról a párban vagy – az utódok vadászatra tanítása idején – családi kötelékben való vadászatra is átválthat (MACDONALD 1979, 1983, MOEHLMAN 1987, DEMETER & SPASSOV 1993, YOM-TOV *et al.* 1995). Testalkatából adódóan – a farkashoz (*Canis lupus*) képest viszonylag rövid lábai vannak – kereső, és nem üldöző stratégiát alkalmaz (ALIEV 1968, TARJANNYIKOV 1974, LANSZKI *et al.* 2006). A 4 kg-nál kisebb testtömegű prédát részesíti előnyben (HAYWARD *et al.* 2017). Kis méretű zsákmányát jellemzően magányosan szerzi, csoportban azonban képes nagyobb testű sebzett, sérült vad elejtésére is. Nem tölti be a nagyragadozók szerepkörét, jelenleg nem ismert, hogy ragadozóként van-e „top-down” hatása (ökoszisztémán belül felülről lefelé irányuló szabályozás). A tetemeltakarítás és a kisebb testű, a biodiverzitásra negatívan ható ragadozók pl. vörös róka (*Vulpes vulpes*) kiszorítása tipikus mezopredátor szerepkörök (CROOKS & SOULÉ 1999, GLEN *et al.* 2007, BESCHTA & RIPPLE 2009).

Omnivor ragadozó. Eurázsiai elterjedési területén fő táplálékát kisemlősök, növények és háziállatok tetemei jelentik. Ezekon kívül is sokféle táplálékforrást

képes hasznosítani, 78 emlős- (Mammalia), 31 madár- (Aves) és tojás, 11 hüllő- (Reptilia) és kételtű- (Amphibia), öt hal- (Pisces), 53 gerinctelen- és 81 növénytaxon fogyasztása ismert (LANSZKI 2012, HAYWARD *et al.* 2017, LANSZKI *et al.* 2022). A háziállatok és a nagyvadak tetemeit, a nagyvadak zsigereit, valamint más ragadozók prédamaradványait is előszeretettel fogyasztja. Egyes vizsgálatokban nyulat, fácánt (*Phasianus colchicus*), vízimadarakat és tojásokat, teknőstojást, nagyvadfajok újszülöttjeit is kimutattak (DEMETER & SPASSOV 1993, BROWN & MACDONALD 1995, LANSZKI *et al.* 2009, 2018). Kedveli az érett gyümölcsöket és az érésben levő kukoricát (*Zea mays*). A szeméttelpek által nyújtott forrást is kihasználja (MACDONALD 1979, KAPOTA *et al.* 2016, ČIROVIĆ *et al.* 2016).

Az aranyakálcsoportok szociális szerkezete a farkaséhoz hasonló (MACDONALD 1979, 1983, MOEHLMAN 1987). A családi csoport alapját a domináns (alfa) szuka és kan alkotja, amelyek egyrangúak, életre szólóan összetartanak. A párosodási időszak januártól márciusig tart. Az almonként átlagosan három–öt (de legfeljebb nyolc) kölyök 60–63 napi vemhesség után, április–májusban jön világra. A társas kapcsolatokban a rangsor meghatározza a csoporton belüli reprodukciós sikert. Csak a domináns szülőpár szaporodik. Táplálékban gazdag területen az előző évben született utódok egy része a szülőpárral maradhat. Ezek az ún. „segítők” nem szaporodnak, hanem a szüleik következő évi kölykeinek (vagyis a testvéreiknek) a nevelésében vesznek részt (MACDONALD 1983). A kölykök életük első két hetét a vackon vagy a kotorékban töltik anyjukkal, ebben az időszakban csak szopnak. Az anyát a kan és a „segítők” táplálják. Ezután a kölykök tápláléka kiegészül a szülők és a „segítők” által visszaöklendezett előemésztett táplálékkal. A fiatalok tanítása hosszú ideig, hat–nyolc hónapig tart, aminek az az oka, hogy a tanítás kiterjed a veszélyes préda, pl. a sebzett nagyvad elejtésére is. A szukák a születésüket követő évben, a kanok kétévesen válnak ivaréretté, élettartamuk a 16 évet is elérheti. Bulgáriában a vizsgált sakálok 10%-a volt csak idősebb háromévesnél (STOYANOV 2012). Az új területekhez való gyors alkalmazkodását elősegíti, hogy a sakálszülők és a „segítők” a kölyköket nagyon változatos táplálékkal látják el, illetve hosszú időn keresztül tanítják.

A télen szétszóródó fiatal (elsőéves) és idősebb („segítő”) sakálok a családalapítás érdekében nagy távolságokra is elkóborolhatnak. Ezek az utódok pótolják az alfa párok kieső tagjait is. Kontinens léptékű molekuláris genetikai vizsgálat (RUTKOWSKI *et al.* 2015) támasztotta alá az egymástól nagy földrajzi

távolságokra (pl. Kaukázus és Baltikum) levő populációk közötti szoros rokonsági kapcsolatot, miközben a „köztes” területek megfigyelési pontjai gyakran több száz km-es távolságokra estek egymástól (RUTKOWSKI *et al.* 2015, TROUWBORST *et al.* 2015). GPS-es nyakörvvel ellátott, területkereső sakál 220 km-t tett meg mindössze két hét alatt (LANSZKI *et al.* 2018). A kóborló példányok között nagyarányú az elgázolás, a vadászat és a nagyobb ragadozók miatti veszteség. Izraelben, jeladóval megjelölt 39 sakál közül tíz hagyta el a szülei mozgáskörzetet, közülük nyolc elpusztult (KAPOTA *et al.* 2016).

Telemetriás nyomkövetés alapján az átlagos mozgáskörzet mérete Görögországban 2–15 km² (GIANNATOS *et al.* 2005). Állománysűrűsége bioakusztikus monitorozás alapján 100 km²-enként Görögországban 8–50 csoport, Horvátországban 6–11 csoport, Bulgáriában 14–70 csoport, hazai mezőgazdasági művelés alatt álló területen 14–32 csoport, erdőszűrt területen 15–32 csoport (GIANNATOS *et al.* 2005, HELTAI *et al.* 2010, STOYANOV 2012, SÁLEK *et al.* 2014, Lanszki J.).

A sakál is fogékony a kutyafélék betegségeire, így például a veszettségre és a szopornycíra, valamint számos parazitát is terjeszthet. Utóbbiak közül említhetők a szívféreg (*Dirofilaria immitis*), az izomféreg (*Trichinella spiralis*) és egyes galandférgek (*Echinococcus* spp.) (SZÉLL *et al.* 2013, TAKÁCS *et al.* 2014, BALOG *et al.* 2021).

Ökológiai igényei Magyarországon

Az aransakál emlős ragadozóiban gazdag dél-magyarországi területekre tért vissza először az 1990-es évek elején. Az Országos Vadgazdálkodási Adattár (www.ova.info.hu) adatai alapján a sakál legális vadászatának kezdetén, 1997-ben a terítéke még csak 11 pld. volt, ami a 2020/2021-es vadászidényre 12 000 pld. fölé emelkedett. Ma már országosan elterjedt faj, legnagyobb létszámban Somogy, Baranya és Bács-Kiskun megyékben, legritkábban Nógrád és Győr-Moson-Sopron megyékben fordul elő. A teríték exponenciális növekedése 2020-ban megtört (CSÁNYI 2021).

A hazai területek éghajlati és élőhelyi adottságai, a növényzet magas produkciója és a nagyszámú növényevő – nagyvad, rágcsálók (Rodentia) – igen kedvezőek az aransakál számára. A vadászatok során évente képződő nagyvadzsiger számított mennyisége országosan legalább 3000 t, és ez főként az erdőszűrt, nagyvadás megyékre koncentrálódik (LANSZKI *et al.* 2015), ahol az aransakál állománya is a legnagyobb. Az erdőterület növelése várhatóan a nagyvadállomány további növekedését vonja magával. A vadkár ellen kerítéssel védett erdőtelepítések az aransakál

számára ideális élőhelyek. Az antropogén eredetű táplálékforrások, így a nagyvadzsiger, a nagyvadtelemek, továbbá az állattartó telepek közelében napjainkban is előforduló, illegálisan deponált háziállattetemek, az állatok vágásából eredő melléktermékek, valamint a legálisan vagy illegálisan elhelyezett kommunális hulladék gyakorlatilag egész évben korlátlan forrást jelentenek az aransakál és más ragadozók számára (ROTEM *et al.* 2011, LANSZKI *et al.* 2018).

Ökológiai problémák

Az aransakál kapcsán még nagyon sok a nyitott kérdés. A folyamatosan változó környezet hatásaira adott élőhelyhasználati, táplálkozási, szaporodási válaszai területenként és állománysűrűségtől függően is eltérőek lehetnek, nehéz azokat kiszámítani, előre jelezni. A téli időszakra koncentrálódó, intenzív sakálvadászat a családi csoport felbomlását eredményezheti. A domináns szuka elpusztulásával, az addig elnyomott, alárendelt lányai a területek között kóborló hímek révén képesek belépni a szaporodásba. Így fordulhat elő, hogy az addigi egy szuka helyett több hoz világra utódokat. Eközben nem feltétlenül alakulnak ki még párok és családi kötelék, és a magányosan kölyköket nevelő szuka a könnyen elérhető táplálékot keresi. Vadgazdálkodási, illetve a legelőn tartott állatállományokat érintő, valamint természetvédelmi szempontú megítélése ellentmondásos.

Az aransakál a vörös róka (*Vulpes vulpes*) mint legfőbb versenytárs állományát helyileg képes visszaszorítani. A sakál és a róka közötti versengést számos megfigyelés is alátámasztja, sőt sakáltáplálékban már fordult elő rókamaradvány is. A kisebb testű ragadozók kiszorítása több táplálkozási szinten (trofikus kaszkádon) keresztül természetvédelmi szempontból (például a madárközösségekre) kedvező hatású is lehet (CROOKS & SOULÉ 1999). Eddig nem ismert, hogy hazai versenytársakat szorítana ki vagy ritka fajok állományát veszélyeztetné. A Kis-Balaton mocsárvidékén, ahol az aransakál állománysűrűsége 2–12 csoport/100 km², tizenegy év madárfészekalj-predációs tesztjeiben nem sikerült zsákmányolását kimutatni (Lanszki J.).

Gazdasági hatások

A nagyvadfajok állományában a szaporulat predációjából eredő hatások vizsgálata még hátravan. Az aransakálnak az őz (*Capreolus capreolus*) hazai állományára gyakorolt hatásával kapcsolatban felmerült kérdések figyelemre érdemesek. A sakálnak a nagyvadfajok állományszabályozására való képessége kétséges, legalábbis az országosan növekvő nagyvad-terítékadatok – különösen gímszarvas



(*Cervus elaphus*) és vaddisznó (*Sus scrofa*) – ismeretében (www.ova.info.hu). Kritikus időszakban, például kemény télen és viszonylagos táplálékhiányos időszakban, a vadmalacokat sok helyen előszeretettel zsákmányolja (LANSZKI & HELTAI 2010, SZABÓ *et al.* 2010). Külterjes állattartásban – emberi felügyelet nélkül – előfordulhat, hogy a szarvasmarha borjakat, vagy bárányokat zsákmányul ejtik (YOM-TOV *et al.* 1995, SZABÓ *et al.* 2010).

Védekezési lehetőségek

Az aranyakál egész évben vadászható faj. Állományának szabályozására a legális vadászati módszerek alkalmazhatók. Külterjes állattartás mellett, az érzékeny időszakban – a veszteségek elkerülése érdekében – szükség lehet az újszülöttek és a fiatalok aranyakál elleni védelmére (pl. pásztor, pásztorkutya alkalmazása, karámban tartás). Az aranyakál utódnevelési időszakában végzett nagyobb arányú gyéritése hatékony a predációból várható veszteségek kiküszöbölésében (HELTAI *et al.* 2010).

Irodalom

AIYADURAI & JHALA 2006, ALIEV 1968, ARNOLD *et al.* 2011, BALOG *et al.* 2021, BESCHTA & RIPPLE 2009, ČIROVIĆ *et al.* 2016, CROOKS & SOULÉ 1999, CSÁNYI 2021, DEMETER & SPASSOV 1993, FENTON *et al.* 2021, GIANNATOS 2004, GIANNATOS *et al.* 2004, GLEN *et al.* 2007, HAYWARD *et al.* 2017, HELTAI *et al.* 2010, 2013, HOFFMANN *et al.* 2018, JHALA & MOEHLMAN 2004, KAPOTA *et al.* 2016, KLEIJN *et al.* 2009, KOEPLI *et al.* 2015, KROFEL *et al.* 2017, KRYŠTUFEK *et al.* 1997, LANSZKI 2012, LANSZKI & HELTAI 2010, LANSZKI *et al.* 2006, 2009, 2015, 2016, 2018, 2022, LCIE 2021, LINNELL *et al.* 2021, MACDONALD 1979, 1983, MACDONALD & SILLERO-ZUBIRI 2004, MOEHLMAN 1987, NEWSOME *et al.* 2017, RAKONCZAY 1990, RANC *et al.* 2018, ROTEM *et al.* 2011, RUENESS *et al.* 2011, RUTKOWSKI *et al.* 2015, ŠÁLEK *et al.* 2014, STOYANOV 2012, STRONEN *et al.* 2021, SZABÓ *et al.* 2010, SZÉLL *et al.* 2013, TAKÁCS *et al.* 2014, TARJANNYIKOV 1974, TÓTH *et al.* 2009, TROUWBORST *et al.* 2015, YOM-TOV *et al.* 1995

LANSZKI JÓZSEF

Nyestkutya

Nyctereutes procyonoides (GRAY, 1834)

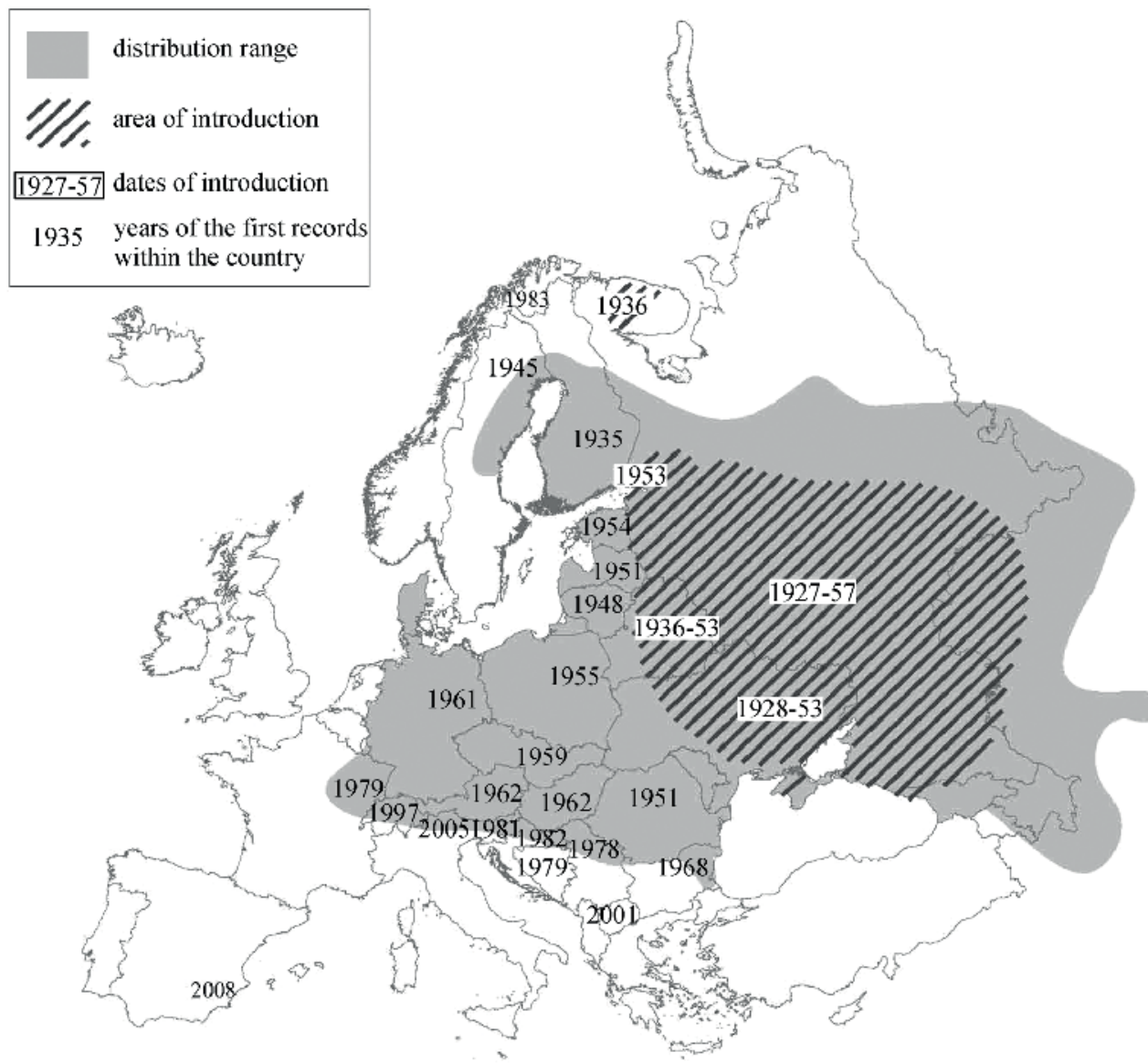
Eredeti elterjedési terület

A kutyafélék családjába (Canidae) tartozó nyestkutya eredeti elterjedési területe a Távols-Kelet. Észak-Vietnám szubtrópusi régiójától Délkelet-Szibéria és Hokkaidō kemény télű kontinentális területeiig hat alfaját különítik el. A széles elterjedés nagyfokú alkalmazkodóképességével függ össze, amely a különböző klimatikus adottságú területeken eltérő táplálkozási szokásokban, testméretben,

zsírraktározásban, szőrzsűrűségben és viselkedésben mutatkozik meg (KAUHALA & SAEKI 2004). Az Európába telepített délkelet-szibériai alfaj (ssp. *ussurensis*) elterjedési területén a tél hideg, a hóborítás hosszú ideig tart, a nyestkutyák szőrzete dús, ősszel zsírt raktároznak a szervezetükben, télen pedig hibernálnak (KAUHALA & KOWALCZYK 2011). Ezek a tulajdonságai meghatározzák az európai terjeszkedését is.



© Oláh János



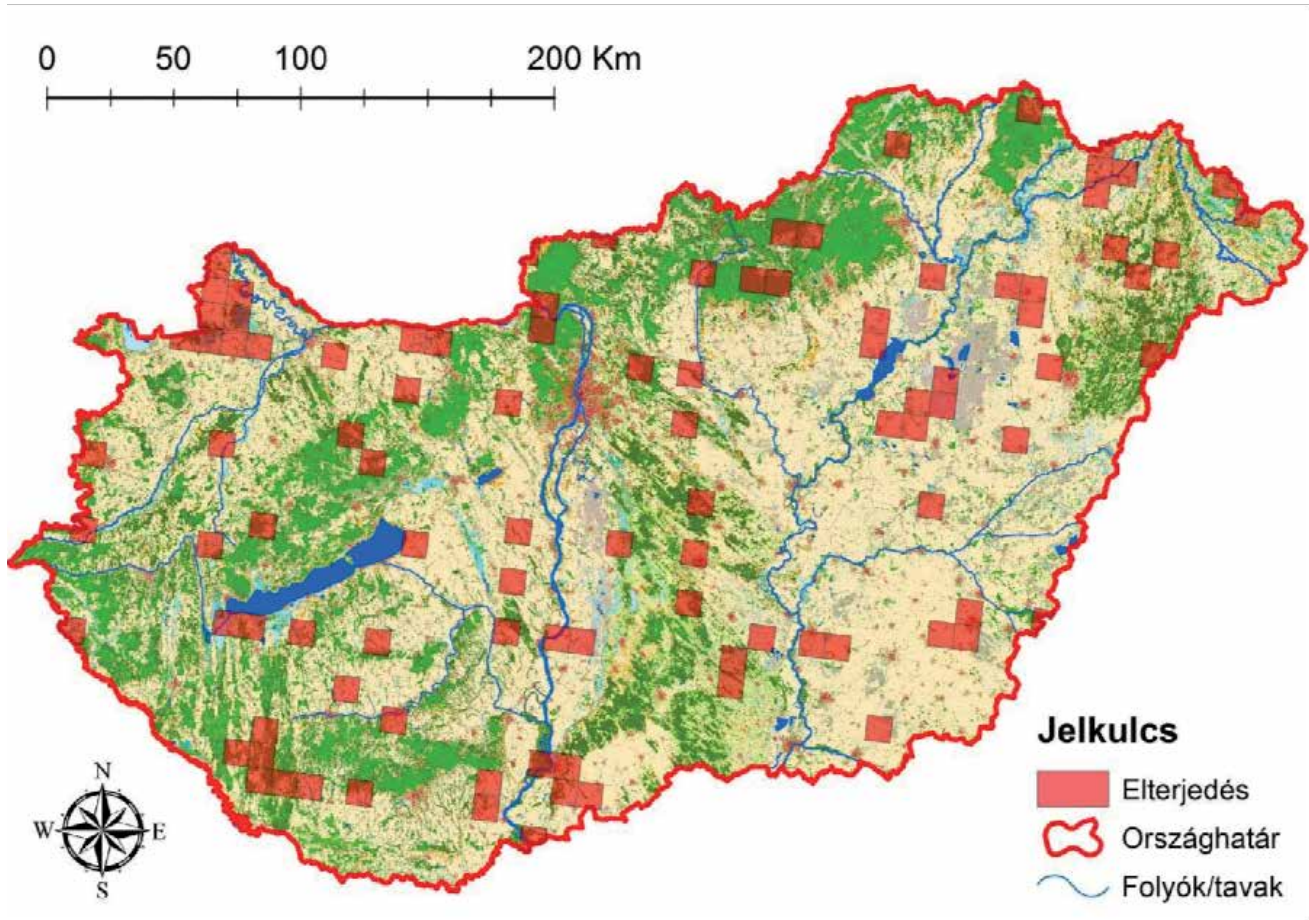
A nyestkutya európai betelepítési területe (ferdén vonalkázott terület), országonként az első megfigyelés éve és elterjedési területe (KAUHALA & KOWALCZYK 2011)

Magyarországi megjelenése

1929 és 1955 között 9100 tenyésztett példányt telepítettek vadászati céllal az akkori Szovjetunió európai részére (LEVER 1985). A Kaukázusba betelepített állomány nem növekedett, sőt hanyatlott, majd eltűnt, de az európai telepítés eredményes volt. A faj terjeszkedési sebessége évente elérte a 40 km-t, egyes években a 120 km-t is (LAVROV 1971). Az első területkereső nyestkuttyák már az 1930-as és az 1940-es években megjelentek Finnországban, a kolonizáció az 1950-es évek közepén zajlott le, az állományrobbanás pedig tíz évvel később kezdődött. A gyors terjeszkedés másik példája Lengyelország, ahol az első

példányokat 1955-ben figyelték meg, majd az 1960-as évek végére a faj gyakorlatilag az egész országban elterjedt (PIELOWSKI *et al.* 1993). Az északi országokban állománya az 1980-as évek közepén tetőzött, majd kismértékű csökkenést mutatott, és stabilizálódott. A faj további nyugati irányú terjeszkedése várható, az utóbbi években már Spanyolországban is megjelent. Napjainkban Európa számos országában megtalálható.

Magyarországon az első nyestkuttyát az 1960-as évek elején lőtték, azóta szórványosak a megfigyelések. Feltételezhetően kisebb stabil állományai vannak Kelet-Magyarországon (HELTAI *et al.* 2010),



A nyestkutya elterjedése Magyarországon (NAGY *et al.* 2020)

a célzott terepi felmérések azonban hiányoznak. Hazánkban a természetben előforduló, de egyelőre csak szűk körben elterjedt fajok közé tartozik (NAGY *et al.* 2020).

Biológiája

Az Európába telepített nyestkutyaalfaj (ssp. *ussurensis*) eredeti, kontinentális éghajlatú élőhelyén lombhullató erdőkben él. Európában, az erdőkön kívül kedveli a sűrű növényzetű vizes élőhelyeket, mocsarakat, nádasokat, folyó menti erdőket. Terjedésében fontos szerepet játszanak a vízfolyások. Mégél agrárterületeken és települések közelében is (KAUHALA & KOWALCZYK 2011, MULDER 2012).

Ősszel a bőr alatti kötőszövetben és a hasúri szervek körül vastag zsírraktárt képez, amely energiatartalék és hőszigetelő szerepet tölt be. A téli hideg időszakokban rövid nyugalmi periódusokat iktathat be, bár nem alszik valódi téli álmot (KAUHALA *et al.* 2007). Ezzel elkerüli a kedvezőtlen időjárási és táplálkozási körülményeket, ami előnyt jelent számára egyes

versenytársakkal – pl. a vörös rókéval (*Vulpes vulpes*) szemben. A téli nyugalmi periódus Magyarországon és a Balkán-félsziget melegebb éghajlatú területein el is maradhat.

A nyestkutya tápláléka rendkívül változatos, gyakorlatilag mindent elfogyaszt, amit elér, igazi mindenevő (SUTOR *et al.* 2010). Évszaktól és területtől függően táplálékának összetétele nagymértékben változhat (JEDRZEJEWSKA & JEDRZEJEWSKI 1998, ROTENKO & SIDOROVICH 2017). Elsődleges táplálékai lehetnek kisemlősök (Mammalia), téli hideg időjárás esetén nagyvadfajok egyedinek tetemei, továbbá békák (Anura), gyíkok (Sauria), gerinctelenek és nagyon gyakran madarak (Aves) (SUTOR *et al.* 2010). Ezek mellett szezonálisan vadon termő gyümölcsöket és gabonát is rendszeresen fogyaszt. Vegyes táplálkozása és széles táplálék spektruma miatt egy-egy táplálékforrás korlátozott rendelkezésre állása nem befolyásolja megtelepedését.

Az átlagos alomszám nyolc–tíz, ami nagyjából a duplája a versenytársakénak. Monogám állat,

párban él, ami szintén hozzájárul az utódgondozás sikerességéhez. A négy-öt hónapos korban történő önállóvá válást követően a fiatalok nagy része egyéves korig elpusztul: Finnország déli területén pl. 88%-uk elhullik. A kettő-négy éves kort elért példányok esetében a mortalitás már csak 43%. Ivarérettségét tíz hónapos korban éri el. Ismert maximális életkora nyolc év, de az ötödik évet a megszületett nyestkutyaoknak mindössze 1%-a éri meg (HELLE & KAUFHALA 1993, 1995).

A fiatalok átlagos szétszóródási távolsága Németországban 13,5 km (DRYGALA *et al.* 2010), de nagy távolságokra is eljuthatnak. Németországban 91 km-es, Finnországban néhány hónapon belüli 145 km-es elmozdulást is tapasztaltak (KAUFHALA *et al.* 2006).

Az állománysűrűség nagyban függ az élőhelyi adottságtól. Finnország déli területein, mozaikos tájban, a legnagyobb állománysűrűség elérte a 2 felnőtt/km² értéket (kb. 100 ha-os mozgáskörzet mellett), míg a legkedvezőtlenebb adottságú területen (lucfenyvesben) ugyanez az érték 0,8 felnőtt/km² volt (260 ha-os mozgáskörzet mellett) (KAUFHALA *et al.* 2010).

Ökológiai igényei Magyarországon

A nyestkutya Magyarországon ragadozóemlős-fajokban gazdag életközösségekben jelent meg. Hazai állományáról nagyon kevés az adat, leginkább vadászati statisztikák állnak rendelkezésre (www.ova.info.hu). A lelövési adatok növekvő trendet mutatnak, ami tartós megtelepedésre utal (CSÁNYI 2021). A táplálékforrások bősége mellett nem észlelhető, hogy (potenciális) versenytársakat szorítana ki, és nem állnak rendelkezésre adatok arról, hogy jelenlegi, szórványos előfordulása mellett a prédafajok állományaira negatív hatást gyakorolna. Ismeretlen, hogy miért nem következett be az állomány felfutása az elmúlt évtizedekben.

Ökológia problémák

A nyestkutya által okozott ökológiai problémákról csak külföldi tapasztalatok állnak rendelkezésre. Európában eddig nagyon kevés kutatás irányult a nyestkutya őshonos faunára gyakorolt hatásának a megismerésére. A vizes élőhelyek madaraira (Aves) és madárközösségeire, illetve a kétéltűfajok (Amphibia) állományaira jelent reális veszélyt. Általánosságban elmondható, hogy a földön fészkelő madarak állományaira nagyon negatív hatást gyakorolhat. Élőhely-preferenciáiból adódóan a nyestkutya predációja miatti fészkelj-vesztés 85%-os is lehet a vízimadarak állományaiban (IVANOVA 1962), de a szárnyas apróvad és

az énekesmadarak (Passeriformes) állományaiban is számottevő lehet (SUTOR *et al.* 2010, KAUFHALA & KOWALCZYK 2011). Növekvő madárfogyasztás a kisemlősök létszámának csökkenésekor következik be. Béka- (Anura) és götefajok (Caudata) főként tavasszal és nyáron fordulnak elő táplálékában. Több őshonos hazai ragadozónk versenytársa lehet esetlegesen szűkössé váló források mellett (ROTENKO & SIDOROVICH 2017). Külföldi vizsgálatok tapasztalatai szerint más állatfajokra és emberre is veszélyes vírusos betegségek – pl. veszettség (*rabies*), súlyos akut légzőszervi betegség (SARS), influenza (H5N1), szopornyica (*distemper*) – és paraziták – pl. öttagú galandféreg (*Echinococcus multilocularis*), izomférgék (*Trichinella* spp.) – terjesztője is lehet (KAUFHALA & KOWALCZYK 2011).

Védekezési lehetőségek

A ritka megfigyelések eredhetnek az ember elől rejtőzködő éjszakai életmódjából is, de az egyre szélesebb körben alkalmazott vadkamerák segíthetik jelenlétének kimutatását. Az idegenhonos és inváziós nyestkutya Magyarországon korlátozás nélkül vadászható faj, visszaszorítása érdekében az egyetlen megoldást a megtelepedett példányok és a szaporodó állományok felderítése és vadászati módszerekkel (lőfegyver, élve fogó csapda) történő szisztematikus, minden korcsoportra kiterjedő eltávolítása jelenti. Amikor a faj szélesebb elterjedést ér el, az eltávolítása már lehetetlen. A begyűjtött példányok részletes molekuláris genetikai, táplálkozási és parazitológiai vizsgálata indokolt.

A nyestkutya szerepel az Európai Unió számára veszélyt jelentő idegenhonos inváziós fajok jegyzékén, így tartása, tenyésztése, természetbe történő kibocsátása minden uniós tagországban tilos. Terjedése ellen a rendelet szerint minden tagországnak fel kell lépnie, a változásokat pedig nyomon kell követnie (az Európai Parlament és a Tanács 1143/2014/EU *rendelete* az idegenhonos inváziós fajok betelepítésének vagy behurcolásának és terjedésének megelőzéséről és kezeléséről).

Irodalom

CSÁNYI 2021, DRYGALA *et al.* 2010, HELLE & KAUFHALA 1993, HELTAI *et al.* 2010, IVANOVA 1962, JĘDRZEJEWSKA & JĘDRZEJEWSKI 1998, KAUFHALA & HELLE 1995, KAUFHALA *et al.* 2004, 2006, 2007, 2010, 2011, LAVROV 1971, LEVER 1985, MULDER 2012, NAGY *et al.* 2020, PIELOWSKI *et al.* 1993, ROTENKO & SIDOROVICH 2017, SUTOR *et al.* 2010

LANSZKI JÓZSEF

Amerikai nyérc

Mustela vison (SCHREBER, 1777)

Eredeti elterjedési terület

Az amerikai nyérc Észak-Amerikában – a délnyugati száraz területeket leszámítva –, Alaszkától az Egyesült Államok déli államaiig őshonos. Kedveli a dús növényzetű patakpartokat, a tavak és a mocsarak környékét, a sziklás tengerpartokat (REID *et al.* 2016). Értékes prémjéért százötven éve tenyésztik. A prémtermelő farmokról kiszökött, a mesterséges szelekció miatt a vadon élő egyedekhez képest nagyobb testű amerikai nyércek az eredeti elterjedési területen is okoznak természetvédelmi problémát. A vadászat során elejtett

nyércek kétharmada tenyészetekből származik vagy „hibrid”. Bár fő tápláléka a hal, de állománya a szintén fontos prédáját jelentő pézsmapocok (*Ondatra zibethicus*) állományváltozásával összefüggésben hullámzik (SHIER & BOYCE 2009). A vizek szennyezése – különösen a higany (Hg) és a poliklórozott bifeni-
lek (PCBk) által okozott szennyezések – szaporodási zavarokat és nagyarányú kölyökkori elhullást eredményeznek, ami helyi kihalásokhoz vezetett (OSOWSKI *et al.* 1995, BASU *et al.* 2007). Dél-Amerika déli területén, Európában és Ázsiában inváziós faj.



Az amerikai nyérc elterjedése Európában (BONESI & PALAZÓN 2007) (a kérdőjelek adathiányt jelölnek)



Magyarországi megjelenése

Az első amerikai nyérceket 1920-ban hozták Európába, prémtermelési céllal. Bár első példányai már az 1920-as években megszöktek skandináviai farmokról, egészen az 1950-es évekig nem következett be állományrobbanás. Finnországban és Norvégiában az 1950-es évek elejéig még szűk elterjedésű faj volt, harminc évvel később viszont országos szinten gyakorivá vált. Fehéroroszországban az 1950-es években becsült kb. 900 egyedről az 1980-as évek végére 56 000-re nőtt az állománya. Főként Skandinávia irányából terjeszkedik dél felé, valamint Oroszország felől nyugati irányban. Jelenleg még elsősorban Európa északabbra eső területein elterjedtebb, így Skandináviában, a Brit-szigeteken, Izlandon, Németországban és Lengyelországban. Szigetszerű állományai találhatóak a Benelux államokban, Nyugat-Franciaországban, a Pireneusi-félszigeten és Olaszországban. A hazánkkal szomszédos országokban is előfordul, Szlovákiában stabil állománya van (BONESI & PALAZÓN 2007, ZALEWSKI & BRZEZINSKI 2014). Hazánkban tenyésztésével elsőként Vásárhelyi István foglalkozott az 1950-es évek közepén. Az első vadon élő példányt 1988-ban találták Biharugrán (Magyar Természettudományi Múzeum Emlősgyűjtemény Adatbázisa), alkalmi

előfordulása jelenleg a Szigetközből (LAKATOS 2022) és a magyar–osztrák–szlovén hármashatár térségéből (Őrségi Nemzeti Park) ismert (LANSZKI 2020.).

Biológiája

Minden vizes élőhelytípusban előfordulhat, de különösen kedveli a lassú vízfolyások és a tavak környezetét; ugyanakkor vizektől nagy távolságra is megtelepedhet (MACDONALD *et al.* 2017). Előfordul az északi országok tengerpartjain és szigetein is. Hasonló élőhelyeket népesít be, mint a pézsmapocok (*Ondatra zibethicus*), és szívesen él a hódok (*Castor spp.*) közelében is. Kedveli a jégmentes vizeket. Tekintve, hogy alapvetően vízhez kötődő ragadozó, fészeküregre leggyakrabban vízparton található. Elfoglalhatja nagyobb rágcsálók elhagyott járatait, de kialakíthatja fészket fák gyökerei, illetve nagyobb kövek vagy sziklák között is.

Éjszaka aktív, magányos állat. Mindent elfogyaszt, amit elér, pézsmapocokot, nyulakat (Leporidae) a járataikban is, kisméretűeket (Mammalia), halakat (Pisces), tízlábú rákokat (Decapoda), kétélűeket (Amphibia), madarakat (Aves), tojásokat és vízi rovarokat (MACDONALD *et al.* 2017, ZALEWSKI & BRZEZINSKI 2014, MEZZETTO *et al.* 2021). Halak közül főként apró méretűeket fogyaszt. Bár elsősorban

vízhez kötődő faj, jól alkalmazkodik a szárazföldi életmódhoz is. Ősszel és télen territoriális inkább. Bundája a vidrához (*Lutra lutra*) képest kevésbé védi az átázástól, ezért télen főként békákkal (Anura) és rágcsálókkal (Rodentia) táplálkozik, míg tavasszal és nyáron több madarat és halat fogyaszt (ZALEWSKI & BARTOSZEWICZ 2012). Testméreténél jóval nagyobb madarakat – pl. sirályokat (Laridae), kárókatonákat (Phalacrocoracidae), baromfit – is képes lefojtani.

A hím területe két-háromszor nagyobb a nőstényénél. Vizek mentén mozgáskörzete 1–9 km-es partszakaszra terjed ki, eredeti mocsári élőhelyein 2,3–6,9 km² (MACDONALD *et al.* 2017). Táplálékban időszakban az általuk naponta bejárt partszakasz hosszúsága mindössze 200–300 méter, azonban a területkereső, kóborló hímek naponta akár 7 km-t is megtehetnek.

Poligám faj, az utódokat a nőstény neveli. A szaporodási időszak februártól március végéig (északon ápriliséig) tart. Az ovuláció a párzás hatására következik be. A megtermékenyített petesejtek késleltetve ágyazódnak be a méh falába (embrionális diapauza), emiatt a vemhesség hossza 40–75 nap között változhat. A közeli rokon európai menyétfélékkel (Mustelidae) nem képes szaporodni, ugyanis az európai nyérc (*Mustela lutreola*) és a közönséges görény (*M. putorius*) esetén nincs késleltetett implantáció. Ezzel az időzítéssel a kölykök (átlagosan négy, ritkán akár tíz felett) az optimális, táplálékban gazdag időszak kezdetekor jönnek világra (FELDHAMER *et al.* 2003). A fiatalok nyolchetes korukban kezdenek el vadászni, de őszig anyjukkal maradnak. Az ivarérettséget 10 hónaposan érik el, vagyis a születésüket követő évben már szaporodásra készek. Élettartama 10–12 év is lehet, de a háromévesnél idősebb példányok ritkák.

Ökológiai igényei Magyarországon

A nyérctenyésztés Magyarországon az 1990-es években befejeződött, kiszűkött példányok korábbi megfigyelései szórványosak voltak. Évtizedekig nem volt a fajnak bizonyított hazai előfordulása. A szomszédos országokban terjeszkedő állománya és az utóbbi évek szórványos hazai megfigyelései alapján, újabb példányok felbukkanása várható. A bűvőhelyekben gazdag partvonalú hazai kisvízfolyások, folyómellékágak, lápok, mocsarak, halastavak mind alkalmas potenciális élőhelyei. Jelenlétét nehéz kimutatni; a Szigetközben fotós (LAKATOS 2022), míg a magyar–osztrák–szlovén hármashatáron (Őrségi Nemzeti Park) fotócsapda rögzített róla képet (LANSZKI & CSERKÉSZ 2022).

Ökológiai problémák

Az amerikai nyérc megtelepedése kapcsán többféle súlyos ökológiai probléma is ismert, de hazai tapasztalat nem áll rendelkezésre. Elsősorban vizek mentén költő madarak (Aves), például récék (Anatidae), vízityúk (*Gallinula chloropus*), szárcsa (*Fulica atra*), sirályok (Laridae) állományait, különösen a fészekaljakat veszélyezteti (MACDONALD *et al.* 1999, IBARRA *et al.* 2009, ZALEWSKI & BRZEZINSKI 2014, BENKO *et al.* 2016). Ökológiai plaszticitását jelzi, hogy a faj átlagos testtömege – a helyi környezeti adottságokhoz alkalmazkodva – néhány generáció alatt is képes változni (ZALEWSKI & BARTOSZEWICZ 2012). Emiatt a zsákmányszerzésben különlegesen rugalmas. Az amerikai nyérc a hasonló életmódú, de nála kisebb testméretű európai nyércet (*Mustela lutreola*) képes kiszorítani élőhelyéről. Feltehetően a versengés vezethetett a veszélyeztetett státuszú rokon európai állományának drámai hanyatlásához (MARAN & HENTTONEN 1995). Az amerikai nyérc tápláléka nagymértékben átfed a közönséges görényével (*Mustela putorius*), a két faj táplálkozása a fogyasztott békák (Anura) mérete szerint különül el, a nyérc kisebb méretű prédát ejt (ZALEWSKI *et al.* 2021). Közös előfordulás esetén a vidra (*Lutra lutra*) táplálkozása még inkább a halak (Pisces) felé, az amerikai nyércé a békák és az emlősök (Mammalia) felé tolódik el (BONESI *et al.* 2004).

Védekezési lehetőségek

Az amerikai nyércet a vizes élőhelyeken okozott kártétele miatt Európa több országában intenzíven vadásszák. Számos terepi kísérletben igazolták a nyércek eltávolításnak a fészkelő madárállományokra gyakorolt pozitív hatását (NORDSTRÖM *et al.* 2003, BONESI & PALAZON 2007, HARRINGTON *et al.* 2009). Terepen könnyen összetéveszthető a rokon menyétfélékkel (Mustelidae), különösen a közönséges görénnyel (*Mustela putorius*). Megítélése a nyestkutyánál (*Nyctereutes procyonoides*) és mosómedvénél (*Procyon lotor*) leírtakkal megegyezik. A megjelenő példányok azonnali eltávolítása az egyetlen lehetőség az invázió megakadályozására.

Irodalom

BASU *et al.* 2007, BENKO *et al.* 2016, BONESI & PALAZON 2007, BONESI *et al.* 2004, FELDHAMER *et al.* 2003, HARRINGTON *et al.* 2009, IBARRA *et al.* 2009, LAKATOS 2022, LANSZKI & CSERKÉSZ 2022, MACDONALD *et al.* 1999, 2017, MARAN & HENTTONEN 1995, MEZZETTO *et al.* 2021, NORDSTRÖM *et al.* 2003, OSOWSKI *et al.* 1995, REID *et al.* 2016, SHIER & BOYCE 2009, ZALEWSKI & BARTOSZEWICZ 2012, ZALEWSKI & BRZEZIŃSKI 2014, ZALEWSKI *et al.* 2021

LANSZKI JÓZSEF

Észak-amerikai mosómedve

Procyon lotor (LINNAEUS, 1758)

Eredeti elterjedési terület

Az észak-amerikai mosómedve Kanada déli területeitől Közép-Amerikáig őshonos (GEHRT 2003). Eredeti élőhelyei változatosak, nyílt területeken, mocsárvidékeken, folyók mentén egyaránt megtalálható, az elmúlt 100 évben településeken (köztük nagyvárosokban) is tartósan megtelepedett. Elterjedési területe az agárterületek öntözése és az urbanizálódás következtében napjainkban is nő (KAMLER *et al.* 2003). Értékes prémje miatt vadászati céllal a Föld számos pontjára, például Alaszkába, az Antillákra, Európába és Ázsiába is betelepítették (www.cabi.org).

Magyarországi megjelenése

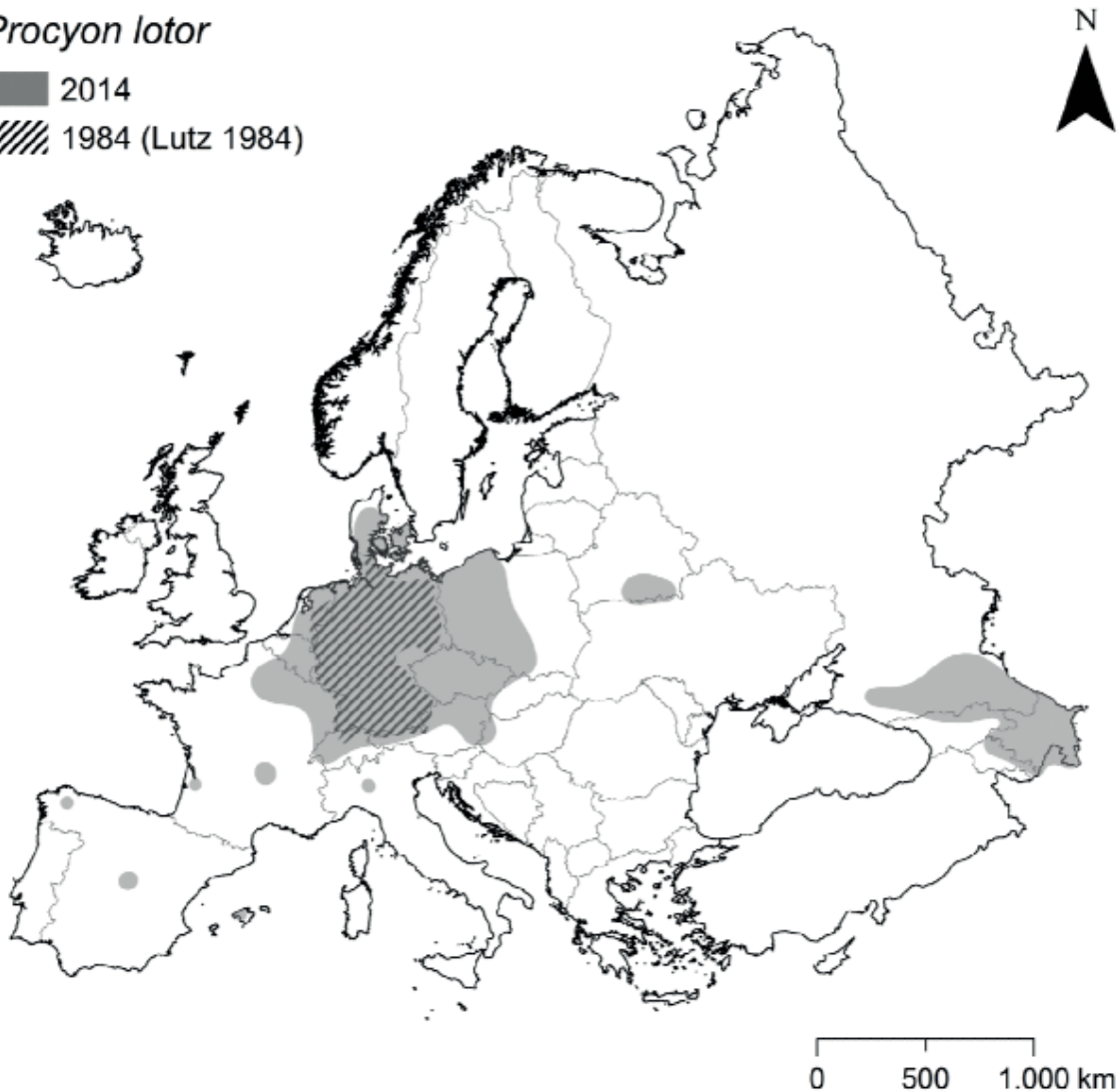
Európában először 1934-ben a németországi Hessen tartományban két pár mosómedvét, majd ugyanebben az évben Berlin közelében újabb példányokat engedtek szabadon. A második világháború idején prémesállatfarmokról további mosómedvéket juttattak ki a természetbe, valamint Berlin közelében fogságból is szöktek el példányok. Az 1970-es évek közepére Hessen tartományban a faj egyedszáma elérte a 20 000 pld.-t. Ezután csökkenés, majd az 1980-as években ismét növekedés következett be állományában (KAUHALA 1996). A mosómedve a németországi



© Kalotás Zsolt

Procyon lotor

■ 2014
 ▨ 1984 (Lutz 1984)



A mosómedve elterjedése Európában (LUTZ 1984, JERDZEJEWSKA *et al.* 2014, SALGADO 2018)

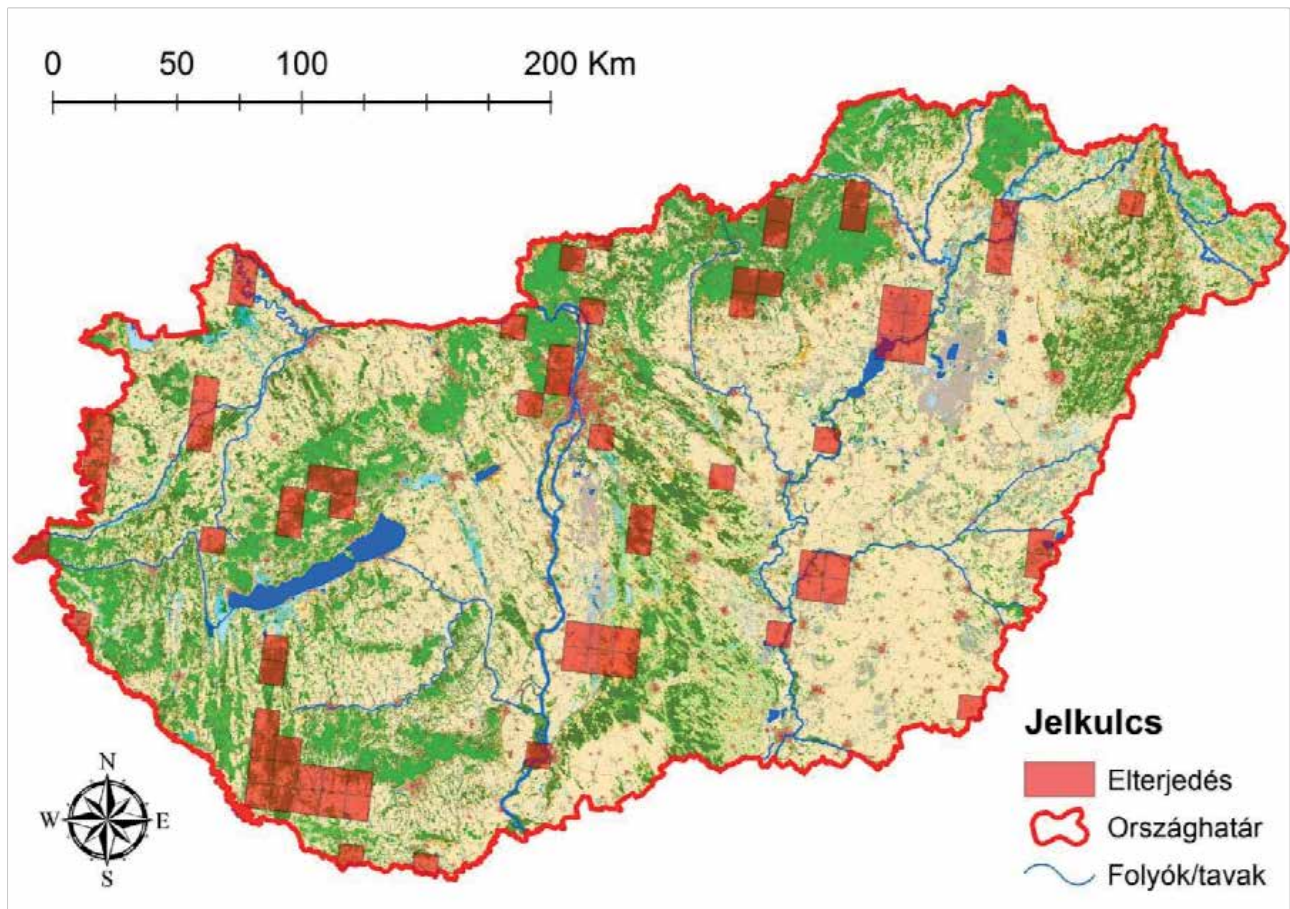
településeken közönséges fajjává vált. A volt Szovjetunió területén is zajlottak telepítések az 1950-es években. Franciaországban 1934-ben, Hollandiában 1960-ban, Luxemburgban 1979-ben, Ausztriában 1974-ben, Svájcban 1975-ben jelent meg először a faj (STUBBE 1993). Ma már Európa számos további országában előfordul. Terjeszkedését a magas hegyvidékek és a nagyobb folyók – mint természetes akadályok – korlátozzák (LUTZ 1984).

Magyarországon 1982 óta van jelen. A szórványos hazai előfordulások forrását részben a szomszédos országok állományai, részben a mosómedvetartóktól való kiszabadulás, illetve a kezelhetetlenné vált kedvencek „szabadon engedése” jelenti. Állatkertekben és vadasparkokban is tartják. Egész évben vadászható faj.

Biológiája

A mosómedve eredeti és európai élőhelyei egyaránt változatosak. Elsősorban a vizek közelében található, bűvőhelyekben gazdag, dús aljnövényzetű, öreg állományú erdőket, a mocsarokat és a sűrű cserjéseket részesíti előnyben, ugyanakkor kevésbé kedveli a száraz területeket, a gyepterületeket és a fenyveseket (KAUFMANN 1982, MACDONALD & BARRETT 1993, LUTZ 1996, GEHRT 2003). Kultúrakövető faj, agrárterületeken, külvárosokban, parkokban, kertekben is megtelepszik (KAUHALA 1996, GEHRT 2004).

Németországi rádiós nyomkövetés alapján a mosómedve átlagos egyedsűrűsége városi környezetben 1 pld./ha (HOHMANN *et al.* 2000). Erdőkben a mozgáskörzete lényegesen nagyobb, 200–700 ha is lehet (HOHMANN 2000). Egy másik vizsgálat szerint



A mosómedve elterjedése Magyarországon (Nagy *et al.* 2020)

mozgáskörzete városi élőhelyein 5 ha-ig terjed, erdőben kb. 100 ha (KAUFMANN 1982). Napközben előszeretettel tartózkodik a fák lombkoronájában vagy lakatlan épületekben. Kedvelt búvóhelyei gyakran vizek közelében található föld alatti üregek, sziklarepedések, farakások. Főként a talajszinten vadászik, de ügyesen mászik fára is, és jól úszik. Táplálékát víz hiányában vagy szennyezett vízben is „megmossa”, nevét is erről az ösztönös viselkedésről kapta.

A nőstények és a fiatalok a pihenőhelyeken kisebb csapatokat alkotnak, a hímek viszont külön élnek és poligámok. Élettartama öt év, de fogságban akár 10–14 év is lehet.

Ősszel felszedett zsírtartalékának és vastag bundájának köszönhetően tartós hideg esetén akár napokig, hetekig nem mozdul ki a vackából. Ennek az inaktív periódusnak a hossza az élőhely klimatikus viszonyaitól függ, az Egyesült Államok déli területein például csak egy vagy két nap, míg az északi területeken ez akár hetekig is eltarthat (BOGGES 1994).

A mosómedve mindenevő, táplálékspektruma nagyon széles (BARTOSZEWICZ *et al.* 2008). Táplálékában madarak (Aves), kisemlősök (Mammalia), hüllők (Reptilia), kétélűek (Amphibia), rákok (Crustacea), rovarok (Insecta), erdei- és kerti gyümölcsök, gabonamagvak, zöldségek és konyhai hulladék egyaránt szerepelnek (KAUFMANN 1982, GEHRT 2003). Amint a nyest (*Martes foina*), úgy a mosómedve is fogyaszt a házi kedvencek számára kirakott tápból. Ügyesen mászik fára, hosszú ujjait használja tapintásra és fogásra, így képes elérni az odúban költő madarak fészekaljait. Emiatt a nyestkutyánál (*Nyctereutes procyonoides*) és az amerikai nyércnél (*Mustela vison*) nagyobb mértékben (több élőhelyi szinten) veszélyezteti a madárállományokat (LUTZ 1996, MACDONALD & BARRETT 1993).

A szaporodási időszaka januártól márciusig tart, a vemhességi idő 63–65 nap. Az anya valamilyen rejtett üregben három-négy (de ritkán akár tíz) kölyköt hoz világra (FRITZELL *et al.* 1985, STUBBE 1993).

A szaporodás rugalmasságát jelzi, hogy az alom elpusztulása esetén másodszor is kölykezhethet (GEHRT & FRITZELL 1998). A legtöbb kölyök a következő év tavaszáig anyjával együtt marad. A nemzedékek gyakran egymás mellett élnek, illetve közvetlen közelben alapítanak új családokat. A nőtények 8–12 hónaposan, míg a hímek csak 24 hónapos korukra válnak ivaréretté (FARAGÓ 2002, HELTAI *et al.* 2010). A fiatal mosómedvék túlélési aránya születésüktől szeptemberig 65%, szeptembertől tavaszig pedig 30–50% (STUBBE 1993). Hideg télen a fiataloknak akár a 60%-a is elpusztulhat (FARAGÓ 2002). Európában a kemény telek gátolják a mosómedve északi irányú terjeszkedését (KAUHALA 1996), ugyanakkor Észak-Amerikában északi irányban terjeszkedik (MACDONALD 1989).

Ökológiai igényei Magyarországon

A hazai adatok részben természetes élőhelyekről, részben településekről származnak. Az előkerült példányoknál több esetben bizonyítható volt, hogy azokat korábban háznál tartották (HELTAI *et al.* 2010). Az 1996/1997 és 2020/2021 közötti időszakban vadászati terítéke enyhén emelkedett, előfordult, hogy évi 20 példányt ejtettek el (www.ova.info.hu).

Ökológia problémák

A közepes testméretű (4–9 kg, ritkán 15 kg) mosómedvét ökológiai plaszticitása alkalmassá teszi új területek gyors benépesítésére. Az általa okozott ökológiai problémákról külföldi tapasztalatok állnak csak rendelkezésre. Ezek szerint nagyobb létszám mellett súlyosan veszélyezteti a tengeri madarak (HARTMAN *et al.* 1997), a vízimadarak (URBAN 1970, GREENWOOD 1981), az énekesmadarak (Passeriformes) (ROBINSON *et al.* 1995) és a hüllők (Reptilia) (CHRISTIANSEN & GALLAWAY 1984) állományait, a parkok élővilágát (ROBINSON *et al.* 1995). Teknősállományokban a fészkek kifosztásával okoz érzékeny kárt (DAVIS & WHITING 1977, CHRISTIANSEN & GALLAWAY 1984, RATNASWAMY & WARREN 1998). Nemcsak a talajon, hanem a lombkoronaszintben és a vizes élőhelyeken is veszélyeztetheti a zsákmányállatok állományait. Növénykultúrákban, pl. kukoricában (*Zea mays*) okozott kártétele is ismert (BARTOSZEWICZ *et al.* 2008).

Kórokozó vírusok – pl. veszettség, szopornyica – terjesztésében is szerepe lehet. Településeken közegészségügyi problémák merülhetnek fel, például a szemét-tárolók fosztogatása kapcsán. Finnországi vizsgálatok (MIKKONEN *et al.* 1995) szerint a mosómedvék állományaiiban, különösen a kifejlettek példányok között, nagyarányú a trichinellózis előfordulása (a hímek 72%-a, nőtények 53%-a trichinellás). Ez a parazitózis

a mosómedve és a vándorpatkány (*Rattus norvegicus*) közötti gyakori találkozásokra vezethető vissza.

Potenciális versenytársa a hasonló élőhely- és/vagy táplálékigényű fokozottan védett vadmacskának (*Felis silvestris*), egyes menyétféléknek – nyest (*Martes foina*), nyuszt (*M. martes*), borz (*Meles meles*) –, a vörös rókanak (*Vulpes vulpes*) és a szintén idegenhonos nyestkuttyának (*Nyctereutes procyonoides*) (KAUHALA *et al.* 1998, HOHMANN & HUPE 1999, JĘDRZEJEWSKA *et al.* 2014). Természetes ellenségei – a sasok (*Aquila* spp.), a farkas (*Canis lupus*), a hiúz (*Lynx lynx*) és a barna medve (*Ursus arctos*) (GEHRT 2003) – legtöbbször hiányoznak a terjeszkedés területeiről.

Nagyon kis létszámú hazai állományából adódóan természetvédelmi vagy gazdasági hatása nem becsülhető. Ahol inváziós fajként régebb óta jelen van, ott számottevő negatív hatásokat tapasztaltak (MICHLER *et al.* 2014, JĘDRZEJEWSKA *et al.* 2014).

Védekezési lehetőségek

A mosómedve egész évben vadászható faj, az alkalmazható védekezési lehetőségek a nyestkuttyánál (*Nyctereutes procyonoides*) leírtakhoz hasonlóak. Addig kell védekezni vele szemben, amíg állománya kis létszámú és elterjedése szigetszerű, szélesebb körű elterjedése esetén már gyakorlatilag kiirihthatatlan.

A mosómedve az Európai Unió számára veszélyt jelentő idegenhonos inváziós fajok jegyzékén szerepel, tartása, tenyésztése, természetbe történő kibocsátása minden uniós tagországban tilos. Terjedése ellen a rendelet szerint minden tagországnak fel kell lépnie, a változásokat pedig nyomon kell követnie (az Európai Parlament és a Tanács 1143/2014/EU rendelete az idegenhonos inváziós fajok betelepítésének vagy behurcolásának és terjedésének megelőzéséről és kezeléséről).

Irodalom

BARTOSZEWICZ *et al.* 2008, BOGGESS 1994, CHRISTIANSEN & GALLAWAY 1984, DAVIS & WHITING 1977, FARAGÓ 2002, FRITZELL *et al.* 1985, GEHRT 2003, 2004, GEHRT & FRITZELL 1998, GREENWOOD 1981, HARTMAN *et al.* 1977, HELTAI *et al.* 2010, HOHMANN 2000, HOHMANN & HUPE 1999, HOHMANN *et al.* 2000, JĘDRZEJEWSKA *et al.* 2014, KAMLER *et al.* 2003, KAUFMANN 1982, KAUHALA 1996, KAUHALA *et al.* 1998, LUTZ 1984, 1986 MACDONALD ed. 1989, MACDONALD & BARRETT 1993, MICHLER *et al.* 2014, MIKKONEN *et al.* 1995, NAGY *et al.* 2020, RATNASWAMY & WARREN 1998, ROBINSON *et al.* 1995, SALGADO 2018, STUBBE 1993, URBAN 1970

LANSZKI JÓZSEF

Európai dámszarvas

Dama dama (LINNAEUS, 1758)

Eredeti elterjedési terület

Egyes kutatók szerint a Macedóniában, Bulgáriában és a görög szigeteken talált, a neolitikumból és a bronzkorból származó dámszarvasmaradványok az ember általi első áttelepítések eredményei. Ezek szerint a görögök – és más népek is – valószínűleg hozzájárultak a fajnak a Földközi-tenger középső és nyugati medencéjének a partvidékén történő elterjedéséhez (MATTIOLI 2011). A megmaradt csontok alapján úgy tűnik, hogy a bronzkorig egy mainál jelentősen nagyobb dámszarvas élt Európában, majd az ezt követő időszakban a dámmaradványok eltűntek a leletanyagokból. Ezután a római időkben

ismét megjelentek dámszarvasok a kontinensen, ezek azonban már jóval kisebbek voltak a korábbi európai elődeiknél, méreteik egyeztek a ma is ismert példányokkal. A feltételezések szerint az említett méretcsökkenés és a ma is ismert színváltozatok a rómaiak általi tenyésztés és szelekció eredményei, akik előszeretettel tartottak zárt kertekben – egyéb állatok mellett – dámszarvasokat is. A feltevés szerint ekkoriban juthatott el a faj a birodalom számos pontjára, köztük a Brit-szigetekre is, hiszen köztudott, hogy a latinok szívesen vittek magukkal különböző állatfajokat a meghódított területekre (NÉMETH *et al.* 2016).



© Kalotás Zsolt

Magyarországi megjelenése

A faj a Római Birodalom bukását követően, a középkorban is Európa számos pontján előfordult, ám időközben az állományok egy része – köztük számos szigeti populáció – felmorzsolódott. Így például a dámszarvas a 18. században még nagy számban élt Szardínián is, ahonnan azonban a 19. században kiirtották. A 14. században a Johannita Lovagrend hurcolta be a fajt Rodoszra, ahonnan később kipusztult, ám azt az olasz uralom alatt (1912–1945) újra meghonosították a szigeten (HEIDEMANN 1986). A legújabb időkben számos további területre is betelepítették, beleértve Észak- és Dél-Amerikát, Dél-Afrikát, Ausztráliát, Tasmaniát, Új-Zélandot és a Fidzsi-szigeteket is, s ezeken a helyeken a populációk általában fenn is maradtak (FARAGÓ 1994, 2002). Hasonló kihelyezések zajlottak Európában is, aminek következtében a dāmavad ma már Izland és Görögország kivételével a földrész szinte minden országában előfordul, s az 1970-es évek közepén a kontinens állományát már mintegy 120 000 példányra becsülték (HEIDEMANN 1986). Az ezredforduló után az európai állomány kb. 530 000 egyedre nőtt (MATTIOLI 2011).

A dámszarvas a római időket követően eltűnt a Kárpát-medencéből, majd az Anjou királyok vagy Mátyás korában újra visszatelepítették azt a hazai vadasparkokba. Kérdéses azonban, hogy az ezt követő, háborúktól terhes évszázadokat miként élhették túl a hazai állományok – ha egyáltalán túléltek. Mindenesetre egy hosszabb szünet után hazánkban a 18. századtól ismét vannak adataink a természetben élő dāmokról. A 19. században az arisztokraták

hozottak birtokaikra dámszarvasokat. A 19. század elején legnagyobb állománya (több mint 3000 egyed) Gyulaj környékén élt. A két világháború közötti időszakban négy nagyobb, elszigetelt populációja volt ismert hazánkban: Gyulaj és Tamási környékén, a Felső-Tisza vidékén, illetve Békés és Somogy megyékben (ANTLI 2001). A faj igazi térhódítása 1969-ben kezdődött, amikor a Magyar Vadászok Országos Szövetségének telepítési programja során 1970–1987 között 81 helyszínre telepítették be. Ennek köszönhetően az országban a dámszarvas az összefüggő hegyvidéki erdők kivételével mára majdnem mindenhol megtalálható (FARAGÓ 1994, 2002).

Biológiája

A fajra jellemző a lapátos agancsszerkezet. Az agancs szárai általában 55–65 cm hosszúak, de kivételes esetben elérhetik a 80–86 cm-t és ezzel az 5 kg feletti tömeget is. A felrakást követően a bikák a barkás fejdíszüket augusztusra tisztítják le, az agancs elvetésére április–májusban kerül sor (MATTIOLI 2011).

A dámszarvas legszívesebben az erdei fák és cserjék lombjával, rügyeivel, illetve lágyszárúak leveleivel, szárával, virágával táplálkozik. Kedveli az olyan termesztett növényeket is, mint a zöldségek, a dohány (*Nicotiana tabacum*), a tök (*Cucurbita* sp.), a dinnye (*Cucumis melo*), a szőlő (*Vitis* sp.) és a különböző gyümölcsfélék (CORBET & OVENDEN 1982, GÖRNER & HACKETHAL 1987, FARAGÓ 1994, 2002).

A szaporodási időszakot megelőzően a bikáknál az agancs felrakása és tisztítása augusztus–szeptemberre fejeződik be, s ekkorra, a tartalékok



© Schneider Viktor

felhalmozásával, az ún. faggyas korba lépnek. Nem sokkal később, szeptember végén, október elején a bikák a barcogóhelyekre vonulnak, ahol a korosabbak 10-20 cm mély barcogóteknőket kaparnak a talajba, amelyekből akár ötvenet is meg lehet számolni egy-egy jobb élőhelyen. Ezekbe a teknőbe az idősebbek gyakran belevizelnek és ondót is ürítenek, majd belefekszenek és monoton hangon bögnék, azaz barcognak, a tehenek itt keresik fel őket. A bikák igyekeznek a teheneket a teknőjük környékén tartani, és eközben gyakran heves összecsapások alakulnak ki közöttük, míg a fiatalabb bikák a környékén várakoznak, hogy tehenhez jussanak. A borítás után a tehenek elhagyják a barcogóhelyeket és szétszélednek a környéken (FARAGÓ 1994, 2002).

A vemhesség kb. 230 napig tart, majd a tehenek egy nyugalmas erdőrészen hozzák világra általában egyetlen borjukat. A borjak kb. három hét után követik anyjukat. A szoptatási időszak általában öt hónap, de ennél akár lényegesen hosszabb is lehet. A fiatalok mintegy 17 hónapos korukban érik el az ivarérettséget, de az ünőborjak esetében ez ritkán már öt hónapos korban is megtörténhet (CORBET & OVENDEN 1982, GÖRNER & HACKETHAL 1987, FARAGÓ 1994, 2002).

Szabadban a dámszarvas várható életkora 15–20 év lehet, de fogságban akár a 30 évet is meghaladhatja (FARAGÓ 1994, 2002). Európában a dámszarvas legfontosabb ragadozói a barna medvék (*Ursus arctos*), a farkasok (*Canis lupus*) és a kóbor kutyák (*C. familiaris*), de a fiatalabb példányokra a vaddisznók (*Sus scrofa*) és az aranysakálók (*C. aureus*) is veszélyt jelenthetnek (CORBET & OVENDEN 1982, GÖRNER & HACKETHAL 1987).

Ökológiai igényei Magyarországon

A dámszarvas hazánkban döntően azokon a tájakon fordul elő, amelyekre a löszös, homokos, lazább talajtípusok, illetve a ritkás állományú lombos vagy lombkegyes erdők a jellemzők. Előnyben részesíti a ligetes, gazdag aljnövényzetű erdőrészeket, amelyek rétekekkel és mezőgazdasági területekkel váltakoznak. Emellett fontos számára az is, hogy télen ne legyen vastag hótakaró, és a hóval borított napok száma is alacsony maradjon. A legjelentősebb dámállományok Gyulaj környékén (Tolna megye), a Duna–Tisza közén, Gúth (Nyírség) és Gyula térségében (Békés megye) élnek (FARAGÓ 1994, 2002).

A telepítési programoknak és a faj alkalmazkodóképességének köszönhetően kisebb-nagyobb számban mára – az összefüggő, hegyvidéki erdőségek kivételével – szinte az egész országban megtalálható.

