Cod și Nume proiect: POIM 2014+ 120008 Managementul adecvat al speciilor invazive din România, în conformitate cu Regulamentul UE 1143/2014 referitor la prevenirea și gestionarea introducerii și răspândirii speciilor alogene invazive

RAPORT CU INFORMAȚII REFERITOARE LA IMPACTUL ASUPRA BIODIVERSITĂȚII ȘI SERVICIILOR ECOSISTEMICE AFERENTE

Activitatea A.2.2. Prioritizarea speciilor invazive și potențial invazive din România

Subactivitatea 2.2.1. Documentarea impactului speciilor invazive și potențial invazive asupra biodiversității și serviciilor ecosistemice aferente

Titlul proiectului: Managementul adecvat al speciilor invazive din România, în conformitate cu Regulamentul UE 1143/2014 referitor la prevenirea și gestionarea introducerii și răspândirii speciilor alogene invazive

Cod proiect: POIM2014+ 120008

Obiectivul general al proiectului este de a crea instrumentele ştiinţifice şi administrative necesare pentru managementul eficient al speciilor invazive din România, în conformitate cu Regulamentul UE 1143/2014 privind prevenirea și gestionarea introducerii și răspândirii speciilor alogene invazive.

Data încheierii contractului: 27 noiembrie 2018

Valoarea totală a contractului: 29.507.870,54 lei

Contractant: Ministerul Mediului Apelor și Pădurilor

Echipa de experți:

- Popa Luis Ovidiu - Coordonator activitate / Expert specii invazive
- Cogălniceanu Dan - Expert coordonator național specii invazive
- Stănescu Florina - Expert specii invazive
- Adam Costică - Expert coordonator național nevertebrate
- Popa Oana Paula - Expert specii invazive
- Iorgu Elena Iulia - Expert specii invazive
- Krapal Ana-Maria - Expert specii invazive
- Băncilă Raluca - Expert specii invazive
- Tudor Marian - Expert specii invazive
- Skolka Marius - Expert specii invazive

Notă:

Pentru citarea acestui raport, vă rugăm folosiți următorul format:

Popa L.O., Cogălniceanu D., Stănescu F., Adam C., Băncilă R., Iorgu E.I., Krapal A.M., Popa O.P., Tudor M., Skolka M. (2021). Raport cu informații referitoare la impactul asupra biodiversității și serviciilor ecosistemice aferente. Raport întocmit în cadrul Proiectului POIM2014+120008 - *Managementul adecvat al speciilor invazive din România, în conformitate cu Regulamentul UE 1143/2014 referitor la prevenirea și gestionarea introducerii și răspândirii speciilor alogene invazive*. Bucureşti: Ministerul Mediului, Apelor şi Pădurilor & Universitatea din Bucureşti.

Cuprins

Introducere 6

Metodologie 6

Specii 6

Mecanisme de impact 13

Documentarea impactului 15

Rezultate 16

Specii studiate 16

Mecanisme de impact 16

Documentarea impactului 22

Concluzii 39

Bibliografie 40

Anexa 1 – fișe de documentare a impactului pentru speciile alogene de nevertebrate 41

NEVERTEBRATE MARINE 41

Callinectes sapidus *41*

Crassostrea virginica *45*

Eurypanopeus depressus *48*

Magallana gigas *51*

Mya arenaria *57*

Palaemon macrodactylus *63*

NEVERTEBRATE DULCICOLE 67

Corbicula fluminalis *67*

Corbicula fluminea *72*

Dreissena polymorpha *83*

Dreissena rostriformis bugensis *89*

Orconectes limosus *96*

Orconectes virilis *101*

Pacifastacus leniusculus *106*

Procambarus fallax f. virginalis *111*

Procambarus clarkii *117*

Physella acuta *124*

Pseudosuccinea columella 126
NEVERTEBRATE TERESTRE 131
Aedes albopictus 131
Argas reflexus 136
Arion vulgaris 139
Arthurdendyus triangulatus 146
Corythuca arcuata 149
Hyalomma aegyptium 155
Monomorium pharaonis 157
Phyllonorycter issikii 161
Rhipicephalus rossicus 166
Varroa destructor 169
Xylosandrus germanus 173
Anexa 2 – fișe de documentare a impactului pentru speciile alogene de vertebrate 178
PEȘTI 178
Ameiurus melas 178
Ameiurus nebulosus 184
Lepomis gibbosus 190
Oncorhynchus mykiss 197
Perccottus glenii 203
Pseudorasbora parva 209
Salvelinus fontinalis 214
AMFIBIENI 220
Lithobates catesbeianus 220
REPTILE 228
Trachemys scripta 228
MAMIFERE 234
Callosciurus erythraeus 234
Sciurus carolinensis 238
Sciurus niger 246
Anexa 3 – fișe de documentare a impactului pentru speciile alogene de plante 254
PLANTE ACVATICE 254

Azolla filiculoides 254
Cabomba caroliniana 258
Elodea nuttallii 262
Myriophyllum aquaticum 265
Myriophyllum heterophyllum 267
PLANTE TERESTRE 270
Asclepias syriaca 270
Echinocystis lobata 274
Fraxinus pennsylvanica 278
Helianthus tuberosus 280
Heracleum mantegazzianum 285
Heracleum persicum 290
Heracleum sosnowskyi 295
Humulus japonicus 300
Impatiens glandulifera 305
Parthenocissus inserta 309
Reynoutria × bohemica 312
Robinia pseudoacacia 315
Rudbeckia laciniata 320
Sicyos angulatus 323
Xanthium orientale subsp. *italicum* 327

Introducere

Invaziile biologice au loc atunci când indivizi aparţinând unor specii biologice sunt introduse deliberat sau accidental și se stabilesc în medii pe care nu le-au ocupat anterior. Lăsând la o parte disputa semantică legată de ce anume reprezintă o "specie străină" şi ce este o „specie invazivă” putem conveni că, în general, vorbim despre specii care se pot stabili, răspândi și modifica ecologic comunitatea invadată. Speciile incriminate pot fi din orice grup taxonomic, însă numitorul lor comun este acela că produc daune ecologice, economice, distrugerea şi/sau modificarea habitatelor (ca să enumerăm doar câteva din categoriile majore de impact pe care speciile respective le pot produce). Un alt aspect, întotdeauna conştientizat, dar lăsat adesea pe un plan secundar din cauza dificultăţilor de evaluare corectă a consecinţelor (mai ales economice) este cel legat de uniformizarea biotei la nivel global.

Conform Uniunii Europene (UE), speciile străine invazive (IAS) sunt acele specii de animale și plante care sunt introduse accidental sau deliberat într-un mediu natural în care nu se găsesc în mod normal, cu consecințe negative grave pentru noul lor mediu. Ele reprezintă o amenințare majoră pentru plantele și animalele native din Europa, provocând daune economiei europene în valoare de miliarde de euro în fiecare an. Din cauză că speciile străine invazive nu respectă granițele, acțiunile coordonate la nivel european sunt considerate a fi mai eficiente decât acțiunile individuale la nivelul statelor membre (EU Regulation 1143/2014 on Invasive Alien Species).

Metodologie

Specii

În cadrul acestei subactivități s-a avut în vedere documentarea impactului pentru un total de 60 de specii-ţintă alogene selectate de către Autoritatea Contractantă: 20 de specii de plante, 12 specii de vertebrate şi 28 de specii de nevertebrate, din care 11 specii acvatice dulcicole, 6 specii acvatice marine şi 11 specii terestre (Tabelul 1).

*Tabelul 1: Speciile alogene pentru care a fost documentat impactul asupra biodiversității native, și provinciile istorice ale României unde aceste specii au fost semnalate: Ba - Banat, Bu - Bucovina, Cr - Crișana; Do - Dobrogea; Ol - Oltenia, Ma - Maramureș, Mo - Moldova, Mu - Muntenia, Tr - Transilvania. Speciile alogene invazive de îngrijorare pentru UE sunt marcate cu *.*

Grup taxonomic	**Denumire științifică**	**Încrengătură**	**Clasă**	**Ordin**	**Habitat**	**Răspândire în România**	**Impact documentat în România**
Nevertebrate	*Callinectes sapidus*	Arthropoda	Malacostraca	Decapoda	marin	Marea Neagră	Nu
Nevertebrate	*Crassostrea virginica*	Mollusca	Bivalvia	Ostreoida	marin	Nu este cazul	Nu
Nevertebrate	*Eurypanopeus depressus*	Arthropoda	Malacostraca	Decapoda	marin	Marea Neagră	Nu
Nevertebrate	*Magallana gigas*	Mollusca	Bivalvia	Ostreoida	marin	Marea Neagră	Nu
Nevertebrate	*Mya arenaria*	Mollusca	Bivalvia	Myoida	marin	Marea Neagră	Da
Nevertebrate	*Palaemon macrodactylus*	Arthropoda	Malacostraca	Decapoda	marin	Marea Neagră	Nu
Nevertebrate	*Aedes albopictus*	Arthropoda	Insecta	Diptera	stadiu adult terestru; stadiu larvar dulcicol	Mu, Do, Ba, Cr, Tr	Nu
Nevertebrate	*Corbicula fluminalis*	Mollusca	Bivalvia	Venerida	dulcicol	Ba	Nu
Nevertebrate	*Corbicula fluminea*	Mollusca	Bivalvia	Venerida	dulcicol	Ba, Cr, Mu, Do	Nu
Nevertebrate	*Dreissena polymorpha*	Mollusca	Bivalvia	Myida	dulcicol	Ba, Ol, Mu, Mo	Da
Nevertebrate	*Dreissena rostriformis*	Mollusca	Bivalvia	Myida	dulcicol	Do, Mu, Ol, Ba	Nu

Grup taxonomic	Denumire științifică	Încrengătură	Clasă	Ordin	Habitat	Răspândire în România	Impact documentat în România
	bugensis						
Nevertebrate	*Orconectes limosus**	Arthropoda	Malacostraca	Decapoda	dulcicol	Ba, Cr, Ol	Da
Nevertebrate	*Orconectes virilis**	Arthropoda	Malacostraca	Decapoda	dulcicol	Nu este cazul	Nu
Nevertebrate	*Pacifastacus leniusculus**	Arthropoda	Malacostraca	Decapoda	dulcicol	Nu este cazul	Nu
Nevertebrate	*Physella acuta*	Mollusca	Gastropoda	Basommatophora	dulcicol	Ba, Cr, Do, Delta Dunării, Ol, Mu, Tr, Mo	Nu
Nevertebrate	*Procambarus clarkii**	Arthropoda	Malacostraca	Decapoda	dulcicol	Nu este cazul	Nu
Nevertebrate	*Procambarus fallax f. virginalis**	Arthropoda	Malacostraca	Decapoda	dulcicol	Nu este cazul	Nu
Nevertebrate	*Pseudosuccinea columella*	Mollusca	Gastropoda	Basommatophora	dulcicol	Cr	Nu
Nevertebrate	*Argas (Argas) reflexus*	Arthropoda	Arachnida	Ixodida	terestru	Mo, Mu	Nu
Nevertebrate	*Arion vulgaris*	Mollusca	Gastropoda	Stylommatophora	terestru	Tr, Mu, Do	Nu
Nevertebrate	*Arthurdendyus triangulatus**	Platyhelminthes	Turbellaria	Tricladida	terestru	Nu este cazul	Nu
Nevertebrate	*Corythucha arcuata*	Arthropoda	Insecta	Hemiptera	terestru	Cr, Ba, Ol, Tr, Mu, Do, Mo	Da
Nevertebrate	*Hyalomma aegyptium*	Arthropoda	Arachnida	Ixodida	terestru	Do	Nu
Nevertebrate	*Monomorium pharaonis*	Arthropoda	Insecta	Hymenoptera	terestru	Cr, Tr, Mu	Nu

Grup taxonomic	Denumire științifică	Încrengătură	Clasă	Ordin	Habitat	Răspândire în România	Impact documentat în România
Nevertebrate	*Phyllonorycter issikii*	Arthropoda	Insecta	Lepidoptera	terestru	Tr, Mo	Da
Nevertebrate	*Rhipicephalus rossicus*	Arthropoda	Arachnida	Ixodida	terestru	Do	Da
Nevertebrate	*Varroa destructor*	Arthropoda	Arachnida	Parasitiformes	terestru	Bu, Tr, Cr	Nu
Nevertebrate	*Xylosandrus germanus*	Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Coleoptera	Mo, Cr, Mu	Nu
Plante	*Asclepias syriaca**	Magnoliophyta	Magnoliopsida	Gentianales	terestru	Ba, Cr, Do, Ma, Mo, Mu, Ol, Tr	Da
Plante	*Azolla filiculoides*	Magnoliophyta	Polypodiopsida	Salviniales	dulcicol	Ba, Do, Mu, Ol	Da
Plante	*Cabomba caroliniana**	Magnoliophyta	Magnoliopsida	Nymphaeales	dulcicol	Cr	Nu
Plante	*Echinocystis lobata*	Magnoliophyta	Magnoliopsida	Cucurbitales	terestru	Ba, Cr, Do, Ma, Mo, Mu, Ol, Tr	Da
Plante	*Elodea nuttallii**	Magnoliophyta	Liliopsida	Alismatales	dulcicol	Ba, Do, Mo, Mu, Ol	Da
Plante	*Fraxinus pennsylvanica*	Magnoliophyta	Magnoliopsida	Lamiales	terestru	Ba, Do, Ma, Mo, Mu, Ol, Tr	Da
Plante	*Helianthus tuberosus*	Magnoliophyta	Magnoliopsida	Asterales	terestru	Ba, Cr, Do, Ma, Mo, Mu, Ol, Tr	Da
Plante	*Heracleum*	Magnoliophyta	Magnoliopsida	Apiales	terestru	Nu este cazul	Nu

Grup taxonomic	Denumire științifică	Încrengătură	Clasă	Ordin	Habitat	Răspândire în România	Impact documentat în România
	*mantegazzianum**						
Plante	*Heracleum persicum**	Magnoliophyta	Magnoliopsida	Apiales	terestru	Nu este cazul	Nu
Plante	*Heracleum sosnowskyi**	Magnoliophyta	Magnoliopsida	Apiales	terestru	Tr	Da
Plante	*Humulus japonicus**	Magnoliophyta	Magnoliopsida	Rosales	terestru	Ba, Ma, Mu, Ol, Tr	Nu
Plante	*Impatiens glandulifera**	Magnoliophyta	Magnoliopsida	Ericales	terestru	Ba, Cr, Ma, Mo, Mu, Ol, Tr	Da
Plante	*Myriophyllum aquaticum**	Magnoliophyta	Magnoliopsida	Saxifragales	dulcicol	Cr	Nu
Plante	*Myriophyllum heterophyllum**	Magnoliophyta	Magnoliopsida	Saxifragales	dulcicol	Nu este cazul	Nu
Plante	*Parthenocissus inserta*	Magnoliophyta	Magnoliopsida	Vitales	terestru	Ba, Cr, Do, Ma, Mo, Mu, Ol, Tr	Da
Plante	*Reynoutria × bohemica*	Magnoliophyta	Magnoliopsida	Caryophylales	terestru	Ba, Cr, Ma, Mo, Mu, Ol, Tr	Nu
Plante	*Robinia pseudoacacia*	Magnoliophyta	Magnoliopsida	Fabales	terestru	Ba, Cr, Do, Ma, Mo, Mu, Ol, Tr	Da
Plante	*Rudbeckia laciniata*	Magnoliophyta	Magnoliopsida	Asterales	terestru	Ba, Cr, Do, Ma, Mo, Mu,	Nu

Grup taxonomic	Denumire științifică	Încrengătură	Clasă	Ordin	Habitat	Răspândire în România	Impact documentat în România
						Ol, Tr	
Plante	*Sicyos angulatus*	Magnoliophyta	Magnoliopsida	Cucurbitales	terestru	Ba, Cr, Do, Ma, Mo, Mu, Tr	Da
Plante	*Xanthium orientale subsp. italicum*	Magnoliophyta	Magnoliopsida	Asterales	terestru	Ba, Cr, Do, Ma, Mo, Mu, Ol, Tr	Da
Vertebrate	*Ameiurus melas*	Chordata	Actinopterygii	Siluriformes	dulcicol	Ba, Cr, Ma, Ol, Tr	Nu
Vertebrate	*Ameiurus nebulosus*	Chordata	Actinopterygii	Siluriformes	dulcicol	Ba, Cr, Ma, Mu, Ol, Tr	Nu
Vertebrate	*Callosciurus erythraeus**	Chordata	Mammalia	Rodentia	terestru	Nu este cazul	Nu
Vertebrate	*Lepomis gibbosus**	Chordata	Actinopterygii	Perciformes	dulcicol	Ba, Cr, Do, Ma, Mo, Mu, Ol, Tr	Da
Vertebrate	*Lithobates catesbeianus**	Chordata	Amphibia	Anura	terestru, dulcicol	Nu este cazul	Nu
Vertebrate	*Oncorhynchus mykiss*	Chordata	Actinopterygii	Salmoniformes	dulcicol	Ba, Ma, Mo, Mu, Ol, Tr	Da
Vertebrate	*Perccottus glenii**	Chordata	Actinopterygii	Perciformes	dulcicol	Ba, Bu, Do, Mo, Mu, Ol	Da
Vertebrate	*Pseudorasbora parva**	Chordata	Actinopterygii	Cypriniformes	dulcicol	Ba, Bu, Cr,	Da

Grup taxonomic	Denumire științifică	Încrengătură	Clasă	Ordin	Habitat	Răspândire în România	Impact documentat în România
						Do, Ma, Mo, Mu, Ol, Tr	
Vertebrate	*Salvelinus fontinalis*	Chordata	Actinopterygii	Salmoniformes	dulcicol	Ma, Mu, Tr	Nu
Vertebrate	*Sciurus carolinensis**	Chordata	Mammalia	Rodentia	terestru	Nu este cazul	Nu
Vertebrate	*Sciurus niger**	Chordata	Mammalia	Rodentia	terestru	Nu este cazul	Nu
Vertebrate	*Trachemys scripta**	Chordata	Reptilia	Testudines	terestru, dulcicol	Ba, Cr, Do, Mo, Mu, Ol, Tr	Da

Mecanisme de impact

Documentarea impactului pentru cele 60 de specii alogene invazive și potențial invazive asupra biodiversității și serviciilor ecosistemice s-a făcut cu referire la mecanismele de impact utilizate pentru codificarea speciilor în baza de date globală a speciilor invazive a Uniunii Internaționale pentru Conservarea Naturii (IUCN). Aceste **mecanisme de impact**, în număr de douăsprezece, permit descrierea într-un mod unitar a impactului speciilor alogene invazive asupra mediului (Blackburn și colab. 2014), astfel:

a. competiție

Mecanismul se referă la competiția cu speciile native, care ar putea avea efecte de la o reducere a *fitness-ului* indivizilor nativi nedetectabilă până la declinul sau chiar dispariția locală a uneia sau mai multor specii native.

b. prădătorism

Mecanismul se referă la fenomenul de prădare directă asupra speciilor native. Impactul poate varia de la lipsa declinului populației native, până la dispariția locală sau a populației a cel puțin unei specii native sau chiar dispariția locală a uneia sau mai multor specii native.

c. hibridizare

Mecanismul ser referă la fenomenul de hibridizare între speciile invazive și speciile native observate în natură (bariere prezigotice), deși hibridizarea cu o specie nativă ar putea fi posibilă în captivitate. Impactul minim, dacă hibridizarea este prezentă, ar putea apărea când fenomenul este observat în sălbăticie, dar rar, hibrizii sunt slabi și nu ajung niciodată la maturitate (viabilitatea hibrizilor redusă), fără declin al populațiilor native. Impactul maxim ar putea apărea atunci când hibridizarea dintre speciile invazive și speciile native este comună în sălbăticie, hibrizii F1 sunt viguroși și fertili, hibrizii sunt complet viguroși și fertili, astfel încât speciile indigene pure nu pot fi recuperate prin îndepărtarea speciei invazive, rezultând înlocuirea sau dispariția locală a speciilor native prin hibridizare introgresivă.

d. transmiterea de boli speciilor native

Mecanismul se referă la situația în care specia invazivă este gazdă pentru o serie de boli transmisibile speciilor native. Impactul maxim apare atunci când transmiterea bolilor către speciile autohtone are ca rezultat înlocuirea sau dispariția locală a speciilor native.

e. parazitism

Mecanismul se referă la situația în care specia invazivă este o specie care parazitează specii native, iar impactul poate varia de la o reducere a *fitness*-ului speciilor native nedetectabilă, până la dispariția locală a uneia sau mai multor specii native.

f. toxicitate

Mecanismul se referă la situația în care specia invazivă este toxică / alergenică / alelopatică pentru specii native. Impactul maxim apare atunci când specia invazivă este toxică / alergenică prin ingestie, inhalare sau contact cu fauna nativă sau alelopatică pentru plantele native, rezultând înlocuirea sau dispariția locală a speciilor native.

g. bio-fouling (sau alt impact fizic direct, exceptând relațiile trofice)

Mecanismul se referă la capacitatea unei specii invazive acvatice de a se acumula pe suprafețe, acoperind substratul natural sau artificial, ceea ce ar putea afecta speciile native, împiedicând fixarea acestora pe substrat.

h. ierbivorie

Mecanismul se referă la situația în care speciile invazive sunt ierbivore și se hrănesc cu specii de plante native. Specia invazivă ierbivoră ar putea afecta starea de sănătate a plantelor native individuale și în cazul cel mai grav ar duce la înlocuirea sau dispariția locală a uneia sau mai multor specii de plante native.

i. impact chimic asupra ecosistemelor

Acest mecanism este tratat în cadrul impactului asupra structurii ecosistemelor.

j. impact fizic asupra ecosistemelor

Acest mecanism este tratat în cadrul impactului asupra structurii ecosistemelor.

k. impact asupra structurii ecosistemelor

Aceste trei mecanisme se referă la fenomenul prin care specia invazivă determină modificări ale caracteristicilor chimice, fizice și / sau structurale ale biotopului, modificări ale ciclului nutrienților, ceea ce afectează speciile native. Impactul maxim apare atunci când sunt produse modificări semnificative ale caracteristicilor biotopului, care au ca rezultat înlocuirea sau dispariția locală a speciilor native.

l. impact indirect (prin interacțiunea cu alte specii)

Mecanismul se referă la situația în care interacțiunea unei specii invazive cu altă specie, nativă sau invazivă, are efecte asupra uneia sau mai multor specii native, efecte care nu s-ar fi produs în absența speciei invazive.

Documentarea impactului

Pentru documentare s-au folosit următoarele resurse:

- Baze de date și cataloage online: Scopus (scopus.com), Web of Science (webofknowledge.com) și Google Scholar (scholar.google.com)
- motoare de căutare (ex. Google) pentru sursele neindexate
- pagini ale organizațiilor dedicate: IUCN Red List of Threatened Species (https://www.iucnredlist.org/), CABI Invasive Species Compendium (https://www.cabi.org/ISC), GIISD Global Invasive Species Database (http://www.iucngisd.org/gisd/)

Modul de căutare a fost standardizat pentru întreaga activitate, doar numele speciilor fiind diferit. Articolele rezultate în urma căutării au fost evaluate inițial în baza titlurilor iar pentru cele considerate relevante s-a trecut la rezumat, iar ulterior la corpul lucrării. Pașii urmați și rezultatele pentru fiecare specie au fost înregistrate într-o fișă pentru transparență.

Modelul șirului de interogare este: *"introduced species" OR "invasive species" OR "invasive alien species" OR "IAS" OR "alien" OR "non-native" OR "non-indigenous" OR "invasive ladybird" OR "pest" OR "feral" OR "exotic") AND ("Gen specie" OR*

"denumire populară 1" OR "denumire populară 2" OR ...). În cazul surselor neindexate, căutarea s-a realizat atât în limba engleză, cât și în limba română în motoare de căutare (ex. Google), folosind cuvintele-cheie utilizate în șirul de interogare în bazele de date online.

Rezultate

Specii studiate

Dintre cele 60 de specii studiate, 13 nu au fost semnalate în România. De asemenea, pentru un număr total de 37 specii nu au fost identificate mecanisme de impact documentate în România (Figura 1).

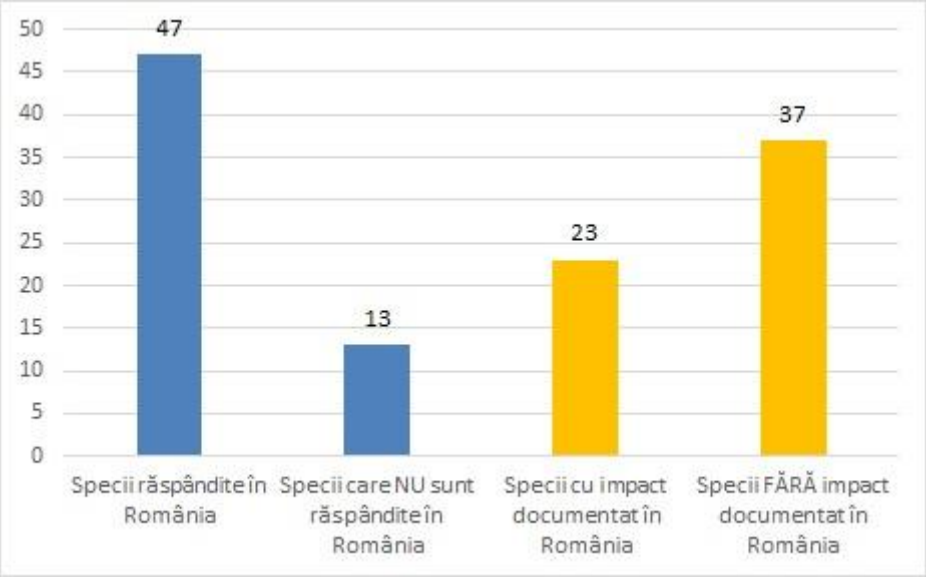

Figura 1: Situația documentării asupra speciilor invazive analizate, cu evidențierea situației pentru România

Mecanisme de impact

Mecanismele de impact sunt prezentate în detaliu în Anexa care conține fișele realizate pentru fiecare specie în parte. Nu toate mecanismele de impact au fost identificate în documentația studiată pentru fiecare dintre cele 60 de specii. În cele ce urmează sunt prezentate date sintetice privind fiecare mecanism de impact analizat, ce sunt reprezentate în figurile 2-12 de mai jos. Pentru toate cele 60 de specii a fost documentată competiția cu speciile native.

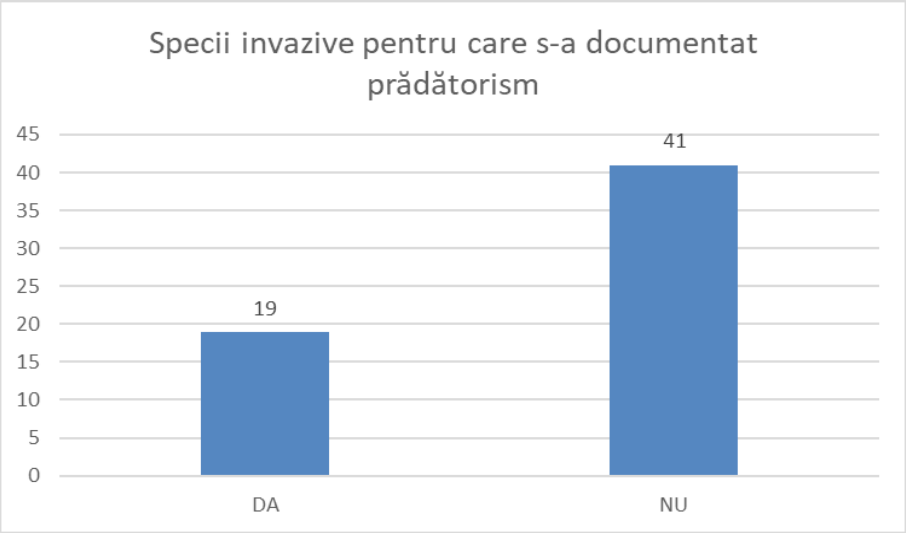

Figura 2: Specii invazive documentate pentru prădătorism

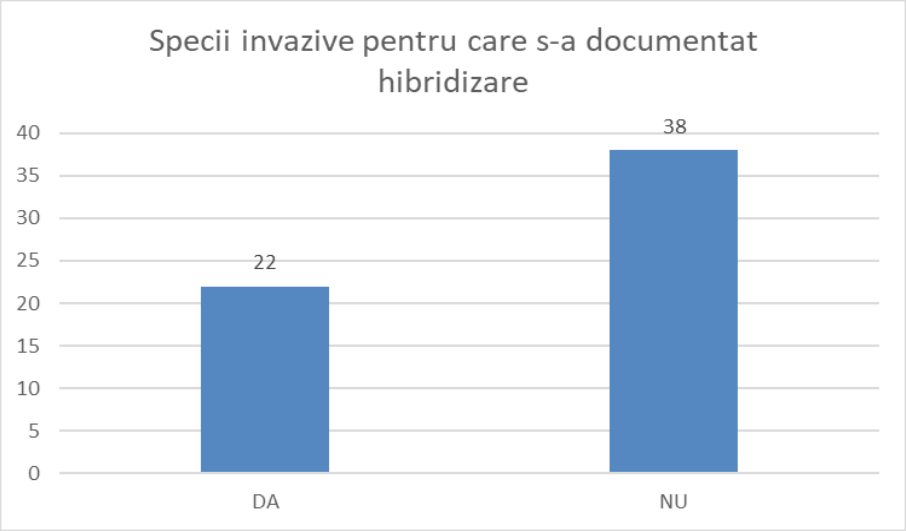

Figura 3: Specii invazive documentate pentru hibridizare

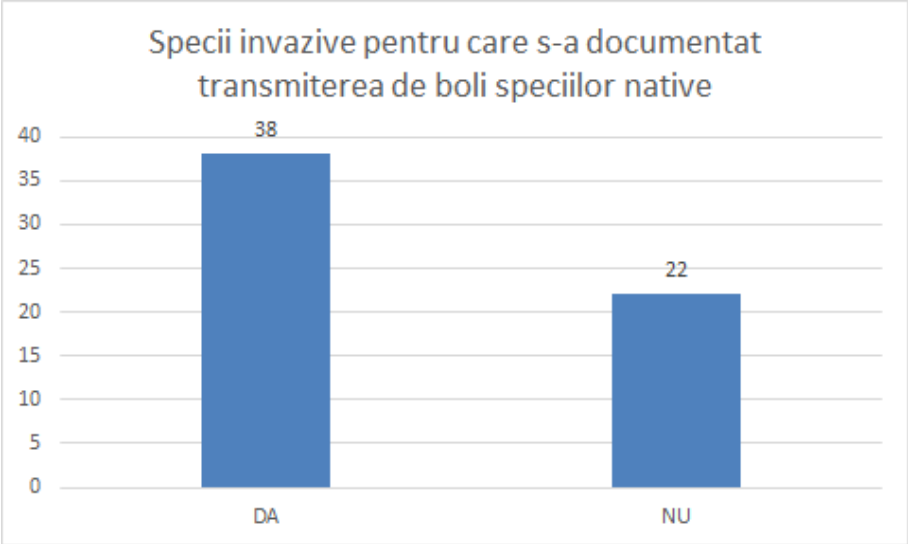

Figura 4: Specii invazive documentate pentru transmiterea de boli speciilor native

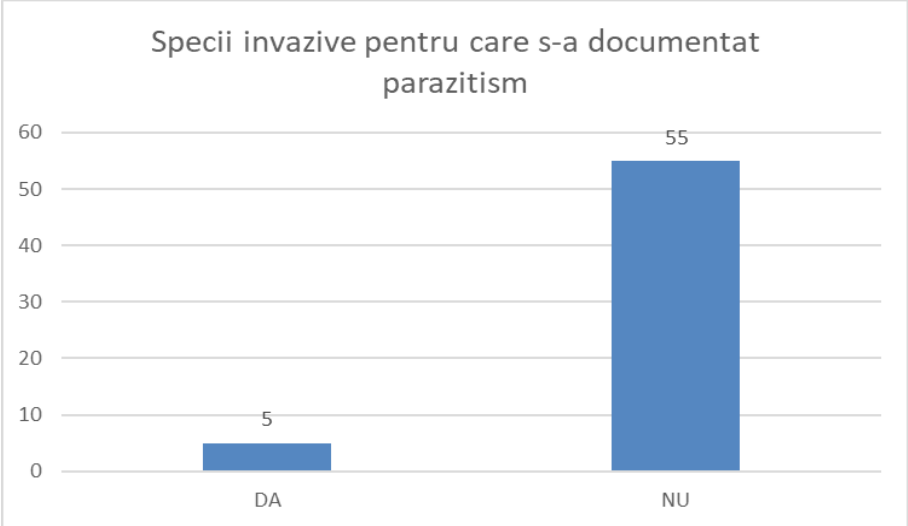

Figura 5: Specii invazive documentate pentru parazitism

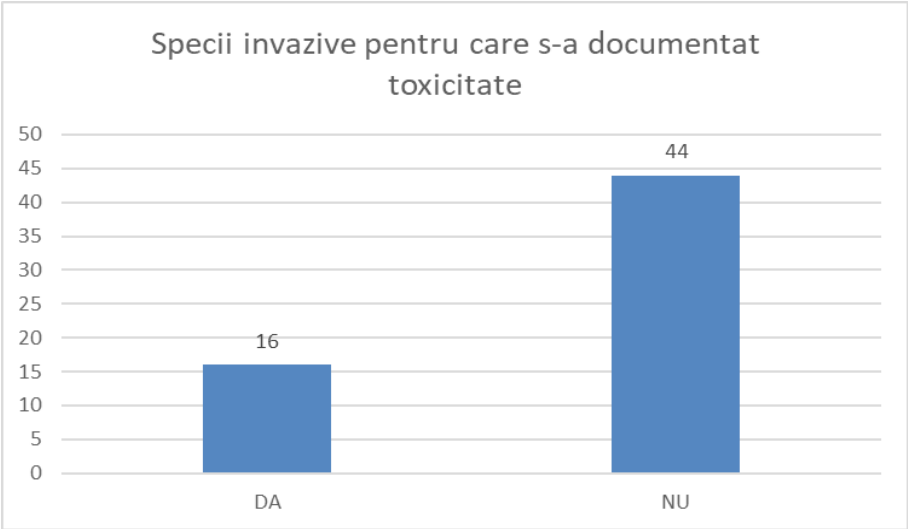

Figura 6: Specii invazive documentate pentru toxicitate

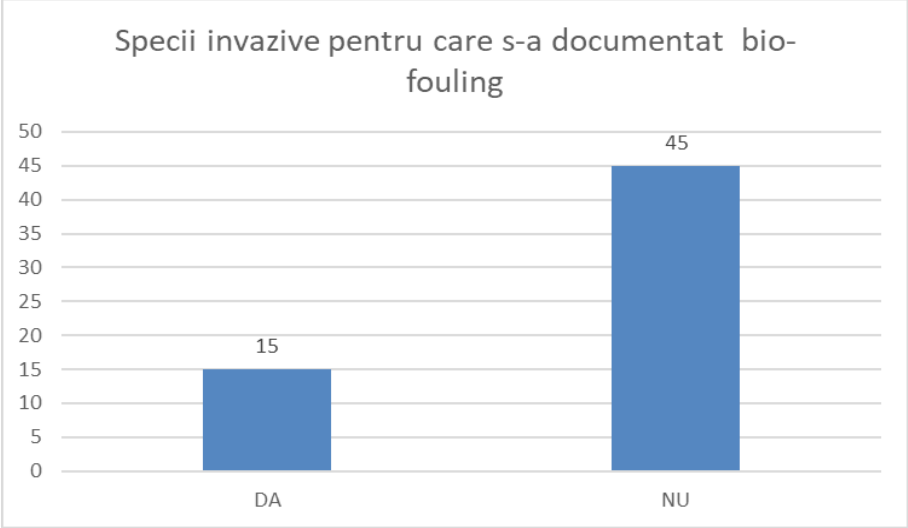

Figura 7: Specii invazive documentate pentru bio-fouling

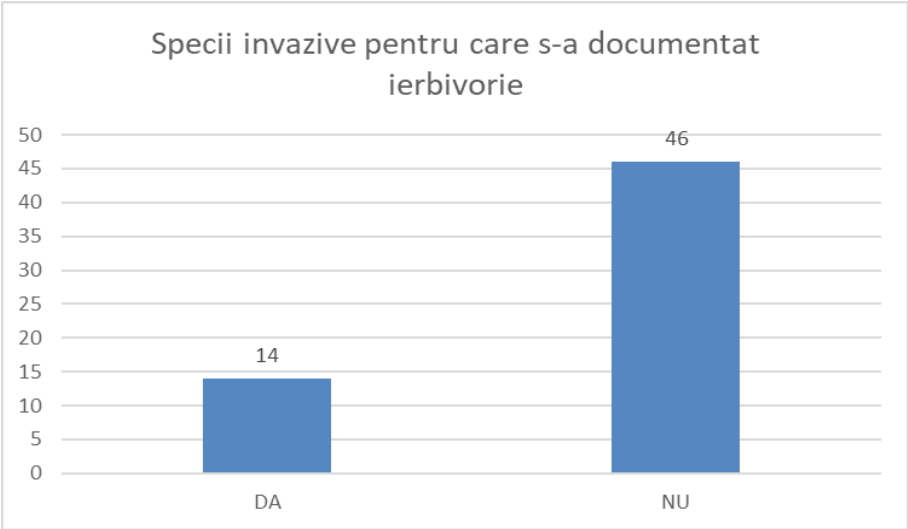

Figura 8: Specii invazive documentate pentru ierbivorie

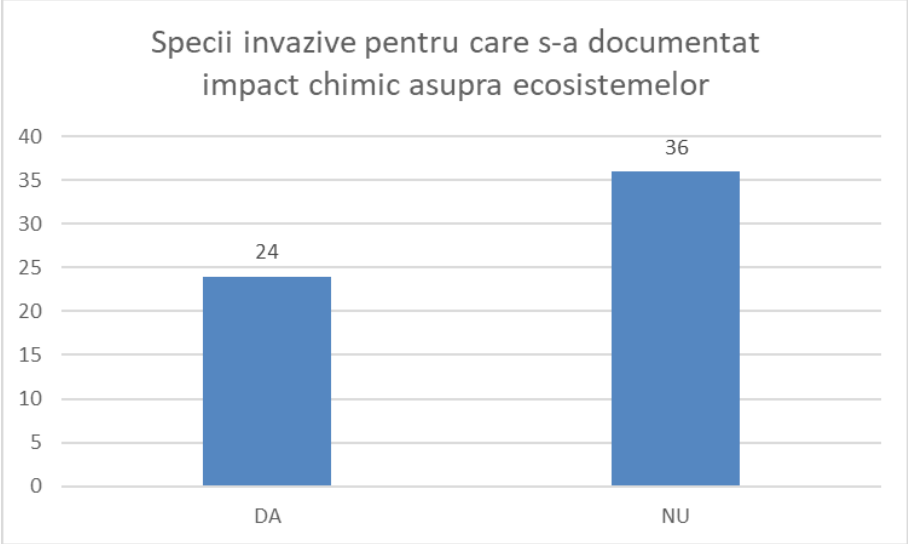

Figura 9: Specii invazive documentate pentru impact chimic asupra ecosistemelor

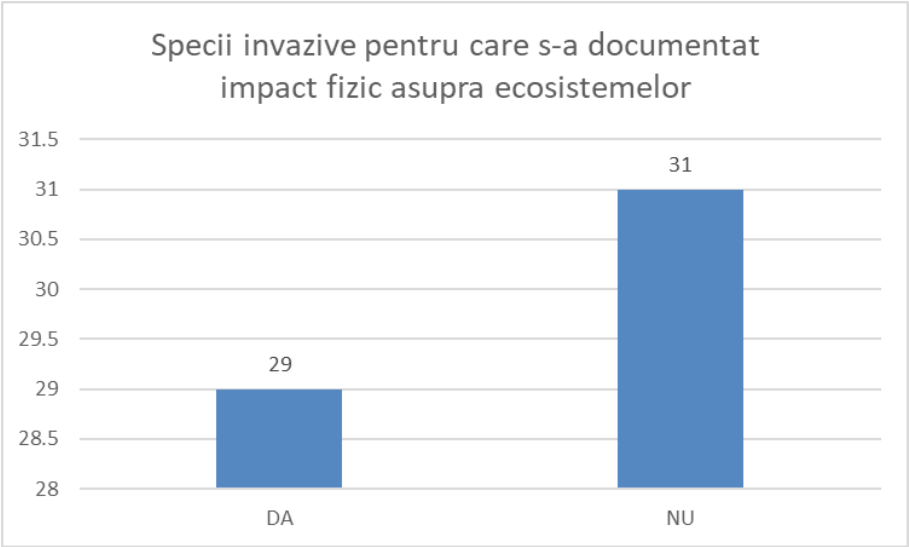

Figura 10: Specii invazive documentate pentru impact fizic asupra ecosistemelor

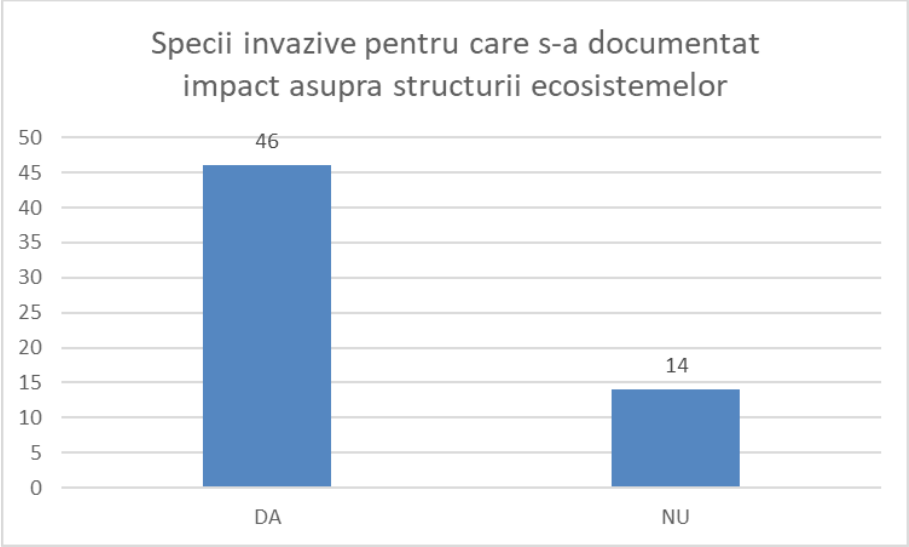

Figura 11: Specii invazive documentate pentru impact asupra structurii ecosistemelor

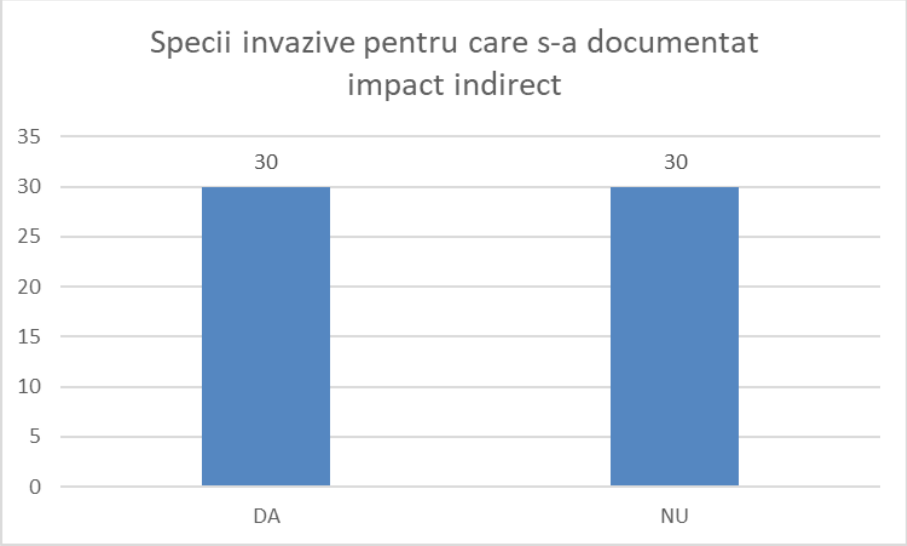

Figura 12: Specii invazive documentate pentru impact indirect

Documentarea impactului

Numărul de documente identificat în fiecare bază de date de literatură investigată, precum și expresia de căutare particulară pentru fiecare specie sunt prezentate în tabelul următor. Expresia de căutare din tabel este cea de bază, utilizată pentru Google Scholar, care a trebuit să fie particularizată pentru celelalte două baze de date, în funcție de mecanismele de căutare și de folosire a operatorilor logici ale fiecărei baze de date. Pentru exemplificare, pentru prima specie din tabel (*Asclepias syriaca*), cele trei expresii de căutare folosite au fost:

- Google Scholar: *"introduced species" OR "invasive species" OR "invasive alien species" OR "IAS" OR "alien" OR "non-native" OR "non-indigenous" OR "pest" OR "feral" OR "exotic" AND "Asclepias syriaca" OR "common milkweed"*
- Scopus: *ALL("introduced species" OR "invasive species" OR "invasive alien species" OR "IAS" OR "alien" OR "non-native" OR "non-indigenous" OR "pest" OR "feral" OR "exotic") AND ALL("Asclepias syriaca" OR "common milkweed")*
- Web of Science Core Collection: *ALL=(("introduced species" OR "invasive species" OR "invasive alien species" OR "IAS" OR "alien" OR "non-native" OR "non-*

indigenous" OR "pest" OR "feral" OR "exotic") AND ("Asclepias syriaca" OR "common milkweed"))

În ceea ce privește rezultatele interogărilor în bazele de date online, cele mai multe documente (cumulat pentru toate cele 60 de specii) au fost identificate de Google Scholar (263.015), urmat de Scopus (13.027) și WoS Core Collection (7.075). Deoarece baza de date Google Scholar identifică și documente care nu sunt validate printr-un proces de peer review înainte de publicare, pentru o scurtă analiză a celor mai citate 5 specii alogene invazive în literatură am folosit doar Scopus și WoS Core Collection. Astfel, clasamentul plasează pe primele 5 locuri speciile *Varroa destructor, Aedes albopictus, Dreissena polymorpha, Oncorhynchus mykiss, Procambarus clarkii*. Se observă că toate sunt specii de nevertebrate, din care patru sunt dulcicole măcar într-un stadiu de viață (A*edes albopictus* în stadiul larvar). Putem observa de asemenea, că toate aceste specii au impact direct fie în sectoare economice (piscicultură, apicultură), fie în industrie, fie în domeniul sănătății umane. În tabelul 2 prezentăm detaliat rezultatele căutării bibliografice pentru cele 60 de specii analizate.

Tabelul 2: Documente identificate în bazele de date pentru literatură pentru cele 60 de specii invazive analizate

Denumire științifică	**Google Scholar**	**Scopus**	**Web of Science Core Collection**	**Expresie cautare**
Asclepias syriaca	5770	81	53	*"introduced species" OR "invasive species" OR "invasive alien species" OR "IAS" OR "alien" OR "non-native" OR "non-indigenous" OR "pest" OR "feral" OR "exotic" AND "Asclepias syriaca" OR "common milkweed"*
Azolla filiculoides	4970	169	71	*"introduced species" OR "invasive species" OR "invasive alien species"*

Denumire științifică	Google Scholar	Scopus	Web of Science Core Collection	Expresie cautare
				OR "IAS" OR "alien" OR "non-native" OR "non-indigenous" OR "pest" OR "feral" OR "exotic" AND "Azolla filiculoides" OR "water fern"
Cabomba caroliniana	1460	42	28	*"introduced species" OR "invasive species" OR "invasive alien species" OR "IAS" OR "alien" OR "non-native" OR "non-indigenous" OR "pest" OR "feral" OR "exotic" AND "Cabomba caroliniana" OR "Carolina fanwort"*
Echinocystis lobata	2540	89	13	*"introduced species" OR "invasive species" OR "invasive alien species" OR "IAS" OR "alien" OR "non-native" OR "non-indigenous" OR "pest" OR "feral" OR "exotic" AND "Echinocystis lobata" OR "wild cucumber"*
Elodea nuttallii	1990	113	62	*"introduced species" OR "invasive species" OR "invasive alien species" OR "IAS" OR "alien" OR "non-native" OR "non-indigenous" OR "pest" OR "feral" OR "exotic" AND "Elodea nuttallii" OR "western waterweed"*
Fraxinus pennsylvanica	11400	250	108	*"introduced species" OR "invasive species" OR "invasive alien species" OR "IAS" OR "alien" OR "non-native" OR "non-indigenous" OR*

Denumire științifică	Google Scholar	Scopus	Web of Science Core Collection	Expresie cautare
				"pest" OR "feral" OR "exotic" AND "Fraxinus pennsylvanica" OR "green ash"
Helianthus tuberosus	6890	61	32	*"introduced species" OR "invasive species" OR "invasive alien species" OR "IAS" OR "alien" OR "non-native" OR "non-indigenous" OR "pest" OR "feral" OR "exotic" AND "Helianthus tuberosus" OR "Jerusalem artichoke"*
Heracleum mantegazzianum	3680	117	118	*"introduced species" OR "invasive species" OR "invasive alien species" OR "IAS" OR "alien" OR "non-native" OR "non-indigenous" OR "pest" OR "feral" OR "exotic" AND "Heracleum mantegazzianum" OR "giant hogweed"*
Heracleum persicum	463	14	7	*"introduced species" OR "invasive species" OR "invasive alien species" OR "IAS" OR "alien" OR "non-native" OR "non-indigenous" OR "pest" OR "feral" OR "exotic" AND "Heracleum persicum" OR "Persian hogweed"*
Heracleum sosnowskyi	1050	59	29	*"introduced species" OR "invasive species" OR "invasive alien species" OR "IAS" OR "alien" OR "non-native" OR "non-indigenous" OR "pest" OR "feral" OR "exotic" AND*

Denumire științifică	Google Scholar	Scopus	Web of Science Core Collection	Expresie cautare
				"Heracleum sosnowskyi" OR "Sosnowsky hogweed"
Humulus japonicus	1110	15	7	*"introduced species" OR "invasive species" OR "invasive alien species" OR "IAS" OR "alien" OR "non-native" OR "non-indigenous" OR "pest" OR "feral" OR "exotic" AND "Humulus japonicus" OR "Japanese hop"*
Impatiens glandulifera	4830	203	207	*"introduced species" OR "invasive species" OR "invasive alien species" OR "IAS" OR "alien" OR "non-native" OR "non-indigenous" OR "pest" OR "feral" OR "exotic" AND "Impatiens glandulifera" OR "Himalayan balsam"*
Myriophyllum aquaticum	3690	115	59	*"introduced species" OR "invasive species" OR "invasive alien species" OR "IAS" OR "alien" OR "non-native" OR "non-indigenous" OR "pest" OR "feral" OR "exotic" AND "Myriophyllum aquaticum" OR "parrot feather"*
Myriophyllum heterophyllum	147	22	16	*"introduced species" OR "invasive species" OR "invasive alien species" OR "IAS" OR "alien" OR "non-native" OR "non-indigenous" OR "pest" OR "feral" OR "exotic" AND "Myriophyllum heterophyllum" OR*

Denumire științifică	Google Scholar	Scopus	Web of Science Core Collection	Expresie cautare
				"broadleaf watermilfoil"
Parthenocissus inserta	718	10	2	*"introduced species" OR "invasive species" OR "invasive alien species" OR "IAS" OR "alien" OR "non-native" OR "non-indigenous" OR "pest" OR "feral" OR "exotic" AND "Parthenocissus inserta" OR "thicket creeper"*
Reynoutria × bohemica	572	40	22	*"introduced species" OR "invasive species" OR "invasive alien species" OR "IAS" OR "alien" OR "non-native" OR "non-indigenous" OR "pest" OR "feral" OR "exotic" AND "Reynoutria × bohemica" OR "Bohemian knotweed"*
Robinia pseudoacacia	17500	466	318	*"introduced species" OR "invasive species" OR "invasive alien species" OR "IAS" OR "alien" OR "non-native" OR "non-indigenous" OR "pest" OR "feral" OR "exotic" AND "Robinia pseudoacacia" OR "black locust"*
Rudbeckia laciniata	1670	14	10	*"introduced species" OR "invasive species" OR "invasive alien species" OR "IAS" OR "alien" OR "non-native" OR "non-indigenous" OR "pest" OR "feral" OR "exotic" AND "Rudbeckia laciniata" OR "cutleaf coneflower"*

Denumire științifică	Google Scholar	Scopus	Web of Science Core Collection	Expresie cautare
Sicyos angulatus	1160	25	10	*"introduced species" OR "invasive species" OR "invasive alien species" OR "IAS" OR "alien" OR "non-native" OR "non-indigenous" OR "pest" OR "feral" OR "exotic" AND "Sicyos angulatus" OR "bur cucumber"*
Xanthium orientale subsp. italicum	5850	31	27	*"introduced species" OR "invasive species" OR "invasive alien species" OR "IAS" OR "alien" OR "non-native" OR "non-indigenous" OR "pest" OR "feral" OR "exotic" AND "Xanthium orientale" OR "cocklebur"*
Ameiurus melas	3250	67	49	*"introduced species" OR "invasive species" OR "invasive alien species" OR "IAS" OR "alien" OR "non-native" OR "non-indigenous" OR "pest" OR "feral" OR "exotic" AND "Ameiurus melas" OR "black bullhead"*
Ameiurus nebulosus	4640	78	50	*"introduced species" OR "invasive species" OR "invasive alien species" OR "IAS" OR "alien" OR "non-native" OR "non-indigenous" OR "pest" OR "feral" OR "exotic" AND "Ameiurus nebulosus" OR "brown bullhead"*
Callosciurus	668	45	32	*"introduced species" OR "invasive*

Denumire științifică	Google Scholar	Scopus	Web of Science Core Collection	Expresie cautare
erythraeus				*species" OR "invasive alien species" OR "IAS" OR "alien" OR "non-native" OR "non-indigenous" OR "pest" OR "feral" OR "exotic" AND "Callosciurus erythraeus" OR "Pallas's squirrel"*
Lepomis gibbosus	7750	217	211	*"introduced species" OR "invasive species" OR "invasive alien species" OR "IAS" OR "alien" OR "non-native" OR "non-indigenous" OR "pest" OR "feral" OR "exotic" AND "Lepomis gibbosus" OR "pumpkinseed"*
Lithobates catesbeianus	13400	304	227	*"introduced species" OR "invasive species" OR "invasive alien species" OR "IAS" OR "alien" OR "non-native" OR "non-indigenous" OR "pest" OR "feral" OR "exotic" AND "Lithobates catesbeianus" OR "bullfrog"*
Oncorhynchus mykiss	18900	875	995	*"introduced species" OR "invasive species" OR "invasive alien species" OR "IAS" OR "alien" OR "non-native" OR "non-indigenous" OR "pest" OR "feral" OR "exotic" AND "Oncorhynchus mykiss" OR "rainbow trout"*
Perccottus glenii	1030	110	83	*"introduced species" OR "invasive species" OR "invasive alien species"*

Denumire științifică	Google Scholar	Scopus	Web of Science Core Collection	Expresie cautare
				OR "IAS" OR "alien" OR "non-native" OR "non-indigenous" OR "pest" OR "feral" OR "exotic" AND "Perccottus glenii" OR "amur sleeper"
Pseudorasbora parva	3680	210	187	*"introduced species" OR "invasive species" OR "invasive alien species" OR "IAS" OR "alien" OR "non-native" OR "non-indigenous" OR "pest" OR "feral" OR "exotic" AND "Pseudorasbora parva" OR "topmouth gudgeon"*
Salvelinus fontinalis	16200	330	259	*"introduced species" OR "invasive species" OR "invasive alien species" OR "IAS" OR "alien" OR "non-native" OR "non-indigenous" OR "pest" OR "feral" OR "exotic" AND "Salvelinus fontinalis" OR "brook trout"*
Sciurus carolinensis	3810	161	132	*"introduced species" OR "invasive species" OR "invasive alien species" OR "IAS" OR "alien" OR "non-native" OR "non-indigenous" OR "pest" OR "feral" OR "exotic" AND "Sciurus carolinensis" OR "Eastern gray squirrel"*
Sciurus niger	3610	33	15	*"introduced species" OR "invasive species" OR "invasive alien species" OR "IAS" OR "alien" OR "non-*

Denumire științifică	Google Scholar	Scopus	Web of Science Core Collection	Expresie cautare
				native" OR "non-indigenous" OR "pest" OR "feral" OR "exotic" AND "Sciurus niger" OR "fox squirrel"
Trachemys scripta	5640	181	154	*"introduced species" OR "invasive species" OR "invasive alien species" OR "IAS" OR "alien" OR "non-native" OR "non-indigenous" OR "pest" OR "feral" OR "exotic" AND "Trachemys scripta" OR "pond slider"*
Callinectes sapidus	8670	171	164	*"introduced species" OR "invasive species" OR "invasive alien species" OR "IAS" OR "alien" OR "non-native" OR "non-indigenous" OR "pest" OR "feral" OR "exotic" AND "Callinectes sapidus" OR "blue crab"*
Crassostrea virginica	9170	184	114	*"introduced species" OR "invasive species" OR "invasive alien species" OR "IAS" OR "alien" OR "non-native" OR "non-indigenous" OR "pest" OR "feral" OR "exotic" AND "Crassostrea virginica" OR "eastern oyster"*
Eurypanopeus depressus	67	14	8	*"introduced species" OR "invasive species" OR "invasive alien species" OR "IAS" OR "alien" OR "non-native" OR "non-indigenous" OR "pest" OR "feral" OR "exotic" AND*

Denumire științifică	Google Scholar	Scopus	Web of Science Core Collection	Expresie cautare
				"Eurypanopeus depressus" OR "flatback mud crab"
Magallana gigas	8390	348	208	*"introduced species" OR "invasive species" OR "invasive alien species" OR "IAS" OR "alien" OR "non-native" OR "non-indigenous" OR "pest" OR "feral" OR "exotic" AND "Magallana gigas" OR "Pacific oyster"*
Mya arenaria	4850	72	51	*"introduced species" OR "invasive species" OR "invasive alien species" OR "IAS" OR "alien" OR "non-native" OR "non-indigenous" OR "pest" OR "feral" OR "exotic" AND "Mya arenaria" OR "softshell clam"*
Palaemon macrodactylus	414	44	37	*"introduced species" OR "invasive species" OR "invasive alien species" OR "IAS" OR "alien" OR "non-native" OR "non-indigenous" OR "pest" OR "feral" OR "exotic" AND "Palaemon macrodactylus" OR "oriental shrimp"*
Aedes albopictus	17400	967	627	*"introduced species" OR "invasive species" OR "invasive alien species" OR "IAS" OR "alien" OR "non-native" OR "non-indigenous" OR "pest" OR "feral" OR "exotic" AND "Aedes albopictus" OR "Asian tiger mosquito"*

Denumire științifică	Google Scholar	Scopus	Web of Science Core Collection	Expresie cautare
Corbicula fluminalis	631	25	10	*"introduced species" OR "invasive species" OR "invasive alien species" OR "IAS" OR "alien" OR "non-native" OR "non-indigenous" OR "pest" OR "feral" OR "exotic" AND "Corbicula fluminalis"*
Corbicula fluminea	7900	418	337	*"introduced species" OR "invasive species" OR "invasive alien species" OR "IAS" OR "alien" OR "non-native" OR "non-indigenous" OR "pest" OR "feral" OR "exotic" AND "Corbicula fluminea" OR "Asian clam"*
Dreissena polymorpha	17500	883	957	*"introduced species" OR "invasive species" OR "invasive alien species" OR "IAS" OR "alien" OR "non-native" OR "non-indigenous" OR "pest" OR "feral" OR "exotic" AND "Dreissena polymorpha" OR "zebra mussel"*
Dreissena rostriformis bugensis	1240	300	181	*"introduced species" OR "invasive species" OR "invasive alien species" OR "IAS" OR "alien" OR "non-native" OR "non-indigenous" OR "pest" OR "feral" OR "exotic" AND "Dreissena rostriformis bugensis" OR "quagga mussel"*
Orconectes limosus	1950	149	143	*"introduced species" OR "invasive species" OR "invasive alien species"*

Denumire științifică	Google Scholar	Scopus	Web of Science Core Collection	Expresie cautare
				OR "IAS" OR "alien" OR "non-native" OR "non-indigenous" OR "pest" OR "feral" OR "exotic" AND "Orconectes limosus" OR "Faxonius limosus" OR "Spiny-cheek crayfish"
Orconectes virilis	1820	100	86	*"introduced species" OR "invasive species" OR "invasive alien species" OR "IAS" OR "alien" OR "non-native" OR "non-indigenous" OR "pest" OR "feral" OR "exotic" AND "Orconectes virilis" OR "Faxonius virilis" OR "virile crayfish"*
Pacifastacus leniusculus	3060	355	376	*"introduced species" OR "invasive species" OR "invasive alien species" OR "IAS" OR "alien" OR "non-native" OR "non-indigenous" OR "pest" OR "feral" OR "exotic" AND "Pacifastacus leniusculus" OR "American signal crayfish"*
Physella acuta	1050	38	17	*"introduced species" OR "invasive species" OR "invasive alien species" OR "IAS" OR "alien" OR "non-native" OR "non-indigenous" OR "pest" OR "feral" OR "exotic" AND "Physella acuta" OR "bladder snail "*
Procambarus clarkii	4440	513	519	*"introduced species" OR "invasive species" OR "invasive alien species" OR "IAS" OR "alien" OR "non-*

Denumire științifică	Google Scholar	Scopus	Web of Science Core Collection	Expresie cautare
				native" OR "non-indigenous" OR "pest" OR "feral" OR "exotic" AND "Procambarus clarkii" OR "red swamp crayfish"
Procambarus fallax f. virginalis	283	38	50	*"introduced species" OR "invasive species" OR "invasive alien species" OR "IAS" OR "alien" OR "non-native" OR "non-indigenous" OR "pest" OR "feral" OR "exotic" AND "Procambarus fallax f. virginalis" OR "Marmorkrebs "*
Pseudosuccinea columella	482	21	11	*"introduced species" OR "invasive species" OR "invasive alien species" OR "IAS" OR "alien" OR "non-native" OR "non-indigenous" OR "pest" OR "feral" OR "exotic" AND "Pseudosuccinea columella" OR "American ribbed fluke snail"*
Argas reflexus	546	96	14	*"introduced species" OR "invasive species" OR "invasive alien species" OR "IAS" OR "alien" OR "non-native" OR "non-indigenous" OR "pest" OR "feral" OR "exotic" AND "African bird Argasid" OR "Pigeon tick" OR "Argas reflexus"*
Arion vulgaris	706	51	27	*"introduced species" OR "invasive species" OR "invasive alien species" OR "IAS" OR "alien" OR "non-native" OR "non-indigenous" OR*

Denumire științifică	Google Scholar	Scopus	Web of Science Core Collection	Expresie cautare
				"pest" OR "feral" OR "exotic" AND "Arion vulgaris" OR "Spanish slug"
Arthurdendyus triangulatus	445	144	26	*"introduced species" OR "invasive species" OR "invasive alien species" OR "IAS" OR "alien" OR "non-native" OR "non-indigenous" OR "pest" OR "feral" OR "exotic" AND "New Zealand flatworm" OR "Arthurdendyus triangulatus"*
Corythucha arcuata	390	24	18	*"introduced species" OR "invasive species" OR "invasive alien species" OR "IAS" OR "alien" OR "non-native" OR "non-indigenous" OR "pest" OR "feral" OR "exotic" AND "Corythucha arcuata" OR "Oak lace bug"*
Hyalomma aegyptium	166	141	29	*"introduced species" OR "invasive species" OR "invasive alien species" OR "IAS" OR "alien" OR "non-native" OR "non-indigenous" OR "pest" OR "feral" OR "exotic" AND "Bont leg tick" OR "Bont legged tick" OR "Tortoise Hyalomma" OR "Tortoise tick" OR "Hyalomma aegyptium"*
Monomorium pharaonis	2450	63	52	*"introduced species" OR "invasive species" OR "invasive alien species" OR "IAS" OR "alien" OR "non-native" OR "non-indigenous" OR*

Denumire științifică	Google Scholar	Scopus	Web of Science Core Collection	Expresie cautare
				"pest" OR "feral" OR "exotic" AND "Monomorium pharaonis" OR "pharaoh ant "
Phyllonorycter issikii	167	29	12	*"introduced species" OR "invasive species" OR "invasive alien species" OR "IAS" OR "alien" OR "non-native" OR "non-indigenous" OR "pest" OR "feral" OR "exotic" AND "Phyllonorycter issikii" OR "lime leaf miner"*
Rhipicephalus rossicus	99	11	0	*"introduced species" OR "invasive species" OR "invasive alien species" OR "IAS" OR "alien" OR "non-native" OR "non-indigenous" OR "pest" OR "feral" OR "exotic" AND "Rhipicephalus rossicus"*
Varroa destructor	8580	3000	252	*"introduced species" OR "invasive species" OR "invasive alien species" OR "IAS" OR "alien" OR "non-native" OR "non-indigenous" OR "pest" OR "feral" OR "exotic" AND "Varroa mite" OR "Varroa destructor"*
Xylosandrus germanus	111	281	56	*"introduced species" OR "invasive species" OR "invasive alien species" OR "IAS" OR "alien" OR "non-native" OR "non-indigenous" OR "pest" OR "feral" OR "exotic" AND "Black timber bark beetle" OR "Alnus*

Denumire științifică	Google Scholar	Scopus	Web of Science Core Collection	Expresie cautare
				ambrosia beetle" OR "Black stem borer" OR "Xylosandrus germanus"

Concluzii

Cele mai multe dintre speciile pentru care s-a documentat impactul în această etapă a proiectului sunt prezente în România (47 din 60 specii). Celelalte 13 specii au fost incluse în studiu pentru că sunt semnalate ca specii alogene invazive de îngrijorare la nivelul Uniunii Europene; menționăm că prezența lor nu a fost observată până în momentul de față în România.

Pentru 30% dintre speciile invazive semnalate în România (14 din 47) au fost identificate informații în literatură despre impactul pe care îl au în România.

Competiția, ca mecanism de impact, a fost documentată pentru toate speciile studiate.

Doar cinci dintre cele 60 de specii studiate sunt parazite la specii native. Acest lucru ar putea fi explicat parțial prin specificitatea recunoscută a relației gazdă-parazit.

Celelalte 10 mecanisme de impact au fost documentate în proporții cuprinse între 25% și 75% la cele 60 de specii studiate. Trebuie să remarcăm totuși că ne-documentarea unui mecanism de impact la o specie poate avea două cauze diferite fundamental: fie nu există studii, fie mecanismul respectiv nu este activ la specia dată (de exemplu mecanismul parazitismului, evident aplicabil doar la speciile care manifestă acest mod de viață).

Bibliografie

Blackburn, T.M., Essl, F., Evans, T., Hulme, P.E., Jeschke, J.M., Kühn, I., Kumschick, S., Marková, Z., Mrugała, A., Nentwig, W. și Pergl, J., 2014. A unified classification of alien species based on the magnitude of their environmental impacts. *PLoS Biology* 12 (5): e1001850. https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1001850.

Bavaru, A., Stoica G., Butnaru, G., Alexandru B. 2007. *Biodiversitatea şi ocrotirea naturii*. Bucureşti: Editura Academiei Române.

Bright, C. 1998. *Life out of Bounds: Bioinvasion in a Borderless World*. 1st ed. Worldwatch Environmental Alert Series. New York: Norton.

DeLong, D. C. 1996. Defining Biodiversity. *Wildlife Society Bulletin (1973-2006)* 24 (4): 738–49.

Drăgulescu, C., Curtean-Bănăduc, A. 2002. *Conservarea biodiversităţii: entităţi naturale protejate*. Sibiu: Mira Design.

Dukes, J. S., Mooney, H. A. 1999. Does global change increase the success of biological invaders?. *Trends in ecology & evolution*, 14(4), 135-139.https://doi.org/10.1016/S0169-5347(98)01554-7.

Leppäkoski, E., Olenin, S. 2000. 'Non-Native Species și Rates of Spread: Lessons from the Brackish Baltic Sea'. *Biological Invasions* 2 (2): 151–63. https://doi.org/10.1023/A:1010052809567.

Tautz, D., Arctander, P., Minelli, A., Thomas, R.H., Vogler, A.P. 2003. A Plea for DNA Taxonomy. *Trends in Ecology & Evolution* 18 (2): 70–74. https://doi.org/10.1016/S0169-5347(02)00041-1.

Anexa 1 – fișe de documentare a impactului pentru speciile alogene de nevertebrate

NEVERTEBRATE MARINE

Callinectes sapidus

1. **Descriere specie**

Denumire științifică *(cf.* GBIF*)*: *Callinectes sapidus* (Rathbun, 1896)

Încadrare taxonomică *(Încrengătură/clasă/ordin)*: Arthropoda/ Malacostraca/ Decapoda

Habitat *(terestru, marin, dulcicol)*: marin

2. **Documentare impact:** Impact documentat pentru zonele din Europa unde a pătruns specia. Pentru România nu exista date.

a. competiție

Strategia evolutivă de tip r (fecunditate ridicată și capacitate de dispersie, creștere rapidă) precum toleranța crescută la condițiile de mediu fac din decapodul *C. sapidus* (crabul albastru) un invadator de succes (Hill și colab. 1989).

Apariția altor specii de *Callinectes* în zone cu *C. sapidus* implică concurență între ei pentru hrană. În St. Johns River, Florida, *Callinectes similis* și *C. ornatus* au apărut în zonele cu *C. sapidus* (Tagatz 1968). Mai multe alte specii de crab, cum ar fi crabul de noroi, *Panopeus herbstii*, crabul de piatră, *Menippe mercenaria* și crabul de țărm, *Carcinus maenas*, coabitează cu crabul albastru în anumite regiuni geografice și toți intră în competiție pentru hrană deoarece se hrănesc cu aceleași specii (Williams și Duke 1979).

b. prădătorism

S-a raportat că *C. sapidus* a mutilat peștii prinși în capcane și plasele de pescuit și că poate deteriora plasele. Deoarece prada preferată este alcătuită din midii și stridii, crabul albastru are un impact asupra pescuitului comercial al acestor specii și, de asemenea, asupra activităților de acvacultură. *C. sapidus* este cel mai cunoscut prădător al scoicilor și stridiilor cultivate din SUA, fiind responsabil pierderile suferite de acvacultura acestor specii. Ratele

de prădare pot fi destul de ridicate, pot consuma până la 575 scoici /zi din paturile de scoici neprotejate. De asemenea, un studiu desfășurat în Catalonia, pe râul Ebro a semnalat faptul că o populație importantă de crabi albastri s-au hranit pe seama speciilor de scoici dulcicole prezente în râu - *Anodonta anatina* (Linnaeus, 1758), *Unio mancus* Lamarck, 1819, *Potomida littoralis* (Cuvier, 1798), și *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) - fiind prima semnalare a acestui comportament la nivel european (Ventura și colab, 2018).

c. hibridizare

Nu este cazul.

d. transmiterea de boli speciilor native

Analiza parazitologică efectuată de Czerniejewski, P. *și colab.* (2020) a relevat prezența protozoarului parazit *Tricodina* sp. (Oligohymenophorea: Mobilida), care a fost descris ca parazit de pe o altă specie de crab - *Callinectes amnicola* (Enkamen și colab., 2013). Deși protozoarele din genul *Trichodina* nu au fost înregistrate anterior pe *C. sapidus* în apele europene, ele sunt paraziți obișnuiți pe branhiile și tegumentul peștilor din Pomerania de Vest (Mrozińska-Gogol, 2008). Datorită stilului de viață migrator al crabului albastru, acesta ar putea acționa ca un vector care răspândește acest parazit în diferite habitate acvatice și, astfel, ar putea contribui la transmiterea sa la pești, în special. Parazitul proliferează exponențial și în condiții favorabile un singur exemplar poate începe o nouă invazie.

e. parazitism

Nu este cazul.

f. toxicitate

Apariția lui *C. sapidus* într-un nou habitat ar putea fi, de asemenea, un factor nociv important pentru sistemul de sănătate umană, precum și pentru sectorul turistic, deoarece crabii albaștri au fost semnalați ca specii rezervor de tulpini ale bacteriei *Vibrio cholerae* care sunt responsabile pentru focarele de holeră umană (Hill și colab. 1989).

Preferința crabilor albastri pentru organismele filtratoare, cum ar fi scoicile fac ca ei să fie candidați perfecți la contaminarea cu toxine (microcistine), făcând astfel această specie de crab importantă din punct de vedere comercial, un vector potențial al acestor toxine la oameni (Garcia și colab. 2010).

g. bio-fouling (sau alt impact fizic direct, exceptând relațiile trofice)

Nu este cazul.

h. ierbivorie

Nu este cazul.

i. impact chimic asupra ecosistemelor

Nu este cazul.

j. impact fizic asupra ecosistemelor

Nu este cazul.

k. impact asupra structurii ecosistemelor

Crabii albastri îndeplinesc o varietate de funcții ecosistemice și pot juca un rol major în transferul de energie în estuare și în lagune. În diferitele etape ale ciclului lor de viață, crabii albastri servesc ca atât ca pradă și ca prădători pentru specii de plancton, nevertebrate mici, pești și alți crabi. Sunt importanți detritivori și, dacă resursele de hrană sunt puține, devin chiar canibali (Hill și colab. 1989). Sunt agresivi față de alte specii și concurează cu alți crabi pentru hrană și spațiu (Gennaio și colab. 2006; Nehring și colab. 2008). *C. sapidus* este, de asemenea, gazdă pentru mai mulți paraziți și boli, unele cu un potențial ridicat de a provoca mortalități în masă (Messick și Sindermann 1992). Astfel, introducerea crabilor albaștri poate avea consecințe semnificative asupra ecologia habitatelor invadate. În ciuda nominalizării lui *C. sapidus* ca unul dintre cele „*100 Cele mai grave specii străine invazive din Marea Mediterană"* (Streftaris și Zenetos 2006), până în prezent impactul definit pe termen lung al speciei *C. sapidus* rămâne necunoscut, deși de decenii această specie invazivă a stabilit populații permanente distincte, în special în estul Mării Mediterane unde au putut fi observate abundențe deosebit de mari de crabi albastri (Nehring 2011).

l. impact indirect (prin interacțiunea cu alte specii)

Nu este cazul.

3. Alte informații relevante

C. sapidus este o specie importantă pentru acvacultură în zona sa nativă de-a lungul coastei atlantice a Americii de Nord, precum și în zona sa introdusă în estul Mării Mediterane. Schimbările climatice pot avea efecte pozitive asupra distribuției crabilor albaștri, astfel încât, *C. sapidus* ar putea deveni o specie țintă în pescuitul comercial din alte

părți ale lumii, precum Marea Adriatică, pe coasta atlantică europeană și în Marea Nordului (Nehring 2011). Altfel, în acest context, apare o întrebare interesantă dacă *C. sapidus* va reduce semnificativ stocurile de stridii din Pacific introduse (*Crassostrea gigas*), deoarece crabii albastri adulți preferă moluștele precum stridiile ca surse primare de hrană (Hill și colab. 1989). Impactul economic negativ se observă și prin faptul că crabii albastri mutilează peștii prinse în capcane și rupe plasele de pescuit (Banoub 1963, Beqiraj și Kashta 2010).

Bibliografie

Banoub, M.W. 1963. Survey of the Blue-Crab *Callinectes sapidus* (Rath.), in Lake Edku in 1960. - Alexandria Institute of Hydrobiology, Notes și Memoirs 69: 1-20.

Beqiraj, S. și Kashta, L. 2010. The establishment of blue crab *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896 in the Lagoon of Patok, Albania (south-east Adriatic Sea). - Aquatic Invasions 5: 219-221.

Czerniejewski, P. *și colab.* (2020) 'A new record of the invasive blue crab (*Callinectes sapidus* Rathbun, 1896) și his parasite from the Baltic basin', *Oceanologia*, 62(1), pp. 111–115. doi: 10.1016/j.oceano.2019.06.004.

Ekanem P, A., Eyo, O V. și Ekpo, I. (2013) 'Parasites of Blue Crab (*Callinectes amnicola*) in the Cross River Estuary, Nigeria', International Journal of Fisheries și Aquatic Studies, 1(1), pp. 18–21.

Garcia, A. C. *și colab.* (2010) 'Evaluating the potential risk of microcystins to blue crab (*Callinectes sapidus*) fisheries și human health in a eutrophic estuary', *Harmful Algae*, 9(2), pp. 134–143. doi: 10.1016/j.hal.2009.08.011.

Gennaio, R., Scordella, G. și Pastore, M. 2006. Occurrence of blue crab *Callinectes sapidus* (Rathbun,1986 Crustacea, Brachyura), in the Ugento ponds area (Lecce, Italy). - Thalassia Salent. 29: 29-39.

Hill, J., Fowler, D.L. și Avyle, M.V. van den 1989. Species profiles: Life histories și environmental requirements of coastal fishes și invertebrates (Mid-Atlantic) - Blue crab. - U.S. Army Corps of Engineers, Vicksburg.

Messick, G.A. și Sindermann, C.J. 1992. Synopsis of principal diseases of the blue crab, *Callinectes sapidus*. - NOAA Technical Memorandum, Woods Hole.

Morozinska-Gogol, J. (2008) 'A check-list of parasites of percid fishes (Actinopterygii: Percidae) from the estuaries of the Polish coastal zone', *Helminthologia*, 45(4), pp. 196–203. doi: 10.2478/s11687-008-0039-7.

Nehring, S. (2011) 'In the Wrong Place - Alien Marine Crustaceans: Distribution, Biology și Impacts', In the Wrong Place - Alien Marine Crustaceans: Distribution, Biology și Impacts, pp. 607–624. doi: 10.1007/978-94-007-0591-3.

Nehring, S., Speckels, G. și Albersmeyer, J. 2008. The American blue crab *Callinectes sapidus* Rathbun on the German North Sea coast: Status quo și further perspectives. - Senckenbergiana marit. 38: 39-44.

Streftaris, N. și Zenetos, A. 2006. Alien marine species in the Mediterranean - the 100 'Worst Invasives' și their impact. - Medit. Mar. Sci. 7: 87-118.

Tagatz ME, 1968. Growth of juvenile blue crab, *Callinectes sapidus* Rathbun, St Johns River, Florida. Fishery Bulletin, U.S., 67:281-288

Williams AB, Duke TW (1979) Crabs (Arthropoda: Crustacea: Decapoda: Brachyura). In: Hart CW Jr., Fuller SL (eds.) Pollution Ecology of Estuarine Invertebrates. Academic Press, NY, pp 171–233

Ventura, M. P. și colab. (2018) 'Predation of the blue crab *Callinectes sapidus* Rathbun , 1896 on freshwater bivalves (Unionidae & Corbiculidae) in eastern Iberian Peninsula', Folia Conchyliologica, 47(January), pp. 3–9.

Autor fișă: Popa Oana Paula

Crassostrea virginica

1. **Descriere specie**

Denumire științifică *(cf.* GBIF*)*: *Crassostrea virginica* (Gmelin, 1791)

Încadrare taxonomică *(Încrengătură/clasă/ordin)*: Mollusca, Bivalvia, Ostreoida

Habitat *(terestru, marin, dulcicol)*: marin

2. **Documentare impact:** Impact documentat pentru Europa, nu pentru Romania.

a. competiție

Ca si alte specii de bivalve sau ciripede care intra in structura bentosului si foulingului, *Crassostrea virginica* poate intra in competitie cu spciile native prin ocuparea de suprafete favorabile fixarii (Bodreaux, 2005). Prin mecanismele de filtrare, intra in competitie cu specii cu acelasi tip d ehranire – bivalve sau crustacee ciripede.

b. p**rădătorism**

Nu este cazul.

c. **hibridizare**

În America de Nord este prezent fenomenul de hibridizare între *M. gigas* și *Crassostrea virginica*, dar foarte puține exemplare hibride ajung la maturitate (Gollasch and Minchin, 2009).

d. **transmiterea de boli speciilor native**

Nu este cazul.

e. **parazitism**

Nu este cazul.

f. **toxicitate**

Nu este cazul.

g. **bio-fouling (sau alt impact fizic direct, exceptând relațiile trofice)**

Specia se fixeaza de suprafata substratului dur imersat, fiind o specie care poate participa la formarea foulingului.

h. **ierbivorie**

Specia se hraneste in special cu fitoplancton si mai putin cu bacterioplancon, in conditii de eutrofizare putand consuma chiar si specii de microalge toxice. Stridiile păreau să filtreze preferențial - sau cel puțin să păstreze preferențial în intestin, diverse flagelate (neidentificate), diatomee) și dinoflagelate și par să respingă din dieta lor în general cianobacteriile, în special picocianobacteriile,. Dintre dinoflagelate, au fost identificate in dieta stridiilor din aceasta specie inclusiv cateva specii care provoacă infloriri algale, ca *Prorocentum minimum (= P. cordatum) și Heterocapsa rotundatum,* care pot afecta în mod negativ creșterea stridiei. (Weissenberger și colab., 2001).

i. **impact chimic asupra ecosistemelor**

Nu este cazul.

j. **impact fizic asupra ecosistemelor**

Asemănător altor specii de stridii, *C. virginica* poate modifica ecosistemele prin modificarea sau crearea de noi substrate, oferind noi habitate, influențând dinamica curenților locali, prin urmare și pe cea a nutrienților și a sedimentelor (Ruesink *și colab.*, 2005). Recifele de *C. virginica* oferă habitat pentru numeroase alte specii, precum şi substrat favorabil pentru ataşarea altor stridii. Prin filtrarea apei, stridiile contribuie la creşterea clarităţii şi calităţii apei (Kemp and Hanson, 2007).

k. **impact asupra structurii ecosistemelor**

Prin faptul ca participa la formarea bentosului, *Crassostrea virginica* schimba structura taxonomica a comunitatilor de organisme si implicit structura ecosistemului prin formarea de microhabitate la nivelul valvelor sale (Bodreaux, 2005).

l. **impact indirect (prin interacțiunea cu alte specii)**

Stridia americană *Crassostrea virginica* este nativă pe coastele atlantice al Americii de Nord. Încercări pentru introducerea *C. virginica* pentru cultură în Europa au avut loc între anii 1870 și 1930. Deși aceste încercări nu au avut succes, o dată cu stocurile de *C. virginica* au fost cel mai probabil introduse în Europa cinci alte specii alogene: *Crepidula fornicata, Urosalpinx cinerea, Petricola pholadiformis, Clymenella torquata* şi *Eusarsiella zostericola*. De asemenea este foarte posibil ca importurile de *C. virginica* să fi contribuit şi la numărul de specii criptogenice din Europa (Wolff and Reise, 2002).

3. **Alte informații relevante**

Pe lângă faptul că recifele de *C. virginica* formează adevărate ecosisteme care susţin numeroase alte specii, acestea reprezintă şi o sursă importantă de hrană pentru om (Kemp and Hanson, 2007). *C. virginica* afost introdusă în Canada (British Columbia), coasta de vest a SUA, Hawaii, Australia, Japonia şi Marea Britanie, dar nu a format populaţii care să poată fi exploatate. Este cultivată în aria sa nativă de pe coasta de est și în unele regiuni de pe coasta de vest a Americii de Nord (Kennedy, 2004).

Bibliografie

Kemp, P. and Hanson, J. (2007) Datasheet: *Crassostrea virginica* (eastern oyster), CABI -

Invasive Species Compendium. Available at: https://www.cabi.org/isc/datasheet/87298 (Accessed: 22 May 2021).

Boudreaux, Michelle (2005) Native and invasive competitors of the eastern oyster *Crassostrea virginica* in Mosquito Lagoon, Florida" (2005). *Electronic Theses and Dissertations, 2004-2019*. 532. https://stars.library.ucf.edu/etd/532

Gollasch, S., Minchin, D. (2009) 'Craasostrea gigas (Thunberg), Pacific (giant) oyster (Ostreidae, Mollusca)', in *DAISIE - Handbook of Alien Species in Europe*. Springer Netherlands, p. 279. doi: 10.1007/978-1-4020-8280-1.

Kennedy, V. S. (2004) Cultured Aquatic Species Information Programme. *Crassostrea virginica, FAO Fisheries Division [online]*. Available at: http://www.fao.org/fishery/culturedspecies/Crassostrea_virginica/en (Accessed: 22 May 2021).

Ruesink, J. L. *și colab.* (2005) 'Introduction of non-native oysters: Ecosystem effects and restoration implications', *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 36, pp. 643–689.

Weissberger Eric J., Patricia M. Glibert, Diet of the eastern oyster, Crassostrea virginica, growing in a eutrophic tributary of Chesapeake Bay, Maryland, USA, Aquaculture Reports,Volume 20,2021,100655,ISSN 2352-5134. https://doi.org/10.1016/j.aqrep.2021.100655.(https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2352513421000715)

Wolff, W. J. and Reise, K. (2002) 'Oyster imports as a vector for the introduction of alien species into northern and western European coastal waters', in Lepakoski, E., Gollasch, S., and Olenin, S. (eds) *Ivasive aquatic species of Europe. Distribution, impacts and management*. Springer Science+Business Media, B.V., pp. 193–205.

Autori fișă: Krapal Ana-Maria

Eurypanopeus depressus

1. **Descriere specie**

Denumire științifică *(cf.* GBIF*)*: *Eurypanopeus depressus* (Smith, 1869)

Încadrare taxonomică *(Încrengătură/clasă/ordin)*: Decapoda, Malacostraca, Panopeidae

Habitat *(terestru, marin, dulcicol)*: marin

2. **Documentare impact:** Impact nedocumentat nici pt Europa nici pt Romania.

a. competiție

Specia intra in competitie cu speciile native de crabi (Eash-Loucks și colab., 2014) *Eurypanopeus depressus* ca orice specie invazivă, poate intra în competiție pentru resurse cu speciile native de decapode (Galil, 2007). În Marea Neagră, la litoralul bulgăresc, *E. depressus* împarte habitatul cu speciile native dominante *Xantho poressa*, *Pilumnus hirtellus* și *Brachynotus sexdentatus*, dar și cu o altă specie invazivă reprezentată de crabul *Rhithropanopeus harrisii* (Mitov, 2019).

b. prădătorism

E. depressus este o specie omnivora care consuma si polichete, bivalve mici, spongieri si amfipode, pe langa detritus si alge macrofite (McDonald, 1982).

c. hibridizare

Nu este cazul.

d. transmiterea de boli speciilor native

E. depressus este purtătorul parazitului *Loxothylacus panopaei* care împiedică procesele de maturare, năpârlire şi reproducere ale crabilor afectaţi (O'Shaughnessy *și colab.*, 2014). În SUA, parazitul a fost transportat o dată cu crabii infectaţi, cu un transport de stridii din Golful Mexic, destinat crescătoriilor din Chesapeake Bay (Galil *și colab.*, 2011). Acest parazit poate infecta şi alte specii de decapode, precum *Panopeus herbstii*, *Rhithropanopeus harrisii* etc. (Freeman *și colab.*, 2013).

e. parazitism

Nu este cazul.

f. toxicitate

Nu este cazul.

g. bio-fouling (sau alt impact fizic direct, exceptând relațiile trofice)

Nu este cazul.

h. ierbivorie

In dieta acestei specii intra pe langa hrana animala si alge macrofite, care impreuna cu detritusul reprezinta cea mai mare parte a continutului stomacal observat la coastele americane (McDonald, 1982).

i. impact chimic asupra ecosistemelor

Nu este cazul.

j. impact fizic asupra ecosistemelor

Nu este cazul.

k. impact asupra structurii ecosistemelor

Nu este cazul.

l. impact indirect (prin interacțiunea cu alte specii)

In arealul sau nativ, in conditiile unor bancuri de *Crassostrea virginica* (Guana Tolomato Matanzas National Estuarine Research Reserve, Florida) s-a constatat interactiunea acestei specii atat cu specii native (crabii *Panopaeus herbstii*, *Calinectes sapidus*, *C. similis*, *C. hellerii*, *Dyspanopeus sayi*, *Menippe mercenaria*, *Pachygrapsus gracilis*, *Panopeus occidentalis*) cat si cu specii invazive (crabii *Pethtrolistes armatus*, *Charybdis hellerii* , ciripedul rhizocefal *Loxothylacus panopaei*). In urma unor observatii care au durat circa 10 ani, *E. depressus* s-a dovedit a fi una din speciile dominante, cu peste 10% din totalul efectivelor de crabi nativi si invazivi prezenti in zona (Eash-Loucks și colab., 2014).

3. Alte informații relevante

In zona litorala românească a Mării Negre este prezent in special in lacul Mangalia si portul Mangalia, unde dezvolta populatii importante, in asociatie cu alte specii invazive si native.

Bibliografie

Eash-Loucks Wendy, E., Matthew E. Kimball, Kathryn M. Petrinec. 2014. Long-term Changes in an Estuarine Mud Crab Community: Evaluating the Impact of Non-Native Species, Journal of Crustacean Biology, 34: 731–738, https://doi.org/10.1163/1937240X-00002287

Freeman, A., Blakeslee, A. and Fowler, A. 2013 Northward expansion of the rhizocephalan Loxothylacus panopaei (Gissler, 1884) in the northwest Atlantic , *Aquatic Invasions*, 8(3), pp. 347–353. doi: 10.3391/ai.2013.8.3.11.

Galil, B. S., Clarck, P. F. and Carlton, J. T. 2011 . *In the wrong place - Alien marine crustaceans: Distribution, biology and impacts*. Springer Science+Business Media B.V. McDonald J, 1982, Divergent Life History Patterns in the Co-Occurring Intertidal Crabs *Panopeus herbstii* and *Eurypanopeus depressus* (Crustacea: Brachyura: Xanthidae), Marine Ecology - Progress Series, l. 8: 173-180.

O'Shaughnessy, K., Harding, J. and Burge, E. 2014 . Ecological effects of the invasive parasite Loxothylacus panopaei on the flatback mud crab *Eurypanopeus depressus* with implications for estuarine communities , *Bulletin of Marine Science*, 90. doi: 10.5343/bms.2013.1060.