Jellemző rá a területhűség, elvándorlása csak nagyobb állománysűrűség vagy a számára alkalmatlan területre történő telepítés esetén fordul elő (FARAGÓ 1994, 2002). A dámszarvas országos állományának becsült létszáma 2021 tavaszán 40 035 pld. volt (CSÁNYI *et al.* 2021).

Ökológiai problémák

A túltartott állományok helyenként mezőgazdasági és erdei vadkárt okozhatnak, azonban ez még mindig töredéke a vaddisznó (*Sus scrofa*) és a gímszarvas (*Cervus elaphus*) kártételének. Tipikus kártétele erdőkben a fák vezérhajtásainak leharapása, a kéreghántás, valamint a makkvetés kikaparása. Azokban az erdőkben, ahol nagyobb állományai élnek, az aljnövényzetet és a cserjéket teljesen kirághatja (FARAGÓ 1994, 2002).

Gazdasági hatások

A telepítési programok, a környezeti adottságok és a tudatos vadgazdálkodás eredményeként, a magyar dámszarvasállomány világhírnévre tett szert: a világranglista első 20 helyéből tízet hazánkban elejtett példányok trófeái foglalnak el (CSÁNYI *et al.* 2010). A 2020/2021-es vadászati évben hazánkban 16 940 egyedot hoztak terítékre (CSÁNYI 2021 *et al.*), így nem csoda, hogy egyes helyeken a vadgazdálkodás alapját a dámgazdálkodás képezi, míg máshol ez csak kiegészítő bevételi forrásnak számít (FARAGÓ 1994, 2002). Jelentősége hazai nagyvadfajainkat tekintve a negyedik, mert a szerepe a muflonénál (*Ovis aries*) lényegesen nagyobb, ám az őzénél (*Capreolus capreolus*), a gímszarvasénál (*Cervus elaphus*) és a vaddisznóénál (*Sus scrofa*) kisebb (FARAGÓ 1994, 2002).

Védekezési lehetőségek

A hazai állományok egyelőre nem okoznak olyan mértékű károkat, amelyek különleges intézkedéseket igényelnének. Helyi túlszaporodás esetén állomány-szabályozó vadászat jelenthet megoldást, de a dámoskertek létrehozása és az egyedek ide történő áthelyezése is jó megoldás lehet a szabadon élő populációk létszámának csökkentésére. Ugyanakkor számolni kell azzal is, hogy a feldúsított állományú vadaskertekben a lágyszárú növényzetet akár teljesen megsemmisítheti (FARAGÓ 1994, 2002).

Irodalom

ANTLI 2001, CSÁNYI *et al.* 2010, 2021 FARAGÓ 1994, 2002, GÖRNER & HACKETHAL 1987, HEIDEMANN 1986, MATTIOLI 2011, NÉMETH *et al.* 2016, OSWALD 2012

TÓTH TAMÁS

Muflon

Ovis aries LINNAEUS, 1758

Eredeti elterjedési terület

A muflon származása, rendszertani helyzete és nevezéktana sajátos, és sokáig nem eldönthető kérdés volt (GROVES *et al.* 2011, CASTELLO 2016). A modern molekuláris biológiai módszerekkel végzett vizsgálatok eredményei alapján a házi juh vadon élő őse az anatóliai juh (*Ovis gmelini*), háziasításának korai állapotát pedig a muflon képviseli (BURGIN *et al.* 2020). Ennek a formának a fennmaradását (és ezzel azt a különleges helyzetet, hogy egy faj háziasításának kezdeti alakját ismerhetjük) a Szardíniára és Korzikára bevitt, majd ott elvadult, és mind a mai napig szerencsésen fennmaradt állományoknak köszönhetjük. Mivel egy fajhoz tartozónak tekintjük őket, a muflon tudományos neve megegyezik a házi juh tudományos nevével.

Magyarországi megjelenése

Bár arról nincsen adatunk, hogy Korzikára és Szardíniára pontosan mikor és milyen körülmények között telepítették be, úgy tűnik azonban, hogy ez az esemény legkorábban a neolitikum elején történhetett, mivel a muflont az újkőkor előtti időkből nem lehet bizonyítani sem az említett szigetekről, sem az európai szárazföldről. A rendelkezésre álló információk arra utalnak, hogy a rómaiak telepíthették tovább az említett szigetekről Európa szárazföldi területeire.

A muflon meghonosítására az európai szárazföldön már a 18. századtól kezdve voltak kísérletek, azonban ezek az akciók (például Svájcban, Belgiumban és Hollandiában) sikertelenek maradtak. A 20. század elejére a korzikai és szardíniai állományok erősen hanyatlani kezdtek, mivel a vadászat, illetve az erdő- és mezőgazdaság térnyerése erősen megtizedelte a populációkat. Így míg 1980 táján az Európában élő muflonok egyedszámát már mintegy 53 000 pld.-ra becsülték, addig Korzikán csupán hozzávetőleg 300 pld. maradt

fenn, de a szardíniai populáció is 300-500 egyedre olvadt (RÖHRS 1986). Korzikán és Szardínián, valamint a kontinens szárazföldi területein is problémát jelent, hogy a muflon valószínűleg régóta kereszteződött és ma is kereszteződik a később kialakult házijuh-fajtákkal, így folyamatosan változó és egymástól küllemileg is többé-kevésbé eltérő populációi alakultak ki. Még a Korzikán és Szardínián élő állományok is némileg különböznek egymástól, hiszen míg Korzikán az anyajuhok 60%-a szarvalt, addig Szardínián ez az arány az előbbinek csak a töredéke (RÖHRS 1986).

A muflont az újabb időkben a világ számos pontjára is betelepítették, például az Egyesült Államokba (Kalifornia, Texas), Argentínába, a Hawaii-szigetekre, valamint az Indiai-óceán déli részén fekvő Kerguelén-szigetekre is.

A muflon hazai története gróf Forgách Károly 1868-ban indult Nyitra megyei telepítésével kezdődött, amely időponttól 1871-ig tíz példány érkezett a ghymesi birtokon létrehozott vadaskertbe. Az állatok olyan jól érezték magukat és olyan jól szaporodtak a területen, hogy 1883-ban már mintegy 100 pld.-t engedtek szabadon a környéken, ami a rómaiak óta az első sikeres kihelyezés volt a kontinensen. A honosítási akció olyan jól sikerült, hogy a 14 000 holdas ghymesi uradalom állományát az első világháború előtt már mintegy 2000 pld.-ra becsülték, annak ellenére, hogy addigra már több mint 800 egyedeket hoztak területekre a vadászok. Hazánkban az első világháború előtt a vadászati statisztikák szerint 1904–1905-ben – nem meglepő módon – Nyitra megyében esett a legtöbb muflon (54 pld./év), a faj országos területe pedig 1907-ben volt a legmagasabb, amikor az elejtett példányok száma elérte a 83-at (FARAGÓ 1994, 2002).

A muflont az ország jelenlegi területén először 1901-ben vagy 1902-ben Füzérradványra telepítették,

egyres híradások szerint a ghymesi állományból, míg más források szerint Nagypaponyból. 1942-ig további 19 helyszínen engedtek szabadon muflonokat. A jó környezeti adottságoknak és a szakszerű vadgazdálkodásnak köszönhetően az 1940-es évek első felére a hazai népesség kb. 2000 pld.-ra emelkedett, azonban a második világháború harci cselekményei miatt 1946-ra a populáció mintegy 80-100 egyedre esett vissza. Végül az 1970-es években indult muflontelepítési program következtében a hazai népesség ismét gyarapodásnak indult, s 1990-re magyarországi egyedszáma már meghaladta 10 000 pld.-t (FARAGÓ 1994, 2002).

Biológiája

A muflon jellemzően fűféléket (Poaceae) fogyaszt, és leginkább csak akkor tér át más növényi részekre, ha ez a táplálékforrás nem áll rendelkezésére. Ilyen esetekben dominál a fák és a cserjék hajtásainak, valamint a lágyszárúaknak a fogyasztása, de a szuboptimális élőhelyeken táplálékában jelentős lehet a lucerna (*Medicago* sp.) és fekete bodza (*Sambucus nigra*) aránya is. A hazai vadon élő kérődzők (Ruminantia) közül a testtömeghez képest a muflon bendője a legkisebb, ezért feltehetően többet kérődzik, mint a szarvasfélék (Cervidae) (FARAGÓ 1994, 2002).



© Hadarics Tibor

A muflont Korzikáról telepítették be a világ különböző részeire. A képen egy korzikai példány látható



A muflon üzekedése – amelyet a szaknyelv berregésnek is nevez – általában október közepétől december végéig tart, de kivételes esetben ez az időszak már augusztus végén is elkezdődhet és egészen januárig is elhúzódhat. A párzási időszak kezdetén a koscsapatok szétszélednek, majd a magányos kosok megpróbálnak minél több jerkét és anyajuhot elkülöníteni a nyájakból. Az ivarérett nőstényekért gyakran összecsapásokra is sor kerül a kosok között, ilyenkor 10-20 m távolságból fejjel egymásnak rohannak, és ezt rendszerint többször is megismétlik. A küzdelem végén a vesztes elhagyja a győztes területét. Az ivarérett nőstényeket a hímek általában rövid kergetődzés után, a csapattól távolabb borítják. A megtermékenyített nőstények többnyire 21-22 heti vemhesség után, március vége és május eleje között egy nyugodt, csendes helyen egy (ritkábban két) bárányt hoznak a világra. A fiatalok és az anyajuhok rövid időn belül csatlakoznak a nyájhoz, ahol a bárányok még négyöt hónapig szopnak, majd maguk hagyják ott anyjukat, és válnak a csapat önálló tagjaivá. A fiatalok általában másfél éves koruk tájékán lesznek ivarérettek, azonban ez a kosoknál sokszor csak később, míg a jerekéknél már akár nyolc-kilenc hónapos korban is

bekövetkezhet (CORVET & OVENDEN 1982, GÖRNER & HACKETHAL 1987, FARAGÓ 1994, 2002).

A muflon természetes ellenségei közül meg kell említeni a barna medvét (*Ursus arctos*), a farkast (*Canis lupus*), a hiúzt (*Lynx lynx*) és az aranysakált (*C. aureus*), de a kóbor kutyák (*C. familiaris*) is zsákmányolhatják egyes példányait, sőt olykor a vaddisznó (*Sus scrofa*) is kárt tehet a szaporulatban (CORVET & OVENDEN 1982, GÖRNER & HACKETHAL 1987). Állományaira emellett főleg a vastag és hosszan megmaradó hótakaró jelenthet veszélyt (FARAGÓ 1994, 2002).

Ökológiai igényei Magyarországon

A muflon Európában optimális körülmények között a tengerszinttől egészen az 1000 m-es tengerszint feletti magasságig megtalálható, de előfordulását befolyásolhatják a domborzati és talajviszonyok, valamint az éghajlat is. Megtelepedésénél kulcsfontosságú a területre jellemző csapadékmennyiség, mivel főleg azokat az élőhelyeket részesíti előnyben, ahol az évi 800 mm alatt marad. Fontos tényező, hogy 50 napnál kevesebb legyen a hóval borított napok száma, s lehetőleg a hóvastagság se legyen több 30 cm-nél. Ennek megfelelően nem meglepő, hogy a muflonok a nyáron



lehetőség szerint a magasabb helyeken tartózkodnak, míg a téli időszakban az alacsonyabban fekvő régiókba húzódnak le (FARAGÓ 1994, 2002).

A muflon hazánkban a középhegységekben mindenhol előfordul, de elterjedése általában szigetszerű. A középhegységeken kívül jelentős állományai élnek az alacsonyabban fekvő Somogy megyében is (FARAGÓ 1994, 2002).

Magyarországi állománya évtizedek óta 10 000 pld. körüli, 2021 tavaszán országos egyedszámát 11 717 pld.-ra becsülték (CSÁNYI *et al.* 2021).

Ökológiai problémák

Hazánkban a helyenként túltartott állományai okozhatnak problémát az erdősítésekben, ám ez az összes erdészeti vadkárnak csak elenyésző részét teszi ki (NAGY 2018). A meleg hegyoldalakon, a természetvédelmi szempontból különösen értékes vegetációjú sziklagyepekben a muflon kártétele nagyon komoly méreteket ölthet. Számos ritka, illetve bennszülött növényfajunkat veszélyeztetheti rágásával, taposásával. Emellett a muflonok télen nagyobb nyájakba verődnek össze, melyek mozgáskörzete kicsi, így ilyenkor helyenként szintén érzékeny károkat okozhatnak élőhelyük növényzetében (FARAGÓ 1994, 2002).

Gazdasági hatások

A muflon hazánkban létszámát és gazdasági jelentőségét tekintve nagyvadfajaink között az utolsó helyen áll (FARAGÓ 1994, 2002). Ennek ellenére vadászatára helyenként jelentős érdeklődés mutatkozik, mivel a 2020/2021-es vadászati évben nálunk 3559 pld. került terítékre, ebből 995 mufloncsigát bíráltak el, melyekből 419 volt érmes (CSÁNYI *et al.* 2021).

Védekezési lehetőségek

Azokon a területeken, ahol a túltartott muflonállományok tekintélyes vadkárokat okoznak, elsősorban állományszabályozással, vadkárrelhárító vadászatral védekeznek ellene. Azokról a területekről ki kell szorítani, ahol a védett természeti értékekben jelentős károkat okoz. Ezeken a helyeken a kilövések számának növelésével akár a muflonmentes állapot is elérhető.

Irodalom

BURGIN *et al.* 2020, CASTELLO 2016, CORBET & OVENDEN 1982, CSÁNYI 2021 *et al.*, FARAGÓ 1994, 2002, GÖRNER & HACKETHAL 1987, GROVES *et al.* 2011, NAGY 2018, RÖHRS 1986

TÓTH TAMÁS

IRODALOM

LAPOSFÉRGEK – Platyhelminthes

- BASSI R. (1875): Sulla cachessia ittero-verminosa, o marciaia dei carvi, causata dal *Distomum magnum*. *Il Medico Veterinario (Torino)* S. 4. 4(11–12): 497–515.
- BAZSALOVICSOVÁ E., KRÁLOVÁ-HROMADOVÁ I., ŠTEFKA J., MINÁRIK G., BOKOROVÁ S. & PYBUS M. (2015): Genetic interrelationships of North American populations of Giant Liver Fluke *Fascioloides magna*. *Parasites & Vectors* **8**: 288.
- DEMIASZKIEWICZ A. W., KOWALCZYK R., FILIP K. J. & PYZIEL A. M. (2018): *Fascioloides magna* (Bassi, 1875) pasożytem sarny w Borach Zielonogórskich. *Medycyna Weterynaryjna* **74**(4): 257–260.
- DUNKEL A. M., ROGNLIE M. C., JOHNSON G. R. & KNAPP S. E. (1996): Distribution of potential intermediate hosts for *Fasciola hepatica* and *Fascioloides magna* in Montana, USA. *Veterinary Parasitology* **62**(1–2): 63–70.
- ERHARDOVÁ-KOTRLÁ B. (1971): *The occurrence of Fascioloides magna (Bassi, 1875) in Czechoslovakia*. Academia, Prague.
- ESTEBAN J. G., BARGUES M. D. & MAS-COMA S. (1998): Geographical distribution, diagnosis and treatment of human fascioliasis: a review. *Research and Reviews in Parasitology* **58**(1): 13–42.
- FLORIJAČIĆ T., OZIMEC S., OPAČAK A., BOŠKOVIĆ I., JELKIĆ D., MARINCULIĆ A. & JANICKI Z. (2010): Importance of the Danube River in spreading the infection of Red Deer with *Fascioloides magna* in eastern Croatia. In: *38th IAD Conference, June 2010, Dresden, Germany. Extended abstracts*. – www.danube-iad.eu
- FOREYT W. J. & TODD A. C. (1976): Development of the Large American Liver Fluke, *Fascioloides magna*, in White-tailed Deer, Cattle, and Sheep. *Journal of Parasitology* **62**(1): 26–32.
- HAIDER M., HÖRWEG C., LIESINGER K., SATTMANN H. & WALOCHNIK J. (2012): Recovery of *Fascioloides magna* (Digenea) population in spite of treatment programme? Screening of *Galba truncatula* (Gastropoda, Lymnaeidae) from Lower Austria. *Veterinary Parasitology* **187**(3–4): 445–451.
- LOKER E. S. & HOFKIN B. V. (2015): *Parasitology. A conceptual approach*. Garland Science, New York – London.
- MAJOROS G. & SZTOJKOV V. (1994): Appearance of the Large American Liver Fluke *Fascioloides magna* (Bassi, 1875) (Trematoda: Fasciolata) in Hungary. *Parasitologica Hungarica* **27**: 27–38.
- MALCICKA M. (2015): Life history and biology of *Fascioloides magna* (Trematoda) and its native and exotic hosts. *Ecology and Evolution* **5**(7): 1381–1397.
- MAS-COMA M. S., ESTEBAN J. G. & BARGUES M. D. (1999): Epidemiology of human fascioliasis: a review and proposed new classification. *Bulletin of the World Health Organization* **77**(4): 340–346.
- MÉNARD A., AGOULON A., L'HOSTIS M., RONDELAUD D., COLLARD S. & CHAUVIN A. (2001): *Myocastor coypus* as a reservoir host of *Fasciola hepatica* in France. *Veterinary Research* **32**(5): 499–508.
- NAGY E., JÓCSÁK I., CSIVINCSIK Á., ZSOLNAI A., HALÁSZ T., NYÚL A., PLUCSINSZKI ZS., SIMON T., SZABÓ SZ., TURBÓK J., NEMES CS., SUGÁR L. & NAGY G. (2018): Establishment of *Fascioloides magna* in a new region of Hungary: case report. *Parasitology Research* **117**(11): 3683–3687.
- PFEIFFER H. (1983): *Fascioloides magna*: Erster Fund in Österreich. *Wiener Tierärztliche Monatsschrift* **70**(5): 168–170.
- PYBUS M. J. (2001): Liver flukes. In: SAMUEL W. M., PYBUS M. J., KOCAN A. A. (eds.): *Parasitic diseases in wild mammals*. 2nd edition. Iowa State University Press, Ames: 121–149.
- QURESHI T., LYNN DRAWE D., DAVIS D. S. & CRAIG T. M. (1994): Use of bait containing triclabendazole to treat *Fascioloides magna* infections in free ranging White-tailed Deer. *Journal of Wildlife Diseases* **30**(3): 346–350.
- RAJSKÝ D., PATUS A. & BUKOVJAN K. (1994): Prvý nález *Fascioloides magna* Bassi, 1875 na Slovensku. *Slovenský Veterinársky Časopis* **19**: 29–30.
- RONDELAUD D., NOVOBILSKÝ A., VIGNOLES P., TREUIL P., KOUDELA B. & DREYFUSS G. (2005): First studies on the susceptibility of *Omphiscola glabra* (Gastropoda: Lymnaeidae) from central France to *Fascioloides magna*. *Parasitology Research* **98**(4): 299–303.
- SALOMON S. (1932): *Fasciola magna* bei deutschem Rotwild. *Abhandlungen der Naturforschenden Gesellschaft Görlitz* **31**(3): 139–142.

- SLAVICA A., FLORIJAČIĆ T., JANICKI Z., KONJEVIĆ D., SEVERIN K., MARINCULIĆ A. & PINTUR K. (2006): Treatment of fascioloidosis (*Fascioloides magna*, Bassi, 1875) in free ranging and captive Red Deer (*Cervus elaphus* L.) at eastern Croatia. *Veterinarski Arhiv* **76** (Suppl.): 9–18.
- ULLRICH K. (1930): Über das Vorkommen von seltenen oder wenig bekannten Parasiten der Säugetiere und Vögel in Böhmen und Mähren. *Prager Archiv für Tiermedizin und Vergleichende Pathologie* **10**: 19–43.
- URSPRUNG J., JOACHIM A. & PROSL H. (2006): Vorkommen und Bekämpfung des Amerikanischen Riesenleberegel, *Fascioloides magna*, in einer Schalenwildpopulation in den Donauauen östlich von Wien. *Berliner und Münchener Tierärztliche Wochenschrift* **119**(7–8): 316–323.

PUHATESTŰEK – Mollusca

- ALDRIDGE D., MADHYASTHA A. & VAN DAMME D. (2012): *Corbicula fluminea*. In: *The IUCN Red List of Threatened Species 2012*: e.T155736A735697. – www.iucnredlist.org
- ALONSO A. (2013): *Potamopyrgus antipodarum* (New Zealand Mudsnail). In: *CABI Invasive Species Compendium*. – www.cabi.org
- ALONSO A. & CASTRO-DÍEZ P. (2008): What explains the invading success of the aquatic mud snail *Potamopyrgus antipodarum* (Hydrobiidae, Mollusca)? *Hydrobiologia* **614**(1): 107–116.
- ANISTRATENKO V. V. (2013): On the taxonomic status of the highly endangered Ponto-Caspian gastropod genus *Caspiia* (Gastropoda: Hydrobiidae: Caspiinae). *Journal of Natural History* **47**(1–2): 51–64.
- ANISTRATENKO V. V., NEUBAUER T. A., ANISTRATENKO O. YU., KIJASHKO P. V. & WESSELINGH F. P. (2021): A revision of the Pontocaspian gastropods of the subfamily Caspiinae (Caenogastropoda: Hydrobiidae). *Zootaxa* **4933**(2): 151–197.
- ANSART A., VERNON P. & DAGUZAN J. (2001): Freezing tolerance versus freezing susceptibility in the land snail *Helix aspersa* (Gastropoda: Helicidae). *CryoLetters* **22**(3): 183–190.
- AYAD N., MOUSA A. H., ISHAK M. M., YOUSIF F. & ZAGHLOUL S. (1970): A preliminary study on biological control of the snail intermediate hosts of schistosomiasis in U.A.R. by *Helisoma duryi* snails. *Hydrobiologia* **35**(2): 196–202.
- BÁBA K. & VARGA A. (1980): A *Boettgerilla pallens* Simroth újabb lelőhelye. *Folia Historico-naturalia Musei Matraensis* **6**: 205–206.
- BACHÓ Z. (1952): A meztelen csigák kártételének jelentősége. *Növényvédelem* 1952 (4): 11–14.
- BALASHOV I. A., KRAMARENKO S. S., ZHUKOV A. V., SHKLYARUK A. N., BAIASHNIKOV A. A. & VASYLIUK A. V. (2013a): Contribution to the knowledge of terrestrial molluscs in southeastern Ukraine. *Malacologica Bohemoslovaca* **12**: 62–69.
- BALASHOV I. A., SON M. O., COADĂ V. & WELTER-SCHULTES F. (2013b): An updated annotated checklist of the molluscs of the Republic of Moldova. *Folia Malacologica* **21**(3): 175–181.
- BÁLDI T. (1973): *Mollusc fauna of the Hungarian Upper Oligocene (Egerian)*. *Studies in Stratigraphy, Palaeoecology, Palaeogeography, and Systematics* Akadémiai Kiadó, Budapest.
- BALOGH Cs. (2008): *A vándorkagyló (Dreissena polymorpha) megtelepedése, környezeti viszonyai, anyagforgalomban betöltött szerepe, filtrációja, valamint baktériumközösségre gyakorolt hatása*. Doktori értekezés. MTA Balatoni Limnológiai Kutatóintézet, Tihany.
- BALOGH Cs., MUSKÓ I. B., G. TÓTH L. & NAGY L. (2008): Quantitative trends of Zebra Mussels in Lake Balaton (Hungary) in 2003–2005 at different water levels. *Hydrobiologia* **613**(1): 57–69.
- BANHA E., MARQUES M. & ANASTÁCIO P. M. (2014): Dispersal of two freshwater invasive macroinvertebrates, *Procambarus clarkii* and *Physella acuta*, by off-road vehicles. *Aquatic Conservation (Marine and Freshwater Ecosystems)* **24**(5): 582–591.
- BARKER G. M. & EFFORD M. G. (2004): Predatory gastropods as natural enemies of terrestrial gastropods and other invertebrates. In: BARKER G. M. (ed.): *Natural enemies of terrestrial molluscs*. CAB International, Wallingford: 279–403.

- BARKER G. M. & WATTS C. (2002): *Management of the invasive alien snail Cantareus aspersus on conservation land*. New Zealand Department of Conservation, Wellington. /DOC Science Internal Series 31/
- BARTHA F. (1971): A magyarországi pannon biosztratigráfiai vizsgálata. In: GÓCZÁN F. & BENKŐ J. (szerk.): *A magyarországi pannonkori képződmények kutatásai*. Akadémiai Kiadó, Budapest: 13–163.
- BASINGER A. J. (1931): *The European Brown Snail in California*. University of California, College of Agriculture, Agricultural Experimental Station, Berkeley (California). /Bulletin 515/
- BAILEY P. T. (ed.) (2007): *Pests of field crops and pastures: identification and control*. CSIRO Publishing, Collingwood (Victoria).
- BE CZNER L., BODOR J. & PAIZS L.-NÉ (1970): BE CZNER L., BODOR J. & PAIZS L.-NÉ: *Zöldségfélék növényvédelme*. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- BEDINI S., FLAMINI G., COSCI F., ASCRIZZI R., BENELLI G. & CONTI B. (2016): *Cannabis sativa* and *Humulus lupulus* essential oils as novel control tools against the invasive mosquito *Aedes albopictus* and fresh water snail *Physella acuta*. *Industrial Crops and Products* **85**: 318–323.
- BENDA T., CSIVINCSIK Á., NEMES Cs., TURBÓK J., ZSOLNAI A., SIMONYAI E., MAJOROS G. & NAGY G. (2017): Lethal *Angiostrongylus vasorum* infection in a Hungarian dog. *Acta Parasitologica* **62**(1): 221–224.
- BENKŐ-KISS Á. (2012): The invasive Chinese Pond Mussel (*Sinanodonta woodiana*, Lea, 1834) as a danger for waterside tourism. *Lucrări Științifice Universitatea de Științe Agricole Și Medicină Veterinară a Banatului Seria I. Management Agricol* **14**(4): 5–12.
- BENKŐ-KISS Á., FERINCZ Á., KOVÁTS N. & PAULOVITS G. (2013): Spread and distribution pattern of *Sinanodonta woodiana* in Lake Balaton. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* **408**: 9.
- BERAN L. & GLÖER P. (2006): *Gyraulus chinensis* (Dunker, 1848) – a new greenhouse species for the Czech Republic (Gastropoda: Planorbidae). *Malacologica Bohemoslovaca* **5**: 25–28.
- BERAN L. & HORSÁK M. (2002): *Gyraulus parvus* (Mollusca: Gastropoda) in the Czech Republic. *Acta Societatis Zoologicae Bohemicae* **66**(2): 81–84.
- BOAG D. A. (1986): Dispersal in pond snails: potential role of waterfowl. *Canadian Journal of Zoology* **64**(4): 904–909.
- BOBELDYK A. M., BOSSENBROEK J. M., EVAN-WHITE M. A., LODGE D. M. & LAMBERTI G. A. (2005): Secondary spread of Zebra Mussels (*Dreissena polymorpha*) in lake-stream systems. *Ecoscience* **12**(3): 414–421.
- BÓDIS E. (2015): Betolakodók a Balatonban. Őshonos és inváziós kagylófajok versengése. *Élet és Tudomány* **70**(15): 454–456.
- BÓDIS E., NOSEK J., OERTEL N., TÓTH B. & FEHÉR Z. (2011): A comparative study of two *Corbicula* morphs (Bivalvia, Corbiculidae) inhabiting River Danube. *International Review of Hydrobiology* **96**(3): 257–273.
- BÓDIS E., TÓTH B. & SOUSA R. (2014a): Impact of *Dreissena* fouling on the physiological condition of native and invasive bivalves: interspecific and temporal variations. *Biological Invasions* **16**(7): 1373–1386.
- BÓDIS E., TÓTH B. & SOUSA R. (2014b): Massive mortality of invasive bivalves as a potential resource subsidy for the adjacent terrestrial food web. *Hydrobiologia* **735**(1): 253–262.
- BOETERS H. D., GLÖER P., GEORGIEV D. & DEDOV I. (2015): A new species of *Caspia* Clessin et W. Dybowski, 1887 (Gastropoda: Truncatelloidea: Hydrobiidae) in the Danube of Bulgaria. *Folia Malacologica* **23**(3): 177–186.
- BOGNÁR S. & HUZIÁN L. (1974): *Növényvédelmi állattan*. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- BONNEY R., COOPER C. B., DICKINSON J., KELLING S., PHILLIPS T., ROSENBERG K. V. & SHIRK J. (2009): Citizen science: a developing tool for expanding science knowledge and scientific literacy. *BioScience* **59**(11): 977–984.
- BOSCHI C. (2011): *Die Schneckenfauna der Schweiz. Ein umfassendes Bild- und Bestimmungsbuch*. Haupt Verlag, Bern – Stuttgart – Wien.
- BOTKA J. & VARGA A. (1984): Az *Arion* (*Arion*) *rufus* (Linné, 1758) előfordulása Magyarországon. *Folia Historico-naturalia Musei Matraensis* **9**: 167–168.
- BOWLER P. A. (1991): The rapid spread of the freshwater hydrobiid snail *Potamopyrgus antipodarum* (Gray) in the Middle Snake River, southern Idaho. *Proceedings of the Desert Fishes Council* **20–21**: 173–182.
- BOYCOTT A. E. (1936): The habitats of fresh-water Mollusca in Britain. *Journal of Animal Ecology* **5**(1): 116–186.
- BÖSSNECK U. & FELDMANN A. (2003): Zur Ausbreitung von Neozoa im Stadtgebiet von Erfurt am Beispiel der Landschnecken *Cerzuela neglecta* (Draparnaud, 1805), *Monacha cartusiana* (O. F.

- Müller, 1774) und *Krynickillus melanocephalus* Kaleniczenko, 1851 (Mollusca: Gastropoda). *Veröffentlichungen des Naturkundemuseums Erfurt* **22**: 115–125.
- BROWN D. S. (1980): *Freshwater snails of Africa and their medical importance*. Taylor & Francis Ltd., London.
- BUNJE P. M. E. (2005): Pan-European phylogeography of the aquatic snail *Theodoxus fluviatilis* (Gastropoda: Neritidae). *Molecular Ecology* **14**(14): 4323–4340.
- BURCH J. B. (1960): Chromosomes of *Gyraulus circumstratus*, a freshwater snail. *Nature* **186**(4723): 497–498.
- BURCH J. B. (1989): *North American freshwater snails. Identification keys, generic synonymy, supplemental notes, glossary, references, index*. Malacological Publications, Hamburg (Michigan). /Walkerana 4./
- BURCH J. Q. (1944): [Checklist of west American mollusks]. Family Corbiculidae. *Minutes of the Conchological Club of Southern California* **36**: 18.
- ČEJKA T. & ČAČANÝ J. (2014): The first record of the Turkish Snail (*Helix lucorum* L., 1758) in the Slovak Republic. *Malacologica Bohemoslovaca* **13**: 124–125
- ČEJKA T. & HORSÁK M. (2002): First records of *Theodoxus fluviatilis* and *Sphaerium solidum* (Mollusca) from Slovakia. *Biologia (Bratislava)* **57**(5): 561–562.
- ČEJKA T., BERAN L., KORÁBEK O., HLAVÁČ J. Č., HORÁČKOVÁ J., COUFAL R., DRVOTOVÁ M., MAŇAS M., HORSÁKOVÁ V. & HORSÁK M. (2020): Malacological news from the Czech and Slovak Republics in 2015–2019. *Malacologica Bohemoslovaca* **19**: 71–106.
- ČEJKA T., DVOŘÁK L. & HORSÁK M. (2006): Malakologické novinky na Slovensku v poslednom štvrtstoročí. *Malakologický Bulletin* 14 August 2006 – <http://mal-bull.blogspot.com>
- CHEVALIER H. (1972): Arionidae (Mollusca, Pulmonata) des Alpes et du Jura français. *Haliotis* **2**: 7–23.
- CILIA D. P., SCIBERRAS A. & SCIBERRAS J. (2013): Two non-indigenous populations of *Melanoides tuberculata* (Müller, 1774) (Gastropoda, Cerithioidea) in Malta. *MalaCo* **9**: 447–450.
- CLARKE G. M., GROSS S., MATTHEWS M., CATLING P. C., BAKER B., HEWITT C. L., CROWTHER D. & SADDLER S. R. (2000): Environmental pest species in Australia. In: *Australia: state of the environment. Second Technical Paper Series (Biodiversity)*. Department of the Environment and Heritage, Canberra.
- CLENCH W. J. (1969): *Melanoides tuberculata* (Müller) in Florida. *Nautilus* **83**(2): 72.
- COELHO P. M. Z., & CALDEIRA R. L. (2016): Critical analysis of molluscicide application in schistosomiasis control programs in Brazil. *Infectious Diseases of Poverty* **5**(1): 57.
- COLLADO G. A. (2014): Out of New Zealand: molecular identification of the highly invasive freshwater mollusk *Potamopyrgus antipodarum* (Gray, 1843) in South America. *Zoological Studies* **53**(1): 70.
- COUGHLAN N. E., CUTHBERT R. N., POTTS S., CUNNINGHAM E. M., CRANE K., CAFFREY J. M., LUCY F. E., DAVIS E. & DICK J. T. A. (2019): Beds Are Burning: eradication and control of invasive Asian clam, *Corbicula fluminea*, with rapid open-flame burn treatments. *Management of Biological Invasions* **10**(3): 486–499.
- COWIE R. H., DILLON R. T., ROBINSON D. G. & SMITH J. W. (2009): Alien non-marine snails and slugs of priority quarantine importance in the United States: A preliminary risk assessment. *American Malacological Bulletin* **27**(1–2): 113–132.
- CSÁNYI B. (1999): Spreading invaders along the Danubian highway: first record of *Corbicula fluminea* (O. F. Müller, 1774) and *C. fluminalis* (O. F. Müller, 1774) in Hungary (Mollusca: Bivalvia). *Folia Historica Naturalis Musei Matraensis* **23**: 343–345.
- CSÁNYI B. (ed.) (2002): *Joint Danube Survey: Investigation of the Tisza River and its tributaries. Final report. May 2002*. Institute for Water Pollution Control, Vituki Plc. – Secretariat of the International Commission for the Protection of the Danube River, [Budapest – Wien].
- CSÁNYI B. & VARGA A. (2017): Behurcolt és invazív puhatestűek. *Magyar Tudomány* **178**(4): 419–425.
- CSIKI E. (1906): *A magyar birodalom állatvilága. A magyar birodalomból eddig ismert állatok rendszeres leírása. II. Mollusca*. K. M. Természettudományi Társulat, Budapest.
- DÁNYI L., BALÁZS G. & ANGYAL D. (2015): Mint giliszta a vízben – avagy Zicsi András nyomdokán a Baradla Rövid-Alsó-barlangban. *Állattani Közlemények* **100**(1–2): 331–332.
- DARRIGRAN G. (2002): Potential impact of filter-feeding invaders on temperate inland freshwater environments. *Biological Invasions* **4**(1–2): 145–156.

- DEDOV I. K. & MITEV T. (2011): Mollusks fauna (Mollusca: Gastropoda: Bivalvia) of Mountain Osogovo. *Acta Zoologica Bulgarica* **63**(1): 37–46.
- DELI T. & FARKAS R. (2006): A bánáti csiga (*Drobia banatica* Rossmasler, 1838) legujabb hazai lelöhelyei a Szamos mentén. *Natura Bekesienis* **8**: 19–28.
- DERRAIK J. G. B. (2008): The potential significance to human health associated with the establishment of the snail *Melanoides tuberculata* in New Zealand. *The New Zealand Medical Journal* **121**(1280): 25–32.
- DOLEŽAL J. (2021): Non-native *Helix lucorum* Linnaeus, 1758 (Gastropoda: Eupulmonata: Helicidae) after twelve years in Prague, Czech Republic. *Folia Malacologica* **29**(2): 117–120.
- DOMOKOS T. & MAJOROS G. (2008): A *Lucilla singleyana* (Pilsbry, 1889) (Gastropoda: Helicodiscidae) – „talajlakó laposcsigácska” – előfordulása hazánkban, különös tekintettel a Körös–Maros közére (Magyarország és Románia). *Malakológiai Tájékoztató* **26**: 19–32.
- DOMOKOS T. & PELBÁRT J. (2011): A magyarországi recens puhatestűek (Mollusca) magyar köznyelvi elnevezései (2011). *Malakológiai Tájékoztató* **29**: 25–39.
- DOUGLAS M. R. & TOOKER J. F. (2012): Slug (Mollusca: Agriolimacidae, Arionidae) ecology and management in no-till field crops, with an emphasis on the mid-Atlantic region. *Journal of Integrated Pest Management* **3**(1): C1–C9.
- DRAPARNAUD J.-P.-R. [1805]: *Histoire naturelle des Mollusques terrestres et fluviatiles de la France*. Plassan – Renaud, Paris – Montpellier.
- DREIJERS E., REISE H. & HUTCHINSON J. M. C. (2013): Mating of the slugs *Arion lusitanicus* auct. non Mabille and *A. rufus* (L.): different genitalia and mating behaviours are incomplete barriers to interspecific sperm exchange. *Journal of Molluscan Studies* **79**(1): 51–63.
- DREIJERS E., STALAŽS A., PILĀTE D., JAKUBĀNE I. & JUNDZIS M. (2017): Mikstgliemežu dzimtas sugu nozīme lauksaimniecībā un pirmās ziņas par *Krynickillus melanocephalus* Kaleniczenko, 1851 (Gastropoda: Agriolimacidae) kaitējumu dārzkopībā Latvijā. In: *Līdzsvarota lauksaimniecība. Zinātniski praktiskās konferences. Raksti*. Latvijas Lauksaimniecības Universitāte, Jelgava: 93–96.
- DUDGEON D. & MORTON B. (1983): The population dynamics and sexual strategy of *Anodonta woodiana* (Bivalvia: Unionacea) in Plover Cove Reservoir, Hong Kong. *Journal of Zoology* **201**(2): 161–183.
- DUDGEON D. & MORTON B. (1984): Site selection and attachment duration of *Anodonta woodiana* (Bivalvia: Unionacea) glochidia on fish host. *Journal of Zoology* **204**(3): 355–362.
- DVOŘÁK L. & HORSÁK M. (2003): Současné poznatky o plzáku *Arion lusitanicus* (Mollusca: Pulmonata) v České republice. *Časopis Slezského Musea v Opavě Série A Vědy Přírodní* **52**: 67–71.
- EGOROV R. (2017): *Helix lucorum lucorum* Linnaeus, 1758 (Pulmonata, Helicidae) in the city of Moscow. *Malacologica Bohemoslovaca* **16**: 28–32.
- ENTZ G. (1898): Vándor kagyló. *Természettudományi Közlöny* **30**(350): 518–521.
- ENTZ G. (1934): A Magyar Biológiai Kutatóintézet munkálatairól. *Matematikai és Természettudományi Értesítő* **51**: 582–599.
- ERŐSS Z. (1980): Adatok a Déli-Börzsöny puhatestű-faunájához. *Soosiana* **8**: 49–54.
- FALTÝNKOVÁ A. & HAAS W. (2006): Larval trematodes in freshwater molluscs from the Elbe to Danube rivers (Southeast Germany): before and today. *Parasitology Research* **99**(5): 572–582.
- FEHÉR Z. & GUBÁNYI A. (2001): *A magyarországi puhatestűek elterjedése. Az MTM Puhatestűgyűjteményének katalógusa*. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest.
- FEHÉR Z., MAJOROS G. & VARGA A. (2006): A scoring method for the assessment of rarity and conservation value of the Hungarian freshwater molluscs. *Heldia* **6**(3–4): 101–114.
- FEHÉR Z., SZABÓ K., BOZSÓ M. & PÉNZES Zs. (2009): Recent range expansion of *Pomatias rivulare* (Eichwald, 1829) (Mollusca: Pomatiidae) in Central-Eastern Europe. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* **55**(1): 67–75.
- FERREIRA-RODRÍGUEZ N., SOUSA R. & PARDO I. (2018): Negative effects of *Corbicula fluminea* over native freshwater mussels. *Hydrobiologia* **810**(1): 85–95.
- FISCHER W. & REISCHÜTZ P. L. (1998): Grundsätzliche Bemerkungen zum Schadschneckenproblem. *Die Bodenkultur* **49**(4): 281–292.
- FISCHER W., NOVAK J. & REINELT K. (2008): Beiträge zur Kenntnis der österreichischen Molluskenfauna XIII. Zum Vorkommen von *Helix lucorum* Linne 1758, *Ceruella neglecta* (Draparnaud 1805) und *Ceruella virgata* (Da Costa 1758) in Wien (Gastropoda: Mollusca). *Nachrichtenblatt der Ersten Vorarlberger Malakologischen Gesellschaft* **15**: 63–64.
- FLASAROVÁ M. & FLASAR I. (1965): Isopoda a Gastropoda skleníkù v severočeském kraji. *Zoologické Listy* **14**(3): 251–260.

- FOFONOFF P. W., RUIZ G. M., STEVES B. & CARLTON J. T. (2003): *Melanoides tuberculata*. In: *National Exotic Marine and Estuarine Species Information System*. – www.invasions.si.edu/nemesis/
- FRANSEN F. & MADSEN H. (1979): A review of *Helisoma duryi* in biological control. *Acta Tropica* **36**(1): 67–84.
- FRIED B., NANNI T. J., REDDY A. & FUJINO T. (1996): Maintenance of the life cycle of *Echinostoma trivolvis* (Trematoda) in dexamethasone-treated ICR mice and laboratory-raised *Helisoma trivolvis* (Gastropoda). *Parasitology Research* **83**(1): 16–19.
- FŰKÖH L. (1995): Holocene malacostratigraphy in Hungary. *Malakológiai Tájékoztató Supplementum* 1: 113–198.
- GEORGIEV D. (2017): Updated and corrected list of the inland molluscs of Samothraki Island (N Aegean, Greece). *ZooNotes* 2017: 113.
- GERBER J. (2014): First American record of the exotic slug *Tandonia kusceri* (Gastropoda: Milacidae). *The Nautilus* **128**(2): 59–63.
- GERGS R., KOESTER M., GRABOW K., SCHÖLL F., THIELSCH A. & MARTENS A. (2015): *Theodoxus fluviatilis*' re-establishment in the River Rhine: a native relict or a cryptic invader? *Conservation Genetics* **16**(1): 247–251.
- GILLIS P. L. & MACKIE G. L. (1994): Impact of the Zebra Mussel, *Dreissena polymorpha*, on populations of Unionidae (Bivalvia) in Lake St. Clair. *Canadian Journal of Zoology* **72**(7): 1260–1271.
- GITTENBERGER E. & JANSSEN A. W. (red.) (1998): *De Nederlandse zoetwatermollusken. Recente en fossiele weekdieren uit zoet en brak water. Nationaal Natuurhistorisch Museum Naturalis – KNNV Uitgeverij – EIS-Nederland, Leiden. / Nederlanse Fauna 2./*
- GIUSTI F., MANGANELLI G. & SCHEMBRI P. J. (1995): *The non-marine molluscs of the Maltese Islands*. Museo Regionale di Scienze Naturali, Torino. / Monografie XV/
- GLÖER P. (2019): *The freshwater gastropods of the West-Palaeartcis. Identification key, anatomy, ecology, distribution*. Volume I. Neritidae, Hydrocenidae, Ampullariidae, Viviparidae, Thiaridae, Potamididae, Melanopsidae, Bithyniidae, Cochliopidae, Tateidae, Hydrobiidae, Lithoglyphidae, Bythinellidae, Emmericiidae, Truncatellidae, Assiminiidae, Valvatidae, Lymnaeidae, Physidae, Planorbidae, Acroloxidae, Ellobiidae, Otinidae. Hetlingen.
- GLÖER P. & MEIER-BROOK C. (1998): *Süßwasser-mollusken. Ein Bestimmungsschlüssel für die Bundesrepublik Deutschland*. 12. Auflage. Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung, Hamburg.
- GLÖER P. & PEŠIĆ V. (2015): The morphological plasticity of *Theodoxus fluviatilis* (Linnaeus, 1758) (Mollusca: Gastropoda: Neritidae). *Ecologica Montenegrina* **2**(2): 88–92.
- GODAN D. (1983): *Pest slugs and snails. Biology and controls*. Springer-Verlag, Berlin – Heidelberg – New York.
- GROSSINGER J. B. (1794): *Universa historia physica regni Hungariae secundum tria regni naturae digesta*. Tomus III. *Regni animalis*. Pars III. *Ichthyologia, sive historia piscium et amphibiorum Hungariae*. Sumptibus & Typis Simonis Petri Weber, Posonii et Comaromii.
- GUIMARÃES C. T., DE SOUZA C. P. & DE MOURA SOARES D. (2001): Possible competitive displacement of planorbids by *Melanoides tuberculata* in Minas Gerais, Brazil. *Memórias do Instituto Oswaldo Cruz (Rio de Janeiro)* **96** (Supplement): 173–176.
- GUNN A. (1992): The ecology of the introduced slug *Boettgerilla pallens* (Simroth) in North Wales. *Journal of Molluscan Studies* **58**(4): 449–453.
- GURAL-SVERLOVA N., GLEBA V. & GURAL R. (2019): Einschleppung von *Tandonia kusceri* (Pulmonata: Milacidae) nach Transkarpatien und Verbreitung von *Tandonia*-Arten in der Ukraine. *Malacologica Bohemoslovaca* **18**: 19–26.
- GUTIÉRREZ GREGORIC D. E., BELTRAMINO A. A., VOGLER R. E., CUEZZO M. G., NÚÑEZ V., GOMES S. R., VIRGILLITO M. & MIQUEL S. E. (2013): First records of four exotic slugs in Argentina. *American Malacological Bulletin* **31**(2): 245–256.
- HAKENKAMP C. C. & PALMER M. A. (1999): Introduced bivalves in freshwater ecosystems: the impact of *Corbicula* on organic matter dynamics in a sandy stream. *Oecologia* **119**(3): 445–451.
- HARRISON A. D. (1966): The effects of Bayluscid on gastropod snails and other aquatic fauna in Rhodesia. *Hydrobiologia* **28**(3–4): 371–384.
- DEN HARTOG C., VAN DEN BRINK F. W. B. & VAN DER VELDE G. (1992): Why was the invasion of the River Rhine by *Corophium curvispinum* and *Corbicula* species so successful? *Journal of Natural History* **26**(6): 1121–1129.
- HAZAY J. (1881): *Die Mollusken-Fauna von Budapest: mit besonderer Rücksichtnahme auf die embryonalen*

- und biologischen Verhältnisse ihrer Vorkommnisse. Verlag von Theodor Fischer, Cassel.
- HEBERT P. D. N., MUNCASTER B. W. & MACKIE G. L. (1989): Ecological and genetic studies on *Dreissena polymorpha* (Pallas): a new mollusc in the Great Lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **46**(9): 1587–1591.
- HIRSCHFELDER H.-J., SALEWSKI V., NERB W. & KORB J. (2011): Schnelle Ausbreitung einer Schwarzmeerform der Gemeinen Kahnschnecke *Theodoxus fluviatilis* (Linnaeus 1758) in der bayerischen Donau. *Mitteilungen der Deutsche Malakozoologische Gesellschaft* **85**: 1–10.
- HOLOMUZKI J. R. & BIGGS B. J. F. (1999): Distributional responses to flow disturbance by a stream-dwelling snail. *Oikos* **87**(1): 36–47.
- HORSÁK M., JUŘIČKOVÁ L. & PICKA J. (2013): *Měkkýši České a Slovenské republiky. Molluscs of the Czech and Slovak Republics*. Nakladatelství Kabourek, Zlín.
- HORVÁTH A. (1950): A *Physa acuta* Drap. és a *Physa fontinalis* L. *Hidrológiai Közlöny* **30**(11–12): 449–450.
- HORVÁTH A. (1955): Beiträge zur Kenntnis der Molluskenfauna der Tisza. *Acta Zoologica (Acta Universitatis Szegediensis, Sectio Scientiarum Naturalium, Pars Zoologica)* **2**(1–4): 21–32.
- HORVÁTH Zs. (2010): *Egzotikus akváriumai csigák Magyarországon*. Szakdolgozat. Szent István Egyetem, Állatorvos-tudományi Kar, Parazitológiai és Állattani Tanszék, Budapest.
- HUTCHINSON J. M. C., REISE H. & ROBINSON D. G. (2014): A biography of an invasive terrestrial slug: the spread, distribution and habitat of *Deroceras invadens*. *NeoBiota* **23**: 17–64.
- HUTCHINSON J. M. C., REISE H. & SCHLITT B. (2022): Will the real *Limax nyctelius* please step forward: *Lehmannia*, *Ambigolimax*, or *Malacolimax*? No, *Letourneuxia*! *Archiv für Molluskenkunde* **151**(1): 19–41.
- HUTCHINSON J. M. C., SCHLITT B., KOŘÍNKOVÁ T., REISE H. & BARKER G. M. (2020): Genetic evidence illuminates the origin and global spread of the slug *Deroceras invadens*. *Journal of Molluscan Studies* **86**(4): 306–322.
- ITUARTE C. F. (1994): *Corbicula* and *Neocorbicula* (Bivalvia: Corbiculidae) in the Paraná, Uruguay, and Río de la Plata basins. *The Nautilus* **107**(4): 129–135.
- JARNE P., PERDIEU M.-A., PERNOT A.-F., DELAY B. & DAVID P. (2000): The influence of self-fertilization and grouping on fitness attributes in the freshwater snail *Physa acuta*: population and individual inbreeding depression. *Journal of Evolutionary Biology* **13**(4): 645–655.
- JOKELA J., LIVELY C. M., DYBDAHL M. F. & FOX J. A. (1997): Evidence for a cost of sex in the freshwater snail *Potamopyrgus antipodarum*. *Ecology* **78**(2): 452–460.
- JUŘIČKOVÁ L. (1995): Škůdce mezi měkkýši – plzák *Arion lusitanicus* v ČR. *Živa* **43**(1): 30.
- KANGAS P. & SKOOG G. (1978): Salinity tolerance of *Theodoxus fluviatilis* (Mollusca, Gastropoda) from freshwater and from different salinity regimes in the Baltic Sea. *Estuarine and Coastal Marine Science* **6**(4): 409–416.
- KANTOR Y. I., VINARSKI M. V., SCHILEYKO A. A. & SYSOEV A. V. (2010): *Catalogue of the continental mollusks of Russia and adjacent territories*. Version 2.3.1. – http://konstantinz.byethost32.com/books/kantor_2010.pdf?i=1
- KARATAYEV A. Y., BURLAKOVA L. E., KARATAYEV V. A. & PADILLA D. K. (2009): Introduction, distribution, spread, and impacts of exotic freshwater gastropods in Texas. *Hydrobiologia* **619**(1): 181–194.
- KARATAYEV A. Y., MASTITSKY S. E., BURLAKOVA L. E., KARATAYEV V. A., HAJDUK M. M. & CONN D. B. (2012): Exotic molluscs in the Great Lakes host epizootically important trematodes. *Journal of Shellfish Research* **31**(3): 885–894.
- KEBAPÇI U. & VAN DAMME D. (2012): *Theodoxus fluviatilis* (errata version published in 2017). In: *The IUCN Red List of Threatened Species 2012*: e.T165352A113400624 – www.iucnredlist.org
- KELLER R. P., DRAKE J. M., & LODGE D. M. (2007): Fecundity as a basis for risk assessment of nonindigenous freshwater molluscs. *Conservation Biology* **21**(1): 191–200.
- KERNEY M. P., CAMERON R. A. D. & JUNGBLUTH J. H. (1979): *Die Landschnecken Nord- und Mitteleuropas*. Paul Parey, Hamburg.
- KINZELBACH R. (1991): Die Körbchenmuscheln *Corbicula fluminalis*, *Corbicula fluminea* und *Corbicula fluviatilis* in Europa (Bivalvia: Corbiculidae). *Mainzer Naturwissenschaftliches Archiv* **29**: 215–228.
- KIRKEGAARD J. (2006): Life history, growth and production of *Theodoxus fluviatilis* in Lake Esrom, Denmark. *Limnologica – Ecology and Management of Inland Waters* **36**(1): 26–41.
- KISS Á. (1990): Az amuri kagyló (*Anodonta woodiana woodiana*, Lea 1834) (Mollusca: Unionidae) szaporítása, növekedése és biomasszája. Kandidátusi disszertáció alapján. Gödöllői Agrártudományi Egyetem, Tópusi és Szubtrópusi Tanszék, Gödöllő.

- KISS Á. & PEKLI J. (1988): On the growth rate of *Anodonta woodiana woodiana* (Lea 1834) (Bivalvia: Unionacea). *Bulletin of the University of Agricultural Sciences Gödöllő* 1988 (1): 119–124.
- KISS É. & PINTÉR L. (1983): Magyarország recens Clausiliidái. *Folia Historico-naturalia Musei Matraensis* 8: 137–156.
- KISS É. & PINTÉR L. (1985): A magyarországi recens Clausiliidák revíziója (Gastropoda). *Soosiana* 13: 93–144.
- KORÁBEK O., ČEJKA T. & JUŘIČKOVÁ L. (2016): *Tandonia kusceri* (Pulmonata: Milacidae), a slug new for Slovakia. *Malacologica Bohemoslovaca* 15: 3–8.
- KORÁBEK O., JUŘIČKOVÁ L., BALASHOV I. & PETRUSEK A. (2018): The contribution of ancient and modern anthropogenic introductions to the colonization of Europe by the land snail *Helix lucorum* Linnaeus, 1758 (Helicidae). *Contributions to Zoology* 87(2): 61–74.
- KOROL E. N. & KORNJUSIN A. V. (2002): Obnaruzsenyije introducirovannovo vida szliznyej *Krynickillus melanocephalus* (Mollusca, Gastropoda, Stylommatophora) v Kijeve i predvarityelnyije rezultati ego gelmintologiceszkovo issledovanyija. *Vestnik Zoologii* 36(6): 57–59.
- KOSMALA M., WIGGINS A., SWANSON A. & SIMMONS B. (2016): Assessing data quality in citizen science. *Frontiers in Ecology and the Environment* 14(10): 551–560.
- KOVÁCS GY. (1976): A *Cepaea nemoralis* (L.) faj új lelőhelye Magyarországon. *Soosiana* 4: 62.
- KOVÁCS GY. (1977): A *Cepaea hortensis* (O. F. Müller) faj új alföldi lelőhelye. *Soosiana* 5: 62.
- KOVÁCS GY. (1979): Új vízi csigafaj Magyarországon. *Soosiana* 7: 35–36.
- KOZŁOWSKI J. (2007): The distribution, biology, population dynamics and harmfulness of *Arion lusitanicus* Mabille, 1868 (Gastropoda: Pulmonata: Arionidae) in Poland. *Journal of Plant Protection Research* 47(3): 219–230.
- KOZŁOWSKI J. (2012): The significance of alien and invasive slug species for plant communities in agrocenoses. *Journal of Plant Protection Research* 52(1): 67–76.
- KOZŁOWSKI J. & KOZŁOWSKI R. J. (2000): Periods of occurrence and fecundity of *Arion lusitanicus* (Gastropoda: Stylommatophora) in crop plant habitats in Poland. *Journal of Plant Protection Research* 40(3–4): 260–266.
- KOZŁOWSKI J., JASKULSKA M. & KOZŁOWSKA M. (2014): Evaluation of the effectiveness of iron phosphate and the parasitic nematode *Phasmarhabditis hermaphrodita* in reducing plant damage caused by the slug *Arion vulgaris* Moquin–Tandon, 1885. *Folia Malacologica* 22(4): 293–300.
- KOZŁOWSKI J., KAŁUSKI T. & KOZŁOWSKI R. J. (2008): Rozmieszczenie i ekspansja populacji ślinika luzytańskiego (*Arion lusitanicus* Mabille) na terenie Polski. *Progress in Plant Protection* 48(3): 893–897.
- KRASZEWSKI A. & ZDANOWSKI B. (2001): The distribution and abundance of the Chinese Mussel *Anodonta woodiana* (Lea, 1834) in the heated Konin Lakes. *Archives of Polish Fisheries* 9(2): 253–265.
- KROLOPP E. (1975): *Helicella obvia* (Hartmann 1840) a magyarországi pleisztocénből. *Soosiana* 3: 7–10.
- KROLOPP E. (1983): Verzeichnis der pleistozänen Mollusken Ungarns. *Soosiana* 10–11: 75–78.
- KROLOPP E. & VARGA A. (1991): A *Pomatias elegans* (O. F. Müller, 1774) újra felfedezett hazai lelőhelye (Mollusca: Pomatiasidae). *Folia Historico-naturalis Musei Matraensis* 16: 95–103.
- KRULL W. H. (1931): Importance of laboratory-raised snails in helminthology with life history notes on *Gyraulus parvus*. *Occasional Papers of Museum of Zoology (University of Michigan)* 226: 1–10.
- LADD H. L. A. & ROGOWSKI D. L. (2012): Egg predation and parasite prevalence in the invasive freshwater snail, *Melanooides tuberculata* (Müller, 1774) in a west Texas spring system. *Aquatic Invasions* 7(2): 287–290.
- LAMPERT K. (1904): *Az édesvizek élete*. K. M. Természettudományi Társulat, Budapest.
- LÁNYI GY. (1961): *Élet a víz tükre alatt*. Gondolat, Budapest.
- LÁNYI GY. & WIESINGER M. (1955): *Akvarisztika*. Művelt Nép Tudományos és Ismeretterjesztő Kiadó, Budapest.
- LAWTON S. P., ALLAN F., HAYES P. M. & SMIT N. J. (2018): DNA barcoding of the medically important freshwater snail *Physa acuta* reveals multiple invasion events into Africa. *Acta Tropica* 188: 86–92.
- LEA I. (1834): Observations on the Naïades; and descriptions of new species of that and other families. *Transactions of the American Philosophical Society (New Series)* 4(2): 63–121.
- LENNERT J. (1997): A Hármaskörös békésszentandrászi duzzasztójának vízi Mollusca faunája, különös tekintettel a *Theodoxus* (*Th.*) *fluviatilis* (Linné 1758) új előfordulására. *Malakológiai Tájékoztató* 16: 75–78.

- LEONOV S. V. (2007): The first record of the *Tandonia kusceri* (Pulmonata, Milacidae) in Crimea and a few remarks about its natural habitats. *Vestnik Zoologii* **41**(2): 142.
- LÉVÊQUE C. (1972): Mollusques benthiques du lac Tchad: écologie, étude des peuplements et estimation des biomasses. *Cahiers de l'Office de la Recherche Scientifique et Technique d'Outre-Mer, Série Hydrobiologie* **6**(1): 3–45.
- LIHAREV I. M. & VIKTOR A. J. (1980): *Fauna SzSzSzR. Molljuszki. Tom. III. vip. 5. Szlitznyi faunyi SzSzSzR i szopregyelnyih sztran.* Izdatyelsztvo Akagyemii Nauk SzSzSzR, Moszkva – Leningrad. /Opregyelityeli po faunye SzSzSzR Novaja Szerija 122./
- LOO S. E., KELLER R. P. & LEUNG B. (2007): Freshwater invasions: using historical data to analyse spread. *Diversity and Distributions* **13**(1): 23–32.
- LUCAS A. (1959): Les *Hydrobia* (Bythinellidae) de l'Ouest de la France. *Journal de Conchyliologie* **99**(1): 3–14.
- MADSEN H. (1983): Distribution of *Helisoma duryi*, an introduced competitor of intermediate hosts of schistosomiasis, in an irrigation scheme in northern Tanzania. *Acta Tropica* **40**(3): 297–306.
- MADSEN H., WAITHAKA THIONGO F. & OUMA J. H. (1983): Egg laying and growth in *Helisoma duryi* (Wetherby) (Pulmonata: Planorbidae): Effect of population density and mode of fertilization. *Hydrobiologia* **106**(2): 185–191.
- MAEDER F. (2008): Sea-silk in Aquincum: first production proof in antiquity. In: ALFARO C. & KARALI L. (eds.): *La producción de bienes de consumo en la Antigüedad.* Universidad de Valencia, Valencia: 109–118.
- MAJOROS G. (1987): Malakofaunisztikai érdekeségek. *Malakológiai Tájékoztató* **7**: 19–22.
- MAJOROS G. (2000): *Mételyek fejlődési alakjainak előfordulása és kártétele tógazdasági, valamint természetesvízi halakban és köztigazda csigákban.* Doktori értekezés. Szent István Egyetem, Állatorvos-tudományi Kar, Budapest.
- MAJOROS G. (2006): Az amuri kagyló [*Anodonta (Sinanodonta) woodiana* (Lea, 1834)] megtelepedése a Balatonban és elszaporodásának várható következményei. *Halászat* **99**(4): 143–150.
- MAJOROS G. (2009): Invazív kagylófajok terjeszkedése a Balatonban: esetismertetés és a probléma felvetése. *Halászatfejlesztés* **32**: 57–64.
- MAJOROS G., FEHÉR Z., DELI T. & FÖLDVÁRI G. (2008): Establishment of *Biomphalaria tenagophila* snails in Europe. *Emerging Infectious Diseases* **14**(11): 1812–1814.
- MALEK E. A. (1985): *Snail hosts of schistosomiasis and other snail-transmitted diseases in tropical America: A manual.* Pan American Health Organization, Washington. /Scientific publication 478./
- MARESCAUX J., BIJ DE VAATE A. & VAN DONINCK K. (2012): First records of *Dreissena rostriformis bugensis* (Andrusov, 1897) in the Meuse River. *BioInvasions Records* **1**(2): 109–114.
- MARKOVIĆ V., TOMOVIĆ J., ILIĆ M., KRAČUN-KOLAREVIĆ M., NOVAKOVIĆ B., PAUNOVIĆ M. & NIKOLIĆ V. (2014): Distribution of the species of *Theodoxus* Montfort, 1810 (Gastropoda: Neritidae) in Serbia: an overview. *Acta Zoologica Bulgarica* **66**(4): 477–484.
- MCKINLEY D. C., MILLER-RUSHING A. J., BALLARD H. L., BONNEY R., BROWN H., COOK-PATTON S. C., EVANS D. M., FRENCH R. A., PARRISH J. K., PHILLIPS T. B., RYAN S. F., SHANLEY L. A., SHIRK J. L., STEPENUCK K. F., WELTZIN J. F., WIGGINS A., BOYLE O. D., BRIGGS R. D., CHAPIN S. F., HEWITT D. A., PREUSS P. W. & SOUKUP M. A. (2017): Citizen science can improve conservation science, natural resource management, and environmental protection. *Biological Conservation* **208**: 15–28.
- MCMAHON R. F. (2002): Evolutionary and physiological adaptations of aquatic invasive animals: *r* selection versus resistance. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **59**(7): 1235–1244.
- MEIER-BROOK C. (1979): The planorbid genus *Gyraulus* in Eurasia. *Malacologia* **18**: 67–72.
- MEIER-BROOK C. (1983): Taxonomic studies on *Gyraulus* (Gastropoda: Planorbidae). *Malacologia* **24**(1–2): 1–113.
- MEISENHEIMER J. (1901): Entwicklungsgeschichte von *Dreissensia polymorpha* Pall. *Zeitschrift für Wissenschaftliche Zoologie* **69**(1): 1–137.
- MIRANDA N. A. F. & PERISSINOTTO R. (2012): Stable isotope evidence for dietary overlap between alien and native gastropods in coastal lakes of northern KwaZulu-Natal, South Africa. *PLoS ONE* **7**(2): e31897.
- MITCHELL A. J. (2002): A copper sulfate–citric acid pond shoreline treatment to control the Ramshorn Snail *Planorbella trivolvis*. *North American Journal of Aquaculture* **64**(3): 182–187.
- MITCHELL A. J. & BRANDT T. M. (2005): Temperature tolerance of Red-rim *Melania melanoides tuberculatus*, an exotic aquatic snail established in the United States. *Transactions of the American Fisheries Society* **134**(1): 126–131.

- MITCHELL A. J., HOBBS M. S. & BRANDT T. M. (2007): The effect of chemical treatments on Red-rim Melania *Melanooides tuberculata*, an exotic aquatic snail that serves as a vector of trematodes to fish and other species in the USA. *North American Journal of Fisheries Management* **27**(4):1287–1293.
- MOLLOY D. P., KARATAYEV A. Y., BURLAKOVA L. E., KURANDINA D. P. & LARUELLE F. (1997): Natural enemies of Zebra Mussels: predators, parasites, and ecological competitors. *Reviews in Fisheries Science* **5**(1): 27–97.
- MOQUIN-TANDON A. (1855): *Histoire naturelle des mollusques terrestres et fluviatiles de France*. Tome second. J.-B. Baillière, Paris.
- MORGAN E. & SHAW S. (2010): *Angiostrongylus vasorum* infection in dogs: continuing spread and developments in diagnosis and treatment. *Journal of Small Animal Practice* **51**(12): 616–621.
- MORTON B. S. (1987): Polymorphism in *Corbicula fluminea* (Bivalvia: Corbiculidae) from Hong Kong. *Malacological Review* **20**(1–2): 105–127.
- MOUThON J. (1981): Sur la présence en France et au Portugal de *Corbicula* (Bivalvia, Corbiculidae) originaire d'Asie. *Basteria* **45**(4–5): 109–116.
- NEUBAUER T. A., VAN DE VELDE S., YANINA T. & WESSELINGH F. P. (2018): A late Pleistocene gastropod fauna from the northern Caspian Sea with implications for Pontocaspian gastropod taxonomy. *ZooKeys* **770**: 43–103.
- NEUBERT E. (2014): *Revision of Helix Linnaeus, 1758 in its eastern Mediterranean distribution area, and reassignment of Helix godetiana Kobelt, 1878 to Maltzanella Hesse, 1917 (Gastropoda, Pulmonata, Helicidae)*. Naturhistorisches Museum der Burgergemeinde Bern, Bern. / Contributions to Natural History No. **26**
- NORTON C. G., JOHNSON A. F. & NELSON B. M. (2018): The genetic basis of albinism in the hermaphroditic freshwater snail *Planorbella trivolvis*. *American Malacological Bulletin* **36**(1): 153–157.
- OLENIN S., ORLOVA M., & MINCHIN D. (1999): *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771). In: Gollasch S., Minchin D., Rosenthal H. & Voigt M. (eds.): *Case histories on introduced species: their general biology, distribution, range expansion and impact*. Logos-Verlag Berlin: 37–42.
- ORLOVA M. I., THERRIault T. W., ANTONOV P. I. & SHCHERBINA G. KH. (2005): Invasion ecology of Quagga Mussels (*Dreissena rostriformis bugensis*): a review of evolutionary and phylogenetic impacts. *Aquatic Ecology* **39**(4): 401–418.
- ORZECHowSKI S. C. M., FREDERICK P. C., DORAZIO R. M. & HUNTER M. E. (2019): Environmental DNA sampling reveals high occupancy rates of invasive Burmese Pythons at wading bird breeding aggregations in the central Everglades. *PLoS ONE* **14**(4): e0213943.
- OSZTROVSZKIJ A. M. (2017): Novije nahodki szinantropnyih vidov szliznyej *Limacus flavus* (Linnaeus 1758) i *Krynickillus melanocephalus* Kaleniczenko, 1851 (Mollusca, Gastropoda, Stylommatophora) v Belaruszi. *Ruthenica* **27**(14): 155–158.
- OTTÓ L. (1980): Levél a szerkesztőnek: A Lipót községi termálfürdő puhatestűi. *Soosiana* **8**: 9–10.
- PALLAS P. S. (1771): *Reise durch verschiedene Provinzen des Russischen Reichs*. Erster Theil. Kayserliche Akademie der Wissenschaften, St. Petersburg.
- PÁLL-GERGELY B. & HANTI S. (2019): Kell-e félnünk az achátcsigák (*Achatina* spp) megtelepedésétől? *Növényvédelem* **80/55**(5): 219–220.
- PÁLL-GERGELY B. & SZENTES E. (2010): A két ajtócsigafaj (*Pomatias elegans* és *P. rivulare*) pontos előfordulási viszonyai Nagymányok térségében (Kelet-Mecsek) (Gastropoda: Pomatiasidae). *Malakológiai Tájékoztató* **28**: 53–55.
- PÁLL-GERGELY B., BACHER N., VOLÁRICSNÉ KUN A. & TURÓCI Á. (2021): *Cantareus apertus* (Born, 1778) (nyekergő csiga) előkerülése Magyarországról. *Növényvédelem* **82/57**(5): 218–221.
- PÁLL-GERGELY B., FEHÉR Z. & ČEJKA T. (2020a): New records of the Mediterranean land snail *Massylaea vermiculata* (O. F. Müller, 1774) in Hungary and Slovakia. *Folia Malacologica* **28**(4): 337–341.
- PÁLL-GERGELY B., MAJOROS G., DOMOKOS T., JUHÁSZ A., TURÓCI Á., BADACSONYI L., FEKETE J. & ASAMI T. (2019): Realtime Social Networking Service rapidly reveals distributions of non-indigenous land snails in a European capital. *BioInvasions Records* **8**(4): 782–792.
- PÁLL-GERGELY B., SÁRVÁRI F., TÖKÉSI N. & FEHÉR Z. (2020b): *Chilostoma (Cingulifera) cingulatum* (S. Studer, 1820) (Gastropoda: Pulmonata: Helicidae) new to the fauna of Hungary. *Soosiana* **34**: 12–17.
- PAPP D. (1908): Vándorkagyló (*Dreissensia polymorpha* Pall.) a Zagyvából. *Állattani Közlemények* **7**(1): 30–32.
- PÁPUREANU A.-M., REISE H. & VARGA A. (2014): First records of the invasive slug *Arion lusitanicus*

- auct. non Mabilie (Gastropoda: Pulmonata: Arionidae) in Romania. *Malacologica Bohemoslovaca* **13**: 6–11.
- PAULL S. H. & JOHNSON P. T. J. (2011): High temperature enhances host pathology in a snail-trematode system: possible consequences of climate change for the emergence of disease. *Freshwater Biology* **56**(4): 767–778.
- PAUNOVIĆ M., CSÁNYI B., KNEŽEVIĆ S., SIMIĆ V., NEDANIĆ D., JAKOVČEV-TODOROVIĆ D., STOJANOVIĆ B. & ČAKIĆ P. (2007): Distribution of Asian clams *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) and *C. fluminalis* (Müller, 1774) in Serbia. *Aquatic Invasions* **2**(2): 99–106.
- PELTANOVÁ A., PETRUSEK A., KMENT P. & JUŘIČKOVÁ L. (2012): A fast snail's pace: colonization of Central Europe by Mediterranean gastropods. *Biological Invasions* **14**(4): 759–764.
- PERJÉSI GY. (1985): Néhány adat a *Hygromia cinctella* (Draparnaud) ismeretéhez, magyarországi és európai elterjedéséhez. *Soosiana* **13**: 39–42.
- PERNECKER B., CZIROK A., MAUCHART P., BODA P., MÓRA A. & CSABAI Z. (2021): No experimental evidence for vector-free, long-range, upstream dispersal of adult Asian clams [*Corbicula fluminea* (Müller, 1774)]. *Biological Invasions* **23**(5): 1393–1404.
- PETRÓ E. (1984): A *Hygromia cinctella* (Draparnaud) újabb magyarországi lelőhelye. *Soosiana* **12**: 19–22.
- PETRÓ E. (1985): Az *Anodonta woodiana woodiana* (Lea, 1834) kagyló megjelenése Magyarországon. *Állattani Közlemények* **71**(1–4): 189–191.
- PFENNINGER M., REINHARDT F. & STREIT B. (2002): Evidence for cryptic hybridization between different evolutionary lineages of the invasive clam genus *Corbicula* (Veneroidea, Bivalvia). *Journal of Evolutionary Biology* **15**(5): 818–829.
- PFENNINGER M., WEIGAND A., BÁLINT M. & KLUSSMANN-KOLB A. (2014): Misperceived invasion: the Lusitanian Slug (*Arion lusitanicus* auct. non-Mabilie or *Arion vulgaris* Moquin-Tandon 1855) is native to Central Europe. *Evolutionary Applications* **7**(6): 702–713.
- PIANEZZOLA E., ROTH S. & HATTELAND B. A. (2013): Predation by carabid beetles on the invasive slug *Arion vulgaris* in an agricultural semi-field experiment. *Bulletin of Entomological Research* **103**(2): 225–232.
- PIGNEUR L.-M., MARESCAUX J., ROLAND K., ETOUNDI E. DESCY J.-P. & VANDONINCK K. (2011): Phylogeny and androgenesis in the invasive *Corbicula* clams (Bivalvia, Corbiculidae) in Western Europe. *BMC Evolutionary Biology* **11**: 147.
- PINTÉR I. (1975): *Ceciliooides petitiana* (Benoit) mint növényi kártevő. *Soosiana* **3**: 11–14.
- PINTÉR K. (1989): *Magyarország halai. Biológiájuk és hasznosításuk*. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- PINTÉR L. (1973): Magyarország puhatestűinek kritikai jegyzéke. *Soosiana* **1**: 11–17.
- PINTÉR L. (1974): Katalog der rezenten Mollusken Ungarns. *Folia Historico-naturalia Musei Matraensis* **2**: 123–148.
- PINTÉR L. (1978): *Potamopyrgus jenkinsi* (E. A. Smith 1889) in Ungarn (Gastropoda: Hydrobiidae). *Soosiana* **6**: 73–75.
- PINTÉR L. (1984): Magyarország recens puhatestűinek revideált katalógusa (Mollusca). *Folia Historico-naturalia Musei Matraensis* **9**: 79–90.
- PINTÉR L. & PODANI J. (1979): *Oxychilus (Ortizius) translucidus* (Mortillet 1854) Magyarországon (Gastropoda: Zonitidae). *Soosiana* **7**: 95–96.
- PINTÉR L. & S. SZIGETHY A. (1979): A magyarországi recens puhatestűek elterjedése: Kiegészítések és helyesbítések. *Soosiana* **7**: 97–108.
- PINTÉR L. & SUARA R. (2004): Magyarországi puhatestűek katalógusa hazai malakológusok gyűjtései alapján. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest. /A magyarországi puhatestűek elterjedése II./
- PINTÉR L. & VARGA A. (1981): *Bulgarica (Bulgarica) rugicollis* (Rossmässler 1836) neu für Ungarn. *Soosiana* **9**: 65–66.
- PINTÉR L., RICHNOVSZKY A. & S. SZIGETHY A. (1979): A magyarországi recens puhatestűek elterjedése. *Soosiana Supplementum* **1**: I–VI, 1–351.
- POINTIER J.-P. (2001): Invading freshwater snails and biological control in Martinique Island, French West Indies. *Memórias do Instituto Oswaldo Cruz (Rio de Janeiro)* **96** (Supplement): 67–74.
- POINTIER J. P., DAVID P. & JARNE P. (2005): Biological invasions: the case of planorbid snails. *Journal of Helminthology* **79**(3): 249–256.
- POINTIER J. P., GUYARD A. & MOSSER A. (1989): Biological control of *Biomphalaria glabrata* and *B. straminea* by the competitor snail *Thiara tuberculata* in a transmission site of schistosomiasis in Martinique, French West Indies. *Annals of Tropical Medicine and Parasitology* **83**(3): 263–269.
- PONDER W. F. (1988): *Potamopyrgus antipodarum* – a molluscan colonizer of Europe and Australia. *Journal of Molluscan Studies* **54**(3): 271–285.
- VON PROSCHWITZ T. (1992): Spanska skogssnigeln – *Arion lusitanicus* Mabilie – en art i snabb spridning med människan i Sverige. *Göteborgs Naturhistoriska Museum, Årstryck* 1992: 35–42.

- VON PROSCHWITZ T. (2020): Rapid invasion of the slug *Krynickyllus melanocephalus* Kaleniczenko, 1851 in Sweden and some notes on the biology and anthropochorous spread of the species in Europe (Gastropoda: Eupulmonata: Agriolimacidae). *Folia Malacologica* **28**(3): 227–234.
- VON PROSCHWITZ T. & WINGE K. (1994): Iberiaskogsnegl – en art på spredning i Norge. *Fauna* **47**: 195–203.
- QUIÑONERO SALGADO S., LÓPEZ ALABAU A. & GARCÍA MESEGUER A. J. (2010): Nuevas localidades de *Helix lucorum* (Linnaeus, 1758) para la península Ibérica. *Spira* **3**(3–4): 45–47.
- RABITSCH W. (2009): *Arion vulgaris* (Moquin-Tandon, 1855), Spanish Slug (Arionidae, Mollusca). In: DAISIE (ed.): *Handbook of alien species in Europe*. Springer, sine loco: 328.
- RAE R., VERDUN C., GREWAL P. S., ROBERTSON J. F. & WILSON M. J. (2007): Biological control of terrestrial molluscs using *Phasmarhabditis hermaphrodita* – progress and prospects. *Pest Management Science* **63**(12): 1153–1164.
- RASMUSSEN O. (1975): *Helisoma duryi* in biological control of bilharziasis. Danish Bilharziasis Laboratory.
- REISE H., HUTCHINSON J. M. C., SCHUNACK S. & SCHLITT B. (2011): *Deroceras panormitanum* and congeners from Malta and Sicily, with a redescription of the widespread pest slug as *Deroceras invadens* n. sp. *Folia Malacologica* **19**(4): 201–223.
- REISE H., SCHWARZER A.-K., HUTCHINSON J. M. C. & SCHLITT B. (2020): Genital morphology differentiates three subspecies of the terrestrial slug *Arion ater* (Linnaeus, 1758) s. l. and reveals a continuum of intermediates with the invasive *A. vulgaris* Moquin-Tandon, 1855. *Folia Malacologica* **28**(1): 1–34.
- RHOUSDY M. Z. & EL-EMAM M. (1981): A natural population of *Helisoma duryi* in the River Nile in Egypt. *Egyptian Journal of Bilharziasis* **8**(1–2): 87–89.
- RICHARDS D. C. (2002): The New Zealand Mudsnail invades the Western United States. *Aquatic Nuisance Species Digest* **4**(4): 42–44.
- ROE S. L. & MACISAAC H. J. (1997): Deepwater population structure and reproductive state of Quagga Mussels (*Dreissena bugensis*) in Lake Erie. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **54**(10): 2428–2433.
- ROTARIDES M. (1927): Szeged és közvetlen környékének Mollusca-(puhatestű) faunájáról. *Acta Litterarum ac Scientiarum Regiae Universitatis Hungaricae Francisco-Josephinae: Sectio Scientiarum Naturalium* **2**(3): 177–213.
- ROTARIDES M. (1931): Beiträge zur Kenntnis der Anatomie von *Limax flavus* L. Mikroskopisch-anatomische Studie. *Acta Biologica* **1**(3): 239–275.
- ROWSON B., TURNER J., ANDERSON R. & SYMONDSON B. (2014): *Slugs of Britain and Ireland. Identification, understanding and control*. FSC Publications – National Museum of Wales, Telford.
- RYAN P. A. (1982): Energy contents of some New Zealand freshwater animals. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* **16**(3–4): 283–287.
- SANDS A. F., GLÖER P., GÜRLEK M. E., ALBRECHT C. & NEUBAUER T. A. (2020): A revision of the extant species of *Theodoxus* (Gastropoda, Neritidae) in Asia, with the description of three new species. *Zoosystematics and Evolution* **96**(1): 25–66.
- SÁRKÁNY-KISS E. (1986): *Anodonta woodiana woodiana* (Lea, 1834) a new species in Romania (Bivalvia, Unionacea). *Travaux du Museum National d'Histoire Naturelle „Grigore Antipa”* **28**: 15–17.
- SCHLOESSER D. W., NALEPA T. F. & MACKIE G. L. (1996): Zebra Mussel infestation of unionid bivalves (Unionidae) in North America. *American Zoologist* **36**(3): 300–310.
- SCHMID G. (1970): *Arion lusitanicus* in Deutschland. *Archiv für Molluskenkunde* **100**: 95–102.
- SCHRENCK L. V. (1867): *Mollusken des Amur-Landes und des Nordjapanischen Meeres*. In: SCHRENCK L. v.: *Reisen und Forschungen im Amur-Lande in den Jahren 1854–1856*. Zweiter Band. *Zoologie: Lepidopteren, Coleopteren, Mollusken*. Kaiserliche Akademie der Wissenschaften, St. Petersburg: 259–974.
- 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. *Magyar Biológiai Kutatóintézet Munkái* **7**: 190–204.
- SEBESTYÉN O. (1935): A *Dreissena polymorpha* elszaporodása a Balatonban. *Állattani Közlemények* **32**(3–4): 123–126.
- SHERPA S., ANSART A., MADEC L., MARTIN M.-C., DRÉANO S. & GUILLER A. (2018): Refining the biogeographical scenario of the land snail *Cornu aspersum aspersum*: Natural spatial expansion and human-mediated dispersal in the Mediterranean basin. *Molecular Phylogenetics and Evolution* **120**: 218–232.

- SMITH E. A. (1889): Notes on British *Hydrobiæ* with a description of a supposed new species. *Journal of Conchology* **6**(4): 142–146.
- SON M. O. (2007): Native range of the Zebra Mussel and Quagga Mussel and new data on their invasions within the Ponto-Caspian Region. *Aquatic Invasions* **2**(3): 174–184.
- SOÓS L. (1933): Akvárium-csigáink. *Természettudományi Közlöny* **65**(975–976): 115–124.
- SOÓS L. (1943): *A Kárpát-medence Mollusca-faunája*. Magyar Tudományos Akadémia, Budapest. / Magyarország természetrajza I. Állattani rész/
- SOÓS L. (1955): *Lamellibranchia (Bivalvia) – Kagylok*. Akadémiai Kiadó, Budapest. /Magyarország állatvilága XIX kötet, 1. füzet/
- SOUSA R., ANTUNES C. & GUILHERMINO L. (2008): Ecology of the invasive Asian clam *Corbicula fluminea* (Müller; 1774) in aquatic ecosystems: an overview. *Annales de Limnologie – International Journal of Limnology* **44**(2): 85–94.
- SOUTH A. (1992): *Terrestrial slugs. Biology, ecology and control*. Chapman & Hall, London.
- SPYRA A., CIEPŁOK A., STRZELEC M. & BABCZYŃSKA A. (2019): Freshwater alien species *Physella acuta* (Draparnaud, 1805) – A possible model for bioaccumulation of heavy metals. *Ecotoxicology and Environmental Safety* **185**: 109703.
- STALAŽS A., DREIJERS E., IVINSKIS P., RIMŠAITĖ J. & DŽIUGELIS M. (2017): Records of *Krynickyllus melanocephalus* Kaleniczenko, 1851 (Gastropoda: Agriolimacidae) in Lithuania. *Bulletin of the Lithuanian Entomological Society* **1**(29): 124–128.
- STEGER J. & BISENBERGER A. (2011): Erstnachweis der Gemeinen Kahnschnecke *Theodoxus fluviatilis* (Linnaeus 1758) (Mollusca: Gastropoda: Neritidae) im oberösterreichischen Donaugebiet. *Beiträge zur Naturkunde Oberösterreichs* **21**: 359–368.
- STERBA G. (1979): *Aquarienkunde*. Band I. *Aquarientechnik, Ökologie und Anatomie der Fische. Einzelbeschreibung der Arten*. Urania Verlag, Leipzig – Jena – Berlin.
- STRAYER D. L. (1999): Effects of alien species on freshwater mollusks in North America. *Journal of the North American Benthological Society* **18**(1): 74–98.
- SYMONDSON W. O. C. (1994): The potential of *Abax parallelepipedus* (Col.: Carabidae) for mass breeding as a biological control agent against slugs. *Entomophaga* **39**(3–4): 323–333.
- SYSOEV A. & SCHILEYKO A. (2009): *Land snails and slugs of Russia and adjacent countries*. Pensoft Publishers, Sofia. /Pensoft Series Faunistica 87./
- SZABÓ I. & SZABÓ M. (1934): Epitheliale Geschwulstbildung bei einem wirbellosen Tier *Limax flavus* L. *Zeitschrift für Krebsforschung* **40**: 540–545.
- SZEKERES J., BEERMANN A., NEUBAUER T. A., OČADLIK M., PAUNOVIĆ M., RAKOVIĆ M., CSÁNYI B., VARGA A., WEIGAND A., WILKE T. & FEHÉR Z. (2022): Rapid spread of a new alien and potentially invasive species, *Clathrocaspia knipowitschii* (Makarov, 1938) (Gastropoda: Hydrobiidae), in the River Danube. *Archives of Biological Sciences* **74**(1): 81–89.
- SZEKERES J., SZALÓKY Z. & BODOLAI K. (2008): Első adat a *Dreissena bugensis* (Andrusov, 1897) (Bivalvia: Dreissenidae) magyarországi megjelenéséről. *Malakológiai Tájékoztató* **26**: 33–36.
- SZEKERES M. (1976): New aspects of an *Alopiasystem* (Mollusca: Gastropoda). *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* **22**(3–4): 389–396.
- SZTAROBOGATOV JA. I. (red.) (1994): *Drejszena. Freshwater Zebra Mussel: Dreissena polymorpha (Pall.) (Bivalvia, Dreissenidae): Szisztyematyika, ekologija, praktyczeszkoje znacsenyije*. Nauka, Moszkva.
- SZVERLOVA N. V. & SZON M. O. (2006): Molljuszki-introducetyi i ih meszto v gorodszkih malakocenozah. In: CSERNOBAJ JU. N. & SZVERLOVA N. V. (red.): *Fauna, ekologija i vnutrividovaja izmencsivoszty nazemnyih molljuszkov v urbanyizirovannoj szregye*. Nacionalnaja akagyemija nauk Ukrainyi – Goszudarsztvennij prirodovedcseszkiy muzej, Lvov: 42–59.
- TAKÁCS P., ÁCS A., BÁNÓ B., CZEGLÉDI I., CSABA J., ERŐS T., FÉSŰS-MÓRÉ M., PREISZNER B. STASZNY Á., VITÁL Z., WEIPERTH A. & FERINCZ Á. (2019): „Invasion in progress”: first occurrence and spread of River Nerite (*Theodoxus fluviatilis* L., 1758) in the largest Central European shallow lake, Lake Balaton, Hungary. *BioInvasions Records* **8**(2): 273–280.
- TAYLOR D. W. (2003): Introduction to Physidae (Gastropoda: Hygrophyta); biogeography, classification, morphology. *Revista de Biología Tropical* **51** (Suppl. 1): 1–287.
- TELEBAK B., BRAJKOVIĆ M. & ČURČIĆ S. (2013): Contribution to the knowledge of the slugs (Gastropoda: Stylommatophora: Limacidae and Milacidae) from Montenegro. *Bulletin of the Natural History Museum* **6**: 55–64.

- THERRIAULT T. W., DOCKER M. F., ORLOVA M. I., HEATH D. D. & MACISAAC H. J. (2004): Molecular resolution of the family Dreissenidae (Mollusca: Bivalvia) with emphasis on Ponto-Caspian species, including first report of *Mytilopsis leucophaeata* in the Black Sea basin. *Molecular Phylogenetics and Evolution* **30**(3): 479–489.
- TOWNS D. R. (1981): Life histories of benthic invertebrates in a kauri forest stream in northern New Zealand. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* **32**(2): 191–211.
- TURÓCI Á. & PÁLL-GERGELY B. (2020): Meztelencsigák határozása és kártétele Magyarországon: Mit tudunk és mit nem? *Magyar Növényvédő Mérnöki és Növényorvosi Kamara Lapja*, XV. Növényorvosi Nap: 79–81.
- TURÓCI Á., FEHÉR Z., KRÍZSIK V. & PÁLL-GERGELY B. (2020a): Two new alien slugs, *Krynockillus melanocephalus* Kaleniczenko, 1851 and *Tandonia kusceri* (H. Wagner, 1931), are already widespread in Hungary. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* **66**(3): 265–282.
- TURÓCI Á., FEHÉR Z., VARGA A., ZSIGÓ GY. & PÁLL-GERGELY B. (2020b): A spanyol meztelencsiga (*Arion vulgaris* Moquin-Tandon, 1855) gazdasági károsítója és a védekezés lehetőségei. *Növényvédelem* **81/56**(8): 361–369.
- UHERKOVICH Á. (2009): A *Pomatias elegans* (O. F. Müller, 1774) és a *Pomatias rivularis* (Eichwald, 1829) (Gastropoda, Pomatiasidae) együttes előfordulása a Mecsekben. *Malakológiai Tájékoztató* **27**: 47–49.
- URBAŃSKA M. & ANDRZEJEWSKI W. (2019): An invasion in progress – *Sinanodonta woodiana* (Lea, 1834) (Bivalvia: Unionidae) in Poland. *Folia Malacologica* **27**(4): 327–335.
- VAJON I. (1959): Adatok az egri szennyvíz-derítőben ősszel található állatok ismeretéhez. *Az Egri Pedagógiai Főiskola Évkönyve* **5**: 489–494.
- VAN REGTEREN ALTENA C. O. (1971): Neue Fundorte von *Arion lusitanicus* Mabille. *Archiv für Molluskenkunde* **101**: 183–185.
- VAN REGTEREN ALTENA C. O., ATEN D. & SCHOUTEN A. R. (1955): Notes sur les limaces. 3. Sur la présence en France d'*Arion lusitanicus* Mabille. *Journal de Conchyliologie* **95**(3): 89–99.
- VARGA A. (1977): A Bükk-hegység Mollusca-faunája. *Folia Historico-naturalia Musei Matraensis* **4**: 37–62.
- VARGA A. (1980): A *Boettgerilla pallens* Simroth 1912 újabb magyarországi lelőhelye. *Soosiana* **8**: 47–48.
- VARGA A. (1986): Az *Arion (Arion) lusitanicus* Mabille, 1868 előfordulása Magyarországon (Mollusca). *Folia Historico-naturalia Musei Matraensis* **11**: 110.
- VARGA A. (1995): A *Helix lucorum* (Linné, 1758) magyarországi betelepítése. *Malakológiai Tájékoztató* **14**: 21–22.
- VARGA A. (2006): A Velencei-tó Mollusca faunájáról. *Malakológiai Tájékoztató* **24**: 61–74.
- VARGA A. (2009): Régi anyagok a Mátra Múzeum (Gyöngyös) Mollusca-gyűjteményében. *Folia Historico Naturalia Musei Matraensis* **33**: 25–51.
- VARGA A. & CSÁNYI B. (1997): Vízicsiga-fajok elterjedésének adatai hazai folyóinkban az elmúlt évtized faunisztikai feltárása alapján. *Folia Historico Naturalia Musei Matraensis* **22**: 285–322.
- VARGA A., KIRÁLY G. & SÜLYOK K. M. (2010): A *Cornu aspersum* (O. F. Müller, 1774) és a *Helix lucorum* Linnaeus, 1758 adventív csigafajok hazai előfordulásának aktualizálása. *Malakológiai Tájékoztató* **28**: 85–90.
- VAZ J. F., TELES H. M. S., CORREA M. A. & DE SILVA LEITE S. P. (1986): Ocorrência no Brasil de *Thiara (Melanoides) tuberculata* (O. F. Müller, 1774) (Gastropoda, Prosobranchia), primeiro hospedeiro intermediário de *Clonorchis sinensis* (Cobbold, 1875) (Trematoda, Plathyhelminthes). *Revista de Saúde Pública* **20**(4): 318–322.
- VERDCOURT B. (1974): A new species of *Gulella* Pfeiffer known only from European greenhouses (Mollusca: Streptaxidae). *Archiv für Molluskenkunde* **104**(4–6): 121–122.
- VERHAEGEN G., NEIMAN M. & HAASE M. (2018): Ecomorphology of a generalist freshwater gastropod: complex relations of shell morphology, habitat, and fecundity. *Organisms Diversity & Evolution* **18**(4): 425–441.
- VISNYA A. & WAGNER J. (1938): Újabb malakofaunisztikai adatok Dunántúlról (1936–37). *Vasi Szemle* **5**(5–6): 325–327.
- WADA S., KAWAKAMI K. & CHIBA S. (2011): Snails can survive passage through a bird's digestive system. *Journal of Biogeography* **39**(1): 69–73.
- WAGNER J. (1933): Egy új *Helicella*-faj Magyarország faunájában. *Állattani Közlemények* **30**(3–4): 151–159.
- WAGNER J. (1936): Magyarország, Horvátország és Dalmácia hazátlan csigái. III. rész. *Annales Historico-naturales Musei Nationalis Hungarici* **30** (Pars zoologica): 67–104.
- WAGNER H. (1938): Neue Schneckenfunde aus dem Transdanubium (1936–1937). *Fragmenta Faunistica Hungarica* **1**(1): 14–16.

- WAGNER J. (1939): A *Hygromia cinctella* Drap. újabb budapesti előfordulásai. *Állattani Közlemények* **36**(3–4): 174–175.
- WAGNER H. (1940): Über das Vorkommen von *Hygromia cinctella* Drap. in Budapest. *Archiv für Molluskenkunde* **72**(2–3): 83–84.
- WALTHER F. & NEIBER M. T. (2012): Über die Gattung *Alopi*a (Gastropoda: Clausiliidae) in Deutschland: eine Klarstellung. *Mitteilungen der Deutschen Malakozoologischen Gesellschaft* **87**: 1–6.
- WALTON K. (2017): *Hygromia cinctella* (Draparnaud, 1801) (Mollusca: Gastropoda: Hygromiidae): a new adventive land snail for New Zealand. *New Zealand Journal of Zoology* **44**(1): 9–13.
- WARWICK T. (1952): Strains in the mollusc *Potamopyrgus jenkinsi* (Smith). *Nature* **169**(4300): 551–552.
- WATTERS G. T. (1997): A synthesis and review of the expanding range of the Asian Freshwater Mussel *Anodonta woodiana* (Lea, 1834) (Bivalvia: Unionidae). *The Veliger* **40**(2): 152–156.
- WELTER-SCHULTES F. (2012): *European non-marine molluscs, a guide for species identification*. Planet Poster Editions, Göttingen.
- WESSELINGH F. P., NEUBAUER T. A., ANISTRATENKO V. V., VINARSKI M. V., YANINA T., TER POORTEN J. J., KIJASHKO P., ALBRECHT C., ANISTRATENKO O. YU., D'HONT A., FROLOV P., GÁNDARA A. M., GITTEBERGER A., GOGALADZE A., KARPINSKY M., LATTUADA M., POPA L., SANDS A. F., VAN DE VELDE S., VANDENDORPE J. & WILKE T. (2019): Mollusc species from the Pontocaspian region – an expert opinion list. *ZooKeys* **827**: 31–124.
- WIESINGER M. (1975): *Akvarisztika*. Gondolat, Budapest.
- WIKTOR A. (1987): Milacidae (Gastropoda, Pulmonata) – systematic monograph. *Annales Zoologici* **41**(3): 153–319.
- WIKTOR A. (1996): The slugs of the former Yugoslavia (Gastropoda terrestria nuda – Arionidae, Milacidae, Limacidae, Agriolimacidae). *Annales Zoologici* **46**(1–2): 1–110.
- WIKTOR A. (2000): Agriolimacidae (Gastropoda: Pulmonata) – a systematic monograph. *Annales Zoologici* **49**(4): 347–590.
- WIKTOR A. & SZIGETHY A. S. (1983): The distribution of slugs in Hungary (Gastropoda: Pulmonata). *Soosiana* **10–11**: 87–111.
- WIKTOR A., DE-NIU C. & MING W. (2000): Stylommatophoran slugs of China (Gastropoda: Pulmonata) – prodromus. *Folia Malacologica* **8**(1): 3–35.
- DE WINTER A. J. (1989): *Arion lusitanicus* Mabilie in Nederland (Gastropoda, Pulmonata, Arionidae). *Basteria* **53**(1–3): 49–51.
- WINTERBOURN M. J. (1973): A guide to the freshwater Mollusca of New Zealand. *Tuatara* **20**(3): 141–158.
- WORK K. & MILLS C. (2013): Rapid population growth countered high mortality in a demographic study of the invasive snail, *Melanoides tuberculata* (Müller, 1774), in Florida. *Aquatic Invasions* **8**(4): 417–425.
- YILDIRIM M. Z., KEBAPÇI Ü. & GÜMÜŞ B. A. (2004): Edible snails (terrestrial) of Turkey. *Turkish Journal of Zoology* **28**(4): 329–335.
- YOUSIF F., EL-EMAM M. & ROUSHDY M. Z. (1993): *Helisoma duryi*: its present range of distribution and implications with schistosomiasis snails in Egypt. *Journal of the Egyptian Society of Parasitology* **23**(1): 195–211.
- ZAJAČ K. S., GAWEŁ M., FILIPIAK A. & KRAMARZ P. (2017): *Arion vulgaris* Moquin-Tandon, 1855 – the aetiology of an invasive species. *Folia Malacologica* **25**(2): 81–93.
- ZAJAČ K. S., HATTELAND B. A., FELDMEYER B., PFENNINGER M., FILIPIAK A., NOBLE L. R. & LACHOWSKA-CIERLIK D. (2019): A comprehensive phylogeographic study of *Arion vulgaris* Moquin-Tandon, 1855 (Gastropoda: Pulmonata: Arionidae) in Europe. *Organisms Diversity & Evolution* **20**: 37–50.
- ZEMANOVA M. A., KNOPF E. & HECKEL G. (2016): Phylogeographic past and invasive presence of *Arion* pest slugs in Europe. *Molecular Ecology* **25**(22): 5747–5764.
- ZETTLER M. L., FRANKOWSKI J. & BOCHERT R. & RÖHNER M. (2004): Morphological and ecological features of *Theodoxus fluviatilis* (Linnaeus, 1758) from Baltic brackish water and German freshwater populations. *Journal of Conchology* **38**(3): 305–316.
- ŽGANEC K., LAJTNER J., ČUK R., CRNČAN P., PUŠIĆ I., ATANACKOVIĆ A., KRALJ T., VALIĆ D., JELIĆ M. & MAGUIRE I. (2020): Alien macroinvertebrates in Croatian freshwaters. *Aquatic Invasions* **15**(4): 593–615.
- ZSADIN V. I. (1938): *Fauna SzSzsZR. Molljuszki*. T. IV, vip. 1. Szem. *Unoinidea*. Izdatyelsztvo Akagyemii Nauk SzSzsZR, Moszkva – Leningrad. /Zoologicseszkiy Insztitut Akagyemii Nauk SzSzsZR Novaja Szerija 18./
- ZSADIN V. I. (1952): *Molljuszki presznyih iszolonovatyih vod SzSzsZR*. Izdatyelsztvo Akagyemii Nauk SzSzsZR, Moszkva – Leningrad. /Opregyelyteli po faunye SzSzsZR 46./

FONÁLFÉRGEK – Nematoda

- BRAASCH H. (2001): *Bursaphelenchus* species in conifers in Europe: distribution and morphological relations. *EPPO Bulletin* **31**(2): 127–142.
- COSTA R., RIBEIRO P., EVARISTO I., RIBEIRO B., AGUIAR A., CARRASQUINHO I., SANTOS C. & VASCONCELOS M. (2011): Are there any *Pinus pinaster* trees resistant to *Bursaphelenchus xylophilus*? Studies implemented in Portugal to address this question. *BMC Proceedings* **5** (Supplement 7): 119.
- DWINELL L. D. (1990): Heat-treating and drying southern pine lumber infested with Pinewood Nematodes. *Forest Products Journal* **40**(11–12): 53–56.
- DWINELL L. D. (1997): The Pine Wood Nematode: regulation and mitigation. *Annual Review of Phytopathology* **35**: 153–166.
- EPPO & CABI (1996): *Bursaphelenchus xylophilus*. In: EPPO & CABI (prep.): *Quarantine pests for Europe. Data sheets on quarantine pests for the European Union and for the European and Mediterranean Plant Protection Organization*. 2nd edition. CAB International, Wallingford: 443–447.
- EPPO REPORTING SERVICE (2010a): Isolated finding of *Bursaphelenchus xylophilus* in Spain. In: *EPPO Global Database*. EPPO Reporting Service no. 03 – 2010 Num. article 2010/051. – <https://gd.eppo.int/reporting/article-418>
- EPPO REPORTING SERVICE (2010b): Situation of recently introduced pests in Spain. In: *EPPO Global Database*. EPPO Reporting Service no. 03 – 2010 Num. article 2010/058. – <https://gd.eppo.int/reporting/article-429>
- EPPO REPORTING SERVICE (2011): Situation of *Bursaphelenchus xylophilus* in Portugal. In: *EPPO Global Database*. EPPO Reporting Service no. 04 – 2011 Num. article 2011/070. – <https://gd.eppo.int/reporting/article-186>
- EVANS H., MCNAMARA D. G., BRAASH H., CHADOEUF J. & MAGNUSSON C. (1996): Pest Risk Analysis (PRA) for the territories of the European Union (as PRA area) on *Bursaphelenchus xylophilus* and its vectors in the genus *Monochamus*. *EPPO Bulletin* **26**(2): 199–249.
- HALIK S. & BERGDAHL D. R. (1990): Development of *Bursaphelenchus xylophilus* populations in wood chips with different moisture contents. *Journal of Nematology* **22**(1): 113–118.
- ISHIBASHI N. & KONDO E. (1977): Occurrence and survival of the dispersal forms of Pine Wood Nematode, *Bursaphelenchus lignicolus* Mamiya and Kiyohara. *Applied Entomology and Zoology* **12**(4): 293–302.
- MALEK R. B. & APPLEBY J. E. (1984): Epidemiology of pine wilt in Illinois. *Plant Disease* **68**(3): 180–186.
- MAMIYA Y. (1984): The Pine Wood Nematode. In: NICKLE W. R. (ed.): *Plant and insect nematodes*. Marcel Dekker, New York – Basel: 589–627.
- MAMIYA Y. & TAMURA H. (1977): Transpiration reduction of pine seedlings inoculated with the Pinewood Nematode *Bursaphelenchus lignicolus*. *Journal of Japanese Forestry Society* **59**(2): 59–63.
- MOTA M. M., BRAASCH H., BRAVO M. A., PENAS A. C., BURGERMEISTER W., METGE K. & SOUSA E. (1999): First report of *Bursaphelenchus xylophilus* in Portugal and Europe. *Nematology* **1**(7–8): 724–734.
- NAKAMURA-MATORI K. (2008): Vector-host tree relationships and the abiotic environment. In: ZHAO B. G., FUTAI K., SUTHERLAND J. R. & TAKEUCHI Y. (eds.): *Pine wilt disease*. Springer, New York: 144–161.
- OKU H., SHIRAISSHE T. & KUROZUINI S. (1979): Participation of toxin in wilting of Japanese pines caused by a nematode. *Naturwissenschaften* **66**(4): 210.
- ROQUES A. (2009): *Bursaphelenchus xylophilus* (Steiner & Bühner), Pine Wood Nematode (Parasitaphelenchidae, Nematoda). In: DAISIE (2009): *Handbook of alien species in Europe*. Springer, sine loco: 330.
- RUTHERFORD T. A. & WEBSTER J. M. (1987): Distribution of pine wilt disease with respect to temperature in North America, Japan, and Europe. *Canadian Journal of Forest Research* **17**(9): 1050–1059.
- RYSS A., VIEIRA P., MOTA M. & KULINICH O. (2005): A synopsis of the genus *Bursaphelenchus* Fuchs, 1937 (Aphelenchida: Parasitaphelenchidae) with keys to species. *Nematology* **7**(3): 393–458.
- SHAHEEN F., WINTER R. E. K. & BOLLA R. I. (1984): Phytotoxin production in *Bursaphelenchus xylophilus*-infected *Pinus sylvestris*. *Journal of Nematology* **16**(1): 57–61.

- SCHRÖDER T., MCNAMARA D. & GAAR V. (2009): Guidance on sampling to detect Pine Wood Nematode *Bursaphelenchus xylophilus* in trees, wood and insects. *EPPPO Bulletin* **39**(2): 179–188.
- SHIN S.-C. (2008): Pine wilt disease in Korea. In: ZHAO B. G., FUTAI K., SUTHERLAND J. R. & TAKEUCHI Y. (eds.): *Pine wilt disease*. Springer, New York: 26–32.
- SOUSA E., BRAVO M. A., PIRES J., NAVES P., PENAS A. C., BONIFÁCIO L. & MOTA M. M. (2001): *Bursaphelenchus xylophilus* (Nematoda; Aphelenchoididae) associated with *Monochamus galloprovincialis* (Coleoptera; Cerambycidae) in Portugal. *Nematology* **3**(1): 89–91.
- SUTHERLAND J. R. (2008) A brief overview of the Pine Wood Nematode and pine wilt disease in Canada and the United States. In: ZHAO B. G., FUTAI K., SUTHERLAND J. R. & TAKEUCHI Y. (eds.): *Pine wilt disease*. Springer, New York: 13–25.
- TÓTH Á. (2011): *Bursaphelenchus xylophilus*, the Pinewood Nematode: its significance and a historical review. *Acta Biologica Szegediensis* **55**(2): 213–217.
- YUSHENG F., ZHUO K. & ZHAO J. (2002): Description of *Bursaphelenchus aberrans* n. sp. (Nematoda: Parasitaphelenchidae) isolated from pine wood in Guangdong Province, China. *Nematology* **4**(7): 791–794.
- WINGFIELD M. J. (1987): A comparison of the mycophagous and the phytophagous phases of the Pine Wood Nematode. In: WINGFIELD M. J. (ed.): *Pathogenicity of the Pine Wood Nematode Symposium Series*. The American Phytopathological Society Press, St. Paul: 81–90.
- ZHAO B. G., FUTAI K., SUTHERLAND J. R. & TAKEUCHI Y. (eds.) (2008): *Pine wilt disease*. Springer, New York.

TÍZLÁBÚ RÁKOK – Decapoda

- ADAMS S., SCHUSTER G. A. & TAYLOR C. A. (2010): *Orconectes limosus*. In: *The IUCN Red List of Threatened Species 2010*: e.T153764A4541724. – www.iucnredlist.org
- ANDRIANTSOA R., TÖNGES S., PANTELEIT J., THEISSINGER K., CARNEIRO V. C., RASAMY J. & LYKO F. (2019): Ecological plasticity and commercial impact of invasive Marbled Crayfish populations in Madagascar. *BMC Ecology* **19**: 8.
- BÓDIS E., BORZA P., POTYÓ I., PUKY M., WEIPERTH A. & GUTI G. (2012): Invasive mollusc, crustacean, fish and reptile species along the Hungarian stretch of the River Danube and some connected waters. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* **58** (Supplement 1): 29–45.
- BOTTA-DUKÁT Z. (szerk.) (2016): *Inváziós fajok terjedési útvonalainak átfogó elemzése és hazai értékelése. Kutatási zárójelentés*. MTA ÖK Ökológiai Botanikai Intézet, Vácrátót.
- CHUCHOLL C. (2011a): Disjunct distribution pattern of *Procambarus clarkii* (Crustacea, Decapoda, Astacida, Cambaridae) in an artificial lake system in Southwestern Germany. *Aquatic Invasions* **6**(1): 109–113.
- CHUCHOLL C. (2011b): Population ecology of an alien „warm water” crayfish (*Procambarus clarkii*) in a new cold habitat. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* **401**: 29.
- CHUCHOLL C. & PFEIFFER M. (2010): First evidence for an established Marmorokrebs (Decapoda, Astacida, Cambaridae) population in Southwestern Germany, in syntopic occurrence with *Orconectes limosus* (Rafinesque, 1817). *Aquatic Invasions* **5**(4): 405–412.
- COPP G. H., GODARD M. J., VILIZZI L., ELLIS A. & RILEY W. D. (2017): Predation by invasive Signal Crayfish on early life stages of European Barbel may be limited. *Aquatic Conservation (Marine and Freshwater Ecosystems)* **27**(5): 1056–1060.
- D'AGARO E., DE LUISE G. & LANARI D. (1999): The current status of crayfish farming in Italy. *Freshwater Crayfish* **12**: 506–517.
- DORN N. J. & TREXLER J. C. (2007): Crayfish assemblage shifts in a large drought-prone wetland: the roles of hydrology and competition. *Freshwater Biology* **52**(12): 2399–2411.
- DORN N. J. & VOLIN J. C. (2009): Resistance of crayfish (*Procambarus* spp.) populations to wetland drying depends on species and substrate. *Journal of the North American Benthological Society* **28**(4): 766–777.

- FAULKES Z. (2015): The global trade in crayfish as pets. *Crustacean Research* **44**: 75–92.
- FERINCZ Á., KOVÁTS N., BENKŐ-KISS Á. & PAULOVITS G. (2014): New record of the Spiny-cheek Crayfish, *Orconectes limosus* (Rafinesque, 1817) in the catchment of Lake Balaton (Hungary). *BioInvasions Records* **3**(1): 35–38.
- FOOD AND AGRICULTURE ORGANISATION OF THE UNITED NATIONS (2020): *Fischeries and aquaculture. Global aquaculture production. Quantity (1950–2020)*. – www.fao.org
- FRUTIGER A. & MÜLLER R. (2002): *Der Rote Sumpfkrebs im Schübelweiher (Gemeinde Küsnacht ZH). Auswertung der Massnahmen 1998–2001 und Erkenntnisse*. EAWAG, Dübendorf.
- GÁL B., GÁBRIS V., CSÁNYI B., CSER B., DANYIK T., FARKAS A., FARKAS J., GEBAUER R., RÉPÁS E., SZAJBERT B., KOUBA A., PATOKA J., PÁRVULESCU L. & WEIPERTH A. (2018): A vörös mocsárrák *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) jelenlegi elterjedése és hatása a Duna egyes magyarországi befolyóinak halfaunájára. *Pisces Hungarici* **12**: 71–76.
- GHERARDI F., AQUILONI L., DIÉGUEZ-URIBEONDO J. & TRICARICO E. (2011): Managing invasive crayfish: is there a hope? *Aquatic Sciences* **73**(2): 185–200.
- GROSS H., BURK C. & HILL A. (2008): Die Flusskrebbsfauna in NRW. *Natur in NRW* 2008 (4): 52–56.
- GUTEKUNST J., ANDRIANTSOA R., FALCKENHAYN C., HANNA K., STEIN W., RASAMY J. & LYKO F. (2018): Clonal genome evolution and rapid invasive spread of the Marbled Crayfish. *Nature Ecology & Evolution* **2**(3): 567–573.
- GUTEKUNST J., MAIAKOVSKA O., HANNA K., PROVATARIS P., HORN H., WOLF S., SKELTON C. E., DORN N. J. & LYKO F. (2021): Phylogeographic reconstruction of the Marbled Crayfish origin. *Communications Biology* **4**: 1096.
- HAUBROCK P. J., OFICIALDEGUI F. J. & KOUBA A. (2021a): Redclaw – an aquaculture jewel or invader? *Worldfishing & Aquaculture* 2021 (April): 26–27.
- HAUBROCK P. J., OFICIALDEGUI F. J., ZENG Y., PATOKA J., YEO D. C. J. & KOUBA A. (2021b): The Redclaw Crayfish: A prominent aquaculture species with invasive potential in tropical and subtropical biodiversity hotspots. *Reviews in Aquaculture* **13**(3): 1488–1530.
- HEGEDŰS R. (2007): A hazai folyami rákok elterjedése. *Halászat* **100**(2): 88–97.
- HEIN C. L., ROTH B. M., IVES A. R. & VANDER ZANDEN M. J. (2006): Fish predation and trapping for Rusty Crayfish (*Orconectes rusticus*) control: a whole-lake experiment. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **63**(2): 383–393.
- HENDRIX A. N., ARMSTRONG D. & GRACE C. (1998): *Life history, ecology, and interactions of Everglades crayfishes*. National Park Service, Homestead (Florida).
- HERBORG L.-M., RUSHTON S. P., CLARE A. S. & BENTLEY M. G. (2003): Spread of the Chinese Mittern Crab (*Eriocheir sinensis* H. Milne Edwards) in continental Europe: analysis of a historical data set. *Hydrobiologia* **503**: 21–28.
- HOBBS H. H. (1974a): *A checklist of the North and Middle American crayfishes (Decapoda: Astacidae and Cambaridae)*. Smithsonian Institution Press, Washington. / Smithsonian Contributions to Zoology 166./
- HOBBS H. H. (1974b): *Synopsis of the families and genera of crayfishes (Crustacea: Decapoda)*. Smithsonian Institution Press, Washington. / Smithsonian Contributions to Zoology 164./
- HOBBS H. H. (1984): On the distribution of the crayfish genus *Procambarus* (Decapoda: Cambaridae). *Journal of Crustacean Biology* **4**(1): 12–24.
- HOLDICH D. M. & SIBLEY P. J. (2009): ICS and NICS in Britain in the 2000s. In: BRICKLAND J., HOLDICH D. M. & IMHOFF E. M. (eds): *Crayfish conservation in the British Isles. Proceedings of a conference held on 25th March*. British Waterways Offices, Leeds: 13–33.
- HOLDICH D. M., REYNOLDS J. D., SOUTY-GROSSET C. & SIBLEY P. J. (2009): A review of the ever increasing threat to European crayfish from non-indigenous crayfish species. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* **394–395**: 11.
- HOLDICH D. M., ROGERS W. D. & REYNOLDS J. D. (1999): Native and alien crayfish in the British Isles. In: GHERARDI F. & HOLDICH D. M. (eds.): *Crayfish in Europe as alien species. How to make the best of a bad situation?* A. A. Balkema, Rotterdam: 221–235.
- HUNER J. V. (2002): *Procambarus*. In: HOLDICH D. M. (ed.): *Biology of freshwater crayfish*. Blackwell Scientific Press, Oxford: 541–574.
- ISSG (2016): *Global Invasive Species Database (GISD)*. Invasive Species Specialist Group of the IUCN Species Survival Commission. – <https://www.gbif.org/dataset/b351a324-77c4-41c9-a909-f30f77268bc4>
- JABŁOŃSKA A., MAMOS T., GRUSZKA P., SZLAUER-ŁUKASZEWSKA A. & GRABOWSKI M. (2018): First record and DNA barcodes of the aquarium shrimp, *Neocaridina davidi*, in Central Europe

- from thermally polluted River Oder canal, Poland. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* **419**: 14.
- JEZERINAC R. F., STOCKER G. W. & TARTER D. C. (1995): *The crayfishes (Decapoda: Cambaridae) of West Virginia*. Ohio Biological Survey.
- JIN G., LI Z. & XIE P. (2001): The growth pattern of juvenile and precocious Chinese Mitten Crabs, *Eriocheir sinensis* (Decapoda, Grapsidae), stocked in freshwater lakes of China. *Crustaceana* **74**(3): 261–273.
- JONES J. P. G., RASAMY J. R., HARVEY A., TOON A., OIDTMANN B., RANDRIANARISON M. H., RAMINOSOA N. & RAVOAHANGIMALALA O. R. (2009): The perfect invader: a parthenogenic crayfish poses a new threat to Madagascar's freshwater biodiversity. *Biological Invasions* **11**(6): 1475–1482.
- KAWAI T., SCHOLTZ G., MORIOKA S., RAMANAMANDIMBY F., LUKHAUP C. & HANAMURA Y. (2009): Parthenogenetic alien crayfish (Decapoda: Cambaridae) spreading in Madagascar. *Journal of Crustacean Biology* **29**(4): 562–567.
- KELLER N. S., PFEIFFER M., ROESSINK I., SCHULZ R. & SCHRIMPF A. (2014): First evidence of crayfish plague agent in populations of the Marbled Crayfish (*Procambarus fallax* forma *virginalis*). *Knowledge and Management for Aquatic Ecosystems* **414**: 15.
- KLOTZ W., MIESEN F. W., HÜLLEN S. & HERDER F. (2013): Two Asian fresh water shrimp species found in a thermally polluted stream system in North Rhine-Westphalia, Germany. *Aquatic Invasions* **8**(3): 333–339.
- KOUBA A., PETRUSEK A. & KOZÁK P. (2014): Continental-wide distribution of crayfish species in Europe: update and maps. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* **413**: 5.
- KOVÁCS K., NAGY P. T. & MAYER R. (2015): Adatok atízlábúrákok(Decapoda:Astacidae,Cambaridae) északnyugat-magyarországi előfordulásához. Egy *Procambarus* faj első előkerülése természetes élőhelyről Magyarországon. *Acta Biologica Debrecina Supplementum Oecologica Hungarica* **33**: 177–186.
- KOVÁCS T., JUHÁSZ P. & AMBRUS A. (2005): Adatok a Magyarországon élő folyami rákok (Decapoda: Astacidae, Cambaridae) elterjedéséhez. *Folia Historico Naturalia Musei Matraensis* **29**: 85–89.
- KOZÁK P., ĎURIŠ Z., PETRUSEK A., BUŘIČ M., HORKÁ I., KOUBA A., KOZUBÍKOVÁ-BALCAROVÁ E. & POLICAR T. (2015): *Crayfish biology and culture*. University of South Bohemia in České Budějovice, Faculty of Fisheries and Protection of Waters, Vodňany.
- KOZUBÍKOVÁ E., PUKY M., KISZELY P. & PETRUSEK A. (2010): Crayfish plague pathogen in invasive North American crayfish species in Hungary. *Journal of Fish Diseases* **33**(11): 925–929.
- LAWRENCE C. & JONES C. (2002): *Cherax*. In: HOLDICH D. M. (ed.): *Biology of freshwater crayfish*. Blackwell Science Ltd., Oxford: 635–669.
- LIZICZAI M., CSÁNYI B., SZEKERES J. & WEIPERTH A. (2020): Jelzőrák (*Pacifastacus leniusculus*, Dana 1852) megjelenése a Mosoni-Duna és a Duna magyarországi főágában. *Halászat* **113**(3): 87.
- LOUREIRO T. G., ANASTÁCIO P. M. S. G., ARAUJO P. B., SOUTY-GROSSET C. & ALMERÃO M. P. (2015): Red Swamp Crayfish: biology, ecology and invasion – an overview. *Nauplius* **23**(1): 1–19.
- LÖKKÖS A., MÜLLER T., KOVÁCS K., VÁRKONYI L., SPECZIÁR A. & MARTIN P. (2016): The alien, parthenogenetic Marbled Crayfish (Decapoda: Cambaridae) is entering Kis-Balaton (Hungary), one of Europe's most important wetland biotopes. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* **417**: 16.
- LUDÁNYI M., PEETERS E. T. H. M. E., KISS B. & ROESSINK I. (2016): Distribution of crayfish species in Hungarian waters. *Global Ecology and Conservation* **8**: 254–262.
- LUKHAUP C. (2001): *Procambarus* sp. – Der Marmorkrebs. *Aquaristik Aktuell* **9**(7–8): 48–51.
- MACIASZEK R., JABŁOŃSKA A., HOITSY M., PRATI S. & ŚWIDEREK W. (2021): First record and DNA barcodes of non-native shrimp, *Caridina babaulti* (Bouvier, 1918) in Europe. *The European Zoological Journal* **88**(1): 816–823.
- MAIAKOVSKA O., ANDRIANTSOA R., TÖNGES S., LEGRAND C., GUTEKUNST J., HANNA K., PÁRVULESCU L., NOVITSKY R., WEIPERTH A., SCIBERRAS A., DEIDUN A., ERCOLI F., KOUBA A. & LYKO F. (2021): Genome analysis of the monoclonal Marbled Crayfish reveals genetic separation over a short evolutionary timescale. *Communications Biology* **4**: 74.
- MAJOROS G. & PUKY M. (2012): Egy behurcolt, invazív, parazitozoonosist terjesztő, kínai gyapjasollós rák (*Eriocheir sinensis* Milne Edwards, 1853) negatív eredményű parazitológiai vizsgálata. *Magyar Állatorvosok Lapja* **134**(8): 487–490.

- MARTIN P., DORN N. J., KAWAI T., VAN DER HEIDEN C. & SCHOLTZ G. (2010a): The enigmatic Marmorkrebs (Marbled Crayfish) is the parthenogenetic form of *Procambarus fallax* (Hagen, 1870). *Contributions to Zoology* **79**(3): 107–118.
- MARTIN P., SHEN H., FÜLLNER G. & SCHOLTZ G. (2010b): The first record of the parthenogenetic Marmorkrebs (Decapoda, Astacida, Cambaridae) in the wild in Saxony (Germany) raises the question of its actual threat to European freshwater ecosystems. *Aquatic Invasions* **5**(4): 397–403.
- MOZSÁR A., ÁRVA D., JÓZSA V., GYÖRE K., KAJÁRI B., CZEGLÉDI I., ERŐS T., WEIPERTH A. & SPECZIÁR A. (2021): Only one can remain? Environmental and spatial factors influencing habitat partitioning among invasive and native crayfishes in the Pannonian Ecoregion (Hungary). *Science of the Total Environment* **770**, Paper: 145240.
- MRUGAŁA A., BUŘIČ M., PETRUSEK A. & KOUBA A. (2019): May atyid shrimps act as potential vectors of crayfish plague? *NeoBiota* **51**: 65–80.
- MRUGAŁA A., KOZUBÍKOVÁ-BALCAROVÁ E., CHUCHOLL C., CABANILLAS RESINO S., VIJAMAA-DIRKS S., VUKIĆ J. & PETRUSEK A. (2015): Trade of ornamental crayfish in Europe as a possible introduction pathway for important crustacean diseases: crayfish plague and white spot syndrome. *Biological Invasions* **17**(5): 1313–1326.
- OFICIALDEGUI F. J., HAUBROCK P. J. & KOUBA A. (2021): Are we making the same mistake again? The Redclaw Crayfish, a prominent aquaculture species introduced worldwide. *Aquaculture Magazine* **47**(1): 30–32.
- PANNING A. (1939): The Chinese Mitten Crab. *Annual Report of the Board of Regents of the Smithsonian Institution* 1938: 361–375.
- PAPAVLASOPOULOU I., PERDIKARIS C., VARDAKAS L. & PASCHOS I. (2014): Enemy at the gates: introduction potential of non-indigenous freshwater crayfish in Greece via the aquarium trade. *Central European Journal of Biology* **9**(1): 11–18.
- PATOKA J., BLÁHA M., DEVETTER M., RYLKOVÁ K., ČADKOVÁ Z. & KALOUS L. (2016): Aquarium hitchhikers: attached commensals imported with freshwater shrimps via the pet trade. *Biological Invasions* **18**(2): 457–461.
- PATOKA J., KALOUS L. & KOPECKÝ O. (2015): Imports of ornamental crayfish: the first decade from the Czech Republic's perspective. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* **416**: 4.
- PATOKA J., PETRTÝL M. & KALOUS L. (2014): Garden ponds as potential introduction pathway of ornamental crayfish. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* **414**: 13.
- PAUNOVIC M., CAKIC P., HEGEDIS A., KOLAREVIC J. & LENHARDT M. (2004): A report of *Eriocheir sinensis* (H. Milne Edwards, 1854) [Crustacea: Brachyura: Grapsidae] from the Serbian part of the Danube River. *Hydrobiologia* **529**(1): 275–277.
- PEDRAZA-LARA C., DOADRIO I., BREINHOLT J. W. & CRANDALL K. A. (2012): Phylogeny and evolutionary patterns in the dwarf crayfish subfamily (Decapoda: Cambarellinae). *PLoS ONE* **7**(11): e48233.
- PUKY M. (2004): Zoological mapping along the Hungarian lower Danube: Importance, aims and necessity discussed with the example of tree unrelated groups, Decapoda, Amphibia and Reptilia. In: TEODOROVIĆ I., RADULOVIĆ S. & BLOESCH J. (eds.): *Proceedings of the 35th IAD Conference, Novi Sad, Serbia and Montenegro, 2004*. Visio Mundi Academic Press – National Committee of IAD Serbia and Montenegro, Novi Sad: 613–618.
- PUKY M. (2012): Do researchers have anything to do with „Danubian killer machines”? *Eriocheir sinensis* in Hungary. In: BERCIK Á., DINKA M. & KISS A. (eds.): *Living Danube. 39th IAD Conference. 21–24 August, 2012, Szentendre, Hungary. Proceedings*. MTA Ökológiai Kutatóközpont DKI, Göd – Vácraátót: 211–215.
- PUKY M. (2014): Invasive crayfish on land: *Orconectes limosus* (Rafinesque, 1817) (Decapoda: Cambaridae) crossed a terrestrial barrier to move from a side arm into the Danube River at Szeremle, Hungary. *Acta Zoologica Bulgarica Supplement* **7**: 143–146.
- PUKY M. & SCHÁD P. (2006): Magyarországi tízlábú rák (Decapoda) fajok elterjedése és természetvédelmi helyzete. *Acta Biologica Debrecina Supplementum Oecologica Hungarica* **14**: 195–204.
- PUKY M., REYNOLDS J. D. & SCHÁD P. (2005): Native and alien Decapoda species in Hungary: distribution, status, conservation importance. *Bulletin Français de La Pêche et de La Pisciculture* **376–377**: 553–568.
- RABITCH W. & SCHIEMER F. (2003): Chinesische Wollhandkrabbe (*Eriocheir sinensis*) in der österreichischen Donau festgestellt. *Österreichs Fischerei* **56**(2–3): 61–65.
- ROBBINS R. S., SAKARI M., BALUCHI S. N. & CLARK P. F. (2006): The occurrence of *Eriocheir sinensis* H. Milne Edwards, 1853 (Crustacea: Brachyura:

- Varunidae) from the Caspian Sea region, Iran. *Aquatic Invasions* 1(1): 32–34.
- SAVOLAINEN R., WESTMAN K. & PURSIAINEN M. (1996): Fecundity of Finnish Noble Crayfish, *Astacus astacus* L., and Signal Crayfish, *Pacifastacus leniusculus*, in various natural habitats and in culture. *Freshwater Crayfish* 11(1): 319–338.
- SCHOLTZ G., BRABAND A., TOLLEY L., REIMANN A., MITTMANN B., LUKHAUP C., STEUERWALD F. & VOGT G. (2003). Parthenogenesis in an outsider crayfish. *Nature* 421(6925): 806.
- SCHULZ R. & SMIETANA P. (2001): Occurrence of native and introduced crayfish in northeastern Germany and northwestern Poland. *Bulletin Français de La Pêche et de La Pisciculture* 361: 629–641.
- SEITZ R., VILPOUX K., HOPP U., HARZSCH S. & MAIER G. (2005): Ontogeny of the Marmorkrebs (Marbled Crayfish): a parthenogenetic crayfish with unknown origin and phylogenetic position. *Journal of Experimental Zoology Part A Comparative Experimental Biology* 303A(5): 393–405.
- SEPRŐS R., CSÁNYI B., DANYIK T., FARKAS A., GÁBRIS V., GÁL B., RÉPÁS E., SZAJBERT B. & WEIPERTH A. (2018a): Idegenhonos inváziós tízlábú rákok (Crustacea: Decapoda) aktuális helyzete. In: *Magyarország környezeti állapota 2017*. Herman Ottó Intézet, Budapest: 62–70.
- SEPRŐS R., FARKAS A., SEBESTYÉN A., LÖKKÖS A., KELBERT B., GÁL B., PUKY M. & WEIPERTH A. (2018b): Current status and distribution of non-native Spiny Cheek Crayfish (*Faxonius limosus* Rafinesque, 1817) in Lake Balaton. *Hungarian Agricultural Research* 27(3): 20–26.
- SEWELL J. (2016): Chinese Mitten Crab, *Eriocheir sinensis*. In: GB NON-NATIVE SPECIES SECRETARIAT (NNSS): *Non-native species*. – www.nonnativespecies.org
- SOUTY-GROSSET C., HOLDICH D. M., NOËL P. Y., REYNOLDS J. D. & HAFFNER P. (eds.) (2006): *Atlas of crayfish in Europe*. Muséum National d'Historie Naturelle, Paris. /Patrimoines Naturels 64/
- SVOBODA J., MRUGAŁA A., KOZUBÍKOVÁ-BALCAROVÁ E., KOUBA A., DIÉGUEZ-URIBEONDO J. & PETRUSEK A. (2014): Resistance to the crayfish plague pathogen, *Aphanomyces astaci*, in two freshwater shrimps. *Journal of Invertebrate Pathology* 121: 97–104.
- SVOBODA J., MRUGAŁA A., KOZUBÍKOVÁ-BALCAROVÁ E. & PETRUSEK A. (2017): Hosts and transmission of the crayfish plague pathogen *Aphanomyces astaci*: a review. *Journal of Fish Diseases* 40(1): 127–140.
- SZAJBERT B., BÁTKY G., SEVCSIK A., TÓTH B. & WEIPERTH A. (2021): A márványrák (*Procambarus virginalis*) újabb hazai előfordulásai. *Halászat* 114(3): 99.
- SZENDŐFI B., BÉRCES S., CSÁNYI B., GÁBRIS V., GÁL B., GÖNYE ZS., RÉPÁS E., SEPRŐS R., TÓTH B., KOUBA A., PATOKA J. & WEIPERTH A. (2018): Egzotikus halfajok és decapodák a Barát- és Dera-patakban, valamint a torkolatuk dunai élőhelyein. *Pisces Hungarici* 12: 47–52.
- SZEPESI ZS. & HARKA Á. (2011): Adatok a tízlábú rákok (Decapoda) magyarországi előfordulásáról, különös tekintettel a cifrarák (*Orconectes limosus*) terjedésére. *Folia Historico Naturalia Musei Matraensis* 35: 15–20.
- TAKÁCS P., MAÁSZ G., VITÁL Z. & HARKA Á. (2015): Akvárium halak a Hévíz-lefolyó termálvizében. *Pisces Hungarici* 9: 59–64.
- TAYLOR C. A., SCHUSTER G. A., COOPER J. E., DISTEFANO R. J., EVERSOLE A. G., HAMR P., HOBBS H. H., ROBISON H. W., SKELTON C. E. & THOMA R. F. (2007): A reassessment of the conservation status of crayfishes of the United States and Canada after 10+ years of increased awareness. *Fisheries* 32(8): 372–389.
- TROPEA C., STUMPF L. & LÓPEZ GRECO L. S. (2015): Effect of temperature on biochemical composition, growth and reproduction of the ornamental Red Cherry Shrimp *Neocaridina heteropoda heteropoda* (Decapoda, Caridea). *PLoS ONE* 10(3): e0119468.
- VEILLEUX É. & DE LAFONTAINE Y. (2007): *Biological synopsis of the Chinese Mitten Crab (Eriocheir sinensis)*. Environment Canada, Aquatic Ecosystem Protection Research Division, Montreal. /Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Sciences 2812/
- VESELÝ L., RUOKONEN T. J., WEIPERTH A., KUBEC J., SZAJBERT B., GUO W., ERCOLI F., BLÁHA M., BUŘIČ M., HÄMÄLÄINEN H. & KOUBA A. (2021): Trophic niches of three sympatric invasive crayfish of EU concern. *Hydrobiologia* 848(2): 727–737.
- VOGT G. (2010): Suitability of the clonal Marbled Crayfish for biogerontological research: a review and perspective, with remarks on some further crustaceans. *Biogerontology* 11(6): 643–669.
- VOGT G., HUBER M., THIEMANN M., VAN DEN BOOGAART G., SCHMITZ O. J. & SCHUBART C. D. (2008): Production of different phenotypes from the same genotype in the same environment by developmental variation. *Journal of Experimental Biology* 211(4): 510–523.

- WEBER S. & TRAUNSPURGER W. (2016): Influence of the ornamental Red Cherry Shrimp *Neocaridina davidi* (Bouvier, 1904) on freshwater meiofaunal assemblages. *Limnologica* **59**: 155–161.
- WEIPERTH A., BÁNYAI ZS., FERINCZ Á., JUHÁSZ V., SEVCSIK A., STASZNY Á., SZALÓKY Z. & TÓTH B. (2020a): Az Ipoly magyarországi szakaszán élő tízlábú rákokra és a halakra vonatkozó faunisztikai kutatások áttekintése. *Pisces Hungarici* **14**: 33–44.
- WEIPERTH A., BLÁHA M., SZAJBERT B., SEPRŐS R., BÁNYAI ZS., PATOKA J. & KOUBA A. (2020b): Hungary: a European hotspot of non-native crayfish biodiversity. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* **421**: 43.
- WEIPERTH A., CZEGLÉDI I., DRAGÁN P. E., BOROSS N., ERŐS T., FERINCZ Á., GÁL B., JUHÁSZ V., LÖKKÖS A., LÖKKÖSNÉ KELBERT B., SPECZIÁR A., STASZNY Á., SZIVÁK I., TAKÁCS P., VITÁL Z. & PREISZNER B. (2020c): Tízlábú rákfajok aktuális elterjedése a Balatonban és vízgyűjtőjén. *Pisces Hungarici* **14**: 145–150.
- WEIPERTH A., CSÁNYI B., GÁL B., GYÖRGY Á. I., SZALÓKY Z., SZEKERES J., TÓTH B. & PUKY M. (2015): Egzotikus rák-, hal- és kétéltűfajok a Budapest környéki víztestekben. *Pisces Hungarici* **9**: 65–70.
- WEIPERTH A., GÁBRIS V., DANYIK T., FARKAS A., KUŘÍKOVÁ P., KOUBA A. & PATOKA J. (2019a): Occurrence of non-native red cherry shrimp in European temperate waterbodies: a case study from Hungary. *Knowledge and Management for Aquatic Ecosystems* **420**: 9.
- WEIPERTH A., GÁL B., KUŘÍKOVÁ P., BLÁHA M., KOUBA A. & PATOKA J. (2017): *Cambarellus patzcuarensis* in Hungary: The first dwarf crayfish established outside of North America. *Biologia* **72**(12):1529–1532.
- WEIPERTH A., GÁL B., KUŘÍKOVÁ P., LANGOROVÁ I., KOUBA A. & PATOKA J. (2019b): Risk assessment of pet-traded decapod crustaceans in Hungary with evidence of *Cherax quadricarinatus* (von Martens, 1868) in the wild. *North-western Journal of Zoology* **15**(1): 42–47.
- WEIPERTH A., KOUBA A., CSÁNYI B., DANYIK T., FARKAS A., GÁL B., JÓZSA V., PATOKA J., JUHÁSZ V., PÂRVULESCU L., MOZSÁR A., SEPRŐS R., STASZNY Á., SZAJBERT B. & FERINCZ Á. (2020d): Az idegenhonos tízlábú rákok (Crustacea: Decapoda) helyzete Magyarországon. *Halászat* **113**(2): 61–69.
- WUTZ S. & GEIST J. (2013): Sex- and size-specific migration patterns and habitat preferences of invasive Signal Crayfish (*Pacifastacus leniusculus* Dana). *Limnologica* **43**(2): 59–66.
- XU L., WANG T., LI F. & YANG F. (2016): Isolation and preliminary characterization of a new pathogenic iridovirus from Redclaw Crayfish *Cherax quadricarinatus*. *Diseases of Aquatic Organisms* **120**(1): 17–26.

ERSZÉNYES RÁKOK – Pericarida

- ARBAČIAUSKAS K., RAKAUSKAS V. & VIRBICKAS T. (2010): Initial and long-term consequences of attempts to improve fish-food resources in Lithuanian waters by introducing alien peracaridan species: a retrospective overview. *Journal of Applied Ichthyology* **26** (Suppl. 2): 28–37.
- ARBAČIAUSKAS K., VIŠINSKIENĖ G., SMILGEVIČIENĖ S. & RAKAUSKAS V. (2011): Non-indigenous macroinvertebrate species in Lithuanian fresh waters, Part 1: Distributions, dispersal and future. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* **402**: 12.
- AUDZIJONYTE A., BALTRŪNAITĖ L., VÄINÖLÄ R. & ARBAČIAUSKAS K. (2015): Migration and isolation during the turbulent Ponto-Caspian Pleistocene create high diversity in the crustacean *Paramysis lacustris*. *Molecular Ecology* **24**(17): 4537–4555.
- AUDZIJONYTE A., BALTRŪNAITĖ L., VÄINÖLÄ R. & ARBAČIAUSKAS K. (2017): Human-mediated lineage admixture in an expanding Ponto-Caspian crustacean species *Paramysis lacustris* created a novel genetic stock that now occupies European waters. *Biological Invasions* **19**(8): 2443–2457.
- AUDZIJONYTE A., WITTMANN K. J. & VÄINÖLÄ R. (2008): Tracing recent invasions of the Ponto-Caspian mysid shrimp *Hemimysis anomala* across Europe and to North America with mitochondrial DNA. *Diversity and Distributions* **14**(2): 179–186.