Autori fișă: Krapal Ana-Maria

Magallana gigas

1. **Descriere specie**

Denumire științifică *(cf.* GBIF*)*: *Magallana gigas* (Thunberg, 1793)

Încadrare taxonomică *(Încrengătură/clasă/ordin)*: Mollusca, Bivalvia, Ostreoida

Habitat *(terestru, marin, dulcicol)*:marin

2. **Documentare impact:**

a. competiție

Coloniile extinse de *M. gigas* se află în competiție cu speciile native, atât pentru hrană, cât și în ceea ce privește spațiul (Gollasch și Minchin, 2009). Spre exemplu, dezvoltarea rapidă a coloniilor de *M. gigas* din Marea Wadden (Danemarca) a avut un impact negativ asupra coloniilor de midii native *Mytilus edulis* prin competiția pentru spațiu (Reise, 1998; Diederich, 2006; Reise *și colab.*, 2017).

b. prădătorism

c. hibridizare

Hibridizarea între speciile din genul *Magallana* (*Crassostrea*) este destul de bine studiată și este cunoscut faptul că *M. gigas* poate hibridiza cu alte câteva specii din același gen (Gaffney și Allen, 1993; NAS, 2004). În America de Nord este prezent fenomenul de hibridizare între *M. gigas* și *Crassostrea virginica*, dar foarte puține exemplare hibride ajung la maturitate (Gollasch și Minchin, 2009). Hibrizii dintre *M. ariakensis* și *M. gigas* sunt viabili (*M. ariakensis* a fost cultivată în sudul Chinei și Japonia de peste 300 de ani) (NAS, 2004). În Japonia sunt prezente mai multe morfotipuri (varietăți) ale speciei *M. gigas*, așadar se poate trage concluzia că s-a produs deja o serie de hibridizări de-a lungul a zeci de ani de introduceri și transferuri de material pentru maricultură. Ca urmare a lipsei unui plan de management pentru indivizii reproducători, în statul Washington (SUA), în perioada 1960-1990 s-au produs hibridizări între *M. gigas* și *M. sikamea*, urmările acestui fenomen fiind reprezentate de scăderea diversității genetice a populațiilor. În plus, acest proces a fost cel mai probabil subestimat datorită plasticității stridiilor, precum și datorită absenței unor markeri genetici potriviți pentru astfel de studii Două alele rare ale unui marker ADN microsatelit au fost descoperite în populațiile stridiei de Pacific din Noua Zeelandă; anterior acestui studiu, aceste alele fuseseră raportate doar la specia *Saccostrea glomerata*. În mod similar, prezența unui fenomen de hibridizare naturală a fost demonstrat între populații diferențiate genetic de *M. gigas* și *M. angulata* (Huvet *și colab.*, 2004). Populațiile de *M. angulata* din Portugalia sunt amenințate prin dezvoltarea mariculturii și transferurile extensive de indivizi de *M. gigas* (Huvet *și colab.*, 2000). Coexistența *M. gigas* cu *Ostrea edulis*, specia nativă în Europa, în Marea Wadden ridică îngrijorări cu privire la apariția de hibrizi și a unei posibile introgresii. Cu toate acestea, hibrizi între cele două specii nu au fost încă observați (Nehring, 2011).

d. transmiterea de boli speciilor native

M. gigas este gazdă pentru numeroase specii dăunătoare și parazite, inclusiv pentru *Haplosporidium nelsoni*, agentul patogen al MXS (Multinucleate Sphere Unknown X sau haplosporidioză), boală care conduce la reducerea fecundității stridiilor. Indivizii de *M. gigas* sunt purtători ai acestui protist care a afectat puternic populațiile native de *C. virginica* din SUA (Day *și colab.*, 2000).

e. parazitism

Nu este cazul.

f. toxicitate

Nu este cazul.

g. bio-fouling (sau alt impact fizic direct, exceptând relațiile trofice)

Specia participa la formarea asociatiilor bentale si se poate fixa pe orice fel de substrat imersat. In Romania a fost semnalata din portul Constanta Sud – Agigea de pe structuri submerse imersate (Krapal și colab., 2019).

h. ierbivorie

Nu este cazul.

i. impact chimic asupra ecosistemelor

Nu este cazul.

j. impact fizic asupra ecosistemelor

M. gigas este considerată, alături de toate celelalte specii de stridii, un adevărat inginer al ecosistemelor. Aceste specii pot modifica ecosistemele prin modificarea sau crearea de noi substraturi, oferind noi habitate, influențând dinamica curenților locali, prin urmare și pe cea a nutrienților și a sedimentelor (Ruesink *și colab.*, 2005; Padilla, 2010). Atât efecte pozitive, cât și negative au fost observate în urma modificărilor habitatelor ca urmare a dezvoltării recifelor de *M. gigas,* cum ar fi, spre exemplu, creșterea în volum a habitatelor și dezvoltarea de zone care oferă protecție (similar procesului de construire a recifelor artificiale), în schimb, acumularea de particule fine poate afecta structura comunităților bentice (Jones *și colab.*, 1997; Gutiérrez *și colab.*, 2003).

k. impact asupra structurii ecosistemelor

Prezenta speciei *Maggalana gigas* in habitate native altereaza structura taxonomica a habitatelor. Interacțiunea dintre *M.* gigas și speciile native din ecosisteme locale a fost analizată până acum în mai multe studii cu rezultate contradictorii, în funcție de habitat, comunitățile de specii native și condițiile climatice (Ruesink *și colab.*, 2005; Padilla, 2010; Troost, 2010). În estuarul Oosterchelde (Țările de Jos) a fost observată o creștere a biodiversității comunităților asociate cu recifele de *M. gigas* (van Broekhoven, 2005). Studii pe termen scurt nu au evidențiat discrepanțe în ceea ce privește structura comunităților

asociate coloniilor de stridii native *Ostrea edulis* comparativ cu cele asociate coloniilor de stridii alogene *M. gigas* (Zwerschke *și colab.*, 2016). În schimb, alte studii realizate pe o perioadă mai lungă de timp asupra coloniilor simpatrice de *O. edulis* și *M. gigas* au observat diferențe semnificative între epibiota asociată celor două tipuri de recife (Guy *și colab.*, 2018). În cazul populațiilor alogene de *M. gigas* stabilite în Strâmtoarea Georgia (Canada), specia a ocupat o nișă ecologică disponibilă la momentul introducerii ceea ce a adus avantaje speciilor native de crustacee ciripede prin mărirea suprafeței habitatului favorabil (Ruesink *și colab.*, 2005).

l. impact indirect (prin interacțiunea cu alte specii)

Se pare că alga marină *Sargassum muticum* a fost introdusă în Europa o dată cu stocurile de *M. gigas* şi a înlocuit algele native din ecosistemele locale (Wolff și Reise, 2002). De asemenea, specii comensale precum *Polydora* sp. pot fi transferate concomitent cu stocurile de *M. gigas* şi apoi pot coloniza alte specii de moluşte (Leppäkoski *și colab.*, 2002).

3. Alte informații relevante

M. gigas reprezintă şi o sursă importantă de hrană pentru om și este cultivată intens la nivel global (Ruesink *și colab.*, 2005). În unele regiuni, reproducerea naturală necontrolată a condus la expansiunea semnificativă a speciei (Kater și Baars, 2004).

În ceea ce priveşte siguranţa umană, *M. gigas* reprezintă o adevărată problemă prin faptul că valvele ascuţite pot produce răni. Astfel, în Ţările de Jos specia face dificilă utilizarea estuarului Oosterschelde în scopuri recreative (Wolff și Reise, 2002).

La litoralul românesc al Mării Negre specia a scăpat din cultura și în prezent a stabilit populații mici în zona portului Constanța Sud – Agigea (Krapal și colab., 2019).

Bibliografie

Day, J. M., Franklin, D. E. și Brown, B. L. (2000) 'Use of competitive PCR to detect și quantify *Haplosporidium nelsoni* infection (MSX disease) in the eastern oyster (*Crassostrea virginica*)', *Marine Biotechnology*, 2(5), pp. 456–465. doi: 10.1007/s101260000021.

Diederich, S. (2006) 'High survival și growth rates of introduced Pacific oysters may cause

restrictions on habitat use by native mussels in the Wadden Sea', *Journal of Experimental Marine Biology și Ecology*, 328(2), pp. 211–227.

Gaffney, P. M. și Allen, S. K. (1993) 'Hybridization among *Crassostrea* species: a review', *Aquaculture*, 116(1), pp. 1–13. doi: https://doi.org/10.1016/0044-8486(93)90217-M.

Gollasch, S. și Minchin, D. (2009) 'Crassostrea *gigas* (Thunberg), Pacific (giant) oyster (Ostreidae, Mollusca)', in *DAISIE - Handbook of Alien Species in Europe*. Springer Netherlands, p. 279. doi: 10.1007/978-1-4020-8280-1.

Gutiérrez, J. L. *și colab.* (2003) 'Mollusks as ecosystem engineers: the role of shell production in aquatic habitats', *Oikos*, 101(1), pp. 79–90. doi: https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2003.12322.x.

Guy, C. *și colab.* (2018) 'The world is their oyster: Differences in epibiota on sympatric populations of native Ostrea edulis și non-native *Crassostrea gigas* (*Magallana gigas*) oysters', *Journal of Sea Research*, 140, pp. 52–58.

Huvet, A. *și colab.* (2000) 'Mitochondrial și nuclear DNA phylogeography of *Crassostrea angulata*, the Portuguese oyster endangered in Europe', *Conservation Genetics*, 1(3), pp. 251–262.

Huvet, A. *și colab.* (2004) 'Natural hybridization between genetically differentiated populations of *Crassostrea gigas și C. angulata* highlighted by sequence variation in flanking regions of a microsatellite locus', *Marine Ecology Progress Series*, 272, pp. 141–152. doi: 10.3354/meps272141.

Krapal A-M, Ioniță M, Caplan M, Buhaciuc-Ioniță E (2019) Wild Pacific oyster Magallana gigas (Thunberg, 1793) populations in Romanian Black Sea waters – friend or foe? Travaux du Muséum National d'Histoire Naturelle "Grigore Antipa" 62(2): 175-183. https://doi.org/10.3897/travaux.62.e49074

Jones, C. G., Lawton, J. H. și Shachak, M. (1997) 'Positive și negative effects of organisms as physical ecosystem engineers', *Ecology*, 78(7), pp. 1946–1957. doi: https://doi.org/10.1890/0012-9658(1997)078[1946:PANEOO]2.0.CO;2.

Kater, B. și Baars, J. M. D. D. (2004) 'The potential of aerial photography for estimating surface areas of intertidal Pacific oyster beds (*Crassostrea gigas*)', *Journal of Shellfish Research*, 23(3), pp. 773–779.

Leppäkoski, E., Gollasch, S. și Olenin, S. (2002) *Invasive aquatic* species *of Europe. Distribution, impacts și management*. Netherlands: Kluwer Academic Publishers.

NAS (2004) *Non native oysters in Chesapeake Bay*.

Nehring, S. (2011) *NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – Crassostrea gigas, Online Database of the European Network on Invasive Alien Species* - NOBANIS. Available at: www.nobanis.org (Accessed: 22 May 2021).

Padilla, D. K. (2010) 'Context-dependent impacts of a non-native ecosystem engineer, the Pacific oyster *Crassostrea gigas*', *Integrative și Comparative Biology*, 50(2), pp. 213–225.

Reise, K. (1998) 'Pacific oysters invade mussel beds in the European Wadden Sea', *Senckenbergiana maritima*, 28, pp. 167–175.

Reise, K. *și colab.* (2017) 'Invasion trajectory of Pacific oysters in the northern Wadden Sea', *Marine Biology*, 164, p. 68. doi: https://doi.org/10.1007/s00227-017-3104-2.

Ruesink, J. L. *și colab.* (2005) 'Introduction of non-native oysters: Ecosystem effects și restoration implications', *Annual Review of Ecology, Evolution, și Systematics*, 36, pp. 643–689.

Troost, K. (2010) 'Causes și effects of a highly successful marine invasion: Case-study of the introduced Pacific oyster *Crassostrea gigas* in continental NW European estuaries', *Journal of Sea Research*, 64(3), pp. 145–165.

van Broekhoven, W. (2005) *Microfaunal diversity on beds of the Pacific oyster (Crassostrea gigas) in the Oosterschelde estuary*. University of Groningen.

Wolff, W. J. și Reise, K. (2002) 'Oyster imports as a vector for the introduction of alien species into northern și western European coastal waters', in Lepakoski, E., Gollasch, S., și Olenin, S. (eds) *Invasive aquatic species of Europe. Distribution, impacts și management*. Springer Science+Business Media, B.V., pp. 193–205.

Zwerschke, N. *și colab.* (2016) 'Benthic assemblages associated with native și non-native oysters are similar', *Marine Pollution Bulletin*, 111(1–2), pp. 305–310.

Autor fișă: Krapal Ana-Maria

Mya arenaria

1. **Descriere specie**

Denumire științifică *(cf.* GBIF*)*: *Mya arenaria* Linnaeus, 1758

Încadrare taxonomică *(Increngatura/clasa/ordin)*: Mollusca, Bivalvia, Myoida

Habitat *(terestru, marin, dulcicol)*: marin

2. **Documentare impact:** Impact documentat la nivelul Europei și în România, la noi în tara relevante fiind studiile publicate de Gomoiu, intre 1970 si 2010.

a. **competiție**

După prima semnalare la litoralul românesc al Mării Negre (Gomoiu, Porumb, 1969), *M. arenaria* a devenit una dintre principalele componente ale biomasei, depăşind toate speciile de bivalve native. Astfel, populaţiile de *M. arenaria* le-au înlocuit pe cele de *Lentidium mediterraneum*, specia dominantă la litoralul românesc la acea vreme (Gomoiu, 1981b, Gomoiu, Petran, 1973). Competitia dintre cele doua specii a fost documentata in zona litorala romaneasca de catre studii efectuate de Gomoiu, in cadrul unui program de monitorizare a speciei invazive. In urma studiului (Gomoiu 1976) s-a aratat ca populaţiile de *Corbula*, care formau (înainte de pătrunderea lui *Mya arenaria* în Marea Neagră) si aveau o medie de 25.000 exemplare /m^{-2} şi 170 $g.m^{-2}$, au devenit foarte rare; stocurile de *Corbula* şi aria ocupată de această specie în dreptul litoralului românesc, estimate înainte la 112000 t / 650 km^2, au scăzut în mod neregulat din 1970 pana in 1976 (470-4500 t / circa 475 km^2) în timpul consolidării populaţiilor de *Mya*. Scăderea numerica a populaţiilor de *Lentidium* şi a zonelor ocupate de această specie la litoralul românesc a reprezentat rezultatul competitiei directe cu *Mya arenaria*, ale cărei populaţii au înlocuit populaţiile autohtone de *Lentidium* prin competiţie ecologică. Este de asemenea clar că *Lentidium* nu a pierdut numai competiţia spaţială; *Mya arenaria*, o specie mult mai mare care se îngroapă adânc în sediment, filtrează toate particulele aflate în suspensie în meroplancton, inclusiv larve de *Corbula*. Specia dovedeste o capacitate competitiva ridicata si fata de alte specii native din habitatele favorabile, mai ales in conditii de eutrofizare. In zona litorala romaneasca a Marii Negre, *Mya arenaria* a devenit specie dominantă în asociatia bentală de pe fundurile nisipoase de la nord de Constanta intre 1 si 40 m adancime (Gomoiu, 1981a, Skolka, Gomoiu, 2004),

producand modificari majore in aociatiile de nevertebrate bentale de pe fundurile nisipoase (Gomoiu, 1981a, Gomoiu, 1981c, Gomoiu, 1981d, Gomoiu, 1983). Cu toate ca *Mya arenaria* este o specie filtratoare, hranindu-se cu fitoplancton, in timpul filtrarii este capabila sa absoarba prin sifon larvele altor specii, cum este cazul speciei *Lentidium mediterraneum*. In urma filtrarii, larvele de *Lentidium* nu supravietuiesc (Skolka, Gomoiu, 2004).

b. **prădătorism**

Nu este cazul.

c. **hibridizare**

Nu este cazul.

d. **transmiterea de boli speciilor native**

Nu este cazul.

e. **parazitism**

Nu este cazul.

f. **toxicitate**

Nu este cazul.

g. **bio-fouling (sau alt impact fizic direct, exceptând relațiile trofice)**

Nu este cazul.

h. **ierbivorie**

Specie filtratoare activa, consumand fitoplancton, microzooplancton, detritus su substanta organica dizolvata in masa apei si chiar diatomee bentale. *Mya arenaria*, prin populatiile mari pe care le dezvolta, prezintă o capacitate foarte ridicată de filtrare a fitoplanctonului din masa apei, ceea ce în fiordul Ringkøbing a dus la scăderea cu 17% a concentraţiei de clorofilă (Petersen *și colab.*, 2008).

i. **impact chimic asupra ecosistemelor**

Capacitatea mare de filtrare permite bioacumularea elementelor chimice din apa de mare, ca in cazul tuturor speciilor de bivalve. O analiza aprofundata a modului in care molustele din zona litoralului romanesc al Marii Negre bioacumuleaza metale grele in hepatopancreas si cochilie a aratat ca *Mya arenaria* poate acumula cupru, nichel, crom, plumb si cadmiu (Oros, Gomoiu, 2010). De asemenea, analiza sedimentelor din jurul sifonului acestei specii a demonstrat cresterea proceselor de nitrificare in nisipul din jurul

sifonului, intensificarea reducerii sulfului, iar prezenta unor sedimente mai oxigenate in jurul conchiliei sugereaza un transfer al oxigenului din corpul bivalvei in sediment (Foster, Zettler, 2004).

j. **impact fizic asupra ecosistemelor**

Datorita taliei mari si a capacitatii de a se ingropa in sediment scotand la suprafata doar sifonul putereni, *Mya* arenaria are capacitatea de a produce modificari atat in ce priveste structura sedimentelor cat si in ce priveste coloana de apa situata deasupra.

Studii desfasurate pe in Germania, pe o lungime de aproape 100 km a tarmului sudic al Marii Baltice demonstreaza modul in care *Mya arenaria* interactioneaza cu sedimentele si cu coloana de apa (Foster, Zetter, 2004). Analiza a demonstrat ca populatiile de *Mya* interactioneaza in mod activ cu sedimentele si cu masa apei, iar capacitatea de filtrare este influentata de temperatura, salinitate si marimea exemplarelor (Møhlenberg, Riisgård, 1978, Riisgård, Seerup, 2003).

Mya arenaria, prin faptul ca se afunda in nisip pana la circa 15 cm adancime si scoate la suprafata sifoanele genereaza un fenomen de bioturbare care modifica structura sedimentelor nisipoase (Gomoiu 1976) si care duce la schimbarea biotei din habitatul respectiv. Din aceste motiv *Mya* poate fi inclusa in categoria speciilor care demonstreaza bioinginerie, producand modificarea structuri fizice a habitatului.

Acumularea cochiliilor de *Mya arenaria* duce la formarea de depozite semnificative (Strasser, 1998), care pot persista timp de peste 100 de ani, modificând compoziţia substratului şi formând habitate pentru alte specii (Palacios și colab.., 2000).

k. **impact asupra structurii ecosistemelor**

Ca specie dominantă, *M. arenaria* produce modificări în structura şi funcţia comunităţilor bentice pe care le invadează. Efectele asupra ecosistemelor sunt variate (scăderea populaţiilor de bivalve native, schimbări în compoziţia substratului etc).

Stabilirea speciei *M. arenaria* la litoralul românesc al Mării Negre a dus la fragmentarea biocenozelor identificate anterior, precum şi la simplificarea structurii comunităţilor bentale la nivelul macrobentosului reprezentat de moluşte (Skolka, Gomoiu, 2004).

In mările din nordul Europei s-a evidentiat de asemenea modul în care *Mya arenaria* a

produs modificarea structurii ecosistemelor marine. Spre exemplu, o dată cu intrarea sa în fiordul Ringkøbing (Danemarca), *M. arenaria* a condus la modificarea bruscă a ecosistemului (Petersen *și colab.*, 2008). Foarte posibil ca acelaşi fenomen să se fi petrecut şi în Limfjord unde specia *Mya truncata* a fost înlocuită de *M. arenaria* ca urmare a dispariţiei plantelor marine din genul *Zostera* (Christiansen și colab., 2006). În marea Baltică a fost observată o scădere a biomasei de *Macoma baltica* în zonele în care *M. arenaria* este abundentă (Obolewski, Piesik, 2005).

l. **impact indirect (prin interacțiunea cu alte specii)**

Mya arenaria a dovedit capacitatea de a interactiona cu alte specii de bivalve si nu numai. In Marea Neagră, in urma interactiunii indirecte cu alte specii psamofile – *Lentidium mediterraneum, Cerastoderma edule, Chione gallina* etc – *Mya arenaria* a reușit să s e impună în asociatiile bentale respective (Gomoiu, 1981a, Gomoiu, 1981b, Gomoiu, 1981c, Gomoiu, 1981d, Gomoiu, 1983). Pot fi enumerate peste 40 de specii bentale de nevertebrate ale caror populatii au suferit un impact direct dupa stabilizarea populatiilor de *Mya arenaria* in zona fundurilor nisipoase de la litoralul românesc. Astfel , dupa patrunderea lui *Mya arenaria asociațiile* de organisme bentale de pe fundurile puţin adânci au fost mult mai reduse comparativ cu anii 1950 (Tigănuş, Dumitrache 1991-1992). Din cele 48 de specii înregistrate în anii 1960, 32 de specii nu au mai fost regăsite de loc în perioada de după 1980 (dintre acestea - *Podocoryne carnea, Nereis diversicolor, Heteromastus filiformis, Abra nitida milaschewichi, Spisula subtruncata, Nassarius reticulatus, Cyclope neritea, Pseudoparamysis pontica, Bathyporeia guilliamsoniana, Cardiophylus baeri, Crangon crangon, Diogenes pugilator* etc.); de asemenea, au apărut 16 specii noi (ca *Phyllodoce maculata, Polydora limicola, Capitella capitata, Anadara kagoshimensis (Scapharca inaequivalvis),* ș.a.). Acest exemplu a schimbărilor în populaţiile de organisme bentale demonstreaza rolul interactiunii cu *Mya arenaria* (Skolka, Gomoiu, 2004).

In Limfjord *Mya truncata* a fost înlocuită de *M. arenaria* ca urmare a dispariţiei plantelor marine din genul *Zostera* (Christiansen și colab., 2006). În marea Baltică a fost observată o scădere a biomasei de *Macoma baltica* în zonele în care *M. arenaria* este abundentă (Obolewski, Piesik, 2005).

3. **Alte informații relevante**

Specia prezintă interes economic ridicat în arealul nativ, fiind recoltată pe coastele atlantice ale Americii de Nord începând de la jumătatea secolului al XIX-lea. Carnea acestei scoici este apreciată şi consumată frecvent, proaspătă sau conservată, de către locuitorii porturilor. Cele mai cunoscute arii de recoltare din America de Nord sunt reprezentate de New England şi Chesapeake Bay (Congleton *şi colab.*, 2006). Carnea mai este utilizată de către pescari drept momeală pentru cod (Abraham, Dillon, 1986).

M. arenaria este utilizată ca specie indicator în unele ţări baltice, precum şi în aria sa nativă, în special datorită dimensiunilor sale (adulţii pot atinge 10 cm), longevităţii (maxim 28 de ani) şi uşurinţei cu care poate fi identificată (Foster și colab., 1987; Yang și colab., 2006; Strasser și colab., 2008).

Bibliografie

Abraham, B. J. and Dillon, P. L. (1986) *Softshell Clam. Species Profiles: Life Histories and Environmental Requirements of Coastal Fishes and Invertebrates (Mid-Atlantic)*.

Congleton, W. R. *şi colab.* (2006) 'Trends in Maine softshell clam landings', *Journal of Shellfish Research*, 25(2), pp. 475–480. doi: 10.2983/0730-8000(2006)25[475:TIMSCL]2.0.CO;2.

Forster S, Zettler M. L., 2004 - The capacity of the filter-feeding bivalve *Mya arenaria* L. to affect water transport in sandy beds. Marine Biology (2004) 144: 1183–1189DOI 10.1007/s00227-003-1278-2

Foster, G. D., Baksi, S. M. and Means, J. C. (1987) 'Bioaccumulation of trace organic contaminants from sediment by baltic clams (Macoma balthica) and soft-shell clams (Mya arenaria)', *Environmental Toxicology and Chemistry*, 6(12), pp. 969–976. doi: https://doi.org/10.1002/etc.5620061209.

Gomoiu, M. T., Petran, A. (1973) 'Les conséquences de l'installation du bivalve *Mya arenaria* (L.) dans la biocénose des sables fins à *Corbula mediterranea* (COSTA) du littoral Roumaine de la mer Noire', Rapports et procès-verbaux de la Commission internationale pour l'étude scientifique de la Mer Méditerranée, 22(4), pp. 91–92.

Gomoiu M.-T., Porumb I., 1969 - *Mya arenaria* L. a bivalve recently penetrated into the

Black Sea. Rev. Roum. Biol., Serie Zool. Ed. Acad. Bucuresti 14 (3): 199 – 202

Gomoiu M.-T., 1976 – Studii ecologice asupra molustelor psamobionte de la litoralul românesc al Mării Negre/Ecological studies on the psammobiotic molluscs from the Romanian Black Sea littoral. In Ecologie Marină, Vol. 5: 173-349, Editura Acad.R.S.Romania.Bucuresti,

Gomoiu M.-T., 1981a - Distribution of *Mya arenaria* L. populations in the Western part of the Black Sea. Cercetari marine, IRCM, 14: 145-158

Gomoiu M.-T., 1981b - Etat actuel des populations du bivalve *Corbula mediterranea* Costa du littoral roumain de la mer Noire. Rapp.Comm.int. Mer Medit., 27, 2: 141-142

Gomoiu M.-T., 1981c - Quelques données sur les populations du bivalve *Mya arenaria* L. du littoral roumain de la mer Noire. Rapp.Comm.int.Mer Medit., 27, 2: 143-144

Gomoiu M.-T., 1981d - Some problems concerning actual ecological changes in the Black Sea. Cerc. Marine / Rech. Marines, IRCM Constanta, 14: 109-127.

Gomoiu M.-T., 1983 - The role of *Mya arenaria* populations in coastal sedimentary processes. Cercetari marine - Recherches marines, IRCM, Constantza, 16: 7-24

Møhlenberg Flemming, Riisgård Hans Ulrik, 1978 Efficiency of particle retention in 13 species of suspension feeding bivalves, Ophelia 17(2):239-246, DOI: 10.1080/00785326.1978.10425487

Obolewski, K. and Piesik, Z. (2005) '*Mya arenaria* (L.) in the Polish Baltic Sea coast (Kołobrzeg – Władysławowo)', *Baltic Coastal Zone*, 9, pp. 13–27. Available at: https://bcz.apsl.edu.pl/index.php/1/article/view/197.

Oros Andra, Gomoiu M.-T., 2010 - Comparative data on the accumulation of five heavy metals (cadmium, chromium, copper, nickel, lead) in some marine species (molluscs, fish) from the Romanian sector of the Black Sea. Cercetari Marine, 39: 89-108.

Palacios, R., Armstrong, D. A. and Orensanz, J. (lobo) (2000) 'Fate and legacy of an invasion: extinct and extant populations of the soft-shell clam (*Mya arenaria*) in Grays Harbor (Washington)', *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 10(4): 279–303. doi: https://doi.org/10.1002/1099-0755(200007/08)10:4<279::AID-AQC412>3.0.CO;2-I.

Petersen, J. K. *și colab.* (2008) 'Regime shift in a coastal marine ecosystem', *Ecological*

Applications, 18(2): 497–510. doi: https://doi.org/10.1890/07-0752.1.

Riisgård Hans Ulrik, Seerup Dorthe F, 2003 Filtration rates in the soft clam *Mya arenaria*: Effects of temperature and body size, Sarsia North Atlantic Marine Science 88(6):416-428 DOI: 10.1080/00364820310003208

Skolka, M., Gomoiu, M.-T. (2004) Specii invazive în Marea Neagră. Impactul ecologic al pătrunderii de noi specii în ecosistemele acvatice. Constanța: Ovidius University Press.

Strasser, C., Mullineaux, L. and Thorrold, S. (2008) 'Temperature and salinity effects on elemental uptake in the shells of larval and juvenile softshell clams *Mya arenaria*', *Marine Ecology-progress Series - MAR ECOL-PROGR SER*, 370, pp. 155–169. doi: 10.3354/meps07658.

Strasser, M. (1998) '*Mya arenaria* — an ancient invader of the North Sea coast', *Helgoländer Meeresuntersuchungen*, 52(3), pp. 309–324. doi: 10.1007/BF02908905.

Tigănuş V., Dumitrache C., 1991-1992 - Structure actuelle du zoobenthos de la zone de faible profondeur devant les embouchures du Danube. Cercetări Marine - Recherches Marines, IRCM Constantza, 24-25: 125-132

Yang, R., Zhou, Q. and Jiang, G. (2006) 'Butyltin accumulation in the marine clam *Mya arenaria*: An evaluation of its suitability for monitoring butyltin pollution', *Chemosphere*, 63(1), pp. 1–8. doi: https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.07.074.

Autori fișă: Krapal Ana-Maria

Palaemon macrodactylus

1. **Descriere specie**

Denumire științifică *(cf.* GBIF*)*: *Palaemon macrodactylus* Rathbun, 1902

Încadrare taxonomică *(Încrengătură/clasă/ordin)*: Decapoda, Malacostraca, Palaemonidae

Habitat *(terestru, marin, dulcicol)*: marin

2. **Documentare impact:** impact documentat pentru Europa, nu și pentru România.

a. **competiție**

În SUA există îngrijorare cu privire populaţiile speciilor native de *Crangon* spp. (de ex. *C. franciscorum*) (Siegfried, 1980). O serie de studii au observat faptul că *P. macrodactylus* ocupă de obicei nişe ecologice diferite faţă de speciile native din SUA (Newman, 1963; Carlton, 1979), dar ulterior s-a demonstrat că există o suprapunere a dietei speciilor respective (Sitts and Knight, 1979; Siegfried, 1982). În Marea Britanie, specia *Palaemon longirostrum* este ameninţată datorită competiţiei cu *P. macrodactylus* (Chadd and Extence, 2004). Deşi ocupă acelaşi nivel trofic, în estuarul Guadalquivir (Spania) a fost observat faptul că *P. macrodactylus* a ocupat o nişă slab utilizată de nativul *P. logirostrum*, însă acest lucru nu exclude posibilitatea ca specia alogenă să îşi extindă teritoriul în viitor, mai ales că există o suprapunere a dietelor celor două specii (González-Ortegón *și colab.*, 2010). O situaţie similară celei din Spania a fost observată şi în estuarul Gironde (Franţa) (Béguer *și colab.*, 2011). Interacţiunea de competiţie pentru procurarea hranei a fost studiată la *P. macrodactylus* comparativ cu trei specii native nord americane (*P. pugio*, *P. vulgaris*, *P. intermedius*). Observaţiile au sugerat că specia *P. macrodactylus* prezintă un avantaj prin controlul surselor de hrană datorită unui comportament mai agresiv faţă de celelalte specii (Horvath *și colab.*, 2020).

b. **prădătorism**

Specia este omnivoră dar are regim predominant carnivor, putând manifesta canibalism în condiții de laborator (Ashelby, 2012)

c. **hibridizare**

Nu este cazul.

d. **transmiterea de boli speciilor native**

Nu este cazul.

e. **parazitism**

Nu este cazul.

f. **toxicitate**

Nu este cazul.

g. **bio-fouling (sau alt impact fizic direct, exceptând relațiile trofice)**

Nu este cazul.

h. **ierbivorie**

Nu este cazul.

i. **impact chimic asupra ecosistemelor**

Nu este cazul.

j. **impact fizic asupra ecosistemelor**

Nu este cazul.

k. **impact asupra structurii ecosistemelor**

Este cunoscut faptul că *P. macrodactylus* apare cu precădere în zone cu regim special (spre exemplu, în Marea Britanie a fost observant în rezervaţii ştiinţifice, arii de protecţie specială etc.), dar impactul speciei asupra acestor habitate nu este cunoscut în prezent (Ashelby, 2012).

l. **impact indirect (prin interacțiunea cu alte specii)**

Nu este cazul.

3. **Alte informații relevante**

Nu este cunoscut vreun impact negativ al speciei *P. macrodactylus* asupra economiei, dar este recomandată supravegherea potenţialelor efecte asupra speciilor native exploatate (Ashelby, 2012). Specia este de interes pentru consum, dar prezintă o valoare economică redusă în China, Japonia şi Coreea, unde este colectată mai mult întâmplător, cu alte specii de interes. În California (SUA) specia este folosită ca momeală pentru pescuit (Ashelby, 2012).

Bibliografie

Ashelby, C. (2012) *Datasheet: Palaemon macrodactylus (oriental shrimp), CABI - Invasive Species Compendium*. Available at: https://www.cabi.org/isc/datasheet/109150 (Accessed: 23 May 2021).

Béguer, M. *și colab.* (2011) 'Presence of *Palaemon macrodactylus* in a European estuary: Evidence for a successful invasion of the Gironde (SW France)', *Aquatic Invasions*, 6(3): 401–418. doi: 10.3391/ai.2011.6.3.

Carlton, J. T. (1979) 'Introduced invertebrates of San Francisco Bay', in *San Francisco Bay:*

the urbanized estuary. California, SUA: Pacific Division of the American Association for the Advancement of Science, c/o California Academy of Science San Francisco USA, pp. 427–444.

Chadd, R. and Extence, C. (2004) 'The conservation of freshwater macroinvertebrate populations: a community-based classification scheme', *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 14(6), pp. 597–624. doi: https://doi.org/10.1002/aqc.630.

González-Ortegón, E. *și colab.* (2010) 'Assessment of the interaction between the white shrimp, *Palaemon longirostris*, and the exotic oriental shrimp, *Palaemon macrodactylus*, in a European estuary (SW Spain)', *Biological Invasions*, 12(6), pp. 1731–1745. doi: 10.1007/s10530-009-9585-2.

Horvath, T. *și colab.* (2020) 'Competitive interaction and foraging speed in the invasive shrimp, *Palaemon macrodactylus*, and three species of native *Palaemon shrimp* in New Jersey Waters', in *Society for Integraty and Comparative Biology - 2020 Annual Meeting*, pp. P2-106.

Newman, W. A. (1963) 'On the Introduction of an Edible Oriental Shrimp (Caridea, Palaemonidae) To San Francisco Bay1)', *Crustaceana*. Leiden, The Netherlands: Brill, 5(2), pp. 119–132. doi: https://doi.org/10.1163/156854063X00390.

Siegfried, C. A. (1982) 'Trophic relations of Crangon franciscorum Stimpson and Palaemon macrodactylus Rathbum: predation on the opossum shrimp, Neomysis mercedis Holmes', *Hydrobiologia*, 89(2), pp. 129–139. doi: 10.1007/BF00006166.

Siegfried, C. A. (1980). Seasonal abundance and distribution of *Crangon franciscorum* and *Palaemon macrodactylus* (Decapoda, Caridea) in the San Francisco Bay-Delta. The Biological Bulletin, 159(1), 177-192.

Sitts, R. M. and Knight, A. W. (1979) 'Predation by the Estuarine Shrimps *Crangon franciscorum* Stimpson and *Palaemon macrodactylus* Rathbun', *Biological Bulletin*. Marine Biological Laboratory, 156(3), pp. 356–368. doi: 10.2307/1540923.

Autori fișă: Krapal Ana-Maria

NEVERTEBRATE DULCICOLE

Corbicula fluminalis

1. **Descriere specie**

Denumire științifică *(cf.* GBIF*)*: *Corbicula fluminalis* (O.F.Müller, 1774)

Încadrare taxonomică *(Încrengătură/clasă/ordin)*: Mollusca/Bivalvia/Venerida

Habitat *(terestru, marin, dulcicol)*: acvatic - dulcicol

2. **Documentare impact:** Impact documentat pentru Europa. Pentru România nu exista date.

a. competiție

Specia poate intra in competitie cu *C. fluminea* specia inrudita. În Europa există populații simpatrice de *C. fluminalis* și *C. fluminea* (Swinnen și colab., 1998; Csányi, 1999; Pfenninger și colab., 2002; Paunovic și colab., 2007; Ciutti și Cappelletti, 2009), cu aceleași cerințe de habitat (Karatayev și colab., 2007) și căi de reproducere similare (Korniushin, 2004).

b. prădătorism

Nu este cazul.

c. hibridizare

Siripattrawan și colab. (2000) au sugerat că toate speciile de apă dulce din genul *Corbicula* ar trebui considerate descendențe clonale. Cu toate acestea, acest lucru nu se aplică la populațiile europene, deoarece aici morfotipurile atribuite *C. fluminea* sunt meiotice și capabile de hibridizare cu *C. fluminalis* (Pfenninger și colab., 2002). Corelația dintre morfologia spermatozoizilor și modul de reproducere a fost caracterizată pentru speciile genului *Corbicula* și anume când sunt prezenți spermatozoizii biflagelați, ei sunt considerați un marker pentru androgeneză și prezența spermatozoizilor monoflagelați, indică reproducerea sexuală (Glaubrecht și colab., 2003; McKone și Halpern, 2003; Ishibashi și colab. , 2003).

d. transmiterea de boli speciilor native

Densitățile mari la care ajung in speciile de Corbiculidae și gama largă de organisme care utilizează bivalvele ca gazdă finală sau secundară sunt într-adevăr responsabile pentru problemele de sănătate din aria sa nativă la oameni și animale (Darrigran, 2002; Sousa și colab., 2008b).

Trematodul *Echinostoma* sp. este cel mai semnalat parazit pentru *Corbicula* sp., detectată pentru prima dată de Bonne (1941). Echinostomiaza este răspândită în Asia de Sud-Est și Extremul Orient (China continentală, Taiwan, India, Coreea, Malaezia, Filipine și Indonezia) (Huffman și Fried, 1990). *Corbicula* este una dintre gazde și unele forme de paraziți provoacă boli severe la om și sunt încă o problemă de sănătate publică în zonele endemice. Transmiterea căii se face prin consumul de scoici crude sau gătite insuficient (Carney și colab., 1980).

e. parazitism

Nu este cazul.

f. toxicitate

Specia *C. fluminalis* poate bioacumula în mod eficient metale grele precum Zn, Cu, Hg sau Cd (Pourang, 1996). Cu toate acestea, o relație clară între obiceiurile de hrănire și bioacumularea Cd, Cu și Zn nu este confirmată în mod clar (Villar și colab., 2001).

g. bio-fouling (sau alt impact fizic direct, exceptând relațiile trofice)

Nu este cazul.

h. ierbivorie

Specie filtratoare, care se hrănește cu bacteriile bentonice, diatomeele și surplusul de materie organică depus chiar de ele. (Reid și colab., 1992; Hakenkamp și Palmer, 1999).

i. impact chimic asupra ecosistemelor

Specia poate provoca prin filtrare modificarea ciclului nutrienților și structura rețelei alimentare care interferează cu stabilitatea comunității (Mattice, 1979; Phelps, 1994a; Crooks, 2002; Karatayev și colab., 2005; 2007; Sousa și colab., 2009).

j. impact fizic asupra ecosistemelor

Valvele de scoici, fie individual, fie agregate în pături dense, modifică microscopic și macroscopic fluxul de apă și infiltrarea în sedimente care afectează transportul particulelor (Gutierrez și colab. 2003). Se preconizează că scoicile izolate vor crește stresul de forfecare

provocând eroziune în zona imediat apropiată aglomerării (adică, la fel ca orice alt obiect rigid care iese din suprafața sedimentului; Eckman și Nowell 1984). Acest lucru poate avea ca rezultat petele bogate în materie organică care apar la o scară de centimetri în jurul patului de scoici care se așteaptă să afecteze distribuția microorganismelor (Pilditch și colab. 1998).

Bivalvele invazive care trăiesc îngropate în sediment pot modifica caracteristicile fizice ale substratului prin prelucrare, influențând procesele și funcțiile ecosistemului, precum și densitatea și performanța altor organisme (Vaughn și Hakenkamp 2001).

k. impact asupra structurii ecosistemelor

Speciile de *Corbicula* sunt ingineri ai ecosistemelor deoarece au impact asupra structurii habitatului, biomineralizării, oxigenării și structurii comunității planctonice/bentonice. Pot modifica ciclul nutrienților și structura rețelei alimentare care interferează cu stabilitatea comunității (Mattice, 1979; Phelps, 1994a; Crooks, 2002; Karatayev și colab., 2005; 2007; Sousa și colab., 2009).

l. impact indirect (prin interacțiunea cu alte specii)

Fecalele și pseudofecalele de *Corbicula* sp. cresc materia organică din sedimente (Vaughn și Hakenkamp 2001) și această situație ar putea oferi hrană suplimentară pentru speciile bentonice (Roditi și colab., 1997). Cu toate acestea, această relație nu a fost observată deoarece *Corbicula* sp. se hrănește cu bacterioplancton și fitoplancton și cu surplusul de materie organică depus chiar de ele. (Reid și colab., 1992; Hakenkamp și Palmer, 1999).

3. Alte informații relevante

Nu este cazul.

Bibliografie

Ciutti F, Cappelletti C, 2009. First record of *Corbicula fluminalis* (Müller, 1774) in Lake Garda (Italy), living in sympatry with *Corbicula fluminea* (Müller, 1774). Journal of Limnology, 68(1):162-165.

Crooks JA, 2002. Characterizing ecosystem-level consequences of biological invasions: the role of ecosystem engineers. Oikos, 97(2):153-166

Csányi B, 1999. Spreading invaders along the Danubian highway: first record of *Corbicula*

fluminea (O.F.Müller 1774) și *C. fluminalis* (O.F. Müller1774) in Hungary (Mollusca, Bivalvia). Folia Historico Naturalia Musei Matraensis, 23:343-345.

Darrigran G, 2002. Potential impact of filter-feeding invaders on temperate inland freshwater environments. Biomedical și Life Sciences, 4(1-2):145-156.

Eckman JE, Nowell ARM (1984) Boundary skin friction și sediment transport about an animal-tube mimic. Sedimentology 31:851–862. doi:10.1111/j.1365-3091.1984. tb00891.x

García ML, Protogino LC, 2005. Invasive freshwater molluscs are consumed by native fishes in South America. Journal of Applied Ichthyology, 21(1):34-38

Glaubrecht M, Rintelen Tvon, Korniushin AV, 2003. Toward a systematic revision of brooding freshwater Corbiculidae in southeast Asia (Bivalvia, Veneroida): on shell morphology, anatomy și molecular phylogenetics of endemic taxa from islands in Indonesia. Malacologia, 45(1):1-40

Gutiérrez JL, Jones CG, Strayer DL, Iribarne OO, 2003. Mollusks as ecosystem engineers: the role of shell production in aquatic habitats. Oikos, 101(1):79-90

Hakenkamp CC, Palmer MA, 1999. Introduced bivalves in freshwater ecosystems: the impact of *Corbicula* on organic matter dynamics in a sandy stream. Oecologia, 119(3):445-451

Ishibashi R, Ookubo K, Aoki M, Utaki M, Komaru A, Kawamura K, 2003. Androgenetic reproduction in a freshwater diploid clam *Corbicula fluminea* (Bivalvia: Corbiculidae). Zoological Science, 20(6):727-732.

Karatayev AY, Padilla DK, Minchin D, Boltovskoy D, Burlakova LE, 2007. Changes in global economies și trade: the potential spread of exotic freshwater bivalves. Biological Invasions, 9(2):161-180.

Korniushin AV, 2004. A revision of some Asian și African freshwater clams assigned to *Corbicula fluminalis* (Müller, 1774) (Mollusca: Bivalvia: Corbiculidae), with a review of anatomical characters și reproductive features based on museum collections. Hydrobiologia, 529(1):255-270

Mattice JS, 1979. Interactions of *Corbicula* sp. with power plants. In: Proceedings of the First International Corbicula Symposium, Fort Worth, USA, 13-15 October 1977 [ed. Britton, J. C.]. Texas, USA: Christian University Research Foundation, 119-138

McKone MJ, Halpern SL, 2003. The evolution of androgenesis. American Naturalist, 161(4):641-656

Paunović M, Csányi B, Knežević S, Simić V, Nenadić D, Jakovčev-Todorović D, Stojanović B, Cakić P, 2007. Distribution of Asian clams *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) și C. fluminalis (Müller, 1774) in Serbia. Aquatic Invasions. 2 (2), 99-106.

Pfenninger M, Reinhardt F, Streit B, 2002. Evidence for cryptic hybridization between different evolutionary lineages of the invasive clam genus *Corbicula* (Veneroida, Bivalvia). Journal of Evolutionary Biology, 15(5):818-829.

Phelps HL, 1994. Potential for *Corbicula* in aquaculture. Journal of Shellfish Research, 13(1):319

Pilditch CA, Emerson CW, Grant J (1998) Effect of scallop shells și sediment grain size on phytoplankton flux to the bed. Continental Shelf Research, 17(15), 1869-1885.

Pourang N, 1996. Heavy metal concentrations in surficial sediments și benthic macroinvertebrates from Anzali wetland, Iran. Hydrobiologia, 331(1-3):53-61

Reid RGB, McMahon RF, Foighil DO, Finnigan R, 1992. Anterior inhalant currents și pedal feeding in bivalves. The Veliger, 35(2):93-104

Roditi HA, Strayer DL, Findlay SEG, 1997. Characteristics of zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) biodeposits in a tidal freshwater estuary. Archiv für Hydrobiologie, 140(2):207-219

Siripattrawan S, Park JK, Foighil DO, 2000. Two lineages of the introduced Asian freshwater clam *Corbicula* occur in North America. Journal of Molluscan Studies, 66(3):423-429

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, 44(2):85-94

Sousa R, Gutiérrez J, Aldridge D, 2009. Non-indigenous invasive bivalves as ecosystem engineers. Biological Invasions, 11(10):2367-2385

Swinnen F, Leynen M, Sablon M, Duvivier L, Vanmaele R, 1998. The Asiatic clam *Corbicula* (Bivalvia: Corbiculidae) in Belgium. Bulletin de L'Institut Royal des Sciences Naturelles de Belgique. Biologie, 68:47-53

Vaughn CC, Hakenkamp CC (2001) The functional role of burrowing bivalves in freshwater

ecosystems. Freshw Biol 46:1431–1446. doi:10.1046/j.1365-2427.2001.00771.x

Villar C, Stripeikis J, Colautti D, DÕ Huicque L, Tudino M, Bonetto C, 2001. Metals contents in two fishes of different feeding behaviour in the Lower Parana River și Rio de la Plata Estuary. Hydrobiologia, 457(1-3):225-233

Autor fișă: Popa Oana Paula

Corbicula fluminea

1. **Descriere specie**

Denumire stiintifica *(cf.* GBIF*)*: *Corbicula fluminea* (O.F.Müller, 1774)

Incadrare taxonomica *(Increngatura/clasa/ordin)*: Mollusca/Bivalvia/Venerida

Habitat *(terestru, marin, dulcicol)*: *acvatic - dulcicol*

2. Documentare impact: Impact documentat pentru Europa. Pentru România nu exista date.

a. competitie

Intra in competitie cu specii de bivalve native si invazive. Scoica asiatică *Corbicula fluminea* este recunoscută drept unul dintre cele mai importante specii invazive din ecosistemele acvatice (McMahon, 2002). În ultimii 80 de ani, speciile din genul *Corbicula* și-au extins arealul de la Asia, Oceania și Africa la ecosistemele americane și europene (Mouthon, 2001a,b; McMahon, 2002). Datorită comportamentului său invaziv este esențială studierea structurii populațiilor din ecosistemele invadate. *C. fluminea,* ca si alte câteva specii de bivalve sunt filtratoare dominante în ecosistemele de apă puțin adâncă și toate sunt specii invazive, cum ar fi *Corbula amurensis, C. gigas, D. polymorpha, L. fortunei,* cu rate de filtrare ridicate (Dame 1996; Strayer și colab. 1999).