- AUDZIJONYTE A., WITTMANN K. J., OVCARENKO I. & VÄINÖLÄ R. (2009): Invasion phylogeography of the Ponto-Caspian crustacean *Limnomysis benedeni* dispersing across Europe. *Diversity and Distributions* **15**(2): 346–355.
- BACELA-SPYCHALSKA K. & VAN DER VELDE G. (2013): There is more than one ‘killer shrimp’: trophic positions and predatory abilities of invasive amphipods of Ponto-Caspian origin. *Freshwater Biology* **58**(4): 730–741.
- BACELA-SPYCHALSKA K., GRABOWSKI M., REWICZ T., KONOPACKA A. & WATTIER R. (2013): The ‘killer shrimp’ *Dikerogammarus villosus* (Crustacea, Amphipoda) invading Alpine lakes: overland transport by recreational boats and scuba-diving gear as potential entry vectors? *Aquatic Conservation (Marine and Freshwater Ecosystems)* **23**(4): 606–618.
- BERNERTH H. & DOROW S. (2010): *Chelicorophium sowinskyi* (Crustacea, Amphipoda) ist aus der Donau in den Main vorgedrungen – Anmerkungen zur Verbreitung und Morphologie der Art. *Lauterbornia* **70**: 53–71.
- BERNERTH H. & STEIN S. (2003): *Crangonyx pseudogracilis* und *Corophium robustum* (Amphipoda), zwei neue Einwanderer im hessischen Main sowie Erstnachweis für Deutschland von *C. robustum*. *Lauterbornia* **48**: 57–60.
- BIJ DE VAATE A., JAZDZEWSKI K., KETELAARS H. A. M., GOLLASCH S. & VAN DER VELDE G. (2002): Geographical patterns in range extension of Ponto-Caspian macroinvertebrate species in Europe. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **59**(7): 1159–1174.
- BŁOŃSKA D., GRABOWSKA J., KOBAK J., JERMACZ Ł. & BACELA-SPYCHALSKA K. (2015): Feeding preferences of an invasive Ponto-Caspian goby for native and non-native gammarid prey. *Freshwater Biology* **60**(10): 2187–2195.
- BOONSTRA H., WIGGERS R. & SWARTE M. (2016): First record of the Ponto-Caspian amphipod *Obesogammarus obesus* (Sars, 1894) (Amphipoda: Pontogammaridae) from the Netherlands. *BioInvasions Records* **5**(3): 155–158.
- BORZA P. (2009): First record of the Ponto-Caspian amphipod *Echinogammarus trichiatus* (Martynov, 1932) (= *Chaetogammarus trichiatus*) (Crustacea: Amphipoda) for the Middle-Danube (Slovakia and Hungary). *Aquatic Invasions* **4**(4): 693–696.
- BORZA P. (2011): Revision of invasion history, distributional patterns, and new records of Corophiidae (Crustacea: Amphipoda) in Hungary. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* **57**(1): 75–84.
- BORZA P. (2014): Life history of invasive Ponto-Caspian mysids (Crustacea: Mysida): A comparative study. *Limnologica* **44**: 9–17.
- BORZA P. & BODA P. (2013): Range expansion of Ponto-Caspian mysids (Mysida, Mysidae) in the River Tisza: first record of *Paramysis lacustris* (Czerniavsky, 1882) for Hungary. *Crustaceana* **86**(11): 1316–1327.
- BORZA P., CZIROK A., DEÁK C., FICSÓR M., HORVAI V., HORVÁTH Z., JUHÁSZ P., KOVÁCS K., SZABÓ T. & VAD Cs. F. (2011): Invasive mysids (Crustacea: Malacostraca: Mysida) in Hungary: distributions and dispersal mechanisms. *North-Western Journal of Zoology* **7**(2): 222–228.
- BORZA P., CSÁNYI B., ĐANIĆ V., KENDEROV L., KŁADARIĆ L., LEŠŤÁKOVÁ M., MUC T., NĚMEJCOVÁ D., OČADLÍK M., PAUNOVIĆ M., ROTAR B., SZEKERES J., VESELI M. & ZORIĆ K. (2021): Peracarid crustaceans in the River Danube and its tributaries: results of the 4th Joint Danube Survey. *BioInvasions Records* **10**(3): 623–628.
- BORZA P., CSÁNYI B., HUBER T., LEITNER P., PAUNOVIĆ M., REMUND N., SZEKERES J. & GRAF W. (2015): Longitudinal distributional patterns of Peracarida (Crustacea, Malacostraca) in the River Danube. *Fundamental and Applied Limnology* **187**(2): 113–126.
- BORZA P., HUBER T., LEITNER P., REMUND N. & GRAF W. (2017): Current velocity shapes co-existence patterns among invasive *Dikerogammarus* species. *Freshwater Biology* **62**(2): 317–328.
- BORZA P., HUBER T., LEITNER P., REMUND N. & GRAF W. (2018a): How to coexist with the ‘killer shrimp’ *Dikerogammarus villosus*? Lessons from other invasive Ponto-Caspian peracarids. *Aquatic Conservation (Marine and Freshwater Ecosystems)* **28**(6): 1441–1450.
- BORZA P., HUBER T., LEITNER P., REMUND N. & GRAF W. (2018b): Niche differentiation among invasive Ponto-Caspian *Chelicorophium* species (Crustacea, Amphipoda, Corophiidae) by food particle size. *Aquatic Ecology* **52**(2–3): 179–190.
- BORZA P., KOVÁCS K., GYÖRGY A., TÖRÖK J. K. & EGRI Á. (2019): The Ponto-Caspian mysid *Paramysis lacustris* (Czerniavsky, 1882) has colonized the Middle Danube. *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems* **420**: 1.
- BOVY H. C., BARRIOS-O’NEILL D., EMMERSON M. C., ALDRIDGE D. C. & DICK J. T. A. (2014): Predicting the predatory impacts of the “demon

- shrimp" *Dikerogammarus haemobaphes*, on native and previously introduced species. *Biological Invasions* **17**(2): 597–607.
- BROWN M. E., BUFFINGTON K. L., CLECKNER L. B. & RAZAVI N. R. (2022): Elevated methylmercury concentration and trophic position of the non-native bloody red shrimp (*Hemimysis anomala*) increase biomagnification risk in nearshore food webs. *Journal of Great Lakes Research* **48**(1): 252–259.
- COOPER J. E., WALLQUIST E., HOLECK K. T., HOFFMAN C. E., MILLS E. L. & MAYER C. M. (2012): Density and distribution of amphipods in Oneida Lake, New York, after the introduction of the exotic amphipod *Echinogammarus ischnus*. *Northeastern Naturalist* **19**(2): 249–266.
- COUGHLAN N. E., O'HARA S., CRANE K., DICK J. T. A., MACISAAC H. J. & CUTHBERT R. N. (2020): Touch too much: aquatic disinfectant and steam exposure treatments can inhibit further spread of invasive bloody-red mysid shrimp *Hemimysis anomala*. *Wetlands Ecology and Management* **28**: 397–402.
- CRAWFORD G. I. (1935): *Corophium curvispinum*, G. O. Sars, var. *devium*, Wundsch, in England. *Nature* **136**(3443): 685–686.
- CRISTESCU M. E. A., WITT J. D. S., GRIGOROVICH I. A., HEBERT P. D. N. & MACISAAC H. J. (2004): Dispersal of the Ponto-Caspian amphipod *Echinogammarus ischnus*: invasion waves from the Pleistocene to the present. *Heredity* **92**(3): 197–203.
- CSABAI Z., BORZA P., REWICZ T., PERNECKER B., BERTA B. J. & MÓRA A. (2020): Mass appearance of the Ponto-Caspian invader *Pontogammarus robustoides* in the River Tisza catchment: bypass in the southern invasion corridor? *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* **421**: 9.
- DE GELDER S., VAN DER VELDE G., PLATVOET D., LEUNG N., DORENBOSCH M., HENDRIKS H. W. M. & LEUVEN R. (2016): Competition for shelter sites: Testing a possible mechanism for gammarid species displacements. *Basic and Applied Ecology* **17**(5): 455–462.
- DICK J. T., PLATVOET D. & KELLY D. W. (2002): Predatory impact of the freshwater invader *Dikerogammarus villosus* (Crustacea: Amphipoda). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **59**(6): 1078–1084.
- DUDICH E. (1927): Új rákfajok Magyarországon faunájában. *Archivum Balatonicum* **1**: 343–387.
- DUDICH E. (1930): A *Jaera Nordmanni* Rathke, egy új víziászka a magyar faunában. *Állattani Közlemények* **27**(1–2): 120.
- EVANS T. M., NADDAFI R., WEIDEL B. C., LANTRY B. F., WALSH M. G., BOSCARINO B. T., JOHANSSON O. E. & RUDSTAM L. G. (2018): Stomach contents and stable isotopes analysis indicate *Hemimysis anomala* in Lake Ontario are broadly omnivorous. *Journal of Great Lakes Research* **44**(3): 467–475.
- FINK P. & HARROD C. (2013): Carbon and nitrogen stable isotopes reveal the use of pelagic resources by the invasive Ponto-Caspian mysid *Limnomysis benedeni*. *Isotopes in Environmental and Health Studies* **49**(3): 312–317.
- FINK P., KOTTSIEPER A., HEYNE M. & BORCHERDING J. (2012): Selective zooplanktivory of an invasive Ponto-Caspian mysid and possible consequences for the zooplankton community structure of invaded habitats. *Aquatic Sciences* **74**(1): 191–202.
- GALLARDO B. & ALDRIDGE D. C. (2013): Priority setting for invasive species management: risk assessment of Ponto-Caspian invasive species into Great Britain. *Ecological Applications* **23**(2): 352–364.
- GERGS R., HANSELMANN A. J., EISELE I. & ROTHHAUPT K.-O. (2008): Autecology of *Limnomysis benedeni* Czerniavsky, 1882 (Crustacea: Mysida) in Lake Constance, Southwestern Germany. *Limnologica* **38**(2): 139–146.
- GRABOWSKI M., JAŹDŹEWSKI K. & KONOPACKA A. (2007): Alien Crustacea in Polish waters – Amphipoda. *Aquatic Invasions* **2**(1): 25–38.
- GUMULIAUSKAITĖ S. & ARBAČIAUSKAS K. (2008): The impact of the invasive Ponto-Caspian amphipod *Pontogammarus robustoides* on littoral communities in Lithuanian lakes. In: NÖGES T., ECKMANN R., KANGUR K., NÖGES P., REINART A., ROLL G., SIMOLA H. & VILJANEN M. (eds.): *European large lakes. Ecosystem changes and their ecological and socioeconomic impacts*. Springer, Dordrecht: 127–134.
- HANSELMANN A. J. (2010): *Katamysis warpachowskyi* Sars, 1877 (Crustacea, Mysida) invaded Lake Constance. *Aquatic Invasions* **5** (Supplement 1): S31–S34.
- HANSELMANN A. J., HODAPP B. & ROTHHAUPT K.-O. (2013): Nutritional ecology of the invasive freshwater mysid *Limnomysis benedeni*: field data and laboratory experiments on food choice and juvenile growth. *Hydrobiologia* **705**(1): 75–86.
- HOLDICH D., GALLAGHER S., RIPPON L., HARDING P. & STUBBINGTON R. (2006): The invasive Ponto-Caspian mysid, *Hemimysis anomala*, reaches the UK. *Aquatic Invasions* **1**(1): 4–6.

- IACARELLA J. C., DICK J. T. A. & RICCIARDI A. (2015): A spatio-temporal contrast of the predatory impact of an invasive freshwater crustacean. *Diversity and Distributions* **21**(7): 803–812.
- JAŹDŹEWSKA A. M., REWICZ T., MAMOS T., WATTIER R., BAĆELA-SPYCHALSKA K. & GRABOWSKI M. (2020): Cryptic diversity and mtDNA phylogeography of the invasive demon shrimp, *Dikerogammarus haemobaphes* (Eichwald, 1841), in Europe. *NeoBiota* **57**: 53–86.
- JERMACZ Ł., DZIERŻYŃSKA A., KAKAREKO T., POZNAŃSKA M. & KOBAK J. (2015): The art of choice: predation risk changes interspecific competition between freshwater amphipods. *Behavioral Ecology* **26**(2): 656–664.
- JUHÁSZ P., KOVÁCS K., SZABÓ T., CSIPKÉS R., KISS B. & MÜLLER Z. (2006): Faunistical results of the Malacostraca investigations carried out in the frames of the ecological survey of the surface waters of Hungary (ECOSURV) in 2005. *Folia Historico Naturalia Musei Matraensis* **30**: 319–323.
- KESSELYÁK A. (1938): Die Arten der Gattung *Jaera* Leach (Isopoda, Asellota). *Zoologischer Jahrbücher (Abteilung für Systematik, Ökologie und Geographie der Tiere)* **71**: 219–252.
- KETELAARS H. A. M., LAMBREGTS-VAN DE CLUNDERT F. E., CARPENTIER C. J., WAGENVOORT A. J. & HOOGENBOEZEM W. (1999): Ecological effects of the mass occurrence of the Ponto–Caspian invader, *Hemimysis anomala* G. O. Sars, 1907 (Crustacea: Mysidacea), in a freshwater storage reservoir in the Netherlands, with notes on its autecology and new records. *Hydrobiologia* **394**: 233–248.
- KLEY A. & MAIER G. (2006): Reproductive characteristics of invasive gammarids in the Rhine-Main-Danube catchment, South Germany. *Limnologica* **36**(2): 79–90.
- KOBAK J., KAKAREKO T., POZNAŃSKA M. & ŻBIKOWSKI J. (2009): Preferences of the Ponto-Caspian amphipod *Dikerogammarus haemobaphes* for living Zebra Mussels. *Journal of Zoology* **279**(3): 229–235.
- KOBAK J., RACHALEWSKI M. & BAĆELA-SPYCHALSKA K. (2016): Conquerors or exiles? Impact of interference competition among invasive Ponto-Caspian gammarideans on their dispersal rates. *Biological Invasions* **18**(7): 1953–1965.
- LABAT F., PISCART C. & FONTAN B. (2011): First records, pathways and distributions of four new Ponto-Caspian amphipods in France. *Limnologica* **41**(4): 290–295.
- LANTRY B. F., GUMTOW C. F., WALSH M. G., WEIDEL B. C., BOSCARINO B. T. & RUDSTAM L. G. (2012): Seasonal consumption of *Hemimysis anomala* by fish in Southeastern Lake Ontario, 2009–2010. *Journal of Great Lakes Research* **38** (Supplement 2): 73–78.
- LESUTIENĖ J., GOROKHOVA E., GASIŪNAITĖ Z. R. & RAZINKOVAS A. (2007): Isotopic evidence for zooplankton as an important food source for the mysid *Paramysis lacustris* in the Curonian Lagoon, the South-Eastern Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **73**(1–2): 73–80.
- LESUTIENĖ J., GOROKHOVA E., GASIŪNAITĖ Z. R. & RAZINKOVAS A. (2008): Role of mysid seasonal migrations in the organic matter transfer in the Curonian Lagoon, south-eastern Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **80**(2): 225–234.
- LIPINSKAYA T., RADULOVICI A. & MAKARANKA A. (2018): First DNA barcoding based record of *Echinogammarus trichiatus* (Martynov, 1932) (Crustacea, Gammaridae) in Belarus. *BioInvasions Records* **7**(1): 55–60.
- MOEDT S. & VAN HAAREN T. (2018): *Pontogammarus robustoides* (Sars, 1894), a new non-indigenous amphipod in the Netherlands (Crustacea: Amphipoda). *Lauterbornia* **85**: 123–126.
- MUSKÓ I. B. & LEITOLD H. (2003): Hínárosban élő felsőrendű (Malacostraca) rákok minőségi és mennyiségi viszonyai a Balaton különböző medencéiben. In: BÍRÓ P. (szerk.): *XLIV. Hidrobiológus napok. „Ritkán vizsgált és különleges vizek”*. Tihany, 2002. október 2–4. Magyar Hidrológiai Társaság – Magyar Tudományos Akadémia Balatoni Limnológiai Kutatóintézete – Magyar Tudományos Akadémia Veszprémi Területi Bizottsága, Budapest – Tihany – Veszprém: 14–16.
- MUSKÓ I. B., BALOGH Cs., TÓTH Á. P., VARGA É. & LAKATOS Gy. (2007): Differential response of invasive malacostracan species to lake level fluctuations. *Hydrobiologia* **590**(1): 65–74.
- MÜLLER J. C., SCHRAMM S. & SEITZ A. (2002): Genetic and morphological differentiation of *Dikerogammarus* invaders and their invasion history in Central Europe. *Freshwater Biology* **47**(11): 2039–2048.
- NEHRING S. (2006): The Ponto-Caspian amphipod *Obesogammarus obesus* (Sars, 1894) arrived the Rhine River via the Main-Danube Canal. *Aquatic Invasions* **1**(3): 148–153.
- NESEMANN H., PÖCKL M. & WITTMANN K. J. (1995): Distribution of epigeal Malacostraca in the middle and upper Danube (Hungary, Austria, Germany). *Miscellanea Zoologica Hungarica* **10**: 49–68.

- PLATVOET D., VAN DER VELDE G., DICK J. T. A. & LI S. (2009): Flexible omnivory in *Dikerogammarus villosus* (Sowinsky, 1894) (Amphipoda) – Amphipod Pilot Species Project (AMPIS) Report 5. *Crustaceana* **82**(6): 703–720.
- PONYI E. (1956): Ökologische, ernährungsbiologische und systematische Untersuchungen an verschiedenen *Gammarus*-Arten. *Archiv für Hydrobiologie* **52**(3): 367–387.
- PONYI J. & P. ZÁNKAI N. (1996): Két izeltlábú állatfaj felbukkanása a Balatonban. *Állattani Közlemények* **81**: 199–201.
- POTHOVEN S. A., GRIGOROVICH I. A., FAHNENSTIEL G. L. & BALCER M. D. (2007): Introduction of the Ponto-Caspian bloody-red mysid *Hemimysis anomala* into the Lake Michigan basin. *Journal of Great Lakes Research* **33**(1): 285–292.
- PÖCKL M. (2009): Success of the invasive Ponto-Caspian amphipod *Dikerogammarus villosus* by life history traits and reproductive capacity. *Biological Invasions* **11**(9): 2021–2041.
- RACHALEWSKI M., KONOPACKA A., GRABOWSKI M. & BĄCZELA-SPYCHALSKA K. (2013): *Echinogammarus trichiatus* (Martynov, 1932) — a new Ponto-Caspian amphipod invader in Poland with remarks on other alien amphipods from the Oder River. *Crustaceana* **86**(10): 1224–1233.
- RAKAUSKAS V. (2019): The impact of introduced Ponto-Caspian mysids (*Paramysis lacustris*) on the trophic position of Perch (*Perca fluviatilis*) in European mesotrophic lakes. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* **420**: 38.
- REWICZ T., GRABOWSKI M., MACNEIL C. & BĄCZELA-SPYCHALSKA K. (2014): The profile of a 'perfect' invader – the case of killer shrimp, *Dikerogammarus villosus*. *Aquatic Invasions* **9**(3): 267–288.
- REWICZ T., WATTIER R., GRABOWSKI M., RIGAUD T. & BĄCZELA-SPYCHALSKA K. (2015): Out of the Black Sea: phylogeography of the invasive killer shrimp *Dikerogammarus villosus* across Europe. *PLoS ONE* **10**(2): e0118121.
- RICCIARDI A., AVLIJAS S. & MARTY J. (2012): Forecasting the ecological impacts of the *Hemimysis anomala* invasion in North America: Lessons from other freshwater mysid introductions. *Journal of Great Lakes Research* **38** (Supplement 2): 7–13.
- ROTHHAUPT K.-O., HANSELMANN A. J. & YOHANNES E. (2014): Niche differentiation between sympatric alien aquatic crustaceans: An isotopic evidence. *Basic and Applied Ecology* **15**(5): 453–463.
- SEMENCHENKO V. & VEZHNIVETZ V. (2008): Two new invasive Ponto-Caspian amphipods reached the Pripyat River, Belarus. *Aquatic Invasions* **3**(4): 445–447.
- SPECZIÁR A. (2010): A Balaton halfaunája: a halállomány összetétele, az egyes halfajok életkörülményei és a halállomány korszerű hasznosításának feltételrendszere. *Acta Biologica Debrecina Supplementum Oecologica Hungarica* **23**: 7–185.
- TITTIZER T., SCHÖLL F., BANNING M., HAYBACH A. & SCHLEUTER M. (2000): Aquatische Neozoen im Makrozoobenthos der Binnenwasserstraßen Deutschlands. *Lauterbornia* **39**: 1–72.
- UNGER E. (1918): A *Corophium devium* előfordulása a Dunában. *Állattani Közlemények* **17**(3–4): 148–149.
- VAN DEN BRINK F. W. B., VAN DER VELDE G. & BIJ DE VAATE A. (1993): Ecological aspects, explosive range extension and impact of a mass invader, *Corophium curvispinum* Sars, 1895 (Crustacea: Amphipoda), in the Lower Rhine (The Netherlands). *Oecologia* **93**(2): 224–232.
- VAN RIEL M. C., VAN DER VELDE G., RAJAGOPAL S., MARGUILLIER S., DEHAIRS F. & BIJ DE VAATE A. (2006): Trophic relationships in the Rhine food web during invasion and after establishment of the Ponto-Caspian invader *Dikerogammarus villosus*. *Hydrobiologia* **565**(1): 39–58.
- WITT J. D. S., HEBERT P. D. N. & MORTON W. B. (1997): *Echinogammarus ischnus*: another crustacean invader in the Laurentian Great Lakes basin. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **54**(2): 264–268.
- WITTMANN K. J. (2002): Weiteres Vordringen pontokaspischer Mysidacea (Crustacea) in die mittlere und obere Donau: Erstnachweise von *Katamysis warpachowskyi* für Ungarn, die Slowakei und Österreich mit Notizen zur Biologie und zum ökologischen Gefährdungspotential. *Lauterbornia* **44**: 49–63.
- WITTMANN K. J. (2008): Weitere Ausbreitung der pontokaspischen Schwebgarnele (Crustacea: Mysida: Mysidae) *Katamysis warpachowskyi* in der oberen Donau: Erstnachweis für Deutschland. *Lauterbornia* **63**: 83–86.
- WOYNÁROVICH E. (1954): Vorkommen der *Limnomysis benedeni* Czern. im ungarischen Donauabschnitt. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* **1**(1–2): 177–185.
- ZETTLER M. L. (2015): Kurze Notiz über die Ankunft von *Echinogammarus trichiatus* im Ostseegebiet und den Erstnachweis von *Paramysis lacustris* in Deutschland. *Lauterbornia* **79**: 151–156.

SZIPÓKÁSOK – Hemiptera

- ADU-MENSAH K. & KUMAR R. (1977): Ecology of *Oxycarenus* species (Heteroptera: Lygaeidae) in southern Ghana. *Biological Journal of the Linnean Society* **9**(4): 349–377.
- AHN S. J., SON D., CHOO H. Y. & PARK C. G. (2013): The first record of *Leptoglossus occidentalis* (Hemiptera: Coreidae) in Korea, a potential pest of pinaceous tree species. *Journal of Asia-Pacific Entomology* **16**(3): 281–284.
- ALTENKIRCH W. (1986): *Die Veränderung natürlicher Waldgesellschaften Norddeutschlands und ihre Folgen für den Ökosystem- und Artenschutz aus zoologischer Sicht*. Arb. Gem. Forstenrichtung. Arb. Kreis Zustandserfassung und Planung, Jahrestagung, Luxemburg 21–23 May, 1986.
- ALVARADO M., DURÁN J. M., SERRANO A., DE LA ROSA A. & ORTIZ E. (1998): Contribución al conocimiento de las chinches (Heteroptera) fitófagas del algodón en Andalucía Occidental. *Boletín de Sanidad Vegetal, Plagas* **24**(4): 817–828.
- AMYOT C.-J.-B. & SERVILLE A. (1843): *Histoire naturelle des insectes. Hémiptères*. Librairie Encyclopédique de Roret, Paris.
- ANONYM (1995): Phyto Régions. Provence-Alpes-Côte d'Azur. Une mineuse et *Metcalfa*. *Phytoma (La Défense des Végétaux)* **475**: 3.
- ARSLANGÜNDOĞDU Z., HIZAL E. & ACER S. (2018): First record of *Oxycarenus lavaterae* (Fabricius, 1787) (Heteroptera, Lygaeidae) in Turkey. *Applied Ecology and Environmental Research* **16**(2): 1305–1311.
- ARZONE A., VIDANO C. & ALMA A. (1987): Auchenorrhyncha introduced into Europe from the Nearctic region: taxonomic and phytopathological problems. In: WILSON M. R. & NAULT L. R. (eds.): *Proceedings of 2nd International Workshop on Leafhoppers and Planthoppers of Economic Importance*. Brigham Young University, Provo, Utah, USA, 28th July – 1st August 1986. CAB International Institute of Entomology, London: 3–17.
- AUKEMA B. (1989): Annotated checklist of Hemiptera-Heteroptera of The Netherlands. *Tijdschrift voor Entomologie* **132**(1): 1–104.
- AUKEMA B. (2016): Nieuwe en interessante Nederlandse wantsen VI (Hemiptera: Heteroptera). *Nederlandse Faunistische Mededelingen* **46**: 57–85.
- BĂLĂCENOIU F., NEȚOIU C., TOMESCU R., SIMON D. C., BUZATU A., TOMA D. & PETRIȚAN I. C. (2021): Chemical control of *Corythucha arcuata* (Say, 1832), an invasive alien species, in oak forests. *Forests* **12**(6): 770.
- BARBER N. A. (2010): Light environment and leaf characteristics affect distribution of *Corythucha arcuata* (Hemiptera: Tingidae). *Environmental Entomology* **39**(2): 492–497.
- BARTA M. (2009): New facts about distribution and host spectrum of the invasive Nearctic conifer pest, *Leptoglossus occidentalis* (Heteroptera: Coreidae) in south-western Slovakia. *Forestry Journal* **55**(2): 139–143.
- BARTA M. (2010): Preliminary evaluation of insect-pathogenic Hypocreales against *Leptoglossus occidentalis* (Heteroptera: Coreidae) in laboratory conditions. *Folia Oecologica* **37**(2): 137–143.
- BARTA M. (2016): Biology and temperature requirements of the invasive seed bug *Leptoglossus occidentalis* (Heteroptera: Coreidae) in Europe. *Journal of Pest Science* **89**(1): 31–44.
- BATES S. L. (2005): Damage to common plumbing materials caused by overwintering *Leptoglossus occidentalis* (Hemiptera: Coreidae). *The Canadian Entomologist* **137**(4): 492–496.
- BATES S. L. & BORDEN J. H. (2004): Parasitoids of *Leptoglossus occidentalis* Heidemann (Heteroptera: Coreidae) in British Columbia. *Journal of the Entomological Society of British Columbia* **101**: 143–144.
- BEN JAMÁA M. L., MEJRI M., NAVES P. & SOUSA E. (2013): Detection of *Leptoglossus occidentalis* Heidemann, 1910 (Heteroptera: Coreidae) in Tunisia. *African Entomology* **21**(1): 165–167.
- BERNARDINELLI I. (2006): Potential host plants of *Corythucha arcuata* (Het., Tingidae) in Europe: a laboratory study. *Journal of Applied Entomology* **130**(9–10): 480–484.
- BERNARDINELLI I. & ZANDIGIACOMO P. (2001): Prima segnalazione di *Corythucha arcuata* (Say) (Heteroptera, Tingidae) in Europa. *Informatore Fitopatologico* **50**(12): 47–49.
- BIANCHI Z. & STEHLÍK J. L. (1999): *Oxycarenus lavaterae* (Fabricius, 1787) in Slovakia (Heteroptera: Lygaeidae). *Acta Musei Moraviae, Scientiae Biologicae* **84**: 203–204.

- BILLEN W. (2004): Kurzbericht über das Auftreten einer neuen Wanze in Deutschland. *Nachrichtenblatt des Deutschen Pflanzenschutzdienstes* **56**(12): 309–310.
- BLATT S. E. (1994): An unusually large aggregation of the Western Conifer Seed Bug, *Leptoglossus occidentalis* (Hemiptera: Coreidae), in a man-made structure. *Journal of the Entomological Society of British Columbia* **91**: 71–72.
- BLATT S. E. & BORDEN J. H. (1996): Evidence for a male-produced aggregation pheromone in the Western Conifer Seed Bug, *Leptoglossus occidentalis* Heidemann (Hemiptera: Coreidae). *Canadian Entomologist* **128**(4): 777–778.
- BOLÍVAR I. & CHICOTE C. (1879): Enumeración de los Hemípteros observados en España y Portugal. *Anales de la Sociedad Española de Historia Natural* **8**: 147–186.
- BOSCO L., MORAGLIO S. T. & TAVELLA L. (2018): *Halyomorpha halys*, a serious threat for hazelnut in newly invaded areas. *Journal of Pest Science* **91**(2): 661–670.
- BOZSIK G., KEREZSI V. & KONTSCHÁN J. (2021): Attraction of adults of *Halyomorpha halys* (Stål, 1855) and *Nezara viridula* (Linnaeus, 1758) (Hemiptera: Pentatomidae) by artificially heated shelters. *Acta Zoologica Bulgarica* **73**(3): 451–455.
- BURLINI M. (1949): Infestazione di *Oxycarenus lavatae* F. su *Tilia americana* L. (Rhynchota Lygaeidae). *Bollettino della Società Entomologica Italiana* **79**: 15–16.
- CALLOT H. & BRUA C. (2013): *Halyomorpha halys* (Stål, 1855), la Punaise diabolique, nouvelle espèce pour la faune de France (Heteroptera Pentatomidae). *L'Entomologiste* **69**(2): 69–71.
- CAMPONOGARA P., FESTI M. & BATTISTI A. (2003): La cimice dei semi americana: unospite indesiderato delle conifere. *Vita in Campagna* 2003: 7–8.
- CANDIAN V., PANSA M. G., BRIANO R., PEANO C., TEDESCHI R. & TAVELLA L. (2018): Exclusion nets: a promising tool to prevent *Halyomorpha halys* from damaging nectarines and apples in NW Italy. *Bulletin of Insectology* **71**(1): 21–30.
- ÇERÇİ B. & KOÇAK Ö. (2016): Contribution to the knowledge of Heteroptera (Hemiptera) fauna of Turkey. *Journal of Insect Biodiversity* **4**(15): 1–18.
- CESARI M., MAISTRELLO L., PIEMONTESE L., BONINI R., DIOLI P., LEE W., PARK C.-G., PARTSINEVELOSO G. K., REBECCHI L. & GUIDETTI R. (2018): Genetic diversity of the Brown Marmorated Stink Bug *Halyomorpha halys* in the invaded territories of Europe and its patterns of diffusion in Italy. *Biological Invasions* **20**(4): 1073–1092.
- CHÉROT F. (1998): Au sujet de *Deraeocoris* (s. str.) *flavilinea* (Costa, 1862) et de *Deraeocoris* (s. str.) *ruber* (Linné, 1758) (Insecta, Heteroptera: Miridae). *Lambillionea* **98**(4): 523–529.
- CHIRECEANU C., TEODORU A. & CHIRILOAIE A. (2017): New records of Oak Lace Bug *Corythucha arcuata* (Say, 1832) (Hemiptera: Tingidae) in Southern Romania. *Acta Zoologica Bulgarica Supplementum* **9**: 297–299.
- CIAMPOLINI M. & TREMATERRA P. (1987): Rilievi biologici su *Oxycarenus lavatae* (F.) (Rhynchota, Heteroptera, Lygaeidae). *Bollettino di Zoologia Agraria e di Bachicoltura* **19**: 187–197.
- CIAMPOLINI M., GROSSI A. & ZOTTARELLI G. (1987): Danni alla soia per attacchi di *Metcalfa pruinoso*. *Informatore Agrario* **43**(15): 101–103.
- ČOKL A., MCBRIEN H. L. & MILLAR J. G. (2001): Comparison of substrate-borne vibrational signals of two stink bug species, *Acrosternum hilare* and *Nezara viridula* (Heteroptera: Pentatomidae). *Annals of the Entomological Society of America* **94**(3): 471–479.
- COLOMBI L. & BRUNETTI R. (2002): *Rapporto del Servizio Fitosanitario del cantone Ticino 2002*. Servizio Fitosanitario, Bellinzona.
- CONNELLY A. E. & SCHOWALTER T. D. (1991): Seed losses to feeding by *Leptoglossus occidentalis* (Heteroptera: Coreidae) during two periods of second-year cone development in Western White Pine. *Journal of Economic Entomology* **84**(1): 215–217.
- COSTA A. (1862): *Additamenta ad Centurias Cimicum Regni Neapolitani*. Napoli.
- CUNEV J. & KMENT P. (2017): First record of the plant bug *Deraeocoris flavilinea* (Hemiptera: Heteroptera: Miridae) in Slovakia. *Klapalekiana* **53**: 1–5.
- CUNÍ Y MARTORELL M. (1881): Datos para una flora de los insectos de Cataluña. *Anales de la Sociedad Española de Historia Natural* **10**: 433–461.
- CSEPELÉNYI M., HIRKA A., MIKÓ Á., SZALAI Á. & CSÓKA GY. (2017a): A tölgy-csipkésposzka (*Corythucha arcuata*) 2016/2017-es áttelelése Délkelet-Magyarországon. *Növényvédelem* **78**(7): 285–288.
- CSEPELÉNYI M., HIRKA A., SZÉNÁSI Á., MIKÓ Á., SZŐCS L. & CSÓKA GY. (2017b): Az inváziós tölgy csipkésposzka [*Corythucha arcuata* (Say, 1832)] gyors terjeszkedése és tömeges fellépése Magyarországon. *Erdészettudományi Közlemények* **7**(2): 127–134.

- CSÓKA GY. (2017): Egy sikeres, de kevésbé kívánt hódító – az amerikai lepkebabóca. *Méhészújság* 2017 (augusztus): 8–9.
- CSÓKA GY. & AMBRUS A. (2016): Erdei fa- és cserjefajok szerepe a herbivor rovarok fajgazdagságának fenntartásában. In: KORDA M. (szerk.): *Az erdőgazdálkodás hatása az erdők biológiai sokféleségére*. Tanulmánygyűjtemény. Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest: 155–192.
- CSÓKA GY., HIRKA A. & SOMLYAI M. (2013): A tölgy csipkésposloska (*Corythuca arcuata* Say, 1832 – Hemiptera, Tingidae) első észlelése Magyarországon. *Növényvédelem* 49(7): 293–296.
- CSÓKA GY., HIRKA A. & SZŐCS L. (2012): Rovarglobalizáció a magyar erdőkben. *Erdészettudományi Közlemények* 2(1): 187–198.
- CSÓKA GY., HIRKA A., MUTUN S., GLAVENDEKIC M., MIKÓ Á., SZŐCS L., PAULIN M., EÖTVÖS CS. B., GÁSPÁR CS., CSEPELÉNYI M., SZÉNÁSI Á., FRANJEVIĆ M., GNINENKO Y., DAUTBAŠIĆ M., MUZEJINOVIĆ O., ZÚBRIK M., NETOIU C., BUZATU A., BĂLĂCENOIU F., JURC M., JURC D., BERNARDINELLI I., STREITO J.-C., AVTZIS D. & HRAŠOVEC B. (2020): Spread and potential host range of the invasive Oak Lace Bug [*Corythuca arcuata* (Say, 1832) – Heteroptera: Tingidae] in Eurasia. *Agricultural and Forest Entomology* 22(1): 61–74.
- D'URSO V. (1995): *Homoptera Auchenorrhyncha*. Calderini, Bologna. /Checklist delle specie della fauna italiana 41./
- DAMOS P., SOULOPOULOU P. & THOMIDIS T. (2019): Establishment and current status of *Halyomorpha halys* damaging peaches and olives in the prefecture of Imathia in Northern Greece. In: BRANCO M., FRANCO J. C., GROSS J. & IORIATTI C. (eds.): *Working Groups „Pheromones and Other Semiochemicals in Integrated Production” & „Integrated Protection of Fruit Crops”*. *Proceedings of the meeting at/à Lisbon (Portugal), 20–25 January 2019: „Merging pheromones and other semiochemicals with integrated fruit production: current approaches and applications from research to field implementation in a changing environment”*: 111–113.
- DAUTBAŠIĆ M., ZAHIROVIĆ K., MUZEJINOVIĆ O. & MARGALETIĆ J. (2018): Prvi nalaz hrastove mrežaste stjenice (*Corythuca arcuata*) u Bosni i Hercegovini. *Šumarski List* 142(3–4): 179–181.
- DE BERGEVIN E. (1932): Note à propos de cas d'hybridation constatés entre *Oxycarenus lavaterae* F. et *Oxycarenus hyalinipennis* Costa (Hémiptères Ligæidae) et description d'une nouvelle espèce d'*Oxycarenus* provenant du Sud-tunisien. *Bulletin de la Société d'Histoire Naturelle de l'Afrique du Nord* 23: 253–256.
- DENOSMAISON J.-C. (2001): Hétéroptères nouveaux pour la région parisienne. *L'Entomologiste* 57(2): 84.
- DERJANSCHI V. & MOCREAC S. N. (2018): Tigrul stejarului *Corythucha arcuata* (Say, 1832) (Heteroptera, Tingidae) – specie nouă invazivă în fauna Republicii Moldova. *Buletin Științific. Revistă de Etnografie, Științele Naturii și Muzeologie (Serie Nouă)* 28/41: 30–35.
- DETHIER M. (1989): Les Pentatomoidea de la collection Kappeller. *Archives des Sciences* 42(3): 553–568.
- DEWITT N. B. & GODFREY G. L. (1972): *The literature of arthropods associated with soybeans. II. A bibliography of the Southern Green Stink Bug Nezara viridula (Linnaeus) (Hemiptera: Pentatomidae)*. State of Illinois, Department of Registration and Education, Natural History Survey Division, Urbana. /Biological Notes 78./
- DIOLI P. (1993): Eterotteri insubrici ed eterotteri xerotermici nei territori perilacustri della Lombardia e del Ticino (Hemiptera, Heteroptera). *Memorie Società Ticinese Scienze Naturali* 4: 81–86.
- DOBREVA M., SIMOV N., GEORGIEV G., MIRCHEV P. & GEORGIEVA M. (2013): First record of *Corythucha arcuata* (Say) (Heteroptera: Tingidae) on Balkan Peninsula. *Acta Zoologica Bulgarica* 65(3): 409–412
- DON I., DON C. D., SASU L. R., VIDREAN D. & BRAD M. L. (2016): Insect pests on the trees and shrubs from the Macea Botanical Garden. *Studia Universitatis „Vasile Goldiș”* 11(2): 23–28.
- DREKIĆ M., POLJAKOVIĆ-PAJNIK L., MILOVIĆ M., KOVAČEVIĆ B., PILIPOVIĆ A. & PAP P. (2021): Efficacy of some insecticides for control of Oak Lace Bug (*Corythucha arcuata* Say). *Topola/Poplar* 208: 21–26.
- DROSOPOULOS S. (1980): Hemipterological studies in Greece. Part II. Homoptera – Auchenorrhyncha, a catalogue of the reported species. *Biologia Gallo-Hellenica* 9(1): 187–194.
- DUTTO M. & BERTERO M. (2013): Dermatitis caused by *Corythucha ciliata* (Say, 1932) (Heteroptera, Tingidae). Diagnostic and clinical aspects of an unrecognized pseudoparasitosis. *Journal of Preventive Medicine and Hygiene* 54(1): 57–59.
- EPPO GLOBAL DATABASE (2022): *Metcalfa pruinosa*. – <https://gd.eppo.int>

- ESQUIVEL J. F., MUSOLIN D. L., JONES W. A., RABITSCH W., GREENE J. K., TOEWS M. D., SCHWERTNER C. F., GRAZIA J. & MCPHERSON R. M. (2018): *Nezara viridula* (L.). In: MCPHERSON J. E. (ed.): *Invasive stink bugs and related species (Pentatomoidea): biology, higher systematics, semiochemistry, and management*. CRC Press, Boca Raton: 351–423.
- FABRICIUS I. C. (1775): *Systema entomologiae, sistens insectorum classes, ordines, genera, species, adjectis synonymis, locis, descriptionibus, observationibus*. Officina Libraria Kortius, Flensburg – Lipsia.
- FABRICIUS I. C. (1787): *Mantissa insectorum sistens species nuper detectas adiectis synonymis, observationibus, descriptionibus, emendationibus*. Tom. II. Christ. Gottl. Proft, Hafnia.
- FABRICIUS J. C. (1798): *Supplementum entomologiae systematicae*. Proft et Storch, Hafnia.
- FAÚNDEZ E. I., ROCCA J. R. & VILLABLANCA J. (2017): Detection of the invasive Western Conifer Seed Bug *Leptoglossus occidentalis* Heidemann, 1910 (Heteroptera: Coreidae: Coreinae) in Chile. *Archivos Entomológicos* **17**: 317–320.
- FENT M. & KMENT P. (2011): First record of the invasive Western Conifer Seed Bug *Leptoglossus occidentalis* (Heteroptera: Coreidae) in Turkey. *North-Western Journal of Zoology* **7**(1): 72–80.
- FERRARI A., SCHWERTNER C. F. & GRAZIA J. (2010): Review, cladistic analysis and biogeography of *Nezara* Amyot & Serville (Hemiptera: Pentatomidae). *Zootaxa* **2424**(1): 1–41.
- FIEBER F. X. (1852): Rhynchotographien. *Abhandlungen der Königlichen Böhmischen Gesellschaft der Wissenschaften (Fünfter Folge)* **7**: 427–488.
- FORSTER B., GIACALONE I., MORETTI M., DIOLI P. & WERMELINGER B. (2005): Die amerikanische Eichennetzwanze *Corythucha arcuata* (Say) (Heteroptera, Tingidae) hat die Südschweiz erreicht. *Mitteilungen der Schweizerischen Entomologischen Gesellschaft* **78**(3–4): 317–323.
- FREY-GESSNER E. (1863): Zusammenstellung der durch Herrn Meyer-Dürr im Frühling im Tessin und Anfang Sommer 1863 im Ober-Engadin beobachteten und gesammelten Hemiptern und Orthoptern. *Mittheilungen der Schweizerischen Entomologischen Gesellschaft* **1**(5): 150–154.
- GALL W. K. (1992): Further eastern range extension and host records for *Leptoglossus occidentalis* (Heteroptera: Coreidae): well-documented dispersal of a household nuisance. *The Great Lakes Entomologist* **25**(3): 159–171.
- GAPON D. A. (2012): First records of the Western Conifer Seed Bug *Leptoglossus occidentalis* Heid. (Heteroptera, Coreidae) from Russia and Ukraine, regularities in its distribution and possibilities of its range expansion in the Palaearctic Region. *Entomological Review* **93**(2): 174–181.
- GARIEPY T. D., BRUIN A., HAYE T., MILONAS P. & VÉTEK G. (2015): Occurrence and genetic diversity of new populations of *Halyomorpha halys* in Europe. *Journal of Pest Science* **88**(3): 451–460.
- GARIEPY T. D., HAYE T., FRASER H. & ZHANG J. (2014): Occurrence, genetic diversity, and potential pathways of entry of *Halyomorpha halys* in newly invaded areas of Canada and Switzerland. *Journal of Pest Science* **87**(1): 17–28.
- GARIEPY T. D., MUSOLIN D. L., KONJEVIĆ A., KARPUN N. N., ZAKHARCHENKO V. Y., ZHURAVLEVA E. N., TAVELLA L., BRUIN A. & HAYE T. (2021): Diversity and distribution of cytochrome oxidase I (COI) haplotypes of the Brown Marmorated Stink Bug, *Halyomorpha halys* Stål (Hemiptera, Pentatomidae), along the eastern front of its invasive range in Eurasia. *NeoBiota* **68**: 53–77.
- GESSÉ F. (2011): Heterópteros terrestres (Hemiptera: Heteroptera) de Castelldefels (Barcelona, Cataluña, noreste de la Península Ibérica). *Heteropterus Revista de Entomología* **11**(2): 245–256.
- GIL F. & GROSSO-SILVA J. M. (2021): *Corythucha arcuata* (Say, 1832) (Hemiptera: Tingidae), new species for the Iberian Peninsula. *Archivos Entomológicos* **24**: 307–308.
- GILLERFORS G. & COULIANOS C.-C. (2005): Fynd av för Sverige nya och sällsynta skinnbaggar (Hemiptera Heteroptera). *Entomologisk Tidskrift* **126**(4): 215–223.
- GIROLAMI V. & CAMPORESE P. (1994): Prima moltiplicazione in Europa di *Neodryinus typhlocybae* (Ashmead) (Hymenoptera: Dryinidae) su *Metcalfa pruinosa* (Say) (Homoptera: Flatidae). In: *Atti XVII Congresso Nazionale Italiano di Entomologia. Udine, 13–18 giugno 1994*. Arti Grafiche Friulane, Udine: 655–658.
- GIROLAMI V. & MAZZON L. (1999): Controllo di *Metcalfa pruinosa* ad opera di *Neodryinus typhlocybae*. *L'Informatore Agrario* **55**(19): 87–91.
- GIROLAMI V., CONTE L., CAMPORESE P., BENUZZI M., ROTA MARTIR G. & DRADI D. (1996): Possibilità di controllo biologico della *Metcalfa pruinosa*. *L'Informatore Agrario* **52**(25): 61–65.

- GJONOV I. & SHISHINIOVA M. (2014): Alien Auchenorrhyncha (Insecta, Hemiptera: Fulgoromorpha and Cicadomorpha) to Bulgaria. *Bulgarian Journal of Agricultural Science* **20** (Supplement 1): 151–156.
- GLAVENDEKIĆ M. & VUKOVIĆ BOJANOVIĆ V. (2017): Prvi nalaz hrastove mrežaste stenice *Corythucha arcuata* (Say.) (Hemiptera: Tingidae) u Bosni i Hercegovini i novi nalazi u Srbiji. In: GLAVENDEKIĆ M. (ured.): *XI Simpozijum entomologa Srbije 2017 sa međunarodnim učešćem. Zbornik rezimea. Nastavna baza „Goč”, 17–21. septembar 2017.* Entomološko Društvo Srbije, Beograd: 70–71.
- GNYNINENKO JU., KOSZTYUKOV V. V. & KOSELEVA O. V. (2011): Novije invazivnije naszekomije v leszah i ozeleniyelynyih poszadkah Krasnodarszkovo kraja. *Zascita i Karantyn Rasztyenij* **4**: 49–50.
- GOGALA A. (2003): Listonožka (*Leptoglossus occidentalis*) že v Sloveniji (Heteroptera: Coreidae). *Acta Entomologica Slovenica* **11**(2): 189–190.
- GOGALA A. (2006): Heteroptera of Slovenia, III: Miridae. *Annales, Analiza Istrske in Mediteranske Študije, Series Historia Naturalis* **16**(1): 77–112.
- GOTLIN ČULJAK T., OSTOJIĆ I., SKELIN I., GRUBIŠIĆ D. & JELOVČAN S. (2007): *Metcalfa pruinosa* (Say, 1830) (Homoptera: Flatidae) potencijalno opasan štetnik u novim područjima. *Entomologia Croatica* **11**(1–2): 75–81.
- GOULA M., ESPINOSA M., ERITJA R. & ARANDA C. (1999): *Oxycarenus lavaterae* (Fabricius, 1787) en Cornellà de Llobregat (Barcelona, España) (Heteroptera, Lygaeidae). *Bulletin de la Société Entomologique de France* **104**(1): 39–43.
- GÖLLNER-SCHIEDING U. (1991): Neufunde von Heteropteren für den östlichen Teil Deutschlands (Insecta, Heteroptera: Miridae et Microphysidae). *Faunistische Abhandlungen des Staatlichen Museum für Tierkunde Dresden* **18**: 91–92.
- GROZEA I., GOGAN A., VIRTEIU A. M., GROZEA A., STEF R., MOLNAR L., CARABET A. & DINNESEN S. (2011): *Metcalfa pruinosa* Say (Insecta: Homoptera: Flatidae): A new pest in Romania. *African Journal of Agricultural Research* **6**(27): 5870–5877.
- GROZEA I., ȘTEF R., VIRTEIU A. M., CĂRĂBEȚ A. & MOLNAR L. (2012): Southern Green Stink Bugs (*Nezara viridula* L.) a new pest of tomato crops in western Romania. *Research Journal of Agricultural Science* **44**(2): 24–27.
- GÜNTHART H. (1980): Neuer Fundort und neuer Name für die altbekannte Büffelzikade „*Ceresa bubalus*” (Hom. Auch. Membracidae). *Mitteilungen der Entomologischen Gesellschaft Basel (N. F.)* **30**(3): 105–109.
- HAHN C. W. (1835): *Die wanzenartigen Insekten. Getreu nach der Natur abgebildet und beschrieben.* Dritter Band. C. H. Zeh’schen Buchhandlung, Nürnberg.
- HAMILTON G. C., AHN J. J., BU W., LESKEY T. C., NIELSEN A. L., PARK Y.-L., RABITSCH W. & HOELMER K. A. (2018): *Halyomorpha halys* (Stål). In: MCPHERSON J. E. (ed.): *Invasive stink bugs and related species (Pentatomoidea): biology, higher systematics, semiochemistry, and management.* CRC Press, Boca Raton: 243–292.
- HANCOCK T. J., LEE D.-H., BERGH J. C., MORRISON W. R. & LESKEY T. C. (2019): Presence of the invasive Brown Marmorated Stink Bug *Halyomorpha halys* (Stål) (Hemiptera: Pentatomidae) on home exteriors during the autumn dispersal period: Results generated by citizen scientists. *Agricultural and Forest Entomology* **21**(1): 99–108.
- HANSELMANN D. (2017): Aliens and citizens in Germany: *Halyomorpha halys* (Stål, 1855) and *Nezara viridula* (Linnaeus, 1758) new to Rhineland-Palatinate, *Oxycarenus lavaterae* (Fabricius, 1787) new to Saxony, *Arocatus longiceps* Stål, 1872 new to Hesse. *Mainzer Naturwissenschaftliches Archiv* **53**: 159–177.
- HARMAT B., KONDOROSY E. & RÉDEI D. (2006): A nyugati levéllábú poloska (*Leptoglossus occidentalis* Heidemann) első magyarországi megjelenése (Heteroptera: Coreidae). *Növényvédelem* **42**(9): 491–494.
- HEBDA G. & OLBRYCHT T. (2016): *Oxycarenus lavaterae* (Fabricius, 1787) (Hemiptera: Heteroptera: Oxycarenidae) – gatunek nowy dla fauny Polski. *Wiadomości Entomologiczne* **35**(3): 133–136.
- HEDLIN A. F., YATES H. O., TOVAR D. C., EBEL B. H., KOERBER T. W. & MERKEL E. P. (1981): *Cone and seed insects of North American conifers.* 2nd print. Canadian Forestry Service, Pacific Forestry Centre – United States Forest Service – Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos, Victoria – México.
- HEMALA V. & KMENT P. (2017): First record of *Halyomorpha halys* and mass occurrence of *Nezara viridula* in Slovakia. *Plant Protection Science* **53**(4): 247–253.
- HIRKA A. (1991): Bükki, luc és kocsánytalan tölgy éves kerületnövekedési menetének vizsgálatára. *Erdészeti Kutatások* **82–83**(2): 15–23.

- HOFFRICHTER O. & TRÖGER E. J. (1973): *Ceresa bubalus* F (Homoptera: Membracidae) – Beginn der Einwanderung in Deutschland. *Mitteilungen des Badischen Landesvereins für Naturkunde und Naturschutz (N. F.)* **11**(1): 33–43.
- HOLZINGER W. E., KAMMERLANDER I. & NICKEL H. (2003): *The Auchenorrhyncha of Central Europe*. Volume 1. Fulgoromorpha, Cicadomorpha excl. Cicadellidae. Koninklijke Brill NV, Leiden – Boston.
- HORNOK S. & KONTSCHÁN J. (2017): The Western Conifer Seed Bug (Hemiptera: Coreidae) has the potential to bite humans. *Journal of Medical Entomology* **54**(4): 1073–1075.
- HORVÁTH G. (1912): Az amerikai bivalykabóca Magyarországon. *Rovartani Lapok* **19**(10–12): 145–147.
- HRAŠOVEC B., POSARIĆ D., LUKIĆ I. & PERNEK M. (2013): Prvi nalaz hrastove mrežaste stjenice (*Corythucha arcuata*) u Hrvatskoj. *Šumarski List* **137**(9–10): 499–503.
- İPEKDAL K., OĞUZOĞLU Ş., OSKAY F., AKSU Y., LEHTIJÄRVI H. T. D., LEHTIJÄRVI A. T., CAN T., ADAY KAYA A. G., ÖZÇANKAYA M. & AVCI M. (2019): *Çam kozalak emici böceği Leptoglossus occidentalis Heidemann (1910) (Hemiptera: Coreidae): Türkiye ve Dünyadaki Son Durum*. Orman Genel Müdürlüğü Matbaası, Ankara.
- ISHIKAWA T. & KIKUHARA Y. (2009): *Leptoglossus occidentalis* Heidemann (Hemiptera: Coreidae), a presumable recent invader to Japan. *Japanese Journal of Entomology (New Series)* **12**(3): 115–116.
- IZRI A., ANDRIANTSOANIRINA V., CHOSIDOW O. & DURAND R. (2015): Dermatitis caused by blood-sucking *Corythucha ciliata*. *JAMA Dermatology* **151**(8): 909–910.
- JANSKÝ V., KRÍSTÍN A. & OKÁLI I. (1988): Der gegenwärtige Stand der Verbreitung und neue Erkenntnisse über die Bionomie der Art *Stictocephala bisonia* (Homoptera, Membracidae) in der Slowakei. *Biológia (Bratislava)* **43**(6): 527–533.
- JÁRÓ Z. & TÁTRAALJAI E.-NÉ (1985): A fák éves növekedése. *Erdészeti Kutatások* **76–77**: 221–234.
- JERINIĆ-PRODANOVIĆ D. & PROTIC L. (2011): New data on true bug predators (Heteroptera: Miridae) of jumping plant-lice (Sternorrhyncha: Psylloidea) in Serbia. *Acta Entomologica Serbica* **16**(1–2): 143–146.
- JERMINI M., BONAVIA M., BRUNETTI R., MAURI G. & CAVALLI V. (1995): *Metcalfa pruinosa* Say, *Hyphantria cunea* (Drury) et *Dichelomyia oenophila* Haimah., trois curiosités entomologiques ou trois nouveaux problèmes phytosanitaires pour le Tessin et la Suisse? *Revue Suisse de Viticulture Arboriculture Horticulture* **27**(1): 57–63.
- JONES W. A. & SULLIVAN M. J. (1983): *Seasonal abundance and relative importance of stink bugs in soybean*. South Carolina Agricultural Experiment Station – Clemson University, Clemson. /S. C. Agricultural Experiment Station Technical Bulletin 1087./
- JURC M. & JURC D. (2017): The first record and the beginning the spread of Oak Lace Bug, *Corythucha arcuata* (Say, 1832) (Heteroptera: Tingidae), in Slovenia. *Šumarski List* **141**(9–10): 485–488.
- KALUSHKOV P. (2000): Observations on the biology of *Oxycarenus lavaterae* (Fabricius) (Heteroptera: Lygaeidae), a new Mediterranean species in the Bulgarian fauna. *Acta Zoologica Bulgarica* **52**(1): 13–15.
- KALUSHKOV P. & NEDVĚD O. (2010): Suitability of food plants for *Oxycarenus lavaterae* (Heteroptera: Lygaeidae), a Mediterranean bug invasive in Central and South-East Europe. *Comptes Rendus de l'Académie Bulgare des Sciences* **63**(2): 271–276.
- KALUSHKOV P., SIMOV N. & TZANKOVA R. (2007): Laboratory and field investigation on the biology of *Oxycarenus lavaterae* (Fabricius) (Heteroptera: Lygaeidae) in Bulgaria. *Acta Zoologica Bulgarica* **59**(2): 217–219.
- KAVAR T., PAVLOVČIĆ P., SUŠNIK S., MEGLIČ V. & VIRANT-DOBERLET M. (2006): Genetic differentiation of geographically separated populations of the Southern Green Stink Bug *Nezara viridula* (Hemiptera: Pentatomidae). *Bulletin of Entomological Research* **96**(2): 117–128.
- KAWADA H. & KITAMURA C. (1983): The reproductive behavior of the Brown Marmorated Stink Bug, *Halyomorpha mista* Uhler (Heteroptera: Pentatomidae). I. Observation of mating behavior and copulation. *Applied Entomology and Zoology* **18**(2): 234–242.
- KENNEDY C. E. J. & SOUTHWOOD T. R. E. (1984): The number of species of insects associated with British trees: a re-analysis. *Journal of Animal Ecology* **53**(2): 455–478.
- KESZTHELYI S. & VANYÚR GY. (2012): Az amerikai lepkakabóca (*Metcalfa pruinosa* Say, 1830) kártétele kukoricában. *Növényvédelem* **48**(9): 429–431.

- KIRICSENKO A. N. (1951): *Nasztojascsije poluzsesztkokrilije Jevropejszkoj csasztyi SzSzSzR (Hemiptera). Opregyelityel i bibliografija.* Izdatyelsztvo Akagyemii Nauk SzSzSzR, Moskva – Leningrad /Opregyelityeli po faune SzSzSzR 42./
- KISS B., KARAP A., KIS A. & SZITA É. (2013): Az amerikai lepkeabóca (*Metcalfa pruinosa*) és a tujakabóca (*Ligurobia juniperi*) előfordulása hazai autópálya pihenőhelyeken. *Növényvédelem* **49**(12): 571–575.
- KIYAK S. (2020): The first record of *Deraeocoris flavilinea* (A. Costa, 1862) (Hemiptera: Heteroptera: Miridae) as an Invasive Alien Species (IAS) in the Anatolian Peninsula (Turkey). *Journal of the Heteroptera of the Turkey* **2**(2): 69–74.
- KMENT P. (2009): *Oxycarenus lavaterae*, an expansive species new to Romania (Hemiptera: Heteroptera: Oxycarenidae). *Acta Musei Moraviae, Scientiae Biologicae* **94**: 23–25.
- KMENT P., BRYJA J., HRADIL K. & JINDRA Z. (2005): New and interesting records of true bugs (Heteroptera) from the Czech Republic and Slovakia III. *Klapalekiana* **41**(3–4): 157–213.
- KMENT P., VAHALA O. & HRADIL K. (2006): First record of *Oxycarenus lavaterae* (Heteroptera: Oxycarenidae) from the Czech Republic, with review of its distribution and biology. *Klapalekiana* **42**(1–3): 97–127.
- KNIGHT K. M. M. & GURR G. M. (2007): Review of *Nezara viridula* (L.) management strategies and potential for IPM in field crops with emphasis on Australia. *Crop Protection* **26**(1): 1–10.
- KÓBOR P. (2017): Magyarország invazív címerespoloskái (Heteroptera: Pentatomidae). *Növényvédelem* **78**(11): 491–496.
- KÓBOR P., KONDOROSY E. & MARKÓ V. (2022): *Almaültetvények poloskanépessége – előzetes eredmények.* II. Debreceni Alkalmazott Rovartani Konferencia, 2022. április 7., Debrecen.
- KOERBER T. W. (1963): *Leptoglossus occidentalis* (Hemiptera, Coreidae), a newly discovered pest of coniferous seed. *Annals of the Entomological Society of America* **56**(1): 229–234.
- KONDOROSY E. (1995): Az *Oxycarenus lavaterae* bodobácsfaj (Heteroptera: Lygaeidae) hazai megjelenése. *Folia Entomologica Hungarica* **56**: 237–238.
- KONDOROSY E., MARKÓ V. & CROSS J. V. (2010): Heteropteran fauna of apple orchards in South-East England. *Acta Phytopathologica et Entomologica Hungarica* **45**(1): 173–193.
- KONTKANEN P. (1956): Kokousselostuksia 29. XI. 1956. *Suomen Hyönteistiieteellinen Aikakauskirja* **22**(4): 185–188.
- KOVAČ M., GORCZAK M., WRZOSEK M., TKACZUK C. & PERNEK M. (2020): Identification of entomopathogenic fungi as naturally occurring enemies of the invasive Oak Lace Bug, *Corythucha arcuata* (Say) (Hemiptera: Tingidae). *Insects* **11**(10): 679.
- KOVAČ M., LINDE A., LACKOVIĆ N., BOLLMANN F. & PERNEK M. (2021): Natural infestation of entomopathogenic fungus *Beauveria pseudobassiana* on overwintering *Corythucha arcuata* (Say) (Hemiptera: Tingidae) and its efficacy under laboratory conditions. *Forest Ecology and Management* **491**: 119193.
- KRIŠTÍN A., JANSKY V. & OKÁLI I. (1987): Is *Stictocephala bisonia* (Membracidae) an invasion species? In: VIDANO C. & ARZONE A. (eds.): *Proceedings of the 6th Auchenorrhyncha Meeting, 7–11 Sept. 1987, Turin, Italy.* Consiglio Nazionale Delle Ricerche, Torino: 417–424.
- LALLEMAND V. (1920): Un Membracide (Hem.) nouveau pour la faune française. *Bulletin de la Société Entomologique de France* **25**(3): 53.
- LAUTERER P. (1995): Ostnohřbetka *Stictocephala bisonia* nový škůdce na Moravě. *Rostlinolékař* **6**(1): 17.
- LEE H.-S. & WILSON S. W. (2010): First report of the Nearctic flatid planthopper *Metcalfa pruinosa* (Say) in the Republic of Korea (Hemiptera: Fulgoroidea). *Entomological News* **121**(5): 506–513.
- LESIEUR V., LOMBAERT E., GUILLEMAUD T., COURTIAL B., STRONG W., ROQUES A. & AUGER-ROZENBERG M.-A. (2018): The rapid spread of *Leptoglossus occidentalis* in Europe: a bridgehead invasion. *Journal of Pest Science* **92**(2): 189–200.
- LESKEY T. C. & NIELSEN A. L. (2018): Impact of the invasive Brown Marmorated Stink Bug in North America and Europe: history, biology, ecology, and management. *Annual Review of Entomology* **63**: 599–618.
- LINDBERG H. (1932): *Inventa entomologica itineris Hispanici et Maroccani, quod a. 1926 fecerunt Harald et Hakan Lindberg.* XIII. Hemiptera Heteroptera (excl. Capsidae et Hydrobiotica). *Commentationes Biologicae (Societas Scientiarum Fennica)* **3**(19): 1–53.
- LINDBERG H. (1953): Hemiptera Insularum Canariensium (Systematik, Ökologie und Verbreitung der Kanarischen Heteropteren und Cicadinen). *Commentationes Biologicae (Societas Scientiarum Fennica)* **14**(1): 1–304.
- LINNÆUS C. (1758): *Systema naturæ per regna tria naturæ, secundum classes, ordines, genera, species, cum characteribus, differentiis, synonymis, locis.* Tomus I. Editio decima, reformata. Laurentius Salvius, Holmia.

- LIS J. A., LIS B. & GUBERNATOR J. (2008): Will the invasive Western Conifer Seed Bug *Leptoglossus occidentalis* Heidemann (Hemiptera: Heteroptera: Coreidae) seize all of Europe? *Zootaxa* **1740**: 66–68.
- MACAVEI L. I., BĂEȚAN R., OLTEAN I., FLORIAN T., VARGA M., COSTI E. & MAISTRELLO L. (2015): First detection of *Halyomorpha halys* Stål, a new invasive species with a high potential of damage on agricultural crops in Romania. *Lucrări Științifice (Seria Agronomi)* **58**(1): 105–108.
- MAISTRELLO L., DIOLI P., VACCARI G., NANNINI R., BORTOLOTTI P., CARUSO S., COSTI E., MONTERMINI A., CASOLI L. & BARISELLI M. (2014): Primi rinvenimenti in Italia della cimice esotica *Halyomorpha halys*, una nuova minaccia per la frutticoltura. *ATTI Giornate Fitopatologiche* **1**: 283–288.
- MALIPATIL M. B. (1979): The biology of some Lygaeidae (Hemiptera: Heteroptera) of south-east Queensland. *Australian Journal of Zoology* **27**(2): 231–249.
- MALUMPHY C. (2014): Second interception of *Halyomorpha halys* (Stål) (Hemiptera: Pentatomidae) in Britain. *Het News (3rd series)* **21**: 4–5.
- MALUMPHY C. & REID S. (2007): Non-native Heteroptera associated with imported plant material in England during 2006 & 2007. *Het News (2nd Series)* **10**: 2–4.
- MARSHALL S. A. (1991): A new Ontario record of a seed eating bug (Hemiptera: Coreidae) and other examples of the role of regional insect collections in tracking changes to Ontario's fauna. *Proceedings of the Entomological Society of Ontario* **122**: 109–111.
- MAS H., NAYA M., PÉREZ-LAORGA E., AGUADO A., MARCO M., ARAGONESES J. & RODRIGO E. (2013): Estudio del ciclo biológico de *Leptoglossus occidentalis* Heidemann, 1910 (Hemiptera, Coreidae) en la Comunitat Valenciana. In: *6º Congreso Forestal Español. Montes: Servicios desarrollo rural, 10–14 junio 2013, Vitoria-Gasteiz*. Sociedad Española de Ciencias Forestales, Vitoria-Gasteiz: 1–13.
- MATOŠEVIĆ D. & PERNEK M. (2011): Strane i invazivne vrste fitofagnih kukaca u šumama hrvatske i procjena njihove štetnosti. *Šumarski List* **135**(13): 264–271.
- MCPHERSON J. E., PACKAUSKAS R. J., TAYLOR S. J. & O'BRIEN M. F. (1990): Eastern range extension of *Leptoglossus occidentalis* with a key to *Leptoglossus* species of America north of Mexico (Heteroptera: Coreidae). *The Great Lake Entomologist* **23**(2): 99–104.
- MERTELÍK J. & LIŠKA J. (2020): Faunistic records from the Czech Republic – 495. Hemiptera: Heteroptera: Tingidae. *Klapalekiana* **56**(1–2): 295–296.
- MIHAJLOVIĆ LJ. (2007): *Metcalfa pruinosa* (Say) (Homoptera: Auchenorrhyncha) nova štetna vrsta za entomofaunu Srbije. *Glasnik Šumarskog Fakulteta, Beograd* **95**: 127–134.
- MILLER D. J. P. (2001): *Deraeocoris flavilinea* (A. Costa) (Hemiptera: Miridae), new to Britain. *British Journal of Entomology and Natural History* **14**(3): 133–136.
- MILONAS P. G. & PARTSINEVELOU G. K. (2014): First report of Brown Marmorated Stink Bug *Halyomorpha halys* Stål (Hemiptera: Pentatomidae) in Greece. *EPP0 Bulletin* **44**(2): 183–186.
- MITCHELL R. J., BELLAMY P. E., ELLIS C. J., HEWISON R. L., HODGETTS N. G., IASON G. R., LITTLEWOOD N. A., NEWBY S., STOCKAN J. A. & TAYLOR A. F. S. (2019): Collapsing foundations: The ecology of the British oak, implications of its decline and mitigation options. *Biological Conservation* **233**: 316–327.
- MITCHELL W. C. & MAU R. F. L. (1971): Response of the female Southern Green Stink Bug and its parasite, *Trichopoda pennipes*, to male stink bug pheromones. *Journal of Economic Entomology* **64**(4): 856–859.
- MJØS A. T., NIELSEN T. R. & ØDEGAARD F. (2010): The Western Conifer Seed Bug (*Leptoglossus occidentalis* Heidemann, 1910) (Hemiptera, Coreidae) found in SW Norway. *Norwegian Journal of Entomology* **57**(1): 20–22.
- MORRISON W. R., BLAAUW B. R., SHORT B. D., NIELSEN A. L., BERGH J. C., KRAWCZYK G., PARK Y.-L., BUTLER B., KHIRMIAN A. & LESKEY T. C. (2019): Successful management of *Halyomorpha halys* (Hemiptera: Pentatomidae) in commercial apple orchards with an attract-and-kill strategy. *Pest Management Science* **75**(1): 104–114.
- MUSOLIN D. L. & NUMATA H. (2003): Timing of diapause induction and its life-history consequences in *Nezara viridula*: is it costly to expand the distribution range? *Ecological Entomology* **28**(6): 694–703.
- MUSOLIN D. L., FUJISAKI K. & NUMATA H. (2007): Photoperiodic control of diapause termination, colour change and postdiapause reproduction in the Southern Green Stink Bug, *Nezara viridula*. *Physiological Entomology* **32**(1): 64–72.
- MUTUN S. (2003): First report of the Oak Lace Bug, *Corythucha arcuata* (Say, 1832) (Heteroptera:

- Tingidae) from Bolu, Turkey. *Israel Journal of Zoology* **49**(4): 323–324.
- MUTUN S., CEYHAN Z. & SÖZEN C. (2009): Invasion by the Oak Lace Bug, *Corythucha arcuata* (Say) (Heteroptera: Tingidae), in Turkey. *Turkish Journal of Zoology* **33**(3): 263–268.
- NAGY A., SZANYI K., SZALÁRDI T. & SZANYI SZ. (2021): First record, new cultivated host and host plant preference of the invasive Oak Lace Bug (*Corythucha arcuata* Say, 1832) (Heteroptera: Tingidae) in Transcarpathia (West Ukraine). *Silva Balcanica* **22**(3): 41–48.
- NAST J. (1987): The Auchenorrhyncha (Homoptera) of Europe. *Annales Zoologici* **40**(15): 535–661.
- NEDVĚD O., CHEHLAROV E. & KALUSHKOV P. (2014): Life history of the invasive bug *Oxycarenus lavatae* (Heteroptera: Oxycarenidae) in Bulgaria. *Acta Zoologica Bulgarica* **66**(2): 203–208.
- NEIMOROVETS V. V., SHCHUROV V. I., BONDARENKO A. S., SKVORTSOV M. M. & KONSTANTINOV F. V. (2017): First documented outbreak and new data on the distribution of *Corythucha arcuata* (Say, 1832) (Hemiptera: Tingidae) in Russia. *Acta Zoologica Bulgarica Supplementum* **9**: 139–142.
- NEIMOROVETS V. V., SHCHUROV V. I. & ZAMOTAJLOV A. S. (2020): Report on findings of *Oxycarenus lavatae* (Fabricius, 1787) (Heteroptera, Lygaeidae) in Russia. *Entomological Review* **100**(4): 521–528.
- NEMER N. (2015): *Report on insect pests associated with conelet losses and their management in Pinus pinea forests in Lebanon*. FAO, sine loco.
- NEMER N., EL KHOURY Y., NOUJEIM E., ZGHEIB Y., TARASCO E. & VAN DER HEYDEN T. (2019): First records of the invasive species *Leptoglossus occidentalis* Heidemann (Hemiptera: Coreidae) on different coniferous species including the cedars of Lebanon. *Revista Chilena de Entomología* **45**(4): 507–513.
- NICKEL H. (2016): Die nearktische Bläulingszikade *Metcalfa pruinosa* (Say, 1830) nun auch in Deutschland und der Nordschweiz. *Entomo Helvetica* **9**: 129–136.
- NIELSEN A. L., HAMILTON G. C. & MATADHA D. (2008): Developmental rate estimation and life table analysis for *Halyomorpha halys* (Hemiptera: Pentatomidae). *Environmental Entomology* **37**(2): 348–355.
- NIKOLIĆ N., PILIPOVIĆ A., DREKIĆ M., KOJIĆ D., POLJAKOVIĆ-PAJNIK L., ORLOVIĆ S. & ARSENOV D. (2019): Physiological responses of Pedunculate Oak (*Quercus robur* L.) to *Corythucha arcuata* (Say, 1832) attack. *Archives of Biological Sciences* **71**(1): 167–176.
- OĞUZOĞLU Ş. & AVCI M. (2020): Türkiye’de *Leptoglossus occidentalis* Heidemann, 1910 (Hemiptera: Coreidae) üzerine biyolojik gözlemler, parazitoitleri ve yayılışına katkılar. *Ormancılık Araştırma Dergisi* **7**(1): 9–21.
- OKALI I. (1974): *Stictocephala bubalus* (Fabricius, 1794) (Homoptera, Membracidae) – eine neue Art für die Fauna der Tschechoslowakei. *Acta Rerum Naturalium Musei Nationalis Slovaca* **20**: 257–258.
- PANSA M. G., ASTEGGIANO L., COSTAMAGNA C., VITTONI G. & TAVELLA L. (2013): Primo ritrovamento di *Halyomorpha halys* nei pescheti piemontesi. *Informatore Agrario* **69**(37): 60–61.
- PAP P., DREKIĆ M., POLJAKOVIĆ-PAJNIK L., MARKOVIĆ M. & VASIĆ V. (2015): Monitoring zdravstvenog stanja šuma na teritoriji Vojvodine u 2015. godini. *Topola* **195–196**: 117–133.
- PAULIN M., HIRKA A., CSEPELÉNYI M., FÜRJES-MIKÓ Á., TENORIO-BAIGORRIA I., EÖTVÖS Cs., GÁSPÁR Cs. & CSÓKA Gy. (2021): Overwintering mortality of the Oak Lace Bug (*Corythucha arcuata*) in Hungary – a field survey. *Central European Forestry Journal* **67**(2): 108–112.
- PAULIN M., HIRKA A., EÖTVÖS Cs. B., GÁSPÁR Cs., FÜRJES-MIKÓ Á. & CSÓKA Gy. (2020a): Known and predicted impacts of the invasive Oak Lace Bug (*Corythucha arcuata*) in European oak ecosystems – a review. *Folia Oecologica* **47**(2): 131–139.
- PAULIN M., HIRKA A., MIKÓ Á., TENORIO-BAIGORRIA I., EÖTVÖS Cs., GÁSPÁR Cs. & CSÓKA Gy. (2019): Tölgycsipkésposloska – helyzetjelentés 2019 őszén. In: CSIHA I. & CSIHA S. (szerk.): *Alföldi Erdők Egyesület Kutatói Nap. Tudományos eredmények a gyakorlatban. Lakitelek 2019*. Alföldi Erdőkért Egyesület, Kecskemét: 110–119.
- PAULIN M., HIRKA A., MIKÓ Á., TENORIO-BAIGORRIA I., EÖTVÖS Cs., GÁSPÁR Cs. & CSÓKA Gy. (2020b): A tölgy-csipkésposloska Magyarországon – helyzetkép 2019 őszén. *Növényvédelem* **81**(6): 245–250.
- PÉNZES B. (2004): Újabb kártevő kabóca Magyarországon. *Kertészet és Szőlészet* **53**(35): 16–17.
- PÉNZES B. & HÁRI K. (2016): Az amerikai lepkekabóca (*Metcalfa pruinosa* Say). *Agrofórum* **27**(3): 56–60.
- PÉRICART J. (1965): Contribution a la faunistique de la Corse: Héteroptyères Miridae et Anthocoridae (Hem.). *Bulletin Mensuel de la Societe Linnéenne de Lyon* **34**(9): 377–384.

- PÉRICART J. (1998): *Hémiptères Lygaeidae euro-méditerranéens*. Volume 2. *Systématique: seconde partie. Oxycareninae, Bledionotinae, Rhyparochrominae (1)*. Fédération Française des Sociétés de Sciences Naturelles, Paris. /*Faune de France et régions limitrophes* 84 B/
- PÉRICART J. (2001): Family Lygaeidae Schilling, 1829 – Seed-bugs. In: AUKEMA B. & RIEGER C. (eds.): *Catalogue of the Heteroptera of the Palaearctic Region*. Volume 4. *Pentatomomorpha I*. The Netherlands Entomological Society, Amsterdam: 35–220.
- PEVERIERI G. S., TALAMAS E., BON M. C., MARIANELLI L., BERNARDINELLI I., MALOSSINI G., BENVENUTO L., ROVERSI P. F. & HOELMER K. (2018): Two Asian egg parasitoids of *Halyomorpha halys* (Stål) (Hemiptera, Pentatomidae) emerge in northern Italy: *Trissolcus mitsukurii* (Ashmead) and *Trissolcus japonicus* (Ashmead) (Hymenoptera, Scelionidae). *Journal of Hymenoptera Research* **67**: 37–53.
- POLJAKOVIĆ-PAJNIK L., DREKIĆ M., PILIPOVIĆ A., NIKOLIĆ N., PAP P., VASIĆ V. & MARKOVIĆ M. (2015): Pojava velikih šteta od *Corythucha arcuata* (Say) (Heteroptera: Tingidae) u šumama hrasta u Vojvodini. In: *XIII Savetovanje o Zaštiti Bilja. Zbornik rezimeja radova. 23–26. novembar 2015. godine, Zlatibor*. Društvo za Zaštitu Bilja Srbije, Beograd: 63.
- PONCE-HERRERO L., FARINHA A. O., FERNÁNDEZ V. P., PAJARES ALONSO J. A. & ALVES SANTOS F. M. (2022): Native egg parasitoids on *Leptoglossus occidentalis* Heidemann (Hemiptera: Coreidae) in Spain: Potential biological control agents? *Journal of Applied Entomology* **146**(5): 525–538.
- PROTIĆ LJ. & STOJANOVIĆ A. (2001): *Oxycarenus lavaterae* (Fabricius, 1787) (Heteroptera: Lygaeidae) još jedna nova u entomofauni Srbije. *Zaštita Prirode* **52**(2): 61–63.
- PUTCHKOV P. V. (2013): Invasive true bugs (Heteroptera) established in Europe. *Ukrainskij Entomologičeskij Zsurnal* 2013 (2): 11–28.
- PUTTLER B., BAILEY W. C. & TRIAPITSYN S. V. (2014): Notes on distribution, host associations, and bionomics of *Erythmelus klopomor* Triapitsyn (Hymenoptera, Mymaridae), an egg parasitoid of lace bugs in Missouri, USA, with particular reference to its primary host *Corythucha arcuata* (Say) (Hemiptera, Tingidae). *Journal of Entomological and Acarological Research* **46**(1): 30–34.
- RABITSCH W. (2002): *Deraeocoris flavilinea* (A. Costa, 1862) erstmals in Österreich festgestellt (Heteroptera: Miridae). *Beiträge zur Entomofaunistik* **3**: 181–183.
- RABITSCH W. (2008): Alien true bugs of Europe (Insecta: Hemiptera: Heteroptera). *Zootaxa* **1827**(1): 1–44.
- RABITSCH W. & ADLBAUER K. (2001): Erstnachweis und bekannte Verbreitung von *Oxycarenus lavaterae* (Fabricius, 1787) in Österreich (Heteroptera: Lygaeidae). *Beiträge zur Entomofaunistik* **2**: 49–54.
- RABITSCH W. & FRIEBE G. J. (2015): From the west and from the east? First records of *Halyomorpha halys* (Stål, 1855) (Hemiptera: Heteroptera: Pentatomidae) in Vorarlberg and Vienna (Austria). *Beiträge zur Entomofaunistik* **16**: 126–129.
- RÉDEI D. & TORMA A. (2003): Occurrence of the Southern Green Stink Bug, *Nezara viridula* (Heteroptera: Pentatomidae) in Hungary. *Acta Phytopathologica et Entomologica Hungarica* **38**(3): 365–367.
- RÉDEI D. & VÉTEK G. (2005): Tömegesen károsít a vándorpoloska Budapesten. *Kertészet és Szőlészet* **54**(43): 10.
- REICHENSPERGER A. (1922): Rheinlands Hemiptera heteroptera. I. *Verhandlungen des Naturhistorischen Vereins der Preussischen Rheinlande und Westfalens* **77**: 35–77.
- RIBES J., PIÑOL J., ESPADALER X. & CAÑELLAS N. (2004a): Heterópteros de un cultivo ecológico de cítricos de Tarragona (Cataluña, NE España) (Hemiptera: Heteroptera). *Orsis* **19**: 21–35.
- RIBES J., SERRA A. & GOULA M. (2004b): *Catàleg dels heteròpters de Catalunya (Insecta, Hemiptera, Heteroptera)*. Institució Catalana d'Història Natural, Secció de Ciències Biològiques de l'Institut d'Estudis Catalans, Barcelona.
- RICE R. E., UYEMOTO J. K., OGAWA J. M. & PEMBERTON W. M. (1985): New findings on pistachio problems. *California Agriculture* **39**(1): 15–18.
- RIDGE-O'CONNOR G. E. (2001): Distribution of the Western Conifer Seed Bug, *Leptoglossus occidentalis* Heidemann (Heteroptera: Coreidae) in Connecticut and parasitism by a tachinid fly, *Trichopoda pennipes* (F.) (Diptera: Tachinidae). *Proceedings of the Entomological Society of Washington* **103**(2): 364–366.
- ROT M., DEVETAK M., CARLEVARIS B., ŽEŽLINA J. & ŽEŽLINA I. (2018): First record of Brown Marmorated Stink Bug (*Halyomorpha halys* (Stål, 1855)) (Hemiptera: Pentatomidae) in Slovenia. *Acta Entomologica Slovenica* **26**(1): 5–12.
- ROVERSI P. F., SABBATINI PEVERIERI G., MALTESE M., FURLAN P., STRONG W. B. & CALECA V. (2014): Pre-release risk assessment of the egg-parasitoid

- Gryon pennsylvanicum* for classical biological control of *Leptoglossus occidentalis*. *Journal of Applied Entomology* **138**(1–2): 27–35.
- SABBATINI PEVERIERI G., FURLAN P., SIMONI S., STRONG W. B. & ROVERSI P. F. (2012): Laboratory evaluation of *Gryon pennsylvanicum* (Ashmead) (Hymenoptera, Platygasteridae) as a biological control agent of *Leptoglossus occidentalis* Heidemann (Heteroptera, Coreidae). *Biological Control* **61**(1): 104–111.
- SALISBURY A., BARCLAY M. V. L., REID S. & HALSTEAD A. (2009): The current status of the Southern Green Shield Bug, *Nezara viridula* (Hemiptera: Pentatomidae), an introduced pest species recently established in south-east England. *British Journal of Entomology and Natural History* **22**(3): 189–194.
- SALLMANNSHOFER M., ETTE S., HINTERSTOISSER W., CECH T. L. & HOCH G. (2019): Erstnachweis der Eichennetzwanze, *Corythucha arcuata*, in Österreich. *Forstschutz Aktuell* **66**: 1–6.
- SAMIN N. & LINNAVUORI R. E. (2011): A contribution to the Tingidae (Heteroptera) from north and northwestern Iran. *Entomofauna* **32**(25): 373–380.
- SAMY O. (1969): A revision of the African species of *Oxycarenus* (Hemiptera: Lygaeidae). *Transactions of the Royal Entomological Society of London* **121**(4): 79–165.
- ŠAPINA I. & JELASKA L. Š. (2018): First report of invasive Brown Marmorated Stink Bug *Halyomorpha halys* (Stål, 1855) in Croatia. *EPPO Bulletin* **48**(1): 138–143.
- SAUNDERS G. S. (1906): *Oxycarenus lavateræ*, F., an Hemipteron infesting lime trees on Lago Maggiore. *The Entomologist's Monthly Magazine* **42**(9): 215.
- SAVVIDIS G., ZARTALLOUDIS Z. & VAPEAS G. (2009): Massive fish losses in Rainbow Trout cultures of Louros River (N.W. Greece) after strong summer rainfall. Implication of the Sycamore Lace Bug *Corythucha ciliata* (Hemiptera: Tingidae). *Bulletin of the European Association of Fish Pathologists* **29**(2): 66–72.
- SCHAFFNER J. C. (1967): The occurrence of *Theognis occidentalis* in the midwestern United States (Heteroptera: Coreidae). *Journal of the Kansas Entomological Society* **40**(2): 141–142.
- SCHEDL W. (1991): Invasion der Amerikanischen Büffelzikade (*Stictocephala bisonia* Kopp und Yonke, 1977) nach Österreich (Homoptera, Auchenorrhyncha, Membracidae). *Anzeiger für Schädlingskunde, Pflanzenschutz, Umweltschutz* **64**(1): 9–13.
- SCHMITZ G. (1986): Captures „insolites” d'hétéroptères. *Bulletin and Annales de la Société Royale Belge d'Entomologie* **122**(1–3): 33–38.
- SCHOUTEDEN H. (1912): Les Hémiptères parasites des Cotonniers en Afrique. *Revue Zoologique Africaine* **1**(3): 297–321.
- ŠEAT J. (2015): *Halyomorpha halys* (Stål, 1855) (Heteroptera: Pentatomidae) a new invasive species in Serbia. *Acta Entomologica Serbica* **20**: 167–171.
- SELJAK G. (2002): Non-European Auchenorrhyncha (Hemiptera) and their geographical distribution in Slovenia. *Acta Entomologica Slovenica* **10**(1): 97–102.
- SEWARD E. A., VOTÝPKA J., KMENT P., LUKEŠ J. & KELLY S. (2017): Description of *Phytomonas oxycareni* n. sp. from the salivary glands of *Oxycarenus lavateræ*. *Protist* **168**: 71–79.
- SIMOV N., LANGOUROV M., GROZEVA S. & GRADINAROV D. (2012): New and interesting records of alien and native true bugs (Hemiptera: Heteroptera) from Bulgaria. *Acta Zoologica Bulgarica* **64**(3): 241–252.
- SOTIROVSKI K., SREBROVA K. & NACHESKI S. (2019): First records of the Oak Lace Bug *Corythucha arcuata* (Say, 1832) (Hemiptera: Tingidae) in North Macedonia. *Acta Entomologica Slovenica* **27**(2): 91–98.
- SOULIOTIS C., PAPANIKOLAOU N. E., PAPACHRISTOS D. & FATOUROS N. (2008): Host plants of the planthopper *Metcalfa pruinosa* (Say) (Hemiptera: Flatidae) and observations on its phenology in Greece. *Hellenic Plant Protection Journal* **1**: 39–41.
- SÖNMEZ E., DEMIRBAĞ Z. & DEMİR İ. (2016): Pathogenicity of selected entomopathogenic fungal isolates against the Oak Lace Bug, *Corythucha arcuata* Say. (Hemiptera: Tingidae), under controlled conditions. *Turkish Journal of Agriculture and Forestry* **40**: 715–722.
- STÅL C. (1872): *Enumeratio Hemipterorum. Bidrag till en förteckning öfver alla hittills kända Hemiptera, jemte systematiska meddelanden*. 2. P. A. Norstedt & Söner, Stockholm. /Kongliga Svenska Vetenskaps-Akademiens Handlingar Bandet 10. No 4./
- STREITO J.-C., BALMÈS V., AVERSENQ P., WEILL P., CHAPIN E., CLÉMENT M. & PIEDNOIR F. (2018): *Corythucha arcuata* (Say, 1832) et *Stephanitis lauri* Rietschel, 2014, deux espèces invasives nouvelles pour la faune de France (Hemiptera, Tingidae). *L'Entomologiste* **74**: 133–136.

- ŚWIERCZEWSKI D. & STROIŃSKI A. (2011): The first record of the Nearctic treehopper *Stictocephala bisonia* in Poland (Hemiptera: Cicadomorpha: Membracidae) with some comments on this potential pest. *Polish Journal of Entomology* **80**(1): 13–22.
- SZÖLLÖSI-TÓTH P., KORÁNYI D. & VÉTEK G. (2017): First record of *Neodryinus typhlocybae* in Hungary (Hymenoptera: Dryinidae). *Folia Entomologica Hungarica* **78**: 97–100.
- SZŐNYI L. (1962): Adatok néhány fafaj vastagsági növekedéséhez. *Az Erdő* **97**(7): 289–300.
- TAMANINI L. (1981): *Gli eterotteri della Basilicata e della Calabria (Italia meridionale) (Hemiptera, Heteroptera)*. Museo Civico di Storia Naturale, Verona. /Memorie del Museo Civico di Storia Naturale di Verona Ser. 2. A 3./
- TASZAKOWSKIA., WALCZAK M., MORAWSKI M. & BARAN B. (2015): Piewiki (Hemiptera: Fulgoromorpha et Cicadomorpha) Beskidu Wschodniego. *Acta Entomologica Silesiana* **23**: 83–96.
- TESCARI G. (2001): *Leptoglossus occidentalis*, coreide neartico rinvenuto in Italia – (Heteroptera, Coreidae). *Lavori – Società Veneziana di Scienze Naturali* **26**: 3–5.
- TESCARI G. (2004): First record of *Leptoglossus occidentalis* (Heteroptera: Coreidae) in Croatia. *Entomologia Croatica* **8**(1–2): 73–75.
- TUBA K., HORVÁTH B. & LAKATOS F. (2012): *Inváziós rovarok fás növényeken*. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron.
- UVAROV B. P. (1939): An American Membracid in Jugoslavia (Hemiptera). *Proceedings of the Royal Entomological Society of London. Series A. General Entomology* **14**(2–3): 48.
- UYEMOTO J. K., OGAWA J. M., RICE R. E., TERANISHI H. R., BOSTOCK R. M. & PEMBERTON W. M. (1986): Role of several true bugs (Hemiptera) on incidence and seasonal development of pistachio fruit epicarp lesion disorder. *Journal of Economic Entomology* **79**(2): 395–399.
- VAN DER HEYDEN T. (2019a): First record of *Leptoglossus occidentalis* Heidemann (Heteroptera: Coreidae: Coreinae: Anisoscelini) in Costa Rica. *Revista Chilena de Entomología* **45**(1): 51–53.
- VAN DER HEYDEN T. (2019b): *Leptoglossus occidentalis* Heidemann (Heteroptera: Coreidae: Coreinae: Anisoscelini) in Israel. *Revista Chilena de Entomología* **45**(3): 435–437.
- VAN DER HEYDEN T. & FAÚNDEZ E. I. (2020): First records of *Leptoglossus occidentalis* Heidemann, 1910 (Hemiptera: Heteroptera: Coreidae) in Brazil and South Africa. *Boletín del Museo Nacional de Historia Natural del Paraguay* **24**(1): 28–30.
- VAN LENTEREN J. C., BABENDREIER D., BIGLER F., BURGIO G., HOKKANEN H. M. T., KUSKE S., LOOMANS A. J. M., MENZLER-HOKKANEN I., VAN RIJN P. C. J., THOMAS M. B., TOMMASINI M. G. & ZHENG Q.-Q. (2003): Environmental risk assessment of exotic natural enemies used in inundative biological control. *BioControl* **48**(1): 3–38.
- VARGA Á., KORÁNYI D., HALTRICH A. & MARKÓ V. (2014): First record of *Deraeocoris flavilinea* in Hungary (Heteroptera, Miridae: Deraeocorinae). *Folia Entomologica Hungarica* **75**: 9–13.
- VÁSÁRHELYI T. (1983): *Poloskák III. – Heteroptera III*. Akadémiai Kiadó, Budapest. /Magyarország állatvilága – Fauna Hungariae XVII. kötet 3. füzet/
- VELIMIROVIĆ V., DUROVIĆ Z. & RAIČEVIĆ M. (1992): Bug *Oxycarenus lavaterae* Fabricius (Lygaeidae, Heteroptera) new pest on lindens on southern part of Montenegro. *Zaštita Bilja* **43**(1): 69–72.
- VÉTEK G. (2020): A lepkekabóca-ollósdarázs magyarországi térhódítása. *Mezőhír* **24**(6): 52–55.
- VÉTEK G. & KORÁNYI D. (2017): Severe damage to vegetables by the invasive Brown Marmorated Stink Bug, *Halyomorpha halys* (Hemiptera: Pentatomidae), in Hungary. *Periodicum Biologorum* **119**(2): 131–135.
- VÉTEK G. & RÉDEI D. (2014): First record of the Southern Green Stink Bug, *Nezara viridula*, from Slovakia (Hemiptera: Heteroptera: Pentatomidae). *Klapalekiana* **50**: 241–245.
- VÉTEK G., KÁROLYI B., MÉSZÁROS Á., HORVÁTH D. & KORÁNYI D. (2018): The invasive Brown Marmorated Stink Bug (*Halyomorpha halys*) is now widespread in Hungary. *Entomologia Generalis* **38**(1): 3–14.
- VÉTEK G., KORÁNYI D., MEZŐFI L., BODOR J., PÉNZES B. & OLMÍ M. (2019): *Neodryinus typhlocybae*, a biological control agent of *Metcalfa pruinosa*, spreading in Hungary and reaching Slovakia. *Bulletin of Insectology* **72**(1): 1–11.
- VÉTEK G., PAPP V., HALTRICH A. & RÉDEI D. (2014): First record of the Brown Marmorated Stink Bug, *Halyomorpha halys* (Hemiptera: Heteroptera: Pentatomidae), in Hungary, with description of the genitalia of both sexes. *Zootaxa* **3780**(1): 194–200.
- VIGGIANI G. (1971): Osservazioni biologiche sul miride predatore *Deraeocoris ruber* (L.) (Rhynchota, Heteroptera). *Bollettino del Laboratorio di Entomologia Agraria „Filippo Silvestri”* **29**: 270–286.

- WACHMANN E., MELBER A. & DECKERT J. (2004): *Wanzen*. Band 2. *Cimicomorpha*. Teil 2. *Microphysidae* (Flechtenwanzen), *Miridae* (Weichwanzen). Goecke & Evers, Keltern. /Die Tierwelt Deutschlands 75./
- WAGNER E. (1971): Die Miridae Hahn, 1831, des Mittelmeerraumes und der Makaronesischen Inseln (Hemiptera, Heteroptera). Teil. 1. *Entomologische Abhandlungen* 37 (Suppl.): i–iii, 1–484.
- WALCZAK M., BROŻEK J., JUNKIERT Ł., KALANDYK-KOŁODZIEJCZYK M., MUSIK K., KASZYCA N., ŁAZUKA A. & GIERLASIŃSKI G. (2018): *Stictocephala bisonia* Kopp et Yonke, 1977 (Hemiptera: Cicadomorpha, Membracidae) in Poland. *Annals of the Upper Silesian Museum in Bytom, Entomology* 27(online 010): 1–13.
- WANG H.-J. & LIU G.-Q. (2005): Hemiptera: Scutelleridae, Tessaratomidae, Dinindoridae and Pentatomidae. In: TANG K.-K. (ed.): *Insect fauna of middle-west Quinling Range and south mountains of Gansu Province*. China Science and Technology Press, Beijing: 279–292.
- WERMELINGER B., WYNIGER D. & FORSTER B. (2005): Massenaufreten und erster Nachweis von *Oxycarenus lavaterae* (F.) (Heteroptera, Lygaeidae) auf der Schweizer Alpennordseite. *Mitteilungen der Schweizerischen Entomologischen Gesellschaft* 78(3–4): 311–316.
- WERMELINGER B., WYNIGER D. & FORSTER B. (2008): First records of an invasive bug in Europe: *Halyomorpha halys* Stål (Heteroptera: Pentatomidae), a new pest on woody ornamentals and fruit trees? *Mitteilungen der Schweizerischen Entomologischen Gesellschaft* 81(1–2): 1–8.
- WERNER D. J. (2005): *Nezara viridula* (Linnaeus, 1758) in Köln und in Deutschland (Heteroptera, Pentatomidae). *Heteropteron* 21: 29–31.
- YOTHERS M. A. (1934): *Biology and control of tree hoppers injurious to fruit trees in the Pacific Northwest*. United States Department of Agriculture, Washington. /Technical Bulletin 40./
- YUKAWA J., KIRITANI K., GYOUTOKU N., UECHI N., YAMAGUCHI D. & KAMITANI S. (2007): Distribution range shift of two allied species, *Nezara viridula* and *N. antennata* (Hemiptera: Pentatomidae), in Japan, possibly due to global warming. *Applied Entomology and Zoology* 42(2): 205–215.
- ZANGHERI S. & DONADINI P. (1980): Comparsa nel Veneto di un Omottero nearctico: *Metcalfa pruinosa* Say (Homoptera, Flatidae). *Redia* 63: 301–305.
- ZHU G.-P., RÉDEI D., KMENT P. & BU W.-J. (2014): Effect of geographic background and equilibrium state on niche model transferability: predicting areas of invasion of *Leptoglossus occidentalis*. *Biological Invasions* 16(5): 1069–1081.
- ZHU W. B. (2010): Exotic coreid bugs introduced into China. In: *Proceedings of the 4th meeting of the International Heteropterist's Society*. Nankai University, Tianjin, China, July 12–17, 2010. Nankai University, Tianjin: 71.
- ZÚBRIK M., GUBKA A., RELI S., KUNCA A., VAKULA J., GALKO J., NIKOLOV C. & LEONTOVYČ R. (2019): First record of *Corythucha arcuata* in Slovakia – Short Communication. *Plant Protection Science* 55(2): 129–133.

BOGARAK – Coleoptera

- AGRICULTURAL RESEARCH SERVICE (1982): *Controlling the Japanese Beetle*. Slightly revised. United States Department of Agriculture, *sine loco*. /Home and Garden Bulletin 159/
- ALONSO-ZARAZAGA M. A., BARRIOS H., BOROVEC R., BOUCHARD P., CALDARA R., COLONNELLI E., GÜLTEKIN L., HLAVÁČ P., KOROTYAEV B., LYAL C. H. C., MACHADO A., MEREGALLI M., PIEROTTI H., REN L., SÁNCHEZ-RUIZ M., SFORZI A., SILFVERBERG H., SKUHROVEC J., TRÝZNA M., VELÁZQUEZ DE CASTRO A. J. & YUNAKOV N. N. (2017): *Cooperative catalogue of Palaearctic Coleoptera Curculionoidea*. Sociedad Entomológica Aragonesa S.E.A., Zaragoza. /Monografías electrónicas SEA 8./
- BALACHOWSKY A. (1949): *Faune de France*. 50. *Coléoptères Scolytides*. Librairie de la Faculté des Sciences, Paris.
- BARANCHIKOV Y., MOZOLEVSKAYA E., YURCHENKO G. & KENIS M. (2008): Occurrence of the Emerald Ash Borer, *Agrilus planipennis* in

- Russia and its potential impact on European forestry. *EPPO Bulletin* **38**(2): 233–238.
- BARANCSIKOV JU. N., SZERAJA L. G. & GRINAS M. N. (2014): Vsze vidi jevropejszkih jaszenej nyeusztojcsivi k uzkoteloj zlatke *Agrilus planipennis* Fairmaire (Coleoptera: Buprestidae) – dalnyevozstocsnomu invajderu. *Szibirszkij Lesznoj Zsurnal* 2014 (6): 80–85.
- BATRA L. R. (1967): Ambrosia fungi: A taxonomic revision, and nutritional studies of some species. *Mycologia* **59**(6): 976–1017.
- BEAVER R. A. & LIU L. Y. (2010): An annotated synopsis of Taiwanese bark and ambrosia beetles, with new synonymy, new combinations and new records (Coleoptera: Curculionidae: Scolytinae). *Zootaxa* **2602**: 1–47.
- BJÖRKLUND N. & BOBERG J. (2017): *Rapid pest risk analysis Xylosandrus germanus*. Swedish University of Agricultural Sciences, Unit for Risk Assessment of Plant Pests, Uppsala.
- BORCHERT D. M., MAGAREY R. D. & FOWLER G. A. (2003): *Pest assessment: Japanese Beetle, Popillia japonica Newman, (Coleoptera: Scarabaeidae)*. USDA – APHIS – PPQ – CPHST – PERAL / NCSU.
- BORDON J. H., HANDLEY J. R., MCLEAN J. A., SILVERSTEIN R. M., CHONG L., SLESSOR K. N., JOHNSTON B. D. & SCHULER H. R. (1980): Enantiomer-based specificity in pheromone communication by two sympatric *Gnathotrichus* species (Coleoptera: Scolytidae). *Journal of Chemical Ecology* **6**(2): 445–456.
- BOUGET C. & NOBLECOURT T. (2005): Short-term development of Ambrosia and Bark Beetle assemblages following a windstorm in French broadleaved temperate forests. *Journal of Applied Entomology* **129**(6): 300–310.
- BROWN P. M. J., ADRIAENS T., BATHON H., CUPPEN J., GOLDARAZENA A., HÄGG T., KENIS M., KLAUSNITZER B. E. M., KOVÁŘ I., LOOMANS A. J. M., MAJERUS M. E. N., NEDVED O., PEDERSEN J., RABITSCH W., ROY H. E., TERNOIS V., ZAKHAROV I. A. & ROY D. B. (2008): *Harmonia axyridis* in Europe: spread and distribution of a non-native coccinellid. *BioControl* **53**(1): 5–21.
- BROWN P. M. J., THOMAS C. E., LOMBAERT E., JEFFRIES D. L., ESTOUP A. & HANDLEY L.-J. L. (2011): The global spread of *Harmonia axyridis* (Coleoptera: Coccinellidae): distribution, dispersal and routes of invasion. *BioControl* **56**(4): 623–641.
- BUCHANAN W. D. (1940): Ambrosia Beetle, *Xylosandrus germanus*, transmits Dutch elm disease under controlled conditions. *Journal of Economic Entomology* **33**(5): 819–820.
- BUSSLER H., BOUGET C., BRUSTEL H., BRÄNDLE M., RIEDINGER V., BRANDL R. & MÜLLER J. (2011): Abundance and pest classification of scolytid species (Coleoptera: Curculionidae, Scolytinae) follow different patterns. *Forest Ecology and Management* **262**(9): 1887–1894.
- BYRNE K. J., SWIGAR A. A., SILVERSTEIN R. M., BORDEN J. H. & STOKKINK E. (1974): Sulcatol: population aggregation pheromone in the scolytid beetle, *Gnathotrichus sulcatus*. *Journal of Insect Physiology* **20**(10): 1895–1900.
- CAMPBELL J. M., SARAZIN M. J. & LYONS B. (1989): *Canadian beetles (Coleoptera) injurious to crops, ornamentals, stored products, and buildings*. Research Branch, Agricultural Canada, Ottawa.
- CIAMPITTI M., BERTOGLIO M., CAVAGNA B., SUSS L. & BIANCHI A. (2016): Prime esperienze di difesa contro *Popillia japonica*. *L'Informatore Agrario* 2016 (47): 58–60.
- COCQUEMPOT C. & LINDELÖW Å. (2010): Longhorn beetles (Coleoptera, Cerambycidae). Chapter 8.1. In: ROQUES A., KENIS M., LEES D., LOPEZ-VAAMONDE C., RABITSCH W., RASPLUS J.-Y. & ROY D. B. (eds.): *Alien terrestrial arthropods of Europe*. Pensoft, Sofia – Moscow: 193–218.
- CSÓKA GY. & AMBRUS A. (2016): Erdei fa- és cserjefajok szerepe a herbivor rovarok fajgazdagságának fenntartásában. In: KORDA M. (szerk.): *Az erdőgazdálkodás hatása az erdők biológiai sokféleségére. Tanulmánygyűjtemény*. Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest: 155–192.
- CSÓKA GY. & HIRKA A. (2016): Az ázsiai lombfacincér (*Anoplophora glabripennis*). *Agrofórum* **27**(7): 45–49.
- CSÓKA GY. & KOVÁCS T. (1999): *Xilofág rovarok*. Erdészeti Tudományos Intézet – Agroinform Kiadó, Budapest.
- CSÓKA GY., HIRKA A., KOLTAY A. & KOLOZS L. (2013): *Erdőkárok. Képes útmutató*. NÉBIH Erdészeti Igazgatósága – Erdészeti Tudományos Intézet, Budapest.
- DANCSHÁZY Zs. (2019): A kőrisrontó karcsúdíszbogár (*Agrilus planipennis*) terjedésének nemzetközi tapasztalatai, lehetőségek az európai kőrisek hosszú távú védelmére. *Növényvédelem* **80**(4): 145–156.
- DICKERSON E. L. & WEISS H. B. (1918): *Popillia japonica* Newm., a recently introduced Japanese pest. *The Canadian Entomologist* **50**(7): 217–221.
- DONOVAN G. H., BUTRY D. T., MICHAEL Y. L., PRESTEMON J. P., LIEBHOLD A. M., GATZIOLIS D. & MAO M. Y. (2013): The relationship

- between trees and human health. Evidence from the spread of the Emerald Ash Borer. *American Journal of Preventive Medicine* **44**(2): 139–145.
- DROGVALENKO A. N., ORLOVA-BIENKOWSKAJA M. J. & BIEŃKOWSKI A. O. (2019): Record of the Emerald Ash Borer (*Agrilus planipennis*) in Ukraine is confirmed. *Insects* **10**(10): 338.
- EPPO (2006): *Popillia japonica*. EPPO Bulletin 50(1): 88–98.
- EPPO (2022): *Popillia japonica*. EPPO datasheets on pests recommended for regulation. – <https://gd.eppo.int>
- EPPO REPORTING SERVICE (2014): First report of *Popillia japonica* in Italy. In: *EPPO Global Database*. EPPO Reporting Service No. 10. – 2014. Num. article 2014/179. – <https://gd.eppo.int/reporting/article-3272>
- EPPO REPORTING SERVICE (2017): First report of *Popillia japonica* in Switzerland. In: *EPPO Global Database*. EPPO Reporting Service No. 09. – 2017. Num. article 2017/160. – <https://gd.eppo.int/reporting/article-6128>
- FACCOLI M. & FAVARO R. (2016): Host preference and host colonisation of the Asian Long-horned Beetle, *Anoplophora glabripennis* (Coleoptera Cerambycidae), in Southern Europe. *Bulletin of Entomological Research* **106**(3): 359–367.
- FACCOLI M. & GATTO P. (2016): Analysis of costs and benefits of Asian Longhorn Beetle eradication in Italy. *Forestry* **89**(3): 301–309.
- FAVARO M., BATTISTI A. & FACCOLI M. (2013): Dating *Anoplophora glabripennis* introduction in North-East Italy by growth-ring analysis. *Journal of Entomological and Acarological Research* **4** (Supplement 1): 34–35.
- FIALA T., HOLUŠA J., PROCHÁZKA J., ČÍŽEK L., DZURENKO M., FOIT J., GALKO J., KAŠÁK J., KULFAN J., LAKATOS F., NAKLÁDAL O., SCHLAGHAMERSKY J., SVATOŠ M., TROMBIK J., ZÁBRANSKY P., ZACH P. & KULA E. (2020): *Xylosandrus germanus* in Central Europe: Spread into and within the Czech Republic. *Journal of Applied Entomology* **144**(6): 423–433.
- FLEMING W. E. (1972): *Biology of the Japanese Beetle*. Agricultural Research Service, United States Department of Agriculture, Washington. / Technical Bulletin No. 1449/
- FLØ D., KROKENE P. & ØKLAND B. (2015): Invasion potential of *Agrilus planipennis* and other *Agrilus* beetles in Europe: import pathways of deciduous wood chips and MaxEnt analyses of potential distribution areas. *EPPO Bulletin* **45**(2): 259–268.
- GALKO J., DZURENKO M., RANGER C. M., KULFAN J., KULA E., NIKOLOV C., ZÚBRIK M. & ZACH P. (2019): Distribution, habitat preference, and management of the invasive Ambrosia Beetle *Xylosandrus germanus* (Coleoptera: Curculionidae, Scolytinae) in European forests with an emphasis on the West Carpathians. In: AVTZIS D. N. & WEGENSTEINER R. (eds.): *Forest insects and pathogens in a changing environment: ecology, monitoring & genetics (IUFRO Joint Meeting of WP7.03.05 & 7.03.10)*. MDPI, Basel: 32–49.
- GASKÓ B. (1998): Cincérek a Maros-parton. A Maros ártérről előkerült Kárpát-medencére nézve új cincér (Coleoptera Cerambycidae) fajok. In: Halmágyi P. (szerk.): *Tanulmányok. Tóth Ferenc köszöntése*. Csongrád Megyei Múzeumok Igazgatósága, Szeged – Makó: 165–182.
- GRAF E. & MANSER P. (2000): Beitrag zum eingeschleppten Schwarzen Nutzholzborkenkäfer *Xylosandrus germanus*. Biologie und Schadenpotential an im Wald gelagertem Rundholz im Vergleich zu *Xyloterus lineatus* und *Hylecoetus dermestoides*. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* **151**(8): 271–281.
- GROSCHKE F. (1952): Der „schwarze Nutzholzborkenkäfer“, *Xylosandrus germanus* Blandf., ein neuer Schädling in Deutschland. *Zeitschrift für Angewandte Entomologie* **34**(2): 297–302.
- HAACK R. A., LAW K. R., MASTRO V. C. (1997): New York's battle with the Asian Long-horned Beetle. *Journal of Forestry* **95**(12): 11–15.
- HAMILTON R. M. (2003): *Remote sensing and GIS studies on the spatial distribution and management of Japanese Beetle adults and grubs*. PhD Dissertation. Purdue University, West Lafayette (Indiana).
- HEGYESSY G. & KUTASI Cs. (2010): *Trichoferus* species new to Hungary (Coleoptera: Cerambycidae). *Folia Entomologica Hungarica* **71**: 35–41.
- HELBIG C. & MÜLLER M. (2018): Asian Longhorned Beetle (*Anoplophora glabripennis*) from a forest health point of view. *Mitteilungen der Deutschen Gesellschaft für Allgemeine und Angewandte Entomologie* **21**: 329–330.
- HELD B. W., SIMETO S., RAJTAR N. N., COTTON A. J., SHOWALTER D. N., BUSHLEY K. E. & BLANCHETTE R. A. (2021): Fungi associated with galleries of the Emerald Ash Borer. *Fungal Biology* **125**(7): 551–559.
- HERMS D. A. & McCULLOUGH D. G. (2014): Emerald Ash Borer invasion of North America: History, biology, ecology, impacts, and management. *Annual Review of Entomology* **59**(1): 13–30.

- HOLZSCHUH C. (1993): Erster Nachweis des Schwarzen Nutzholzborkenkäfers (*Xylosandrus germanus*) in Österreich. *Forstschutz Aktuell* 1993 (12–13): 10.
- HORION A. (1974): *Faunistik der Mitteleuropäischen Käfer*. Band XII. *Cerambycidae – Bockkäfer*. Überlingen am Bodensee.
- HOYER-TOMICZEK U. & HOCH G. (2020): Progress in the use of detection dogs for Emerald Ash Borer monitoring. *Forestry* **93**(2): 326–330.
- HOYER-TOMICZEK U., SAUSENG G. & HOCH G. (2016): Scent detection dogs for the Asian Longhorn Beetle, *Anoplophora glabripennis*. *EPPO Bulletin* **46**(1): 148–155.
- IMREI Z., LOHONYAI ZS., CSÓKA GY., MUSKOVITS J., SZANYI SZ., VÉTEK G., FAIL J., TÓTH M. & DOMINGUE M. J. (2020): Improving trapping methods for buprestid beetles to enhance monitoring of native and invasive species. *Forestry* **93**(2): 254–264.
- IMREI Z., MATULA E., LOHONYAI ZS., CSÓKA GY., MUSKOVITS J., SZANYI SZ., VÉTEK G., BOZSIK G., FAIL J., VUTS J., DOMINGUE M. J. & TÓTH M. (2021): Csapdázási módszerfejlesztés honos és inváziós díszbogárfajok rajzáskövetésére. *Növényvédelem* **82**(3): 113–132.
- ITO M. & KAJIMURA H. (2017): Landscape-scale genetic differentiation of a mycangial fungus associated with the Ambrosia Beetle, *Xylosandrus germanus* (Blandford) (Curculionidae: Scolytinae) in Japan. *Ecology and Evolution* **7**(22): 9203–9221.
- KAMP H. J. (1968): Der „Schwarze Nutzholzborkenkäfer“ *Xylosandrus germanus* Blandf., ein Neuling der heimischen Insektenfauna. *Entomologische Blätter* **64**: 31–39.
- KASZAB Z. (1971): *Cincérek – Cerambycidae*. Akadémiai Kiadó, Budapest. /Magyarország állatvilága – Fauna Hungariae IX. kötet 5. füzet/
- KENIS M., ROY H. E., ZINDEL R. & MAJERUS M. E. N. (2008): Current and potential management strategies against *Harmonia axyridis*. *BioControl* **53**(1): 235–252.
- KESZTHELYI S. (2021): Red-Headed Ash Borer *Neoclytus acuminatus acuminatus* (Fabricius) (Coleoptera: Cerambycidae): the global distribution, current spreading and the seasonal activity depending on its different habitats. *Journal of Plant Diseases and Protection* **128**(5): 1187–1199.
- KIRKENDALL L. R. & FACCOLI M. (2010): Bark beetles and pinhole borers (Curculionidae, Scolytinae, Platypodinae) alien to Europe. *ZooKeys* **56**: 227–251.
- KLAUSNITZER B. (1978): *Ordnung Coleoptera (Larven)*. Akademie-Verlag – W. Junk, Berlin – The Hague. /Bestimmungsbücher zur Boden-Fauna Europas 10./
- KOVACS K. F., MERCADER R. J., HAIGHT R. G., SIEGERT N. W., MCCULLOUGH D. G. & LIEBHOLD A. M. (2011): The influence of satellite populations of Emerald Ash Borer on projected economic costs in U.S. communities, 2010–2020. *Journal of Environment Management* **92**(9): 2170–2181.
- KOVÁCS T. (2010): A *Chlorophorus annularis* (Fabricius, 1787) Magyarországon (Coleoptera: Cerambycidae). *Folia Historico Naturalia Musei Matraensis* **34**: 131–132.
- KOVÁCS T. & GEBEL L. (2021): Ritka éstermészetvédelmi szempontból jelentős bogarak (Coleoptera) a Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság működési területéről. *Folia Historico-naturalia Musei Matraensis* **44**: 103–135.
- KOVÁCS T. & HEGYESSY G. (1992): Új és ritka fajok Magyarország cincérfaunájában (Coleoptera, Cerambycidae). *Folia Historico-naturalia Musei Matraensis* **17**: 181–188.
- LAKATOS F. (2019): Honos, behurcolt és várható, a fatestben fejlődő szúfajok Magyarországon. *Növényvédelem* **80**(12): 523–535.
- LAKATOS F. & KAJIMURA H. (2007): Occurrence of the introduced *Xylosandrus germanus* (Blandford, 1894) in Hungary – a genetic evidence (Coleoptera: Scolytidae). *Folia Entomologica Hungarica* **68**: 97–104.
- LINDELL C. A., MCCULLOUGH D. G., CAPPAERT D., APOSTOLOU N. M. & ROTH M. B. (2008): Factors influencing woodpecker predation on Emerald Ash Borer. *American Midland Naturalist* **159**(2): 434–444.
- LINGAFELTER S. W. & HOEBKE E. R. (2002): *Revision of the Genus Anoplophora (Coleoptera: Cerambycidae)*. The Entomological Society of Washington, Washington.
- MAKSYMOW J. K. (1987): Erstmaliger Massenbefall des schwarzen Nutzholzborkenkäfers, *Xylosandrus germanus* Blandf., in der Schweiz. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* **138**(3), 215–227.
- MARIANELLI L., PAOLI F., SABBATINI PEVERIERI G., BENVENUTI C., BARZANTI G. P., BOSIO G., VENANZIO D. GIACOMETTO E. & ROVERSI P. F. (2018): Long-lasting insecticide-treated nets: a new integrated pest management approach for *Popillia japonica* (Coleoptera: Scarabaeidae).

- Integrated Environmental Assessment and Management* **15**(2): 259–265.
- MARKÓ V. (2016): A harlekinkatica (*Harmonia axyridis*). *Agrofórum* **27**(10): 56–61.
- MARKÓ V. & POZSGAI G. (2009): A harlekinkatica (*Harmonia axyridis* Pallas, 1773) (Coleoptera, Coccinellidae) elterjedése Magyarországon és megjelenése Romániában és Ukrajnában. *Növényvédelem* **45**(9): 481–492.
- MARTINS A. & SIMÕES N. (1985): Population dynamics of the Japanese Beetle (Coleoptera: Scarabaeidae) in Terceira Island – Azores. *Arquipélago* **6**: 57–62.
- MARTINS A. & SIMÕES N. (1988): Suppression of the Japanese Beetle in the Azores: an ecological approach. *Ecological Bulletins* **39**: 99–100.
- MAZUR A., WITKOWSKI R., GÓRAL J. & ROGOWSKI G. (2018): Occurrence of *Gnathotrichus materiarius* (Fitch, 1858) (Coleoptera, Curculionidae, Scolytinae) in south-western Poland. *Folia Forestalia Polonica, Series A – Forestry* **60**(3): 154–160.
- MAZZA G., PAOLI F., STRANGI A., TORRINI G., MARIANELLI L., SABBATINI PEVERIERI G., BINAZZI F., BOSIO G., SACCHI S., BENVENUTI C., VENANZIO D., GIACOMETTO E., ROVERSI P. F. & POINAR G. O. (2017): *Hexameris popilliae* n. sp. (Nematoda: Mermithidae) parasitizing the Japanese Beetle *Popillia japonica* Newman (Coleoptera: Scarabaeidae) in Italy. *Systematic Parasitology* **94**(8): 915–926.
- MERKL O. (2008): A harlekinkatica (*Harmonia axyridis* Pallas) Magyarországon (Coleoptera: Coccinellidae). *Növényvédelem* **44**(5): 239–242.
- MERKL O. & VIG K. (2009): *Bogarak a pannon régióban*. Vas Megyei Múzeumok Igazgatósága – B. K. L. Kiadó – Magyar Természettudományi Múzeum, Szombathely.
- METCALF R. L. & METCALF R. A. (1993): *Destructive and useful insects. Their habits and control*. 5th edition, McGraw-Hill, New York.
- MEZŐFI L. & KORÁNYI D. (2017): A harlekinkatica (*Harmonia axyridis* Pallas 1773) színváltozatai Magyarországon és polimorfizmusának ökológiai vonatkozásai. *Növényvédelem* **78**(5): 193–205.
- ORLOVA-BIENKOWSKAJA M. J. (2015): Cascading ecological effects caused by the establishment of the Emerald Ash Borer *Agrilus planipennis* (Coleoptera: Buprestidae) in European Russia. *European Journal of Entomology* **112**(4): 778–789.
- ORLOVA-BIENKOWSKAJA M. J., DROGVALENKO A. N., ZABALUEV I. A., SAZHNEV A. S., PEREGUDOVA E. Y., MAZUROV S. G., KOMAROV E. V., STRUCHAEV V. V., MARTYNOV V. V., NIKULINA T. V. & BIEŃKOWSKI A. O. (2020): Current range of *Agrilus planipennis* Fairmaire, an alien pest of ash trees, in European Russia and Ukraine. *Annals of Forest Science* **77**(2): 29.
- PAOLI F., MARIANELLI L., BINAZZI F., MAZZA G., BENVENUTI C., SABBATINI PEVERIERI G., BOSIO G., VENANZIO D., GIACOMETTO E., KLEIN M. & ROVERSI P. F. (2017): Effectiveness of different doses of *Heterorhabditis bacteriophora* against *Popillia japonica* 3rd instars: laboratory evaluation and field application. *Redia* **100**: 135–138.
- PAVESI M. (2014): *Popillia japonica* specie aliena invasiva segnalata in Lombardia. *L'Informatore Agrario* 2014 (32): 53–55.
- PETTY B. M., JOHNSON D. T. & STEINKRAUS D. C. (2015): Changes in abundance of larvae and adults of *Popillia japonica* (Coleoptera: Scarabaeidae: Rutelinae) and other white grub species in Northwest Arkansas their relation to regional temperatures. *Florida Entomologist* **98**(3): 1006–1008.
- PFEFFER A. (1995): *Zentral- und westpaläarktische Borken- und Kernkäfer (Coleoptera: Scolytidae, Platypididae)*. Pro Entomologia – Naturhistorisches Museum, Basel.
- PLOETZ R. C., HULCR J., WINGFIELD M. J. & DE BEER Z. W. (2013): Destructive tree diseases associated with ambrosia and bark beetles: Black Swan events in tree pathology? *Plant Disease* **95**(7): 856–872.
- POSTNER M. (1974): Scolytidae (Ipidae), Borkenkäfer. In: SCHWENKE W. (Hrsg.): *Die Forstschädlinge Europas. Ein Handbuch in fünf Bänden*. 2. Band. Käfer. Verlag Paul Parey, Hamburg – Berlin: 334–482.
- POTTER D. A. & HELD D. W. (2002): Biology and management of the Japanese Beetle. *Annual Review of Entomology* **47**: 175–205.
- RABAGLIA R. J., DOLE S. A. & COGNATO A. I. (2006): Review of American Xyleborina (Coleoptera: Curculionidae: Scolytinae) occurring north of Mexico, with an illustrated key. *Annals of the Entomological Society of America* **99**(6): 1034–1056.
- REDING M. E., RANGER C. M., SAMPSON B. J., WERLE C. T., OLIVER J. B. & SCHULTZ P. B. (2015): Movement of *Xylosandrus germanus* (Coleoptera: Curculionidae) in ornamental nurseries and surrounding habitats. *Journal of Economic Entomology* **108**(4): 1947–1953.
- SAUVARD D., BRANCO M., LAKATOS F., FACCOLI M. & KIRKENDALL L. R. (2010): Weevils and bark beetles (Coleoptera, Curculionoidea). In: ROQUES A., KENIS M., LEES D., LOPEZ-VAAMONDE C., RABITSCH W., RASPLUS J.-Y. &

- ROY D. B. (eds.): *Alien terrestrial arthropods of Europe*. Pensoft Publishers, Sofia – Moscow: 219–266.
- SIM R. J. (1934): *Characters useful in distinguishing larvae of Popillia japonica and other introduced Scarabaeidae from native species*. United States Department of Agriculture, Washington. / Circular No. 334/
- SIMÕES N. & MARTINS A. (1985): Life cycle of *Popillia japonica* Newman (Coleoptera: Scarabaeidae) in Terceira Island – Azores. *Arquipélago* **6**: 173–179.
- SIMÕES N., LAUMOND C. & BONIFASSI E. (1993): Effectiveness of *Steinernema* spp. and *Heterorhabditis bacteriophora* against *Popillia japonica* in the Azores. *Journal of Nematology* **25**(3): 480–485.
- STRAW N. A., FIELDING N. J., TILBURY C., WILLIAMS D. T. & CULL T. (2016): History and development of an isolated outbreak of Asian Longhorn Beetle *Anoplophora glabripennis* (Coleoptera: Cerambycidae) in southern England. *Agricultural and Forest Entomology* **18**(3): 280–293.
- SWITZER P. V. & CUMMING R. M. (2014): Effectiveness of hand removal for small-scale management of Japanese Beetles (Coleoptera Scarabaeidae). *Journal of Economic Entomology* **107**(1): 293–298.
- SZEŐKE K. & HEGYI T. (2002): A szőlő új kártevője az amerikai darázscincér (*Neoclytus acuminatus* Olivier). *Növényvédelem* **38**(5): 268–269.
- TOMICZEK C. (2001): First occurrence of the “Asian Longhorned Beetle” in Europe. – <http://fbv.forvie.ac.at/400/1517.html>
- TRASER GY. (1996): Egy ritka cincér faj előfordulása a Duna-ártéren. *Erdészeti Lapok* **131**(11): 344.
- TUBA K., BALOGH K., VÖRÖS-TORMA SZ., JAKAB J. & KELEMEN G. (2021): Magas kórisések (*Fraxinus excelsior* L.) újabb erdővédelmi problémái. *Növényvédelem* **82**(12): 511–520.
- TUBA K., HORVÁTH B. & LAKATOS F. (2012): *Inváziós rovarok fás növényeken*. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron.
- TUNCER C., KUSHIYEV R., ERPER I., OZDEMIR I. O. & SARUHAN I. (2019): Efficacy of native isolates of *Metarhizium anisopliae* and *Beauveria bassiana* against the invasive ambrosia beetle, *Xylosandrus germanus* Blandford (Coleoptera: Curculionidae: Scolytinae). *Egyptian Journal of Biological Pest Control* **29**(1): 28.
- USDA APHIS PPQ (2020): *Initial county EAB detections in North America – August 3, 2020*. Cooperative Emerald Ash Borer Project, United States Department of Agriculture. –www.emeraldashborer.info
- VAIL K. M., HALE F., WILLIAMS H. E. & MANNION C. (1999): *The Japanese Beetle and its control*. Agricultural Extension Service, The University of Tennessee. /PB 946/
- VIEIRA V. (2008): The Japanese Beetle *Popillia japonica* Newman, 1938 (Coleoptera: Scarabaeidae) in the Azores islands. *Boletín Sociedad Entomológica Aragonesa* **43**: 450–451.
- VITTIM P. (1986): Biology of the Japanese Beetle (Coleoptera: Scarabaeidae) in eastern Massachusetts. *Journal of Economic Entomology* **79**(2): 387–391.
- VOLKOVITSH M. G., ORLOVA-BIENKOWSKAJA M. J., KOVALEV A. V. & BIEŃKOWSKI A. O. (2020): An illustrated guide to distinguish Emerald Ash Borer (*Agrilus planipennis*) from its congeners in Europe. *Forestry* **93**(2): 316–325.
- WANG X.-Y., YANG Z.-Q., GOULD J. R., ZHANG Y.-N., LIU G.-J. & LIU E.-S. (2010): The biology and ecology of the Emerald Ash Borer, *Agrilus planipennis*, in China. *Journal of Insect Science* **10**: 128.
- WEBER B. C. & MCPHERSON J. E. (1983): World list of host plants of *Xylosandrus germanus* (Blandford) (Coleoptera: Scolytidae). *The Coleopterists Bulletin* **37**(2): 114–134.
- WEBER B. C. & MCPHERSON J. E. (1985): Relation between attack by *Xylosandrus germanus* (Coleoptera: Scolytidae) and disease symptoms in black walnut. *The Canadian Entomologist* **117**(10): 1275–1277.
- WICHMANN H. E. (1955): Zur derzeitigen Verbreitung des Japanischen Nutzholzborkenkäfers *Xylosandrus germanus* Blandf. im Bundesgebiete. *Zeitschrift für Angewandte Entomologie* **37**(2): 250–258.
- WICHMANN H. E. (1957): Einschleppungsgeschichte und Verbreitung des *Xylosandrus germanus* Blandf. in Westdeutschland (nebst einem Anhang: *Xyleborus adumbratus* Blandf.). *Zeitschrift für Angewandte Entomologie* **40**(1): 82–99.
- WITKOWSKI R., GÓRAL J., NOWIK K., ROGOWSKI K. S. & MAZURA. (2016): *Gnathotrichus materiarius* (Fitch, 1858) (Coleoptera: Curculionidae, Scolytinae) – new species of beetle in the Polish fauna. *Acta Scientiarum Polonorum Silvarum Colendarum Ratio et Industria Lignaria* **15**(1): 43–47.
- WOOD S. L. & BRIGHT D. E. (1992): *A catalog of Scolytidae and Platypodidae (Coleoptera)*. Part 2. *Taxonomic index*. Brigham Young University, Provo.

- WRIGHT R. J., VILLANI M. G. & AGUDELO-SILVA F. (1988): Steinernematid and heterorhabditid nematodes for control of larval European Chafers and Japanese Beetles (Coleoptera: Scarabaeidae) in potted yew. *Journal of Economic Entomology* **81**(1): 152–157.
- YANG Z.-Q., STRAZANAC J. S., MARSH P. M., VAN ACHTERBERG C. & CHOI W.-Y. (2005): First recorded parasitoid from China of *Agrilus planipennis*: a new species of *Spathius* (Hymenoptera: Braconidae: Doryctinae). *Annals of the Entomological Society of America* **98**(5): 636–642.

HÁRTYÁSSZÁRNYÚAK – Hymenoptera

- ANTROPOV A. V., ASTAFUROVA YU. V., BELOKOBYSKIY S. A., BYVALTSEV A. M., DANILOV YU. N., DUBOVIKOFF D. A., FADEEV K. I., FATERYGA A. V., KURZENKO N. V., LELEJ A. S., LEVCHENKO T. V., LOKTIONOV V. M., MOKROUSOV M. V., NEMKOV P. G., PROSHCHALYKIN M. YU., ROSA P., SIDOROV D. A., SUNDUKOV YU. N., YUSUPOV Z. M. & ZAYTSEVA L. A. (2017): Annotated catalogue of the Hymenoptera of Russia. Volume I. Symphyta and Apocrita: Aculeata. *Proceedings of the Zoological Institute of the Russian Academy of Sciences* Supplement 6: 5–475.
- BLANK S. M., HARA H., MIKULÁS J., CSÓKA GY., CIORNEI C., CONSTANTINEANU R., CONSTANTINEANU I., ROLLER L., ALTENHOFER E., HUFLEJT T. & VÉTEK G. (2010): *Aproceros leucopoda* (Hymenoptera: Argidae): An East Asian pest of elms (*Ulmus* spp.) invading Europe. *European Journal of Entomology* **107**(3): 357–367.
- BLANK S. M., KÖHLER T., PFANNENSTILL T., NEUENFELDT N., ZIMMER B., JANSEN E., TAEGER A. & LISTON A. D. (2014): Zig-zagging across Central Europe: recent range extension, dispersal speed and larval hosts of *Aproceros leucopoda* (Hymenoptera, Argidae) in Germany. *Journal of Hymenoptera Research* **41**: 57–74.
- BLUMMER A. G. (2015): Zig-zag Elm Saw Fly *Aproceros leucopoda* Takeuchi, 1939 (Hymenoptera: Argidae) – economically significant pest of elm from East Asia, expanding invasive area in the European part of Russia. *Plant Health Research and Practice* **14**(4): 17–19.
- BOEVÉ J.-L. (2013): First record in Belgium of the invasive sawfly *Aproceros leucopoda* (Hymenoptera: Argidae) and some related ecological data. *Bulletin de la Société Royale Belge d'Entomologie* **149**: 217–221.
- CREMER S., UGELVIG L. V., DRIJFHOUT F. P., SCHLICK-STEINER B. C., STEINER F. M., STEINER F. M., SEIFERT B., HUGHES D. P., SCHULZ A., PETERSEN K. S., KONRAD H., STAUFFER C., KIRAN K., ESPADALER X., D'ETTORRE P., AKTAÇ N., EILENBERG J., JONES G. R., NASH D. R., PEDERSEN J. S. & BOOMSMA J. J. (2008): The evolution of invasiveness in garden ants. *PLoS ONE* **3**(12): e3838.
- CSATHÓ A. I., GALLÉ L., LŐRINCZI G., TARTALLY A., BÁTHORI F., KOVÁCS É., MAÁK I., MARKÓ B., MÓDRA G., NAGY Cs., SOMOGYI A. Á. & CSŐSZ S. (2021): A hazánkban előforduló és az ismertebb külföldi hangyafajok magyar nevei. *Állattani Közlemények*. **106**(1–2): 47–102.
- CSÓKA GY. & AMBRUS A. (2016): Erdei fa- és cserjefajok szerepe a herbivor rovarok fajgazdagságának fenntartásában. In: KORDA M. (szerk.): *Az erdőgazdálkodás hatása az erdők biológiai sokféleségére. Tanulmánygyűjtemény*. Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest: 155–192.
- CSÓKA GY., HIRKA A., KOLTAY A. & KOLOZS L. (2013): *Erdőkárók. Képes útmutató*. NÉBIH Erdészeti Igazgatósága – Erdészeti Tudományos Intézet, Budapest.
- DAUTBAŠIĆ M., MUJEZINOVIĆ O., ZAHIROVIĆ K. & MARGALETIĆ J. (2018): Prvi nalaz brijestove ose listarice (*Aproceros leucopoda*) u Bosni i Hercegovini. *Šumarski List* **142**(5–6): 283–285.
- DOYCHEV D. (2015): First record of the invasive Elm Sawfly *Aproceros leucopoda* Takeuchi (Hymenoptera: Argidae) in Bulgaria. *Silva Balcanica* **16**(1): 108–112.
- ESPADALER X. & BERNAL V. (2020): *Lasius neglectus* a polygynous, sometimes invasive, ant. – lasius.creat.cat
- ESPADALER X. & REY S. (2001): Biological constraints and colony founding in the polygynous invasive

- ant *Lasius neglectus* (Hymenoptera, Formicidae). *Insectes Sociaux* **48**(2): 159–164.
- ESPADALER X., REY S. & BERNAL V. (2004): Queen number in a supercolony of the Invasive Garden Ant, *Lasius neglectus*. *Insectes Sociaux* **51**(3): 232–238.
- ESPADALER X., TARTALLY A., SCHULTZ R., SEIFERT B. & NAGY Cs. (2007): Regional trends and preliminary results on the local expansion rate in the Invasive Garden Ant, *Lasius neglectus* (Hymenoptera, Formicidae). *Insectes Sociaux* **54**(3): 293–301.
- FOREST RESEARCH (2018): Elm Zigzag Sawfly (*Aproceros leucopoda*) – <https://www.forestresearch.gov.uk/tools-and-resources/pest-and-disease-resources/elm-zigzag-sawfly/>
- FRAGNIÈRE Y., SONG Y.-G., FAZAN L., MANCHESTER S. R., GARFI G. & KOZŁOWSKI G. (2021): Biogeographic overview of Ulmaceae: diversity, distribution, ecological preferences, and conservation status. *Plants* **10**(6): 1111.
- GLAVENDEKIĆ M., PETROVIĆ J. & PETAKOVIĆ M. (2011): Strana invazivna vrsta *Aproceros leucopoda* Takeuchi (Hymenoptera: Argidae) – štetočina brestova u Srbiji. *Šumarstvo* **65**(1–2): 47–56.
- HÖLLING D. (2018): *Aproceros leucopoda* Takeuchi, 1939 – Erstbeobachtung der Zickzack-Ulmenblattwespe in der Schweiz (Hymenoptera: Argidae). *Entomo Helvetica* **11**: 149–152.
- KRAUS M., LISTON A. D. & TAEGER A. (2011): Die invasive Zick-Zack-Ulmenblattwespe *Aproceros leucopoda* Takeuchi, 1939 (Hymenoptera: Argidae) in Deutschland. *DGaaE Nachrichten* **25**(3): 117–119.
- LENGESZOVA N. A. & MISCSENKO A. V. (2013): Biologija, ekologija i molekularno-genetyicseszkoe issledovanyije ilmovovo pililscsika *Aproceros leucopoda* (Takeuchi, 1939) (Hymenoptera: Argidae) – regyityelja vjaza v Szrednyem Povolzsje. *Kavkazskij Entomologiceszkij Bjulletyeny* **9**(1): 163–167.
- LOVAS M. (2012): *Egy Európa faunájára új szilvákártevő, a kanyargós szillevéldarázs (Aproceros leucopoda) hazai elterjedésének, biológiájának és jelentőségének vizsgálata*. Diplomadolgozat. Budapest: Corvinus Egyetem, Kertészettudományi Kar, Rovartani Tanszék, Budapest.
- MARTEL V., MORIN O., MONCKTON S. K., EISEMAN C. S., BÉLIVEAU C., CUSSON M. & BLANK S. M. (2022): Elm Zigzag Sawfly, *Aproceros leucopoda* (Hymenoptera: Argidae), recorded for the first time in North America through community science. *The Canadian Entomologist* **154**(1): e1.
- MATOŠEVIĆ D. (2012): Prvi nalaz brijestove ose listarice (*Aproceros leucopoda*), nove invazivne vrste u Hrvatskoj. *Šumarski List* **136**(1–2): 57–61.
- NAGY Cs., TARTALLY A., VILISICS F., MERKL O., SZITA É., SZÉL Gy., PODLUSSÁNY A., RÉDEI D., CSŐSZ S., POZSGAI G., OROSZ A., SZÖVÉNYI G. & MARKÓ V. (2009): Effects of the Invasive Garden Ant, *Lasius neglectus* van Loon, Boomsma et Andrásfalvy, 1990 (Hymenoptera: Formicidae), on arthropod assemblages: pattern analyses in the type supercolony. *Myrmecological News* **12**: 171–181.
- PAPP V. (2018): *Az invazív kanyargós szillevéldarázs (Aproceros leucopoda Takeuchi, 1939) életmódja*. Doktori értekezés. Szent István Egyetem, Kertészettudományi Kar, Kertészettudományi Doktori Iskola, Budapest.
- PAPP V., LADÁNYI M. & VÉTEK G. (2018): Temperature-dependent development of *Aproceros leucopoda* (Hymenoptera: Argidae), an invasive pest of elms in Europe. *Journal of Applied Entomology* **142**(6): 589–597.
- ROQUES A., AUGER-ROZENBERG M.-A., BLACKBURN T. M., GARNAS J., PYŠEK P., RABITSCH W., RICHARDSON D. M., WINGFIELD M. J., LIEBHOLD A. M. & DUNCAN R. P. (2016): Temporal and interspecific variation in rates of spread for insect species invading Europe during the last 200 years. *Biological Invasions* **18**(4): 907–920.
- SCHULTZ R. & SEIFERT B. (2005): *Lasius neglectus* (Hymenoptera: Formicidae) – a widely distributed tramp species in Central Asia. *Myrmecologische Nachrichten* **7**: 47–50.
- SEIFERT B. (2000): Rapid range expansion in *Lasius neglectus* (Hymenoptera, Formicidae) – an Asian invader swamps Europe. *Mitteilungen aus dem Museum für Naturkunde in Berlin. Deutsche Entomologische Zeitschrift* **47**(2): 173–179.
- STUKALYUK S. V., RADCHENKO A. G., AHKMEDOV A. & RESHETOV A. A. (2020): Uzbekistan – the alleged native range of the invasive ant *Lasius neglectus* (Hymenoptera, Formicidae): geographical, ecological and biological evidences. *Zoodyversity* **54**(2): 111–122.
- TAKEUCHI K. (1939): A systematic study on the suborder Symphyta (Hymenoptera) of the Japanese Empire (II). *Tenthredo* **2**(4): 393–439.
- TARTALLY A. (2000): Notes on the coexistence of the supercolonial *Lasius neglectus* van Loon, Boomsma et Andrásfalvy 1990 (Hymenoptera:

- Formicidae) with other ant species. *Tiscia* **32**: 43–46.
- TARTALLY A. (2006): Long term expansion of a supercolony of the Invasive Garden Ant *Lasius neglectus* (Hymenoptera: Formicidae). *Myrmecologische Nachrichten* **9**: 21–25.
- TARTALLY A. & BÁTHORI F. (2015): Does *Laboulbenia formicarum* (Ascomycota: Laboulbeniales) fungus infect the Invasive Garden Ant, *Lasius neglectus* (Hymenoptera: Formicidae), in Hungary? *e-Acta Naturalia Pannonica* **8**: 117–123.
- TARTALLY A., ANTONOVA V., ESPADALER X., CSÖSZ S., CZECHOWSKI W. (2016): Collapse of the Invasive Garden Ant, *Lasius neglectus*, populations in four European countries. *Biological Invasions*. **18**(11): 3127–3131.
- TARTALLY A., HORNING E. & ESPADALER X. (2004): The joint introduction of *Platyarthrus schoblii* (Isopoda: Oniscidea) and *Lasius neglectus* (Hymenoptera: Formicidae) into Hungary. *Myrmecologische Nachrichten* **6**: 61–66.
- TUBA K., HORVÁTH B. & LAKATOS F. (2012): *Inváziós rovarok fás növényeken*. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron.
- UGELVIG L. V., DRIJFHOUT F. P., KRONAUER D. J. C., BOOMSMA J. J., PEDERSEN J. S. & CREMER S. (2008): The introduction history of Invasive Garden Ants in Europe: Integrating genetic, chemical and behavioural approaches. *BMC Biology* **6**: 11.
- VAN LOON A. J., BOOMSMA J. J. & ANDRASFALVY A. (1990): A new polygynous *Lasius* species (Hymenoptera; Formicidae) from Central Europe. I. Description and general biology. *Insectes Sociaux* **37**(4): 348–362.
- VÉTEK G., BARTHA D. & OLÁH R. (2017): Occurrence of the alien Zigzag Elm Sawfly, *Aproceros leucopoda* (Hymenoptera: Argidae), in arboretums and botanical gardens of Hungary. *Periodicum Biologorum* **119**(2): 101–106.
- VÉTEK G., CSÁVÁS K., FAIL J. & LADÁNYI M. (2022): Host plant range of *Aproceros leucopoda* is limited within Ulmaceae. *Agricultural and Forest Entomology* **24**(1): 1–7.
- VÉTEK G., FEKETE V., LADÁNYI M., CARGNUS E., ZANDIGIACOMO P., OLÁH R., SCHEBECK M. & SCHOPF A. (2020): Cold tolerance strategy and cold hardiness of the invasive Zigzag Elm Sawfly *Aproceros leucopoda* (Hymenoptera: Argidae). *Agricultural and Forest Entomology* **22**(3): 231–237.
- VÉTEK G., MIKULÁS J., CSÓKA GY. & BLANK S. M. (2010): A kanyargós szillevéldarázs (*Aproceros leucopoda* Takeuchi, 1939) Magyarországon. *Növényvédelem* **46**(11): 519–521.
- VÉTEK G., PAPP V., FAIL J., LADÁNYI M. & BLANK S. M. (2016): Applicability of coloured traps for the monitoring of the invasive Zigzag Elm Sawfly, *Aproceros leucopoda* (Hymenoptera: Argidae). *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* **62**(2): 165–173.
- WU X.-Y. (2006): Studies on the biology and control of *Aproceros leucopoda*. *Plant Protection* **32**: 98–100.
- WU X.-Y. & XIN H. (2006): A new record species of the Genus *Aproceros* Malaise (Hymenoptera: Argidae) from China. *Entomotaxonomia* **28**(4): 279–280.
- ZANDIGIACOMO P., CARGNUS E. & VILLANI A. (2011): First record of the invasive sawfly *Aproceros leucopoda* infesting elms in Italy. *Bulletin of Insectology* **64**(1): 145–149.