Creșteri ale clarității apei au fost observate în mod obișnuit după stabilirea mai multor bivalve invazive (Phelps 1994).

b. Prădătorism

Nu este cazul.

c. hibridizare

Siripattrawan și colab. (2000) au sugerat că toate speciile de apă dulce din genul *Corbicula* ar trebui considerate descendențe clonale. Cu toate acestea, acest lucru nu se aplică la populațiile europene, deoarece aici morfotipurile atribuite *C. fluminea* sunt meiotice și capabile de hibridizare cu *C. fluminalis* (Pfenninger și colab., 2002). Corelația dintre morfologia spermatozoizilor și modul de reproducere a fost caracterizată pentru speciile genului *Corbicula* și anume când sunt prezenți spermatozoizii biflagelați, ei sunt considerați un marker pentru androgeneză și prezența spermatozoizilor monoflagelați, indică reproducerea sexuală (Glaubrecht și colab., 2003; McKone și Halpern, 2003; Ishibashi și colab. , 2003).

d. transmiterea de boli speciilor native

Densitățile mari la care ajung in speciile de Corbiculidae și gama largă de organisme care utilizează bivalvele ca gazdă finală sau secundară sunt într-adevăr responsabile pentru problemele de sănătate din aria sa nativă la oameni și animale (Darrigran, 2002; Sousa și colab., 2008b).

Trematodul *Echinostoma* sp. este cel mai semnalat parazit pentru *Corbicula* sp., detectată pentru prima dată de Bonne (1941). Echinostomiaza este răspândită în Asia de Sud-Est și Extremul Orient (China continentală, Taiwan, India, Coreea, Malaezia, Filipine și Indonezia) (Huffman și Fried, 1990). *Corbicula* este una dintre gazde și unele forme de paraziți provoacă boli severe la om și sunt încă o problemă de sănătate publică în zonele endemice. Transmiterea căii se face prin consumul de scoici crude sau gătite insuficient (Carney și colab., 1980).

e. parazitism

Nu este cazul.

f. toxicitate

García și Protogino (2005) arată că *C. fluminea* este o sursă de hrană pentru pești, care ar putea induce acumularea de metale grele la niveluri trofice superioare.

g. bio-fouling (sau alt impact fizic direct, exceptând relațiile trofice)

Nu este cazul.

h. ierbivorie

Specia filtratoare, se hrănește cu bacterioplancton si fitoplancton.

i. impact chimic asupra ecosistemelor

Datorită abundenței sale, această specie poate juca un rol semnificativ în ciclul nutrienților și în cuplarea bentonică-pelagică, și sunt potențial responsabile de modificări ecologice importante (Sousa și colab., 2008b).

j. impact fizic asupra ecosistemelor

C. fluminea suplimentează hrănirea prin filtrare cu hrănirea cu ajutorul cililor de pe picior cu care strânge particule din sediment ceea ce contribuie la modificarea sedimentelor (Vaughn și Hakenkamp 2001). Toate aceste activități au ca rezultat modificări fizice ale sedimentelor, care includ modificarea granulației sedimentului, conținutului de materie organică, agregării, porozității și capacității de reținere a apei, concentrațiile de oxigen și nutrienți, și alți factori abiotici care controlează ratele proceselor biogeochimice precum și distribuția și supraviețuirea alte organisme (Vaughn și Hakenkamp 2001, Sousa 2009). Prin filtrare, ca si alte specii de bivalve invazive, elimină o gamă largă de tipuri și dimensiuni de particule din coloana de apă, rezultând adesea în scăderea stocurilor de fitoplancton și zooplancton și modificări generale ale structurii comunității planctonice (Caraco și colab. 1997; Pace și colab. 1998; Bastviken și colab. 1998; Strayer și colab. 1999; Thorp și Casper 2002).

Valvele de scoici, fie individual, fie agregate în pături dense, modifică microscopic și macroscopic fluxul de apă și infiltrarea în sedimente care afectează transportul particulelor (Gutierrez și colab. 2003). Se preconizează că scoicile izolate vor crește stresul de forfecare provocând eroziune în zona imediat apropiată aglomerării (adică, la fel ca orice alt obiect rigid care iese din suprafața sedimentului). Acest lucru poate avea ca rezultat petele bogate în materie organică care apar la o scară de centimetri în jurul patului de scoici care se așteaptă să afecteze distribuția microorganismelor și a organismelor mici ce trăiesc in sediment (Pilditch și colab. 1998).

Bivalvele invazive care trăiesc îngropate în sediment pot modifica caracteristicile fizice ale substratului prin prelucrare, influențând procesele și funcțiile ecosistemului, precum și densitatea și performanța altor organisme (Vaughn și Hakenkamp 2001).

k. impact asupra structurii ecosistemelor

Corbicula fluminea domină abundența, biomasa și producția secundară multe

ecosisteme acvatice la nivel mondial. A avut printre cele mai mari valori de producție secundară măsurate vreodată pentru o specie care colonizează un ecosistem de apă dulce, iar această situație poate fi responsabilă pentru schimbările în comunitățile bentice și/sau în funcționarea ecosistemului (Sousa, 2008). Mecanismul din spatele dominanței sale ecologice poate fi o competitivitate mai mare, fie pentru că exploatează mai bine resursele, fie pentru că abundența sa este atât de mare încât interferează cu capacitatea nevertebratelor native de a dobândi resurse (Byers, 2000; Hall și colab., 2006) . În plus, această specie are un ciclu de viață cu strategie reproductivă de tip r (durata scurtă de viață, maturitatea timpurie, creșterea rapidă și fecunditatea ridicată) care poate fi un avantaj în ecosistemele supuse perturbărilor periodice cauzate spre exemplu de secetă. De fapt, în Estuarul Mihno din Portugalia, *C. fluminea* s-a recuperat rapid după impactul cauzat de canicula din 2005, pe când bivalvele native au suferit pierderi însemnate.

C. fluminea este un element fundamental în habitatele in care atinge densități importante, posibil sechestrând o mare parte din carbonul disponibil pentru producția bentonică și modificând funcționarea ecosistemului. Această specie trebuie luată în considerare la modelarea ciclurilor de nutrienți și a fluxului de energie în ecosistemele acvatice invadate.

C. fluminea are una dintre cele mai mari rate de filtrare, comparativ cu speciile native precum sferidele și unionidele (McMahon, 1991). În consecință, unul dintre impacturile majore va fi asupra reducerii comunităților planctonice (Cohen și colab., 1984; Lauritsen, 1986b; Leff și colab., 1990). Comportamentul de hrănire al genului *Corbicula* sp. poate induce efecte largi în ecosistemul invadat prin îmbunătățirea penetrării luminii care crește acoperirea macrofitelor (Phelps, 1994a; Karatayev și colab., 2007). Reprezintă un cuplaj important între procesul bentonic și pelagic, deoarece folosește materie organică atât din coloana de apă, cât și din sedimente (Leff și colab., 1990; Hakenkamp și Palmer, 1999). *Corbicula* influențează macrobentosul în partiționarea azotului și joacă un rol important în producția primară prin reciclarea materialului azotat (Yamamuro și Koike, 1993).

Bioturbarea sedimentelor prin mișcările bivalvelor crește conținutul de apă și oxigen din sedimente, eliberând substanțe nutritive și transferând metale din sediment în coloana de apă (Vaughn și Hakenkamp, 2001; Ciutat și Boudou, 2003).

Fecale și pseudofecalele de *Corbicula* sp. cresc materia organică din sedimente (Vaughn și Hakenkamp 2001) și această situație ar putea oferi hrană suplimentară pentru speciile bentonice (Roditi și colab., 1997). Cu toate acestea, această relație nu a fost observată deoarece *Corbicula* sp. se hrănește cu bacteriile bentonice, diatomeele și surplusul de materie organică depus chiar de ele. (Reid și colab., 1992; Hakenkamp și Palmer, 1999).

Speciile de *Corbicula* sunt ingineri ai ecosistemelor deoarece au impact asupra structurii habitatului, biomineralizării, oxigenării și structurii comunității planctonice/bentonice. Pot modifica ciclul nutrienților și structura rețelei alimentare care interferează cu stabilitatea comunității (Mattice, 1979; Phelps, 1994; Crooks, 2002; Karatayev și colab., 2005; 2007; Sousa și colab., 2009).

Acumularea de scoici moarte (valve) mărește rugozitatea fundului îmbunătățind eterogenitatea față de fundurile moi, care pot oferi protecție speciilor bentonice împotriva eroziunii (Gutiérrez și colab., 2003; Sousa și colab., 2009) . Producția de cochilii la speciile bivalve joacă un rol important în ciclul de CO2 și Ca (Chauvaud și colab., 2003).

l. impact indirect (prin interacțiunea cu alte specii)

García și Protogino (2005) arată că *C. fluminea* este o sursă de hrană pentru pești, care ar putea induce acumularea de metale grele la niveluri trofice superioare. Specia *C. fluminalis* poate bioacumula în mod eficient metale grele precum Zn, Cu, Hg sau Cd (Pourang, 1996). Cu toate acestea, o relație clară între obiceiurile de hrănire și bioacumularea Cd, Cu și Zn nu este confirmată în mod clar (Villar și colab., 2001). Rezistența ridicată a speciei *C. fluminea* la substanțe toxice în comparație cu alte specii poate spori persistența lor și de a exclude taxoni endemici din ecosisteme poluate (Burress și colab., 1976).

Valvele goale, rămase după moartea animalului, persistă în bentos, oferind un habitat adecvat pentru alte specii, în special pe fundurile moi (Gutiérrez și colab., 2003). Exista studii care amintesc de efectele pozitive ale *Corbicula sp.* asupra ecosistemelor precum cel din Lacul Constance, Elveția, unde colonizarea recentă cu *C. fluminea* a sporit proliferarea speciilor tipice de substrat dur pe o suprafață moale-bentonică (de exemplu, Caenis sp. și-a mărit densitatea) (Werner și Rothhaupt, 2007).

În râul Tennessee, SUA, se menționează că *C. fluminea* s-a stabilit cu succes și este considerat de mulți autori ca fiind responsabil pentru declinul speciilor native de unionide

(Williams și colab., 1993). Și în Europa invazia speciei *Corbicula fluminea* amenință speciile native de unionide (Reis, 2003; Geist și Kuehn, 2005).

Vaughn și Spooner (2006), au demonstrat că comunitățile de unionide exclud *Corbicula* sp. Cu toate acestea, un studiu anterior realizat de Clarke (1986) sugerează ca *Corbicula* este capabilă de excluderea competitivă a unionidelor.

Cu toate acestea, *Corbicula* sp. invadează preferențial habitatele în care comunitățile native de scoici sunt deja în declin (Strayer, 1999) și impactul său asupra speciilor native este mult mai slab decât cel al speciei *Dreissena polymorpha* (Strayer, 1999). Supraviețuirea stadiilor larvare de scoici native poate fi afectată de *Corbicula* sp. prin competiție directă pentru hrană, perturbarea sedimentelor și deplasarea speciilor în aval (Strayer, 1999).

O altă situație de luat în considerare implică mortalitatea masivă a speciei *C. fluminea* în perioadele cu apă caldă. Descompunerea scoicilor are în mod clar potențialul de a provoca moartea pentru stadiile juvenile ale unor specii de unionide. În timpul descompunerii, crește excesiv concentrația de amoniac (Cherry și colab., 2005; Cooper și colab., 2005).

3. Alte informații relevante

În SUA, *C. fluminea* este considerată o specie problemă și care a cauzat daune în valoare de milioane de dolari țevilor de admisie utilizate în industria energiei și de adducțiune a apei. De exemplu, cochilii de *Corbicula* spp. în centralele electrice din America de Nord au provocat ocluzia conductelor cu diametru mic (<4 cm), a schimbătorului de căldură/tubului condensatorului, a liniilor de protecție împotriva incendiilor și a filtrelor de curs (McMahon 2000). Costul eliminării acestora din sistemul de țevi este estimat la aproximativ un miliard de dolari SUA în fiecare an. *C. fluminea* în stadiu de juvenil este transportată de curenții de apă în condensatoarele instalațiilor electrice de generare unde se atașează de pereți prin fire de byssus, crescând și obstrucționând în cele din urmă fluxul de apă (Potter și Liden, 1986). Mai multe reactoare nucleare au trebuit să fie închise temporar în SUA pentru îndepărtarea valvelor de *Corbicula* din sistemele de răcire (Isom, 1986).

În Ohio și Tennessee, unde albiile râurilor sunt dragate pentru nisip și pietriș pentru a fi utilizate ca material de agregare în ciment, densitățile ridicate de *C. fluminea* au făcut ca scoicile să se încorporeze în ciment, slăbind structura (Sinclair și Isom, 1961).

Populațiile europene de scoici asiatice nu au provocat până acum niciun impact economic major în instalațiile industriale (Paunovic și colab., 2007). Cu toate acestea, trebuie luate măsuri înainte ca situațiile dificile generate de invazia acestei specii să nu apară.

Bibliografie

Bastviken DTE, Caraco NF, Cole JJ (1998) Experimental measurements of zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) impacts on phytoplankton community composition. Freshw Biol 39:375–386. doi:10.1046/j.1365-2427.1998. 00283.x

Burress RM, Chandler JHJ, Marking LL, 1976. Use of the Asiatic clam, *Corbicula leana* Prime, in toxicity tests. Progressive Fish-Culturist, 38(1):10

Byers, J.E., 2000. Competition between two estuarine snails: implications for invasions of exotic species. Ecology 81, 1225–1239.

Caraco NF, Cole JJ, Raymond PA și colab. (1997) Zebra mussel invasion in a large, turbid river: phytoplankton response to increased grazing. Ecology 78:588–602

Carney WP, Sudomo M, Purnomo, 1980. Echinostomiasis: a disease that disappeared. Tropical and Geographical Medicine, 32(2):101-105

Chauvaud L, Thompson JK, Cloern JE, Thouzeau G, 2003. Clams as CO2 generators: the *Potamocorbula* example in San Francisco Bay. Limnology and Oceanography, 48(6):2086-2092.

Cherry DS, Scheller JL, Cooper NL, Bidwell JR, 2005. Potential effects of Asian clam (*Corbicula fluminea*) die-offs on native freshwater mussels (Unionidae) I: water-column ammonia levels and ammonia toxicity. Journal of the North American Benthological Society, 24(2):369-380

Ciutat A, Boudou A, 2003. A bioturbation effects on cadmium and zinc transfers from a contaminated sediment and on metal bioavailability to benthic bivalves. Environmental Toxicology and Chemistry, 22(7):1574-1581

Ciutti F, Cappelletti C, 2009. First record of *Corbicula fluminalis* (Müller, 1774) in Lake Garda (Italy), living in sympatry with *Corbicula fluminea* (Müller, 1774). Journal of Limnology, 68(1):162-165.

Clarke AH, 1986. Competitive exclusion of Canthyria (Unionidae) by *Corbicula fluminea*

(Müller). Malacology Data Net, 1:3-10

Cohen RRH, Dresler PV, Philips EJP, Cory RL, 1984. The effect of the Asiatic clam, *Corbicula fluminea*, on phytoplankton of the Potomac River, Maryland. Limnology and Oceanography, 29:170-180

Cooper NL, Bidwell JR, Cherry DS, 2005. Potential effects of Asian clam (*Corbicula fluminea*) die-offs on native freshwater mussels (Unionidae) II: Pore-water ammonia. Journal of the North American Benthological Society, 24(2):381-394

Crooks JA, 2002. Characterizing ecosystem-level consequences of biological invasions: the role of ecosystem engineers. Oikos, 97(2):153-166

Csànyi B, 1999. Spreading invaders along the Danubian highway: first record of *Corbicula fluminea* (O.F.Müller 1774) and *C. fluminalis* (O.F.Müller1774) in Hungary (Mollusca, Bivalvia). Folia Historico Naturalia Musei Matraensis, 23:343-345.

Dame RF (1996) Ecology of marine bivalves: an ecosystem approach. CRS Press, New York

Darrigran G, 2002. Potential impact of filter-feeding invaders on temperate inland freshwater environments. Biomedical and Life Sciences, 4(1-2):145-156.

Eckman JE, Nowell ARM (1984) Boundary skin friction and sediment transport about an animal-tube mimic. Sedimentology 31:851–862. doi:10.1111/j.1365-3091.1984. tb00891.x

García ML, Protogino LC, 2005. Invasive freshwater molluscs are consumed by native fishes in South America. Journal of Applied Ichthyology, 21(1):34-38

Geist J, Kuehn R, 2005. Genetic diversity and differentiation of central European freshwater pearl mussel *(Margaritifera margaritifera L)* populations: implications for conservation and management. Molecular Ecology, 14:425-439

Glaubrecht M, Rintelen Tvon, Korniushin AV, 2003. Toward a systematic revision of brooding freshwater Corbiculidae in southeast Asia (Bivalvia, Veneroida): on shell morphology, anatomy and molecular phylogenetics of endemic taxa from islands in Indonesia. Malacologia, 45(1):1-40

Gutiérrez JL, Jones CG, Strayer DL, Iribarne OO, 2003. Mollusks as ecosystem engineers: the role of shell production in aquatic habitats. Oikos, 101(1):79-90

Gutiérrez JL, Jones CG, Strayer DL, Iribarne OO, 2003. Mollusks as ecosystem engineers:

the role of shell production in aquatic habitats. Oikos, 101(1):79-90

Hakenkamp CC, Palmer MA, 1999. Introduced bivalves in freshwater ecosystems: the impact of *Corbicula* on organic matter dynamics in a sandy stream. Oecologia, 119(3):445-451

Hall, R.O., Dybdahl, M.F., Vanderloop, M.C., 2006. Extremely high secondary production of introduced snails in rivers. Ecological Applications 16, 1121–1131.

Ishibashi R, Ookubo K, Aoki M, Utaki M, Komaru A, Kawamura K, 2003. Androgenetic reproduction in a freshwater diploid clam *Corbicula fluminea* (Bivalvia: Corbiculidae). Zoological Science, 20(6):727-732.

Isom BG, 1986. Historical review of Asiatic clam (*Corbicula*) invasion and biofouling of waters and industries in the Americas. American Malacological Bulletin:1-6.

Karatayev AY, Burlakova LE, Padilla DK, 2005. Contrasting distribution and impacts of two freshwater exotic suspension feeders, *Dreissena polymorpha* and *Corbicula fluminea*. In: The Comparative Roles of Suspension Feeders in Ecosystems. NATO Science Series: IV, Earth and Environmental Sciences

Karatayev AY, Padilla DK, Minchin D, Boltovskoy D, Burlakova LE, 2007. Changes in global economies and trade: the potential spread of exotic freshwater bivalves. Biological Invasions, 9(2):161-180.

Korniushin AV, 2004. A revision of some Asian and African freshwater clams assigned to *Corbicula fluminalis* (Müller, 1774) (Mollusca: Bivalvia: Corbiculidae), with a review of anatomical characters and reproductive features based on museum collections. Hydrobiologia, 529(1):255-270

Lauritsen DD, 1986. Filter-feeding in *Corbicula fluminea* and its effect on seston removal. Journal of the North American Benthological Society, 5(3):165-172

Leff LG, Burch JL, McArthur JA, 1990. Spatial distribution, seston removal, and potential competitive interactions of the bivalves *Corbicula fluminea* and *Elliptio complanata* in a coastal plain stream. Freshwater Biology, 24(2):409-416

Mattice JS, 1979. Interactions of *Corbicula* sp. with power plants. In: Proceedings of the First International Corbicula Symposium, Fort Worth, USA, 13-15 October 1977 [ed. by Britton, J. C.]. Texas, USA: Christian University Research Foundation, 119-138

McKone MJ, Halpern SL, 2003. The evolution of androgenesis. American Naturalist,

161(4):641-656

McMahon RF, 1991. Ecology and classification of North American freshwater invertebrates. In: Mollusca: Bivalvia [ed. by Thorp, J. H.\Covish, A. P.]. New York, USA: Academic Press, 315-399

McMahon RF, 2000. Invasive characteristics of the freshwater bivalve *Corbicula fluminea*. In: Nonindigenous Freshwater Organisms: Vectors, Biology and Impacts [ed. by Claudi, R.\Leach, J.]. Boca Raton, USA: Lewis Publishers, 315-343

McMahon, R.F., 2002. Evolutionary and physiological adaptations of aquatic invasive animals: r selection versus resistance. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 59, 1235–1244.

Mouthon, J., 2001a. Life cycle and population dynamics of the Asian clam *Corbicula fluminea* (Bivalvia: Corbiculidae) in the Saone River at Lyon (France). Hydrobiologia 452, 109–119.

Mouthon, J., 2001b. Life cycle and population dynamics of the Asian clam *Corbicula fluminea* (Bivalvia: Corbiculidae) in the Rhone River at Creys-Malville (France). Archiv fur Hydrobiologie 151, 571–589

Pace ML, Findlay SEG, Fischer D 1998. Effects of an invasive bivalve on the zooplankton community of the Hudson River. Freshw Biol 39:103–116. doi:10.1046/j.1365-2427.1998.00266.x

Paunović M, Csányi B, Knežević S, Simić V, Nenadić D, Jakovčev-Todorović D, Stojanović B, Cakić P, 2007. Distribution of Asian clams *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) and *C. fluminalis* (Müller, 1774) in Serbia. Aquatic Invasions. 2 (2), 99-106.

Pfenninger M, Reinhardt F, Streit B, 2002. Evidence for cryptic hybridization between different evolutionary lineages of the invasive clam genus *Corbicula* (Veneroida, Bivalvia). Journal of Evolutionary Biology, 15(5):818-829.

Phelps HL, 1994. Potential for *Corbicula* in aquaculture. Journal of Shellfish Research, 13(1):319

Pilditch CA, Emerson CW, Grant J 1998. Effect of scallop shells and sediment grain size on phytoplankton flux to the bed. Cont Shelf Res

Potter JM, Liden LH, 1986. *Corbicula* control at the Potomac River Steam Electric Station,

Alexandria, Virginia. In: Proceedings of the Second International Corbicula Symposium. Little Rock, USA, 21-24 June 1983

Pourang N, 1996. Heavy metal concentrations in surficial sediments and benthic macroinvertebrates from Anzali wetland, Iran. Hydrobiologia, 331(1-3):53-61

Reid RGB, McMahon RF, Foighil DO, Finnigan R, 1992. Anterior inhalant currents and pedal feeding in bivalves. The Veliger, 35(2):93-104

Reis J, 2003. The freshwater pearl mussel [*Margaritifera margaritifera* (L)] (Bivalvia, Unionoida) rediscovered in Portugal and threats to its survival. Biological Conservation, 114(3):447-452

Roditi HA, Strayer DL, Findlay SEG, 1997. Characteristics of zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) biodeposits in a tidal freshwater estuary. Archiv für Hydrobiologie, 140(2):207-219

Sinclair RM, Isom BG, 1961. A preliminary report on the introduced Asiatic clam *Corbicula* in Tennessee. Tennessee Stream Pollution Control Board, Tennessee Department of Public Health, USA, 31 pp

Siripattrawan S, Park JK, Foighil DO, 2000. Two lineages of the introduced Asian freshwater clam *Corbicula* occur in North America. Journal of Molluscan Studies, 66(3):423-429

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, 44(2):85-94

Sousa R, Gutiérrez J, Aldridge D, 2009. Non-indigenous invasive bivalves as ecosystem engineers. Biological Invasions, 11(10):2367-2385

Sousa, R. și colab. 2008. Growth and extremely high production of the non-indigenous invasive species *Corbicula fluminea* (Müller, 1774): Possible implications for ecosystem functioning, Estuarine, Coastal and Shelf Science, 80(2): 289–295. doi: 10.1016/j.ecss.2008.08.006.

Strayer DL 1999. Effects of alien species on freshwater molluscs in North America. J N Am Benthol Soc 18:74– 98. doi:10.2307/1468010

Swinnen F, Leynen M, Sablon M, Duvivier L, Vanmaele R, 1998. The Asiatic clam *Corbicula* (Bivalvia: Corbiculidae) in Belgium. Bulletin de L'Institut Royal des

Sciences Naturelles de Belgique. Biologie, 68:47-53

Thorp JH, Casper AF 2002. Potential effects on zooplankton from species shifts in planktivorous mussels: a field experiment in the St. Lawrence River. Freshw Biol 47:107–119. doi:10.1046/j.1365-2427.2002.00787.x

Vaughn CC, Hakenkamp CC 2001. The functional role of burrowing bivalves in freshwater ecosystems. Freshw Biol 46:1431–1446. doi:10.1046/j.1365-2427.2001.00771.x

Vaughn CC, Spooner DE, 2006. Scale-dependent associations between native freshwater mussels and invasive *Corbicula*. Hydrobiologia, 568(1):331:339.

Villar C, Stripeikis J, Colautti D, DÕ Huicque L, Tudino M, Bonetto C, 2001. Metals contents in two fishes of different feeding behaviour in the Lower Parana River and Rio de la Plata Estuary. Hydrobiologia, 457(1-3):225-233

Werner S, Rothhaupt KO, 2007. Effects of the invasive bivalve *Corbicula fluminea* on settling juveniles and other benthic taxa. Journal of the North American Benthological Society, 26(4):673-680

Williams JD, Warren MLJ, Cummings KS, Harris JL, Neves RJ, 1993. Conservation status of freshwater mussels of the United States and Canada, fisheries. Conservation status of freshwater mussels of the United States and Canada, fisheries, 18(9). 6-22.

Yamamuro M, Koike I, 1993. Nitrogen metabolism of the filter-feeding bivalve *Corbicula japonica* and its significance in primary production of a brackish lake in Japan. Limnology and Oceanography, 38(5):997-1007.

Autor fișă: Popa Oana Paula

Dreissena polymorpha

1. **Descriere specie**

Denumire științifică *(cf.* GBIF*)*: *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771)

Încadrare taxonomică *(Încrengătură/clasă/ordin)*: Mollusca/Bivalvia/Myida

Habitat *(terestru, marin, dulcicol)*: acvatic - dulcicol

2. **Documentare impact:** Impact documentat in Europa și România.

a. competiție

Datorită capacității sale mari de filtrare și a densităților populaționale mari, *D. polymorpha* concurează cu speciile native de scoici. Specia încetinește procesele de eutrofizare, indirect favorizează înflorirea algală, crește transparența apei și ameliorează condițiile pentru macro-vegetație bentonică. Prin depunerea de materie organică *D. polymorpha* crește densitatea organismelor din depozitele bentice. *Dreissena* consumă mult plancton din apă. În lacul Esrum, Danemarca, 18% din producția de fitoplancton a fost consumată de *D. polymorpha* (Hamburger și colab. 1990). Prin urmare, acest lucru poate provoca o scădere a populațiilor unor pești.

Printre organismele care concurează cu scoicile din genul *Dreissena* pentru substraturi dure se numără bureții, celenteratele, amfipodele, briozoarele și alte specii de scoici cu același stil de viață. De asemenea, este prezentă competiția intra și interspecifică la populațiile mixte de dreissenide.

b. prădătorism

Nu este cazul

c. hibridizare

Hibrizii dintre *D. rostriformis bugensis* și *D. polymorpha* au fost obținuți în laborator prin combinarea gametilor colectați după expunerea la serotonină. Cu toate acestea, larvele hibride nu au supraviețuit până la stadiul de sedimentare (Nichols și Black, 1994), indicând faptul că hibridizarea interspecifică reușită între aceste moluște este puțin probabil să aibă loc în condiții naturale. Un studiu molecular de la speciile *D. polymorpha* și *D. rostriformis bugensis* din Lacul Ontario și Lacul Erie nu a evidențiat niciun individ hibrid (Spidle și colab., 1995).

d. transmiterea de boli speciilor native

În Europa, cel mai frecvent parazit este *Bucephalus polymorphus* (Plathelmintes, Trematoda). Frecvența apariției infestării nu depășește de obicei 10-20% din populația de dreissenide dintr-un habitat (Zdun și colab., 1994).

e. parazitism

Nu este cazul.

f. toxicitate

Nu este cazul.

g. bio-fouling (sau alt impact fizic direct, exceptând relațiile trofice)

Dreissena polymorpha formează aglomerări de mii indivizi pe structuri artificiale/naturale sau în sistemele de apă brută, fiind un component major al foulingului in toate habitatele unde este prezenta.

h. ierbivorie

Specie filtratoare, hranindu-se cu fitoplancton, ca toate speciile de bivalve. Poate avea impact majosr, contribuind la scaderea biomasei fitoplanctonului (Hamburger și colab. 1990).

i. **impact chimic asupra ecosistemelor**

Ca si alte bivalve, *Dreissena polymorpha* poate acumula substante chimice in timpul filtrarii, avand aspfel impact asupra circuitului diferitelor substante.

j. **impact fizic asupra ecosistemelor**

Atat aglomerarile de indivizi legati prin bissus, cat si acumularile de valve care pot atinge grosimi de ordinul zecilor de cm produc o modificare a structurii fizice a fundului apei. Prin filtrare, poate produce scaderea drastica a densității planctonului si limpezirea apei, ceea ce duce la schimbarea radicala a conditiilor de iluminare.

k. impact asupra structurii ecosistemelor

Ca specie care participa la formarea bentosului prin fixare cu bissus, formează structuri complexe care pot fi folosite de nișe de către specii native sau invazive (cum este cazul amfipodelor pontocaspice).

l. impact indirect (prin interacțiunea cu alte specii)

Specia încetinește procesele de eutrofizare, indirect favorizează înflorirea algală, crește transparența apei și ameliorează condițiile pentru macro-vegetație bentonică. Prin depunerea de materie organică *D. polymorpha* crește densitatea organismelor din depozitele bentice. *Dreissena* consumă mult plancton din apă. În lacul Esrum, Danemarca, 18% din producția de fitoplancton a fost consumată de *D. polymorpha* (Hamburger și colab. 1990). Prin urmare, acest lucru poate provoca o scădere a populațiilor unor pești.

Printre organismele care concurează cu scoicile din genul *Dreissena* pentru substraturi dure se numără bureții, celenteratele, amfipodele, briozoanele și alte specii de scoici cu

același stil de viață. De asemenea, este prezentă competiția intra și interspecifică la populațiile mixte de dreissenide.

Introducerea și proliferarea speciilor de *D. polymorpha* și *D. rostriformis* bugensis în regiunea Marilor Lacuri din America de Nord a coincis cu scăderi dramatice ale densității și biomasei amfipodelor bentonice din specia *Diporeia hoyi*, care furniza aproximativ 20% din bugetul energetic pentru piscicultura din regiune (Dermott și Munawar, 1993; Dermott, 2001; Lozano și colab., 2001; Dermott și colab., 2005; Nalepa și colab., 2006). Motivele pentru răspunsul negativ al amfipodului la la prezența acestor scoici nu este pe deplin elucidat. O posibilă explicație este că au concurat pentru hrană. Dovezile sugerează, totuși, că motivul este mai complex, deoarece amfipodele au dispărut complet chiar și din acele localități în care dreissenidele sunt rare sau absente și hrana este abundentă (Nalepa și colab., 2006).

Scoicile native aparținând genurilor *Unio* și *Anodonta*, dintre care unele sunt listate la nivel național în Listele roșii sunt folosite de *D. polymorpha* ca substrat dur pentru colonizare. Acele scoici care servesc drept „gazde" pentru *Dreissena* sunt efectiv înfometate, deoarece ele nu se mai pot hrăni, fiind pur și simplu "sufocate" de noua colonie (Böhmer și colab. 2001). Impactul negativ exercitat asupra scoicilor unionide native este deosebit de îngrijorător (Schloesser și Nalepa, 1994; Karatayev și colab., 1997; Schloesser și colab., 1998; Ricciardi și colab., 1998; Burlakova și colab., 2000). Când sunt atașate de cochiliile unionidelor, dreissenidele le împiedică îngroparea și le limitează capacitatea de deplasare. Mai important, *Dreissena* atașată împiedică unionidele să-și deschidă valvele și să își scoată sifoanele pentru respirație, hrănire și reproducere și, de asemenea, împiedică închiderea valvelor. Cele mai severe mortalități în masă ale unionidelor native apar în etapele inițiale ale colonizării unui corp de apă de către dreisenide, când populațiile de scoici invazive cresc rapid. Cu timpul, însă, acest impact negativ devine mai slab, făcând posibilă coexistența speciei Dreissena polymorpha și a unionidelor native în același habitat (Karatayev și colab., 1997; Burlakova și colab., 2000).

Prin limpezirea apei in urma filtrarii planctonului de catre aglomerările de *Dreissena*, speciile native sunt defavorizate.

In Europa, s-a constatat ca in multe cazuri au aparut asociații bentale complexe, in care *Dreissena polymorpha* ofera nisa de habitat pentru amfipode invazive ponto-caspice –

Dikerogammarus villosus, Dikerogammarus haemobaphes, Chelicorophium curvispinum uneori adaugandu-se speciilor ponto-caspice si amfipodul invaziv nord-american *Dikerogammarus tigrinus*. In mod indirect, specii de guvizi invazivi ponto-caspici ca *Neogobius gymnotrachelus* sau *Neogobius fluviatilis* (Grabowski și colab., 2007), pot beneficia de aceste asociatii, adaptandu-se mai rapid in habitate noi.

3. Alte informații relevante

Apariția speciei *D. polymorpha* în zonele cu ape puțin adânci care funcționează ca spații de recreere a dus la o creștere a rănirilor, deoarece oamenii se pot tăia în valvele ascuțite ale scoicii și a creșterii numărului de infecții cum ar fi cea cu *Leptospira interogans* care cauzează boala Weil)(Minchin și colab., 2002). De-a lungul țărmurilor, aglomerările de scoici distrug plajele, iar scoicile în descompunere produc un miros extrem de urât (ZMIS, 2002).

Tendința speciei *D. polymorpha* de a forma agregate dense pe suprafețe dure a dus la un impact economic negativ grav pentru sistemele de aductiune a apei de consum sau industriale (Kovalak și colab., 1993; Minchin și colab., 2002, Aksu și colab., 2017).

Bibliografie

Aksu S, Yildiz D, Güngör PA, 2017. The Zebra Mussel in Turkey. Report No: 7., Ankara, Turkey: Hydropolitics Association. 40 pp.

Böhmer, H.J., Heger, T., Trepl, L. (2001): Fallstudien zu gebietsfremden Arten in Deutschland - Case studies on Aliens Species in Germany. – Texte des Umweltbundesamtes 2001 (13), 126 pp

Dermott R, 2001. Sudden disappearance of the amphipod *Diporeia* from eastern Lake Ontario: 1993-1995. Journal of Great Lakes Research, No. 27:423-433.

Dermott R, Munawar M, 1993. The invasion of Lake Erie offshore sediments by *Dreissena*, and its ecological implications. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, No. 50:2298-2304.

Dermott R, Munawar M, Carou S, Bonnell R, Niblock H, 2005. Is sediment or pseudofaeces toxicity responsible for the decline of the amphipod *Diporeia hoyi* in Lakes Erie and

Ontario? Aquatic Ecosystem Health & Management, 8(1):11-20.

Grabowski M., Vladimir Pesic V., 2007 - New data on the distribution and checklist of fresh- and brackishwater Gammaridae, Pontogammaridae and Behningiellidae (Arnphipoda) in Bulgaria, *Lauterbornia* 59: 53-62.

Hamburger K., Dall, P. C. and Jónasson, P. M. (1990): The role of *Dreissena polymorpha* Pallas (Mollusca) in the energy budget of Lake Esrom, Denmark. – Verh. Internat. Verein. Limnol. 24: 621-625.

Kovalak WP, Longton GD, Smithee RD, 1993. Infestation of power plant water systems by zebra mussels (*Dreissena polymorpha*). In: Zebra mussels: biology, impacts, and control [ed. by Nalepa, T. F. \Schloesser, D. W.]. Boca Raton, Florida: Lewis Publishers, 358-380.

Lozano SJ, Scharold JV, Nalepa TF, 2001. Recent declines in benthic macroinvertebrate densities in Lake Ontario. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 58(3):518-529.

Minchin D, Lucy F, Sullivan M, 2002. Zebra mussel: Impacts and spread. Distribution, Impacts and Management. In: Invasive Aquatic Species of Europe [ed. by Leppäkoski, E. \Gollasch, S. \Olenin]. Dordrecht, The Netherlands: Kluwer Academic Publishers, 135-146.

Molloy DP, Karataev AYu, Burlakova LT, Kurandina DP, Laurelle F, 1997. Natural enemies of Zebra Mussels: predators, parasites, and ecological competitors. Fisheries Science, 5(1):27-97.

Nalepa TF, Fanslow DL, Foley AJ, III, Lang GA, Eadie BJ, Quigley MA, 2006. Continued disappearance of the benthic amphipod *Diporeia* spp. in Lake Michigan: is there evidence for food limitation? Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, No. 63:872-890.

Nichols SJ, Black MG, 1994. Identification of larvae: the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*), quagga mussel (*Dreissena rostriformis bugensis*), and Asian clam (*Corbicula fluminea*). Canadian Journal of Zoology, No. 72:406-417.

Spidle AP, Mills EL, May B, 1995. Absence of naturally occurring hybridization between the quagga mussel (*Dreissena bugensis*) and the zebra mussel (*D. polymorpha*) in the

lower Great Lakes. Canadian Journal of Zoology, No. 73:400-403.

Zdun VI, Kiselene VK, Karataev AYu, Makarova GE, 1994. Parasites. Sistematika, evolyutsiya i prakticheskoe znachenie (*Dreissena polymorpha* (Pall.) (Bivalvia, Dreissenidae) [ed. by Starobogatov YaI].

ZMIS, 2002. Zebra Mussel Information System. http://el.erdc.usace.army.mil/zebra/zmis/

Autori fișă: Popa Oana Paula

Dreissena rostriformis bugensis

1. **Descriere specie**

Denumire științifică *(cf.* GBIF*)*: *Dreissena rostriformis bugensis* Andrusov, 1897

Încadrare taxonomică *(Încrengătură/clasă/ordin)*: Mollusca/Bivalvia/Myida

Habitat *(terestru, marin, dulcicol*): acvatic - dulcicol

2. **Documentare impact:**

a. competiție

Invazia speciilor genului *Dreissena* are ca rezultat scăderea densității fitoplanctonului și a concentrațiilor de clorofilă din mediu (vezi Karatayev și colab., 1997; 2002, 2007; Idrisi și colab., 2001; Vanderploeg și colab., 2002; Burlakova și colab., 2005). Cu toate acestea, fluxul crescut de substanțe nutritive din scoici în combinație cu hrănirea selectivă poate facilita dezvoltarea anumitor specii de alge, de exemplu, cianobacteriile care provoacă înflorirea apei (Pillsbury și colab., 2002; Raikow și colab., 2004) .

Abundența de zooplancton scade de obicei, după invazia de *Dreissena*. Această scădere poate rezulta din competiția pentru hrană sau din interacțiuni mai complexe, precum consumul crescut al zooplanctonului de către pești (Wong și colab., 2003; Kissman și colab., 2010).

Impactul speciilor genului *Dreissena* asupra comunităților de pești poate fi atât pozitiv și negativ, afectându-i în mod direct cât și indirect, în funcție de modul de hrănire al peștilor. Impactul indirect pozitiv al speciilor de *Dreissena* asupra peștilor bentonici poate

rezulta dintr-o abundență crescută de macroinvertebrate native bentice asociate cu agregările de scoici invazive (vezi Karatayev și colab., 1997; 2002). Impactul negativ indirect asupra peștilor planctivori rezultă din scăderea densității și a biomasei organismelor zooplanctonice din corpurile de apă invadate de *Dreissena*.

Introducerea și proliferarea speciilor de *D. polymorpha* și *D. rostriformis* bugensis în regiunea Marilor Lacuri din America de Nord a coincis cu scăderi dramatice ale densității și biomasei amfipodelor bentonice din specia *Diporeia hoyi*, care furniza aproximativ 20% din bugetul energetic pentru piscicultura din regiune (Dermott și Munawar, 1993; Dermott, 2001; Lozano și colab., 2001; Dermott și colab., 2005; Nalepa și colab., 2006). Motivele pentru răspunsul negativ al amfipodului la prezența acestor scoici nu este pe deplin elucidat. O posibilă explicație este că au concurat pentru hrană. Dovezile sugerează, totuși, că motivul este mai complex, deoarece amfipodele au dispărut complet chiar și din acele localități în care dreissenidele sunt rare sau absente și hrana este abundentă (Nalepa și colab., 2006). Un studiu realizat de Dermott și colab. (2005) a demonstrat că hrănirea amfipodului *Diporeia* cu resturi de la de *D. rostriformis bugensis* are ca rezultat o mortalitate semnificativă la amfipode.

b. prădătorism

Nu este cazul

c. hibridizare

In conditii de laborator au fost obtinuti hibrizi cu specia înrudită *Dreissena polymorpha.* In natura datele arata ca o astfel de situație este improbabilă. Hibrizii dintre *D. rostriformis bugensis* și *D. polymorpha* au fost obținuți în laborator prin combinarea gametilor colectați după expunerea la serotonină. Cu toate acestea, larvele hibride nu au supraviețuit până la stadiul de sedimentare (Nichols și Black, 1994), indicând faptul că hibridizarea interspecifică reușită între aceste moluște este puțin probabil să aibă loc în condiții naturale. Un studiu genetic la speciile *D. polymorpha* și *D. rostriformis bugensis* din Lacul Ontario și Lacul Erie nu a evidențiat niciun individ hibrid (Spidle și colab., 1995).

d. transmiterea de boli speciilor native

Până în prezent, peste 40 de taxoni sunt asociați specia *D. polymorpha* (Molloy și colab., 1997; Karatayev și colab., 2000; Mastitsky, 2004; Mastitsky și Gagarin, 2004;

Mastitsky și Samoilenko, 2005). Endosimbionții de *D. rostriformis bugensis* nu sunt atât de diversi, deși sunt mult mai puține date și observații efectuate pe aceasta specie de *Dreissena*.

Datele experimentale sugerează că *D. rostriformis bugensis* este mai puțin susceptibilă la infecțiile cu paraziți și comensali decât *D. polymorpha*. De exemplu, un studiu de 2 ani al dinamicii infecției de către *Conchophthirus acuminatus* din râul Nipru, Ucraina a demonstrat o rată de infecție mult mai redusă în *D. rostriformis bugensis* decât la *D. polymorpha* (Karatayev și colab., 2000). În mod similar, 4 taxoni de helminți patogeni au fost găsiți în *D. polymorpha* din rezervorul Rybinsk (bazinul râului Volga), Rusia, în timp ce nicio infecție cu helminți nu a fost înregistrată pentru *D. rostriformis bugensis* (Tyutin, 2005).

e. parazitism

Nu este cazul.

f. toxicitate

Nu este cazul.

g. bio-fouling (sau alt impact fizic direct, exceptând relațiile trofice)

Creșterea transparenței apei și a pătrunderii luminii cauzate de activitatea de filtrare a scoicilor invazive permite macrofitelor să crească mai adânc și, astfel, să acopere porțiuni mai mari ale fundului unui corp de apă. Acest efect are un feedback pozitiv, deoarece paturile macrofitice pot fi folosite în continuare de scoici ca substrat pentru atașament (vezi Karatayev și colab., 1997; 2002; 2005; Vanderploeg și colab., 2002).

h. ierbivorie

Specie filtratoare, hranindu-se cu fitoplancton.

i. impact chimic asupra ecosistemelor

Nu este documentat.

j. impact fizic asupra ecosistemelor

Atat aglomerarile de indivizi legati prin bissus, cat si acumularile de valve care pot atinge grosimi de ordinul zecilor de cm produc o modificare a structurii fizice a fundului apei. Prin filtrare, poate produce scaderea drastica a densitatii planctonului si limpezirea apei, ceea ce duce la schimbarea radicala a conditiilor de iluminare.

k. impact asupra structurii ecosistemelor

Ca specie care participa la formarea bentosului prin fixare cu bissus, formează

structuri complexe care pot fi folosite de nișe de catre specii native sau invazive.

l. impact indirect (prin interacțiunea cu alte specii)

Ambele specii invazive ale genului *Dreissena* formează adesea aglomerări de indivizi pe structuri artificiale/naturale sau în sistemele de apă brută, afectând negativ funcționarea și eficiența acestora. Scoicile native aparținând genurilor *Unio* și *Anodonta*, dintre care unele sunt listate la nivel național în Listele roșii sunt folosite de *D. polymorpha* ca substrat dur pentru colonizare. Acele scoici care servesc drept „gazde" pentru *Dreissena* sunt efectiv înfometate, deoarece ele nu se mai pot hrăni, fiind pur și simplu "sufocate" de noua colonie (Böhmer și colab. 2001).

3. Alte informații relevante

D. rostriformis bugensis poate afecta negativ activitățile recreative ale oamenilor în diferite moduri. În ceea ce privește ambarcațiunile de agrement, de exemplu, acestea se pot atașa la fantele de admisie a apei din conductele de lichid de răcire, ducând la deteriorarea motorului din cauza supraîncălzirii. (Minchin și colab., 2002).

Dreissenidele pot coloniza plasele de pescuit și geamandurile de navigație, făcându-le inutile din cauza greutății adăugate care le poate trage sub apă. Datorită marginilor ascuțite ale valvelor, dreisseindele provoacă adesea tăieturi și răni De-a lungul malurilor, scoicile în descompunere produc un miros extrem de urât, care combinat cu pericolele tăieturilor afecta negativ activitățile recreative desfășurate în apropierea corpurilor de apă. (ZMIS, 2002).