LEPKÉK – Lepidoptera

- BÁLINT ZS. & KATONA G. (2018): *A tölgypávaszem: a háziasított lepke*. – https://mttmuzeum.blog.hu/2018/09/11/a_tolgypavaszem_a_haziasított_lepke
- BUSZKO J., ŠEFROVÁ H. & LAŠTŮVKA Z. (2000): Invasive species of Lithocolletinae in Europe and their spreading (Gracillariidae). In: *XII European Congress of Lepidopterology SEL. Programme and Abstracts. Białowieża, Poland, 29 May – 2 June 2000*. Białowieża: 22–23.
- CABI (2022): *Phyllonorycter issikii* (Lime Leafminer). – <https://www.cabi.org/isc/datasheet/40593>
- CSÓKA GY. & TRASER G. (1995): Hasznos károsítók. *Erdészeti Lapok* **130**(3): 80–81.
- EPPO GLOBAL DATABASE (2022): *Hyphantria cunea*. – <https://gd.eppo.int/taxon/HYPHCU>

- EPPO REPORTING SERVICE (2003a): Occurrence of *Phyllonorycter issikii* in Estonia. In: *EPPO Global Database*. EPPO Reporting Service No. 09. – 2003. Num. article 2003/136. – <https://gd.eppo.int/reporting/article-2122>
- EPPO REPORTING SERVICE (2003b): Occurrence of *Phyllonorycter issikii* in trees of *Tilia cordata* in Germany. In: *EPPO Global Database*. EPPO Reporting Service No. 09. – 2003. Num. article 2003/135. – <https://gd.eppo.int/reporting/article-2121>
- ERMOLAEV I. V. & ZORIN D. A. (2011): Ecological consequences of invasion of *Phyllonorycter issikii* (Lepidoptera, Gracillariidae) in lime forests in Udmurtia. *Entomological Review* **91**(5): 592–598.
- ERMOLAEV I. V., YEFREMOVA Z. A. & DOMRACHEV T. B. (2018): The influence of parasitoids (Hymenoptera, Eulophidae) on survival of the Lime Leafminer *Phyllonorycter issikii* (Lepidoptera, Gracillariidae) in Udmurtia. *Entomological Review* **98**(4): 407–413.
- ERMOLAEV I. V., YEFREMOVA Z. A. & IZHBOLDINA N. V. (2011): Parasitoids as a mortality factor for the Lime Leafminer (*Phyllonorycter issikii*, Lepidoptera, Gracillariidae). *Entomological Review* **91**(3): 326–334.
- GUÉRIN-MÉNEVILLE M. (1861): Société impériale et centrale d'agriculture de France. *Revue et Magasin de Zoologie Pure et Appliquée* 2^e série **13**(4): 187–192.
- GYÖRFI J. (1954): *Hyphantria cunea* Drury. *Erdészeti Tudományos Intézet Évkönyve* **2**: 183–198.
- HALTRICH A. & BODOR J. (2017): Amerikai fehér medvelepke (*Hyphantria cunea* Drury, 1773). *Agrofórum* **28**(7): 40–45.
- HERMAN L. H. (2001): Catalog of the Staphylinidae (Insecta: Coleoptera). 1758 to the end of the second millennium. I. Introduction, history, biographical sketches, and Omaliine group *Bulletin of the American Museum of Natural History* 2001 (265): 1–659.
- ISSEKUTZ L. (1946): Új lepkefaj a magyar faunában. A fehér medveszövőlepke *Hyphantria extor* Harr. *Rovartani Közlemények* **1**(3–4): 86–87.
- JERMOLAJEV V. P. (1977): Ekologo-fauniszticeszkij obzor minyirujuscsh molej-psztrjanok (Lepidoptera, Gracillariidae) Juzsnovo Primorja. *Trudi Zoologiceszkovo Insztituta Akagyemii Nauk SzSzSzR* **70**(6): 98–116.
- JERMY T. (1957): Adatok a *Hyphantria cunea* Drury hernyóiban élősködő fürkészlégyek (Tachinidae) ismeretéhez. *Növényvédelmi Kutató Intézet Évkönyve* **7**: 253–262.
- KEAN J. M. & KUMARASINGHE L. B. (2007): Predicting the seasonal phenology of Fall Webworm (*Hyphantria cunea*) in New Zealand. *New Zealand Plant Protection* **60**: 279–285.
- KEVE A. & REICHART G. (1960): Die Rolle der Vögel bei der Abwehr des amerikanischen Bärenspinners. *Der Falke* **7**(1): 20–26.
- KIRICHENKO N. I., ZAKHAROV E. V. & LOPEZ-VAAMONDE C. (2022): Tracing the invasion of a leaf-mining moth in the Palearctic through DNA barcoding of historical herbaria. *Scientific Reports* **12**: 5065.
- KLEPIKOV M. A. (2005): Obzor fauni krivouszih krohotok-molej i molej-psztrjanok (Lepidoptera: Bucculatricidae, Gracillariidae) roszlavszkoj oblasztyi. *Everszmannijja* 2005 (3–4): 56–62.
- KOVÁCS L. (1957): A magyar nagylepkefauna gyarapodása 1956-ban. *Rovartani Közlemények* **10**(4): 125–132.
- KOZLOV M. V. (1991): Minyirujuscshja mol-psztrjanka – vregyityel lipi. *Zascshita Rasztyenyij* 1991 (4): 46.
- KUMATA T. (1963): Taxonomic studies on the Lithocolletinae of Japan (Lepidoptera: Gracillariidae). Part I. *Insecta Matsumurana* **25**(2): 53–90.
- KUMATA T., KUROKO H. & PARK K.-T. (1983): Some Korean species of the subfamily Lithocolletinae (Gracillariidae, Lepidoptera). *Korean Journal of Plant Protection* **22**(3): 213–227.
- KUZYNECOV V. I. (1981): 24. Szem. Gracillariidae (Lithocolletidae) – moli-psztrjanki. In: MEDVEGYEVA G. SZ. (red.): *Opregyelityel naszekomih jevropejszkoj csasztyi SzSzSzR*. Tom. IV. *Csesuekrilije. Vtoraja csaszty*. Nauka, Leningrad: 149–311.
- MACEK J., DVOŘÁK J., TRAXLER L. & ČERVENKA V. (2007): *Motýli a housenky střední Evropy. Noční motýli I*. Academia, Praha.
- MACHAY L. (1954): Az amerikai fehér szövőlepke elleni védekezés *Nosema bombycis* útján. *Rovartani Közlemények* **7**(12): 155–162.
- MACHAY M. L. & LOVAS B. (1955): Der Erreger der Viruskrankheit von *Hyphantria cunea* Drury. *Acta Microbiologica Academiae Scientiarum Hungaricae* **3**(1–2): 117–124.
- MATOŠEVIĆ D. (2007): *Lisni mineri drvenastog bilja u Hrvatskoj i njihovih parazitoidi*. Disertacija. Sveučilište u Zagrebu, Šumarsky Facultet, Zagreb.
- MEDZINI M. (1971): *French policy in Japan during the closing years of the Tokugawa regime*. Harvard

- University Asia Center, Cambridge. /Harvard East Asian Monographs 41./
- MÉSZÁROS Z. (2005): *A magyarországi molylepkék gyakorlati albuma*.:Agroinform Kiadó, Budapest. /Növényvédelem Különszám/
- MEY W. (1991): Über die Bedeutung autochthoner Parasitoidenkomplexe bei der rezenten Arealexansion von vier *Phyllonorycter*-Arten in Europa (Insecta, Lepidoptera, Hymenoptera). *Mitteilungen aus dem Zoologischen Museum in Berlin* **67**(1): 177–194.
- NAGY B. (1953): A *Hyphantria* (szövőlepke) parazitamentés elvi és gyakorlati alapjai. *A Növényvédelem Időszerű Kérdései* 1953 (4): 24–28.
- NAGY B., REICHART G. & UBRIZSY G. (1953): *Amerikai fehér szövőlepke (Hyphantria cunea Drury) Magyarországon*. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest. /Növényvédelmi Kutató Intézet kiadványai 1./
- NAHIRNÍC A. & BESHKOV S. (2015): The first report of Japanese Oak Silkmoth *Antheraea yamamai* (Guérin-Méneville, 1861) (Lepidoptera: Saturniidae) in Montenegro. *ZooNotes* **82**: 449–457.
- NOREIKA R. (1998): *Phyllonorycter issikii* (Kumata) (Lepidoptera, Gracillariidae) in Lithuania. *Acta Zoologica Lituania. Entomologia* **8**(3): 34–37.
- ORLINSZKIJ A. D., SAHRAMANOV I. K. & MUHANOV SZ. JU. & MASZLJAKOV V. JU. (1991): Potencialnije karantinnije vregyityeli lesza v SzSzSZR. *Zascita Rasztyenyij* 1991 (11): 37–42.
- PERNY B. (2007): Lindenminiermotte *Phyllonorycter issikii*: Vorkommen in Österreich nach mehreren Verdachtsfällen nun bestätigt. *Forstschutz Aktuell* **38**: 9–11.
- PITTAWAY A. R. (2022): *Saturniidae of the Western Palaearctic (including Europe, North Africa, the Middle East, western Siberia and western Central Asia)*. – <https://tpittaway.tripod.com/silk/satlist.htm>.
- REICHART G. (1993): Amerikai fehér medvelepke (*Hyphantria cunea* Drury). In: JERMY T. & BALÁZS K. (szerk.): *A növényvédelmi állattan kézikönyve*. 4/b kötet. Akadémiai Kiadó, Budapest: 695–705.
- ROUGEOT P.-C. & VIETTE P. (1978): *Guide des papillons nocturnes d'Europe et d'Afrique du Nord. Hétérocères (partim)*. Delachaux – Niestlé, Neuchâtel – Paris.
- SÁFIÁN SZ. & SZEGEDI B. (2008): A behurcolt tölgy-selyemlepke (*Antheraea yamamai* Guérin-Méneville, 1861) (Saturniidae: Lepidoptera) megjelenése a Soproni-hegyvidéken. *Szélkiáltó* **13**: 29.
- ŠEFROVÁ H. (2002): *Phyllonorycter issikii* (Kumata, 1963) – bionomics, ecological impact and spread in Europe (Lepidoptera, Gracillariidae). *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis* **50**(3): 99–104.
- ŠEFROVÁ H. (2003): Invasions of Lithocolletinae species in Europe – causes, kinds, limits and ecological impact (Lepidoptera, Gracillariidae). *Ekológia* **22**(2): 132–142.
- SURÁNYI P. (1946): A fehér medveszövőlepke és életmódja. *Rovartani Közlemények* **1**(3–4): 87–90.
- SZABÓKY CS. & CSÓKA GY. (2003): A hárslevél sátorosmoly (*Phyllonorycter issikii* Kumata, 1963 Lep. Gracillariidae) előfordulása Magyarországon. *Növényvédelem* **39**(1): 23–24.
- SZELÉNYI G. (1957): Újabb adatok az amerikai fehér szövőlepke elősködőinek ismeretéhez. *Növényvédelmi Kutató Intézet Évkönyve* **7**: 295–312.
- SZEŐKE K. & CSÓKA GY. (2012): Jövevény kártevő ízeltlábúak áttekintése Magyarországon. Lepkék (Lepidoptera). *Növényvédelem* **48**(3): 105–115.
- SZŐCS L., HIRKA A. & CSÓKA GY. (2016): A japán tölgy-selyemlepke (*Antheraea yamamai* Guérin-Méneville, 1861) Magyarországon. In: KOVÁCS E., KÚTI Zs. & PUSKÁS J. (szerk.): *Fénycsapdán innen és túl... Tiszteletkötet Mészáros Zoltán és Nowinszky László professzor urak 80. születésnapjára*. Savaria University Press, Szombathely: 74–82.
- SZŐCS L., MELIKA G., THURÓCZY Cs. & CSÓKA GY. (2014): Adatok az invázió hárslevél sátorosmoly (*Phyllonorycter issikii* Kumata, 1963) magyarországi parazitoid együtteseinek ismeretéhez. *Növényvédelem* **50**(10): 445–451.
- SZŐCS L., MELIKA G., THURÓCZY Cs. & CSÓKA GY. (2015): Parasitoids of the Lime Leaf Miner *Phyllonorycter issikii* (Lepidoptera: Gracillariidae) recorded throughout the area it recently colonized. *European Journal of Entomology* **112**(4): 591–598.
- TUBA K., HORVÁTH B. & LAKATOS F. (2012): *Inváziós rovarok fás növényeken*. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron.
- UHERKOVICH Á. (1984): Jelenkori terjedési jelenségek dél-dunántúli nagylepkéknél (Lepidoptera). *Állattani Közlemények* **71**(1–4): 165–176.
- WALLACE A. (1867): On the Oak feeding Silkworm from Japan, *Bombyx Yamamai* (Guérin-Méneville). *Transactions of the Royal Entomological Society of London Third series* **5**(5): 355–428.

- YEFREMOVA Z. A. & MISHCHENKO A. V. (2008): The parasitoids complex (Hymenoptera, Eulophidae) of the *Phyllonorycter issikii* (Kumata) (Lepidoptera, Gracillariidae) in the Middle Volga Basin. *Entomological Review* **88**(2): 178–185.
- YEFREMOVA Z. A. & MISHCHENKO A. V. (2010): The dynamics of the populations of dominant parasitoids (Hymenoptera, Eulophidae) of moth *Phyllonorycter issikii* (Kumata) (Lepidoptera, Gracillariidae) in the Middle Volga Basin. *Proceeding of the Russian Entomological Society* **80**(2): 64–75
- ## KÉTSZÁRNYÚAK – Diptera
- ADHAMI J. & REITER P. (1998): Introduction and establishment of *Aedes (Stegomyia) albopictus* Skuse (Diptera: Culicidae) in Albania. *Journal of the American Mosquito Control Association* **14**(3): 340–343.
- ANDREADIS T. G. & WOLFE R. J. (2010): Evidence for reduction of native mosquitoes with increased expansion of invasive *Ochlerotatus japonicus japonicus* (Diptera: Culicidae) in the northeastern United States. *Journal of Medical Entomology* **47**(1): 43–52.
- ANDREADIS T. G., ANDERSON J. F., MUNSTERMANN L. E., WOLFE R. J. & FLORIN D. A. (2001): Discovery, distribution, and abundance of the newly introduced mosquito *Ochlerotatus japonicus* (Diptera: Culicidae) in Connecticut, USA. *Journal of Medical Entomology* **38**(6): 774–779.
- ANDREEVA Y. V., KHRABROVA N. V., ALEKSEEVA S. S., ABYLKASSYMOVA G. M., SIMAKOVA A. V. & SIBATAEV A. K. (2021): First record of the invasive mosquito species *Aedes koreicus* (Diptera, Culicidae) in the Republic of Kazakhstan. *Parasites* **28**: 52.
- APPERSON C. S., HASSAN H. K., HARRISON B. A., SAVAGE H. M., ASPEN S. E., FARAJOLLAHI A., CRANS W., DANIELS T. J., FALCO R. C., BENEDICT M., ANDERSON M., McMILLEN L. & UNNASCH T. R. (2004): Host feeding patterns of established and potential mosquito vectors of West Nile virus in the eastern United States. *Vector-borne and Zoonotic Diseases* **4**(1): 71–82.
- ARMISTEAD J. S., ARIAS J. R., NISHIMURA N. & LOUNIBOS L. P. (2008): Interspecific larval competition between *Aedes albopictus* and *Aedes japonicus* (Diptera: Culicidae) in northern Virginia. *Journal of Medical Entomology* **45**(4): 629–637.
- ARMISTEAD J. S., NISHIMURA N., ARIAS J. R. & LOUNIBOS L. P. (2012): Community ecology of container mosquitoes (Diptera: Culicidae) in Virginia following invasion by *Aedes japonicus*. *Journal of Medical Entomology* **49**(6): 1318–1327.
- ASPLEN M. K., ANFORA G., BIONDI A., CHOI D.-S., CHU D., DAANE K. M., GILBERT P., GUTIERREZ A. P., HOELMER K. A., HUTCHISON W. D., ISAACS R., JIANG Z.-L., KÁRPÁTI ZS., KIMURA M. T., PASCUAL M., PHILIPS C. R., PLANTAMP C., PONTI L., VÉTEK G., VOGT H., WALTON V. M., YU Y., ZAPPALÀ L. & DESNEUX N. (2015): Invasion biology of Spotted Wing *Drosophila (Drosophila suzukii)*: a global perspective and future priorities. *Journal of Pest Science* **88**(3): 469–494.
- BAKONYI T., FERENCZI E., ERDÉLYI K., KUTASI O., CSÖRGŐ T., SEIDEL B., WEISSENBOCK H., BRUGGER K., BÁN E. & NOWOTNY N. (2013): Explosive spread of a neuroinvasive lineage 2 West Nile virus in Central Europe, 2008/2009. *Veterinary Microbiology* **165**(1–2): 61–70.
- BAKONYI T., IVANICS É., ERDÉLYI K., URSU K., FERENCZI E., WEISSENBOCK H. & NOWOTNY N. (2006): Lineage 1 and 2 strains of encephalitic West Nile virus, central Europe. *Emerging Infectious Diseases* **12**(4): 618–623.
- BALDACCHINO F., CAPUTO B., CHANDRE F., DRAGO A., DELLA TORRE A., MONTARSI F. & RIZZOLI A. (2015): Control methods against invasive *Aedes* mosquitoes in Europe: a review. *Pest Management Science* **71**(11): 1471–1485.
- BARNA M. (2010): *Vadmadarak nyugat-nílusi vírus fertőzőtségének vizsgálata*. Szent István Egyetem, Állatorvos-tudományi Kar, Járványtani és Mikrobiológiai Tanszék, Budapest.
- BEZZSONOVA O. V., PATRAMAN I. V., GANUSKINA L. A., VISEMIRSKIJ O. I. & SZERGIJEV V. P. (2014): Pervaja nahodka invazivnovo vida *Aedes*

- (*Finlaya*) *koreicus* (Edwards, 1917) vjeverpejszkoj csasztyi Rosszii. *Medicinszkaja Parazitologija i Parazitarnije Boleznyi* **1**(1): 16–19.
- BONILAURI P., BELLINI R., CALZOLARI M., ANGELINI R., VENTURI L., FALLACARA F., CORDIOLI P., ANGELINI P., VENTURELLI C., MERIALDI G. & DOTTORI M. (2008). Chikungunya virus in *Aedes albopictus*, Italy. *Emerging Infectious Diseases* **14**(5): 852–854.
- CALBA C., GUERBOIS-GALLA M., FRANKE F., JEANNIN C., AUZET-CAILLAUD M., GRARD G., PIGAGLIO L., DECOPPET A., WEICHERDING J., SAVAILL M.-C., MUNOZ-RIVIERO M., CHAUD P., CADIOU B., RAMALLI L., FOURNIER P., NOËL H., DE LAMBALLERIE X., PATY M.-C. & LEPARC-GOFFART I. (2017). Preliminary report of an autochthonous chikungunya outbreak in France, July to September 2017. *Euro Surveillance* **22**(39): 17-00647.
- CANCRINI G., FRANGIPANE DI REGALBONO A., RICCI I., TESSARIN C., GABRIELLI S. & PIETROBELLI M. (2003a): *Aedes albopictus* is a natural vector of *Dirofilaria immitis* in Italy. *Veterinary Parasitology* **118**(3–4): 195–202.
- CANCRINI G., ROMI R., GABRIELLI S., TOMA L., DI PAOLO M. & SCARAMOZZINO P. (2003b): First finding of *Dirofilaria repens* in a natural population of *Aedes albopictus*. *Medical and Veterinary Entomology* **17**(4): 448–51.
- CAPELLI G., DRAGO A., MARTINI S., MONTARSI F., SOPPELSA M., DELAIN., RAVAGNAN S., MAZZON L., SCHAFFNER F., MATHIS A., DI LUCA M., ROMI R. & RUSSO F. (2011): First report in Italy of the exotic mosquito species *Aedes (Finlaya) koreicus*, a potential vector of arboviruses and filariae. *Parasites & Vectors* **4**(1): 188.
- CINI A., ANFORA G., ESCUDERO-COLOMAR L. A., GRASSI A., SANTOSUOSSO U., SELJAK G. & PAPINI A. (2014): Tracking the invasion of the alien fruit pest *Drosophila suzukii* in Europe. *Journal of Pest Science* **87**(4): 559–566.
- CIOCCHETTA S., PROW N. A., DARBRO J. M., FRENTIU F. D., SAVINO S., MONTARSI F., CAPELLI G., AASKOV J. G. & DEVINE G. J. (2018): The new European invader *Aedes (Finlaya) koreicus*: a potential vector of chikungunya virus. *Pathogens and Global Health* **112**(3): 107–114.
- ENRIQUEZ T. & COLINET H. (2017): Basal tolerance to heat and cold exposure of the Spotted Wing *Drosophila*, *Drosophila suzukii*. *PeerJ* **5**: e3112.
- FARKAS R., MAG V., GYURKOVSKY M., TAKÁCS N., VÖRÖS K. & SOLYMOŠI N. (2020): The current situation of canine dirofilariosis in Hungary. *Parasitology Research* **119**(1): 129–135.
- FORATTINI O. P. (1986): *Aedes (Stegomyia) albopictus* (Skuse) identification in Brazil. *Revista de Saúde Pública* **20**(3): 244–245.
- FRAIMOUT A., DEBAT V., FELLOUS S., HUFBAUER R. A., FOUCAUD J., PUDLO P., MARIN J.-M., PRICE D. K., CATTEL J., CHEN X., DEPRÁ M., DUYCK P. F., GUEDOT C., KENIS M., KIMURA M. T., LOEB G., LOISEAU A., MARTINEZ-SAÑUDO I., PASCUAL M., POLIHRONAKIS RICHMOND M., SHEARER P., SINGH N., TAMURA K., XUÉREB A., ZHANG J. & ESTOUP A. (2017): Deciphering the routes of invasion of *Drosophila suzukii* by means of ABC random forest. *Molecular Biology and Evolution* **34**(4): 980–996.
- FUEHRER H.-P., SCHOENER E., WEILER S., BAROGH B. S., ZITTRA C. & WALDER G. (2020): Monitoring of alien mosquitoes in Western Austria (Tyrol, Austria, 2018). *PLoS Neglected Tropical Diseases* **14**(6): e0008433.
- GANUSHKINA L. A., PATRAMAN I. V., REZZA G., MIGLIORINI L., LITVINOV S. K. & SERGIEV V. P. (2016): Detection of *Aedes aegypti*, *Aedes albopictus*, and *Aedes koreicus* in the area of Sochi, Russia. *Vector-borne and Zoonotic Diseases* **16**(1): 58–60.
- GASPAR J. P., MCKAY T. & HUSS M. J. (2012): First report of *Aedes japonicus* in natural and artificial habitats in northeastern Arkansas. *Journal of the American Mosquito Control Association* **28**(1): 38–42.
- GLÁVITS R., FERENCZI E., IVANICS É., BAKONYI T., MATÓ T., ZARKA P. & PÁLYA V. (2005): Co-occurrence of West Nile Fever and circovirus infection in a goose flock in Hungary. *Avian Pathology* **34**(5): 408–414.
- GLOBAL INVASIVE SPECIES DATABASE (2022): Species profile: *Aedes albopictus*. – <http://www.iucngisd.org/gisd/species.php?sc=109>
- HARDSTONE M. C. & ANDREADIS T. G. (2012): Weak larval competition between the invasive mosquito *Aedes japonicus japonicus* (Diptera: Culicidae) and three resident container-inhabiting mosquitoes in the laboratory. *Journal of Medical Entomology* **49**(2): 277–285.
- JAPOSHVILI G., DZNELADZE N., KIRKITADZE G., KISS B. & KAYDAN M. B. (2018): A new and dangerous pest for the Caucasus – *Drosophila suzukii* (Matsumura, 1931) (Diptera: Drosophilidae). *Annals of Agrarian Science* **16**(4): 464–465.
- KALAN K., ŠUŠNJAR J., IVOVIĆ V. & BUZAN E. (2017): First record of *Aedes koreicus* (Diptera, Culicidae) in Slovenia. *Parasitology Research* **116**(8): 2355–2358.

- KAMPEN H., ZIELKE D. & WERNER D. (2012): A new focus of *Aedes japonicus japonicus* (Theobald, 1901) (Diptera, Culicidae) distribution in Western Germany: rapid spread or a further introduction event? *Parasites & Vectors* **5**(1): 284.
- KECSKEMÉTI S., BAJMÓCY E., BACSADI Á., KISS I. & BAKONYI T. (2007): Encephalitis due to West Nile virus in a sheep. *The Veterinary Record* **161**(16): 568–569.
- KISS B., KIS A. & KÁKAI Á. (2016): The rapid invasion of Spotted Wing Drosophila, *Drosophila suzukii* (Matsumura) (Diptera: Drosophilidae), in Hungary. *Phytoparasitica* **44**(3): 429–433.
- KNUDSEN A. B. (1995): Global distribution and continuing spread of *Aedes albopictus*. *Parasitologia* **37**(2–3): 91–97.
- KURUCZ K., KEPNER A., KRTINIC B., HEDERICS D., FÖLDES F., ZANA B., JAKAB F. & KEMENESI G. (2018): Blood-meal analysis and avian malaria screening of mosquitoes collected from human-inhabited areas in Hungary and Serbia. *Journal of the European Mosquito Control Association* **36**: 3–13.
- KURUCZ K., KISS V., ZANA B., SCHMIEDER V., KEPNER A., JAKAB F. & KEMENESI G. (2016): Emergence of *Aedes koreicus* (Diptera: Culicidae) in an urban area, Hungary, 2016. *Parasitology Research* **115**(12): 4687–4689.
- KURUCZ K., MANICA M., DELUCCHI L., KEMENESI G. & MARINI G. (2020): Dynamics and distribution of the invasive mosquito *Aedes koreicus* in a temperate European city. *International Journal of Environmental Research and Public Health* **17**(8): 2728.
- LAIRD M., CALDER L., THORNTON R. C., SYME R., HOLDER P. W. & MOGI M. (1994): Japanese *Aedes albopictus* among four mosquito species reaching New Zealand in used tires. *Journal of the American Mosquito Control Association* **10**(1): 14–23.
- LORENZ A. R., WALKER E. D. & KAUFMAN M. G. (2013): Does autochthonous primary production influence oviposition by *Aedes japonicus japonicus* (Diptera: Culicidae) in container habitats? *Journal of Medical Entomology* **50**(1): 69–78.
- MARINI G., ARNOLDI D., BALDACCHINO F., CAPELLI G., GUZZETTA G., MERLER S., MONTARSI F., RIZZOLI A. & ROSÀ R. (2019): First report of the influence of temperature on the bionomics and population dynamics of *Aedes koreicus*, a new invasive alien species in Europe. *Parasites & Vectors* **12**(1): 524.
- MARINI G., GUZZETTA G., BALDACCHINO F., ARNOLDI D., MONTARSI F., CAPELLI G., RIZZOLI A., MERLER S. & ROSÀ R. (2017): The effect of interspecific competition on the temporal dynamics of *Aedes albopictus* and *Culex pipiens*. *Parasites & Vectors* **10**(1): 102.
- MEDLOCK J. M., AVENELL D., BARRASS I. & LEACH S. (2006): Analysis of the potential for survival and seasonal activity of *Aedes albopictus* (Diptera: Culicidae) in the United Kingdom. *Journal of Vector Ecology* **31**(2): 292–304.
- MEDLOCK J. M., HANSFORD K. M., SCHAFFNER F., VERSTEIRT V., HENDRICKX G., ZELLER H. & VAN BORTEL W. (2012): A review of the invasive mosquitoes in Europe: ecology, public health risks, and control options. *Vector-borne and Zoonotic Diseases* **12**(6): 435–447.
- MEDLOCK J. M., SNOW K. R. & LEACH S. (2005): Potential transmission of West Nile virus in the British Isles: an ecological review of candidate mosquito bridge vectors. *Medical and Veterinary Entomology* **19**(1): 2–21.
- MONTARSI F., CIOCCHETTA S., DEVINE G., RAVAGNAN S., MUTINELLI F., FRANGIPANE DI REGALBONO A., OTRANTO D. & CAPELLI G. (2015): Development of *Dirofilaria immitis* within the mosquito *Aedes (Finlaya) koreicus*, a new invasive species for Europe. *Parasites & Vectors* **8**(1): 177.
- MONTARSI F., MARTINI S., DAL PONT M., DELAI N., FERRO MILONE N., MAZZUCATO M., SOPPELSA F., CAZZOLA L., CAZZIN S., RAVAGNAN S., CIOCCHETTA S., RUSSO F. & CAPELLI G. (2013): Distribution and habitat characterization of the recently introduced invasive mosquito *Aedes koreicus* [*Hulecoeteomyia koreica*], a new potential vector and pest in north-eastern Italy. *Parasites & Vectors* **6**(1): 292.
- OROSZ S., KISS B., SZÁNTÓNÉ VESZELKA M., PESTINÉ JÁNOSKA Zs., TORZSA S., KROCSKÓ G. & KÁKAI Á. (2018): A pettyesszárnyú muslica térhódítása hazánkban. *Növényvédelem* **79**(6): 237–245.
- PAUPY C., DELATTE H., BAGNY L., CORBEL V. & FONTENILLE D. (2009): *Aedes albopictus*, an arbovirus vector: From the darkness to the light. *Microbes and Infection* **11**(14–15): 1177–1185.
- POYET M., LE ROUX V., GIBERT P., MEIRLAND A., PRÉVOST G., ESLIN P. & CHABRERIE O. (2015): The wide potential trophic niche of the Asiatic Fruit Fly *Drosophila suzukii*: The key of its invasion success in temperate Europe? *PLoS ONE* **10**(11): e0142785.
- RICCARDO F., VENTURI G., DI LUCA M., DEL MANSO M., SEVERINI F., ANDRIANOU X., FORTUNA

- C., REMOLI M. E., BENEDETTI E., CAPORALI M. G., FRATTO F., MIGNUOLI A. D., RIZZO L., DE VITO G., DE GIORGIO V., SURACE L., VAIRO F., ANGELINI P., RE M. C., AMENDOLA A., FIORENTINI C., MARSILI G., TOMA L., BOCCOLINI D., ROMI R., PEZZOTTI P., REZZA G. & RIZZO C. (2019): Secondary autochthonous outbreak of chikungunya, Southern Italy, 2017. *Emerging Infectious Diseases* **25**(11): 2093–2095.
- ROMI R., SEVERINI F. & TOMA L. (2006): Cold acclimation and overwintering of female *Aedes albopictus* in Roma. *Journal of the American Mosquito Control Association* **22**(1): 149–151.
- RYAN G. D., EMILJANOWICZ L., WILKINSON F., KORNYA M. & NEWMAN J. A. (2016): Thermal tolerances of the Spotted-Wing *Drosophila* *Drosophila suzukii* (Diptera: Drosophilidae). *Journal of Economic Entomology* **109**(2): 746–752.
- SARDELIS M. R., TURELL M. J. & ANDRE R. G. (2003): Experimental transmission of St. Louis encephalitis virus by *Ochlerotatus j. japonicus*. *Journal of the American Mosquito Control Association* **19**(2): 159–162.
- SÁRDI S., SZENTPÁLI-GAVALLÉR K., BAKONYI T., SZENCI O. & KUTASI O. (2012): Lovak nyugat-nílusi vírus okozta agy- és gerincvelő gyulladás. Irodalmi áttekintés. *Magyar Állatorvosok Lapja* **134**(12): 707–717.
- SCHAFFNER F., CHOUIN S. & GUILLOTEAU J. (2003): First record of *Ochlerotatus (Finlaya) japonicus* (Theobald, 1901) in metropolitan France. *Journal of the American Mosquito Control Association* **19**(1): 1–5.
- SCHAFFNER F., KAUFMANN C., HEGGLIN D. & MATHIS A. (2009): The invasive mosquito *Aedes japonicus* in Central Europe. *Medical and Veterinary Entomology* **23**(4): 448–451.
- SCHAFFNER F., VAZEILLE M., KAUFMANN C., FAILLOUX A.-B. & MATHIS A. (2011): Vector competence of *Aedes japonicus* for chikungunya and dengue viruses. *European Mosquito Bulletin* **29**: 141–142.
- SCHOLTE E.-J. & SCHAFFNER F. (2007): Waiting for the tiger: establishment and spread of the *Aedes albopictus* mosquito in Europe. In: Takken W & Knols B. G. J. (eds.): *Emerging pests and vector-borne diseases in Europe*. Volume 1. Wageningen Academic Publishers, Wageningen: 241–300.
- SEIDEL B., MONTARSI F., HUEMER H. P., INDRA A., CAPELLI G., ALLERBERGER F. & NOWOTNY N. (2016): First record of the Asian Bush Mosquito, *Aedes japonicus japonicus*, in Italy: invasion from an established Austrian population. *Parasites & Vectors* **9**(1): 284.
- SOLTÉSZ Z. & ZÖLDI V. (2017): Behurcolt és invazív csípőszúnyogok Magyarországon. *Magyar Tudomány* **178**(4): 410–412.
- SPRENGER D. & WUITHIRANYAGHOL T. (1986): The discovery and distribution of *Aedes albopictus* in Harris County, Texas. *Journal of the American Mosquito Control Association* **2**(2): 217–219.
- STOCKTON D. G., WALLINGFORD A. K. & LOEB G. M. (2018): Phenotypic plasticity promotes overwintering survival in a globally invasive crop pest, *Drosophila suzukii*. *Insects* **9**(3): 105.
- SUTER T., FLACIO E., FARIÑA B. F., ENGELER L., TONOLLA M. & MÜLLER P. (2015): First report of the invasive mosquito species *Aedes koreicus* in the Swiss-Italian border region. *Parasites & Vectors* **8**(1): 402
- TAIT G., GRASSI A., PFAB F., CRAVA C. M., DALTON D. T., MAGAREY R., OMETTO L., VEZZULLI S., ROSSI-STACCONI M. V., GOTTARDELLO A., PUGLIESE A., FIRRAO G., WALTON V. M. & ANFORA G. (2018): Large-scale spatial dynamics of *Drosophila suzukii* in Trentino, Italy. *Journal of Pest Science* **91**(4): 1213–1224.
- TAIT G., MERMER S., STOCKTON D., LEE J., AVOSANI S., ABRIEUX A., ANFORA G., BEERS E., BIONDI A., BURRACK H., CHA D., CHIU J. C., CHOI M.-Y., CLOONAN K., CRAVA C. M., DAANE K. M., DALTON D. T., DIEPENBROCK L., FANNING P., GANJISAFFAR F., GÓMEZ M. I., GUT L., GRASSI A., HAMBY K., HOELMER K. A., IORIATTI C., ISAACS R., KLINK J., KRAFT L., LOEB G., ROSSI-STACCONI M. V., NIERI R., PFAB F., PUPPATO S., RENDON D., RENKEMA J., RODRIGUEZ-SAONA C., ROGERS M., SASSÙ F., SCHÖNEBERG T., SCOTT M. J., SEAGRAVES M., SIAL A., VAN TIMMEREN S., WALLINGFORD A., WANG X., YEH D. A., ZALOM F. G. & WALTON V. M. (2021): *Drosophila suzukii* (Diptera: Drosophilidae): A decade of research towards a sustainable integrated pest management program. *Journal of Economic Entomology* **114**(5): 1950–1974.
- TAKASHIMA I. & ROSEN L. (1989): Horizontal and vertical transmission of Japanese encephalitis virus by *Aedes japonicus* (Diptera: Culicidae). *Journal of Medical Entomology* **26**(5): 454–458.
- TANAKA K., MIZUSAWA K. & SAUGSTAD E. S. (1979): A revision of the adult and larval mosquitoes of Japan (including the Ryukyu Archipelago and the Ogasawara islands) and Korea (Diptera: Culicidae). *Contributions of the American Entomological Institute* **16**: 1–987.

- THOMAS S. M., OBERMAYR U., FISCHER D., KREYLING J. & BEIERKUHNLEIN C. (2012): Low-temperature threshold for egg survival of a post-diapause and non-diapause European aedine strain, *Aedes albopictus* (Diptera: Culicidae). *Parasites & Vectors* **5**(1): 100.
- TOCHEN S., DALTON D. T., WIMAN N., HAMM C., SHEARER P. W. & WALTON W. M. (2014): Temperature-related development and population parameters for *Drosophila suzukii* (Diptera: Drosophilidae) on cherry and blueberry. *Environmental Entomology* **43**(2): 501–510.
- TÓTH S. (2004): *Magyarország csípőszúnyog-faunája* (Diptera: Culicidae). Somogy Megyei Múzeumok Igazgatósága, Kaposvár. /Natura Somogyiensis 6./
- TURELL M. J., BYRD B. D. & HARRISON B. A. (2013): Potential for populations of *Aedes j. japonicus* to transmit Rift Valley fever virus in the USA. *Journal of the American Mosquito Control Association* **29**(2): 133–137.
- VERSTEIRT V., DE CLERCQ E. M., FONSECA D. M., PECOR J., SCHAFFNER F., COOSEMANS M. & VAN BORTEL W. (2012): Bionomics of the established exotic mosquito species *Aedes koreicus* in Belgium, Europe. *Journal of Medical Entomology* **49**(6): 1226–1232.
- VERSTEIRT V., SCHAFFNER F., GARROS C., DEKONINCK W., COOSEMANS M. & VAN BORTEL W. (2009): Introduction and establishment of the exotic mosquito species *Aedes japonicus japonicus* (Diptera: Culicidae) in Belgium. *Journal of Medical Entomology* **46**(6): 1464–1467.
- WERNER D., ZIELKE D. E. & KAMPEN H. (2016): First record of *Aedes koreicus* (Diptera: Culicidae) in Germany. *Parasitology Research* **115**(3): 1331–1334.
- WONG P.-S. J., LI M. I., CHONG C.-S., NG L.-C. & TAN C.-H. (2013): *Aedes (Stegomyia) albopictus* (Skuse): a potential vector of Zika virus in Singapore. *PLoS Neglected Tropical Diseases* **7**(8): e2348.

HALAK – Pisces

- ADÁMEK Z., ANDREJI J. & GALLARDO J. M. (2007): Food habits of four bottom-dwelling gobiid species at the confluence of the Danube and Hron rivers (South Slovakia). *International Review of Hydrobiology* **92**(4–5): 554–563.
- AHNELT H., BĂNĂRESCU P., SPOLWIND R., HARKA Á. & WAIDBACHER H. (1998): Occurrence and distribution of three gobiid species (Pisces, Gobiidae) in the middle and upper Danube region – examples of different dispersal patterns? *Biologia (Bratislava)* **53**(5): 665–678.
- AHNELT H., BIANCO P. G. & SCHWAMMER H. (1995): Systematics and zoogeography of *Knipowitschia caucasica* (Teleostei: Gobiidae) based on new records from the Aegean Anatolian area. *Ichthyological Exploration of Freshwaters* **6**(1): 49–60.
- ALLEN Y., KIRBY S., COPP G. H. & BRAZIER M. (2006): Toxicity of rotenone to Topmouth Gudgeon *Pseudorasbora parva* for eradication of this non-native species from a tarn in Cumbria, England. *Fisheries Management and Ecology* **13**(5): 337–340.
- ALLENDORF F. W. & UTTER F. M. (1979): Population genetics. In: HOAR W. S., RANDALL D. J. & BRETT J. R. (eds.): *Fish physiology*. Volume 8. *Bioenergetics and growth*. Academic Press, New York: 407–454.
- ALMEIDA D., MERINO-AGUIRRE R., VILIZZI L. & COPP G. H. (2014): Interspecific aggressive behaviour of invasive Pumpkinseed *Lepomis gibbosus* in Iberian fresh waters. *PLoS ONE* **9**(2): e88038.
- BALOGH R. E., BORZÁK R., DOSZPOLY A., MÁRI Á. & WEIPERTH A. (2021): A feketeszájú géb (*Neogobius melanostomus*) első bányatavi észlelése Magyarországon. *Halászat* **114**(3): 98.
- BĂNĂRESCU P. (1992): *Zoogeography of fresh waters*. Volume 2. *Distribution and dispersal of freshwater animals in North America and Eurasia*. AULA-Verlag, Weisbaden.
- BARROS L. C., SANTOS U., ZANUNCIO J. C. & DERGAM J. A. (2012): *Plagioscion squamosissimus* (Sciaenidae) and *Parachromis managuensis* (Cichlidae): a threat to native fishes of the Doce River in Minas Gerais, Brazil. *PLoS ONE* **7**(6): e39138.

- BÁSKAY I., PÉNZES B. & REPKÉNYI Z. (1998): Adatok a szúnyogirtó fogaspony (*Gambusia affinis holbrooki* Girard, 1859) táplálkozásához és szaporodásához hazai körülmények között. *Állattani Közlemények* **83**: 67–82.
- BEHNKE R. (1992): *Native trout of Western North America*. American Fisheries Society, Bethesda. /American Fisheries Society Monograph 6./
- BERG L. SZ. (1949): *Ribi presznyi vod SzSzsZR i szopregyelnyih sztran*. Cs. 3. 4-e izd. Izdvo Akagyemii nauk SzSzsZR, Moszkva – Leningrad.
- BERINKEY L. (1960): The Stickleback (*Gasterosteus aculeatus* L.), a new fish species from Hungary. *Vertebrata Hungarica* **2**(1): 1–10.
- BERINKEY L. (1966): *Pisces – Halak*. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- BEUKEBOOM L. W. & VRIJENHOEK R. C. (1998): Evolutionary genetics and ecology of sperm-dependent parthenogenesis. *Journal of Evolutionary Biology* **11**(6): 755–782.
- BILLARD R. (1997): *Les poissons d'eau douce des rivières de France. Identification, inventaire et répartition des 83 espèces*. Delachaux & Niestlé, Lausanne. /Les encyclopédies du naturaliste/
- BÍRÓ P. (1971): Egy új gébféle (*Neogobius fluviatilis* Pallas) a Balatonból. *Halászat* **18/64**(1): 22–23.
- BÍRÓ P. (1972): *Neogobius fluviatilis* in Lake Balaton – a Ponto-Caspian goby new to the fauna of central Europe. *Journal of Fish Biology* **4**(2): 249–255.
- BLANCHET S., LOOT G., GRENOUILLET G. & BROUSSE S. (2007): Competitive interactions between native and exotic salmonids: a combined field and laboratory demonstration. *Ecology of Freshwater Fish* **16**(2): 133–143.
- BÓDIS E., BORZA P., POTYÓ I., PUKY M., WEIPERTH A. & GUTI G. (2012): Invasive mollusc, crustacean, fish and reptile species along the Hungarian stretch of the River Danube and some connected waters. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* **58** (Supplement 1): 29–45.
- BONAR S. A., BOLDING B. & DIVENS M. (2002): Effects of triploid Grass Carp on aquatic plants, water quality, and public satisfaction in Washington State. *North American Journal of Fisheries Management* **22**(1): 96–105.
- BORCHERDING J., HERTEL A. & BREIDEN S. (2013): Activity and competitive behaviour of invasive *Neogobius melanostomus* and *Ponticola kessleri* (Gobiidae) from the River Rhine, Germany. *Ethology Ecology & Evolution* **25**(4): 351–365.
- BORZA P., ERŐS T. & OERTEL N. (2009): Food resource partitioning between two invasive gobiid species (Pisces, Gobiidae) in the littoral zone of the River Danube, Hungary. *International Review of Hydrobiology* **94**(5): 609–621.
- BOTTA I., KERESZTESSY K. & NEMÉNYI I. (1984): Halfaunisztikai és ökológiai tapasztalatok természetes vizeinkben. *Állattani Közlemények* **71**(1–4): 39–50.
- BRANDNER J., AUERSWALD K., CERWENKA A. F., SCHLIEWEN U. K. & GEIST J. (2013): Comparative feeding ecology of invasive Ponto-Caspian gobies. *Hydrobiologia* **703**(1): 113–131.
- BRETT B. L. H. & TURNER B. L. (1983): Genetic divergence in the *Poecilia sphenops* complex in Middle America. *Biochemical Systematics and Ecology* **11**(2): 127–137.
- BROWN T. G., RUNCIMAN B., POLLARD S. & GRANT A. D. A. (2009): *Biological synopsis of Largemouth Bass (Micropterus salmoides)*. Fisheries and Oceans Canada, Science Branch, Pacific Region, Pacific Biological Station, Nanaimo (British Columbia). /Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Sciences 2884./
- CABI (2021): *Gambusia affinis* (Western Mosquitofish). In: *Invasive Species Compendium*. CAB International, Wallingford. – www.cabi.org
- CAIOLA N. & DE SOSTOA A. (2002): First record of the Asiatic cyprinid *Pseudorasbora parva* in the Iberian Peninsula. *Journal of Fish Biology* **61**(4): 1058–1060.
- CHARLEBOIS P. M., CORKUM L. D., JUDE D. J. & KNIGHT C. (2001): The Round Goby (*Neogobius melanostomus*) invasion: current research and future needs. *Journal of Great Lakes Research* **27**(3): 263–266.
- COPP G. H. & FOX M. G. (2007): Growth and life history traits of introduced Pumpkinseed (*Lepomis gibbosus*) in Europe, and the relevance to its potential invasiveness. In: GHERARDI F. (ed.): *Biological invaders in inland waters: Profiles, distribution, and threats*. Springer, Dordrecht: 289–306.
- COPP G. H., BRITTON J. R., GUO Z., EDMONDS-BROWN V. R., PEGG J., VILIZZI L. & DAVIDSON P. I. (2017): Trophic consequences of non-native Pumpkinseed *Lepomis gibbosus* for native pond fishes. *Biological Invasions* **19**(1): 25–41.
- COPP G. H., GARTHWAITE R. & GOZLAN R. E. (2005): Risk identification and assessment of non-native freshwater fishes: a summary of concepts and perspectives on protocols for the UK. *Journal of Applied Ichthyology* **21**(4): 371–373.

- COPP G. H., TARKAN A. S., MASSON G., GODARD M. J., KOŠČO J., KOVÁČ V., NOVOMESKÁ A., MIRANSA R., CUCHEROUSET J., PEDICILLO G. & BLACKWELL B. G. (2016): A review of growth and life-history traits of native and non-native European populations of Black Bullhead *Ameiurus melas*. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* **26**(3): 441–469.
- COURTENAY W. R. (2006): *U. S. Fish and Wildlife Service Lacey Act Evaluation Criteria. Rotan, Percottus glenii (Pisces, Odontobutidae)*. Technical Assistance Document to the United States Fish and Wildlife Service.
- COURTENAY W. R. & MEFFE G. K. (1989): Small fishes in strange places: a review of introduced poeciliids. In: MEFFE G. K. & SNELSON F. F. (eds.): *Ecology and evolution of livebearing fishes (Poeciliidae)*. Prentice Hall, Englewood Cliffs (New Jersey): 319–331.
- COWEN R. K., CHIARELLA L. A., GOMEZ C. J. & BELL M. A. (1991): Offshore distribution, size, age, and lateral plate variation of late larval/early juvenile Sticklebacks (*Gasterosteus*) off the Atlantic coast of New Jersey and New York. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **48**(9): 1679–1684.
- CRAWFORD S. S. & MUIR A. M. (2008): Global introductions of salmon and trout in the genus *Oncorhynchus*: 1870–2007. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* **18**(3): 313–344.
- CZEGLÉDI I., PREISZNER B., VITÁL Z., KERN B., BOROSS N., SPECZIÁR A., TAKÁCS P. & ERŐS T. (2019): Habitat use of invasive Monkey Goby (*Neogobius fluviatilis*) and Pumpkinseed (*Lepomis gibbosus*) in Lake Balaton (Hungary): a comparison of electrofishing and fyke netting. *Hydrobiologia* **846**(1): 147–158.
- CSIPKÉS R., SZATMÁRI L. & SOÓS N. (2012): Nyugati pikó (*Gasterosteus gymnurus*) a Drávában. *Halászat* **105**(1): 17–18.
- DILLON A. K. & STEPIEN C. A. (2001): Genetic and biogeographic relationships of the invasive Round (*Neogobius melanostomus*) and Tubenose (*Proterorhinus marmoratus*) Gobies in the Great Lakes versus Eurasian populations. *Journal of Great Lakes Research* **27**(3): 267–280.
- ERŐS T. (2007): Partitioning the diversity of riverine fish: the roles of habitat types and non-native species. *Freshwater Biology* **52**(7): 1400–1415.
- ERŐS T. & GUTI G. (1997): Kessler-géb (*Neogobius kessleri* Günther, 1861) a Duna magyarországi szakaszán – új halfaj előfordulásának igazolása. *Halászat* **90**(2): 83–84.
- ERŐS T., BAMMER V., GYÖRGY Á. I., PEHLIVANOV L., SCHABUSS M., ZORNIG H., WEIPERTH A. & SZALÓKY Z. (2017): Typology of a great river using fish assemblages: implications to the bioassessment of the Danube River. *River Research and Applications* **33**(1): 37–49.
- ERŐS T., SEVCSIK A. & TÓTH B. (2005): Abundance and night-time habitat use patterns of Ponto-Caspian gobiid species (Pisces, Gobiidae) in the littoral zone of the River Danube, Hungary. *Journal of Applied Ichthyology* **21**(4): 350–357.
- ERŐS T., TAKÁCS P., SÁLY P., SPECZIÁR A., GYÖRGY Á. I. & BÍRÓ P. (2008a): Az amurgéb, a *Percottus glenii* Dybowski, 1877 megjelenése a Balaton vízgyűjtőjén. *Halászat* **101**(2): 75–77.
- ERŐS T., TÓTH B., SEVCSIK A. & SCHMERA D. (2008b): Comparison of fish assemblage diversity in natural and artificial rip-rap habitats in the littoral zone of a large river (River Danube, Hungary). *International Review of Hydrobiology* **93**(1): 88–105.
- ETNIER D. A. & STARNES W. C. (1993): *The fishes of Tennessee*. The University of Tennessee Press, Knoxville.
- FAO (2021): *Hypophthalmichthys nobilis* (Richardson, 1845) [Cyprinidae]. In: *Cultured aquatic species fact sheets*. – www.fao.org/fishery/
- FARSKÝ M., HAJDÚ J., PEKÁRIK L. & KAUTMAN J. (2013): On the occurrence of the Siberian Sturgeon (*Acipenser baerii* Brandt, 1869) in Slovak–Hungarian section of the Danube. *Pisces Hungarici* **7**: 139–140.
- FERINCZ Á., HORVÁTH ZS., STASZNY Á., ÁCS A., KOVÁTS N., VAD CS. F., CSABA J., SÜTŐ SZ. & PAULOVITS G. (2016a): Desiccation frequency drives local invasions of non-native Gibel Carp (*Carassius gibelio*) in the catchment of a large, shallow lake (Lake Balaton, Hungary). *Fisheries Research* **173**(1): 37–44.
- FERINCZ Á., STASZNY Á., WEIPERTH A., TAKÁCS P., URBÁNYI B., VILIZZI L., PAULOVITS G. & COPP G. H. (2016b): Risk assessment of non-native fishes in the catchment of the largest Central-European shallow lake (Lake Balaton, Hungary). *Hydrobiologia* **780**(1): 85–97.
- FERINCZ Á., JUHÁSZ V., STASZNY Á., URBÁNYI B. & TAKÁCS P. (2019): Idegenhonos halak Magyarországon. A betelepítések okai, trendjei és forrásai. *Magyar Horgász* **73**(3): 24–25.
- FOBERT E., FOX M. G., RIDGWAY M. & COPP G. H. (2011): Heated competition: how climate change will affect non-native Pumpkinseed *Lepomis gibbosus* and native Perch *Perca fluviatilis*

- interactions in the U. K. *Journal of Fish Biology* **79**(6): 1592–1607.
- FREEDMAN J. A., BUTLER S. E. & WAHL D. H. (2012): *Impacts of invasive Asian carps on native food webs. Final project report.* Kaskaskia Biological Station, Illinois Natural History Survey, University of Illinois at Urbana-Champaign, Champaign (Illinois).
- FREYHOF J. & KOTTELAT M. (2008): *Babka gymnotrachelus*. In: *The IUCN Red List of Threatened Species 2008*: e.T188118A8643960. – www.iucnredlist.org
- FRIEDRICH T., GESSNER J., REINARTZ R. & STRIEBEL-GREITER B. (eds.) (2018): *Pan-European Action Plan for Sturgeons. Multi Species Action Plan for the: Russian Sturgeon complex (Acipenser gueldenstaedtii, A. persicus-colchicus), Adriatic Sturgeon (Acipenser naccarii), Ship Sturgeon (Acipenser nudiventris), Atlantic/Baltic Sturgeon, (Acipenser oxyrinchus), Sterlet (Acipenser ruthenus), Stellate Sturgeon (Acipenser stellatus), European/Common Sturgeon (Acipenser sturio), and Beluga (Huso huso).* Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats, Strassbourg.
- FRIEDRICH T., REINARTZ R. & GESSNER J. (2019): Sturgeon re-introduction in the Upper and Middle Danube River Basin. *Journal of Applied Ichthyology* **35**(5): 1059–1068.
- FRIMODT C. (1995): *Illustrated multilingual guide to the world's commercial warmwater fish.* John Wiley and Sons Ltd., Oxford.
- FROESE R. & PAULY D. (eds.) (2021a): *Ctenopharyngodon idella* (Valenciennes, 1844). Grass Carp. In: *FishBase*. – www.fishbase.org
- FROESE R. & PAULY D. (eds.) (2021b): *Gambusia affinis* (Baird & Girard, 1853). Mosquitofish. In: *FishBase*. – www.fishbase.org
- FROESE R. & PAULY D. (eds.) (2021c): *Hypophthalmichthys molitrix* (Valenciennes, 1844). In: *FishBase*. – www.fishbase.org
- FROMMEN J. G., HERDER F., ENGQVIST L., MEHLIS M., BAKKER T. C. M., SCHWARZER J. & THÜNKEN T. (2011): Costly plastic morphological responses to predator specific odour cues in Three-spined Sticklebacks (*Gasterosteus aculeatus*). *Evolutionary Ecology* **25**(3): 641–656.
- FULLER P. & CANNISTER M. (2022): *Lepomis gibbosus* (Linnaeus, 1758). In: U.S. GEOLOGICAL SURVEY: *Nonindigenous Aquatic Species Database*. Gainesville (Florida) – https://nas.er.usgs.gov
- GANTE H. F. & SANTOS C. D. (2002): First records of the North American Catfish *Ameiurus melas* in Portugal. *Journal of Fish Biology* **61**(6): 1643–1646.
- GARCÍA-BERTHOU E. (2002): Ontogenetic diet shifts and interrupted piscivory in introduced Largemouth Bass (*Micropterus salmoides*). *International Review of Hydrobiology* **87**(4): 353–363.
- GESTRING K. & SHAFLAND P. (1997): Selected life history attributes of the exotic Jaguar Guapote (*Cichlasoma managuense*) in Florida. *Florida Scientist* **60**(3): 137–142.
- GHEORGHIEV J. M. (1964): Some new and little known bullheads (Gobiidae, Pisces) to Bulgarian ichthyofauna. *Izveshtyija na Insztituta po Ribovdsztvo i Ribolov (Varna)* **4**: 189–206.
- GHERARDI F., GOLLASCH S., MINCHIN D., OLENIN S. & PANOV V. E. (2009): Alien invertebrates and fish in European inland waters. In: DAISIE (ed.): *Handbook of alien species in Europe*. Springer, sine loco: 81–92.
- GOZLAN R. E., PINDER A. C. & SHELLEY J. (2002): Occurrence of the Asiatic cyprinid *Pseudorasbora parva* in England. *Journal of Fish Biology* **61**(1): 298–300.
- GOZLAN R. E., ST-HILAIRE S., FEIST S. W., MARTIN P. & KENT M. L. (2005): Disease threat to European fish. *Nature* **435**(7045): 1046.
- GRABOWSKA J., TARKAN A. S., BŁOŃSKA D., KARAKUŞ N. T., JANIC B. & PRZYBYLSKI M. (2021): Prolific pioneers and reserved settlers. Changes in the life-history of the Western Tubenose Goby (*Proterorhinus semilunaris*) at different invasion stages. *Science of the Total Environment* **750**: 142316.
- GUTI G. (2005): A csupasztorkú géb, *Neogobius gymnotrachelus* (Kessler, 1857) megjelenése a Duna magyarországi szakaszán. *Halászat* **98**(4): 161–162.
- GUTI G., ERŐS T., SZALÓKY Z. & TÓTH B. (2003): A kerekfejű géb, a *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1811) megjelenése a Duna magyarországi szakaszán. *Halászat* **96**(3): 116–119
- GYÖRE K. (1995): *Magyarország természetesvízi halai (Szervezetten, élettan, ökológia, rendszertan).* Környezetgazdálkodási Intézet, [Budapest]. / *Vízi természet- és környezetvédelem 1./*
- HALASI-KOVÁCS B. & ANTAL L. (2011): Új pontokaszpikus gébfaj, kaukázusi törpegéb (*Knipowitschia caucasica* Berg, 1916) a Kárpát-medencében – a terjeszkedés ökológiai kérdései. *Halászat* **104**(3–4): 120–128.
- HALASI-KOVÁCS B., ANTAL L. & NAGY S. A. (2011): First record of a Ponto-Caspian *Knipowitschia* species (Gobiidae) in the Carpathian basin, Hungary. *Cybiium* **35**(3): 257–258.

- HALASI-KOVÁCS B., SZEPESI Zs. & HARKA Á. (2015): Kaukázusi törpegéb (*Knipowitschia caucasica*) a Körös vízrendszerében. *Halászat* **108**(3): 13–14.
- HALVERSON M. A. (2008): Stocking trends: A quantitative review of governmental fish stocking in the United States, 1931 to 2004. *Fisheries* **33**(2): 69–75.
- HANEL L., PLESNÍK J., ANDRESKA J., LUSK S., NOVÁK J. & PLÍŠTIL J. (2011): Alien fishes in European waters. *Bulletin Lampetra* **7**: 148–185.
- HÄNFLING B., BOLTON P., HARLEY M. & CARVALHO G. R. (2005): A molecular approach to detect hybridisation between Crucian Carp (*Carassius carassius*) and non-indigenous carp species (*Carassius* spp. and *Cyprinus carpio*). *Freshwater Biology* **50**(3): 403–417.
- HANSSON L.-A., JOHANSSON L. & PERSSON L. (1987): Effects of fish grazing on nutrient release and succession of primary producers. *Limnology and Oceanography* **32**(2): 723–729.
- HARKA Á. (1998): Magyarország faunájának új halfaja: az amurgéb (*Perccottus glehni* Dybowsky, 1877). *Halászat* **91**(1): 32–33.
- HARKA Á. & SALLAI Z. (2004): *Magyarország halfaunája. Képes határozó és elterjedési tájékoztató*. Nimfea Természetvédelmi Egyesület, Szarvas.
- HARKA Á. & SZEPESI Zs. (2010): Hány pikófaj (*Gasterosteus* sp.) él Magyarországon? *Pisces Hungarici* **4**: 101–103.
- HARKA Á. & SZEPESI Zs. (2016): The successful establishment of Eastern Mosquitofish (*Gambusia holbrooki* Girard, 1859) in the River Zagyva. *Pisces Hungarici* **10**: 85–87.
- HARKA Á., NYESTE K., NAGY L. & ERŐS T. (2014): Bíborsügérek (*Hemichromis guttatus* Günther, 1862) a Hévízi-tó termálvizében. *Pisces Hungarici* **8**: 29–34.
- HARKA Á., ŠANDA R. & HALASI-KOVÁCS B. (2012): Egy új invazív gébfaj, a kaukázusi törpegéb – *Knipowitschia caucasica* (Berg, 1916) – megjelenése a Tiszában, valamint a populáció morfológiai és genetikai vizsgálatának első eredményei. *Pisces Hungarici* **7**: 5–11.
- HECKEL J. J. (1863): Magyarország édesvízi halainak rendszeres átnézete, jegyzetekkel s az új fajok rövid leírásával. Fordította és a tudomány újabbkori haladásával bővítette Chyzer Kornél. In: HALÁSZ G. (szerk.): *A Magyar Orvosok és Természetvizsgálók 1847. augusztus 11–17. Sopronban tartott VIII. nagygyűlésének történeti vázolata és munkálatai*. Emich Gusztáv, Pest: 193–216.
- HENSEL K. (1971): Some notes on the systematic status of *Carassius auratus gibelio* (Bloch, 1782) with further record of this fish from the Danube river in Czechoslovakia. *Věstník Československé Společnosti Zoologické* **35**(3): 186–198.
- HERMAN O. (1887): *A magyar halászat könyve*. K. M. Természettudományi Társulat, Budapest.
- HOLMES B. J., WILLIAMS S. M. & POWER T. N. (2020): Evidence of naturalisation of the invasive Jaguar Cichlid *Parachromis managuensis* (Günther, 1867), in Queensland, Australia. *BioInvasions Records* **9**(1): 146–157.
- HORN P. & ZSILINSZKY S. (2005): *Akvarisztika*. 15., bővített kiadás. Mezőgazda Kiadó, Budapest. / Állatbarátok könyvtára/
- HOWELL D. H., WOODFORD D. J., WEYL O. L. F. & FRONEMAN W. (2013): Population dynamics of the invasive fish, *Gambusia affinis*, in irrigation impoundments in the Sundays River Valley, Eastern Cape, South Africa. *Water SA* **39**(4): 485–490.
- HUCKSTORF V. (2012): *Hypophthalmichthys nobilis*. In: *The IUCN Red List of Threatened Species 2012*: e.T166172A1116524. – www.iucnredlist.org
- JACKSON P. F. R. (1976): Threats to Lake Atitlán, Guatemala. *Environmental Conservation* **3**(3): 199.
- JAROSZEWSKA M., DABROWSKI K., WILCZYŃSKA B. & KAKAREKO T. (2008): Structure of the gut of the Racer Goby *Neogobius gymnotrachelus* (Kessler, 1857). *Journal of Fish Biology* **72**(7): 1773–1786.
- JENNINGS D. P. (1988): *Bighead Carp (Hypophthalmichthys nobilis): biological synopsis*. U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Washington. /Biological Report 88(29)/
- JUDE D. J., REIDER R. H. & SMITH G. R. (1992): Establishment of Gobiidae in the Great Lakes basin. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **49**(2): 416–42.
- JURAJDA P., ČERNÝ J., POLAČIK M., VALOVÁ Z., JANÁČ M., BLAŽEK R. & ONDRAČKOVÁ M. (2005): The recent distribution and abundance of non-native *Neogobius* fishes in the Slovak section of the River Danube. *Journal of Applied Ichthyology* **21**(4): 319–323.
- KESZTE SZ., FERINCZ Á., TÓTH-IHÁSZ K., BALOGH R. E., STASZNY Á., HEGYI Á., TAKÁCS P., URBNYI B. & KOVÁCS B. (2021): Mitochondrial sequence diversity reveals the hybrid origin of invasive Gibel Carp (*Carassius gibelio*) populations in Hungary. *PeerJ* **9**: e12441.
- KEVREKIDIS T., KOKKINAKIS A. K. & KOUKOURAS A. (1990): Some aspects of the biology and ecology of *Knipowitschia caucasica* (Teleostei: Gobiidae) in the Evros Delta (North Aegean Sea). *Helgoländer Meeresuntersuchungen* **44**(2): 173–187.
- KLINE J. L., LOFTUS W. F., KOTUN K., TREXLER J. C., REHAGE J. S., LORENZ J. J. & ROBINSON M. (2013):

- Recent fish introductions into Everglades National Park: an unforeseen consequence of water-management? *Wetlands* **34** (Supplement 1): 175–187.
- KOŠČO J., LUSK S., HALAČKA K. & LUSKOVÁ V. (2003): The expansion and occurrence of the Amur Sleeper (*Perccottus glenii*) in eastern Slovakia. *Folia Zoologica* **52**(3): 329–336.
- KOTTELAT M. & FREYHOF J. (2007): *Handbook of European freshwater fishes*. Publications Kottelat and Freyhof, Cornol – Berlin.
- KOTTELAT M. & WHITTEN T. (1996): *Freshwater biodiversity in Asia. With special reference to fish*. The World Bank, Washington. /World Bank Technical Paper 343./
- KOVÁČ V., COPP G. H. & SOUSA R. P. (2009): Life-history traits of invasive Bighead Goby *Neogobius kessleri* (Günther, 1861) from the middle Danube River, with a reflection on which goby species may win the competition. *Journal of Applied Ichthyology* **25**(1): 33–37.
- KOVÁCS B. & URBÁNYI B. (szerk.) (2019): *A kínai növényevő pontyfélék biológiája és tenyésztése*. Vármédia-Print Kft., Gödöllő.
- KRIESCH J. (1873): Ein neuer *Gobius*. *Verhandlungen der Kaiserlich-Königlichen Zoologisch-Botanischen Gesellschaft in Wien* **23**: 369–376.
- LEINONEN T., HERCZEG G., CANO J. M. & MERILÄ J. (2011): Predation-imposed selection on Threespine Stickleback (*Gasterosteus aculeatus*) morphology: a test of the refuge use hypothesis. *Evolution* **65**(10): 2916–2926.
- LEUNDA P. M., OSOZ J., ELVIRA B., AGORRETA A., PEREA S. & MIRANDA R. (2008): Feeding habits of the exotic Black Bullhead *Ameiurus melas* (Rafinesque) in the Iberian Peninsula: first evidence of direct predation on native fish species. *Journal of Fish Biology* **73**(1): 96–114.
- LEVER C. (1996): *Naturalized fishes of the world*. Academic Press, San Diego.
- LITVINOV A. G. & O'GORMAN R. (1996): Biology of Amur Sleeper (*Perccottus glehni*) in the Delta of the Selenga River, Buryatia, Russia. *Journal of Great Lakes Research* **22**(2): 370–378.
- LOFTUS W. F., TREXLER J. C., DUNKER K., LISTON S. & REHAGE J. S. (2006): *Introduced fishes in short-hydroperiod wetlands: evaluation of sampling, status, and potential effects*. Final report from USGS to Everglades National Park for Agreement # CESI IA F5284-04-0039. U.S. Geological Survey, Homestead (Florida).
- LOISELLE P. V. (1979): A revision of the genus *Hemichromis* Peters 1858 (Teleostei: Cichlidae). *Annales du Musée Royal de l'Afrique Centrale Série in-8. Sciences Zoologiques* **228**: 1–124.
- LOISELLE P. V. (1992): An annotated key to the genus *Hemichromis* Peters 1858. *Buntbarsche Bulletin* **148**: 2–19.
- LOWE S., BROWNE M., BOUDJELAS S. & DE POORTER M. (2000): *100 of the world's worst invasive alien species. A selection from the global invasive species database*. The IUCN Invasive Species Specialist Group, Auckland.
- LUDWIG A., LIPPOLD S., DEBUS L. & REINARTZ R. (2009): First evidence of hybridization between endangered Sterlets (*Acipenser ruthenus*) and exotic Siberian Sturgeons (*Acipenser baerii*) in the Danube River. *Biological Invasions* **11**(3): 753–760.
- LUTZ P. L. & NILSSON G. E. (1994): *The brain without oxygen*. Springer Verlag, Berlin – Heidelberg. / Neuroscience Intelligence Unit/
- MAHLIN M. D. (1990): *Amurszkij akvarium*. Habarovszkoje Knyizsnoje Izdatyelsztvo, Habarovszk.
- MASÁR J., TURANSKÝ R., KRUPKA I. & KAUTMAN J. (2006): The first record of the Siberian Sturgeon (*Acipenser baerii*) in Slovak-Hungarian stretch of the Danube river. *Zborník Slovenského Národného Múzea. Prírodné vedy* **52**: 50–55.
- MEYER M. K. (2015): *Lebendgebärende Zierfische*. Band 1. *Poeciliidae*. Chimaira, Frankfurt.
- MILLER R. R. (1983): Checklist and key to the mollies of Mexico (Pisces: Poeciliidae: *Poecilia*, subgenus *Mollienesia*). *Copeia* 1983 (3): 817–822.
- MOLNÁR K., NYESTE K. & SZÉKELY Cs. (2018): Parasitology is a tool for identifying the original biotope of the Gibel Carp (*Carassius auratus gibelio* Berg, 1932). *Pisces Hungarici* **12**: 87–94.
- MOLNÁR T., LEHOCZKY I., EDVINÉ MELEG E., BOROS G., SPECZIÁR A., MOZSÁR A., VITÁL Z., JÓZSA V., ALLELE W., URBÁNYI B., AL FATLE F. A. & KOVÁCS B. (2021): Comparison of the genetic structure of invasive Bigheaded Carp (*Hypophthalmichthys* spp.) populations in Central-European lacustrine and riverine habitats. *Animals* **11**(7): 2018.
- MUNGI N. A., COOPS N. C., RAMESH K. & RAWAT G. S. (2018): How global climate change and regional disturbance can expand the invasion risk? Case study of *Lantana camara* invasion in the Himalaya. *Biological Invasions* **20**(7): 1849–1863.
- MÜLLER T., CSORBAI B. & URBÁNYI B. (2007): A széles kárász – *Carassius carassius* (L.) – szaporítása és nevelése a természetesvízi állományok fenntartása és megerősítése érdekében. *Pisces Hungarici* **2**: 73–81.

- NICO L. G., FULLER P. & LI J. (2022a): *Hypophthalmichthys molitrix* (Valenciennes in Cuvier and Valenciennes, 1844). In: U.S. GEOLOGICAL SURVEY: *Nonindigenous Aquatic Species Database*. Gainesville (Florida) – <https://nas.er.usgs.gov>
- NICO L., FULLER P. & LI J. (2022b): *Hypophthalmichthys nobilis* (Richardson, 1845). In: U.S. GEOLOGICAL SURVEY: *Nonindigenous Aquatic Species Database*. Gainesville (Florida) – <https://nas.er.usgs.gov>
- NICO L., FULLER P. & NEILSON M. (2022c): *Parachromis managuensis* (Günther, 1867). In: U.S. GEOLOGICAL SURVEY: *Nonindigenous Aquatic Species Database*. Gainesville (Florida) – <https://nas.er.usgs.gov>
- NICO L. G., FULLER P. L., SCHOFIELD P. J., NEILSON M. E., BENSON A. J. & LI J. (2022c): *Ctenopharyngodon idella* (Valenciennes in Cuvier and Valenciennes, 1844). In: U.S. GEOLOGICAL SURVEY: *Nonindigenous Aquatic Species Database*. Gainesville (Florida) – <https://nas.er.usgs.gov>
- NOVÁK J., KALOUS L. & PATOKA J. (2020): Modern ornamental aquaculture in Europe: early history of freshwater fish imports. *Review in Aquaculture* **12**(4): 2042–2060.
- NYESTE K., GYÖNGY M. & ANTAL L. (2018): A feketeszájú géb [*Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814)] terjedése a Tisza vízgyűjtőjén. *Pisces Hungarici* **12**: 53–56.
- NYESTE K., NYÍRI K. & MOLNÁR J. (2017): A feketeszájú géb [*Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814)] első észlelése a Tisza vízrendszerében. *Pisces Hungarici* **11**: 89–90.
- ORTEGA-SALAS A. A. & REYES-BUSTAMANTE H. (2006): Initial sexual maturity and fecundity of the Goldfish *Carassius auratus* (Perciformes: Cyprinidae) under semi-controlled conditions. *Revista de Biología Tropical* **54**(4): 1113–1116.
- OȚEL V. (2019): Is *Carassius gibelio* (Pisces, Cyprinidae) a native or non-native species in Romania? *Scientific Annals of the Danube Delta Institute* **24**: 77–83.
- PAGE L. M. & BURR B. M. (1991): *A field guide to freshwater fishes of North America north of Mexico*. Houghton Mifflin Co., Boston. /The Peterson Field Guide Series 42./
- PAGE L. M. & BURR B. M. (2011): *Field guide to freshwater fishes of North America north of Mexico*. 2nd edition. Houghton Mifflin Harcourt, Boston. /Peterson Field Guides Series/
- PATOKA J., MAGALHÃES A. L. B., KOUBA A., FAULKES Z., JERIKHO R. & VITULE J. R. S. (2018): Invasive aquatic pets: failed policies increase risks of harmful invasions. *Biodiversity and Conservation* **27**(11): 3037–3046.
- PÉNZES B. & TÖLG I. (1993): Az aranyhal. *Halászat* **86**(3): 125–130.
- PEREA J. P. (2002): Asian carp invasion: fish farm escapees threaten native river fish communities and boaters as well. *Outdoor Illinois* **10**(5): 8.
- PEREIRA F. W. & VITULE J. R. S. (2019): The Largemouth Bass *Micropterus salmoides* (Lacepède, 1802): impacts of a powerful freshwater fish predator outside of its native range. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* **29**(3): 639–652.
- PETR T. (2002): Cold water fish and fisheries in countries of the high mountain arc of Asia (Hindu Kush-Pamir-Karakoram-Himalayas). A review. In: PETR T. & SWAR D. B. (eds.): *Cold water fisheries in the trans-Himalayan countries*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome: 1–38.
- PINCHUK V. I., VASIL'eva E. D., VASIL'EV V. P. & MILLER P. (2003a): *Neogobius fluviatilis* (Kessler, 1857). In: MILLER P. (ed.): *The freshwater fishes of Europe*. Volume 8/1. *Mugilidae, Atherinidae, Atherionopsidae, Blennidae, Odontobutidae, Gobiidae 1*. AULA-Verlag, Wiesbaden: 223–264.
- PINCHUK V. I., VASIL'eva E. D., VASIL'EV V. P. & MILLER P. (2003b): *Neogobius gymnotrachelus* (Kessler, 1857). In: MILLER P. J. (ed.): *The freshwater fishes of Europe*. Volume 8/1. *Mugilidae, Atherinidae, Atherionopsidae, Blennidae, Odontobutidae, Gobiidae 1*. AULA-Verlag, Wiesbaden: 265–279.
- PINCHUK V. I., VASIL'eva E. D., VASIL'EV V. P. & MILLER P. (2003c): *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1811). In: MILLER P. J. (ed.): *The freshwater fishes of Europe*. Volume 8/1. *Mugilidae, Atherinidae, Atherionopsidae, Blennidae, Odontobutidae, Gobiidae 1*. AULA-Verlag, Wiesbaden: 293–345.
- PINTER K. (1980): Exotic fishes in Hungarian waters: their importance in fishery utilization of natural water bodies and fish farming. *Fisheries Management* **11**(4): 163–167.
- PINTÉR K. (1989): *Magyarország halai. Biológiájuk és hasznosításuk*. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- PINTÉR K. (2015): *Magyarország halai. Biológiájuk és hasznosításuk*. 4., átdolgozott és bővített kiadás. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- PREISZNER B., CZEGLÉDI I., BOROS G., LIKER A., KERN B. & ERŐS T. (2020): Scavenging behaviour and size-dependent carcass consumption of the Black Bullhead (*Ameiurus melas*). *Journal of Fish Biology* **97**(4): 1113–1119.
- RESHETNIKOV A. N. (2010): The current range of Amur Sleeper *Percottus glenii* Dybowski, 1877 (Odontobutidae, Pisces) in Eurasia. *Russian Journal of Biological Invasions* **1**(2): 119–126.

- REUTER F. (1911–1915): *Die fremdländischen Zierfische in Wort und Bild. Ein Atlas sämtlicher bisher bei uns eingeführten exotischen Zierfische*. Fritz Lehmanns Verlag – Julius E. G. Wegener, Stuttgart.
- RIBEIRO F., ELVIRA B., COLLARES-PEREIRA M. J. & MOYLE P. B. (2008): Life-history traits of non-native fishes in Iberian watersheds across several invasion stages: a first approach. *Biological Invasions* **10**(1): 89–102.
- RICHARDSON M. J., WHORISKEY F. G. & ROY L. H. (1995): Turbidity generation and biological impacts of an exotic fish *Carassius auratus*, introduced into shallow seasonally anoxic ponds. *Journal of Fish Biology* **47**(4): 576–585.
- ROCHE K., JANÁČ M., ŠLAPANSKÝ L., MIKL L., KOPEČEK L. & JURAJDA P. (2015): A newly established Round Goby (*Neogobius melanostomus*) population in the upper stretch of the river Elbe. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystem* **416**: 33.
- ROCHE K. F., JANAČ M. & JURAJDA P. (2013): A review of Gobiid expansion along the Danube-Rhine corridor – geopolitical change as a driver for invasion. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* **411**: 1.
- RUBAN G. & MUGUE N. (2022): *Acipenser baerii*. In: *The IUCN Red List of Threatened Species 2022*: e.T244A156718817. – www.iucnredlist.org
- RYLKOVÁ K., KALOUS L., BOHLEN J., LAMATSCH D. K. & PETRTÝL M. (2013): Phylogeny and biogeographic history of the cyprinid fish genus *Carassius* (Teleostei: Cyprinidae) with focus on natural and anthropogenic arrivals in Europe. *Aquaculture* **380–383**: 13–20.
- SALLAI Z. & SALLAI M. (2020): Változások a halközösség összetételében a Körös békésszentendrési duzzasztó alatti szakaszán (2009, 2019). *Pisces Hungarici* **14**: 15–32.
- SALLAI Z., JUHÁSZ P. & VAJDA Z. (2019): Csupasztorkú géb (*Babka gymnotrachelus*) megjelenése a Tiszában. *Halászat* **112**(1): 13
- SAMMONS S. M. & MACEINA M. J. (2005): Activity patterns of Largemouth Bass in a subtropical US reservoir. *Fisheries Management and Ecology* **12**(5): 331–339.
- SASS G. G., HINZ C., ERICKSON A. C., MCCLELLAND N. N., MCCLELLAND M. A. & EPIFANIO J. M. (2014): Invasive Bighead and Silver Carp effects on zooplankton communities in the Illinois River, Illinois, USA. *Journal of Great Lakes Research* **40**(4): 911–921.
- SCHOFIELD P. J., LOFTUS W. F., KOBZA R. M., COOK M. I. & SLONE D. H. (2010): Tolerance of nonindigenous cichlid fishes (*Cichlasoma urophthalmus*, *Hemichromis letourneuxi*) to low temperature: laboratory and field experiments in south Florida. *Biological Invasions* **12**(8): 2441–2457.
- SCOTT D. & IRVINE J. R. (2000): Competitive exclusion of Brown Trout *Salmo trutta* L., by Rainbow Trout *Oncorhynchus mykiss* Walbaum, in lake tributaries, New Zealand. *Fisheries Management and Ecology* **7**(3): 225–237.
- SCOTT D. M., WILSON R. W. & BROWN J. A. (2007): Can Sunbleak *Leucaspisus delineatus* or Topmouth Gudgeon *Pseudorasbora parva* disperse through saline waters? *Journal of Fish Biology* **71** (Supplement D): 70–86.
- SHAFLAND P. L. (1996): Exotic fishes of Florida – 1994. *Reviews in Fisheries Science* **4**(2): 101–122.
- SHIREMAN J. V. & SMITH C. R. (1983): *Synopsis of biological data on the Grass Carp Ctenopharyngodon idella (Cuvier and Valenciennes, 1884)*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome. / FAO Fisheries Synopsis 135./
- SMITH D. W. (1989): The feeding selectivity of Silver Carp, *Hypophthalmichthys molitrix* Val. *Journal of Fish Biology* **34**(6): 819–828.
- SPECZIÁR A. (1999): Öt pontyféle tápláléka és táplálkozási stratégiája a Balaton főbb élőhelyein. *Halászat* **92**(3): 124–132.
- SPECZIÁR A. (2004): Life history pattern and feeding ecology of the introduced Eastern Mosquitofish, *Gambusia holbrooki*, in a thermal spa under temperate climate, of Lake Hévíz, Hungary. *Hydrobiologia* **522**(1–3): 249–260.
- SPECZIÁR A. & REZSU T. E. (2009): Feeding guilds and food resource partitioning in a lake fish assemblage: an ontogenetic approach. *Journal of Fish Biology* **75**(1): 247–267.
- STANKOVIĆ D., CRIVELLI A. J. & SNOJ A. (2015): Rainbow Trout in Europe: introduction, naturalization, and impacts. *Reviews in Fisheries Science & Aquaculture* **23**(1): 39–71.
- STAPIEN C. A. & TUMEO M. A. (2006): Invasion genetics of Ponto-Caspian gobies in the Great Lakes: a ‘cryptic’ species, absence of founder effects, and comparative risk analysis. *Biological Invasions* **8**(1): 61–78.
- STERBETZ I. (1957): Tüskés Pikó – a Dunában. *Halászat* **4**(4): 75.
- SZALAY M. (1954): Új halfaj Magyarországon – ezüstkárász. *Halászat* **1**(3): 16.
- SZALÓKY Z., BAMMER V., GYÖRGY Á. I., PEHLIVANOV L., SCHABUSS M., ZORNIG H., WEIPERTH A. & ERŐS T. (2015): Offshore distribution of invasive

- gobies (Pisces: Gobiidae) along the longitudinal profile of the Danube River. *Fundamental and Applied Limnology / Archiv für Hydrobiologie* **187**(2): 127–133.
- SZALÓKY Z., GYÖRGY Á. I., WEIPERTH A. & ERŐS T. (2014): Bentikus élőhelyek halbiológiai vizsgálatai a 3. Nemzetközi Duna-expedícióban. *Pisces Hungarici* **8**: 9–18.
- TAKÁCS P. & VITÁL Z. (2012): Amurgéb (*Perccottus glenii* Dybowski, 1877) a Duna mentén. *Halászat* **105**(4): 16.
- TAKÁCS P., CZEGLÉDI I. & FERINCZ Á. (2015a): Amurgéb (*Perccottus glenii*) a Dráva vízgyűjtőjéről. *Halászat* **108**(1): 15.
- TAKÁCS P., CZEGLÉDI I., FERINCZ Á., SÁLY P., SPECZIÁR A., VITÁL Z., WEIPERTH A. & ERŐS T. (2017a): Idegenhonos halfajok Magyarországon és a Balaton vízgyűjtőjén; történeti áttekintés és recens elterjedési mintázatok. *A Balaton Ökológiája* **4**: 1–23.
- TAKÁCS P., CZEGLÉDI I., FERINCZ Á., SÁLY P., SPECZIÁR A., VITÁL Z., WEIPERTH A. & ERŐS T. (2017b): Non-native fish species in Hungarian waters: historical overview, potential sources and recent trends in their distribution. *Hydrobiologia* **795**(1): 1–22.
- TAKÁCS P., MAÁSZ G., VITÁL Z. & HARKA Á. (2015b): Akváriumi halak a Hévíz-lefolyó termálvizében. *Pisces Hungarici* **9**: 59–64.
- TAKADA M., TACHIHARA K., KON T., YAMAMOTO G., IGUCHI K., MIYA M. & NISHIDA M. (2010): Biogeography and evolution of the *Carassius auratus*-complex in East Asia. *BMC Evolutionary Biology* **10**(1): 7.
- TÓTH B. & VÁRADI L. (2000): Vizeink ezüstkárász-állományáról. *Halászat* **93**(2): 63–65.
- TÓTH J. (1977): A brief account on the presence of the Silver Crucian Carp (*Carassius auratus gibelio* Bloch 1783) in the Hungarian section of the Danube. *Annales Universitatis Scientiarum Budapestinensis de Rolando Eötvös nominatae. Section Biologica* **18–19**: 219–220.
- TSOUMANI M., LIASKO R., MOUTSAKI P., KAGALOU I. & LEONARDOS I. (2006): Length–weight relationships of an invasive cyprinid fish (*Carassius gibelio*) from 12 Greek lakes in relation to their trophic states. *Journal of Applied Ichthyology* **22**(4): 281–284.
- URBÁNYI B. & HORVÁTH Á. (szerk.) (2019): *A tokalakúak biológiája és tenyésztése*. Vármédia Print Kft., Gödöllő.
- VAN KLEEF H., VAN DER VELDE G., LEUVEN R. S. E. W. & ESSELINK H. (2008): Pumpkinseed Sunfish (*Lepomis gibbosus*) invasions facilitated by introductions and nature management strongly reduce macroinvertebrate abundance in isolated water bodies. *Biological Invasions* **10**(8): 1481–1490.
- VAN ZWOL J. A., NEFF B. D. & WILSON C. C. (2012): The effect of nonnative salmonids on social dominance and growth of juvenile Atlantic Salmon. *Transactions of the American Fisheries Society* **141**(4): 907–918.
- VÁRADI L. & TÓTH B. (1998): Az ezüstkárász (*Carassius auratus gibelio*) szaporodása, mint új evolúciós stratégia. *Halászatfejlesztés* **21**: 102–107.
- VARJU-KATONA M., DOSZPOLY A., BÓGÓ B., HORVÁTH J., TÓTH A., URBÁNYI B. & MÜLLER T. (2021): Intenzív rendszerben nevelt fekete törpeharcsa (*Ameiurus melas*) indukált szaporítása (Előzetes megfigyelések). *Halászatfejlesztés* **38**: 97–99.
- VASSILEV M., APOSTOLOU A., VELKOV B., DOBREV D. & ZAREV V. (2012): *Atlas of the gobies (Gobiidae) in Bulgaria*. Institute of Biodiversity and Ecosystem Research, Bulgarian Academy of Sciences, Sofia.
- VESELÝ L., RUOKONEN T. J., WEIPERTH A., KUBEC J., SZAJBERT B., GUO W., ERCOLI F., BLÁHA M., BUŘIČ M., HÄMÄLÄINEN H. & KOUBA A. (2021): Trophic niches of three sympatric invasive crayfish of EU concern. *Hydrobiologia* **848**(3): 727–737.
- VITÁL Z., JÓZSA V., SPECZIÁR A., MOZSÁR A., LEHOCZKY I., KOVÁCS B., HLIWA P. & BOROS G. (2017): Source of Bigheaded Carp (*Hypophthalmichthys* spp.) in Lake Balaton, Hungary: natural recruitment or continuous escapement from aquaculture? *Inland Waters* **7**(2): 218–226.
- WEIPERTH A. (2018): A feketeszájú géb (*Neogobius melanostomus*) első észlelése a Balatonban. *Halászat* **111**(3): 89.
- WEIPERTH A., BÁNYAI ZS., FERINCZ Á., JUHÁSZ V., SEVCSIK A., STASZNY Á., SZALÓKY Z. & TÓTH B. (2020): Az Ipoly magyarországi szakaszán élő tizlábú rákokra és a halakra vonatkozó faunisztikai kutatások áttekintése. *Pisces Hungarici* **14**: 33–44.
- WEIPERTH A., CSÁNYI B., GYÖRGY Á. I., SZEKERES J., FRIEDRICH T. & SZALÓKY Z. (2014a): Observation of the sturgeon hybrid (*Acipenser naccarii* × *Acipenser baerii*) in the Hungarian section of River Danube. *Pisces Hungarici* **8**: 111–112.
- WEIPERTH A., GAEBELE T. & POTYÓ I. (2010): Csupasztorkú géb (*Neogobius gymnotrachelus*) az Ipolyban. *Halászat* **103**(4): 127.

- WEIPERTH A., GAEBELE T., POTYÓ I. & PUKY M. (2014b): A global overview on the diet of the Dice Snake (*Natrix tessellata*) from a geographical perspective: foraging in atypical habitats and feeding spectrum widening helps colonisation and survival under suboptimal conditions for a piscivorous snake. *Zoological Studies* **53**: 42.
- WEIPERTH A., STASZNY Á. & FERINCZ Á. (2013): Idegenhonos halfajok megjelenése és terjedése a Duna magyarországi szakaszán – Töréneti áttekintés. *Pisces Hungarici* **7**: 103–112.
- WELCOMME R. L. (1988): *International introductions of inland aquatic species*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome. / FAO Fisheries Technical Paper 294./
- WEYL O. L. F. & HECHT T. (1999): A successful population of Largemouth Bass, *Micropterus salmoides*, in a subtropical lake in Mozambique. *Environmental Biology of Fishes* **54**(1): 53–66.
- WHEELER A. (1978): *Ictalurus melas* (Rafinesque, 1820) and *I. nebulosus* (Lesueur, 1819): the North American catfishes in Europe. *Journal of Fish Biology* **12**(5): 435–439.
- WIESINGER M. (1975): *Akvarisztika*. Gondolat, Budapest.
- WILLIOT P., BRUN R., ROUAULT T. & ROORYCK O. (1991): Management of female spawners of the Siberian Sturgeon, *Acipenser baerii* Brandt: first results. In: WILLIOT P. (ed.) *Acipenser*. Cemagref Publ., Bordeaux: 365–379.
- WILLIS K. & LING N. (2000): Sensitivities of Mosquitofish and Black Mudfish to a piscicide: could rotenone be used to control Mosquitofish in New Zealand wetlands? *New Zealand Journal of Zoology* **27**(2): 85–91.
- WINANDY L., DARNET E. & DENOËL M. (2015): Amphibians forgo aquatic life in response to alien fish introduction. *Animal Behaviour* **109**: 209–216.
- WITTENBERG R. & COCK M. J. W. (eds.) (2001): *Invasive alien species: a toolkit of best prevention and management practices*. CAB International, Wallingford.
- WOYNAROVICH A., HOITSY GY. & MOTH-POULSEN T. (2011): *Small-scale Rainbow Trout farming*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome. /FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper 561./
- XIE P. & LIU J. (2001): Practical success of biomanipulation using filter-feeding fish to control cyanobacteria blooms. A synthesis of decades of research and application in a subtropical hypereutrophic lake. *The Scientific World Journal* **1**: 337–356.
- ZEIBER R. A., SUTTON T. M. & FISHER B. E. (2008): Western Mosquitofish predation on native amphibian eggs and larvae. *Journal of Freshwater Ecology* **23**(4): 663–671.
- ZUPANČIČ P. (2008): *Rare and endangered freshwater fishes of Croatia, Slovenia and Bosnia and Herzegovina – Adriatic basin*. AZV, Dolsko

KÉTÉLTŰEK – Amphibia

- ARAÚJO M. B., ALAGADOR D., CABEZA M., NOGUÉS-BRAVO D. & THUILLER W. (2011): Climate change threatens European conservation areas. *Ecology Letters* **14**(5): 484–492.
- BALÁŽ V., SOLSKÝ M., GONZÁLEZ D. L., HAVLÍKOVÁ B., ZAMORANO J. G., SEVILLEJA C. G., TORRENT L. & VOJAR J. (2018): First survey of the pathogenic fungus *Batrachochytrium salamandrivorans* in wild and captive amphibians in the Czech Republic. *Salamandra* **54**(1): 87–91.
- BRODIE E. D., HENSEL J. L. & JOHNSON J. A. (1974): Toxicity of the urodele amphibians *Taricha*, *Notophthalmus*, *Cynops* and *Paramesotriton* (Salamandridae). *Copeia* **1974** (2): 506–511.
- CRAYON J. J. (2005): *Xenopus laevis* (Daudin, 1802) African Clawed Frog. In: LANNON M. (ed.): *Amphibian declines: The conservation status of United States species*. University of California Press, Berkeley – Los Angeles: 522–526.
- FULLER P. (2022): *Cynops orientalis* (David, 1873). In: U.S. GEOLOGICAL SURVEY: *Nonindigenous Aquatic Species Database*. Gainesville (Florida) – <https://nas.er.usgs.gov>
- GRIFFITHS R. A. (1996): *Newts and salamanders of Europe*. T & AD Poyser, London.
- GRIGORYAN E. N., MITASHOV V. I. & ANTON H. J. (2002): Urodelean amphibians in studies on microgravity: effects upon organ and tissue

- regeneration. *Advances in Space Research* **30**(4): 757–764.
- GUO K., YUAN S., WHANG H., ZHONG J., WU J., CHEN W., HU C. & CHANG Q. (2021): Species distribution models for predicting the habitat suitability of Chinese Fire-bellied Newt *Cynops orientalis* under climate change. *Ecology and Evolution* **11**(15): 10147–10154.
- KILPATRICK A. M., BRIGGS C. J. & DASZAK P. (2010): The ecology and impact of chytridiomycosis: an emerging disease of amphibians. *Trends in Ecology & Evolution* **25**(2): 109–118.
- KOLBY J. E., SMITH K. M., BERGER L., KARESH W. B., PRESTON A., PESSIER A. P. & SKERRATT L. F. (2014): First evidence of Amphibian Chytrid Fungus (*Batrachochytrium dendrobatidis*) and Ranavirus in Hong Kong amphibian trade. *PLoS ONE* **9**(3): e90750.
- KRAUS F. (2009): Global trends in alien reptiles and amphibians. *Aliens: The Invasive Species Bulletin* **28**: 13–18.
- LI S. C., LIU X. L. & HAO X. (2005): Morphologic observation and anatomical study on *Cynops orientalis*. *Chinese Journal of Veterinary Science and Technology* **35**(1): 60–63.
- MEASEY G. J., RÖDDER D., GREEN S. L., KOBAYASHI R., LILLO F., LOBOS G., REBELO R. & THIRION J.-M. (2012): Ongoing invasions of the African Clawed Frog, *Xenopus laevis*: a global review. *Biological Invasions* **14**(11): 2255–2270.
- MURPHY B. G., HILLMAN C. & GROFF J. M. (2015): Chytridiomycosis in Dwarf African Frogs *Hymenochirus curtipes*. *Diseases of Aquatic Organisms* **114**(1): 69–75.
- SCHLEICH H. H., KÄSTLE W. & KABISCH K. (1996): *Amphibians and reptiles of North Africa. Biology, systematics, field guide*. Koeltz Scientific Publishers, Koenigstein. /Koeltz Scientific Books/
- TRUEB L. (2003): Clawed frogs and Surinam toads (Pipidae). In: HUTCHINS M., DUELLMAN W. E. & SCHLAGER N. (eds.): *Grzimek's animal life encyclopedia*. Volume 6. *Amphibians*. 2nd edition. Gale Group, Farmington Hills (Michigan): 99–107
- WEIPERTH A., CSÁNYI B., GÁL B., GYÖRGY Á. I., SZALÓKY Z., SZEKERES J., TÓTH B. & PUKY M. (2015): Egzotikus rák-, hal- és kétéltűfajok a Budapest környéki víztestekben. *Pisces Hungarici* **9**: 65–70.
- WELDON C., DU PREEZ L. H., HYATT A. D., MULLER R. & SPEARE R. (2004): Origin of the Amphibian Chytrid Fungus. *Emerging Infectious Diseases* **10**(12): 2100–2105.

HÜLLŐK – Reptilia

- ALCAYDE V. S., ANDUEZA I. L., GIMENO J. V. B. & CARRASCO A. P. (2015): *Manual para el control y erradicación de Galápagos invasores*. Conselleria d'Agricultura – MediAmbient – Canvi Climàtic i Desenvolupament Rural – Generalitat Valenciana, Valencia. /Colección Manuales Técnicos de Biodiversidad 6./
- ASIAN TURTLE TRADE WORKING GROUP (2016): *Pelodiscus sinensis*. Errata version. In: *The IUCN Red List of Threatened Species 2000*: e.T39620A97401140. – www.iucnredlist.org
- AVRY C. & SERVAN J. (1998): Imminent competition between *Trachemys scripta* and *Emys orbicularis* in France. *Mertensiella* **10**: 33–40.
- BABOCSAY G. (2021): Adatok az idegenhonos Kotschygekkó, *Mediodactylus kotschy* (Steindachner, 1870) magyarországi előfordulásáról. *Folia Historico-naturalia Musei Matraensis* **45**: 139–143.
- BÓDIS E., BORZA P., POTYÓ I., PUKY M., WEIPERTH A. & GUTI G. (2012): Invasive mollusc, crustacean, fish and reptile species along the Hungarian stretch of the River Danube and some connected waters. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* **58** (Supplement 1): 29–45.
- BONIN F., DEVAUX B. & DUPRÉ A. (2006): *Turtles of the World*. The Johns Hopkins University Press, Baltimore.
- BOTTA-DUKÁT Z. (szerk.) (2016): *Inváziós fajok terjedési útvonalainak átfogó elemzése és hazai értékelése*. Kutatási zárójelentés. MTA ÖK Ökológiai Botanikai Intézet, Vácrátót.
- BREJCHA J., CIZELJ I., MARIĆ D., ŠMÍD J., VAMBERGER M. & ŠANDA R. (2014): First records of the

- Soft-shelled Turtle, *Pelodiscus sinensis* (Wiegmann, 1834), in the Balkans. *Herpetozoa* **26**(3–4): 189–192.
- BRINGSØE H. (2006): NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Trachemys scripta*. In: *Online Database of the North European and Baltic Network on Invasive Alien Species – NOBANIS*. – www.nobanis.org
- CADI A. & JOLY P. (2003): Competition for basking places between the endangered European Pond Turtle (*Emys orbicularis galloitalica*) and the introduced Red-eared Slider (*Trachemys scripta elegans*). *Canadian Journal of Zoology* **81**(8): 1392–1398.
- CADI A., DELMAS V., PRÉVOT-JULLIARD A.-C., JOLY P., PIEAU C. & GIRONDOT M. (2004): Successful reproduction of the introduced slider turtle (*Trachemys scripta elegans*) in the south of France. *Aquatic Conservation. Marine and Freshwater Ecosystems* **14**(3): 237–246.
- CARRANZA S. & ARNOLD E. N. (2006): Systematics, biogeography, and evolution of *Hemidactylus* geckos (Reptilia: Gekkonidae) elucidated using mitochondrial DNA sequences. *Molecular Phylogenetics and Evolution* **38**(2): 531–545.
- CHRISTENSEN-DALSGAARD J., BRANDT C., WILLIS K. L., CHRISTENSEN C. B., KETTEN D., EDDSWALTON P., FAY R. R., MADSEN P. T. & CARR C. E. (2012): Specialization for underwater hearing by the tympanic middle ear of the turtle, *Trachemys scripta elegans*. *Proceedings of the Royal Society* **279**(1739): 2816–2824.
- COSEWIC (2008): *COSEWIC assessment and status report on the Snapping Turtle Chelydra serpentina in Canada*. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada, Ottawa.
- ERNST C. H. & BARBOUR R. W. (1989): *Turtles of the World*. Smithsonian Institution Press, Washington – London.
- ERNST C. H. & LOVICH J. E. (2009): *Turtles of the United States and Canada*. Second edition. The Johns Hopkins University Press, Baltimore.
- FARKAS B. & SASVÁRI L. (1999): *Teknősök. Szárazföldi, félvízi és vízi teknősök elterjedéséről, életmódjáról, tartásáról*. 2., javított, bővített kiadás. Kitaibel Kiadó, Budapest.
- FARKAS B., ÚJVÁRI B. & KÖSZEGI G. (1999): *Cyrtopodion kotschy* (Kotschy's Gecko). *Herpetological Review* **30**(3): 173–174.
- FRITZ U., GONG S., AUER M., KUHLING G., SCHNEEWEISS N. & HUNSDÖRFER A. K. (2010): The world's economically most important chelonians represent a diverse species complex (Testudines: Trionychidae: *Pelodiscus*). *Organisms Diversity & Evolution* **10**(3): 227–242.
- FULLER P., FOSTER A. & SOMMA L. A. (2022): *Chelydra serpentina* (Linnaeus, 1758). In: *U.S. Geological Survey, Nonindigenous Aquatic Species Database*. Gainesville (Florida). – nas.er.usgs.gov
- GALBRAITH D. A., CHANDLER M. W. & BROOKS R. J. (1987): The fine structure of home ranges of male *Chelydra serpentina*: are Snapping Turtles territorial? *Canadian Journal of Zoology* **65**(11): 2623–2629.
- GARCÍA-BERTHOU E., BOIX D. & CLAVERO M. (2007): Non-indigenous animal species naturalized in Iberian inland waters. In: GHERARDI F. (ed.): *Biological invaders in inland waters: Profiles, distribution, and threats*. Springer, Dordrecht: 123–140.
- GIBBONS J. W. (ed.) (1990): *Life history and ecology of the Slider Turtle*. Smithsonian Institution Press, Washington – London.
- GIBBONS J. W. & SEMLITSCH R. D. (1991): *Guide to the reptiles and amphibians of the Savannah River Site*. The University of Georgia Press, Athens – London.
- GLOBAL INVASIVE SPECIES DATABASE (2022): Species profile: *Trachemys scripta elegans*. – www.iucngisd.org
- GONG S., VAMBERGER M., AUER M., PRASCHAG P. & FRITZ U. (2018): Millennium-old farm breeding of Chinese softshell turtles (*Pelodiscus* spp.) results in massive erosion of biodiversity. *The Science of Nature* **105**(5–6): 34.
- HARROWER C. A., SCALERA R., PAGAD S., SCHÖNROGGE K. & ROY H. E. (2020): *Guidance for interpretation of the CBD categories of pathways for the introduction*. Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- KAKUDA A., DOI H., SOUMA R., NAGANO M., MINAMOTO T. & KATANO I. (2019): Environmental DNA detection and quantification of invasive Red-eared Sliders, *Trachemys scripta elegans*, in ponds and the influence of water quality. *PeerJ* **7**: e8155.
- KEEVIL M. G., HEWITT B. S., BROOKS R. J. & LITZGUS J. D. (2017): Patterns of intraspecific aggression inferred from injuries in an aquatic turtle with male-biased size dimorphism. *Canadian Journal of Zoology* **95**(6): 393–403.
- KING F. W. (2000): Florida Museum of Natural History's checklist of Florida amphibians and reptiles. In: *Florida Museum*. Florida Museum of Natural History – University of Florida, Gainesville. – www.floridamuseum.ufl.edu

- KOBAYASHI R., HASEGAWA M. & MIYASHITA T. (2006): Home range and habitat use of the exotic turtle *Chelydra serpentina* in the Inbanuma Basin, Chiba Prefecture, central Japan. *Current Herpetology* **25**(2): 47–55.
- KONG F., ZHU Q., XIAO F., HONG Z., ZHANG H. & SHI H. (2021): Home ranges and movement patterns of the Chinese Softshell Turtle (*Pelodiscus sinensis*) in the Yellow River, Northwestern China. *Chelonian Conservation and Biology* **20**(1): 2–9.
- KOTSAKIOZI P., JABLONSKI D., ILGAZ Ç., KUMLUTAŞ Y., AVCI A., MEIRI S., ITESCU Y., KUKUSHKIN O., GVOŽDÍK V., SCILLITANI G., ROUSSOS S. A., JANDZIK D., KASAPIDIS P., LYMBERAKIS P. & POULAKAKIS N. (2018): Multilocus phylogeny and coalescent species delimitation in Kotschy's Gecko, *Mediodactylus kotschyi*: Hidden diversity and cryptic species. *Molecular Phylogenetics and Evolution* **125**: 177–187.
- KOYNOVA T., TZANKOV N., POPGEORGIEV G., NAUMOV B. & NATCHEV N. (2017): A new distribution record of the Kotschy's Gecko (*Mediodactylus kotschyi*) from inland north-eastern Bulgaria. *Herpetology Notes* **10**: 1–2.
- KÖHLER G. (2003): *Reptiles of Central America*. Herpeton, Offenbach.
- KRAUS F. (2015): Impacts from invasive reptiles and amphibians. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* **46**: 75–97.
- KRAUSS U. (2012): 161 invasive alien species present in Saint Lucia and their current status. In: *Caribbean Alien Invasive Species Network (CIASNET)*. – www.ciasnet.org
- KRYSKO K. L., SHEEHY C. M. & HOOPER A. N. (2003): Interspecific communal oviposition and reproduction of four species of lizards (Sauria: Gekkonidae) in the lower Florida Keys. *Amphibia-Reptilia* **24**(3): 390–396.
- KUZMIN S. L. (2002): *The turtles of Russia and other ex-soviet republics*. Edition Chimaira, Frankfurt.
- LAGLER K. F. (1943): Methods of collecting freshwater turtles. *Copeia* 1943 (1): 21–25.
- LEI J. & BOOTH D. T. (2014): Temperature, field activity and post-feeding metabolic response in the Asian House Gecko, *Hemidactylus frenatus*. *Journal of Thermal Biology* **45**: 175–180.
- LIU P. C., LIN C. C., LIN S. L., CHEN M. H., LEE L. H., CHEN Y. K., CHANG C. H., TUNG K. C., CHEN Y. P., TU C. Y., HUNG S. W. & WANG W. S. (2011): Vesicular diseases associated with poxvirus-like infection in cultured Soft Shell Turtles (*Pelodiscus sinensis*) in Taiwan. *Bulletin of the European Association of Fish Pathologists* **31**(2): 73–80.
- MCKEOWN S. & WEBB R. G. (1982): Softshell turtles in Hawaii. *Journal of Herpetology* **16**(2): 107–111.
- MESHAKA W. E., BUTTERFIELD B. P. & HAUGE J. B. (2004): *The exotic amphibians and reptiles of Florida*. Krieger Publishing Company, Malabar (USA).
- MEYER L., DU PREEZ L., BONNEAU E., HÉRITIER L., QUINTANA M. F., VALDEÓN A., SADAOUI A., KECHEMIR-ISSAD N., PALACIOS C. & VERNEAU O. (2015): Parasite host-switching from the invasive American Red-eared Slider, *Trachemys scripta elegans*, to the native Mediterranean Pond Turtle, *Mauremys leprosa*, in natural environments. *Aquatic Invasions* **10**(1): 79–91.
- MOHAN-GIBBONS H. & NORTON T. (2010): Turtles, tortoises, and terrapins. In: TYNES V. V. (ed.): *Behaviour of exotic pets*. Blackwell Publishing, Chichester: 33–43.
- OBARD M. E. & BROOKS R. J. (1979): Factors affecting basking in a northern population of the Common Snapping Turtle, *Chelydra serpentina*. *Canadian Journal of Zoology* **57**(2): 435–440
- OBARD M. E. & BROOKS R. J. (1981): A radio-telemetry and mark-recapture study of activity in the Common Snapping Turtle, *Chelydra serpentina*. *Copeia* 1981 (3): 630–637.
- PATERSON J. E., STEINBERG B. D. & LITZGUS J. D. (2012): Generally specialized or especially general? Habitat selection by Snapping Turtles (*Chelydra serpentina*) in central Ontario. *Canadian Journal of Zoology* **90**(2): 139–149.
- PEREZ-SANTIGOSA N., DÍAZ-PANIAGUA C. & HIDALGO-VILA J. (2008): The reproductive ecology of exotic *Trachemys scripta elegans* in an invaded area of southern Europe. *Aquatic Conservation. Marine and Freshwater Ecosystems* **18**(7): 1302–1310.
- POWELL R., CONANT R. & COLLINS J. T. (2016): *Field guide to reptiles and amphibians of eastern and central North America*. Houghton Mifflin Company, New York. /Peterson Field Guides/
- PRITCHARD P. C. H. (1979): *Encyclopedia of turtles*. T. F. H. Publications, Neptune (New Jersey).
- PUKY M., SCHÁD P. & SZÖVÉNYI G. (2005): *Magyarország herpetológiai atlasza*. Varangy Akciócsoport Egyesület, Budapest.
- PUNZO F. (1975): Studies on the feeding behavior, diet, nesting habits and temperature relationships of *Chelydra serpentina osceola* (Chelonia: Chelydridae). *Journal of Herpetology* **9**(2): 207–210.
- PUNZO F. (2005): The introduction of Hemidactylid geckos in Florida: colonization and impact on

- native fauna. In: MESHAKA W. E. & BABBITT K. J. (eds.): *Amphibians and reptiles. Status and conservation in Florida*. Krieger Publishing Company, Malabar (USA): 231–237.
- RANEY E. C. & JOSEPHSON R. A. (1954): Record of combat in the Snapping Turtle, *Chelydra serpentina*. *Copeia* 1954 (3): 228.
- RHODIN A. G. J., IVERSON J. B., BOUR R., FRITZ U., GEORGES A., SHAFFER H. B. & VAN DIJK P. P. (2017): *Turtles of the World. Annotated checklist and atlas of taxonomy, synonymy, distribution, and conservation status*. 8th ed. Chelonian Research Foundation – Turtle Conservancy, Lunenburg – New York. /Chelonian Research Monographs 7./
- ROSKOPF S. (2008): Breeding the Common Snapping Turtle *Chelydra s. serpentina* in an outdoor enclosure in Hungary. *Emys* 15(2): 23–24.
- SANCHO V. & LACOMBA I. (2013): Expansion of *Trachemys scripta* in the Valencian Community (Eastern Spain). In: *International Symposium on Freshwater Turtles Conservation 22–24 May 2013, Vila Nova de Gaia. Portugal*. Águas e Parque Biológico de Gaia, Avintes: 41–49.
- SCHUETT G. W. & GATTEN R. E. (1980): Thermal preference in Snapping Turtles (*Chelydra serpentina*). *Copeia* 1980 (1): 149–152.
- SCHWARZ R., GAVRIILIDI I.-A., ITESCU Y., JAMISON S., SAGONAS K., MEIRI S. & PAFILIS P. (2016): *Mediodactylus kotschy* in the Peloponnese peninsula, Greece: distribution and habitat. *Acta Herpetologica* 11(2): 179–187.
- SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY (2010): *Pets, aquarium, and terrarium species: Best practices for addressing risks to biodiversity*. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal. / CBD Technical Series 48./
- SEIDEL M. E. (2002): Taxonomic observations on extant species and subspecies of slider turtles, genus *Trachemys*. *Journal of Herpetology* 36(2): 285–292.
- SINMUK S., SUDA H. & HATAI K. (1996): *Aphanomyces* infection in juvenile Soft-shelled Turtle, *Pelodiscus sinensis*, imported from Singapore. *Mycoscience* 37(3): 249–254.
- SMITH M. A. (1931): *The fauna of British India, including Ceylon and Burma. Reptilia and Amphibia*. Vol. I. *Loricata, Testudines*. Taylor & Francis Ltd., London.
- SOMMA L. A., FOSTER A. & FULLER P. (2022a): *Trachemys scripta elegans* (Wied-Neuwied, 1838). In: U.S. GEOLOGICAL SURVEY: *Nonindigenous Aquatic Species Database*. Gainesville (Florida). – nas.er.usgs.gov
- SOMMA L. A., FOSTER A. & FULLER P. (2022b): *Trachemys scripta scripta* (Thunberg in Schoepff, 1792). In: U.S. GEOLOGICAL SURVEY: *Nonindigenous Aquatic Species Database*. Gainesville (Florida). – nas.er.usgs.gov
- SOMMA L. A., FOSTER A. & FULLER P. (2022c): *Trachemys scripta troostii* (Holbrook, 1836). In: U.S. GEOLOGICAL SURVEY: *Nonindigenous Aquatic Species Database*. Gainesville (Florida). – nas.er.usgs.gov
- SÓVÁGÓ A. (2019): *A vörös- és a sárgafülű ékszerteknőssel kapcsolatos társadalmi konfliktusok elemzése*. BSc szakdolgozat. Szent István Egyetem, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar, Gödöllő.
- SPEYBROECK J., BEUKEMA W., BOK B. & VAN DER VOORT J. (2016): *Field guide to the amphibians and reptiles of Britain and Europe*. Bloomsbury, London. /Bloomsbury Wildlife Guides/
- STANDFUSS B., LIPOVŠEK G., FRITZ U. & VAMBERGER M. (2016): Threat or fiction: is the Pond Slider (*Trachemys scripta*) really invasive in Central Europe? A case study from Slovenia. *Conservation Genetics* 17(3): 557–563.
- SZAJBERT B. (2019): *Globális folyamatok hatásainak vizsgálata a főváros és Pest megye számos élőhelyének herpetofaunáján*. MSc szakdolgozat. Eötvös Loránd Tudományegyetem, Természettudományi Kar, Környezettudományi Centrum, Budapest.
- THANH L. T. B., ANH N. T. N. & KY T. M. (2010): *Trionyx sinensis* Wiegmann 1834. In: *Cultured Aquatic Species Information Programme*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Fisheries and Aquaculture Division, Rome. – www.fao.org
- VALAKOS E. D., PAFILIS P., LYMBERAKIS P., MARAGOU P., SOTIROPOULOS K. & FOUFOPOULOS J. (2008): *Amphibians and reptiles of Greece*. Edition Chimaira, Frankfurt am Main.
- VALDEÓN A., CRESPO-DIAZ A., EGAÑA-CALLEJO A. & GOSÁ A. (2010): Update of the Pond Slider *Trachemys scripta* (Schoepff, 1792) records in Navarre (Northern Spain), and presentation of the Aranzadi Turtle Trap for its population control. *Aquatic Invasions* 5(3): 297–302.
- VAMBERGER M., IHLOW F., ASZTALOS M., DAWSON J. E., JASINSKI S. E., PRASCHAG P. & FRIRT U. (2020): So different, yet so alike: North American Slider Turtles (*Trachemys scripta*). *Vertebrate Zoology* 70(1): 87–96.

- VAMBERGER M., LIPOVŠEK G. & GREGORIČ M. (2012): First reproduction record of *Trachemys scripta* (Schoepff, 1792), in Slovenia. *Herpetozoa* **25**(1–2): 76–79.
- VAN DIJK P. P. (2016): *Chelydra serpentina*. Errata version. In: *The IUCN Red List of Threatened Species 2012*: e.T163424A97408395. – www.iucnredlist.org
- VILIZZI L., COPP G. H., HILL J. E., ADAMOVICH B., AISLABIE L., AKIN D., AL-FAISAL A. J., ALMEIDA D., AZMAI M. N. A., BAKIU R., BELLATI A., BERNIER R., BIES J. M., BILGE G., BRANCO P., BUI T. D., CANNING-CLODE J., RAMOS H. A. C. R., CASTELLANOS-GALINDO G. A., CASTRO N., CHAICHANA R., CHAINHO P., CHAN J., CUNICO A. M., CURD A., DANGCHANA P., DASHINOV D., DAVISON P. I., DE CAMARGO M. P., DODD J. A., DONAHOU A. L. D., EDSMAN L., EKMEKÇI F. G., ELPHINSTONE-DAVIS J., ERŐS T., EVANGELISTA C., FENWICK G., FERINCZ Á., FERREIRA T., FEUNTEUN E., FILIZ H., FORNECK S. C., GAJDUCHENKO H. S., MONTEIRO J. G., GESTOSO I., GIANNETTO D., GILLES A. S., GIZZI F., GLAMUZINA B., GLAMUZINA L., GOLDSMIT J., GOLLASCH S., GOULLETQUER P., GRABOWSKA J., HARMER R., HAUBROCK P. J., HE D., HEAN J. W., HERCZEG G., HOWLAND K. L., ÍLHAN A., INTERESOVA E., JAKUBČINOVÁ K., JELMERT A., JOHNSEN S. I., KAKAREKO T., KANONGDATE K., KILLI N., KIM J.-E., KIRANKAYA Ş. G., KŇAZOVICKÁ D., KOPECKÝ O., KOSTOV V., KOUTSIKOS N., KOZIC S., KULJANISHVILI T., KUMAR B., KUMAR L., KURITA Y., KURTUL I., LAZZARO L., LEE L., LEHTINIEMI M., LEONARDI G., LEUVEN R. S. E. W., LI S., LIPINSKAYA T., LIU F., LLOYD L., LORENZONI M., LUNA S. A., LYONS T. J., MAGELLAN K., MALMSTRØM M., MARCHINI A., MARR S. M., MASSON J., MASSON L., MCKENZIE C. H., MEMEDEMINE D., MENDOZA R., MINCHIND., MIOSSECL., MOGHADDAS S. D., MOSHOBANE M. C., MUMLADZE L., NADDAFI R., NAJAFI-MAJD E., NĀSTASE A., NĀVODARU I., NEAL J. W., NIENHUIS S., NIMTIM M., NOLAN E. T., OCCHIPINTI-AMBROGI A., OJAVEER H., OLENIN S., OLSSON K., ONIKURA N., O'SHAUGHNESSY K., PAGANELLI D., PARRETTI P., PATOKA J., PAVIA R. T. B., PELLITTERI-ROSA D., PELLETIER-ROUSSEAU M., PERALTA E. M., PERDIKARIS C., PIETRASZEWSKI D., PIRIA M., PITOIS S., POMPEI L., POULET N., PREDAC., PUNTILA-DODD R., QASHQAEI A. T., RADOČAJ T., RAHMANI H., RAJ S., REEVES D., RISTOVSKA M., RIZEVSKY V., ROBERTSON D. R., ROBERTSON P., RUYKYS L., SABA A. O., SANTOS J. M., SARI H. M., SEGURADO P., SEMENCHENKO V., SENANAN W., SIMARD N., SIMONOVIĆ P., SKÓRA M. E., SLOVÁK ŠVOLÍKOVÁ K., SMETI E., ŠMÍDOVÁ T., ŠPELIĆ I., SRĚBALIENĚ G., STASOLLA G., STEBBING P., ŠTEVOVE B., SURESH V. R., SZAJBERT B., TA K. A. T., TARKAN A. S., TEMPESTI J., THERRIAULT T. W., TIDBURY H. J., TOP-KARAKUŞ N., TRICARICO E., TROCA D. F. A., TSIAMIS K., TUCKETT Q. M., TUTMAN P., UYAN U., UZUNOVA E., VARDAKAS L., VELLE G., VERREYCKEN H., VINTSEK L., WEI H., WEIPERTH A., WEYL O. L. F., WINTER E. R., WŁODARCZYK R., WOOD L. E., YANG R., YAPICI S., YEO S. S. B., YOĞURTÇUOĞLU B., YUNNIE A. L. E., ZHU Y., ZIĘBA G., ŽITŇANOVÁ K. & CLARKE S. (2021): A global-scale screening of non-native aquatic organisms to identify potentially invasive species under current and future climate conditions. *Science of the Total Environment* **788**: 147868.
- VILIZZI L., PIRIA M., PIETRASZEWSKI D., KOPECKÝ O., ŠPELIĆ I., RADOČAJ T., ŠPREM N., TA K. A. T., TARKAN A. S., WEIPERTH A., YOĞURTÇUOĞLU B., CANDAN O., HERCZEG G., KILLI N., LEMIĆ D., SZAJBERT B., ALMEIDA D., AL-WAZZAN Z., ATIQUE U., BAKIU R., CHAICHANA R., DASHINOV D., FERINCZ Á., FLIELLER G., GILLES A. S., GOULLETQUER P., INTERESOVA E., IQBAL S., KOYAMA A., KRISTAN P., LI S., LUKAS J., MOGHADDAS S. D., MONTEIRO J. G., MUMLADZE L., OLSSON K. H., PAGANELLI D., PERDIKARIS C., PICKHOLTZ R., PREDAC., RISTOVSKA M., SLOVÁK ŠVOLÍKOVÁ K., ŠTEVOVE B., UZUNOVA E., VARDAKAS L., VERREYCKEN H., WEI H., ZIĘBA G. (2022): Development and application of a multilingual electronic decision-support tool for risk screening non-native terrestrial animals under current and future climate conditions. *NeoBiota*: in press.
- WARWICK C. (1991): Conservation of Red-eared Terrapins *Trachemys scripta elegans*: threats from international pet and culinary markets. *Testudo* **3**: 34–44.
- WEIPERTH A., CSÁNYI B., GÁL B., GYÖRGY Á. I., SZALÓKY Z., SZEKERES J., TÓTH B. & PUKY M. (2015): Egzotikus rák-, hal- és kétéltűfajok a Budapest környéki víztestekben. *Pisces Hungarici* **9**: 65–70.
- WERNER Y. L. (1993): The paradoxical tree gecko of Israel. *Dactylus* **2**: 29–42.

- WETERINGS R & VETTER C. K. (2018): Invasive house geckos (*Hemidactylus* spp.): their current, potential and future distribution. *Current Zoology* **64**(5): 559–567.
- WILLIAMS T. (1999): The terrible turtle trade. *Audubon* **101**(2): 44–51.
- WOGAN G., SUMONTHA M., PHIMMACHAK S., LWIN K., NEANG T., STUART B. L., THAKSINTHAM W., CAICEDO J. R., RIVAS G., TJATURADI B. & ISKANDAR D. (2021): *Hemidactylus frenatus*. In: *The IUCN Red List of Threatened Species 2021*: e.T99156022A1434103

MADARAK – Aves

- ALLAN J. R., KIRBY J. S. & FEARE C. J. (1995): The biology of Canada Geese *Branta canadensis* in relation to the management of feral populations. *Wildlife Biology* **1**(3): 129–143.
- BATTY C. & LOWE T. (2001): Vagrant Canada Geese in Britain and Ireland. *Birding World* **14**(2): 57–61.
- BAUER H.-G. (2020a): *Acridotheres tristis* Common Myna. In: KELLER V., HERRANDO S., VOŘÍŠEK P., FRANCH M., KIPSON M., MILANESI P., MARTÍ D., ANTON M., KLVAŇOVÁ A., KALYAKIN M. V., BAUER H.-G. & FOPPEN R. P. B. (eds.): *European breeding bird atlas 2. Distribution, abundance and change*. European Bird Census Council – Lynx Edicions, Barcelona: 708.
- BAUER H.-G. (2020b): *Anser indicus* Bar-headed Goose. In: KELLER V., HERRANDO S., VOŘÍŠEK P., FRANCH M., KIPSON M., MILANESI P., MARTÍ D., ANTON M., KLVAŇOVÁ A., KALYAKIN M. V., BAUER H.-G. & FOPPEN R. P. B. (eds.): *European breeding bird atlas 2. Distribution, abundance and change*. European Bird Census Council – Lynx Edicions, Barcelona: 119.
- BAUER H.-G., GEITER O., HOMMA S. & WOOG F. (2016): Vogelneozoen in Deutschland – Revision der nationalen Stauseinstufungen. *Vogelwarte* **54**(3): 165–179.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL (2015): *Oxyura leucocephala*. In: *The IUCN Red List of Threatened Species 2015*: e.T22679814A59946951. – www.iucnredlist.org
- BIRDLIFE INTERNATIONAL (2021): *Bubulcus ibis*. In: *The IUCN Red List of threatened species 2021*: e.T22697109A166319497. – www.iucnredlist.org
- BIRDLIFE INTERNATIONAL (2022): Species factsheet: *Anser indicus*. – www.datazone.birdlife.org
- BLAKE E. R. (1939): African Cattle Heron taken in British Guiana. *The Auk* **56**(4): 470–471.
- BLAKER D. (1971): Range expansion of the Cattle Egret. *Ostrich* **42** (Suppl. 1): 27–30.
- BOROSS P. (1943): Adatok Sárszentágota vizimadáréletéhez. *Aquila* **50**: 344–351.
- BRAUNEIS W. (2013): Weiteren Horstplatzkokurrenz für den Wanderfalken (*Falco peregrinus*). *Acta Ornithoecologica* **7**(3): 158–162.
- BRUA R. B. (2020): Ruddy Duck (*Oxyura jamaicensis*). Version 1.0. In: RODEWALD P. G. (ed.): *Birds of the World*. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca. – www.birdsoftheworld.org
- BURGIO K. R., VAN REES C. B., BLOCK K. E., PYLE P., PATTEN M. A., SPREYER M. F. & BUCHER E. H. (2020): Monk Parakeet (*Myiopsitta monachus*). Version 1.0. In: RODEWALD P. G. (ed.): *Birds of the World*. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca. – www.birdsoftheworld.org
- CALLAGHAN C. T., BROOKS D. M. & PYLE P. (2020): Egyptian Goose (*Alopochen aegyptiaca*). Version 1.0. In: BILLERMAN S. M. (ed.): *Birds of the World*. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca. – www.birdsoftheworld.org
- CARBONERAS C. & KIRWAN G. M. (2020): Bar-headed Goose (*Anser indicus*). Version 1.0. In: DEL HOYO J., ELLIOTT A., SARGATAL J., CHRISTIE D. A. & DE JUANA E. (eds.): *Birds of the World*. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca. – www.birdsoftheworld.org
- CLEMENT P. & GANTLETT S. (1993): The origin of species. *Birding World* **6**(5): 206–213.
- CRAMP S. & SIMMONS K. E. L. (eds.) (1977): *The birds of the Western Palearctic. Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa*. Volume I. *Ostrich to ducks*. Oxford University Press, Oxford.
- CROSBY G. T. (1972): Spread of the Cattle Egret in the Western Hemisphere. *Bird-Banding* **43**(3): 205–212.

- CZAJKA C., BRAUN M. P. & WINK M. (2011): Resource use by non-native Ring-necked Parakeets (*Psittacula krameri*) and native Starlings (*Sturnus vulgaris*) in Central Europe. *The Open Ornithology Journal* **4**: 17–22.
- CZIRÁK Z. (2021): Parlagi galamb. *In*: SZÉP T., CSÖRGŐ T., HALMOS G., LOVÁSZI P., NAGY K. & SCHMIDT A. (szerk.): *Magyarország madáratlasza*. Agrárminisztérium – Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest: 156–158.
- CSERNAVÖLGYI L. (1976): Galambok a városban. Mi legyen a sorsuk? *Élet és Tudomány* **31**(47): 2242–2246.
- DAMI L., BENNETTS R. E. & HAFNER H. (2006): Do Cattle Egrets exclude Little Egrets from settling at higher quality sites within mixed-species colonies? *Waterbirds* **29**(2): 154–162.
- DELANY S. (1993a): Introduced and escaped geese. *Birding World* **6**(1): 39–40.
- DELANY S. (1993b): Introduced and escaped geese in Britain in summer 1991. *British Birds* **86**(12): 591–599.
- EATON M. A. (2020): *Oxyura jamaicensis* Ruddy Duck. *In*: KELLER V., HERRANDO S., VOŘÍŠEK P., FRANCH M., KIPSON M., MILANESI P., MARTÍ D., ANTON M., KLVAŇOVÁ A., KALYAKIN M. V., BAUER H.-G. & FOPPEN R. P. B. (eds.): *European breeding bird atlas 2. Distribution, abundance and change*. European Bird Census Council – Lynx Edicions, Barcelona: 98.
- ECSEDI Z. & SZONDI L. (1990): Északkelet-Hortobágy madárvendégei 1990. *Madártani Tájékoztató* 1990 (július–december): 40–44.
- ECSEDI Z. & SZONDI L. (1993): Az Északkelet-Hortobágy ritka madárvendégei 1985–91 között. *Aquila* **100**: 266–267, 290–291.
- ÉLES B., HORVÁTH M. & LÓRÁNT M. (2006): Barátpapagáj. Kertjeink új barátja, avagy egy újabb nemkívánatos betolakodó a magyar faunában? *Madártávlat* **13**(5): 21–22.
- FARAGÓ I. CS. & LELKES A. (1999): Kanadai lúd (*Branta canadensis*) megfigyelése a Kis-Balatonon. *Túzok* **4**(4): 118–120.
- FEARE C. & CRAIG A. (1998): *Starlings and mynas*. Christopher Helm, London.
- GÁL SZ. (2017): Adatok a Kis-Balaton fészkelő vízimadár-állományairól és szaporulatairól 2017-ben. *Aquila* **124**: 35–49.
- GÁL SZ. (2021a): Halcsontfarkú réce. *In*: SZÉP T., CSÖRGŐ T., HALMOS G., LOVÁSZI P., NAGY K. & SCHMIDT A. (szerk.): *Magyarország madáratlasza*. Agrárminisztérium – Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest: 129–130.
- GÁL SZ. (2021b): Indiai lúd. *In*: SZÉP T., CSÖRGŐ T., HALMOS G., LOVÁSZI P., NAGY K. & SCHMIDT A. (szerk.): *Magyarország madáratlasza*. Agrárminisztérium – Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest: 78.
- GÁL SZ. (2021c): Kanadai lúd. *In*: SZÉP T., CSÖRGŐ T., HALMOS G., LOVÁSZI P., NAGY K. & SCHMIDT A. (szerk.): *Magyarország madáratlasza*. Agrárminisztérium – Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest: 76.
- GANTLETT S. (1993): The status and separation of White-headed Duck and Ruddy Duck. *Birding World* **6**(7): 273–281.
- GYIMESI A. & LENSİK R. (2012): Egyptian Goose: an introduced species spreading in and from The Netherlands, *Wildfowls* **62**: 128–145.
- GYURÁCZ J. & KÓTA A. (2020): *Vas megye madarainak névjegyzéke*. Magyar Nyugat Könyvkiadó, Szombathely.
- HADARICS T. & NEUWIRTH N. (1998): Kanadai lúd (*Branta canadensis*) első megfigyelése a Fertő mellett. *Túzok* **3**(2): 57–60.
- HADARICS T. (1999): Pásztorgém (*Bubulcus ibis*) előfordulása a Fertő mellett. *Túzok* **4**(1–2): 11–14.
- HADARICS T. (2006): Új fajok a Fertő madárfaunájában 1996 és 2003 között. *Szélkiáltó* **12**: 23–27.
- HARASZTHY L. (2019): Pásztorgém *Bubulcus ibis* (Linnaeus, 1758). *In*: HARASZTHY L.: *Magyarország fészkelő madarainak költésbiológiája*. 1. kötet *Fácánféléktől a sólyomfélékig (Non-Passeriformes)*. Pro Vértes Nonprofit Zrt., Csákvár: 364–367.
- HEGGBERGET T. M. (1991): Establishment of breeding populations and population development in the Canada Goose *Branta canadensis* in Norway. *Ardea* **79**(2): 365–370.
- HENDERSON I. (2010): The eradication of Ruddy Ducks in the United Kingdom. *Aliens: The Invasive Species Bulletin* **29**: 17–24.
- HOLLING M. & RARE BREEDING BIRDS PANEL (2017): Non-native breeding birds in the UK 2012–14. *British Birds* **110**(2): 92–108.
- HUGHES B. (1997): *Oxyura jamaicensis* Ruddy Duck. *In*: HAGEMEIJER W. J. M. & BLAIR M. J. (eds.): *The EBCC atlas of European breeding birds. Their distribution and abundance*. T & A D Poyser, London: 128.
- HUGHES B. (2000): White-headed Duck and Ruddy Duck: an update. *Birding World* **13**(4): 164–165.
- KALOTÁS Zs. (2020): A nilusi lúd költési próbálkozása Szakály község (Tolna megye) határában. *Madártávlat* **27**(2): 24–25.

- KANNAN R. & JAMES D. A. (2020): Common Myna (*Acridotheres tristis*). Version 1.0. In: BILLERMAN S. M. (ed.): *Birds of the World*. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, – www.birdsoftheworld.org
- KÁRPÁTI L. (1983): A Fertő táj madárvilágának ökológiai vizsgálata. *Erdészeti és Faipari Tudományos Közlemények* 1982 (1): 111–203.
- KIRBY J. & SJÖBERG K. (1997): *Branta canadensis* Canada Goose. In: HAGEMEIJER W. J. M. & BLAIR M. J. (eds.): *The EBCC atlas of European breeding birds. Their distribution and abundance*. T & A D Poyser, London: 75.
- KISS B. J. & SZABÓ L. (2000): First breeding record of certain bird species in Romania, data about the nesting of rare species. *Studii si Cercetări, Biologie (Universitatea Bacău)* 5: 119–125.
- KOVÁCS G., MAGYAR G. & KOVÁCS G. (1998): Pásztorgém (*Bubulcus ibis*) újabb előfordulása a Hortobágyon. *Aquila* 103–104: 115, 135.
- LEVER C. (2005): *Naturalized birds of the world*. T & A D Poyser, London.
- LOMBARDINI K., BENNETTS R. E. & TOURENQ C. (2001): Foraging success and foraging habitat use by Cattle Egrets and Little Egrets in the Camargue, France. *The Condor* 103(1): 38–44.
- LOWE S., BROWNE M., BOUDJELAS S. & DE POORTER M. (2004): *100 of the world's worst invasive alien species. A selection from the Global Invasive Species Database*. Updated and reprinted version. The Invasive Species Specialist Group (ISSG) a specialist group of the Species Survival Commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN), Auckland.
- MADDOCK M. & GEERING D. (1994): Range expansion and migration of the Cattle Egret. *Ostrich* 65(2): 191–203.
- MADGE S. & BURN H. (1988): *Wildfowl. An identification guide to the ducks, geese and swans of the world*. Christopher Helm, London.
- MAGYAR G., HADARICS T., WALICZKY Z., SCHMIDT A., NAGY T. & BANKOVICS A. (1998): *Magyarország madarainak névjegyzéke. Nomenclator avium Hungariae*. KTM Természetvédelmi Hivatal Madártani Intézete – Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület – Winter Fair, Budapest – Szeged.
- MALIN J. R. (1968). How did the Cattle Egret get to America? *Bokmakierie* 20: 79–80.
- MATHEU E., DEL HOYO J., CHRISTIE D. A., KIRWAN G. M. & GARCIA E. F. J. (2020): African Sacred Ibis (*Threskiornis aethiopicus*). Version 1.0. In: DEL HOYO J., ELLIOTT A., SARGATAL J., CHRISTIE D. A. & DE JUANA E. (eds.): *Birds of the World*. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca. – www.birdsoftheworld.org
- MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG (2008): *Magyarország madarainak névjegyzéke. Nomenclator avium Hungariae*. Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest.
- MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG (2016): Az MME Nomenclator Bizottság 2013. évi jelentése a Magyarországon ritka madárfajok előfordulásáról. *Aquila* 122–123: 163–172.
- MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG (2019): Az MME Nomenclator Bizottság 2016. évi jelentése a Magyarországon ritka madárfajok előfordulásáról. *Aquila* 126: 121–138.
- MOLINA B., POSTIGO L. J., MUÑOZ A. R. & DEL MORAL J. C. (eds.) (2016): *La cotorra argentina en España. Población reproductora en 2015 y método de censo*. SEO/Birdlife, Madrid.
- MOWBRAY T. B., ELY C. R., SEDINGER J. S. & TROST R. E. (2020a): Cackling Goose (*Branta hutchinsii*). Version 1.0. In: RODEWALD P. G. & KEENEY B. K. (eds.): *Birds of the World*. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca. – www.birdsoftheworld.org
- MOWBRAY T. B., ELY C. R., SEDINGER J. S. & TROST R. E. (2020b): Canada Goose (*Branta canadensis*). Version 1.0. In: RODEWALD P. G. (ed.): *Birds of the World*. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca. – www.birdsoftheworld.org
- MUSGROVE A., AEBISCHER N., EATON M., HEARN R., NEWSON S., NOBLE D., PARSONS M., RISELY K. & STROUD D. (2013): Population estimates of birds in Great Britain and the United Kingdom. *British Birds* 106(2): 64–100.
- NAGY L. (1935): Adalékok ritkább madaraink újabb előfordulásához. *Aquila* 38–41: 364–365, 427–428.
- NIEHAUS G. (2001): Erste erfolgreiche Brut der Schwarzkopf-Ruderente *Oxyura jamaicensis* in Deutschland. *Limicola* 15(5): 259–261.
- NOBLE D. G. (2020a): *Branta canadensis* Canada Goose. In: KELLER V., HERRANDO S., VOŘÍŠEK P., FRANCH M., KIPSON M., MILANESI P., MARTÍ D., ANTON M., KLVAŇOVÁ A., KALYAKIN M. V., BAUER H.-G. & FOPPEN R. P. B. (eds.): *European breeding bird atlas 2. Distribution, abundance and change*. European Bird Census Council – Lynx Edicions, Barcelona: 108–109.
- NOBLE D. G. (2020b): *Psittacula krameri* Rose-ringed parakeet. In: KELLER V., HERRANDO S., VOŘÍŠEK P., FRANCH M., KIPSON M., MILANESI P., MARTÍ D., ANTON M., KLVAŇOVÁ A., KALYAKIN M. V., BAUER H.-G. & FOPPEN R. P. B. (eds.): *European*

- breeding bird atlas 2. Distribution, abundance and change.* European Bird Census Council – Lynx Edicions, Barcelona: 530–531.
- OATES J. (1999): Canada Goose forms in Aberdeenshire. *Birding World* **12**(3): 124.
- OGILVIE M. A. (1977): The numbers of Canada Geese in Britain, 1976. *Wildfowl* **28**: 27–34.
- ONDRA P. & KLEJDUS J. (2013): The first confirmed breeding of the Egyptian Goose (*Alopochen aegyptiaca*) in South Moravia. *Crex* **32**: 17–22.
- PÂRÂU L. G., STRUBBE D., MORI E., MENCHETTI M., ANCILLOTTO L., VAN KLEUNEN A., WHITE R. L., LUNA Á., HERNÁNDEZ-BRITO D., LE LOUARN M., CLERGEAU P., ALBAYRAK T., FRANZ D., BRAUN M. P., SCHROEDER J. & WINK M. (2016): Rose-ringed Parakeet *Psittacula krameri* populations and numbers in Europe: a complete overview. *The Open Ornithology Journal* **9**: 1–13.
- PIGNICZKI Cs. (1999): A pásztorgém (*Bubulcus ibis*) első megfigyelése a Péteri-tavon. *Túzok* **4**(1–2): 22.
- PORGÁNYI L. (1935): Pásztorgémekek előfordulása Mohács vidékén. *Aquila* **38–41**: 365, 428.
- POSTIGO J.-L., STRUBBE D., MORI E., ANCILLOTTO L., CARNEIRO I., LATSLOUDIS P., MENCHETTI M., PÂRÂU L. G., PARROTT D., REINO L., WEISERBS A. & SENAR J. C. (2019): Mediterranean versus Atlantic Monk Parakeets *Myiopsitta monachus*: towards differentiated management at the European scale. *Pest Management Science* **75**(4): 915–922.
- RANDLER C. (2006): Hybrid wildfowl in Central Europe – an overview. *Waterbirds* **31**(1): 143–146.
- RETIEF E. F., SMIT-ROBINSON H. A. & DE SWARDT D. H. (2015): Egyptian Geese nesting in Secretarybird nests. *Ornithological Observations* **6**: 215–216.
- ROBERTSON P. A., ADRIAENS T., CAISERGUES A., CRANSWICK P. A., DEVOS K., GUTIÉRREZ-ESPÓSITO C., HENDERSON I., HUGHES B., MILL A. C. & SMITH G. C. (2015): Towards the European eradication of the North American Ruddy Duck. *Biological Invasions* **17**(1): 9–12.
- RUTSCHKE E. (1987): *Die Wildgänse Europas. Biologie, Ökologie und Verhalten.* VEB Deutscher Landwirtschaftsverlag, Berlin.
- SATTLER T. (2020): *Columba livia* Rock Dove, Feral Pigeon. In: KELLER V., HERRANDO S., VOŘÍŠEK P., FRANCH M., KIPSON M., MILANESI P., MARTÍ D., ANTON M., KLVAŇOVÁ A., KALYAKIN M. V., BAUER H.-G. & FOPPEN R. P. B. (eds.): *European breeding bird atlas 2. Distribution, abundance and change.* European Bird Census Council – Lynx Edicions, Barcelona: 180–181.
- SCHMIDT E. & STERBETZ I. (1962): Pásztorgém a Sasérben. *Aquila* **67–68**: 204, 243–244.
- SCHMIDT E. (1978): Külföldi gyűrűs madarak kézre kerülései – XXVII. gyűrűzési jelentés. *Aquila* **84**: 91–100.
- SENAR J. C., CARRILLO-ORTIZ J. G., ORTEGA-SEGALERA A., DAWSON PELL F. S. E., PASCUAL J., ARROYO L., MAZZONI D., MONTALVO T. & HATCHWELL B. J. (2019): The reproductive capacity of Monk Parakeets *Myiopsitta monachus* is higher in their invasive range. *Bird Study* **66**(1): 136–140.
- SI BACHIR A., FERRAH F., BARBRAUD C., CÉRÉGHINO R. & SANTOUL F. (2011): The recent expansion of an avian invasive species (the Cattle Egret *Ardea ibis*) in Algeria. *Journal of Arid Environment* **75**(11): 1232–1236.
- STERBETZ I. (1964): A pásztorgém rendszeres megjelenése a Saséri rezervátumban. *Aquila* **69–70**: 246–247.
- STERBETZ I. (1974): A hódmezővásárhelyi Tisza-ártér természetvédelmi területeinek madárvilága. *Aquila* **78–79**: 45–80.
- SUTHERLAND W. J. & ALLPORT G. (1991): The distribution and ecology of naturalized Egyptian Geese *Alopochen aegyptiaca* in Britain. *Bird Study* **38**(2): 128–134.
- SZÉP T., NAGY K., NAGY Zs. & HALMOS G. (2012): Population trends of common breeding and wintering birds in Hungary, decline of long-distance migrant and farmland birds during 1999–2012. *Ornis Hungarica* **20**(2): 13–63.
- TÓTH L. (2016): Nílusi lúd (*Alopochen aegyptiaca*) költése a Zsenyei-horgásztavon. *Cinege* **21**: 42–43.
- URDIALES C. & PEREIRA P. (1993): *Identification key of O. jamaicensis, O. leucocephala and their hybrids.* Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación, Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza, Madrid.
- VASLIN M. (2005): Prédation de l'Ibis sacré *Threskiornis aethiopicus* sur des colonies de sternes et de guifettes *Ornithos* **12**(2): 106–109.
- VASVÁRI M. (1942): Ornithofaunistikai adatok Magyarországból. *Aquila* **46–49**: 314–323.
- VENEMA P. (1997): *Alopochen aegyptiaca* Egyptian Goose. In: HAGEMEIJER W. J. M. & BLAIR M. J. (eds.): *The EBCC atlas of European breeding birds. Their distribution and abundance.* T & A D Poyser, London: 79.
- WILLIAMS A. J. & WARD V. L. (2006): Sacred Ibis and Gray Heron predation of Cape Cormorant eggs and chicks; and a review of ciconiiform birds as seabird predators. *Waterbirds* **29**(3): 321–327.