Invadarea de către specia *D. rostriformis bugensis* a numeroase corpuri de apă europene și nord-americane a dus la o serie de efecte negative la nivel economic. Datorită capacității lor de a coloniza suprafețe dure, aceste scoici devin o problemă majoră de colmatare pentru infrastructurile de transport ale apei, provocând daune și cheltuieli de exploatare crescute. scoicile invadează și înfundă conductele de admisie a apei și sistemele de filtrare a apei din orașe și centralele electrice, sistemele de prevenire a incendiilor, barajele de navigație, docurile, geamandurile, corpurile navelor comerciale și de agrement etc. (Molloy, 1998). Numai în SUA, costurile estimate asociate cu invazia de *Dreissena* totalizează aproximativ 1 miliard de dolari pe an (Pimentel și colab., 2005).

Bibliografie

Karatayev AY, Burlakova LE, Padilla DK, 1997. The effects of *Dreissena polymorpha* (Pallas) invasion on aquatic communities in Eastern Europe. Journal of Shellfish Research, No. 16:187-203.

Karatayev AY, Burlakova LE, Padilla DK, 2002. Impacts of zebra mussels on aquatic communities și their role as ecosystem engineers. In: Invasive Aquatic Species of Europe: Distribution, Impacts și Management [ed. by Leppäkoski E, Gollasch S, Olenin] Dordrecht, The Netherlands: Kluwer Academic Publishers, 433-446.

Karatayev AY, Padilla DK, Minchin D, Boltovskoy D, Burlakova LE, 2007. Changes in global economies și trade: the potential spread of exotic freshwater bivalves. Biological Invasions, 9(2):161-180.

Idrisi N, Mills LE, Rudstam IG, Stewart DJ, 2001. Impact of zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) on the pelagic lower trophic levels of Oneida Lake, New York. Canadian Journal of Fisheries și Aquatic Sciences, No. 58:1430-1441.

Vanderploeg HA, Liebig JR, Carmichael WW, Agy MA, Johengen TH, Fahnenstiel GL, Nalepa TF, 2001. Zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) selective filtration promoted toxic Microcystis blooms in Saginaw Bay (Lake Huron) și Lake Erie. Canadian Journal of Fisheries și Aquatic Sciences, 58(6):1208-1221.

Burlakova LE, Karatayev AY, Padilla DK, 2005. Functional changes in benthic freshwater communities after *Dreissena polymorpha* (Pallas) invasion și consequences for filtration. In: The Comparative Roles of Suspension Feeders in Ecosystems [ed. by Dame R, Olenin S] The Netherlands: Springer, 263-275. [NATO Science Series IV: Earth și Environmental Sciences, volume 47.]

Pillsbury RW, Lowe RL, Pan YD, Greenwood JL, 2002. Changes in the benthic algal community și nutrient limitation in Saginaw Bay, Lake Huron, during the invasion of the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*). Journal of North American Benthological Society, 21(2):238-252.

Raikow DF, Sarnelle O, Wilson AE, Hamilton SK, 2004. Dominance of the noxious cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* in low-nutrient lakes is associated with exotic zebra mussels. Limnology și Oceanography, 49(2):482-487.

Wong WH, Levinton JS, Twining BS, Fisher N, 2003. Assimilation of micro- și mesozooplankton by zebra mussels: a demonstration of the food web link between zooplankton și benthic suspension feeders. Limnology și Oceanography, No. 48:308-312.

Kissman CEH, Knoll LB, Sarnelle O, 2010. Dreissenid mussels (*Dreissena polymorpha* și *Dreissena bugensis*) reduce microzooplankton și macrozooplankton biomass in thermally stratified lakes. Limnology și Oceanography, 55(5):1851-1859. http://www.aslo.org/lo/toc/vol_55/issue_5/1851.pdf

Vanderploeg HA, Nalepa TF, Jude DJ, Mills EL, Holeck KT, Liebig JR, Grigorovich IA, Ojaveer H, 2002. Dispersal și emerging ecological impacts of Ponto-Caspian species in the Laurentian Great Lakes. Canadian Journal of Fisheries și Aquatic Sciences, 59:1209-1228.

Molloy DP, Karatayev AY, Burlakova LE, Kurandina DP, Laruelle F, 1997. Natural enemies of zebra mussels: predators, parasites și ecological competitors. Reviews in Fisheries Science, 5(1):27-97.

Nichols SJ, Black MG, 1994. Identification of larvae: the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*), quagga mussel (*Dreissena rostriformis bugensis*), și Asian clam (*Corbicula fluminea*). Canadian Journal of Zoology, No. 72:406-417.

Spidle AP, Mills EL, May B, 1995. Absence of naturally occurring hybridization between the quagga mussel (*Dreissena bugensis*) și the zebra mussel (*D. polymorpha*) in the lower Great Lakes. Canadian Journal of Zoology, No. 73:400-403.

Mastitsky SE, 2004. Candidate Dissertation. Minsk, Russia: Institute of Zoology of the National Academy of Sciences of the Republic of Belarus,.

Mastitsky SE, Gagarin VG, 2004. Nematodes which infect the mollusc *Dreissena polymorpha* (Bivalvia: Dreissenidae) in Narochanskie Lakes. Seriya 2. Vestnik Belorusskogo Gosudarstvennogo Universiteta. Russia, 22-25.

Mastitsky SE, Samoilenko VM, 2005. Larvae of chironomids (Insecta, Diptera) encountered in the mantle cavity of zebra mussel, *Dreissena polymorpha* (Bivalvia, Dreissenidae). International Review of Hydrobiology, 90(1):42-50.

Tyutin AV, 2005. Aboriginal parasitic systems following invasions of new aquatic species in

the Rybinsk Reservoir (the Upper Volga, Russia). In: Dgebuadze YY, Slynko YV, eds. Abstracts of the Second International Symposium "Alien Species in Holarctic (Borok-2)", 27 September – 1 October 2005, Borok. Borok, 131-132.

Dermott R, Munawar M, 1993. The invasion of Lake Erie offshore sediments by *Dreissena*, și its ecological implications. Canadian Journal of Fisheries și Aquatic Sciences, No. 50:2298-2304.

Dermott R, 2001. Sudden disappearance of the amphipod *Diporeia* from eastern Lake Ontario: 1993-1995. Journal of Great Lakes Research, No. 27:423-433.

Lozano SJ, Scharold JV, Nalepa TF, 2001. Recent declines in benthic macroinvertebrate densities in Lake Ontario. Canadian Journal of Fisheries și Aquatic Sciences, 58(3):518-529.

Nalepa TF, Fanslow DL, Foley AJ, III, Lang GA, Eadie BJ, Quigley MA, 2006. Continued disappearance of the benthic amphipod *Diporeia* spp. in Lake Michigan: is there evidence for food limitation? Canadian Journal of Fisheries și Aquatic Sciences, No. 63:872-890.

Dermott R, Munawar M, Carou S, Bonnell R, Niblock H, 2005. Is sediment or pseudofaeces toxicity responsible for the decline of the amphipod *Diporeia hoyi* in Lakes Erie și Ontario? Aquatic Ecosystem Health & Management, 8(1):11-20. http://journalsonline.tandf.co.uk/link.asp?id=300387

Minchin D, Lucy F, Sullivan M, 2002. Zebra mussel: Impacts și spread. Distribution, Impacts și Management. In: Invasive Aquatic Species of Europe [ed. by Leppäkoski, E. \Gollasch, S. \Olenin]. Dordrecht, The Netherlands: Kluwer Academic Publishers, 135-146.

ZMIS, 2002. Zebra Mussel Information System. http://el.erdc.usace.army.mil/zebra/zmis/

Molloy DP, 1998. The potential for using biological control technologies in the management of *Dreissena* spp. Journal of Shellfish Research, 17(1):177-183.

Pimentel D, Zuniga R, Morrison D, 2005. Update on the environmental și economic costs associated with alien-invasive species in the United States. Ecological Economics, 52(3):273-288.

Autor fișă: Popa Oana Paula

Orconectes limosus

1. **Descriere specie**

Denumire științifică *(cf.* GBIF*)*: *Orconectes limosus* (Rafinesque, 1817)

Încadrare taxonomică (Încrengătură/clasă/ordin): Arthropoda/Malacostraca/Decapoda

Habitat *(terestru, marin, dulcicol)*: dulcicol

2. **Documentare impact:**.

a. competiție

De la introducerea sa în Europa continentală (inclusiv în România), *O. limosus* s-a dovedit a fi o specie extrem de invazivă, activă și agresivă, determinând reducerea populațiilor de raci nativi prin competiția pentru resurse (Lucian Pârvulescu, Paloș, și Molnar 2009; D. M. Holdich 2002; Souty-Grosset 2006; Lozán 2000; Musil și colab. 2010; Kouba, Petrusek, și Kozák 2014; Schulz și colab. 2006). În experimente de laborator s-a constatat că *O. limosus* este capabil să alunge din adăposturile diurne juvenilii de mihalț (*Lota lota*), dar și să modifice comportamentul nocturn al acestora (Hirsch și colab. 2016).

b. prădătorism

Deși *O. limosus* se hrănește în principal cu alimente de origine vegetală/detritus, în comparație cu specii native de decapode (de ex. *Astacus leptodactylus*), are o dietă prădătoare mai diversificată, fiind mai puțin selectivă și, astfel, poate avea un efect mai puternic asupra taxonilor de macronevertebrate sensibili la perturbări, modificând eventual asociațiile de macronevertebrate (Vojkovská, Horká, și Ďuriš 2014; Šidagytė și colab. 2017). În experimente de laborator, *O. limosus* a preferat să se hrănească cu specii de Diptera (majoritatea chironomide), Trichoptera și Efemeroptera (Šidagytė și colab. 2017).

c. hibridizare

Nu este cunoscut fenomenul de hibridizare cu specii native din genurile *Astacus* sau *Austropotamobius*. În America au fost semnalate hibridizări între diferite specii ale genului *Orconectes* (Perry, Feder, și Lodge 2001).

d. transmiterea de boli speciilor native

O. limosus transmite speciilor native de decapode ciuma racilor cauzată de oomicetul *Aphanomyces astaci* (Kozubíková și colab. 2006; D. Holdich 2007; L Pârvulescu și colab. 2012). Această boală este considerată a fi cea mai devastatoare pentru toate speciile de raci care nu provin din America de Nord (Lodge și colab. 2000; Svoboda și colab. 2017). În România s-a constatat că *A. astaci* a fost transferat la populațiile speciei native *Astacus leptodactylus*, care au scăzut puternic în regiunile în care co-există cu *O. limosus* (L Pârvulescu și colab. 2012).

e. parazitism

Nu există date în acest sens.

f. toxicitate

Crustaceele pot acumula o cantitate mare de metale grele în țesuturile lor și pot trăi în habitate bentonice afectate de contaminarea locală. Într-un studiu din 2017 s-a observat că acumularea de metalelor grele din țesutul muscular al *O. limosus* în lacul Gopło (Polonia) nu a depășit limitele legale pentru pești și raci destinate consumului uman, cu excepția Pb (Stanek și colab. 2017).

g. bio-fouling (sau alt impact fizic direct, exceptând relațiile trofice)

Nu este cazul.

h. ierbivorie

O. limosus este omnivor și, putând atinge densități mari, poate avea impact asupra macrofitelor native. Detritusul și materialele vegetale (inclusiv rădăcinile) s-au dovedit a fi componenta principală a dietei sale (Vojkovská, Horká, și Ďuriš 2014). În acest studiu, prin analiza conținutului stomacal, s-a constatat că detritusul este principalul aliment al speciei (54%), urmat de alimente de origine vegetală (38,9%) și 6,5% a fost reprezentată de de origine animală (procentele în volum).

i. impact chimic asupra ecosistemelor

Nu există date în acest sens.

j. impact fizic asupra ecosistemelor

Datorită comportamentului de excavare de vizuini al speciei *O. limosus*, malurile râurilor pot fi afectate și destabilizate, cu consecința deteriorării infrastructurii din apropiere

(Aldridge 2019). În studii experimentale, s-a arătat că *O. limosus* a afectat semnificativ eroziunea nisipului și pietrișului. S-a constatat că bioturbarea produsă a modificat atât rugozitatea cât și formei fundului, consolidarea fizică a particulelor, proporția de nisip din interstițiile de pietriș, acoperirea nisipului cu pietriș și acoperirea algelor filamentoase (Bernhard Statzner și colab. 2000; B. Statzner, Peltret, și Tomanova 2003). Alte experimente recente efectuate în condiții seminaturale în SUA au confirmat că specia este un bioturbator și poate modifica aranjamentul pietrișului de suprafață și subteran și topografia fundului bazinului acvatic (Albertson și Daniels 2018).

k. impact asupra structurii ecosistemelor

Într-un studiu derulat în lacul Varese (Nordul Italiei) s-a constatat că *O. limosus* poate ajunge la o biomasă medie de 116,90 $kgha^{-1}$, (82,9% față de alte macronevertebrate), ceea ce justifică importanța lui *O. limosus* ca specie cheie în ecosystem (Pilotto și colab. 2008). Schimbările produse prin bioturbare pot afecta la rândul lor abundența și structura întregii comunități bentice, de ex. prin modificarea substratului sau prin reducerea algelor și biofilmului disponibil pentru păsunători. De asemenea, reducerea proporției nisip/pietriș ar putea modifica supraviețuirea ouălor peștilor care depun ponta în pietriș, precum salmonidele (B. Statzner, Peltret, și Tomanova 2003).

l. impact indirect (prin interacțiunea cu alte specii)

Nu există date în acest sens.

3. Alte informații relevante

O. limosus a produs un impact social asupra celor ale căror mijloace de trai depind de recoltarea de raci nativi în Europa continentală, chiar dacă nu s-a efectuat niciodată o cuantificare a acestui fenomen (Souty-Grosset 2006; Aldridge 2019).

Bibliografie

Aldridge, David. 2019. 'Spinycheek Crayfish, *Orconectes limosus* - GB Non-Native Species Secretariat'. Non-Native Species Strategy GB Non-Native Species Secretariat Website. 2019. http://www.nonnativespecies.org/factsheet/factsheet.cfm?speciesId=2441.

Hirsch, Philipp, Patricia Burkhardt-Holm, Iris Töpfer, și Philipp Fischer. 2016. 'Movement Patterns și Shelter Choice of Spiny-Cheek Crayfish (*Orconectes limosus*) in a Large Lake's Littoral Zone'. *Aquatic Invasions* 11 (1): 55–65. https://doi.org/10.3391/ai.2016.11.1.06.

Holdich, D. M. 2002. 'Distribution of crayfish in Europe and some adjoining countries'. *Bulletin Français de La Pêche et de La Pisciculture*, no. 367: 611–50. https://doi.org/10.1051/kmae:2002055.

Holdich, David. 2007. 'The Spiny-Cheek Crayfish, *Orconectes limosus* (Rafinesque, 1817) [Crustacea: Decapoda: Cambaridae], Digs into the UK'. *Aquatic Invasions* 2 (1): 1–16. https://doi.org/10.3391/ai.2007.2.1.1.

Kouba, A., A. Petrusek, și P. Kozák. 2014. 'Continental-Wide Distribution of Crayfish Species in Europe: Update și Maps'. *Knowledge și Management of Aquatic Ecosystems*, no. 413: 05. https://doi.org/10.1051/kmae/2014007.

Kozubíková, E., A. Petrusek, Z. Duris, P. Kozák, S. Geiger, R. Hoffmann, și B. Oidtmann. 2006. 'The Crayfish Plague in the Czech Republic - Review of recent suspect cases and a pilot detection study'. *Bulletin Français de La Pêche et de La Pisciculture*, no. 380–381: 1313–23. https://doi.org/10.1051/kmae:2006037.

Lodge, David M., Christopher A. Taylor, David M. Holdich, și Jostein Skurdal. 2000. 'Nonindigenous Crayfishes Threaten North American Freshwater Biodiversity: Lessons from Europe'. *Fisheries* 25 (8): 7–20. https://doi.org/10.1577/1548-8446(2000)025<0007:NCTNAF>2.0.CO;2.

Lozán, José Luis. 2000. 'On the Threat to the European Crayfish: A Contribution with the Study of the activity behaviour of four crayfish species (Decapoda: Astacidae)'. *Limnologica* 30 (2): 156–61. https://doi.org/10.1016/S0075-9511(00)80010-9.

Musil, Martin, Miloš Buřič, Tomas Policar, Antonín Kouba, și P. Kozák. 2010. *Comparison of Diurnal și Nocturnal Activity between Noble Crayfish (Astacus astacus) și Spinycheek Crayfish (Orconectes limosus)*.

Pârvulescu, L, A Schrimpf, E Kozubíková, S Cabanillas Resino, T Vrålstad, A Petrusek, și R Schulz. 2012. 'Invasive Crayfish și Crayfish Plague on the Move: First Detection of

the Plague Agent *Aphanomyces astaci* in the Romanian Danube'. *Diseases of Aquatic Organisms* 98 (1): 85–94. https://doi.org/10.3354/dao02432.

Pârvulescu, Lucian, Cristian Paloș, și Paul Molnar. 2009. 'First Record of the Spiny-Cheek Crayfish *Orconectes limosus* (Rafinesque, 1817) (Crustacea: Decapoda: Cambaridae) in Romania', 5.

Perry, William L., Jeffrey L. Feder, și David M. Lodge. 2001. 'Implications of Hybridization between Introduced și Resident *Orconectes* Crayfishes'. *Conservation Biology* 15 (6): 1656–66. https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2001.00019.x.

Pilotto, Francesca, Michela Ghiani, Giuseppe Crosa, Fabrizio Sena, Gary Free, și Ana Cristina Cardoso. 2008. 'The Invasive Crayfish *Orconectes limosus i*n Lake Varese: Estimating Abundance și Population Size Structure in the Context of Habitat și Methodological Constraints'. *Journal of Crustacean Biology* 28 (4): 633–40. https://doi.org/10.1651/07-2967.1.

Schulz, Holger, Przemysław Śmietana, T. Maiwald, Birgit Oidtmann, și Ralf Schulz. 2006. 'Case Studies on the Co-Occurrence of *Astacus astacus* (L.) și *Orconectes limosus* (Raf.): Snapshots of a Slow Displacement'. *Freshwater Crayfish* 15 (January): 212–19.

Šidagytė, Eglė, Vladimir Razlutskij, Anatolij Alekhnovich, Aleksandras Rybakovas, Mikhail Moroz, Viktė Šniaukštaitė, Gintautas Vaitonis, și Kęstutis Arbačiauskas. 2017. 'Predatory Diet și Potential Effects of *Orconectes limosus* on River Macroinvertebrate Assemblages of the Southeastern Baltic Sea Basin: Implications for Ecological Assessment'. *Aquatic Invasions* 12 (4): 523–40. https://doi.org/10.3391/ai.2017.12.4.09.

Souty-Grosset, Catherine, ed. 2006. *Atlas of Crayfish in Europe*. Collection Patrimoines Naturels 64. Paris: Publ. Scientifiques du Muséum National d'Histoire Naturelle.

Stanek, Magdalena, Janusz Dąbrowski, Szymon Różański, Bogdan Janicki, și Jacek Długosz. 2017. 'Heavy Metals Bioaccumulation in Tissues of Spiny-Cheek Crayfish () from Lake Gopło: Effect of Age și Sex'. *Bulletin of Environmental Contamination și Toxicology* 98 (6): 740–46. https://doi.org/10.1007/s00128-017-2098-2.

Svoboda, J, A Mrugała, E Kozubíková-Balcarová, și A Petrusek. 2017. 'Hosts și Transmission of the Crayfish Plague Pathogen *Aphanomyces Astaci*: A Review'. *Journal of Fish Diseases* 40 (1): 127–40. https://doi.org/10.1111/jfd.12472.

Vojkovská, Renata, Ivona Horká, și Zdeněk Ďuriš. 2014. 'The Diet of the Spiny-Cheek Crayfish *Orconectes limosus* in the Czech Republic'. *Open Life Sciences* 9 (1): 58–69. https://doi.org/10.2478/s11535-013-0189-y.

Autor fișă: Popa Luis Ovidiu

Orconectes virilis

1. **Descriere specie**

Denumire științifică *(cf.* GBIF*)*: *Orconectes virilis* (Hagen, 1870)

Încadrare taxonomică *(Încrengătură/clasă/ordin)*: Arthropoda/Malacostraca/Decapoda

Habitat *(terestru, marin, dulcicol)*: dulcicol

2. **Documentare impact:**

a. competiție

Introducerea *O. virilis* poate provoca declinul sau extincția locală a racilor nativi (Loughman 2010) și poate amenința biodiversitatea acvatică dulcicolă, precum și abundența și structura comunităților de macronevertebrate dulcicole (Hanson, Chambers și Prepas 1990; Clark și Lester 2005).

În America s-a observat că *O. virilis* poate concura și / sau provoca declinul speciilor de pești indigeni, cum ar fi *Catostomus clarkii, Catostomus insignis* și *Lepidomeda vittata* (Davidson și colab. 2010; Bryan, Robinson, și Sweetser 2002); *Catostomus latipinnis* (Carpenter 2005) și *Cyprinodon tularosa* (Rogowski și Stockwell 2006). Tot în America s-a observant că *O. virilis* determină declinul speciei de amfibian *Rana chiricahuensis* (Davidson și colab. 2010). *O. virilis* este cunoscut și pentru că provoacă declinul populațiilor melcilor nativi, ca în cazul speciei *Pyrgulopsis trivialis* în Arizona (Davidson și colab. 2010) și a melcilor nativi canadieni *Stagnicola elodes* și *Physa gyrina* (Hanson, Chambers, și Prepas

1990).

b. prădătorism

Prezența speciei *O. virilis* determină reducerea abundenței și diversității de macronevertebrate bentice în iazuri și cursuri de apă (Moody și Sabo 2013). *O. virilis* se hrănește cu ouă de păstrăv, (Savino și Miller 1991; Dorn și Wojdak 2004). De asemenea, s-a descoperit că *O. virilis* ar putea fi folosit pentru controlul biologic al speciei *Dreissena polymorpha*, deși ouăle de păstrăv au fost preferate dacă erau disponibile (Love și Savino 1993). Macronevertebratele pot juca un rol semnificativ în dieta lui *O. virilis*, după cum arată un studiu din Canada în care s-a constatat că abundența unor specii de melci a fost mult redusă în prezența *O. virilis* (Hanson, Chambers și Prepas 1990). Același studiu a constatat că acești raci manifestă preferință pentru macronevertebrate chiar și atunci când materialul vegetal era prezent. De asemenea, *O. virilis* mănâncă juvenili de reptile și amfibieni (Fernandez 1996).

c. hibridizare

Nu există dovezi de hibridizare între *O. virilis* și alte specii strâns înrudite, deși acest lucru nu poate fi exclus complet (Perry, Feder, și Lodge 2001).

d. transmiterea de boli speciilor native

Toate speciile de decapode de origine nord-americană (inclusiv *O. limosus*) transmit speciilor de decapode din alte regiuni ciuma racilor, cauzată de oomicetul *Aphanomyces astaci* (Kozubíková și colab. 2006; D. Holdich 2007; L Pârvulescu și colab. 2012). Această boală este considerată a fi cea mai devastatoare pentru toate speciile de raci care nu provin din America de Nord (Lodge și colab. 2000; Svoboda și colab. 2017).

e. parazitism

Nu există date în acest sens.

f. toxicitate

Nu există date în acest sens.

g. bio-fouling (sau alt impact fizic direct, exceptând relațiile trofice)

Nu există date în acest sens.

h. ierbivorie

Populațiile speciei *O. virilis* pot avea un efecte negative asupra abundenței și

diversității plantelor acvatice (P. A. Chambers și colab. 1990). Astfel, femelele au avut un efect stimulator asupra creșterii macrofitelor. Biomasa speciilor genurilor *Myriophyllum* și *Potamogeton*, densitatea speciilor de *Potamogeton* și lungimea speciilor de *Myriophyllum* au crescut în prezența femelelor de raci, posibil datorită reducerii melcilor ierbivori ca urmare a prădării racilor. În schimb, creșterea plantelor a scăzut în prezența masculilor: biomasa de *Myriophyllum*, *Nuphar* și *Potamogeton*, densitatea de *Myriophyllum* și *Sparganium*, respectiv lungimea speciilor genurilor *Sparganium* și Potamogeton au fost reduse atunci când masculii de *O. virilis* au fost prezenți la biomase cuprinse între 5 și 18 g m^{-2}. De asemenea, s-a demonstrat că *O. virilis* se hrănește cu plante acvatice, cu o preferință pentru plantele mici, care trăiesc la adâncime mica, precum *Chara* și *Lemna* (Dorn și Wojdak 2004; P. Chambers, Hanson, și Prepas 2006). În Olanda, corpurile de apă care au fost invadate de *O. virilis* au arătat scăderi ale biomasei de macrofite acvatice submerse, dar și ale biomasei speciei Sagittaria sagittifolia (Roessink și colab. 2017).

i. impact chimic asupra ecosistemelor

Nu există date în acest sens.

j. impact fizic asupra ecosistemelor

În Olanda, corpurile de apă care au fost invadate de *O. virilis* au arătat scăderi ale calității apei. Astfel, la densități de 1.25raci/m^2 s-au observat efecte semnificative statistic asupra conductivității și turbidității apei (Roessink și colab. 2017).

k. impact asupra structurii ecosistemelor

În Arizona, s-a constatat o schimbare semnificativă a habitatului, de la ape limpezi, dominate de macrofite, la ape tulburi, cu un număr redus de (Davidson și colab. 2010). Ca urmare a dietei largi și a densității mari a populațiilor speciei *O. virilis*, este probabil că există efecte simultane asupra multiplelor niveluri trofice (Dorn și Wojdak 2004). În Olanda se crede că *Orconectes virilis* are un impact negativ asupra ecologiei mediului acvatic dulcicol în locațiile în care specia a fost introdusă (Holdich și colab. 2008; Filipová și colab. 2010).

l. impact indirect (prin interacțiunea cu alte specii)

Nu există date în acest sens.

3. Alte informații relevante

Datorită densităților mari de *O. virilis*, precum și agresivității specie în Europa, există temerea că prezența acestei specii invazive ar putea afecta pescuitul de agrement (Ellis 2012). Specia a fost recoltată comercial în aria nativă (Morgan și Momot 1988), totuși nu este în general considerată o specie de raci de mare importanță economică.

Bibliografie

Bryan, Scott D., Anthony T. Robinson, și Michael G. Sweetser. 2002. 'Behavioral Responses of a Small Native Fish to Multiple Introduced Predators'. *Environmental Biology of Fishes* 63 (1): 49–56. https://doi.org/10.1023/A:1013899125938.

Carpenter, J. 2005. 'Competition for Food between an Introduced Crayfish și Two Fishes Endemic to the Colorado River Basin'. *Environmental Biology of Fishes*. https://doi.org/10.1007/s10641-004-2588-z.

Chambers, Patricia A., John Mark Hanson, Janice M. Burke, și Ellie E. Prepas. 1990. 'The Impact of the Crayfish *Orconectes virilis* on Aquatic Macrophytes'. *Freshwater Biology* 24 (1): 81–91. https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1990.tb00309.x.

Chambers, Patricia, John Hanson, și Ellie Prepas. 2006. 'The Effect of Aquatic Plant Chemistry și Morphology on Feeding Selectivity by the Crayfish, *Orconectes virilis*'. *Freshwater Biology* 25 (May): 339–48. https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1991.tb00496.x.

Clark, William, și Gary Lester. 2005. 'Range Extension și Ecological Information for *Orconectes virilis* (Hagen 1870) (Decapoda: Cambaridae) in Idaho, USA'. *Western North American Naturalist* Volume 65 (April): 164–69.

Davidson, Elizabeth W., Jennifer Snyder, Donald Lightner, Gregory Ruthig, Julie Lucas, și Joel Gilley. 2010. 'Exploration of Potential Microbial Control Agents for the Invasive Crayfish, *Orconectes virilis*'. *Biocontrol Science și Technology* 20 (3): 297–310. https://doi.org/10.1080/09583150903514023.

Dorn, Nathan J., și Jeremy M. Wojdak. 2004. 'The Role of Omnivorous Crayfish in Littoral Communities'. *Oecologia* 140 (1): 150–59. https://doi.org/10.1007/s00442-004-1548-9.

Ellis, Adam. 2012. ‘*Faxonius virilis* (Virile Crayfish)’. CABI Invasive Species Compendium. 30 August 2012. https://www.cabi.org/isc/datasheet/72034.

Fernandez, Philip J. 1996. *Effects of the Introduced Crayfish Orconectes Virilis on Native Aquatic Herpetofauna in Arizona*. Heritage Program, Arizona Game și Fish Department.

Filipová, Lenka, David M. Holdich, Jérôme Lesobre, Frédéric Grandjean, și Adam Petrusek. 2010. ‘Cryptic Diversity within the Invasive Virile Crayfish *Orconectes Virilis* (Hagen, 1870) Species Complex: New Lineages Recorded in Both Native și Introduced Ranges’. *Biological Invasions* 12 (5): 983–89. https://doi.org/10.1007/s10530-009-9526-0.

Hanson, John Mark, Patricia A. Chambers, și Ellie E. Prepas. 1990. ‘Selective Foraging by the Crayfish *Orconectes Virilis* și Its Impact on Macroinvertebrates’. *Freshwater Biology* 24 (1): 69–80. https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1990.tb00308.x.

Holdich, D.M., Julian Reynolds, Catherine Souty-Grosset, și Peter Sibley. 2008. ‘A Review of the Ever Increasing Threat to European Crayfish from Non-Indigenous Crayfish Species. Knowl Manag Aquat Ecosyst’. *Http://Dx.Doi.Org/10.1051/Kmae/2009025* 11 (November).

Loughman, Zachary. 2010. ‘Distribution și Conservation Standing of West Virginia Crayfishes’. *Southeastern Naturalist* 9 (January): 63–78. https://doi.org/10.1656/058.009.s304.

Love, Joy, și Jacqueline F. Savino. 1993. ‘Crayfish (*Orconectes Virilis*) Predation on Zebra Mussels (Dreissena Polymorpha)’. *Journal of Freshwater Ecology* 8 (3): 253–59. https://doi.org/10.1080/02705060.1993.9664861.

Moody, Eric K., și John L. Sabo. 2013. ‘Crayfish Impact Desert River Ecosystem Function și Litter-Dwelling Invertebrate Communities through Association with Novel Detrital Resources’. *PLOS ONE* 8 (5): e63274. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0063274.

Morgan, G.E., și W.T. Momot. 1988. ‘Exploitation of *Orconectes Virilis* in Northern Climates: Complimentarity of Management Options with Self-Regulatory Life History Strategies’. *Freshwater Crayfish* 7 (1): 69–80. https://doi.org/10.5869/fc.1988.v7.069.

Perry, William L., Jeffrey L. Feder, și David M. Lodge. 2001. 'Implications of Hybridization between Introduced și Resident *Orconectes* Crayfishes'. *Conservation Biology* 15 (6): 1656–66. https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2001.00019.x.

Roessink, Ivo, Ronald Gylstra, Peter Heuts, Bart Specken, și Fabrice Ottburg. 2017. 'Impact of Invasive Crayfish on Water Quality și Aquatic Macrophytes in the Netherlands'. *Aquatic Invasions* 12 (January): 397–404. https://doi.org/10.3391/ai.2017.12.3.12.

Rogowski, David L., și Craig A. Stockwell. 2006. 'Assessment of Potential Impacts of Exotic Species on Populations of a Threatened Species, White Sands Pupfish, Cyprinodon Tularosa'. *Biological Invasions* 8 (1): 79–87. https://doi.org/10.1007/s10530-005-0238-9.

Savino, Jacqueline F., și John E. Miller. 1991. 'Crayfish (*Orconectes Virilis*) Feeding on Young Lake Trout (Salvelinus Namaycush): Effect of Rock Size'. *Journal of Freshwater Ecology* 6 (2): 161–70. https://doi.org/10.1080/02705060.1991.9665290.

Autor fișă: Popa Luis Ovidiu

Pacifastacus leniusculus

1. **Descriere specie**

Denumire științifica *(cf.* GBIF*)*: *Pacifastacus leniusculus* (Dana, 1852)

Încadrare taxonomică *(Încrengătură/clasă/ordin)*: Arthropoda/ Malacostraca/ Decapoda

Habitat *(terestru, marin, dulcicol)*: dulcicol

2. **Documentare impact:**

a. **competiție**

Introducerea *P. leniusculus* a avut impact negativ asupra populațiilor de raci nativi la nivel global. Speciile native de raci sunt înlocuite frecvent datorită faptului că au fecundități mai mici (Daniels 1982), au o capacitate inferioară de a concura pentru adăpost, au o vulnerabilitate reproductivă la stres (Westman, Savolainen, și Julkunen 2002), ceea ce duce la o susceptibilitate crescută la prădare (Dunn și colab. 2009),.

b. prădătorism

Ca specie politrofică oportunistă, *P. leniusculus* se hrănește cu orice este disponibil, inclusiv cu alte specii de raci. În timp ce juvenilii se hrănesc mai ales cu insecte acvatice, adulții consumă mai multă materie vegetală. În unele populații americane (Lewis 2002). *P. leniusculus* acționează ca un prădător direct al altor specii native de raci (Goshima și Nakata 2006). La o densitatea a racilor speciei *P. leniusculus* de numai 1,8/m^2 a fost observată o scădere de 70% a nevertebratelor bentonice (Phillips, Vinebrooke, și Turner 2009). Unii autori au arătat că *P. leniusculus* este prădător direct al unei specii de triton *(Taricha granulosa mazamae*) în USA (Girdner și colab. 2018), dar și al icrelor speciei *Salmo salar* (Findlay, Riley, și Lucas 2015).

c. hibridizare

Nu există date în acest sens.

d. transmiterea de boli speciilor native

Ciuma racilor, cauzată de oomicetul *Aphanomyces astaci* Schikora, este enumerată printre cele mai rele 100 de specii invazive din lume de către Uniunea Internațională pentru Conservarea Naturii (IUCN) (Boudjelas și colab. 2000). *A. astaci* a fost izolat în anul 1970 chiar de la *P. leniusculus* din râul Sacramento și lacul Tahoe din vestul Americii de Nord dovedindu-se astfel că agentul patogen este originar din America de Nord (Unestam și Weiss 1970). Deși speciile americane de decapode sunt considerate rezistente la infecția cu AI (Unestam 1969), s-a constatat de asemenea că prezența agentului patogen la Iface ca sistemul imunitar al acestuia să fie stimulat constant și animalul să fie sub stres permanent, astfel încât, în condiții de stres suplimentar, I poate muri rapid (Cerenius și Söderhäll 1992). Acest lucru poate provoca mortalitate ridicate atât în acvacultură, cât și în sălbăticie și poate explica unele dintre mortalitățile observate în populațiile din Suedia și Finlanda.

e. parazitism

Nu există date în acest sens.

f. toxicitate

Nu există date în acest sens.

g. bio-fouling (sau alt impact fizic direct, exceptând relațiile trofice)

Nu există date în acest sens.

h. ierbivorie

Într-un studiu realizat în Suedia, s-a constatat că *P. leunisculus* a consumat mult mai mult *Chara* sp. decât raci nativi - mai ales la temperaturi mai ridicate. Rezultatele indică faptul că *P. leunisculus* sunt consumatori de macrofite mai vorace decât speciile native, cu un impact negativ mai mare. *Chara* sp. pare a fi deosebit de vulnerabilă, deoarece este preferată de raci și pentru că genul conține un număr mare de specii rare. Apariția *P. leunisculus* prezintă astfel un risc mai mare de reducere sau chiar de dispariție a plantelor submerse față de riscul pe care îl produc speciile native de raci, care sunt mai puțin vorace (Per Nyström și Strand 1996).

i. impact chimic asupra ecosistemelor

Deoarece are un comportament de hrănire opportunist, consumă și detritus și, prin urmare, joacă un rol important în degradarea și mineralizarea materiei organice moarte (Vaeßen și Hollert 2015).

j. impact fizic asupra ecosistemelor

Gropile săpate de raci din specia *P. leunisculus* duc la eroziunea malurilor și la creșterea mobilizării sedimentelor fluviale, ceea ce ar putea contribui în cele din urmă la prăbușirea malurilor (Harvey și colab. 2011).

k. impact asupra structurii ecosistemelor

Mai multe studii indică faptul că *P. leunisculus* are un impact mai puternic asupra structurii rețelelor trofice din ecosistem decât racii indigeni (Guan si Wiles 1997; P. Nyström 2002; Per Nyström 1999).

Un studiu realizat în Suedia a arătat că după apariția speciei *P. leunisculus* comunitatea de nevertebrate a devenit dominată de specii care locuiesc în sedimente iar componenta porțiunea organică a sedimentului a scăzut (Nyström și Strand 1996).

Alți autori au descoperit că efectivele peștilor juvenili de un an au scăzut după ce racii au fost introduși într-un iaz în care se hrăneau aproape exclusiv cu ponta peștilor. Ca rezultat, biomasa zooplanctonului a crescut în timp ce concentrațiile de O_2 au scăzut, aparent din cauza raportului nefavorabil între respirație și producție primară. Algele verzi filamentoase au dispărut rapid, în timp ce algele albastre din genul *Gleotrichia* (o sursă de hrană mai puțin apreciată) au dominat în cele din urmă comunitatea. Aceeași autori au observat că efectele

asupra ecosistemelor pot fi nu doar de natură trofică; comunitățile de fitoplancton ar fi de asemenea afectate, prin intermediul modificării sedimentelor produsă de către raci (Dorn și Wojdak 2004).

l. impact indirect (prin interacțiunea cu alte specii)

Nu există date în acest sens.

3. Alte informații relevante

Specia *P. leunisculus* este acum răspândită în toată Europa, fiind exploatată în pescuitul comercial.

Bibliografie

Boudjelas, Souyad, Michael Browne, Maj De Poorter, și Sarah Lowe. 2000. *100 of the World's Worst Invasive Alien Species : A Selection from the Global Invasive Species Database*. https://portals.iucn.org/library/node/8565.

Cerenius, L., și K. Söderhäll. 1992. "Crayfish Diseases și Crayfish as Vectors for Important Disease." *Finnish Fisheries Research* 14: 125–33.

Daniels, Robert A. 1982. "Life History, Distribution, și Status of *Pacifastacus Fortis* (Decapoda: Astacidae)," 197–212.

Dunn, Jenny C., H. Elizabeth McClymont, Martin Christmas, și Alison M. Dunn. 2009. "Competition și Parasitism in the Native White Clawed Crayfish Austropotamobius Pallipes și the Invasive Signal Crayfish *Pacifastacus Leniusculus* in the UK." *Biological Invasions* 11 (2): 315–24. https://doi.org/10.1007/s10530-008-9249-7.

Goshima, Seiji, și Kazuyoshi Nakata. 2006. "Asymmetry in Mutual Predation between the Endangered Japanese Native Crayfish *Cambaroides Japonicus* și the North American Invasive Crayfish *Pacifastacus Leniusculus*: A Possible Reason for Species Replacement." *Journal of Crustacean Biology* 26 (2): 134–40. https://doi.org/10.1651/S-2652.1.

Guan, Rui-Zhang, Peter Roy Wiles. 1997. "Ecological Impact of Introduced Crayfish on Benthic Fishes in a British Lowland River. Impacto Ecologico de Un Langostino de Rio Introducido En Poblaciones de Peces Bentonicos de Un Rio de Las Tierras Bajas

Britanicas." *Conservation Biology* 11 (3): 641–47. https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1997.96073.x.

Harvey, Gemma L., Tom P. Moorhouse, Nicholas J. Clifford, Alexander J. Henshaw, Matthew F. Johnson, David W. Macdonald, Ian Reid, și Stephen P. Rice. 2011. "Evaluating the Role of Invasive Aquatic Species as Drivers of Fine Sediment-Related River Management Problems: The Case of the Signal Crayfish (*Pacifastacus Leniusculus*)." *Progress in Physical Geography: Earth și Environment* 35 (4): 517–33. https://doi.org/10.1177/0309133311409092.

Lewis, Scott. 2002. "Pacifastacus." In *Biology of Freshwater Crayfish*, edited by David M. Holdich, 511–40. Blackwell Science.

Nyström, P. 2002. "Ecology." In *Biology of Freshwater Crayfish*, edited by David M. Holdich, 192–235. Blackwell Science.

Nyström, Per. 1999. "Ecological Impact of Introduced și Native Crayfish on Freshwater Communities: European Perspectives." In *Crayfish in Europe as Alien Species*, 63–85. Routledge. https://doi.org/10.1201/9781315140469-6.

Nyström, Per, și John Strand. 1996. "Grazing by a Native și an Exotic Crayfish on Aquatic Macrophytes." *Freshwater Biology* 36 (3): 673–82. https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1996.d01-508.x.

Unestam, T. 1969. "Resistance to the Crayfish Plague in Some American, Japanese și European Crayfishes." Drottningholm: Institute of Freshwater Research, Drottningholm. https://www.cabi.org/ISC/abstract/20087207645.

Unestam, T., și D. W. Weiss. 1970. "The Host-Parasite Relationship between Freshwater Crayfish și the Crayfish Disease Fungus Aphanomyces Astaci: Responses to Infection by a Susceptible și a Resistant Species." *Journal of General Microbiology* 60 (1): 77–90. https://doi.org/10.1099/00221287-60-1-77.

Westman, Kai, Riitta Savolainen, și Markku Julkunen. 2002. "Replacement of the Native Crayfish *Astacus Astacus* by the Introduced Species *Pacifastacus Leniusculus* in a Small, Enclosed Finnish Lake: A 30-Year Study." *Ecography* 25 (1): 53–73. https://doi.org/10.1034/j.1600-0587.2002.250107.x.

Dorn, Nathan J., și Jeremy M. Wojdak. 2004. "The Role of Omnivorous Crayfish in Littoral

Communities.” *Oecologia* 140 (1): 150–59. https://doi.org/10.1007/s00442-004-1548-9.

Findlay, John D. S., William D. Riley, și Martyn C. Lucas. 2015. “Signal Crayfish (*Pacifastacus Leniusculus*) Predation upon Atlantic Salmon (*Salmo Salar*) Eggs.” *Aquatic Conservation: Marine și Freshwater Ecosystems* 25 (2): 250–58. https://doi.org/10.1002/aqc.2480.

Girdner, Scott F., Andrew M. Ray, Mark W. Buktenica, David K. Hering, Jeremy A. Mack, și John W. Umek. 2018. “Replacement of a Unique Population of Newts (*Taricha Granulosa Mazamae*) by Introduced Signal Crayfish (*Pacifastacus Leniusculus*) in Crater Lake, Oregon.” *Biological Invasions* 20 (3): 721–40. https://doi.org/10.1007/s10530-017-1570-6.

Nyström, Per, și John Strand. 1996. “Grazing by a Native și an Exotic Crayfish on Aquatic Macrophytes.” *Freshwater Biology* 36 (3): 673–82. https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1996.d01-508.x.

Phillips, Iain D., Rolf D. Vinebrooke, și Michael A. Turner. 2009. “Experimental Reintroduction of the Crayfish Species *Orconectes Virili*s into Formerly Acidified Lake 302S (Experimental Lakes Area, Canada)This Paper Is Part of the Series ‘Forty Years of Aquatic Research at the Experimental Lakes Area’.” Edited by Charles Ramcharan. *Canadian Journal of Fisheries și Aquatic Sciences* 66 (11): 1892–1902. https://doi.org/10.1139/F09-118.

Vaeßen, Susanne, și Henner Hollert. 2015. “Impacts of the North American Signal Crayfish (Pacifastacus Leniusculus) on European Ecosystems.” *Environmental Sciences Europe* 27 (1): 33. https://doi.org/10.1186/s12302-015-0065-2.

Autor fișă: Popa Luis Ovidiu

Procambarus fallax f. virginalis

1. **Descriere specie**

Denumire științifică *(cf.* GBIF*)*: *Procambarus fallax* f. *virginalis* Martin, Dorn, Kawai, van

der Heiden & Scholtz, 2010

Încadrare taxonomică *(Încrengătură/clasă/ordin)*: Arthropoda/Malacostraca/Decapoda

Habitat *(terestru, marin, dulcicol)*: dulcicol

2. Documentare impact:

a. competiție

Se cunosc mai multe date despre invazia raculuimarmorat și competiția cu speciile native, în Madagascar, unde a fost identificat pentru prima dată în 2003. Racul marmorat a stabilit rapid populații în Madagascar și a invadat opt din cele 22 de regiuni ale țării (Johnes și colab., 2009). Această specie este purtătoare a patogenului ciuma racilor *A. astaci* (Keller și colab. 2014). Racii marmorați amenință, de asemenea, racii nativi prin concurența pe resursele disponibile. De exemplu în Madagascar *P. fallax f. virginalis* a intrat în competiție cu mai mulți crabi endemici, periclitându-i *Astacoides betsileoensis, A. caldwelli, A. granulimanus, A. hobbsi, A. madagascariensis, A. petiti.* În Europa s-a ridicat problema periclitării speciei *Austropotamobius pallipes* (Chucholl și Pfeiffer (2010).

b. prădătorism

Sun organisme omnivore, generaliste, detritivore. Nu sunt date în literatură că ar provoca dispariția anumitor specii din cauza prădătorismului.

c. hibridizare

Nu există dovezi în acest sens în literatură. Vogt și colab. 2019 a comparat mai multe trăsături ale specie *P. fallax f. virginalis* (triploidă) (numită de unii chiar *P. virginalis*) cu specia mamă americană *P. fallax* (diploid) printre care: secvențe mitocondriale, parametrii ai genomului nuclear, caractere morfologice, dimensiunile corpului, culoare, masă corporală, fecunditate, longevitate, parametrii ecologici, trăsături comportamentale și distribuție geografică. Acest studiu a arătat că autotriploidizarea poate provoca modificări semnificative în unele trăsături biologice, lăsând altele în mare parte neschimbate. Genele mitocondriale, caracterele morfologice, culoarea, proporțiile corpului și unele caracteristici ecologice au rămas practic neschimbate, în timp ce mai mulți parametri ai genomului nuclear, trăsături de ontogenie și unele caracteristici ecologice au fost modificate. Cele mai evidente modificări au fost îmbunătățirea trăsăturilor de fitness populațional, dimensiunea corpului, fecunditatea și longevitatea. Întrucât autopoliploizii nu încorporează gene noi în genomul lor, aceste

modificări trebuie să fi fost cauzate de modificări ale expresiei genelor în timpul apariției speciei *P. virginalis*. Modificările de ontogenie sunt probabil responsabile pentru caracteristicile ecologice modificate ale *P. virginalis*, inclusiv adaptarea la latitudini mai mari și invazivitate mai mare.

d. transmiterea de boli speciilor native

Racul marmorat a fost găsit ca fiind purtător de *A. astaci* , ciuma racilor (Keller și colab. 2014). Această boală, la care *P. fallax* este rezistentă duce la omorârea speciilor de raci nativi. *Aphanomyces astacii* este un fung din clasă Oomycete care infectează racii, mai ales speciile europene de *Astacus*, care mor după câteva săptămâni de la infecție. În România a fost identificată în Dunăre (Parvulescu și colab., 2012).