- YÉSOU P. & CLERGEAU P. (2005): Sacred Ibis: a new invasive species in Europe. *Birding World* **18**(12): 517–526.
- YÉSOU P., CLERGEAU P., BASTIAN S., REEBER S. & MAILLARD J.-F. (2017): The Sacred Ibis in Europe: ecology and management. *British Birds* **110**(4): 197–212.
- ZALAI T. & OLÁH J. (2017): Új és ritka madárfajok, új fészkelők a Hortobágy faunájában 2004 és 2016 között. *Virgo* **1**: 203–218.
- ZÖRÉNYI M. (1993): Nílusi lúd (*Alopochen aegyptiacus*) első megfigyelése Magyarországon. *Aquila* **100**: 267–268, 292.

EMLŐSÖK – Mammalia

- AIYADURAI A. & JHALA Y. V. (2006): Foraging and habitat use by Golden Jackals (*Canis aureus*) in the Bhal region, Gujarat, India. *Journal of the Bombay Natural History Society* **103**(1): 5–12.
- ALIEV F. F. (1968): Kavkazszkij sakal (*Canis aureus moreoticus* Geoffroy, 1835). *Izvestija na Zoologiceszkija Insztitut sz Muzej* **26**: 75–82.
- ANGHI Cs. (1990): *Macskák, cicák*. 3., átdolgozott kiadás. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest. /Állatbarát/
- ANTLI I. (2001): *A dámszarvas*. Nimród Vadászújság, sine loco. /Nimród Vadászakadémia 10./
- ARNOLD J., HUMER A., HELTAI M., MURARIU D., SPASSOV N. & HACKLÄNDER K. (2011): Current status and distribution of Golden Jackals *Canis aureus* in Europe. *Mammal Review* **42**(1): 1–11.
- AYRAL F., KODJO A., GUÉDON G., BOUÉ F. & RICHOMME C. (2020): Muskrats are greater carriers of pathogenic *Leptospira* than Coypus in ecosystems with temperate climates. *PLoS ONE* **15**(2): e0228577.
- BALOG T., NAGY G., HALÁSZ T., CSÁNYI E., ZOMBORSZKY Z., & CSIVINCSIK Á. (2021): The occurrence of *Echinococcus* spp. in Golden Jackal (*Canis aureus*) in southwestern Hungary: Should we need to rethink its expansion? *Parasitology International* **80**: 102214.
- BARTOSZEWICZ M., OKARMA H., ZALEWSKI A. & SZCZĘSNA J. (2008): Ecology of the Raccoon (*Procyon lotor*) from western Poland. *Annales Zoologici Fennici* **45**(4): 291–298.
- BASU N., SCHEUHAMMER A. M., BURSIA S. J., ELLIOTT J., ROUVINEN-WATT K. & CHAN H. M. (2007): Mink as a sentinel species in environmental health. *Environmental Research* **103**(1): 130–144.
- BENKO Š., CHUDÝ A. & RIDZOŇ J. (2016): Prvý priamo zaznamenaný prípad predácie kolónií vodného vtáctva norkom americkým (*Neovision vison*) na Slovensku. *Tichodroma* **28**: 82–85.
- BERGMAN J. (2005): The history of the Dodo bird and the cause of its extinction. *Perspectives on Science and Christian Faith* **57**(3): 221–229.
- BERGSTROM D. M., LUCIEER A., KIEFER K., WASLEY J., BELBIN L., PEDERSEN T. K. & CHOWN S. L. (2009): Management implications of the Macquarie Island trophic cascade revisited: a reply to Dowding *et al.* (2009). *Journal of Applied Ecology* **46**(5): 1133–1136.
- BERTOLINO S., ANGELICI C., MONACO E., MONACO A. & CAPIZZI D. (2011): Interactions between Coypu (*Myocastor coypus*) and bird nests in three mediterranean wetlands of central Italy. *Hystrix* **22**(2): 333–339.
- BERTOLINO S., GUICHÓN M. L. & CARTER J. (2012): *Myocastor coypus* Molina (Coypu). In: FRANCIS R. A. (ed.): *A handbook of global freshwater invasive species*. Earthscan, London – New York: 357–368.
- BESCHTA R. L. & RIPPLE W. J. (2009): Large predators and trophic cascades in terrestrial ecosystems of the western United States. *Biological Conservation* **142**(11): 2401–2414.
- BIHARI Z. (2003): A pézsmapocok (*Ondatra zibethicus* (Linnaeus, 1766)) mint invázív emlősfaj természetvédelmi szempontú értékelése. In: SALLAI Z. (szerk.): *Hazai invázív gerincesek (halak és emlősök) elleni természetvédelmi stratégiát megalapozó tanulmány*. Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság, Debrecen: 64–71.
- BIHARI Z. (2007a): Házi egér *Mus musculus* Linnaeus, 1758. In: BIHARI Z., CSORBA G. & HELTAI M. (szerk.): *Magyarország emlőseinek atlasza*. Kossuth Kiadó, Budapest: 193–194.
- BIHARI Z. (2007b): Pézsmapocok *Ondatra zibethicus* (Linnaeus, 1766). In: BIHARI Z., CSORBA G. & HELTAI M. (szerk.): *Magyarország emlőseinek atlasza*. Kossuth Kiadó, Budapest: 174–175.

- BIRÓ ZS., LANSZKI J., SZEMETHY L., HELTAI M. & RANDI E. (2005): Feeding habits of feral Domestic Cats (*Felis catus*), Wild Cats (*Felis silvestris*) and their hybrids: trophic niche overlap among cat groups in Hungary. *Journal of Zoology* **266**(2): 187–196.
- BIRÓ ZS., SZEMETHY L. & HELTAI M. (2004): Home range sizes of Wildcats (*Felis silvestris*) and feral Domestic Cats (*Felis silvestris f. catus*) in a hilly region of Hungary. *Mammalian Biology* **69**(5): 302–310.
- BLANCHER P. (2013): Estimated number of birds killed by House Cats (*Felis catus*) in Canada. *Avian Conservation and Ecology* **8**(2): 3.
- BODNÁR ZS. (2019): A világ egyetlen patkánymentes nagyvárosából patkányparadicsommá válhat Budapest. In: *Qubit*. – www.qubit.hu
- BOGGESS E. K. (1994): *Raccoons*. Cooperative Extension Division, Institute of Agriculture and Natural Resources, University of Nebraska – United States Department of Agriculture, Animal and Plant Health Inspection Service, Animal Damage Control – Great Plains Agricultural Council, Wildlife Committee, Lincoln (Nebraska). / Prevention and control of wildlife damage./
- BONESI L. & PALAZON S. (2007): The American Mink in Europe: Status, impacts, and control. *Biological Conservation* **134**(4): 470–483.
- BONESI L., CHANIN P. & MACDONALD D. W. (2004): Competition between Eurasian Otter *Lutra lutra* and American Mink *Mustela vison* probed by niche shift. *Oikos* **106**(1): 19–26.
- BONNAUD E., MEDINA F. M., VIDAL E., NOGALES M., TERSHY B., ZAVALA E., DONLAN C. J., KEITT B., LE CORRE M. & HORWATH S. V. (2011): The diet of Feral Cats on islands: a review and a call for more studies. *Biological Invasions* **13**(3): 581–603.
- BOS D., KENTIE R., LA HAYE M. & YDENBERG R. C. (2019): Evidence for the effectiveness of controlling Muskrat (*Ondatra zibethicus* L.) populations by trapping. *European Journal of Wildlife Research* **65**(3): 45.
- BURGIN C. J., WILSON D. E., MITTERMEIER R. A., RYLANDS A. B., LACHER T. E. & SECHREST W. (2020): *Illustrated checklist of the mammals of the world*. Volume 2. *Eulipotyphla to Carnivora*. Lynx Edicions, Barcelona.
- CAPEL-EDWARDS M. (1967): Foot-and-mouth disease in *Myocastor coypus*. *Journal of Comparative Pathology* **77**(2): 217–221.
- CARTER J. & LEONARD B. P. (2002): A review of the literature on the worldwide distribution, spread of, and efforts to eradicate the Coypu (*Myocastor coypus*). *Wildlife Society Bulletin* **30**(1): 162–175.
- CASTELLO J. R. (2016): *Bovids of the world. Antelopes, gazelles, cattle, goats, sheep and relatives*. Princeton University Press, Princeton – Oxford.
- CHAPUIS J. L., BOUSSÈS P. & BARNAUD G. (1994): Alien mammals, impact and management in the French subantarctic islands. *Biological Conservation* **67**(2): 97–104.
- CHRISTIANSEN J. L. & GALLAWAY B. J. (1984): Raccoon removal, nesting success, and hatchling emergence in Iowa turtles with special reference to *Kinosternon flavescens* (Kinosternidae). *The Southwestern Naturalist* **29**(3): 343–348.
- ĆIROVIĆ D., PENEZIĆ A. & KROFEL M. (2016): Jackals as cleaners: Ecosystem services provided by a mesocarnivore in human-dominated landscapes. *Biological Conservation* **199**: 51–55.
- CORBET G. & OVENDEN D. (1982): *Pareys Buch der Säugetiere. Alle wildlebenden Säugetiere Europas*. Verlag Paul Parey, Hamburg – Berlin.
- CORBETT L. K. (1979): *Feeding ecology and social organization of Wildcats (Felis silvestris) and Domestic Cats (Felis catus) in Scotland*. Dissertation, University of Aberdeen, Aberdeen.
- COURCHAMP F., LANGLAIS M. & SUGIHARA G. (1999): Cats protecting birds: modelling the mesopredator release effect. *Journal of Animal Ecology* **68**(2): 282–292.
- CROOKS K. R. & SOULÉ M. E. (1999): Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system. *Nature* **400**(6744): 563–566.
- CSANÁDY A., KISKOVÁ J., GALUŠKOVÁ S., DURANKOVÁ S., PRISTAŠ P. & SEDLÁKOVÁ-KADUKOVÁ J. (2021): The House Mouse (*Mus musculus*) in small farmstead buildings in Slovakia. *Biologia* **76**(4): 1205–1213.
- CSÁNYI S., KÖLLER J. & ZOLTÁN A. (2010): *Európa vadvilág öröksége. Európai nagyvadfajok világrekord trófeái. A 2008–2009. évi vadászidény legjobb magyar vadásztrófeái*. Nimród Vadászújság, Budapest.
- CSÁNYI S., MÁRTON M., MAJOR F. CS. & SCHALLY G. (2021): *Vadgazdálkodási Adattár. 2020/2021. vadászati év. Országos Vadgazdálkodási Adattár, Gödöllő*.
- DAVIS G. E. & WHITING M. C. (1977): Loggerhead Sea Turtle nesting in Everglades National Park, Florida, USA. *Herpetologica* **33**(1): 18–28.
- DEMETER A. & SPASSOV N. (1993): *Canis aureus* Linnaeus, 1758 – Schakal, Goldschakal. In: NIETHAMMER J. & KRAPP F. (Hrsg.): *Handbuch der Säugetiere Europas*. Band 5/I. *Raubsäuger – Carnivora (Fissipedia)*. Teil I. *Canidae, Ursidae, Procyonidae, Mustelidae* 1. AULA-Verlag, Wiesbaden: 107–138.

- DICKMAN C. R. (1996a): Impact of exotic generalist predators on the native fauna of Australia. *Wildlife Biology* **2**(3): 185–195.
- DICKMAN C. R. (1996b): *Overview of the impact of Feral Cats on Australian native fauna*. Australian Nature Conservation Agency, Canberra.
- DOHERTY T. S., BENGEN A. J. & DAVIS R. A. (2014): A critical review of habitat use by Feral Cats and key directions for future research and management. *Wildlife Research* **41**(5): 435–446.
- DOHERTY T. S., DAVIS R. A., VAN ETTEN E. J. B., ALGAR D., COLLIER N., DICKMAN C. R., EDWARDS G., MASTERS P., PALMER R. & ROBINSON S. (2015): A continental-scale analysis of Feral Cat diet in Australia. *Journal of Biogeography* **42**(5): 964–975.
- DOHERTY T. S., DICKMAN C. R., JOHNSON C. N., LEGGE S. M., RITCHIE E. G. & WOINARSKI J. C. Z. (2016a): Impacts and management of Feral Cats *Felis catus* in Australia. *Mammal Review* **47**(2): 83–97.
- DOHERTY T. S., GLEN A. S., NIMMO D. G., RITCHIE E. G. & DICKMAN C. R. (2016b): Invasive predators and global biodiversity loss. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **113**(40): 11261–11265.
- DRISCOLL C. A., MACDONALD D. W. & O'BRIEN S. J. (2009): From wild animals to domestic pets, an evolutionary view of domestication. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **106** (Supplement 1): 9971–9978.
- DRISCOLL C. A., MENOTTI-RAYMOND M., ROCA A. L., HUPE K., JOHNSON W. E., GEFFEN E., HARLEY E. H., DELIBES M., PONTIER D., KITCHENER A. C., YAMAGUCHI N., O'BRIEN S. J. & MACDONALD D. W. (2007): The Near Eastern origin of cat domestication. *Science* **317**(5837): 519–523.
- DRYGALA F., ZOLLER H., STIER N. & ROTH M. (2010): Dispersal of the Raccoon Dog *Nyctereutes procyonoides* into a newly invaded area in Central Europe. *Wildlife Biology* **16**(2): 150–161.
- DUARTE A., FERNANDES M., SANTOS N. & TAVARES L. (2012): Virological survey in free-ranging Wildcats (*Felis silvestris*) and feral Domestic Cats in Portugal. *Veterinary Microbiology* **158**(3–4): 400–404.
- FARAGÓ S. (1994): Vadászati állattan. In: KÓHALMY T. (szerk.): *Vadászati enciklopédia*. Mezőgazda Kiadó, Budapest: 81–210.
- FARAGÓ S. (2002): *Vadászati állattan*. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- FELDHAMER G. A., THOMPSON B. C. & CHAPMAN J. A. (eds.) (2003): *Wild mammals of North America. Biology, management, and conservation*. 2nd edition. The John Hopkins University Press, Baltimore.
- FENTON S., MOORCROFT P. R., ČIROVIĆ D., LANZKI J., HELTAI M., CAGNACCI F., BRECK S., BOGDANOVIĆ N., PANTELIĆ I., ÁCS K. & RANC N. (2021): Movement, space-use and resource preferences of European Golden Jackals in human-dominated landscapes: insights from a telemetry study. *Mammalian Biology* **101**(5): 619–630.
- FITZGERALD B. M. (1988): Diet of Domestic Cats and their impact on prey populations. In: TURNER D. C. & BATESON P. (eds.): *The Domestic Cat. The biology of its behaviour*. Cambridge University Press, Cambridge: 123–144.
- FRENCH D. D., CORBETT L. K. & EASTERBEE N. (1988): Morphological discriminants of Scottish Wildcats (*Felis silvestris*), Domestic Cats (*F. catus*) and their hybrids. *Journal of Zoology* **214**(2): 235–259.
- FRTZELL E. K., HUBERT G. F., MEYEN B. E. & SANDERSON G. C. (1985): Age-specific reproduction in Illinois and Missouri Raccoons. *The Journal of Wildlife Management* **49**(4): 901–905.
- GALBREATH R. & BROWN D. (2004): The tale of the lighthouse-keeper's cat: Discovery and extinction of the Stephens Island Wren (*Traversia lyalli*). *Notornis* **51**(4): 193–200.
- GEHRT S. D. (2003): Raccoon and allies. In: FELDHAMER G. A., THOMPSON B. C. & CHAPMAN J. A. (eds.): *Wild mammals of North America. Biology, management, and conservation*. 2nd edition. The Johns Hopkins Press, Baltimore: 611–634.
- GEHRT S. D. (2004): Ecology and management of Striped Skunks, Raccoons, and Coyotes in urban landscapes. In: FASCIONE N., DELACH A. & SMITH M. E. (eds.): *People and predators. From conflict to coexistence*. Island Press, Washington: 81–104.
- GEHRT S. D. & FRITZELL E. K. (1998): Duration of familial bonds and dispersal patterns for Raccoons in South Texas. *Journal of Mammalogy* **79**(3): 859–872.
- GIANNATOS G. (2004): *Conservation Action Plan for the Golden Jackal Canis aureus L. in Greece*. WWF Greece, Athens.
- GIANNATOS G., MARINOS Y., MARAGOU P. & CATSADORAKIS G. (2005): The status of the Golden Jackal (*Canis aureus* L.) in Greece. *Belgian Journal of Zoology* **135**(2): 145–149.

- GLEN A. S., DICKMAN C. R., SOULÉ M. E. & MACKEY B. G. (2007): Evaluating the role of the Dingo as a trophic regulator in Australian ecosystems. *Austral Ecology* **32**(5): 492–501.
- GOSLING L. M. (1981): Climatic determinants of spring littering by feral Coypus, *Myocastor coypus*. *Journal of Zoology* **195**(3): 281–288.
- GOSLING L. M. & BAKER S. J. (1989): The eradication of Muskrats and Coypus from Britain. *Biological Journal of the Linnean Society* **38**(1): 39–51.
- GÖRNER M. & HACKETHAL H. (1987): *Säugetiere Europas*. Neumann Verlag, Radebeul – Leipzig.
- GREENWOOD R. J. (1981): Foods of Prairie Raccoons during the waterfowl nesting season. *The Journal of Wildlife Management* **45**(3): 754–760.
- GROÓ Z., SZENCZI P., BÁNSZEGI O. & ALTBÄCKER V. (2013): Natal dispersal in two mice species with contrasting social systems. *Behavioural Ecology and Sociobiology* **67**(2): 235–242.
- GROVES C. P., LESLIE D. M., HUFFMAN B. A., VALDEZ R., HABIBI K., WEINBERG P. J., BURTON J. A., JARMAN P. J. & ROBICHAUD W. G. (2011): Family Bovidae (Hollow-horned ruminants). In: WILSON D. E. & MITTERMEIER E. A. (eds.): *Handbook of the mammals of the world*. Volume 2. *Hoofed mammals*. Lynx Edicions, Barcelona: 444–779.
- GUICHÓN M. L., BENÍTEZ V. B., ABBA A., BORGNIA M. & CASSINI M. H. (2003a): Foraging behaviour of Coypus *Myocastor coypus*: why do Coypus consume aquatic plants? *Acta Oecologica* **24**(5–6): 241–246.
- GUICHÓN M. L., BORGNIA M., FERNÁNDEZ RIGHI C., CASSINI G. H. & CASSINI M. H. (2003b): Social behavior and group formation in the Coypu (*Myocastor coypus*) in the Argentinean pampas. *Journal of Mammalogy* **84**(1): 254–262.
- GUICHÓN M. L., DONCASTER C. P. & CASSINI M. H. (2003c): Population structure of Coypus (*Myocastor coypus*) in their region of origin and comparison with introduced populations. *Journal of Zoology* **261**(3): 265–272.
- HARRINGTON L. A., HARRINGTON A. L., MOORHOUSE T., GELLING M., BONESI L. & MACDONALD D. W. (2009): American Mink control on inland rivers in southern England: An experimental test of a model strategy. *Biological Conservation* **142**(4): 839–849.
- HARTMAN L. H., GASTON A. J. & EASTMAN D. S. (1997): Raccoon predation on Ancient Murrelets on East Limestone Island, British Columbia. *The Journal of Wildlife Management* **61**(2): 377–388.
- HAYWARD M. W., PORTER L., LANSZKI J., KAMLER J. F., BECK J. M., KERLEY G. I. H., MACDONALD D. M., MONTGOMERY R. A., PARKER D. M., SCOTT D. M., O'BRIAN J. & YARNELL R. W. (2017): Factors affecting the prey preferences of jackals (Canidae). *Mammalian Biology* **85**: 70–82.
- HEIDEMANN G. (1986): *Cervus dama* (Linnaeus, 1758) – Damhirsch. In: NIETHAMMER J. & KRAPP F. (Hrsg.): *Handbuch der Säugetiere Europas*. Band 2. *Paarhufer – Artiodactyla (Suidae, Cervidae, Bovidae)*. AULA-Verlag, Wiesbaden: 142–160.
- HELLE E. & KAUHALA K. (1993): Age structure, mortality, and sex ratio of the Raccoon Dog in Finland. *Journal of Mammalogy* **74**(4): 936–942.
- HELTAI M., ČIROVIĆ D., SZABÓ L., PENEZIĆ A., NAGYAPÁTI N., KURYS A. & LANSZKI J. (2013): Golden Jackal: opinions versus facts – experiences from Serbia and Hungary. In: BEUKOVIĆ M. (ed.): *Proceedings. „Modern Aspects of Sustainable Management of Game Population”*. 2nd International Symposium on Hunting. Novi Sad, Serbia, 17–20 October, 2013. University of Novi Sad, Faculty of Agriculture, Novi Sad: 13–20.
- HELTAI M., LANSZKI J., SZEMETHY L. & TÓTH M. (szerk.) (2010): *Emlős ragadozók Magyarországon*. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- HOFFMANN M., ARNOLD J., DUCKWORTH J. W., JHALA Y., KAMLER J. F. & KROFEL M. (2018): *Canis aureus*. In: *The IUCN Red List of Threatened Species 2018*: e.T118264161A163507876. – www.iucnredlist.org
- HOHMANN U. (2000): *Raumnutzung und Sozialsystem des Waschbären in Mitteleuropa*. Infodienst Wildbiologie und Oekologie, Zürich.
- HOHMANN U. & HUPE K. (1999): Interspecific competition of the Raccoon (*Procyon lotor*) and the Wildcat (*Felis silvestris silvestris*) with regard to rest sites in Germany. In: THOMAIDIS C. & KYPRIDEMOS N. (eds.): *Agriculture forestry – game. Integrating wildlife in land management. International Union of Game Biologists XXIVth Congress, Thessaloniki – Greece, 20–24 September 1999. Proceedings*. Thessaloniki: 361–367.
- HOHMANN U., GERHARD R. & KASPER M. (2000): Home range size of adult Raccoons (*Procyon lotor*) in Germany. *Zeitschrift für Säugetierkunde* **65**(2): 124–127.
- HORVÁTH Gy. (2003): A vándorpatkány (*Rattus norvegicus* (Berkenhout, 1769)) mint invázió emlősfaj természetvédelmi értékelése. In: SALLAI Z. (szerk.): *Hazai invázió gerincesek (halak és emlősök) elleni természetvédelmi stratégiát megalapozó tanulmány*. Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság, Debrecen: 53–63.

- HORVÁTH Gy. (2007a): Házi patkány *Rattus rattus* (Linnaeus, 1758). In: BIHARI Z., CSORBA G. & HELTAI M. (szerk.): *Magyarország emlőseinek atlasza*. Kossuth Kiadó, Budapest: 199–200.
- HORVÁTH Gy. (2007b): Vándorpatkány *Rattus norvegicus* (Berkenhout, 1769). In: BIHARI Z., CSORBA G. & HELTAI M. (szerk.): *Magyarország emlőseinek atlasza*. Kossuth Kiadó, Budapest: 197–198
- HOWERTH E. W., REEVES A. J., McELVEEN M. R. & AUSTIN F. W. (1994): Survey for selected diseases in Nutria (*Myocastor coypus*) from Louisiana. *Journal of Wildlife Diseases* **30**(3): 450–453.
- HU Y., HU S., WANG W., WU X., MARSHALL F. B., CHEN X., HU L. & WANG C. (2014): Earliest evidence for commensal processes of cat domestication. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **111**(1): 116–120.
- HUBBARD A. L., McORIST S., JONES T. W., BOID R., SCOTT R. & EASTERBEE N. (1992): Is survival of European Wildcats *Felis silvestris* in Britain threatened by interbreeding with Domestic Cats? *Biological Conservation* **61**(3): 203–208.
- HULME-BEAMAN A., ORTON D. & CUCCHI T. (2021): The origins of the domesticated Brown Rat (*Rattus norvegicus*) and its pathways to domestication. *Animal Frontiers* **11**(3): 78–86.
- IBARRA J. T., FASOLA L., MACDONALD D. W., ROZZI R. & BONACIC C. N. (2009): Invasive American Mink *Mustela vison* in wetlands of the Cape Horn Biosphere Reserve, southern Chile: what are they eating? *Oryx* **43**(1): 87.
- IVANOVA G. I. (1962): Szravnyityelnajaharakterisztika pitanyija lizici, barszuka i jenotovidnoj szobaki v Voronyezsszkom zapovednyike. *Ucsenyije Zapiszki Moszkovszkovo Goszudarsztvennovo Pedagogicseszskovo Insztyituta im. V. I. Lenyina* **186**: 209–256.
- JABIR H. A., BAJOMI D. & DEMETER A. (1985): New record of the Black Rat (*Rattus rattus* L.) from Hungary, and a review of its distribution in Central Europe (Mammalia). *Annales Historico-naturales Musei Nationalis Hungarici* **77**: 263–267.
- JABLONOWSKI J. (1927): A pészmapocok hazai letelepedése és terjeszkedése. *Természettudományi Közlöny* **59**(841): 120–130.
- JĘDRZEJEWSKA B. & JĘDRZEJEWSKI W. (1998): *Predation in vertebrate communities. The Białowieża Primeval Forest as a case study*. Springer-Verlag, Berlin – Heidelberg. /Ecological Studies 135./
- JĘDRZEJEWSKA E., BARTOSZEWICZ M., OKARMA H. & ZALEWSKI A. (2014): Plastyczność obcego inwazyjnego gatunku – szopa pracza (*Procyon lotor*) w Polsce. In: JANKOW W., ULBRYCH L., WYPYCHOWSKI K. & ZALEWSKI A. (red.): *Ekologia i wpływ na środowisko gatunków inwazyjnych. Publikacja pokonferencyjna konferencji „Znaczenie gatunków inwazyjnych w ochronie ptaków wodnych oraz ich siedlisk”. 7–10 maja 2014, Kostrzyn nad Odrą*. Park Narodowy Ujście Warty: 115–122.
- JHALA Y. V. & MOEHLMAN P. D. (2004): Golden Jackal *Canis aureus* Linnaeus, 1758. In: SILLERO-ZUBIRI C., HOFFMANN M. & MACDONALD D. W. (eds.): *Canids: foxes, wolves, jackals and dogs. Status survey and Conservation Action Plan*. IUCN – SSC Canid Specialist Group, Gland – Cambridge: 156–161.
- KAMLER J. F., BALLARD W. B. & HELLIKER B. R. & STIVER S. (2003): Range expansion of Raccoons in western Utah and central Nevada. *Western North American Naturalist* **63**(3): 406–408.
- KAPOTA D., DOLEV A., BINO G., YOSHA D., GUTER A., KING R. & SALTZ D. (2016): Determinants of emigration and their impact on survival during dispersal in fox and jackal populations. *Scientific Reports* **6**(1): 24021.
- KATONA K. & ALTBÄCKER V. (2007): Üregi nyúl *Oryctolagus cuniculus* (Linnaeus, 1758). In: Bihari Z., Csorba G. & Heltai M. (szerk.): *Magyarország emlőseinek atlasza*. Kossuth Kiadó, Budapest: 132–134.
- KATONA K., BÍRÓ Zs., HAHN I., KERTÉSZ M. & ALTBÄCKER V. (2004): Competition between European Hare and European Rabbit in a lowland area, Hungary: a long-term ecological study in the period of Rabbit extinction. *Folia Zoologica* **53**(3): 255–268.
- KAUFMANN J. H. (1982): Raccoon and allies. In: CHAPMAN J. A. & FELDHAMER G. A. (eds.): *Wild mammals of North America: biology, management, and economics*. The Johns Hopkins University Press, Baltimore: 567–585.
- KAUHALA K. (1996): Introduced carnivores in Europe with special reference to central and northern Europe. *Wildlife Biology* **2**(1): 197–204.
- KAUHALA K. & HELLE E. (1995): Population ecology of the Raccoon Dog in Finland – a synthesis. *Wildlife Biology* **1**(1): 3–9.
- KAUHALA K. & KOWALCZYK R. (2011): Invasion of the Raccoon Dog *Nyctereutes procyonoides* in Europe: History of colonization, features behind its success, and threats to native fauna. *Current Zoology* **57**(5): 584–598.
- KAUHALA K. & SAEKI M. (2004): Raccoon Dogs: Finnish and Japanese Raccoon Dogs – on the road to speciation? In: MACDONALD D. W. & SILLERO-ZUBIRI C. (eds.): *Biology and conservation of wild canids*. Oxford University Press, Oxford: 217–226.

- KAUHALA K., HOLMALA K., LAMMERS W. & SCHREGEL J. (2006): Home ranges and densities of medium-sized carnivores in south-east Finland, with special reference to rabies spread. *Acta Theriologica* **51**(1): 1–13.
- KAUHALA K., HOLMALA K. & SCHREGEL J. (2007): Seasonal activity patterns and movements of the Raccoon Dog, a vector of diseases and parasites, in southern Finland. *Mammalian Biology* **72**(6): 342–353.
- KAUHALA K., LAUKKANEN P. & VON RÉGE I. (1998): Summer food composition and food niche overlap of the Raccoon Dog, Red Fox and Badger in Finland. *Ecography* **21**(5): 457–463.
- KAUHALA K., SCHREGEL J. & AUTTILA M. (2010): Habitat impact on Raccoon Dog *Nyctereutes procyonoides* home range size in southern Finland. *Acta Theriologica* **55**(4): 371–380.
- KÉZDY P., CSISZÁR Á., KORDA M. & BARTHA D. (2018): Inváziós fajok előfordulása és kezelése Magyarország védett és Natura 2000 területein, európai összehasonlítással. *Természetvédelmi Közlemények* **24**: 85–103.
- KILSHAW K., MONTGOMERY R. A., CAMPBELL R. D., HETHERINGTON D. A., JOHNSON P. J., KITCHENER A. C., MACDONALD D. W. & MILLSPAUGH J. J. (2016): Mapping the spatial configuration of hybridization risk for an endangered population of the European Wildcat (*Felis silvestris silvestris*) in Scotland. *Mammal Research* **61**(1): 1–11.
- KITCHENER A. (1991): *The natural history of the wild cats*. Comstock Publishing Associates, Ithaca (New York).
- KLEIJN D., KOHLER F., BÁLDI A., BATÁRY P., CONCEPCIÓN E. D., CLOUGH Y., DÍAZ M., GABRIEL D., HOLZSCHUH A., KNOP E., KOVÁCS A., MARSHALL E. J. P., TSCHARNTKE T. & VERHULST J. (2009): On the relationship between farmland biodiversity and land-use intensity in Europe. *Proceedings of the Royal Society B Biological Sciences* **276**(1658): 903–909.
- KOEPFLI K.-P., POLLINGER J., GODINHO R., ROBINSON J., LEA A., HENDRICKS S., SCHWEIZER R. M., THALMANN O., SILVA P., FAN Z., YURCHENKO A. A., DOBRYNIN P., MAKUNIN A., CAHILL J. A., SHAPIRO B., ÁLVARES F., BRITO J. C., GEFFEN E., LEONARD J. A., HELGEN K. M., JOHNSON W. E., O'BRIAN S. J., VAN VALKENBURGH B. & WAYNE R. K. (2015): Genome-wide evidence reveals that African and Eurasian Golden Jackals are distinct species. *Current Biology* **25**(16): 2158–2165.
- KOVÁCS Zs. E. (2012): Dispersal history of an invasive rodent in Hungary – subfossil finds of *Rattus rattus*. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* **58**(4): 379–394.
- KOVÁCS Zs. E. (2014): *A kisémlősfauna holocén kori változásai Magyarországon – a házi patkány (Rattus rattus) megjelenése és terjedése*. Doktori értekezés. Debreceni Egyetem, Debrecen.
- KRAUZE-GRYZ D., GRYZ J. & ŽMIHORSKI M. (2019): Cats kill millions of vertebrates in Polish farmland annually. *Global Ecology and Conservation* **17**: e00516.
- KROFEL M., GIANNATOS G., ČIROVIČ D., STOYANOV S. & NEWSOME T. M. (2017): Golden Jackal expansion in Europe: a case of mesopredator release triggered by continent-wide Wolf persecution? *Hystrix* **28**(1): 9–15.
- KRYŠTUFEK B., MURARIU D. & KURTONUR C. (1997): Present distribution of the Golden Jackal *Canis aureus* in the Balkans and adjacent regions. *Mammal Review* **27**(2): 109–114.
- LAKATOS K. (2022): Ritka találkozás – amerikai nyérc az objektív előtt. *Állatvilág* **9**(6): 28–29.
- LANSZKI J. (2012): *Ragadozó emlősök táplálkozási kapcsolatai*. Somogy Megyei Múzeumok Igazgatósága, Kaposvár. /Natura Somogyiensis 21./
- LANSZKI J. & CSERKÉSZ T. (2022): Amerikából érkezett. *Állatvilág* **9**(6): 30–31.
- LANSZKI J. & GRUBER Á. (2021a): Az európai vadmacska (*Felis s. silvestris*) terepi és post mortem kutatása. In: 21. Kolozsvári Biológus Napok, 2021. április 16–17, Kolozsvár. *Konferencia kötet*: 40.
- LANSZKI J. & GRUBER Á. (2021b): A veszélyeztetett vadmacska (*Felis silvestris silvestris*) állományhelyzete terepi és post mortem kutatás alapján. In: TINYA F. (szerk.): 12. Magyar Ökológus Kongresszus. *Előadások és poszterek összefoglalói*. 2021. augusztus 24–26., Vác. Magyar Ökológusok Tudományos Egyesülete – Ökológiai Kutatóközpont, Vác: 179.
- LANSZKI J. & HELTAI M. (2010): Food preferences of Golden Jackals and sympatric Red Foxes in European temperate climate agricultural area (Hungary). *Mammalia* **74**(3): 267–273.
- LANSZKI J., GIANNATOS G., HELTAI M. & LEGAKIS A. (2009): Diet composition of Golden Jackals during cub-rearing season in Mediterranean marshland in Greece. *Mammalian Biology* **74**(1): 72–75.
- LANSZKI J., HAYWARD M. W. & NAGYAPÁTI N. (2018a): Feeding responses of the Golden Jackal after reduction of anthropogenic food subsidies. *PLoS ONE* **13**(12): e0208727.

- LANSZKI J., HAYWARD M., RANC N. & ZALEWSKI A. (2018b): Feeding ecology of the Golden Jackal: knowledge and limitations. *Hellenic Zoological Archives* **9**: 54–57.
- LANSZKI J., HELTAI M. & SZABÓ L. (2006): Feeding habits and trophic niche overlap between sympatric Golden Jackal (*Canis aureus*) and Red Fox (*Vulpes vulpes*) in the Pannonian ecoregion (Hungary). *Canadian Journal of Zoology* **84**(11): 1647–1656.
- LANSZKI J., KLETEČKI E., TRÓCSÁNYI B., MUŽINIĆ J., SZÉLES G. L. & PURGER J. J. (2016): Feeding habits of house and feral Cats (*Felis catus*) on small Adriatic islands (Croatia). *North-western Journal of Zoology* **12**(2): 336–348.
- LANSZKI J., KURYS A., HELTAI M., CSÁNYI S. & ÁCS K. (2015): Diet composition of the Golden Jackal in an area of intensive big game management. *Annales Zoologici Fennici* **52**(4): 243–255.
- LANSZKI J., KURYS A., SZABÓ L., NAGYAPÁTI N., PORTER L. B. & HELTAI M. (2016): Diet composition of the Golden Jackal and the sympatric Red Fox in an agricultural area (Hungary). *Folia Zoologica* **65**(4): 310–322.
- LAVROV N. P. (1971): Itogi introdukcii jenotovidnoj szobaki (*Nyctereutes procyonoides* Grey) v otgelynyije oblasztyi SzSzSzR. *Ucsenyije Zapiszki Moszkovszkovo Goszudarsztvennovo Pedagogicseszskovo Insztzyituta* **29**: 101–160.
- LCIE (2021): Golden Jackal – *Canis aureus*. In: LCIE: *Large Carnivore Initiative for Europe*. IUCN/SSC Specialist Group. – www.lcie.org
- LETNIC M. & KOCH F. (2010): Are Dingoes a trophic regulator in arid Australia? A comparison of mammal communities on either side of the dingo fence. *Austral Ecology* **35**(2): 167–175.
- LEVER C. (1985): *Naturalized mammals of the world*. Longman, New York.
- LIBERG O. (1984): Food habits and prey impact by feral and house-based Domestic Cats in a rural area in southern Sweden. *Journal of Mammalogy* **65**(3): 424–432.
- LIBERG O. & SANDELL M. (1988): Spatial organisation and reproductive tactics in the Domestic Cat and other felids. In: TURNER D. C. & BATESON P. (eds.): *The Domestic Cat. The biology of its behaviour*. Cambridge University Press, Cambridge: 83–98.
- LINNELL J. D. C., ODDEN J. & KINDBERG J. (2021): *Første bekreftede observasjon av gullsjakal i Norge*. Norsk Institutt for Naturforskning, Trondheim. /NINA Rapport 1981./
- LOHR M., YOUNG L. C., VANDERWERF E. A., MILLER C. J. & LEONG H. (2013): Dietary analysis of free-ranging cats at Ka'ena Point, Hawai'i. *Elepaio* **73**(3): 1–3.
- LORENZ K. (1983): *Salamon király gyűrüje*. 3. kiadás. Gondolat Kiadó, Budapest.
- LOSS S. R., WILL T. & MARRA P. P. (2013): The impact of free-ranging Domestic Cats on wildlife of the United States. *Nature Communications* **4**: 1396.
- LOWE S., BROWNE M., BOUDJELAS S. & DE POORTER M. (2004): *100 of the world's worst invasive alien species. A selection from the Global Invasive Species Database*. Updated and reprinted version. The Invasive Species Specialist Group (ISSG) a specialist group of the Species Survival Commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN), Auckland.
- LOYD K. A. T., HERNANDEZ S. M., CARROLL J. P., ABERNATHY K. J. & MARSHALL G. J. (2013): Quantifying free-roaming Domestic Cat predation using animal-borne video cameras. *Biological Conservation* **160**: 183–189.
- LUTZ W. (1984): Die Verbreitung des Waschbären (*Procyon lotor*, Linné 1758) im mitteleuropäischen Raum. *Zeitschrift für Jagdwissenschaft* **30**(4): 218–228.
- LUTZ W. (1996): The introduced Raccoon *Procyon lotor* population in Germany. *Wildlife Biology* **2**(3): 228.
- MACDONALD D. W. (1979): The flexible social system of the Golden Jackal, *Canis aureus*. *Behavioral Ecology and Sociobiology* **5**(1): 17–38.
- MACDONALD D. W. (1983): The ecology of carnivore social behaviour. *Nature* **301**(5899): 379–384.
- MACDONALD D. W. (ed.) (1989): *The encyclopedia of mammals*. Unwin Hyman Ltd., London.
- MACDONALD D. & BARRETT P. (1993): *Mammals of Britain and Europe*. Harper Collins Publishers, London. /Collins Field Guide/
- MACDONALD D. W. & SILLERO-ZUBIRI C. (eds.) (2004): *Biology and conservation of wild canids*. Oxford University Press, Oxford.
- MACDONALD D. W., BARRETO G. R., FERRERAS P., KIRK B., RUSHTON S., YAMAGUCHI N. & STRACHAN R. (1999): The impact of American Mink, *Mustela vison*, as predators of native species in British freshwater systems. In: COWAND D. P. & FEARE C. J. (eds.): *Advances in vertebrate pest management*. Filander Verlag, Furth: 5–24.
- MACDONALD D. W., NEWMAN C. & HARRINGTON L. A. (eds.) (2017): *Biology and conservation of musteloids*. Oxford University Press, Oxford.
- MANABELLA SALCEDO I., FRASCHINA J., BUSCH M., GUIDOBONO J. S., UNZAGA J. M., DELLARUPE A.,

- FARACE M. I., PINI N. & LEÓN V. A. (2021): Role of *Mus musculus* in the transmission of several pathogens in poultry farms. *International Journal for Parasitology: Parasites and Wildlife* **14**: 130–136.
- MARAN T. & HENTTONEN H. (1995): Why is the European Mink (*Mustela lutreola*) disappearing? – A review of the process and hypotheses. *Annales Zoologici Fennici* **32**(1): 47–54.
- MARKÓ G., ÓNODI G., KERTÉSZ M. & ALTBÄCKER V. (2011): Rabbit grazing as the major source of intercanopy heterogeneity in a Juniper shrubland. *Arid Land Research and Management* **25**(2): 176–193.
- MATTIOLI S. (2011): Family Cervidae (Deer). In: WILSON D. E. & MITTERMEIER R. A. (eds.): *Handbook of the mammals of the world*. Volume 2. *Hoofed mammals*. Lynx Edicions, Barcelona: 350–443.
- MEZZETTO D., DARTORA F. & MORI E. (2021): Feeding plasticity and temporal behaviour of the alien American Mink in Europe. *Acta Oecologica* **110**: 103700.
- MICHLER B. A., MICHLER F.-U., RIEGER S. & ROTH M. (2014): Effects of Raccoon settlement in Germany – a closer look at the ecology of an unfamiliar invasive species. In: JANKOW W., ULBRYCH L., WYPYCHOWSKI K. & ZALEWSKI A. (red.): *Ekologia i wpływ na środowisko gatunków inwazyjnych. Publikacja pokonferencyjna konferencji „Znaczenie gatunków inwazyjnych w ochronie ptaków wodnych oraz ich siedlisk”. 7–10 maja 2014, Kostrzyn nad Odrą*. Park Narodowy Ujście Warty: 69–71.
- MIKKONEN T., HAUKISALMI V., KAUKHALA K. & WIHLMAN H. (1995): *Trichinella spiralis* in the Raccoon Dog (*Nyctereutes procyonoides*) in Finland. *Bulletin of the Scandinavian Society for Parasitology* **5**(2): 100.
- MITCHELL-JONES A. J., AMORI G., BOGDANOWICZ W., KRYŠTUFEK B., REIJNDERS P. J. H., SPITZENBERGER F., STUBBE M., THISSEN J. B. M., VOHRALÍK V. & ZIMA J. (1999): *The Atlas of European mammals*. T & A D Poyser, London.
- MOEHLMAN P. D. (1987): Social organization in jackals. *American Scientist* **75**(4): 366–375.
- MORI E., ANDREONI A., CECERE F., MAGI M. & LAZZERI L. (2020): Patterns of activity rhythms of invasive Coypus *Myocastor coypus* inferred through camera-trapping. *Mammalian Biology* **100**(6): 591–599.
- MORRIS D. (1986): *Miért csinálja...? A macska. Nélkülözhetetlen útmutató a macskák viselkedéséhez*. Európa Könyvkiadó, Budapest.
- MULDER J. L. (2012): A review of the ecology of the Raccoon Dog (*Nyctereutes procyonoides*) in Europe. *Lutra* **55**(2): 101–127.
- NAGY G. G., CZIRÁK Z., DEMETER A., DÓKA R., FADEL N., JÓNÁS B., RISKÓ A., SCHMIDT A., SÜLYÁN P., VÁCZI O. & ÉRDINÉ SZEKERES R. (2020): *Az európai uniós jegyzéken szereplő idegenhonos inváziós fajok terjedési útvonalainak magyarországi átfogó elemzése és értékelése, valamint a terjedési útvonalak cselekvési tervei*. Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatóság – Agrárminisztérium, Természetmegőrzési Főosztály, Sarród – Budapest.
- NAGY I. (szerk.) (2018): *Erdei vadkárfelelvételi és értékelési útmutató*. *Sine loco*.
- NÉMETH A., BÁRÁNY A., CSORBA G., MAGYARI E., PAZONYI P. & PÁLFY J. (2016): Holocene mammal extinctions in the Carpathian Basin: a review. *Mammal Review* **47**(1): 38–52.
- NEWSOME T. M., GREENVILLE A. C., ČIROVIĆ D., DICKMAN C. R., JOHNSON C. N., KROFEL M., LETNIC M., RIPPLE W. J., RITCHIE E. G., STOYANOV S. & WIRSING A. J. (2017): Top predators constrain mesopredator distributions. *Nature Communications* **8**: 15469.
- NOGALES M., MARTÍN A., TERSHY B. R., DONLAN C. J., VEITCH D., PUERTA N., WOOD B. & ALONSO J. (2004): A review of Feral Cat eradication on islands. *Conservation Biology* **18**(2): 310–319.
- NORDSTRÖM M., HÖGMANDER J., LAINE J., NUMMELIN J., LAANETU N. & KORPIMÄKI E. (2003): Effects of feral Mink removal on seabirds, waders and passerines on small islands in the Baltic Sea. *Biological Conservation* **109**(3): 359–368.
- ÓNODI G., KERTÉSZ M., BOTTA-DUKÁT Z. & ALTBÄCKER V. (2008): Grazing effects on vegetation composition and on the spread of fire on open sand grasslands. *Arid Land Research and Management* **22**(4): 273–285.
- ORTEGA-PACHECO A., CONCHA-GUILLERMO H., SEGURA-CORREA J. & JIMENEZ-COELLO M. (2012): Seasonal reproductive activity of Domestic Queens (*Felis catus*) in the tropics of Mexico. *Reproduction in Domestic Animals* **47** (Suppl. 6): 52–54.
- OSOWSKI S. L., BREWER L. W., BAKER O. E. & COBB G. P. (1995): The decline of Mink in Georgia, North Carolina, and South Carolina: the role of contaminants. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* **29**(3): 418–423.
- OSWALD C. (2012): *A világ gímszarvasai. Kialakulásuk, elterjedésük, alaki sokféleségük*. Vadászlap Kft., Budapest.

- OTTONI C., VAN NEER W., DE CUPERE B., DALIGAULT J., GUIMARAES S., PETERS J., SPASSOV N., PRENDERGAST M. E., BOIVIN N., MORALES-MUÑIZ A., BĂLĂȘESCU A., BECKER C., BENECKE N., BORONEANT A., BUITENHUIS H., CHAHOUD J., CROWTHER A., LLORENTE L., MANASERYAN N., MONCHOT H., ONAR V., OSYPIŃSKA M., PUTELAT O., QUINTANA MORALES E. M., STUDER J., WIERER U., DECORTE R., GRANGE T. & EVA-MARIA GEIGL E.-M. (2017): The palaeogenetics of cat dispersal in the ancient world. *Nature Ecology and Evolution* **1**(7): 0139.
- OZELLA L., CECCHETTI M. & PESSANI D. (2016): Diet of feral cats during the Scopoli's Shearwater breeding season on Linosa Island, Mediterranean Sea. *Italian Journal of Zoology* **83**(4): 589–599.
- PASCAL M. (1980): Structure et dynamique de la population de chats haret de l'archipel des Kerguelen. *Mammalia* **44**(2): 161–182.
- PEARRE S. & MAASS R. (1998): Trends in the prey size-based trophic niches of feral and House Cats *Felis catus* L. *Mammal Review* **28**(3): 125–139.
- PIELOWSKI Z., KAMIENIARZ R. & PANEK M. (1993): *Raport o zwierzętach łownych w Polsce*. Biblioteka Monitoringu Środowiska; Warszawa.
- PIERPAOLI M., BIRÓ Z. S., HERRMANN M., HUPE K., FERNANDES M., RAGNI B., SZEMETHY L. & RANDI E. (2003): Genetic distinction of Wildcat (*Felis silvestris*) populations in Europe, and hybridization with Domestic Cats in Hungary. *Molecular Ecology* **12**(10): 2585–2598.
- RAKONCZAY Z. (szerk.) (1990): *Vörös Könyv. A Magyarországon kipusztult és veszélyeztetett növény- és állatfajok*. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- RANC N., ALVARES F., BANEJA O. C., BERCE T., CAGNACCI F., ČERVINKA J., ČIROVIĆ D., COSIC N., GIANNATOS G., HATLAUF J., HELTAI M., IVANOV G., LANSZKI J., LAPINI L., MAIORANO L., MELOVSKI D., MIGLI D., MLADENVIĆ J., PANKOV I. A., PENEZIĆ A., PETROVA A., ŠÁLEK M., SELANEC I., SELIMOVIC A., STOJANOV A., SZABÓ L., TRBOJEVIĆ I., TRBOJEVIĆ T. & KROFEL M. (2018): The Golden Jackal (*Canis aureus*) in Europe: predicting habitat suitability of a rapidly establishing carnivore. In: BRO E. & GUILLEMAIN M. (eds.): *33rd International Union of Game Biologists Congress & 14th Perdix Symposium. Montpellier, France – 2017, August 22–25. Abstract book*. ONCFS, Paris: 320–322.
- RANDI E. & RAGNI B. (1991): Genetic variability and biochemical systematics of Domestic and Wild Cat populations (*Felis silvestris*: Felidae). *Journal of Mammalogy* **72**(1): 79–88.
- RATNASWAMY M. J. & WARREN R. J. (1998): Removing Raccoons to protect sea turtle nests: are there implications for ecosystem management? *Wildlife Society Bulletin* **26**(4): 846–850.
- REDFORD K. H. & EISENBERG J. F. (1992): *Mammals of the Neotropics. Volume 2. The southern cone. Chile, Argentina, Uruguay, Paraguay*. The University of Chicago Press, Chicago.
- REID F., SCHIAFFINI M. & SCHIPPER J. (2016): *Neovison vison*. In: *The IUCN Red List of Threatened Species 2016*: e.T41661A45214988. – www.iucnredlist.org
- ROBINSON S. K., THOMPSON F. R., DONOVAN T. M., WHITEHEAD D. R. & FAABORG J. (1995): Regional forest fragmentation and the nesting success of migratory birds. *Science* **267**(5206): 1987–1990.
- ROCHLITZ I. (2005): A review of the housing requirements of Domestic Cats (*Felis silvestris catus*) kept in the home. *Applied Animal Behaviour Science* **93**(1–2): 97–109.
- ROTEM G., BERGER H., KING R. & SALTZ D. (2011): The effect of anthropogenic resources on the space-use patterns of Golden Jackals. *Journal of Wildlife Management* **75**(1): 132–136.
- ROTENKO I. & SIDOROVICH V. (2017): *Badger Meles meles and Raccoon Dog Nyctereutes procyonoides in Belarus. Population studies with implication for the decline in Badgers*. Chatyry Chverci, Minsk.
- ROTHENBURGER J. L., HIMSWORTH C. G., TREUTING P. M. & LEIGHTON F. A. (2015): Survey of cardiovascular pathology in wild urban *Rattus norvegicus* and *Rattus rattus*. *Veterinary Pathology* **52**(1): 201–208.
- RÖHRS M. (1986): *Ovis ammon mussimon* (Pallas, 1811) – Mufflon. In: NIETHAMMER J. & KRAPP F. (Hrsg.): *Handbuch der Säugetiere Europas*. Band 2. *Paarhufer – Artiodactyla* (Suidae, Cervidae, Bovidae). AULA-Verlag, Wiesbaden: 435–450.
- RUENESS E. K., ASMYHR M. G., SILLERO-ZUBIRI C., MACDONALD D. W., BEKELE A., ATICKEM A. & STENSETH N. C. (2011): The cryptic African wolf: *Canis aureus lupaster* is not a Golden Jackal and is not endemic to Egypt. *PLoS ONE* **6**(1): e16385.
- RUSSELL J. C., LECOMTE V., DUMONT Y. & LE CORRE M. (2009): Intraguild predation and mesopredator release effect on long-lived prey. *Ecological Modelling* **220**(8): 1098–1104.

- RUTKOWSKI R., KROFEL M., GIANNATOS G., ČIROVIĆ D., MÄNNIL P., VOLOKH A. M., LANSZKI J., HELTAI M., SZABÓ L., BANE A O. C., YAVRUYAN E., HAYRAPETYAN V., KOPALIANI N., MILIOU A., TRYFONOPOULOS G. A., LYMBERAKIS P., PENEZIĆ A., PAKELTYTĖ G., SUCHECKA E. & BOGDANOWICZ W. (2015): A European concern? Genetic structure and expansion of Golden Jackals (*Canis aureus*) in Europe and the Caucasus. *PLoS ONE* **10**(11): e0141236.
- RUXTON G. D., THOMAS S. & WRIGHT J. W. (2002): Bells reduce predation of wildlife by Domestic Cats (*Felis catus*). *Journal of Zoology* **256**(1): 81–83.
- SADOWSKI C. & BOWMAN J. (2021): Historical surveys reveal a long-term decline in Muskrat populations. *Ecology and Evolution* **11**(12): 7557–7568.
- ŠÁLEK M., ČERVINKA J., BANE A O. C., KROFEL M., ČIROVIĆ D., SELANEC I., PENEZIĆ A. GRILL S. & RIEGERT J. (2014): Population densities and habitat use of the Golden Jackal (*Canis aureus*) in farmlands across the Balkan Peninsula. *European Journal of Wildlife Research* **60**(2): 193–200.
- SALGADO I. (2018): Is the Raccoon (*Procyon lotor*) out of control in Europe? *Biodiversity and Conservation* **27**(9): 2243–2256.
- SCHERTLER A., RABITSCH W., MOSER D., WESSELY J. & ESSL F. (2020): The potential current distribution of the Coypu (*Myocastor coypus*) in Europe and climate change induced shifts in the near future. *NeoBiota* **58**: 129–160.
- SCHUSTER R. K., SPECHT P. & RIEGER S. (2021): On the helminth fauna of the Muskrat (*Ondatra zibethicus* (Linnaeus, 1766)) in the Barnim District of Brandenburg State/Germany. *Animals* **11**(8): 2444.
- SEY O. (1966): Contributions to knowledge of the internal parasites of Muskrat (*Ondatra zibethica* L., 1766) living along the river Tisza. *Tiscia* **2**: 89–94.
- SHIELS A. B. & PITT W. C. (2014): A review of invasive rodent (*Rattus* spp. and *Mus musculus*) diets on pacific islands. In: TIMM R. M. & O'BRIEN J. M. (eds.): *Proceedings of the Twenty-Sixth Vertebrate Pest Conference. March 3–6, 2014. Waikoloa, Hawaii*. University of California, Davis: 161–165.
- SHIER C. J. & BOYCE M. S. (2009): Mink prey diversity correlates with Mink–Muskrat dynamics. *Journal of Mammalogy* **90**(4): 897–905.
- STOHL G. (1981): *Emlős háziállatok – Mammalia domestica*. Akadémiai Kiadó, Budapest. /Magyarország állatvilága – Fauna Hungariae XXII. kötet 5. füzet/
- STOYANOV S. (2012): Golden Jackal (*Canis aureus*) in Bulgaria. Current status, distribution, demography and diet. In: ĐORĐEVIĆ N. (ed.): *Proceedings. „Modern Aspects of Sustainable Management of Game Population”*. International Symposium on Hunting Zemun-Belgrade, Serbia, 22–24 June, 2012. University of Belgrade, Faculty of Agriculture, Zemun: 48–56.
- STRONEN A. V., KONEC M., BOLJTE B., BOŠKOVIĆ I., GAČIĆ D., GALOV A., HELTAI M., JELENIĆ M., KLJUN F., KOS I., KOVAČIĆ T., LANSZKI J. PINTUR K., POKORNY B., SKRBINŠEK T., SUCHENTRUNK F., SZABÓ L., ŠPREM N., TOMLIJANOVIĆ K. & POTOČNIK H. (2021): Population genetic structure in a rapidly expanding mesocarnivore: Golden Jackals in the Dinaric-Pannonian region. *Global Ecology and Conservation* **28**: e01707.
- STUBBE M. (1993): *Procyon lotor* (Linné, 1758) – Waschbär. In: NIETHAMMER J. & KRAPP F. (Hrsg.): *Handbuch der Säugetiere Europas*. Band 5/I. Raubsäuger – Carnivora (Fissipedia). Teil I. Canidae, Ursidae, Procyonidae, Mustelidae 1. AULA-Verlag, Wiesbaden: 331–364.
- SUTOR A., KAUFHALA K. & ANSORGE H. (2010): Diet of the Raccoon Dog *Nyctereutes procyonoides* – a canid with an opportunistic foraging strategy. *Acta Theriologica* **55**(2): 165–176.
- SUZUKI H. (2020): Evolutionary history of the subgenus *Mus* in Eurasia with special emphasis on the House Mouse *Mus musculus*. *Records of the Australian Museum* **72**(5): 317–323.
- SUZUKI H., NUNOME M., KINOSHITA G., APLIN K. P., VOGEL P., KRYUKOV A. P., JIN M.-L., HAN S.-H., MARYANTO I., TSUCHIYA K., IKEDA H., SHIROISHI T., YONEKAWA H. & MORIWAKI K. (2013): Evolutionary and dispersal history of Eurasian House Mice *Mus musculus* clarified by more extensive geographic sampling of mitochondrial DNA. *Heredity* **111**(5): 375–390.
- SZABÓ L., HELTAI M. & LANSZKI J. (2010): Jackal versus livestock – is it a real problem? *Hungarian Agricultural Research* **19**(4): 4–10.
- SZÉLES G. L., PURGER J. J., MOLNÁR T. & LANSZKI J. (2018): Comparative analysis of the diet of Feral and House Cats and Wildcat in Europe. *Mammal Research* **63**(1): 43–53.
- SZÉLL Z., MARUCCI G., POZIO E. & SRÉTER T. (2013): *Echinococcus multilocularis* and *Trichinella*

- spiralis* in Golden Jackals (*Canis aureus*) of Hungary. *Veterinary Parasitology* **197**(1–2): 393–396.
- SZUNYOGHY J. (1959): Honosított emlősök Magyarországon. In: KOCSIS F. (szerk.): *Az Élet és Tudomány 1959. évi tudományos kalendáriuma*. Gondolat Kiadó, Budapest: 279–282.
- TAKÁCS A., SZABÓ L., JUHÁSZ L., TAKÁCS A. A., LANSZKI J., TAKÁCS P. T. & HELTAI M. (2014): Data on the parasitological status of Golden Jackal (*Canis aureus* L, 1758) in Hungary. *Acta Veterinaria Hungarica* **62**(1): 33–41.
- TARJANNYIKOV V. I. (1974): Pitanyije sakala (*Canis aureus aureus*) v basszejnye Szirdarji. *Zoologiceszkij Zsurnal* **53**(10): 1539–1547.
- TÓTH T., KRECSÁK L., SZŰCS E., HELTAI M. & HUSZÁR GY. (2009): Records of the Golden Jackal (*Canis aureus* Linnaeus, 1758) in Hungary from 1800th until 2007, based on a literature survey. *North-western Journal of Zoology* **5**(2): 386–405.
- TROUWBORST A., KROFEL M. & LINNELL J. D. C. (2015): Legal implications of range expansions in a terrestrial carnivore: the case of the Golden Jackal (*Canis aureus*) in Europe. *Biodiversity and Conservation* **24**(10): 2593–2610.
- TSCHANZ B., HEGGLIN D., GLOOR S. & BONTADINA F. (2011): Hunters and non-hunters: skewed predation rate by Domestic Cats in a rural village. *European Journal of Wildlife Research* **57**(3): 597–602.
- TURNER D. C. & BATESON P. (eds.): *The Domestic Cat. The biology of its behaviour*. Cambridge University Press, Cambridge.
- TURNER D. C. & MEISTER O. (1988): Hunting behaviour of the Domestic Cat. In: TURNER D. C. & BATESON P. (eds.): *The Domestic Cat. The biology of its behaviour*. Cambridge University Press, Cambridge: 111–121.
- URBAN D. (1970): Raccoon populations, movement patterns, and predation on a managed waterfowl marsh. *The Journal of Wildlife Management* **34**(2): 372–382.
- VARGA T. (2019): A kinigli múltja és jelene. In: *Magyar Mezőgazdaság*. – www.magyarmezogazdasag.hu
- VILLAFUERTE R. & DELIBES-MATEOS M. (2019): *Oryctolagus cuniculus* (errata version published in 2020). In: *The IUCN Red List of Threatened Species 2019*: e.T41291A170619657. – www.iucnredlist.org
- WEISSBROD L., MARSHALL F. B., VALLA F. R., KHALAILY H., BAR-OZ G., AUFRAY J.-C., VIGNE J.-D. & CUCCHI T. (2017): Origins of House Mice in ecological niches created by settled hunter-gatherers in the Levant 15,000 y ago. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **114**(16): 4099–4104.
- WOINARSKI J. C. Z., MURPHY B. P., LEGGE S. M., GARNETT S. T., LAWES M. J., COMER S., DICKMAN C. R., DOHERTY T. S., EDWARDS G., NANKIELL A., PATON D., PALMER R. & WOOLLEY L. A. (2017): How many birds are killed by cats in Australia? *Biological Conservation* **214**: 76–87.
- Woods M., McDonald R. A. & Harris S. (2003): Predation of wildlife by Domestic Cats *Felis catus* in Great Britain. *Mammal Review* **33**: 174–188.
- YAMAGUCHI N., KITCHENER A., DRISCOLL C. & NUSSBERGER B. (2015): *Felis silvestris*. In: *The IUCN Red List of Threatened Species 2015*: e.T60354712A50652361. – www.iucnredlist.org
- YOM-TOV Y., ASHKENAZI S. & VINER O. (1995): Cattle predation by the Golden Jackal *Canis aureus* in the Golan Heights, Israel. *Biological Conservation* **73**(1): 19–22.
- ZALBA S. M., POLITI N. & DE LA FUENTE G. (2001): Habitat quality for Coypu (*Myocastor coypus*) in a southern Argentinean agroecosystem. *Vida Silvestre Neotropical* **10**(1–2): 50–55.
- ZALEWSKI A. & BARTOSZEWICZ M. (2012): Phenotypic variation of an alien species in a new environment: the body size and diet of American Mink over time and at local and continental scales. *Biological Journal of the Linnean Society* **105**(3): 681–693.
- ZALEWSKI A. & BRZEZIŃSKI M. (2014): *Norka amerykańska. Biologia gatunku inwazyjnego*. Instytut Biologii Ssaków Polskiej Akademii Nauk, Białowieża.
- ZALEWSKI A., SZYMURA M., KOWALCZYK R. & BRZEZIŃSKI M. (2021): Low individual diet variation and high trophic niche overlap between the native Polecat and invasive American Mink. *Journal of Zoology* **314**(2): 151–161.
- ZHANG L., ZHANG H. & HUA Y. (2020): Evolutionary status of the invasive Muskrat ONDATRA ZIBETHICUS revealed by complete mitochondrial genome. *Mitochondrial DNA Part B* **5**(1): 980–981.
- ZIMMERMANN Á. & ZIMMERMANN G. (1944): *A házimacska*. Királyi Magyar Természettudományi Társulat, Budapest.

Kiadó:

Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság

Cím: 1121 Budapest, Költő utca 21.

Tel.: 1 391 4010

E-mail: dinpi@dinpi.hu

www.dunaipoly.hu

Külgazdasági és Külügyminisztérium

Cím: 1027 Budapest Bem rakpart 47.

Tel: 1-458-1125

E-mail: vizdiplomacia@mfa.gov.hu

<https://dunaregiostrategia.kormany.hu/>

Felelős kiadó: Füri András igazgató

Tördelés és nyomdai előkészítés:

Rozs András

Nyomdai kivitelezés:

SÉD NYOMDA

Cím: 7100 Szekszárd, Epreskert u. 10.

Tel.: +36 74 529 950

E-mail: kereskedelem@sednyomda.hu

Megjelent: 500 példányban

ISBN 978-615-5241-40-6



Az özönfajok megállíthatatlannak tűnő terjedése az egész világon egyre súlyosabb következményekkel járó folyamat. Magyarországon a figyelem középpontjában eddig az özönnövények álltak, melyekről az első összefoglaló könyv már 2004-ben megjelent – felelős kiadója az akkori Természetvédelmi Hivatal vezetőjeként Haraszthy László volt, aki mostani kötetünket is szerkesztette. Az inváziós növényekről azóta könyvek, kiadványok sorát adták ki. A visszaszorításukra vonatkozó gyakorlati tapasztalatokat Rosalia kézikönyvek című sorozatunk 3. kötete foglalta össze.

Az özönállatfajokkal kapcsolatban sokkal szerényebbek az ismereteink, és mostanáig csak az interneten vagy szakfolyóiratokban kereshettünk elérhető forrást azokra vonatkozóan. Annak ellenére, hogy térhódításuk mára az élővizeink, erdeink életközösségeit fenyegető legnagyobb veszéllyé vált, a mai napig nem volt olyan kötet, amely összefoglalta volna az egyes fajcsoportok kutatóinál rendelkezésre álló tudást, sőt még a fajok egyszerű felsorolása is hiányzott.

Kötetünk ezt a két évtizedes elmaradást pótolva az első átfogó, minden rendszertani egységet tárgyaló összeállítás a Magyarországon megjelent özönállatfajokról. Ezt a hatalmas munkát 36 szakember, az egyes rendszertani csoportok szakavatott képviselői végezték el. A könyv a Magyarországon már megtelepedett vagy rövidesen elkerülhetetlenül megjelenő 118 állatfaj részletes bemutatását, továbbá négy kétéltűfaj és 32 szárazföldi csigafaj rövid ismertetését tartalmazza. A kötet egyik fontos tanulsága, hogy vizeink különösen veszélyeztetettek, ugyanis a tárgyalt fajok több mint fele azokban fordul elő.

Az özönnövényekkel foglalkozó korábbi kötetünk iránti nemzetközi érdeklődés tapasztalata alapján az özönállatfajokról szóló könyvet angol nyelven is kiadtuk. Mind a magyar, mind az angol változat digitálisan is elérhető a www.dunaioly.hu honlapon.

Az özönfajok visszaszorítása a legtöbb esetben rendkívül nehéz, költség- és munkaigényes feladat, amire sokszor fajonként eltérő módszereket kell kidolgozni. Ebben a tekintetben is nagy a lemaradás az állatok esetében, legtöbbjük állománynövekedésének, további terjedésének megakadályozására nincsenek még módszereink, ami hátráltatja az ellenük való védekezést. Kötetünk szerzői arra vállalkoztak, hogy a megismerést mint a későbbi védekezés első, de rendkívül fontos lépését megtegyék. Ajánljuk ezt a könyvet mindenkinek, aki aggódva figyeli az özönfajok terjedését és szeretne tenni is valamit az általuk veszélyeztetett életközösségek megóvása érdekében.



A kiadvány elkészítését a Külgazdasági és Külügyminisztérium finanszírozta az Európai Unió Duna Régió Stratégia (PA6 - Biodiverzitás és tájak, levegő- és talajminőség prioritási terület) céljaival összhangban