De asemenea la această specie au mai fost găsite infecții cu *Rickettsia* sp., Coccidia și de asemenea cu protozoarul *Psorospermium* sp cunoscut ca parazit în aria nativă a speciei *Procambarus fallax* (Souty-Grosset și colab., 2006).

e. parazitism

Nu este cazul.

f. toxicitate

Nu sunt date în literatură.

g. bio-fouling (sau alt impact fizic direct, exceptând relațiile trofice)

Nu sunt date în literatură.

h. ierbivorie

Ei pot produce daune importante în orezării, afectând plantele tinere de orez (Heimer 2010).

i. impact chimic asupra ecosistemelor

Nu sunt date în literatură.

j. impact fizic asupra ecosistemelor

Nu sunt date în literatură.

k. impact asupra structurii ecosistemelor

Prin faptul că este vector al ciumei racilor duce la dispariția speciilor native de raci.

l. impact indirect (prin interacțiunea cu alte specii)

În Madagascar s-a observat un impact semnificativ asupra populațiilor de pești.

Pescarii locali au raportat că racul marmorat distrus pescuitul din zona lor (Jones și colab., 2009; Heimer, 2010). Pescuitul intern din Madagascar se bazează în principal pe peștii introduși (de exemplu, crapul mic și *Tilapia*).

3. Alte informații relevante

Racul marmorat, *Procambarus fallax f. virginalis*, este o specie de origine Nord-Americană. A fost descoperită abia la mijlocul anilor ”90 pe piața de animale de companie din Germania (Lukhaup 2001, Souty-Grosset și colab., 2006; Chucholl și Pfeiffer, 2010). Este singurul crustaceu decapod partenogentic cunoscut (există doar femele care se reproduc prin ouă nefecundate, producând clone identice cu mama). Se știe că specia este de fapt autotriploidă, provenind din specia diploidă P*rocambarus fallax* (Vogt și colab., 2019). Datorită potențialului său invaziv și statutului de purtător de patogeni, această specie a fost inclusă pe lista celor 37 de specii străine invazive de interes pentru Uniunea Europeană (EU Regulation No. 1143/2014)

Acesta a circulat în comerțul cu animale de companie din Europa, câțiva ani înainte ca primele exemplare scăpate să fie capturate în Europa. În Europa există multe înregistrări de populații stabilite: Germania (Priveneau 2010), Olanda (Soes și Eekelen (2006)), Italia (Marzano și colab. 2009, Vojkovská și colab. 2014), România (Parvulescu și colab. 2017), Croația (Samardžić și colab. 2014), Cehia (Patoka și colab. 2016), Suedia (Bohman și colab. 2013), Ungaria (Weiperth și colab. 2015; Lőkkös și colab. 2016), Slovacia (Janský și Mutkovič 2010), Ucraina (Novitsky și Son 2016). Există, de asemenea, o îngrijorare substanțială cu privire la faptul că invazia cu raci marmorați pot avea un impact negativ orezăriilor provocând daune economice importante (Jones și colab., 2009; Kawai și colab., 2009; Heimer, 2010).

Bibliografie

Bohman P, Edsman L, Martin P, Scholtz G (2013) The first Marmorkrebs (Decapoda: Astacida: Cambaridae) in Scandinavia. *BioInvasions Records* 2: 227–232, https://doi.org/10.3391/bir.2013. 2.3.09

Chucholl C; Pfeiffer M, 2010. First evidence for an established Marmorkrebs (Decapoda,

Astacida, Cambaridae) population in Southwestern Germany, in syntopic occurrence with Orconectes limosus (Rafinesque, 1817). Aquatic Invasions, 5(4):405-412.

Heimer K, 2010. Invasion of self-cloning crayfish alarms Madagascar. Deutsche Presse-Agentur wire story. http://www.earthtimes.org/articles/news/339974,alarms-madagascar-feature.html

Janský V, Mutkovič A (2010) Marbled crayfish—*Procambarus* sp. (Crustacea: Decapoda: Cambaridae)—first find in Slovakia. *Acta Rerum Naturalium Musei Natuionalis Slovenici* 56: 64–67

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. http://www.springerlink.com/content/w4635m7327471764/fulltext.html DOI:10.1007/s10530-008-9334-y

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. http://www.bioone.org/doi/abs/10.1651/08-3125.1

Keller NS, 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 și Management of Aquatic Ecosystems* 414: 15, https://doi.org/10. 1051/kmae/2014032

Lőkkös A, Müller T, Kovács K, Várkonyi L, Specziár A, Martin P (2016) The alien, parthenogenetic marbled crayfish (Decapoda: ambaridae) is entering Kis-Balaton (Hungary), one of Europe's most important wetland biotopes. *Knowledge și Management of Aquatic Ecosystems* 417: 16, https://doi.org/10.1051/kmae/2016003

Lukhaup C (2001) *Procambarus* sp. – Der Marmorkrebs. *Aquaristik Aktuell* 7–8: 48–51

Marzano F N, Scalici M, Chiesa S, Gherardi F, Piccinini A, Gibertini G, 2009. The first record of the marbled crayfish adds further threats to fresh waters in Italy. Aquatic Invasions. 4 (2), 401-404. DOI:10.3391/ai.2009.4.2.19

Novitsky RA, Son MO (2016) The first records of Marmorkrebs [*Procambarus fallax*

(Hagen, 1870) f. *virginalis*] (Crustacea, Decapoda, Cambaridae) in Ukraine. *Ecologica Montenegrina* 5: 44–46

Patoka J, Buřič M, Kolář V, Bláha M, Petrtýl M, Franta P, Tropek R, Kalous L, Petrusek A, Kouba A (2016) Predictions of marbled crayfish establishment in conurbations fulfilled: Evidences from the Czech Republic. *Biologia* 71: 1380–1385, https://doi.org/10. 1515/biolog-2016-0164

Pârvulescu, L., Schrimpf, A., Kozubíková, E., Resino, S. C., Vrålstad, T., Petrusek, A., & Schulz, R. (2012). Invasive crayfish și crayfish plague on the move: first detection of the plague agent *Aphanomyces astaci i*n the Romanian Danube. *Diseases of Aquatic Organisms*, *98*(1), 85-94.

Pârvulescu, L., Togor, A., Lele, S. F., Scheu, S., Șinca, D., & Panteleit, J. (2017). First established population of marbled crayfish *Procambarus fallax* (Hagen, 1870) f. virginalis (Decapoda, Cambaridae) in Romania. *BioInvasions Record*, *6*(4).

Privenau K, 2010. [English title not available]. (Marmorkrebs bringt Pest.) Mitteldeutsche Zeitung news story. http://www.mz-web.de/servlet/ContentServer?pagename=ksta/page&atype=ksArtikel&aid=1286541132341&calledPageId=987490165154

Samardžić M, Lucić A, Maguire I, Hudina S (2014) The first record of the marbled crayfish (*Procambarus fallax* (Hagen, 1870) f. *virginalis*) in Croatia. *Crayfish News* 36: 4–4

Soes M, Eekelen R van, 2006. Crayfish, a growing problem. (Rivierkreeften, een oprukkend probleem?). Levende Natuur. 107 (2), 56-59

Souty-Grosset C; Holdich DM; Noel PY; Reynolds JD; Haffner P, 2006. Atlas of crayfish in Europe. Paris, France: Muséum national d´Histoire naturelle, 187 pp.

Vogt, G., Dorn, N. J., Pfeiffer, M., Lukhaup, C., Williams, B. W., Schulz, R., & Schrimpf, A. (2019). The dimension of biological change caused by autotriploidy: A meta-analysis with triploid crayfish Procambarus virginalis și its diploid parent Procambarus fallax. *Zoologischer Anzeiger*, *281*, 53-67.

Vojkovská R, Horká I, Tricarico E, Ďuriš Z (2014) New record of the parthenogenetic marbled crayfish *Procambarus fallax* f. *virginalis* from Italy. *Crustaceana* 87: 1386–1392, https://doi.org/ 10.1163/15685403-00003365

Weiperth A, Csányi B, Gál B, György ÁI, Szalóky Z, Szekeres J, Tóth B, Puky M (2015) Egzotikus rák, hal-és kétéltűfajok a Budapest környéki víztestekben Exotic crayfish, fish și amphibian species in various water bodies in the region of Budapest.*Pisces Hungarici* 9:65-70

Autor fișă: Iorgu Elena Iulia

Procambarus clarkii

1. **Descriere specie**

Denumire științifică *(cf.* GBIF*)*: *Procambarus clarkii*

Încadrare taxonomică *(Încrengătură/clasă/ordin)*: Arthropoda/ Malacostraca/ Decapoda

Habitat *(terestru, marin, dulcicol)*: dulcicol

2. **Documentare impact:**

a. competiție

P. clarkii poate avea un impact grav asupra speciilor native de raci prin competiție cu aceștia (Francesca Gherardi și Daniels 2011). Speciile amenințate în mod specific includ *Austropotamobius pallipes*, *Astacus astacus* și racul de piatră *Austropotamobius torrentium* (García-Arberas, Rallo, și Antón 2009; Dehus și colab. 2017; Francesca Gherardi 2006; Gil-Sánchez și Alba-Tercedor 2006). *P. clarkii* este, de asemenea, cunoscut pentru competiția cu specii de raci nativi în Japonia (Kawai și Kobayashi 2005). *Procambarus clarkii* intră în competiție, de asemenea, și cu alte animale native, cum ar fi larvele de libelule, care sunt și ele prădătoare (Bucciarelli și colab. 2019) și chiar cu amfibieni (Bélouard, Petit, și Paillisson 2019), reducând densitatea acestora în habitat.

b. prădătorism

P. clarkii intră în competiție și/sau activează ca prădător cu o mare varietate de specii acvatice, inclusiv amfibieni, moluște, macronevertebrate și pești. Presiunea competitivă și prădătorismul asupra amfibienilor nativi au fost înregistrate din Peninsula Iberică (Cruz și colab. 2006), Suedia (Ilhéu, Bernardo, și Fernandes 2007).(Nyström 2017). Rapoarte mai

specifice includ efecte asupra speciilor *Rana sp.*, *Bufo bufo* și *Triturus vulgaris* în Italia (F. Gherardi, Renai, și Corti 2001) și asupra specie *Bufo calamita* în Parcul Natural Donana, Spania (Cruz și colab. 2006), precum și a speciei tritonul de California, *Taricha torosa*, în California (Gamradt și Kats 1996). Prădătorismul asupra moluștelor se referă la melci nativi în Lacul Doccia, Italia (Francesca Gherardi și Barbaresi 2007) și în Peninsula Iberică (Cruz și colab. 2006). *P. clarkii* pradă de asemenea icre de pește și alevini, și s-a descoperit că pradă și păstrăvul de lac (*Salvelinus namaycush*), precum și speciile *Gila intermedia*, *Catostomus spp.* și *Rhinichthys osculus*, în condiții de laborator (Mueller, Carpenter, și Thornbrugh 2006). De asemenea, poate reduce populația și diversitatea de macronevertebrate acvatice (Correia și Anastácio 2008).

c. hibridizare

Nu există date în acest sens.

d. transmiterea de boli speciilor native

Procambarus clarkii este vector pentru o serie de specii de helminți și a fost implicat în transmiterea ciumei racilor *(Aphanomyces astaci*) la specii native din Europa, deși P. *clarkii* este foarte rezistent la această boală (Aquiloni și colab. 2011). De asemenea, au fost descrise infecții sistemice ale speciei *Procambarus clarkii* cu *Vibrio mimicus* și *V. cholerae* (Thune, Hawke, și Siebeling 1991). Conform acestora infecțiile sunt favorizate de temperaturi ridicate și valori scăzute ale oxigenului dizolvat. Au fost observate rate de mortalitate cuprinse între 5 și 25%.

În anumite părți ale lumii, *P. clarkii* gătit insuficient poate transmite paraziți la oameni, inclusiv parazitul platelmint *Paragonimus westermani* și nematodul *Angiostrongylus cantonensis* (Matthews și Brand 2004).

e. parazitism

Nu există date în acest sens.

f. toxicitate

Prin acumularea de toxine de la cianobacterii (de exemplu, microcistină), *P. clarkii* facilitează amplificarea efectului biologic al acestor substanțe dăunătoare și transferul lor trofic la oameni (Chen și Xie 2005).

g. bio-fouling (sau alt impact fizic direct, exceptând relațiile trofice)

Nu există date în acest sens.

h. ierbivorie

Comportamentul de hrănire ierbivor al *P. clarkii* determină adesea reducerea masei macrofite și a biodiversității, fiind înregistrat în Lacul Chozas, Spania (Rodríguez, Bécares, și Fernández-Aláez 2003); Lacul Naivasha, Kenya (Smart și colab. 2002); Lacul Doccia, Italia (Francesca Gherardi și Barbaresi 2007); zone umede mediteraneene (Geiger și colab. 2005). Speciile afectate includ *Nymphoides peltata, Potamopeton crispus, Ultricularia australis, Potamogeton spp*.

i. impact chimic asupra ecosistemelor

Într-un studiu realizat în Spania, s-a constatat că *Procambarus clarkii* Girard are efecte asupra calității apei și a caracteristicilor sedimentelor din zona umedă studiată. Astfel racii acționau ca o pompă de nutrienți care transformau și translocau nutrienții legați din sedimente în masa de apă. În același timp, racii au redus conținutul de materie organică din sediment și au determinat o ușoară creștere a conținutului total de fosfor și azot din sediment ca urmare a activității bentice a racului. Efectele *P. clarkii*, în ceea ce privește încărcarea internă a nutrienților (229,91 mg TP m^{-2} d^{-1}), s-au dovedit a fi importante la scară locală, indicând semnificația alimentării interne cu nutrienți a producătorilor primari planctonici, în special în condiții de aport extern de nutrienți scăzut (în perioada de vară). Extrapolările pentru întregul ecosistem au arătat însă o contribuție neglijabilă a racului (0,06%) la încărcarea internă totală de nutrienți (0,035 mg TP m^{-2} d^{-1}) (Angeler și colab. 2001).

j. impact fizic asupra ecosistemelor

În zonele predispuse la fluctuații ale nivelului apei - cum ar fi în jurul barajelor, digurilor sau sistemelor de irigații -*P. clarkii*, prin sistemul complex de vizuini săpate în maluri, poate provoca destabilizări ale acestora (Nagy și colab. 2020). De asemenea, *P. clarkii* determină o creștere semnificativă a solidelor totale în suspensie, probabil ca urmare a activității bentice pe care o desfășoară (Angeler și colab. 2001).

k. impact asupra structurii ecosistemelor

Procambarus clarkii ocupă o poziție importantă în structura trofică a mediilor invadate, schimbând funcționarea întregului ecosistem (de exemplu reduce numărul amfibienilor, sau intra în competiție cu diferiți prădători din ecosistemele acvatice dulcicole

ducând în final la declinul populațiilor acestora din lipsă de hrană) (Angeler și colab. 2001; Dorn și Wojdak 2004; F. Gherardi și colab. 2002; Cruz și colab. 2006) (Angeler și colab. 2001; Dorn și Wojdak 2004; Gherardi și Acquistapace 2007; Cruz și colab. 2008).

l. impact indirect (prin interacțiunea cu alte specii)

P. clarkii poate funcționa ca rezervor pentru specia de fung B*atrachochytrium dendrobatidis*, conform unui studiu realizat în Spania (Oficialdegui și colab. 2019). Aceasta este recunoscută ca fiind una dintre principalele cauze pentru declinul global al speciilor de amfibieni (Scheele și colab. 2019).

3. Alte informații relevante

Nu este cazul.

Bibliografie

Angeler, David G., Salvador Sánchez-Carrillo, Gregorio García, și Miguel Alvarez-Cobelas. 2001. The Influence of Procambarus Clarkii (Cambaridae, Decapoda) on Water Quality și Sediment Characteristics in a Spanish Floodplain Wetland. *Hydrobiologia* 464 (1): 89–98. https://doi.org/10.1023/A:1013950129616.

Aquiloni, L., M. P. Martín, F. Gherardi, și J. Diéguez-Uribeondo. 2011. The North American Crayfish Procambarus Clarkii Is the Carrier of the Oomycete Aphanomyces Astaci in Italy. *Biological Invasions* 13 (2): 359–67. https://doi.org/10.1007/s10530-010-9828-2.

Bélouard, Nadège, Eric J. Petit, și Jean-Marc Paillisson. 2019. Variable Effects of an Invasive Species on the Reproduction și Distribution of Native Species in Pond Networks. *Freshwater Biology* 64 (3): 544–54. https://doi.org/10.1111/fwb.13241.

Bucciarelli, Gary M., Daniel Suh, Avery Davis Lamb, Dave Roberts, Debra Sharpton, H. Bradley Shaffer, Robert N. Fisher, și Lee B. Kats. 2019. Assessing Effects of Non-Native Crayfish on Mosquito Survival. *Conservation Biology* 33 (1): 122–31. https://doi.org/10.1111/cobi.13198.

Chen, Jun, și Ping Xie. 2005. Tissue Distributions și Seasonal Dynamics of the Hepatotoxic Microcystins-LR și -RR in Two Freshwater Shrimps, Palaemon Modestus și Macrobrachium Nipponensis, from a Large Shallow, Eutrophic Lake of the Subtropical China. *Toxicon* 45 (5): 615–25. https://doi.org/10.1016/j.toxicon.2005.01.003.

Correia, Alexandra M., și Pedro M. Anastácio. 2008. Shifts in Aquatic Macroinvertebrate Biodiversity Associated with the Presence și Size of an Alien Crayfish. *Ecological Research* 23 (4): 729–34. https://doi.org/10.1007/s11284-007-0433-5.

Cruz, Maria J., Sandra Pascoal, Miguel Tejedo, și Rui Rebelo. 2006. Predation by an Exotic Crayfish, Procambarus Clarkii, on Natterjack Toad, Bufo Calamita, Embryos: Its Role on the Exclusion of This Amphibian from Its Breeding Ponds. *Copeia* 2006 (2): 274–80. https://doi.org/10.1643/0045-8511(2006)6[274:PBAECP]2.0.CO;2.

Dehus, Peter, Simon Phillipson, Erik Bohl, Birgit Oidtmann, Max Keller, și Sandra Lechleiter. 2017. German Conservation Strategies for Native Crayfish Species with Regard to Alien Species. In *Crayfish in Europe as Alien Species*, edited by Francesca Gherardi și David M. Holdich, 149–59. Routledge. https://doi.org/10.1201/9781315140469-11.

Dorn, Nathan J., și Jeremy M. Wojdak. 2004. The Role of Omnivorous Crayfish in Littoral Communities. *Oecologia* 140 (1): 150–59. https://doi.org/10.1007/s00442-004-1548-9.

Gamradt, Seth C., și Lee B. Kats. 1996. Effect of Introduced Crayfish și Mosquitofish on California Newts. *Conservation Biology* 10 (4): 1155–62.

García-Arberas, L., A. Rallo, și A. Antón. 2009. The Future of the Indigenous Freshwater Crayfish *Austropotamobius Italicus* in Basque Country Streams: Is It Possible to Survive Being an Inconvenient Species? *Knowledge și Management of Aquatic Ecosystems*, no. 394–395: 19. https://doi.org/10.1051/kmae/2010015.

Geiger, Walter, Paloma Alcorlo, Angel Baltanás, și Carlos Montes. 2005. Impact of an Introduced Crustacean on the Trophic Webs of Mediterranean Wetlands. *Biological Invasions* 7 (1): 49–73. https://doi.org/10.1007/s10530-004-9635-8.

Gherardi, F., P. Acquistapace, Elena Tricarico, și S. Barbaresi. 2002. Ranging Behaviour of the Red Swamp Crayfish in an Invaded Habitat: The Onset of Hibernation. *Freshwater Crayfish* 13 (January): 330–37.

Gherardi, F., B. Renai, și C. Corti. 2001. Crayfish Predation on Tadpoles : A Comparison between a Native (Austropotamobius Pallipes) și an Alien Species (Procambarus Clarkii). *Bulletin Français de La Pêche et de La Pisciculture*, no. 361: 659–68. https://doi.org/10.1051/kmae:2001011.

Gherardi, Francesca. 2006. Crayfish Invading Europe: The Case Study of Procambarus Clarkii. *Marine și Freshwater Behaviour și Physiology* 39 (3): 175–91. https://doi.org/10.1080/10236240600869702.

Gherardi, Francesca, și Silvia Barbaresi. 2007. Feeding Preferences of the Invasive Crayfish, Procambarus Clarkii. *Bulletin Francais De La Peche Et De La Pisciculture - BULL FR PECHE PISCIC* 385 (December): 7–20. https://doi.org/10.1051/kmae:2007014.

Gherardi, Francesca, și William H. Daniels. 2011. Agonism și Shelter Competition between Invasive și Indigenous Crayfish Species. *Canadian Journal of Zoology*, February. https://doi.org/10.1139/z04-185.

Gil-Sánchez, Jose María, și Javier Alba-Tercedor. 2006. The Decline of the Endangered Populations of the Native Freshwater Crayfish (Austropotamobius Pallipes) in Southern Spain: It Is Possible to Avoid Extinction? *Hydrobiologia* 559 (1): 113–22. https://doi.org/10.1007/s10750-005-1024-5.

Ilhéu, Maria, João Manuel Bernardo, și Sílvia Fernandes. 2007. Predation of Invasive Crayfish on Aquatic Vertebrates: The Effect of Procambarus Clarkii on Fish Assemblages in Mediterranean Temporary Streams. In *Biological Invaders in Inland Waters: Profiles, Distribution, și Threats*, edited by Francesca Gherardi, 543–58. Invading Nature - Springer Series In Invasion Ecology. Dordrecht: Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-6029-8_29.

Kawai, T., și Y. Kobayashi. 2005. Origin și Current Distribution of the Alien Crayfish, Procambarus Clarkii (Girard, 1852) in Japan. *Crustaceana* 78 (9): 1143–49.

Matthews, Sue, și Kobie Brand. 2004. *Tropical Asia Invaded : The Growing Danger of Invasive Alien Species*. https://portals.iucn.org/library/node/28315.

Mueller, Gordon A., Jeanette Carpenter, și Darren Thornbrugh. 2006. Bullfrog Tadpole (Rana Catesbeiana) și Red Swamp Crayfish (Procambarus Clarkii) Predation on Early Life Stages of Endangered Razorback Sucker (Xyrauchen Texanus). *The Southwestern Naturalist* 51 (2): 258–61. https://doi.org/10.1894/0038-4909(2006)51[258:BTRCAR]2.0.CO;2.

Nagy, R., A. Fusaro, W. Conard, și C. Morningstar. 2020. Procambarus Clarkii (Girard, 1852): U.S. Geological Survey, Nonindigenous Aquatic Species Database. NAS - Nonindigenous Aquatic Species. 17 July 2020. https://nas.er.usgs.gov/queries/factsheet.aspx?SpeciesID=217.

Nyström, Per. 2017. Ecological Impact of Introduced și Native Crayfish on Freshwater Communities: European Perspectives. In *Crayfish in Europe as Alien Species,* 63–85. Routledge. https://doi.org/10.1201/9781315140469-6.

Oficialdegui, Francisco J., Marta I. Sánchez, Camino Monsalve-Carcaño, Luz Boyero, și Jaime Bosch. 2019. The Invasive Red Swamp Crayfish (Procambarus Clarkii) Increases Infection of the Amphibian Chytrid Fungus (Batrachochytrium Dendrobatidis). *Biological Invasions* 21 (11): 3221–31. https://doi.org/10.1007/s10530-019-02041-6.

Rodríguez, Carlos F., Eloy Bécares, și Margarita Fernández-Aláez. 2003. Shift from Clear to Turbid Phase in Lake Chozas (NW Spain) Due to the Introduction of American Red Swamp Crayfish (Procambarus Clarkii). *Hydrobiologia* 506 (1): 421–26. https://doi.org/10.1023/B:HYDR.0000008626.07042.87.

Scheele, Ben C., Frank Pasmans, Lee F. Skerratt, Lee Berger, An Martel, Wouter Beukema, Aldemar A. Acevedo, și colab. 2019. Amphibian Fungal Panzootic Causes Catastrophic și Ongoing Loss of Biodiversity. *Science (New York, N.Y.)* 363 (6434): 1459–63. https://doi.org/10.1126/science.aav0379.

Smart, Andrew C., David M. Harper, François Malaisse, Sophie Schmitz, Stephanie Coley, și Anne-Christine Gouder de Beauregard. 2002. Feeding of the Exotic Louisiana Red Swamp Crayfish, Procambarus Clarkii (Crustacea, Decapoda), in an African Tropical Lake: Lake Naivasha, Kenya. *Hydrobiologia* 488 (1): 129–42. https://doi.org/10.1023/A:1023326530914.

Thune, Ronald L., John P. Hawke, și Ronald J. Siebeling. 1991. Vibriosis in the Red Swamp Crawfish. *Journal of Aquatic Animal Health* 3 (3): 188–91. https://doi.org/10.1577/1548-8667(1991)003<0188:VITRSC>2.3.CO;2.

Autor fișă: Popa Luis Ovidiu

Physella acuta

1. **Descriere specie**

Denumire științifica *(cf.* GBIF*)*: *Physella acuta* (Draparnaud, 1805)

Încadrare taxonomică *(Încrengătură/clasă/ordin)*: Mollusca/ Gastropoda/ Basommatophora

Habitat *(terestru, marin, dulcicol)*: dulcicol

2. **Documentare impact:**

a. **competiție**

În unele cazuri s-a observat că *Physella acuta* domină și înlocuiește fauna nativă de melci acolo unde este introdusă (Ebbs, Loker, și Brant 2018; Dobson 2004).

Un studiu al interacțiunilor competitive între specia nativă europeană *Physa fontinalis* și *Physella acuta* a arătat că în habitate cu temperaturi mai ridicate, rata de creștere a speciei *P. acuta* a fost stimulată, oferind acesteia un avantaj competitiv față de specia nativă (Früh, Haase, și Stoll 2015).

b. **prădătorism**

Nu este cazul.

c. **hibridizare**

Nu este cazul.

d. **transmiterea de boli speciilor native**

Într-un studiu din 2014, in USA a fost raporatată la *P. acuta* prezența unei specii de trematod din familia Spirorchiidae (Kraus, Brant, și Adema 2014). Membrii acestui grup de trematode sunt cunoscuți drept paraziți la specii de țestoase la care produc patologii importante (Holliman 1971; Snyder 2004). De asemenea, tot în USA s-a descoperit ca *P.*

acuta este gazdă pentru o altă specie de trematod parazit care produce patologie la om (Brant și Loker 2009).

e. parazitism

Nu este cazul.

f. toxicitate

Nu este cazul.

g. bio-fouling (sau alt impact fizic direct, exceptând relațiile trofice)

Nu este cazul.

h. ierbivorie

Melcul se hrănește preponderent cu materie vegetală (Semenchenko și colab. 2008).

i. impact chimic asupra ecosistemelor

Nu este cazul.

j. impact fizic asupra ecosistemelor

Nu este cazul.

k. impact asupra structurii ecosistemelor

Nu este cazul.

l. impact indirect (prin interacțiunea cu alte specii)

Nu este cazul.

3. Alte informații relevante

Specia ocupă aceleași habitate ca *Lytogliphus naticoides* (specie nativă) și *Potamopyrgus antipodarum* (specie invazivă) găsindu-se des în compania acestora (Semenchenko și colab. 2008).

Bibliografie

Brant, S. V., și E. S. Loker. 2009. "Schistosomes in the Southwest United States și Their Potential for Causing Cercarial Dermatitis or 'Swimmer's Itch.'" *Journal of Helminthology* 83 (2): 191–98. https://doi.org/10.1017/S0022149X09308020.

Dobson, M. 2004. "Replacement of Native Freshwater Snails by the Exotic Physa Acuta (Gastropoda: Physidae) in Southern Mozambique; a Possible Control Mechanism for

Schistosomiasis." *Annals of Tropical Medicine și Parasitology* 98 (5): 543–48. https://doi.org/10.1179/000349803225021334.

Ebbs, Erika T., Eric S. Loker, și Sara V. Brant. 2018. "Phylogeography și Genetics of the Globally Invasive Snail Physa Acuta Draparnaud 1805, și Its Potential to Serve as an Intermediate Host to Larval Digenetic Trematodes." *BMC Evolutionary Biology* 18 (1): 103. https://doi.org/10.1186/s12862-018-1208-z.

Früh, Denise, Peter Haase, și Stefan Stoll. 2015. "Temperature Drives Asymmetric Competition between Alien și Indigenous Freshwater Snails (Physa Acuta vs. Physa Fontinalis)." e1227. PeerJ Inc. https://doi.org/10.7287/peerj.preprints.997v1.

Holliman, R. B. 1971. "Ecological Observations on Two Species of Spirorchid Trematodes." *The American Midland Naturalist* 86 (2): 509–12. https://doi.org/10.2307/2423645.

Kraus, Tara, Sara Brant, și Coen Adema. 2014. "Characterization of Trematode Cercariae from Physella Acuta in the Middle Rio Grande." *Comparative Parasitology* 81 (January): 105–9. https://doi.org/10.1654/4674.1.

Semenchenko, V., Laenko, T., & Razlutskij, V. (2008). A new record of the North American gastropod *Physella acuta* (Draparnaud 1805) from the Neman River Basin, Belarus. Aquatic Invasions, 3(3), 359-360

Snyder, Scott D. 2004. "Phylogeny și Paraphyly among Tetrapod Blood Flukes (Digenea: Schistosomatidae și Spirorchiidae)." *International Journal for Parasitology* 34 (12): 1385–92. https://doi.org/10.1016/j.ijpara.2004.08.006.

Autor fișă: Popa Luis Ovidiu

Pseudosuccinea columella

1. **Descriere specie**

Denumire științifică *(cf.* GBIF*)*: *Pseudosuccinea columella* Say, 1817

Încadrare taxonomică *(Încrengătură/clasă/ordin)*: Mollusca, Gastropoda, Basommatophora

Habitat *(terestru, marin, dulcicol)*: acvatic dulcicol

2. **Documentare impact:**

a. competiție

Pseudosuccinea columella ar putea intra în competiție pentru hrană și spațiu cu speciile native de limneide, dar nu au fost efectuate studii privind aceste detalii la această specie. Este demonstrată însă prezența competiției pentru hrană între două specii de gastropode cu diete asemănătoare (Dillon, 2010), dar nu au fost încă studiate consecințele acestei competiții între *P. columella* și specii de limneide native din ecosistemele invadate (Vignoles *și colab.*, 2018). Interacțiunea dintre *P. columella* și o specie nativă africană (*Radix natalensis*) a fost studiată în Africa de Sud și Egipt, dar populațiile celor două specii se aflau în echilibru sau variau în funcție de anotimp (Vignoles *și colab.*, 2018 și lucrările menționate aici).

b. prădătorism

Nu este cazul.

c. hibridizare

Nu este cazul.

d. transmiterea de boli speciilor native

P. columella este gazdă intermediară a viermelui de gălbează *Fasciola hepatica* (Mas-Coma *și colab.*, 2005), pentru trematodul *Fascioloides magna* (Malcicka, 2015), precum și pentru cercariile trematodelor din genul *Telorchis* (Echaubard *și colab.*, 2010).

e. parazitism

Nu este cazul.

f. toxicitate

Nu este cazul.

g. bio-fouling (sau alt impact fizic direct, exceptând relațiile trofice)

Nu este cazul.

h. ierbivorie

Nu este cazul.

i. impact chimic asupra ecosistemelor

Nu este cazul.

j. impact fizic asupra ecosistemelor

Nu este cazul.

k. impact asupra structurii ecosistemelor

Specia *P. columella* reprezintă o presiune pentru populaţiile de limneide native, după cum a fost observat într-un studiu realizat în Franţa. Prezenţa speciei în habitatele ocupate de *Galba truncatula* şi *Omphiscola glabra* a dus la o reducere semnificativă a efectivelor populaționale ale acestora, stabilirea speciei putând duce chiar şi la extincţii locale (Vignoles *și colab.*, 2018).

l. impact indirect (prin interacțiunea cu alte specii)

Nu este cazul.

3. Alte informații relevante

Răspândirea acestei specii are un impact negativ asupra animalelor domestice precum oile, vitele etc., dar şi asupra sănătăţii omului, deoarece este una dintre gazdele intermediare ale viermelui de gălbează *Fasciola hepatica*, vierme parazit vector al bolii numită fascioloză (Mas-Coma *și colab.*, 2005; Mas-Coma *și colab.*, 2009). În Noua Zeelandă, fascioloza avea o distribuţie redusă, legată de distribuţia gazdei intermediare, gastropodul *Austropeplea tomentosa*; însă o dată cu introducerea speciei *P. columella*, prevalenţa bolii a crescut semnificativ (Pullan și Whitten, 1972; Pullan *și colab.*, 1972). O situaţie similară a avut loc şi în sud-vestul Australiei, unde nu existau gazde pentru *F. hepatica* (Boray, 1978). Se pare că răspândirea speciei *P. columella* este parţial responsabilă de creşterea numărului de cazuri de fascioloză la om înregistrate în Egypt în ultimii 50 de ani (Grabner *și colab.*, 2014), precum șsi de apariţia epidemiilor hiperendemice din delta Nilului (Esteban *și colab.*, 2003).

Bibliografie

Boray, J. C. (1978) The potential impact of exotic Lymnaea spp. on fascioliasis in Australasia, *Veterinary Parasitology*, 4(2), pp. 127–141. doi: https://doi.org/10.1016/0304-4017(78)90004-3.

Dillon, R. T. (2010) *The ecology of freshwater molluscs*. Cambridge: Cambridge University Press.

Echaubard, P. *și colab.* (2010) Context-dependent effects of ranaviral infection on northern

leopard frog life history traits, *PloS one*. Public Library of Science, 5(10), pp. e13723–e13723. doi: 10.1371/journal.pone.0013723.

Esteban, J. *și colab.* (2003) Hyperendemic fascioliasis associated with schistosomiasis in villages in the Nile Delta of Egypt, *The American journal of tropical medicine și hygiene*, 69(4), pp. 429–437. doi: 10.4269/ajtmh.2003.69.429.

Grabner, D. S. *și colab.* (2014) Invasion Biology Meets Parasitology: A Case Study of Parasite Spill-Back with Egyptian *Fasciola gigantica* in the Invasive Snail *Pseudosuccinea columella*, *PLOS ONE*. Public Library of Science, 9(2), p. e88537. Available at: https://doi.org/10.1371/journal.pone.0088537.

Malcicka, M. (Mima) (2015) Life history și biology of *Fascioloides magna* (Trematoda) și its native și exotic hosts, *Ecology și Evolution*, 5(7), p. doi: 10.1002/ece3.1414. doi: 10.1002/ece3.1414.

Mas-Coma, S., Bargues, M. D. și Valero, M. A. (2005) Fascioliasis și other plant-borne trematode zoonoses, *International Journal for Parasitology*, 35(11), pp. 1255–1278. doi: https://doi.org/10.1016/j.ijpara.2005.07.010.

Mas-Coma, S., Valero, M. A. și Bargues, M. D. B. T.-A. in P. (2009) Chapter 2 Fasciola, Lymnaeids și Human Fascioliasis, with a Global Overview on Disease Transmission, Epidemiology, Evolutionary Genetics, Molecular Epidemiology și Control, in. Academic Press, pp. 41–146. doi: https://doi.org/10.1016/S0065-308X(09)69002-3.

Pullan, N. B., Climo, F. M. și Mansfield, C. B. (1972) Studies on the distribution și ecology of the family Lymnaeidae (Mollusca: Gastropoda) in New Zealand, *Journal of the Royal Society of New Zealand*. Taylor & Francis, 2(3), pp. 393–405. doi: 10.1080/03036758.1972.10421824.

Pullan, N. B. și Whitten, L. K. (1972) Liver fluke, *Fasciola* hepatica in New Zealand, *New Zealand Veterinary Journal*. Taylor & Francis, 20(5), pp. 69–72. doi: 10.1080/00480169.1972.34014.

Vignoles, P., Dreyfuss, G. și Rondelaud, D. (2018) Consequences of invasion by *Pseudosuccinea columella* on the dynamics of native lymnaeids living on the acid soils of central France, *Molluscan Research*, 38(4), pp. 287–295. doi: 10.1080/13235818.2018.1423866.

Autor fișă: Krapal Ana-Maria

Aedes albopictus

1. **Descriere specie**

Denumire științifică *(cf.* GBIF*)*: *Aedes albopictus* Skuse, 1894

Incadrare taxonomică *(Încrengătură/clasă/ordin)*: Arthropoda/Insecta/Diptera

Habitat *(terestru, marin, dulcicol)*: dulcicol și terestru

2. **Documentare impact:**

a. competiție

Aedes albopictus sau țânțarul tigru este originar din zona Sud-estul Asiei și insule din Pacific, de unde s-a răspândit în toată lumea, fiind considerată una din speciile cu răspândirea cea rapidă din ultimele două decenii (Benedict *și colab.* 2007). Este considerată una dintre cele mai invazive 100 de specii din lume (Global Invasive Species Database (2021). Tântarul tigru asiatic s-a răspândit în toată lumea prin comerțul cu cauciucuri uzate (datorită apei de ploaie care se acumulează atunci când sunt depozitate afară). În mediul nativ, el își depune ouăle și are ciclul larvar în scorburile copacilor în care s-a acumulat apă de ploaie (Ertija, 2005). Nu s-au înregistrat cazuri de competiție cu fauna europeană nativă de țânțari, ocupând o nișă neexploatată de fauna nativă. Studiile efectuate în Florida (SUA) au arătat că specia *A. albopictus* ar avea un avantaj față de specia nativă *A. triseriatus* prin faptul că are un ciclu de dezvoltare mai rapid, evitând astfel eventualii prădători (Livdahl și colab. 1991, Lounibos și colab. , 2001). Pentru Spania Eritja (2005) ridică problema competitivității și spune cum *A. albopictus* ar putea afecta unele specii native cum sunt *Aedes (Finlaya) geniculatus* (Olivier 1791), *Ochlerotatus (Ochlerotatus) berlandi* Se´guy 1921, *Anopheles (Anopheles) plumbeus* Stephens 1828 sau *Orthopodomyia (Orthopodomyia) pulcripalpis* (Rondani 1872), care sunt tot specii de pădure și își au stadiile de dezvoltare larvară în scorburile copacilor, pline cu apă.

b. prădătorism

Nu au fost găsite date despre impactul prădătorismului larvelor de *A. albopictus* asupra speciilor native. Edgerly și colab., 1999 au studiat posibilitatea ca larvele de *A.*

albopictus să fie prădători ai larvelor altui țânțar invaziv *A. aegypti*, ca o ipoteză pentru reducerea arealului speciei *A. aegypt*i. Autorii nu au descoperit niciun avantaj al speciei de tânțar tigru asiatic, față de țânțarul egiptean, larvele ambelor specii având aceeași rată de prădătorism una față de cealaltă (Edgerly și colab. 1999).

c. hibridizare

Nu fost găsite date în acest sens.

d. transmiterea de boli speciilor native

Femele de culicide au nevoie de proteine din sânge pentru maturarea ouălor, ele înțeapă diferite vertebrate, injectează propria salivă pentru a preveni coagularea sângelui și preiau o picătură din sângele gazdei. În acest fel, țânțarii pot transmite diverși agenți patogeni. *A. albopictus* are o plajă largă de gazde de la mamifere, păsări, reptile și amfibieni (Eritja și colab., 2005). Astfel, *A. albopictus* poate transmite diverse virusuri, de ex. alfavirusuri și flavivirusuri care pot provoca encefalita la cai (Medlock și colab., 2012)

e. parazitism

Din punct de vedere al parazitismului, la specia *Ae. albopictus*, doar femelele sug sângele tetrapodelor. Țânțarul tigru este o specie foarte agresivă, înțepând des chiar și în timpul zilei, având o gamă foarte largă de gazde: amfibieni, reptile și păsări (Eritja și colab. 2005). Cancrini și colab. 2003a, au făcut un studiu privind rata de înțepături a speciei *A. albopictus* și au înregistrat o frecvență foarte mare, astfel încât o singură femelă de *A. albopictus* este capabilă de 30 până la 48 de înțepături pe oră.

f. toxicitate

Nu este cazul.

g. bio-fouling (sau alt impact fizic direct, exceptând relațiile trofice)

Nu este cazul.

h. ierbivorie

Nu este cazul.

i. impact chimic asupra ecosistemelor

Nu este cazul.

j. impact fizic asupra ecosistemelor

Nu este cazul.

k. impact asupra structurii ecosistemelor

Nu este cazul.

l. impact indirect (prin interacțiunea cu alte specii)

Impact prin interacțiunea cu alte specii de țânțari nativi sau alogeni (de ex. *A. aegypti*). S-a demonstrat că *A. albopictus* are un avantaj competitiv față de altă specie invazivă *A. aegypti* (O'Meara *și colab.*, 1995; Lounibos, 2002; Vezzani și Carbajo, 2008). Astfel, s-a înregistrat o diminuare a arealului speciei *A. aegypti* cu care concurează pentru locurile de ovipoziție și de dezvoltare larvară (cauciucuri uzare, recipiente cu apă de ploaie acumulată din zone urbane) (Lounibos și colab., 2001). La fel se întâmplă și cu o altă specie invazivă de țânțar *A. japonica* (Armistead *și colab.*, 2008)

3. Alte informații relevante

Specia *A. albopictus* produce umflături și iritații pe piele. Astfel într-un studiu din 2008 din Spania, privind percepția oamenilor despre țânțarul tigru, Curco și colab. 2008 au arătat că aproape 91% dintre cei care au participat la sondaj știau despre țânțarul tigru. Șaizeci și unu la sută (66% dintre femei și 53% dintre bărbați) au raportat înțepături suferite atribuite acestei insecte. Cel mai frecvent înțepăturile se manifestau prin mici umflături (78%), iar cel mai frecvent loc înțepat, au fost picioarele (93%). Copiii au avut un număr mai mare de leziuni și o distribuție mai generalizată. Leziunile cu vezicule au fost mai frecvente la femei. Mâncărimea a fost foarte intensă (65%), în special la femei (71%) și copii (76%). Majoritatea pacienților (80%) nu au solicitat indicații de la medici, iar 36% și-au consultat farmacistul. Cincizeci la sută (61% dintre femei și 47% dintre bărbați) și-au tratat înțepăturile, în principal cu corticosteroizi topici (56%) și antihistaminice (26%).

Țânțarul tigru asiatic are un impact socio-economic negativ, fiind vector de transmitere a numeroase boli la oameni și animale și provocând iritații și alergii. Afectează negativ sănătatea oamenilor, a animalelor, dar poate avea și un impact negativ asupra turismului. Chiar și în absența transmiterii unor boli, *A. albopictus* este o specie agresivă care înțeapă frecvent, în special în zonele urbane, unde controlul țânțarilor poate fi dificil de realizat pentru municipalitățile locale datorită numeroaselor situri de dezvoltare larvară (Scholte *și colab.*,. 2007). *A. albopictus* poate transmite în total 4 flavivirusuri, 10

bunyavirusuri și 7 alfavirusuri, în condiții de laborator. Acestea includ febra galbenă, febra Rift Valley, Chikungunya și Sindbis (toate fiind prezente în zona mediteraneană) (Leta *și colab.*, 2018). Pe indivizii de *A. albopictus* capturați din libertate au fost identificate 3 flavivirusuri (febra Dengue, West Nile si encefalita japoneză), 6 bunyavirusuri (Jamestown Canyon, Keystone, LaCrosse, Potosi, Cache Valley și Tensaw) și un alfavirus (encefalita ecvestră estică) (Paupy *și colab.*, 2009; Medlock *și colab.*, 2012). Cu toate acestea, măsura în care *A. albopictus* poate transmite boli în lumea reală este neclar și depinde de mulți factori, inclusiv de numărul înțepăturilor, dacă a înțepat animale sau oameni, de numărul de oameni înțepați (dacă ia mese de sânge de la mai multe personae) și dacă virusul supraviețuiește călătoriei din intestinul țânțarului până la glandele sale salivare. În prezent, există dovezi solide privind rolul țânțarului tigru în transmiterea a doar două boli: Dengue și Chikungunya (Enserink, 2008). Recent un focar de virus Chikungunya din Oceanul Indian, având ca vector *A. albopictus*, s-a dovedit a fi cauzat de o mutație nucleotidică în virus care i-a permis să utilizeze mai eficient țânțarul tigru ca vector. Scenarii similare s-ar putea întâmpla cu Dengue și alte virusuri pe care s-a demonstrat că țânțarul le transmite în laborator (Enserink, 2008). *A. albopictus* este vector pentru filarioze cum sunt *Dirofilaria immitis* și *Dirofilaria repens*, ce pot cauza boli foarte grave la câini, ce afectează inima acestora (Cancrini și colab., 2003 a,b). Cancrini și colab. (2003a) a descoperit că între 27.5% și 4,9% dintre indivizii de *Ae. albopictus* studiați erau purtători de *Dirofilaria immitis*, în regiunea Veneto din Italia. De asemenea, au fost semnalate cazuri de transmitere în mod accidental a speciei *Dirofilaria immitis* la oameni. Pampiglione *și colab.* (2001) a semnalat creșterea incidenței de filarioze la oameni pe fondul răspândirii speciei *A. albopictus*.

Bibliografie

Armistead, J. S., Arias, J. R., Nishimura, N., & Lounibos, L. P. (2008). Interspecific larval competition between *Aedes albopictus* și *Aedes japonicus* (Diptera: Culicidae) in northern Virginia. Journal of medical entomology, 45(4), 629-637.

Benedict, M.Q., Levine, R.S., Hawley, W.A. & Lounios, L.P. 2007. Spread of the tiger: global risk of invasion by the mosquito *Aedes albopictus*. Vector-Borne și Zoonotic Diseases 7(1): 76-85.

Cancrini, G., Di Regalbono, A. F., Ricci, I., Tessarin, C., Gabrielli, S., & Pietrobelli, M. (2003). *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. (2003). First finding of *Dirofilaria repens* in a natural population of *Aedes albopictus*. Medical și veterinary entomology, 17(4), 448-451.

Curco, N., Gimenez, N., Serra, M., Ripoll, A., Garcia, M., & Vives, P. (2008). Asian tiger mosquito bites: perception of the affected population after *Aedes albopictus* became established in Spain. Actas Dermo-Sifiliogràficas (English Edition), 99(9), 708-713.

Global Invasive Species Database (2021) Species profile: *Aedes albopictus*. Downloaded from http://www.iucngisd.org/gisd/speciesname/Aedes+albopictus on 23-05-2021.

Edgerly, J. S., Willey, M. S., & Livdahl, T. (1999). Intraguild predation among larval treehole mosquitoes, *Aedes albopictus, Ae. aegypti*, și *Ae. triseriatus* (Diptera: Culicidae), in laboratory microcosms. Journal of Medical Entomology, 36(3), 394-399.

Enserink, M. 2008. A mosquito goes global. Science 320: 864-866.

Eritja, R., Escosa, R., Lucientes, J., Marque, E., Molina, R., Roiz, D. și Ruiz, S. 2005. Worldwide Invasion of Vector Mosquitoes: Present European Distribution și Challenges for Spain, Biological Invasions 7: 87–97.

Leta, S., Beyene, T. J., De Clercq, E. M., Amenu, K., Kraemer, M. U., & Revie, C. W. (2018). Global risk mapping for major diseases transmitted by *Aedes aegypti* și *Aedes albopictus*. International Journal of Infectious Diseases, 67, 25-35.

Livdahl, T. P., & Willey, M. S. (1991). Prospects for an invasion: competition between *Aedes albopictus* și native *Aedes triseriatus.* Science, 253(5016), 189-191.

Lounibos, L.P. 2002. Invasions by Insect Vectors of Human Disease, Annual Review of Entomology 47.

Lounibos, L. P., O'meara, G. F., Escher, R. L., Nishimura, N., Cutwa, M., Nelson, T., ... & Juliano, S. A. (2001). Testing predictions of displacement of native *Aedes* by the invasive Asian tiger mosquito *Aedes albopictus* in Florida, USA. Biological Invasions, 3(2), 151-166.

Medlock, J. M., Hansford, K. M., Schaffner, F., Versteirt, V., Hendrickx, G., Zeller, H., & Bortel, W. V. (2012). A review of the invasive mosquitoes in Europe: ecology, public health risks, și control options. Vector-borne și zoonotic diseases, 12(6), 435-447.

O'meara, G. F., Evans Jr, L. F., Gettman, A. D., & Cuda, J. P. (1995). Spread of *Aedes albopictus* și decline of *Ae. aegypti* (Diptera: Culicidae) in Florida. Journal of medical entomology, 32(4), 554-562.

Pampiglione S, Rivasi F, Angeli G, și colab. Dirofilariasis due to *Dirofilaria repens* in Italy, an emergent zoonosis: Report of 60 new cases. Histopathology 2001; 38:344–354.

Paupy C, Delatte H, Bagny L, și colab. *Aedes albopictu*s, an arbovirus vector: From the darkness to the light. Microbes Infect 2009; 11:1177–1185.

Scholte EJ, Dijkstra E, Ruijs H, și colab. The Asian tiger mosquito in the Netherlands: should we worry? Proceedings of the Section Experimental și Applied Entomology. Netherlands Entomological Society 2007; 18:131–136.

Vezzani, D. & Carbajo, A.E. 2008. *Aedes aegypti, Aedes albopictus*, și dengue in Argentina: current knowledge și future directions. Mem Inst Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro 103(1): 66-74.

Autor fișă: Iorgu Elena Iulia

Argas reflexus

1. **Descriere specie**

Denumire științifică *(cf.* GBIF*)*: *Argas reflexus* (Fabricius, 1794)

Încadrare taxonomică *(Încrengătură/clasă/ordin)*: Arthropoda/ Arachnida/ Ixodida

Habitat *(terestru, marin, dulcicol)*: terestru

2. **Documentare impact:**

a. **competiție**

Deși gazdele tipice ale acestei specii sunt parazitate și de alte specii de căpușe, nu am găsit date relevante în literatura de specialitate, privind competiția cu alte specii.

b. prădătorism

Nu este cazul.

c. hibridizare

Nu este cazul.

d. transmiterea de boli speciilor native

Argas reflexus poate fi implicată în transmiterea mai multor agenți patogeni în rândul gazdelor sale tipice (Pfäffle și Petney, 2017). Oricum, capacitatea de transmitere (rolul de agent vector) a unor agenți patogeni a fost demonstrată în puține cazuri, în cele mai multe cazuri fiind doar izolați anumiți anumiți agenți patogeni din această specie de căpușă. Jongejan și Uilenberg (2005) menționează această specie ca fiind unul dintre vectorii agentului patogen *Aegyptianella pullorum* (o rickettsie din familia Anaplasmataceae care poate infecta mai multe specii de păsări, provocând boala egiptianeloză). De asemenea, o serie de virusuri au fost izolate din *A. reflexus*, printre care amintim virusul febrei hemoragice Crimea-Congo și virusul West Nile (Eybpoosh și colab., 2019; Tahmasebi și colab., 2010). Dautel și colab. (1999), în urma studiilor realizate, trage concluzia că *A. reflexus* nu este un vector al agentului patogen *Borrelia burgdorferi* (care provoacă boala Lyme la oameni), dar este foarte probabil să fie un vector al speciei *Borrelia anserina* (provoacă boala numită borelioză sau spirochetoză la mai multe specii de păsări, în special domestice).

e. parazitism

Gazda obișnuită o reprezintă porumbeii domestici (*Columba livia domestica*) (Pfäffle și Petney, 2017). Hillyard (1996) menționează și alte gazde pentru această căpușă, cum ar fi găina domestică și unele păsări sălbatice (*Columba livia, Streptopelia turtur*, unele strigiforme, drepnele, lăstuni, rândunici, ciori și alte passeriforme). Se localizează în special în zona gâtului, sub aripi sau în zona orificiului cloacal. Atacă pasările numai noaptea. Ziua le găsim în cuiburi, în crăpăturile zidurilor sau a scoarţei arborilor.

f. toxicitate

Nu este cazul.

g. bio-fouling (sau alt impact fizic direct, exceptând relațiile trofice)

Nu este cazul.

h. ierbivorie

Nu este cazul.

i. impact chimic asupra ecosistemelor

Nu este cazul.

j. impact fizic asupra ecosistemelor

Nu este cazul.

k. impact asupra structurii ecosistemelor

Nu este cazul.

l. impact indirect (prin interacțiunea cu alte specii)

Nu este cazul.

3. Alte informații relevante

A. reflexus poate înțepa și oamenii care trăiesc în apropierea porumbeilor sau, mai ales, a locurilor unde aceștia cuibăresc (Dautel și colab., 1999). Aceste înțepături pot avea și efecte patologice la oameni (Pfäffle și Petney, 2017), provocând de la unele reacții dermatologice ușoare până la reacții alergice grave care pot duce chiar la șoc anafilactic (Rolla și colab., 2004).

Bibliografie

Dautel, H., Scheurer, S., & Kahl, O. (1999). The pigeon tick (Argas reflexus): Its biology, ecology, și epidemiological aspects. *Zentralblatt Fur Bakteriologie*, *289*(5–7), 745–753. https://doi.org/10.1016/S0934-8840(99)80049-8

Eybpoosh S, Fazlalipour M, Baniasadi V, Pouriayevali MH, Sadeghi F, Ahmadi Vasmehjani A, și colab. (2019) Epidemiology of West Nile Virus in the Eastern Mediterranean region: A systematic review. PLoS Negl Trop Dis 13(1): e0007081. https://doi.org/10.1371/journal.pntd.0007081

Hillyard PD (1996) Ticks of North-West Europe. Field Studies Council, Shrewsbury.

Jongejan, F., & Uilenberg, G. (2004). The global importance of ticks. *Parasitology*, *129*(SUPPL.). https://doi.org/10.1017/S0031182004005967

Pfäffle, M. P., Petney, T. N. (2017). *Argas reflexus* (Fabricius, 1794). Pp. 21-24. *In*: Ticks of Europe și North Africa. A Guide to Species Identification. Estrada-Peña, Agustín,

Mihalca, Andrei D, Petney, Trevor (Eds.), Springer International Publishing, 404 pp.

Rolla, G., Nebiolo, F., Marsico, P., Guida, G., Bigo, P., Riva, G., & Zanotta, S. (2004). Allergy to pigeon tick (*Argas reflexus*): Demonstration of specific IgE-binding components. *International Archives of Allergy și Immunology*, *135*(4), 293–295. https://doi.org/10.1159/000082322

Tahmasebi, F., Ghiasi, S., Mostafavi, E., Moradi, M., Piazak, N., Mozafari, A., Haeri, A., Fooks, A. R., & Chinikar, S. (2010). Molecular epidemiology of Crimean-Congo hemorrhagic fever virus genome isolated from ticks of Hamadan province of Iran. *Journal of Vector Borne Diseases*, *47*(4), 211–216.

Autor fișă: Adam Costică

Arion vulgaris

1. **Descriere specie**

Denumire științifică *(cf.* GBIF*)*: *Arion vulgaris* (Moquin-Tandon, 1855)

Încadrare taxonomică *(Încrengătură/clasă/ordin)*: Mollusca/Gastropoda/Stylommatophora

Habitat *(terestru, marin, dulcicol)*: terestru

2. **Documentare impact:** Impact documentat pentru Europa, nu și pentru România.

a. competiție

Knop și colab. (2013) au comparat mobilitatea lui *A. vulgaris* cu cea a lui *A. rufus*, o specie nativă, într-o zonă în care cele doua specii sunt simpatrice. Principala ipoteză a fost că *A. vulgaris* - invadatorul - are o rată de mobilitate mai mare (probabilitatea de a fi găsit într-o nouă locație) decât limaxul nativ. Studiul a fost realizat în trei habitate diferite: o miriște, o zonă însămânțată cu flori sălbatice și o pășune. În toate cele trei habitate, *A. vulgaris* a avut rate mai mari de mișcare și ieșire. Aceste rezultate sugerează că nivelul mai mare de activitate motorie a limaxului spaniol ar putea explica invazivitatea acestuia (Knop și colab. 2013). Este de remarcat faptul că, atunci când melcii concurează pentru cele mai bune adăposturi, *A. vulgaris* câștigă în fața unor specii precum *A. subfuscus* (Draparnaud, 1805) și *Limax*

maximus (Grimm & Paill 2001). Când densitățile populației sunt mari, *A. vulgaris* va locui, în zone mai puțin favorabile, ceea ce indică flexibilitatea sa și arată că este mai degrabă un generalist decât un specialist în ceea ce privește habitatul (Grimm & Paill 2001).

b. prădătorism

Nu este cazul.

c. hibridizare

Există dovezi ale fenomenului de hibridizare petrecut între *A. vulgaris* (invaziv) și *A. rufus* (nativ) în condiții naturale. Hibridizarea este posibilă (Dreijers și colab., 2013; Hagnell și colab., 2003), în ciuda timpului mare de divergență între speciile de *Arion*, estimat la aproximativ 5 milioane de ani (Quinteiro și colab., 2005). Mai important, acest studiu arată că hibridizarea poate fi obișnuită în cazul în care cele două specii coexista.

În multe zone, *A. vulgaris* este simpatric cu două specii de *Arion* native cu aspect similar (limaxul roșu *A. rufus* și limaxul negru *A. ater*). Studii recente au arătat că nu există o barieră clară de împerechere între aceste trei specii și că apar hibrizi fertili (Roth SSS și colab., 2012; Hatteland și colab., 2015; Allgaier, 2015). Acest lucru face dificilă identificarea speciilor tradiționale, iar analizele genetice sunt un plus util (Kałuski și colab., 2011; Rowson și colab., 2014.)

d. transmiterea de boli speciilor native

În urma studiilor efectuate, *Arion vulgaris* a avut o prevalență ridicată a endoparaziților în comparație cu gastropodele native (Antzée-Hyllseth și colab. 2020)

Limaxul transmite de asemenea agenți patogeni plantelor pe care se hrănesc (Weidema 2006, Hatteland 2010, Peltanová și colab. 2011, Kozłowski 2012, Slotsbo 2012) și este o gazdă intermediară a unui parazit nematod al câinilor și vulpilor - *Angiostrongylus vasorum* (Baillet, 1866) (Ferdushy și colab. 2010).

Un nematod bine cunoscut și distribuit pe scară largă la melci este parazitul facultativ *Phasmarhabditis hermaphrodita* (Schneider, 1859), singura specie care este utilizată și ca agent agent de control biologic, Nemaslug® (Rae și colab., 2007; Wilson și colab., 1993). În ultimii ani, *P. hermaphrodita* a devenit, de asemenea, o măsură larg utilizată împotriva *A. vulgaris* invaziv, în special în grădinile private (Rae și colab., 2009), în ciuda dovezilor unui

efect destul de limitat asupra specimenelor adulte de *A. vulgaris*, deși juvenilii sunt sensibili la parazit (Speiser și colab., 2001).

e. parazitism

Nu este cazul.

f. toxicitate

Nu este cazul.

g. bio-fouling (sau alt impact fizic direct, exceptând relațiile trofice)

Nu este cazul.

h. ierbivorie

Este un defoliator major al plantelor și provoacă daune grave în livezi și grădini, precum și pierderi grave în culture agricole; de exemplu, s-a observat că reduce cu 50% producția de căpșuni în Suedia (Gren și colab. 2009).

A. vulgaris este polifag și se hrănește cu o gamă largă de specii de cultură, precum și produse reziduale, cadavre de animale și fecale (Kozłowski & Kozłowska 2004, Kozłowski 2007). Dintr-un eșantion de 78 de specii de plante, s-a arătat că *A. vulgaris* a preferat plantele din familiile Brassicaceae, Papaveraceae, Apiaceae, Boraginaceae și Asteraceae (Briner și Frank 1998). Pe teren, s-a observat că se hrănește pe diverse genuri, cum ar fi *Papaver*, *Solanum* și *Lupinus* (Aguiar & Wink 2005). Toate aceste plante conțin compuși potențial toxici. Aguiar & Wink (2005) au arătat că *A. vulgaris* ar putea tolera niveluri foarte ridicate de alcaloizi neurotoxici datorită detoxifierii eficiente a alcaloizilor în glandele lor digestive. . Mai mult, Jensen și colab. (2013) au constatat că, datorită mecanismelor lor comportamentale și fiziologice, *A. vulgaris* ar putea regla aportul și utilizarea proteinelor și carbohidraților într-un mod care le-a făcut posibilă realizarea unui echilibru optim care să maximizeze creșterea (Jensen și colab. 2013). Această trăsătură ar trebui să permită melcilor să răspundă mai ușor la schimbările în ceea ce privește disponibilitatea alimentelor.

Limaxul spaniol dăunează legumelor cultivate și plantelor ornamentale, livezilor și plantelor medicinale (Kozłowski, 2005). De asemenea, se hrănește pe diferite plante erbacee care cresc în sălbăticie pe terenul pustiu și pe pajiștile din apropierea culturilor. Dintre plantele agricole, cea mai mare cantitate de daune a fost identificată la plante precum floarea-soarelui (*Helianthus annuus*), cartofi (*Solanum tuberosum*) și trifoi persan (*Triforium*

resupinatum). Pe marginile plantațiilor de rapiță de iarnă (*Brassica napus ssp. napus*) și grâu de iarnă (*Triticum aestivum*), în perioada de germinare, limaxul a cauzat o medie de 6 până la 15% grad de deteriorare (Kozłowski 2008). Dintre legume, cea mai mare cantitate de daune a fost observată pentru răsadurile plantelor precum salata verde (*Lactuca sativa var. capitata*), varza (*Brassica oleracea. var. capitata f. alba*), varza chinezească (*B. rapa ssp. pekinensis*), sfeclă roșie (*Beta vulgaris var. conditiva*), morcovul (*Daucus carota ssp. sativus*), pătrunjelul (*Petroselinum crispum convar. radicosum*) și fasolea (*Phaseolus vulgaris var. nanus*). Limacșiiii fac găuri și canale în rădăcinile morcovului și ale sfeclei roșii și în tuberculii cartofilor. Dintre fructe, cele mai frecvent atacate sunt căpșunile și zmeura. Mai mult, *A. vulgaris* dăunează plantelor ornamentale și plantelor cultivate și sălbatice, cum ar fi *Althaea rosea, Archangelica officinalis, Dahlia variabilis, Lilium candidum, Ocimum basilicum, Rudbeckia laciniata, Tagetes erecta, Zinnia elegans* și altele. De asemenea, dăunează unor buruieni dicotiledonate care cresc în șanțuri și rigole, inclusiv *Aegopodium podagraria* și *Urtica dioica* (Kozłowski și Kozłowska 2000; Kozłowski 2008).

i. impact chimic asupra ecosistemelor

Nu este cazul.

j. impact fizic asupra ecosistemelor

A. vulgaris poate fi o cauză semnificativă a defolierii copacilor (Proschwitz, 1997). Cu toate acestea, este posibil ca aceste efecte să fie de scurtă durată, iar severitatea defolierii va depinde de o serie de variabile de mediu care controlează succesul reproducerii melcilor.

k. impact asupra structurii ecosistemelor

Nu este cazul.

l. impact indirect (prin interacțiunea cu alte specii)

Principalul impact asupra biodiversității observat de autori a fost scăderea numărului de indivizi și dispariția lui *Arion rufus* din zonele în care *A. vulgaris* este abundent (Fischer și Reischütz, 1998). Au fost observate densități de peste 50 de melci pe metru pătrat în loturile de flori sălbatice și pajiști. Un număr atât de mare de melci poate contamina iarba de pășunat și ar putea cauza o amenințare potențială pentru siguranța și calitatea hranei animalelor (Gismervik și colab. 2015). Mai mult, datorită dimensiunilor sale mari și densităților ridicate ale populației, *A. vulgaris* poate reduce densitatea speciilor native de melci; poate reduce și

diversitatea plantelor sălbatice (Frank 2003).

3. Alte informații relevante

Nu s-a făcut nicio evaluare generală a consecințelor economice ale invaziei de *A. vulgaris*, dar specia contribuie la deteriorarea multor culturi agricole (Fischer și Reisschütz, 1998). Producătorii de căpșuni din Norvegia au raportat pierderi de producție de peste 50% din cauza *A. vulgaris*, dar încă nu au fost efectuate evaluări economice adecvate (Weidema, 2006).

Bibliografie

Aguiar R., Wink M. 2005. How do slugs cope with toxic alkaloids? Chemoecology 15: 167–177. https://doi. org/10.1007/s00049-005-0309-5

Allgaier C. How can two soft bodied animals be precisely connected? A miniature quick-connect system in the slugs, *Arion lusitanicus* și *Arion rufus*. J Morphol. 2015; 276: 631–48.

Antzée-Hyllseth, H. *și colab.* (2020) 'Prevalence și parasite load of nematodes și trematodes in an invasive slug și its susceptibility to a slug parasitic nematode compared to native gastropods', *Journal of invertebrate pathology*, 173(1431), p. 107372. doi: 10.1016/j.jip.2020.107372.

Briner T., Frank T. 1998. The palatability of 78 wildflower strip plants to the slug *Arion lusitanicus*. Ann. Appl. Biol. 133: 123–133. https://doi. org/10.1111/j.1744-7348.1998.tb05808.x

Dreijers, E., Reise, H. & Hutchinson, J. M. C. Mating of the slugs *Arion lusitanicus* auct. non Mabille și *A. rufus* (L.): different genitalia și mating behaviours are incomplete barriers to interspecific sperm exchange. Journal of Molluscan Studies 79, 51–63 (2013).

Edwards C. A., Arancon N. Q., Vasko-Bennett M., Little B., Askar A. 2009. The relative toxicity of metaldehyde și iron phosphate-based molluscicides to earthworms. Crop Prot. 28: 289–294. https://doi. org/10.1016/j.cropro.2008.11.009

Ferdushy, T., Kapel, C.M.O., Webster, P., Al-Sabi, M.N.S., Grønvold, J., 2009. The occurrence of *Angiostrongylus vasorum* in terrestrial slugs from forests și parks in the

Copenhagen area, Denmark. J. Helminthol. 83, 379–383.

Fischer W; Reischütz PL, 1998. General aspects of the slug pest. (Grundsätzliche Bemerkungen zum Schadschneckenproblem) Die Bodenkultur, 49:281-292.

Frank T. 2003. Influence of slug herbivory on the vegetation development in an experimental wildflower strip. Basic Appl. Ecol. 4: 139–147. https://doi. org/10.1078/1439-1791-00117

Gismervik K., Aspholm M., Rørvik L. M., Bruheim T., Andersen A., Skaar I. 2015. Invading slugs (*Arion vulgaris*) can be vectors for *Listeria monocytogenes*. J. Appl. Microbiol. 118: 809–816. https://doi.org/10.1111/ jam.12750

Gren I.-M., Isacs L., Carlsson M. 2009. Costs of alien invasive species in Sweden. Ambio 38: 135–140. https:// doi.org/10.1579/0044-7447-38.3.135

Grimm B., Paill W. 2001. Spatial distribution și home– range of the pest slug *Arion lusitanicus* (Mollusca: Pulmonata). Acta Oecol. 22: 219–227. https://doi. org/10.1016/S1146-609X(01)01115-8

Hagnell, J., Schander, C. & von Proschwitz, T. Hybridisation in Arionids: the rise of a super slug? British Crop Protection Council Symposium Proceedings: Slugs & Snails: Agricultural, Veterinary & Environmental Perspectives 80, 221–226 (2003).

Hatteland B. A., Roth S., Andersen A., Kaasa K., Støa B., Solhøy T. 2013. Distribution și spread of the invasive slug *Arion vulgaris* Moquin-Tandon in Norway. Fauna norvegica 32: 13–26.

Hatteland BA, Solhøy T, Schander C, Von Proschwitz T, Noble LR. Introgression și diferentiation of the invasive slug *Arion vulgaris* from native A. ater. Malacologia. 2015; 58:303–21.

Jensen K., Engelke S., Simpson S. J., Mayntz D., Hunt J. 2013. Balancing of specific nutrients și subsequent growth și body composition in the slug *Arion lusitanicus*. Physiol. Behav. 122: 84–92. https://doi. org/10.1016/j.physbeh.2013.08.023

Kałuski T, Soroka M, Kałuski T, Soroka M. Genetic studies on the invasive slug *Arion lusitanicus* Mabille, 1868 (Gastropoda: Pulmonata) in Poland. Folia Malacol. 2011; 19:259–65.

Knop E., Rindlisbacher N., Ryser S., Grüebler M. U. 2013. Locomotor activity of two

sympatric slugs: implications for the invasion success of terrestrial invertebrates. Ecosphere 4: 1–8. https://doi.org/10.1890/ ES13-00154.1

Kozłowski J. 2005. Host plants și harmfulness of the *Arion lusitanicus* Mabille, 1868 slug. J. Plant Protection Res. 45 (3): 221–233.

Kozłowski J. 2007. The distribution, biology, population dynamics și harmfulness of *Arion lusitanicus* Mabille, 1868 (Gastropoda: Pulmonata: Arionidae) in Poland. J. Plant Prot. Res. 47: 219–230.

Kozłowski J., Kozłowska M. 2004. Food preferences of *Deroceras reticulatum*, *Arion lusitanicus* și *Arion rufus* for various medicinal herbs și oilseed rape. J. Plant Prot. Res. 44: 239–250.

Kozłowski J., Kozłowski R. J. 2011. Expansion of the invasive slug species *Arion lusitanicus* Mabille, 1868 (Gastropoda: Pulmonata: Stylommatophora) și dangers to garden crops. Folia Malacol. 19: 249–258. https://doi.org/10.2478/v10125-011-0005-8

M.K. Lange, F. Penagos-Tabares, J. Hirzmann, K. Failing, R. Schaper, Y.R. Van Bourgonie, T. Backeljau, C. Hermosilla, A. Taubert, 2018 Prevalence of *Angiostrongylus vasorum*, *Aelurostrongylus abstrusus* și *Crenosoma vulpis* larvae in native slug populations in Germany, Veterinary Parasitology, 254:120-130, https://doi.org/10.1016/j.vetpar.2018.03.011.

Peltanová A., Petrusek A., Kment P., Juřičková L. 2011. A fast snail's pace: colonization of Central Europe by Mediterranean gastropods. Biol. Invasions 14: 759–764. https://doi.org/10.1007/s10530-011-0121-9

Proschwitz T. von 1997. *Arion lusitanicus* Mabille și *A. rufus* (L.) in Sweden: a comparison of occurrence, spread și naturalization of two alien slug species. Heldia 4: 137–138.

Quinteiro, J., Rodriguez-Castro, J., Castillejo, J., Iglesias-Pineiro, J. & Rey-Mendez, M. Phylogeny of slug species of the genus *Arion*: evidence of Iberian endemics și of the existence of relict species in Pyrenean refuges. Journal of Zoological Systematics și Evolutionary Research 43, 139–148 (2005).

Rae, R., Verdun, C., Grewal, P., Robertson, J.F., Wilson, M.J., 2007. Biological control of terrestrial molluscs using *Phasmarhabditis hermaphrodita* - progress și prospects. Pest Manage. Sci. 63, 1153–1164.

Roth SSS, Hatteland BA, Solhoy T, Solhøy T. Some notes on reproductive biology și mating behaviour of *Arion vulgaris* Moquin-Tandon 1855 in Norway including a mating experiment with a hybrid of *Arion rufus* (Linnaeus 1758) x *ater* (Linnaeus 1758). J Conchol. 2012; 41:249–57.

Rowson B, Anderson R, Turner JA, Symondson WOC, Rowson B, Anderson R, și colab. The slugs of Britain și Ireland: undetected și undescribed species increase a well-studied, economically important fauna by more than 20%. PLoS ONE. 2014;9:e91907

Slotsbo S., Hansen L. M., Jordaens K., Backeljau T., Malmendal A., Nielsen N. C., Holmstrup M. 2012. Cold tolerance și freeze-induced glucose accumulation in three terrestrial slugs. Comp. Biochem. Physiol. A 161: 443–449. https://doi.org/10.1016/j.cbpa.2012.01.002

Weidema I. 2006. NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet - *Arion lusitanicus*. Online Database of North European și Baltic Network on Invasive Alien Species – NOBANIS www.nobanis.org, (September 2004).

Wilson, M.J., Glen, D.M., George, S.K., 1993. The rhabditid nematode *Phasmarhabditis hermaphrodita* as a potential biological control agent for slugs. Biocontr. Sci. Tech. 3, 503–511.

Autor fișă: Popa Oana Paula

Arthurdendyus triangulatus

1. **Descriere specie**

Denumire științifică *(cf.* GBIF*)*: *Arthurdendyus triangulates* (Dendy, 1895)

Încadrare taxonomică *(Încrengătură/clasă/ordin)*: Platyhelminthes/ Turbellaria/ Tricladida

Habitat *(terestru, marin, dulcicol)*: terestru

2. **Documentare impact:**

a. competiție

Nu este cazul.

b. prădătorism

A. triangulatus este un vierme plat liber, fiind o specie invazivă prădătoare care se hrănește în special cu râme și ocazional cu limacși. Unii autori (Boag și colab., 1994, Lillico și colab., 1996) susțin că există o ierarhizare a vulnerabilității speciilor native de râme la prădătorismul lui *A. triangulatus*. Unele specii de râme care trăiesc la o adâncime mai mare în sol, cum ar fi *Octolasion cyaneum* sau alte specii endogee, pot fi mai puțin susceptibile la prădarea efectuată mai la suprafață de către viermele plat invaziv (Blackshaw, 1995, Boag și colab., 1997). Speciile de râme care au tuneluri semi-permanente și se hrănesc la suprafață, sunt mult mai vulnerabile în fața acestui prădător (Fraser și Boag, 1998).

c. hibridizare

Nu este cazul.

d. transmiterea de boli speciilor native

Nu este cazul.

e. parazitism

Nu este cazul.

f. toxicitate

Nu este cazul.

g. bio-fouling (sau alt impact fizic direct, exceptând relațiile trofice)

Nu este cazul.

h. ierbivorie

Nu este cazul.

i. impact chimic asupra ecosistemelor

Nu este cazul.

j. impact fizic asupra ecosistemelor

Unii autori (Haria, 1995, Haria și colab., 1998) susțin că reducerea populațiilor de râme provocată de acest vierme plat, poate avea ca efect final schimbarea structurii și hidrologiei solului, care va avea un drenaj mai slab și va permite instalarea tufelor de *Juncus* în pășune (Alford, 1998). Un alt efect al infestării solurilor cu *A. triangulatus*, este acela de acumulare de materie organică moartă la suprafața solurilor respective (Blackshaw, 1995).

k. impact asupra structurii ecosistemelor

Murchie și Gordon (2013) demonstrează că o densitate a lui *A. triangulates* comparabilă cu o infestare naturală într-o pășune, a dus la o reducere cu până la 20% a biomasei râmelor. A. triangulatus este o specie prădătoare invazivă care are un impact negativ direct asupra ecosistemelor, reducând biodiversitatea speciilor native de râme.

l. impact indirect (prin interacțiunea cu alte specii)

Nu este cazul.

3. Alte informații relevante *(ex. impact socio-economic)*

Modificările produse la nivelul populațiilor de râme și, implicit, la nivelul solului, afectează în final creșterea plantelor. Acest fapt poate avea un impact socio-economic semnificativ asupra comunităților locale (CABI, 2021).

Bibliografie

Alford, D. V. (1998). Potential problems posed by non-indigenous terrestrial flatworms in the United Kingdom. *Pedobiologia* [OECD Workshop on Terrestrial Flatworms, New Zealand, 1998.], 42(5/6): 574-578.

Blackshaw, R. P. (1995). Changes in populations of the predatory flatworm *Artioposthia triangulata și* its earthworm prey in grassland. *Acta Zoologica Fennica*, 196: 107-110.

Boag, B., Neilson, R., Palmer, L. F., Jones, H. D. (1994). A further record of the New Zealand flatworm *Artioposthia triangulata* (Dendy) in England. *Plant Pathology*, 43(1): 220-222.

Boag, B., Palmer, L. F., Neilson, R., Legg, R., Chambers, S. J. (1997). Distribution, prevalence și intensity of earthworm populations in arable land și grassland in Scotland. *Annals of Applied Biology*, 130: 153-165.

CABI, (2021). *Arthurdendyus triangulatus* [original text by A. Murchie]. *In*: Invasive Species Compendium. Wallingford, UK: CAB International. www.cabi.org/isc

Fraser, P. M., Boag, B. (1998). The distribution of lumbricid earthworm communities in relation to flatworms: a comparison between New Zealand și Europe. In: *Pedobiologia*, 42(5/6) [ed. by Yeates, G. W.]. 542-553.

Haria, A. H. (1995). Hydrological și environmental impact of earthworm depletion by the

New Zealand flatworm (*Artioposthia triangulata*). *Journal of Hydrology* (Amsterdam), 171(1/2): 1-3.

Haria, A. H., McGrath, S. P., Moore, J. P., Bell, J. P., Blackshaw, R. P. (1998). Impact of the New Zealand flatworm (*Artioposthia triangulata*) on soil structure și hydrology in the UK. *Science of the Total Environment*, 215(3): 259-265.

Lillico, S., Cosens, D., Gibson, P. (1996). Studies of the behaviour of *Artioposthia triangulata* (Platyhelminthes\Tricladida), a predator of earthworms. *Journal of Zoology*, 238(3): 513-520.

Murchie, A. K., & Gordon, A. W. (2013). The impact of the "New Zealand flatworm", *Arthurdendyus triangulatus*, on earthworm populations in the field. *Biological Invasions*, *15*(3), 569–586. https://doi.org/10.1007/s10530-012-0309-7

Autor fișă: Adam Costică

Corythuca arcuata

1. **Descriere specie**

Denumire științifică *(cf.* GBIF*)*: *Corythuca arcuata* (Say, 1832)

Încadrare taxonomică *(Încrengătură/clasă/ordin)*: Arthropoda, Insecta, Hemiptera

Habitat *(terestru, marin, dulcicol)*: terestru

2. **Documentare impact:**

a. **competiție**

Corythuca arcuata, ploșnița dantelată a stejarului, a fost semnalată pentru prima dată din Europa, în nordul Italiei în anul 2000. Până în anul 2019 s-a extins, fiind semnalată din 20 de țări. Ea este originară din estul SUA și sudul Canadei. Specia atacă speciile de stejar. Stejarii sunt specii caracteristice și chiar dominante în anumite habitate din Europa și găzduiesc o faună bogată de insecte fitofage care se hrănesc cu aceștia(Crawley, 1983), având probabil cea mai mare bogăție de specii asociate, în comparație cu alți arbori. *Corythuca arcutata* intra astfel în competiție cu speciile asociate cu stejar . Numărul de

specii de insecte fitofage asociate cu stejarii, variază între 298 în Germania până la 670 în Ungaria (Altenkirch, 1986; Csoka șiAmbrus, 2016). Într-un studiu recent asupra biotei de pe stejarii din Marea Britanie, Mitchel și colab. (2019) menționeaza un număr de 326 de specii de organisme asociate obligate cu stejarii (57 fungi, 257 nevertebrate și 12 licheni), iar în Ungaria Csoka & Ambrus (2016) au descoperit aproximativ 450 de specii de insecte care folosesc frunzele de stejar pentru hrană, mine sau gale. *Corythuca arcuata* prin efectele sale negative asupra frunzelor de stejar, poate avea un impact considerabil prin competiție exploatativă asupra speciilor ierbivore de insecte care se hrănesc cu stejari, mai ales asupra cerora care se dezvoltă în foliajul frunzelor în cea de-a doua parte a sezonului de creștere (Paulin și colab. 2020). Paulin și colab. (2019) a observat că larvele de viespi cinipide galifere de *Cynips quercusfolii, Neuroterus quercusbaccarum* și *N. numismalis* nu s-au putut dezvolta complet, având o mortalitate foarte ridicată pe frunzele atacate. De asemenea Paulin și colab.. (2020) au observat că omizile de fluturi oligofagi / monofagi pe stejar *Harpya milhauseri, Dryomia querna* și *Cyclophora sp. a*u murit de foame în urma unor atacuri severe ale ploșniței dantelate a stejarului.

b. prădătorism

Nu este cazul.

c. hibridizare

Nu exista informații in literatură.

d. transmiterea de boli speciilor native

Nu exista informații în literatură, dar mai multe specii de tingide printre care și *Corythuca ciliata*, o specie de ploșniță dantelată înrudită cu *C. arcuata*, sunt cunoscute drept vectori de transmitere a mai multor patogeni ce provoacă boli la plante (Mitchell, 2004). Nu este exclus ca și *C. arcuata* să transmită patogeni ai frunzelor de stejar (Paulin și colab.. 2020).

e. parazitism

Nu este cazul.

f. toxicitate

Nu exista date în literatură. Pentru *C. ciliata* (ploșnița dantelată a platanului) există însă semnalări că ar fi cauzat mortalitate în masă la pești, în urma unor ploi puternice care au

spălat dejecțiile de *C. ciliata* și indivizi adulți în râurile din apropiere. Savidis și colab.. (2009) au arătat experimental că dejecțiile și adulții de *C. ciliata* produc mortalitate la puietul de păstrăv.

g. bio-fouling (sau alt impact fizic direct, exceptând relațiile trofice)

Nu este cazul.

h. ierbivorie

Ploșnița dantelată a stejarului se hrănește preponderent cu seva frunzelor de la specii ale genului *Quercus* (stejar), fiind semnalată de pe 23 de specii de *Quercus* și alte 33 de specii de arbori și arbuști. Ea produce îngălbenirea și uscarea prematură a frunzelor. Csoka și colab.. (2019) au studiat plantele gazdă ale speciei *Corythuca arcuata*. Din 48 de specii de *Quercus* investigate, din 20 de grădini/ parcuri din 7 țări europene, *C. arcuata* a fost găsită pe 27 dintre ele. Au fost analizate doar specii din subgenurile *Quercus* și *Cerris*. Specia a fost găsită mai ales pe *Quercus robur*, *Quercus frainetto*, *Quercus petraea* și *Quercus cerris*. *C. arcuata* a fost identificată și pe alte 33 de specii de plante care nu sunt cuercinee din zece familii. Atât stadiile preimaginale cât și adulții sug sevă de pe partea ventrală a frunzelor de stejar, rezultând în necroza țesuturilor și apariția unor pete rotunde de 1-3 mm diametru, îngălbenite /gri pe suprafața frunzelor. Aceste pete se măresc și pot fuziona, formând zone întinse pe fața dorsală a frunzelor de stejar. Cand atacul de *Corythuca* este foarte extins, procentajul de atac al frunzelor ajunge la 100% până la sf. lunii iulie și august. Frunzele afectate cad cu 1,5-2 luni înainte de perioada naturală de cădere a frunzelor (Csoka și colab. 2019). Tesuturile aflate pe fața ventrală a frunzelor sunt relativ intacte, dar clorofila dispare din țesuturile de pe fața dorsală, având un efect negativ asupra fotosintezei. Fotosinteză scads cu 58.8%, evapotranspirația cu 21.7%, iar conductanța stomatelor scade cu 35.7% (Nikolic și colab.. 2019). Specia poate afecta și creșterea radială a stejarilor, dar nu exista studii în acest sens. Totuși, insectele defoliatoare au impact semnificativ asupra creșterii radiale a stejarilor (Colbert și Fekedulegn, 2001). S-a observat o scădere a dimensiunilor ghindelor și o creștere a absciziei acestora, în cazul unor atacuri extinse cu ploșnița dantelată a stejarului, atât în Croația și în Ungaria. Totuși nu a fost găsită o corelație statistică semnificativă (Franjevic și colab.. 2018).

i. impact chimic asupra ecosistemelor

Nu este cazul.

j. impact fizic asupra ecosistemelor

Nu este cazul.

k. impact asupra structurii ecosistemelor

Impactul speciei *C. arcuata* asupra ecosistemelor de stejar din aria nativă nu este cunoscut. Printre efecte asupra stejarilor din aria nativă se cunosc doar pierderea frunzelor și o slăbire a arborilor atacați (Connel și Beacher, 1947), nu este cunoscută ca dăunător în aria nativă. În Europa expansiunea sa explozivă și abundența foarte mare poate sugera un risc ridicat pentru ecosistemele de stejar atât din punct de vedere ecologic cât și economic (Paulin și colab. 2020).

l. impact indirect (prin interacțiunea cu alte specii)

Nu este cazul.

3. Alte informații relevante

Corythuca ciliata poate provoca alergii și iritații, deoarece înțeapă uneori pielea oamenilor (Dutto și Bertero, 2013; Izri și colab., 2015). Înțepături ocazionale ale speciei *C. arcuata* au fost semnalate din România (Ciceroi și colab.., 2018), Croatia (Kovac și colab.. 2020) și Ungaria (Paulin și colab.. 2020). Se pare că speciile de *Corythuca* ar confunda piele omului cu suprafața frunzelor. Aceste incidente au loc mai ales în păduri, parcuri și grădini cu infestație mare cu *C. arcuata* și unde există o densitate mai mare de oameni.

Bibliografie

Altenkirch, W., 1986. Die Veränderung natürlicher Waldgesellschaften Norddeutschlands und ihre Folgen für den Ökosystem- und Artenschutz aus zoologischer Sicht [The change in natural forest-like forests in Northern Germany și their consequences for ecosystem și species protection from a zoological point of view]. Arbeitsgemeinschaft Foresteinrichtung, Arbeitskreis Zustandserfassung und Planung. Jahrestagung. Luxemburg, 21–23 May 1986. Unpublished brochure, p. 1–17.

Ciceoi, R., Radulovici, A., 2018. Facultative blood-sucking lace bugs, *Corythucha sp*. in Romania. In Anastasiu, P., Trichkova, T., Uludag, A., Tomov, R. (eds). Book of abstracts. Joint ESENIAS și DIAS scientific conference și 8th ESENIAS workshop.

Management și sharing of IAS data to support knowledge based decision making at regional level. Bucharest, Romania, 26–28 September 2018.Bucharest, Romania: Editura Universitatii din Bucuresti, p. 90.

Colbert, J.J., Fekedulegn, D., 2001. Effect of gypsy moth defoliation on tree growth – preliminary models for effects of cumulative defoliation on individual host tree radial increment. In Liebhold, A.M., McManus, M.L., Ötvös, I.S., Fosbroke, S.L.C. (eds). Proceedings "Integrated management și dynamics of forest defoliating insects". General Technical Report, 227. Newtown Square, PA: USDA Forest Service, Northeastern Research Station, p. 16–30.

Connell, W.A., Beacher, J.H., 1947. Life history și control of the oak lace bug. Bulletin of the University of Delaware Agricultural Experiment Station, 265. 28 p.

Crawley, M.J., 1983. Herbivory, the dynamics of animal-plant interactions. Studies in Ecology, 10. Berkeley: University of California Press. 437 p.

Csóka, Gy., Ambrus, A., 2016. Erdei fa- és cserjefajok szerepe a herbivor rovarok fajgazdagságának fenntartásában [Role of forest woody plants in maintaining species richness of herbivorous insects]. In Korda, M. (ed.). Az erdőgazdálkodás hatása az erdők biológiai sokféleségére. Tanulmánygyűjtemény. Budapest: Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, p. 155–192.

Csóka, Gy., Hirka, A., Mutun, S., Glavendekic, M., Mikó, Á., Szőcs, L., Paulin, P., Eötvös, Cs.B., Gáspár, Cs., Csepelényi, M., Szénási, Á., Franjevic, M., Gninenko, Y., Dautbašic, M., Mujezinovic, O., Zúbrik, M., Netoiu, C., A Buzatu, A., Balacenoiu, F., Jurc, M., Jurc, D., Bernardinelli, I., Streito, J.C., D., Avtzis, D., Hrašovec, B., 2019. Spread și potential host range of the invasive oak lace bug [*Corythucha arcuat*a (Say, 1832) – *Heteroptera: Tingidae*] in Eurasia. Agricultural și Forest Entomology, 22 (1): 61–74.

Dutto, M., Bertero, M., 2009. Dermatosis caused by *Corythucha ciliata* (Say, 1932) (Heteroptera, Tingidae). Diagnostic și clinical aspects of an unrecognized pseudoparasitosis. Journal of Preventive Medicine și Hygiene, 54 (1): 57–59.

Franjević, M., Drvodelić, D., Kolar, A., Gradečki-Poštenjak, M., Hrašovec, B., 2018. Impact of oak lace bug *Corythucha arcuata* (Heteroptera: Tingidae) on pedunculate oak

(Quercus robur) seed quality. In Radojčić Redovniković, I., Jakovljević, T., Petravić Tominac, V., Panić, M., Stojaković, R., Erdec, D., Radošević, K., Gaurina Sarček, V., Cvjetko Bubalo, M. (eds). Natural resources, green technology & sustainable development – GREEN/3. Zagreb: Faculty of Food Technology și Biotechnology, University of Zagreb, Croatia, p. 161–165.

Izri, A., Andriantsoanirina, V., Chosidow, O., Durand, R., 2015. Dermatosis caused by blood-sucking *Corythucha ciliata*. JAMA Dermatology, 151 (8): 909–910.

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: 679.

Mitchell, R.J., Bellamy, P.E., Ellis, C.J., Hewison, R.L., Hodgetts, N.G., Iason, G.R., Littlewoode N.A., Neweya S., Stockana J.A., Taylor, A.F.S., 2019. Collapsing foundations: the ecology of the British oak, implications of its decline și mitigation options. Biological Conservation, 233: 316–327.

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: 167–176.

Paulin, M., Hirka, A., Mikó, Á., Tenorio-Baigorria, I., Eötvös, Cs., Gáspár, Cs., Csóka, Gy., 2019. Tölgycsipkéspoloska – Helyzetjelentés 2019 őszén [The oak-lace bug – status report in autumn 2019]. In Alföldi Erdőkért Egyesület Kutatói Nap. Tudományos eredmények a gyakorlatban. Lakitelek 2019. Kecskemét, Alföldi Erdőkért Egyesület, p. 110–119.

Paulin, M., Hirka, A., Eötvös, Cs.B., Gáspár, Cs., Fürjes-Mikó, Á., Csóka, Gy., 2020. Known și predicted impacts of the invasive oak lace bug (*Corythucha arcuata*) in European oak ecosystems – a review. Folia Oecologica, 47 (2): 131–139.

Savvidis, G., Zartaloudis, Z., Vafeas, G., 2009. Massive fish losses in rainbow trout cultures of Louros River (NW 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.

Autori fișă: Iorgu Elena Iulia

Hyalomma aegyptium

1. **Descriere specie**

Denumire științifică *(cf.* GBIF*)*: *Hyalomma aegyptium* (Linnaeus, 1758)

Încadrare taxonomică *(Încrengătură/clasă/ordin)*: Arthropoda/ Arachnida/ Ixodida

Habitat *(terestru, marin, dulcicol)*: terestru

2. **Documentare impact:**

a. competiție

Gazdele obișnuite ale acestei specii mai sunt parazitate de câteva specii de căpușe. Nu am găsit în literatura de specialitate date relevante privind competiția lui *H. aegyptium* cu alte specii de căpușe.

b. prădătorism

Nu este cazul.

c. hibridizare

Nu este cazul.

d. transmiterea de boli speciilor native

Pentru *H. aegyptium* a fost demonstrată capacitatea de transmitere a mai multor agenți patogeni reprezentați de unele specii de bacterii (*Rickettsia aeschlimannii*, *Coxiella burnetii* și *Borrelia turcica*) și de unele specii de coccidii (*Hemolivia mauritanica* și *Hepatozoon kisrae*) (Mihalca și colab., 2017). Paștiu și colab. (2012) semnalează pentru prima dată prezența agenților patogeni *Anaplasma phagocytophilum* și *Ehrlichia canis* în *H. aegyptium* și confirmă încă odată prezența lui *C. burnetii* în această specie de căpușă. Însă, autorii nu oferă și informații privind capacitatea vectorială a lui *H. aegyptium* în transmiterea agenților patogeni menționați mai sus. Și pentru alți agenți patogeni, cum ar fi speciile de bacterii *Borrelia burgdorferi* s.l. și *Rickettsia africae* și specia de piroplasmid *Theileria annulata*, a fost semnalată prezența lor în *H. aegyptium*, de asemenea fără a fi evaluată nici în aceste cazuri capacitatea vectoare a căpușei (Mihalca și colab., 2017).

e. parazitism

Hyalomma aegyptium are o specificitate de gazdă mai înaltă, parazitând în principal țestoasele de uscat din genul *Testudo* (familia Testudinidae) (Mihalca și colab., 2017). Chiar și arealul său de răspândire este strâns corelat cu al țestoaselor din genul *Testudo*. Această specie de căpușă a fost semnalată totuși și pe unele animale domestice (vite, cai, câini, cămile), dar și pe alte specii sălbatice (unele șopârle, unele păsări, căprioare, mistreți, arici, iepuri de câmp și rozătoare) (Hoogstraal și Kaiser, 1960; Apanaskevich, 2003).

f. toxicitate

Nu este cazul.

g. bio-fouling (sau alt impact fizic direct, exceptând relațiile trofice)

Nu este cazul.

h. ierbivorie

Nu este cazul.

i. impact chimic asupra ecosistemelor

Nu este cazul.

j. impact fizic asupra ecosistemelor

Nu este cazul.

k. impact asupra structurii ecosistemelor

Nu este cazul.

l. impact indirect (prin interacțiunea cu alte specii)

Nu este cazul.

3. Alte informații relevante

Hyalomma aegyptium poate infesta și omul, atât ca adulți, cât și ca nimfe (Mihalca și colab., 2017). În unele zone din Turcia, este chiar căpușa cea mai frecvent întâlnită pe om (Vatansever și colab., 2008; Bursali și colab., 2013). Prin înțepăturile sale, poate transmite unii agenți patogeni și la om.

Bibliografie

Apanaskevich, D. A. (2003). Towards a diagnostic view of *Hyalomma* (*Hyalomma*)

aegyptium (Acari, Ixodidae). Parazitologiia, 37: 47–59.

Bursali, A., Keskin, A., Tekin, S. (2013). Ticks (Acari: Ixodida) infesting humans in the provinces of Kelkit Valley, a Crimean-Congo Hemorrhagic Fever endemic region in Turkey. Exp. Appl. Acarol., 59: 507–515. https://dx.doi.org/10.1007/s10493-012-9608-z

Hoogstraal, H., Kaiser, M. N. (1960). Some host relationships of the tortoise tick, *Hyalomma* (*Hyalommasta*) *aegyptium* (L.) (Ixodoidea, Ixodidae) in Turkey. Ann. Entomol. Soc. Am., 53: 457–458. https://dx.doi.org/10.1093/aesa/53.4.457

Mihalca, A. D., Petney, T. N., Pfäffle, M. P. (2017). *Hyalomma aegyptium* (Linnaeus, 1758). Pp. 361-363. *In*: Ticks of Europe și North Africa. A Guide to Species Identification. Estrada-Peña, Agustín, Mihalca, Andrei D, Petney, Trevor (Eds.), Springer International Publishing, 404 pp.

Paștiu, A. I., Matei, I. A., Mihalca, A. D., D'Amico, G., Dumitrache, M. O., Kalmár, Z., Sándor, A. D., Lefkaditis, M., Gherman, C. M., Cozma, V. (2012). Zoonotic pathogens associated with Hyalomma aegyptium in endangered tortoises: evidence for host-switching behaviour in ticks? *Parasites & Vectors*, *5*, 5–10. https://doi.org/10.1186/1756-3305-5-301

Vatansever, Z., Gargili, A., Aysul, N. S., Sengoz, G., Estrada-Peña, A. (2008). Ticks biting humans in the urban area of Istanbul. *Parasitology Research*, *102*(3), 551–553. https://doi.org/10.1007/s00436-007-0809-z

Autori fișă: Adam Costică

Monomorium pharaonis

1. **Descriere specie**

Denumire științifică *(cf.* GBIF*)*: *Monomorium pharaonis* (Linnaeus, 1758)

Încadrare taxonomică *(Încrengătură/clasă/ordin)*: Arthropoda/Insecta/Hymenoptera

Habitat *(terestru, marin, dulcicol)*: terestru

2. **Documentare impact:**

a. competiție

Monomorium pharaonis (furnica faraon) este un hymenopter cu origine incertă, unele surse citează ca o posibilă origine Africa (McGlyn, 1999), iar altele Asia tripocală (Wetterer, 2010). Specia este cunoscută ca o specie de tip ”vagabond”, fiind des întâlnită în locuințele oamenilor, dar rareori înlocuiește speciile native din afara habitatelor urbane (McGlynn 1999; Holway *și colab.* 2002). Speciile ”vagabond” nu intră de obicei în competiție cu speciile native, ele sunt capabile să ocupe o nișa care neocupată de speciile native (ex. Medii benigne cum sunt interiorul cladirilor în cazul furnicilor faraon) (McGlynn, 1999).

b. prădătorism

Sunt organisme omnivore, generaliste, care se pot hrăni cu insecte de dimensiuni mici ce trăiesc în casă. Nu sunt date în literatură N/A că ar provoca dispariția anumitor specii.

c. hibridizare

Nu sunt date în literatură.

d. transmiterea de boli speciilor native

Nu este cunoscut dacă *M. pharaonis* transmite boli speciilor native, dar ea este un real pericol pentru sănătatea umană, fiind cunoscută ca vector pentru bacterii patogene cum sunt *Streptococcus* spp. și *Staphylococcus* spp (Adams și colab., 1999; Tausan& Balint 2011).

e. parazitism

Nu este cazul.

f. toxicitate

Nu este cazul.

g. bio-fouling (sau alt impact fizic direct, exceptând relațiile trofice)

Nu este cazul.

h. ierbivorie

Specie cu regim de hrană generalist. Nu sunt date în literatură despre impact prin ierbivorie.

i. impact chimic asupra ecosistemelor

Nu este cazul.

j. impact fizic asupra ecosistemelor

Nu este cazul.

k. impact asupra structurii ecosistemelor

Nu este cazul.

l. impact indirect (prin interacțiunea cu alte specii)

Nu este cazul.

3. Alte informații relevante

Această specie a reușit cu ajutorul omului să colonizeze toate continentele în afară de Antarctica. Specia se întâlnește mai ales în ținuturile calde, dar și în mediul urban (locuințe, instituții, depozite etc) din zonele temperate, mai ales în clădirile asociate cu stocarea sau distribuția de produse alimentare. *M. pharaonis* are un regim de hrană și cerințe de cuib de tip generalist, fiind polifagă și își apără resursele dacă acestea sunt aproape de cuib (McGlyn 1999).

M. pharaonis este strâns asociată cu oamenii și este cunoscută ca o specie ”vagabond”, depinzând foarte mult de aceștia pentru pentru dispersie. Furnica faraon este considerată dăunător în majoritatea zonelor urbane în care s-a stabilit. Ea își face cuiburi mai ales în clădiri cu foarte multe surse de hrană, cum sunt depozitele de alimente, provocând uneori contaminări ale produselor și daune importante (Antonelli și Akre 2003). Regimul lor de hrană este foarte variat încorporând atât glucide și proteine cât și lipide, în funcție de stadiul de dezvoltare al cuibului (Krabbe și colab. 2019). Prezența sa în spitale provoacă motive de îngrijorare, deoarece este un vector pentru transmiterea anumitor agenți patogeni bacterieni (inclusiv *Streptococcus pyogenes, Pseudomonas aeruginosa* și *Staphylococcus epidermidis*), care infectează în mod obișnuit pacienții spitalizați (Nickerson și Harris 2003). Poate contamina suprafețele pe care își creează cărări de căutare a hranei (Lee, 2002). De asemenea, s-a descoperit că furnica faraon poate fi o sursă de alergeni aerieni (Kim și colab. 2005).

Bibliografie

Adams A., Kunkel S., Graham D. și Höbel S. (1999) Method procedure for evaluating biological performance of pharaoh ant, *Monomorium pharaonis* (Hymenoptera:

Formicidae), baits. in: Robinson W.H., Rett ich F. și Ramb o G.W. (eds.): Proceedings of the 3rd International Conference on Urban Pests, Czech University of Agriculture, Prague, Czech Republic, pp. 203-209.

Akre, R. D., & Antonelli, A. L. (1989). Pharaoh ant.

Holway, D. A., L. Lach, A. V. Suarez, N. D. Tsutsui, și T. J. Case. 2002. The ecological causes și consequences of ant invasions. Annual review of ecology și systematics 33:181-233.

Kim, C. W., Kim, D. I., Choi, S. Y., Park, J. W., & Hong, C. S. (2005). Pharaoh ant (*Monomorium pharaonis*): newly identified important inhalant allergens in bronchial asthma. *Journal of Korean medical science*, *20*(3), 390.

Krabbe BA, Arnan X, Lannes P, Bergstedt CE, Larsen RS, Pedersen JS, și colab. (2019) Using nutritional geometry to define the fundamental macronutrient niche of the widespread invasive ant *Monomorium pharaonis*. PLoS ONE 14(6): e0218764. https://doi.org/10.1371/journal. pone.0218764

Lee C.Y. (2002) Tropical household ants: pest status, species diversity, foraging behavior și baiting studies. In: Jones S.C., Zhai J. și Robinson W.H. (eds.): Proceedings of the 4th International Conference on Urban Pests. Pocahantas Press, Blacksburg, Virginia, pp. 18.

McGlynn, T.P. 1999. The Worldwide Transfer of Ants: Geographical Distribution și Ecological Invasions, Journal of Biogeography 26(3): 535-548.

Nickerson, J.C. și Harris, D.L. 2003. Featured Creatures. Florida Department of Agriculture și Consumer Services (Division of Plant Industry)

Tăuşan, I., & Markó, B. (2011). New records of the pharaoh ant *Monomorium pharaonis* (Linnaeus, 1758)(Hymenoptera: Formicidae) in Romania. *Entomologica romanica*, *16*, 23-26.

Wetterer, J. K. (2010). Worldwide spread of the pharaoh ant, *Monomorium pharaonis* (Hymenoptera: For-micidae). Myrmecol. News, 13, 115-129.

Autor fișă: Iorgu Elena Iulia

Phyllonorycter issikii

1. **Descriere specie**

Denumire științifică *(cf.* GBIF*)*: *Phyllonorycter issikii* (Kumata, 1963)

Încadrare taxonomică *(Încrengătură/clasă/ordin)*: Arthropoda/Insecta/Lepidoptera

Habitat *(terestru, marin, dulcicol)*: terestru

2. **Documentare impact:**

a. competiție

Molia minieră a teiului preferă frunzele de pe ramurile umbrite, mai puțin expuse la lumină. *P. issikii* provoacă defolieri masive la speciile de tei și poate afecta negativ fauna nativă de insecte ierbivore prezentă pe acești arbori. Totuși, până acum nu s-au înregistrat un impact negativ asupra acestora (Sefrová, 2002).

b. prădătorism

Nu este cazul.

c. hibridizare

Nu există date în acest sens, dar întro lucrare recentă privind filogeografia acestei specii în zona Palearctică, Kirichenko și colab. (2017), arată prezența unei linii filogenetice separate localizată înestul Asiei (Estul îndepărtat al Rusiei și Japonia) care ar putea fi o nouă specie criptică. Pentru specia *P. issikii* au fost identificate 31 de haplotipuri, dintre care 23 au fost detectate în zona de invazie (Europa) și 10 în zona presupusă a fi nativă – Estul Asiei (Estul îndepărtat al Rusiei, Japonia, Korea și China). Două dintre cele 31 de haplotipuri s-au dovedit a fi comune pentru cele două arii. Numărul foarte mare de haplotipuri identificate în zona de invazie, sugerează un scenariu cu introduceri multiple. Un haplotip, a fost identificat ca fiind dominant (în 67,2% din probele analizate), nu doar în Europa dar și in 96% din probele din Japonia (aflată în aria nativă). Specia nouă de *Phyllonoricter* a fost identificată doar pe baze genetice, având diferențe semnificative la toți markerii analizati, dar din punct de vedere morphologic cele două specii nu pot fi diferențiate. Cele două specii sunt simpatrice pe aceleași plante gazdă în Japonia (Sendai) și în Estul îndepărtat al Rusiei (Primorsky krai), dar nu există dovezi de admixie.

d. transmiterea de boli speciilor native

Nu există date în literatură.

e. parazitism

Nu este cazul.

f. toxicitate

Nu este cazul.

g. bio-fouling (sau alt impact fizic direct, exceptând relațiile trofice)

Nu este cazul

h. ierbivorie

P. issikii este oligofagă, hrănindu-se cu Frunze ale speciilor de Tilia (tei, Fam Malvacee). În arhipelagul nipon, molia minieră a teiului a fost înregistrată pe specii native de tei: *T. japonica* Simonkai, *T. maximowicziana* Shirasawa și *T. kiusiana* Makino et Shirasawa, dar și pe specii de mesteacăn (*Betula platyphylla* Sukac.z și *B. pendula* Roth.) (Kumata, 1963). Totuși, se pare că aceste semnalări pe mesteacăn sunt eronate. În Estul extrem al Rusiei, *P. issikii* a fost întânit pe teiul de Amur (*T. amurensis* Rupr.) și teiul manciurian (*T. mandshurica* Rupr.) (Ermolaev,1977; Noreika, 1988, Kumat și colab., 1983). În Europa, specia este întâlnită pe tei pucios (*T. cordata* Mill.), tei cu frunza mare (*T. platyphyllos* Scop) și teiul argintiu (*T. tomentosa* Moench.). Molia miniera a teiului a mai fost întâlnită și pe alte specii de tei sau cultivari din parcuri și grădini cum este teiul american (*T. americana* L.), *T.* × *euchlora* K. Koch., *T. mongolica* Maxim., *T. taquetii* C.K. Schneid (Kollár, 2007; Perny, 2007; Kirichenko, 2013, Meshkova și colab., 2013, Jaworski, 2009)

Sefrova (2002) susține că în Europa arborii de *Tilia* sp. atacați de *P. issikii* nu sunt puși în pericol. Se crează doar un prejudiciu estetic minor. Molia miniera a teiului preferă zonele umbroase ale arborelui, localizându-se pe fața inferioară a frunzelor de pe ramurile inferioare sau din lăstăriș (Ermolaev și Zorin, 2011). Minele nu fac ca frunzele să se usuce sau să-și schimbe culoarea, astfel încât prezența dăunătorului nu este evidentă(Sefrova, 2002).

Ermolaev (2014) adduce dovezi că, cel puțin în partea europeană a Rusiei, specia provoacă pagube mai importante, producând defolieri are teilor. Se pare că specia ar cauza

căderea frunzelor sau deformări ale acestora, atunci când densitatea polulațională a moliei miniere este foarte mare (Bednova & Belov, 1999). Suprafața frunzei atacate este în medie de 1.25 ± 0.01 cm2, atunci când avem un atac de 1-3 mine per frunză (Ermolaev și Motoshkova, 2008). Cele mai mari daune sunt provocate în luna iunie, perioadă care coincide cu perioada de creștere a plantei gazdă. Infestațiile puternice cu *P. issikii*, influențează astfel negativ productivitatea și capacitățile reproductive ale arborilor de tei (Ermolaev și Zorin, 2011a). Cu cât densitatea populațională a *P. issikii* crește, cu atât numărul inflorescențelor, numărul florilor din inflorescențe și chiar cantitatea de zahăr din flori, scade (Ermolaev și Zorin, 2011a, Ermolaev, 2014).

i. impact chimic asupra ecosistemelor

Nu este cazul.

j. impact fizic asupra ecosistemelor

Nu este cazul.

k. impact asupra structurii ecosistemelor

Datele strânse până acum indică o relație ecologică cu speciile autohtone din genul *Phyllonorycter*. Această specie va găsi probabil o nișă ecologică în comunitățile forestiere europene. Aceasta va fi probabil controlată și limitată de dușmani autohtoni naturali și, respectiv, de factori non-biotici. Concurența trofică cu specii autohtone care se dezvoltă pe *Tilia* spp. este foarte improbabilă. De aceea nu există nicio influență negativă care să pună în pericol speciile de arbori autohtoni și / sau taxonii înrudiți de lepidoptere și alte insecte care prezintă cereri trofice similare în comunitățile corespunzătoare (Sefrova, 2002).

l. impact indirect (prin interacțiunea cu alte specii)

Au fost studiate interacțiile cu speciile native de parazitoizi din Europa și au fost descoperite specii care deja acționează deja asupra poplațiilor invasive de Ph. Issikii. Ermolaev și colab., 2011 au identificat 2 de specii de parazitoizi din familiie Eulophidae și Braconidae.

3. Alte informații relevante

Phyllonorycter issikii sau molia minieră a teiului, a fost descrisă din Japonia (insula Hokkaido), de unde s-a răspândit ulterior în partea de est a Rusiei și în sud-estul Asiei (Kumata și colab. 1983). În anii 80 a fost semnalată din Moscova de unde a început să se

răspândească spre vestul Europei, ajungând în 2001 în Germania și Estonia (Leinonen și Kaitila, 2003). Este o sepecie oligotrofă, care se hrănește doar cu specii de tei (*Tilia* sp.) cum sunt *Tilia cordata, Tilia platyphyllos*, cultivare și hibrizi de *Tilia* din parcuri și grădini (ex. Tilia tomentosa x Tilia euchlora) (Buszko și colab., 2000; Sefrová, 2002). În Europa, molia minieră a teiului preferă păduri de foioase de câmpie sau colinare, până la 600m altitudine, fiind foarte frecventă în habitate urbane cum sunt parcuri și grădini sau în vegetația de pe trotuare. Se pare că atacurile puternice de molia minieră a teiului pot provoca o scădere a productivității lemonoase dar și o scădere a numărului inflorescențelor și a cantitatății de zahăr din flori, afectând astfel negativ albinăritul și producția de miere, teiul fiind o plantă meliferă importantă (Ermolaev, 2014).

Bibliografie

Bednova, O.V. și Belov, D.A., Lime leafminer (Lepidoptera, Gracillariidae) in the green plantations of Moscow și Moscow oblast, *Lesn. Vestn.*, 1999, no. 2, pp. 172–177.

Buszko J; Sefrová H; Lastuvka Z, 2000. Invasive species of *Lithocolletinae* in Europe și their spreading (Gracillariidae). In: XII European Congress of Lepidopterology SEL, Programme și Abstracts. Bialowieza, Poland, 29 May-2 June 2000, 22-23.

Ermolaev, V.P., Ecological și faunistic review of leafminers (Lepidoptera, Gracillariidae) in southern Primorye, Tr. Zool. Inst., Akad. Nauk SSSR, 1977, vol. 70, pp. 98–116.

Ermolaev, I. V. (2014). Biological invasion of the lime leafminer *Phyllonorycter issikii Kumata* (Lepidoptera, Gracillariidae) in Europe. Contemporary Problems of Ecology, 7(3), 324-333.

Ermolaev, I.V. și Motoshkova, N.V., Biological invasion of the lime leafminer *Lithocolletis issikii* Kumata (Lepidoptera, Gracillariidae): interaction of the moth with the host plant, Entomol. Rev., 2008, vol. 88, no. 1, pp. 1–9.

Ermolaev, I.V. și Zorin, D.A., Ecological consequences of invasion of *Phyllonorycter issikii* (Lepidoptera, Gracillariidae) in lime forests in Udmurtia, Entomol. Rev., 2011a, vol. 91, no. 5, pp. 592–598. Ermolaev, I.V. și Zorin, D.A., Distribution of the lime leafminer *Phyllonorycter issikii* (Lepidoptera, Gracillariidae) in natural stands, Entomol. Rev., 2011b, vol. 91, no. 9, pp. 1088–1091.

Ermolaev, I.V., Yefremova, Z.A., și Izhboldina, N.V., Parasitoids as a mortality factor for the lime leafminer (*Phyllonorycter issikii*, Lepidoptera, Gracillariidae), Entomol. Rev., 2011, vol. 91, no. 3, pp. 326–334.

Kirichenko, N.I., Loskutov, R.I., Sedaeva, M.L., Tomoshevich, M.V., și Kenis, M., Invasion of the leaves of introduced wood plants by leafminers in Siberian arboretum, Izv. St._Peterb. Lesn. Akad., 2009, no. 187,

pp. 140–148.

Kirichenko N, Triberti P, Ohshima I, Haran J, Byun B-K, Li H, și colab. (2017) From east to west across the Palearctic: Phylogeography of the invasive lime leaf miner *Phyllonorycter issikii* (Lepidoptera: Gracillariidae) și discovery of a putative new cryptic species in East Asia. PLoS ONE 12(2): e0171104. doi:10.1371/journal. pone.0171104

Kollár, J., The harmful entomofauna of woody plants in Slovakia, Acta Entomol. Serb., 2007, vol. 12, no. 1, pp. 67–79.

Kumata, T., Taxonomic studies on the *Lithocolletinae* of Japan (Lepidoptera: Gracillariidae). Part I, Insecta Matsumurana, 1963, vol. 25, no. 2, pp. 53–90.

Kumata T; Kuroko H; Park KT, 1983. Some Korean species of the subfamily *Lithocolletin*¦ (Gracillariidae, Lepidoptera). Korean Journal of Plant Protection, 22(3):213-227

Jaworski, T., Szrotówek lipowiaczek *Phyllonorycter issikii* (Kumata, 1963) (Lepidopter, Gracillariidae) w Polsce, Les'n. Prace Badawcze, 2009, vol. 70, no. 1, pp. 89–91.

Leinonen R; Kaitila J, 2003. Keskilämpötilan nousu näkyy hyönteislajistossa - useiden lajien levinneisyysaule siirtynyt Suomessa satoja kilometrejlä pohjoisemmaksi. Retrieved September, 15, 2003 from http://www.vyh.fi/ajankoht/tiedote/kai/perhoset_03.htm.

Meshkova, V., Mikulina, I., și Shatrovskaja, V., Host specificity of some Gracillariid leafminers, in Recent Developments in Research și Application of Viruses in Forest Health Protection, China Forestry Publ., 2013, pp. 13–27.

Noreika, R., *Phyllonorycter issikii* (Kumata) (Lepidoptera, Gracillariidae) in Lithuania, Acta Entomol. Litu., 1998, vol. 8, no. 3, pp. 34–37.

Perny, B., Lindenminiermotte *Phyllonorycter issikii*: Vorkommen in Österreich nach Mehreren Verdachtsfällen nun Bestätigt, Fortsch. Aktuell, 2007, vol. 38, pp. 9–11.

Sefrová H, 2002. *Phyllonorycter issikii* (Kumata, 1963) - bionomics, ecological impact și spread in Europe (Lepidoptera, Gracillariidae). Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis, 50(3):99-104

Autor fișă: Iorgu Elena Iulia

Rhipicephalus rossicus

1. **Descriere specie**

Denumire științifică *(cf.* GBIF*)*: *Rhipicephalus rossicus* Yakimov & Kol-Yakimova, 1911
Încadrare taxonomică *(Încrengătură/clasă/ordin)*: Arthropoda/ Arachnida/ Ixodida
Habitat *(terestru, marin, dulcicol)*: terestru

2. **Documentare impact:**

a. competiție

Rhipicephalus rossicus are un spectru foarte larg de gazde care sunt parazitate și de alte specii de căpușe. Exista o competiție între aceste specii de căpușe, în special în ceea ce privește locurile preferate pentru hrănire, la nivelul corpului gazdelor. Dumitrache și colab. (2014) a raportat pentru unele zone de co-existență, o înlocuire a lui *R. sanguineus* de către *R. rossicus*, aceasta din urmă fiind mai frecvent întâlnită la câini, în special pe timpul verii. În alte zone de co-existență a celor două specii, Sándor și colab. (2014) le-a găsit ca fiind prezente pe câini cu frecvențe similare. Hoogstraal (1979) susține că în unele zone rata de supraviețuire în timpul iernii ar fi mai mare la *R. rossicus* față de specia *Hyalomma marginatum*, iar aceasta din urmă ar putea fi înlocuită de prima în ceea privește rolul său de vector al unor agenți patogeni.

b. prădătorism

Nu este cazul.

c. hibridizare

Nu este cazul.

d. transmiterea de boli speciilor native

R. rossicus este implicată în transmiterea mai multor agenți patogeni în rândul gazdelor pe care le parazitează (Mihalca și colab., 2015, 2017). Există în literatura de specialitate atât date care dovedesc capacitatea de transmitere (rolul de agent vector) a unor agenți patogeni, cât și date care asociază în mod empiric această specie de căpușă cu transmiterea anumitor agenți patogeni (Mihalca și colab., 2017). Shatas și Bystrova (1954) demonstrează pentru prima dată rolul lui *R. rossicus* în transmiterea agentului patogen *Francisella tularensis* (o bacterie din familia Francisellaceae care poate infecta multe specii de nevertebrate și vertebrate, provocând boala tularemie). Kondratenko (1976) a demonstrat pentru prima dată rolul lui *R. rossicus* de vector al virusului febrei hemoragice Crimea-Congo. Acest virus a fost izolat din exemplare de *R. rossicus* colectate de pe vaci, oi, iepuri de câmp, arici și veverițe (Mihalca și colab., 2015). Deși nu există dovezi privind implicare acestei specii de căpușă în ciclul natural de transmitere al virusului West Nile (Mihalca și colab., 2015), în condiții experimentale de laborator a fost demonstrată capacitatea acesteia de a transmite virusul West Nile (Kotel'nikova și Kondrashova, 1974). Alți agenți patogeni, cum ar fi *Theileria equi*, *Babesia bigemina* și *Coxiella burnetii*, au fost detectați în *R. rossicus*, dar fără a fi demonstrată în aceste cazuri și capacitatea de vector (Mihalca și colab., 2015, 2017).

e. parazitism

Rhipicephalus rossicus are o specificitate de gazdă foarte redusă, parazitând numeroase specii din peste 9 familii de păsări și 17 de mamifere (Mihalca și colab., 2015, 2017). Cu totul excepțional, această căpușă a fost semnalată și pe unele specii de amfibieni și reptile (*Rana arvalis*, *Lacerta agilis* și *L. viridis*) (Mihalca și colab., 2015).

f. toxicitate

Nu este cazul.

g. bio-fouling (sau alt impact fizic direct, exceptând relațiile trofice)

Nu este cazul.

h. ierbivorie

Nu este cazul.

i. impact chimic asupra ecosistemelor

Nu este cazul.

j. impact fizic asupra ecosistemelor

Nu este cazul.

k. impact asupra structurii ecosistemelor

Nu este cazul.

l. impact indirect (prin interacțiunea cu alte specii)

Nu este cazul.

3. Alte informații relevante

Rhipicephalus rossicus a fost semnalat de mai multe ori și pe om (Mihalca și colab., 2015). Prin înțepăturile sale, poate transmite și la om unii agenți patogeni.

Bibliografie

Dumitrache, M. O., Kiss, B. J., Dantas-Torres, F., Latrofa, M. S., D'Amico, G., Sándor, A. D., & Mihalca, A. D. (2014). Seasonal dynamics of Rhipicephalus rossicus attacking domestic dogs from the steppic region of southeastern Romania. *Parasites & Vectors*, *7*(1), 1–6. https://doi.org/10.1186/1756-3305-7-97

Hoogstraal, H. (1979) The epidemiology of tick-borne Crimean–Congo hemorrhagic fever in Asia, Europe, și Africa. *Journal of Medical Entomology*, 15, 307–417.

Kondratenko, V.F. (1976) Importance of ixodid ticks in transmitting și preserving the Crimean hemorrhagic fever agent in infection foci. *Parazitologiya*, 10, 297–302.

Kotel'nikova, G.M. & Kondrashova, Z.N. (1974) Survival of West Nile virus in *Rhipicephalus rossicus* ticks. *Sborn Nauch Trudy Diagnost Profilakt Virus Infekts*, 16, 160–164.

Mihalca, A. D., Kalmár, Z., & Dumitrache, M. O. (2015). *Rhipicephalus rossicus*, a neglected tick at the margin of Europe: A review of its distribution, ecology și medical importance. *Medical și Veterinary Entomology*, *29*(3), 215–224. https://doi.org/10.1111/mve.12112

Mihalca, A. D., Dumitrache, M. O., D'Amico, G. (2017). *Rhipicephalus rossicus* Yakimov și Kol-Yakimova, 1911. Pp. 311-315. *In*: Ticks of Europe și North Africa. A Guide to Species Identification. Estrada-Peña, Agustín, Mihalca, Andrei D, Petney, Trevor

(Eds.), Springer International Publishing, 404 pp.

Sandor, A. D., Dumitrache, M. O., D'Amico, G., Kiss, B. J., & Mihalca, A. D. (2014). *Rhipicephalus rossicus* și not *R. sanguineus* is the dominant tick species of dogs in the wetlands of the Danube Delta, Romania. *Veterinary Parasitology*, *204*(3–4), 430–432. https://doi.org/10.1016/j.vetpar.2014.05.005

Shatas, Y.F. & Bystrova, N.A. (1954) Role of Ixodid ticks in mainte- nance of natural foci of tularemia. *Zhurnal Mikrobiologii, Epidemiologii i Immunobiologii*, 6, 55–61.

Autor fișă: Adam Costică

Varroa destructor

1. **Descriere specie**

Denumire științifică *(cf.* GBIF*)*: *Varroa destructor* D. L. Anderson & Trueman, 2000

Încadrare taxonomică *(Încrengătură/clasă/ordin)*: Arthropoda/ Arachnida/ Parasitiformes

Habitat *(terestru, marin, dulcicol)*: terestru

2. **Documentare impact:**

a. competiție

Deși, gazdele obișnuite ale acestei specii mai sunt parazitate și de alte câteva specii de acarieni, nu am găsit în literatura de specialitate date relevante privind competiția lui *V. destructor* cu alte specii de acarieni.

b. prădătorism

Nu este cazul.

c. hibridizare

Nu este cazul.

d. transmiterea de boli speciilor native

Mai mulți autori asociază specia *V. destructor* cu transmiterea unor virusuri patogene pentru *Apis melifera* (Sammataro și colab., 2000). Virusul de Kașmir care provoacă mortalitatea albinelor a fost identificat în albine provenite din colonii infestate cu *Varroa*,

demonstrându-se atât transmiterea acestuia de la acarieni la pupele de albine, cât și transmiterea lui cu o rată bună de la un acarian la altul (Chen și colab., 2004; Todd și colab., 2004). Tentcheva și colab. (2004) și Chen și colab. (2005) susțin că sunt și alte virusuri care se pot transmite prin intermediul lui *V. destructor*, printer care amintim virusul deformării aripilor, virusul puietului în sac, virusul paraliziei acute a albinelor, virusul paraliziei cornice. *V. destructor* poate transmite și bacteria *Melissococcus plutonius* care provoacă boala numită loca europeană a albinelor (Kanbar și colab., 2004), cât și o bacterie din genul *Paenibacillus*, care provoacă boala numită loca americană a albinelor (Rycke și colab., 2002). Benoit și colab. (2004) semnalează capacitatea lui *V. destructor* de a purta pe suprafața corpului său și de a răspândi în mod indirect, în coloniile de albine, spori ai unor ciuperci din mai multe genuri (*Alternaria, Aspergillus, Fusarium, Mucor, Penicillium, Rhizopus* și *Trichoderma*). De exemplu, *V. destructor* poate fi vector al speciei de mucegai *Aspergillus flavus*, care este agentul patogen al bolii numită „puietul pietrificat” (Benoit și colab., 2004).

e. parazitism

Varroa destructor are o specificitate de gazdă foarte înaltă, având ca gazdă tipică inițială specia *Apis cerana*. În prezent, parazitează și pe *Apis mellifera*, răspândindu-se astfel pe toate continentele (Anderson & Trueman, 2000). Acarianul se hrănește cu hemolimfa albinelor (adulte, larve și pupe), cauzând pagube importante coloniilor de albine.

f. toxicitate

Nu este cazul.

g. bio-fouling (sau alt impact fizic direct, exceptând relațiile trofice)

Nu este cazul.

h. ierbivorie

Nu este cazul.

i. impact chimic asupra ecosistemelor

Nu este cazul.

j. impact fizic asupra ecosistemelor

Nu este cazul.

k. impact asupra structurii ecosistemelor

Nu este cazul.

l. impact indirect (prin interacțiunea cu alte specii)

Varroa destructor a fost întâlnită și pe speciile *Bombus pennsylvanicus* (Hymenoptera: Apidae), *Palpada vinetorum* (Diptera: Syrphidae) și *Phanaeus vindex* (Coleoptera: Scarabaeidae), neputându-se reproduce pe acestea, fiind vorba doar de o forezie activă (se folosește de aceste specii pentru a ajunge în alte colonii de albine) (Denmark și colab., 2000).

3. Alte informații relevante

Conform estimărilor, o treime din hrana necesară oamenilor este obținută din culturi polenizate cu ajutorul insectelor, iar aproximativ 80% din această polenizare este realizată de albina europeană (*Apis mellifera*). Astfel, pierderile masive de exemplare de *A. mellifera*, care sunt cauzate de infestările cu *V. destructor*, pot avea atât un impact socio-economic semnificativ, prin reducerea randamentelor culturilor, cât și un impact direct asupra ecosistemelor, prin schimbarea structurii florei spontane cauzată de reducerea semnificativă a numărului polenizatorilor (CABI, 2021).

De asemenea, afectarea coloniilor de albine de către acest acarian, precum și răspândirea bolilor în rândul acestora, are un impact negativ semnificativ asupra apiculturii, ridicând probleme deosebite apicultorilor (Allsopp, 2004).

Bibliografie

Allsopp, M. (2004). Cape honey bee (*Apis mellifera capensis* Eshscholtz) și Varroa mite (*Varroa destructor* Anderson & Trueman) threats to honey bees și beekeeping in Africa. *International Journal of Tropical Insect Science*, 24(1): 87-94.

Anderson, D. L., Trueman, J. W. H. (2000). *Varroa jacobsoni* (Acari: Varroidae) is more than one species. *Experimental și Applied Acarology*, *24*(3), 165–189. https://doi.org/10.1023/A:1006456720416

Benoit, J. B., Yoder, J. A., Sammataro, D., Zettler. L. W. (2004). Mycoflora și fungal vector capacity of the parasitic mite *Varroa destructor* (Mesostigmata: Varroidae) in honey bee (Hymenoptera: Apidae) colonies. *International Journal of Acarology*, 30(2): 103-106.

CABI, (2021). *Varroa destructor* [original text by C. Beverley]. *In*: Invasive Species Compendium. Wallingford, UK: CAB International. www.cabi.org/isc

Chen, Y. P., Higgins, J. A., Feldlaufer, M. F. (2005). Quantitative real-time reverse transcription-PCR analysis of deformed wing virus infection in the honeybee (*Apis mellifera* L.). *Applied și Environmental Microbiology*, 71(1): 436-441.

Chen, Y. P., Pettis, J. S., Evans, J. D., Kramer, M., Feldlaufer, M. F. (2004). Transmission of Kashmir bee virus by the ectoparasitic mite *Varroa destructor*. *Apidologie*, 35(4):441-448. http://www.edpsciences.org/journal/index.cfm?edpsname=apido

Denmark, H. A., Cromroy, H. L., Cutts, L., Sanford, M. T. (2000). Featured Creatures. USA: University of Florida. http://creatures.ifas.ufl.edu/misc/bees/Varroa_mite.htm.

Kanbar, G., Engels, W., Nicholson, G. J., Hertle, R., Winkelmann, G. (2004). Tyramine functions as a toxin in honey bee larvae during *Varroa*-transmitted infection by *Melissococcus pluton*. *FEMS Microbiology Letters*, 234(1): 149-154.

Rycke, P. H. de, Joubert, J. J., Hosseinian, S. H., Jacobs, F. J. (2002). The possible role of *Varroa destructor* in the spreading of American foulbrood among apiaries. Experimental și Applied Acarology, 27(4): 313-318.

Sammataro, D., Gerson, U., Needham, G. (2000). Parasitic mites of honey bees: life history, implications, și impact. *Annual Review of Entomology*, 45: 519–548.

Tentcheva, D., Gauthier, L., Zappulla, N., Dainat, B., Cousserans, F., Colin, M. E., Bergoin, M. (2004). Prevalence și seasonal variations of six bee viruses in *Apis mellifera* L. și *Varroa destructor* mite populations in France. *Applied și Environmental Microbiology*, 70(12): 7185-7191.

Todd, J., Ball, B., Miranda, Jde. (2004). Identifying the viruses causing mortality of honey bees in colonies infested with *Varroa destructor*. *Surveillance* (Wellington), 31(4): 22-25.

Autori fișă: Adam Costică

Xylosandrus germanus

1. **Descriere specie**

Denumire științifică *(cf.* GBIF*)*: *Xylosandrus germanus* (Blandford, 1894)

Încadrare taxonomică *(Încrengătură/clasă/ordin)*: Arthopoda/ Insecta/ Coleoptera

Habitat *(terestru, marin, dulcicol)*: terestru

2. **Documentare impact:**

a. competiție

După unii autori (Haase și colab., 1998; Grégoire și colab., 2001; Büssler și Müller, 2004; Bouget și Noblecourt, 2005), *Xylosandrus germanus* ar putea deveni specia dominantă în pădurile din multe zone din Europa. În mod implicit, acest fapt ar putea cauza o reducere a abundenței speciilor native, prin competiția pentru locurile de hrănire și reproducere pe care le-o face *X. germanus* (CABI, 2021). Pentru a avea o imagine mai clară asupra acestei situații, sunt necesare studii cantitative în acest sens.

b. prădătorism

Nu este cazul.

c. hibridizare

Nu este cazul.

d. transmiterea de boli speciilor native

X. germanus poate transporta pe suprafața corpului său diferiți fungi patogeni și chiar bacterii patogene pentru plantele pe care le atacă. Galeriile pe care le sapă în lemn reprezintă adevărate porți de pătrundere a acestor agenți patogeni. Agnello și colab. (2017) izolează de pe suprafața corpului lui *X. germanus*, următoarele specii de fungi: *Ambrosiella xylebori*, *Nectria haematococca* (*Fusarium solanii*), *Alternaria alternata*, *Fusarium acuminatum* și *Ophiostoma querci*. Aceiași autori izolează din interiorul corpului gândacului doar speciile *A. xylebori* și *N. haematococca* (*Fusarium solanii*). În ambele situații, specia dominantă a fost *N. haematococca*, *Fusarium solanii* este anamorfa lui *N. haematococca*, fiind un agent patogen generalist care provoacă boli la numeroase specii de plante și animale (inclusiv la om). Tancos și colab. (2016) izolează de pe suprafața corpului lui *X. germanus*, specia de bacterie *Erwinia amylovora*, care este un agent patogen extrem de periculos pentru livezile de

gutui, peri și meri, provocând boala numită „focul bacterian”. Toți acești agenți patogeni pot provoca cancere ale trunchiului, ofilirea și uscarea parțială a coroanei arborilor (Weber și McPherson, 1985; Stergulc și colab., 1999; Faccoli, 2000). Uneori arborii astfel afectați pot chiar muri (Weber, 1980).

e. parazitism

Nu este cazul.

f. toxicitate

Nu este cazul.

g. bio-fouling (sau alt impact fizic direct, exceptând relațiile trofice)

Nu este cazul.

h. ierbivorie

Este o specie foarte polifagă, cu peste 200 de specii de arbori și arbuști ca plante gazdă (inclusiv pomi fructiferi și viță de vie), atât foioase, cât și rășinoase, putând ataca și bușteni recent tăiați, depozitați în pădure sau chiar în depozite speciale (Weber și McPherson, 1983; Galko și colab., 2019). Arborii vii, dar slăbiți și stresați de factori biotici sau abiotici, sunt preferați întrucât gândacii sunt atrași de etanolul (cu rol de kairomon) emis de aceștia (Rassati și colab., 2019). Este posibil ca plantele gazdă specifice să nu reprezinte un factor limitativ pentru această specie de gândac sfredelitor, deoarece adultul acestuia nu se hrănește de fapt cu materialul vegetal, ci îl folosește ca mediu pentru cultivarea unei specii de fungi care constituie hrana larvelor sale. Astfel, indiferent de specia căreia aparține, orice material lemnos cu textura și umiditatea adecvate, poate fi tot ceea ce este necesar pentru această specie de gândac invaziv (CABI, 2021).

i. impact chimic asupra ecosistemelor

Nu este cazul.

j. impact fizic asupra ecosistemelor

Nu este cazul.

k. impact asupra structurii ecosistemelor

Nu este cazul.

l. impact indirect (prin interacțiunea cu alte specii)

Xylosandrus germanus este mai degrabă o specie micetofagă decât xilofagă. În timp

ce sapă galerii în lemn, inoculează ciuperca simbiontă *Ambrosiella grosmanniae* (Mayers și colab., 2015; Galko și colab., 2019), hrănindu-se astfel cu miceliul acesteia. Termenul folosit pentru astfel de insecte este xilomicetofagie. *A. grosmanniae* este o ciupercă din familia Ceratocystidaceae (ordinul Microascales) care a dezvoltat o relație de simbioză mutualistică obligatorie cu specia *X. germanus*. Această specie de gândac sfredelitor dezvoltă adevărate culturi cu această specie de fungi, în interiorul galeriilor pe care le sapă în lemn. Galeriile, deși de obicei nu sunt foarte profunde în lemn, sunt însoțite de pătarea lemnului cauzată de ciuperca *A. grosmanniae*. Acest lucru duce la degradarea lemnului afectat.

3. Alte informații relevante

X. germanus afectează atât producția forestieră în sine (afectarea arborilor care poate duce chiar la moartea acestora), cât și calitatea lemnului produs (prin galeriile săpate în acesta și pătarea lui de către ciuperca simbiontă *A. grosmanniae*. De asemenea, prezența acestui gândac invaziv afectează relațiile comerciale din domeniul industriei lemnului. Toate aceste elemente pot duce la un impact socio-economic semnificativ (CABI, 2021).

Bibliografie

Agnello, A. M., Breth, D. I., Tee, E. M., Cox, K. D., Villani, S. M., Ayer, K. M., Wallis, A. E., Donahue, D. J., Combs, D. B., Davis, A. E., Neal, J. A., & English-Loeb, F. M. (2017). *Xylosandrus germanus* (Coleoptera: Curculionidae: Scolytinae) Occurrence, Fungal Associations, și Management Trials in New York Apple Orchards. *Journal of Economic Entomology*, 110(5), 2149–2164. https://doi.org/10.1093/jee/tox189

Bouget, C., Noblecourt, T. (2005). Short-term development of ambrosia și bark beetle assemblages following a windstorm in French broadleaved temperate forests. *Journal of Applied Entomology*, 129: 300-310.

Büssler, H., Müller, J. (2004). Borkenkäferzonosen in warmgetonten Eichenmischwaldern Nordbayerns. *Forst und Holz*, 59: 175-178.

CABI, (2021). *Xylosandrus germanus*. *In*: Invasive Species Compendium. Wallingford, UK: CAB International. www.cabi.org/isc

Faccoli, M. (2000). Bioecologia di coleotteri scolitidi *Ips typographus* (Linnaeus) e species di

recente interesse per la selvicoltura italiana. III contributo. Reperti su specie di scolitidi nuove per il territorio italiano. *Bollettino dell' Istituto di Entomologia 'Guido Grandi' della Universita degli Studi di Bologna*, 54: 77-90.

Galko, J., Dzurenko, M., Ranger, C. M., Kulfan, J., Kula, E., Nikolov, C., Zubrik, M., Zach, P. (2019). Distribution, habitat preference, și management of the invasive ambrosia beetle *Xylosandrus germanus* (Coleoptera: Curculionidae, Scolytinae) in European forests with an emphasis on the West Carpathians. *Forests*, 10(1): 10. doi:10.3390/f10010010.

Grégoire, J.-C., Piel, F., Proft, M. de, Gilbert, M. (2001). Spatial distribution of ambrosia beetle catches: a possibly useful knowledge to improve mass-trapping. *Integrated Pest Management Reviews*, 6(2001): 237-242.

Haase, V., Topp, W., Zach, P. 1998. Eichen-Totholz im Wirtschaftswald als Lebensraum für xylobionte Insekten. *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz*, 7: 137-153.

Mayers, C. G., McNew, D. L., Harrington, T. C., Roeper, R. A., Fraedrich, S. W., Biedermann, P. H. W., Castrillo, L. A., Reed, S. E. (2015). Three genera in the Ceratocystidaceae are the respective symbionts of three independent lineages of ambrosia beetles with large, complex mycangia. *Fungal Biol.*, 119: 1075–1092.

Rassati, D., Contarini, M., Ranger C. M., Cavaletto G., Rossini L., Speranza S., Faccoli M., Marini L. (2019). Fungal pathogen și ethanol affect host selection și colonization success in ambrosia beetles. *Agricultural și Forest Entomology*, 22(1): 1–9.

Stergulc, F., Frigimelica, G., Zandigiacomo, P., Battisti, A. (1999). Gravi deperimenti del noce comune in giovani impianti da legno in Friuli-Venezia Giulia. *Sherwood-Foreste ed Alberi Oggi*, 5(4): 27-31.

Tancos, K. A., Villani, S. M., Borejsza-Wysocka, W., Kuehne, S., Breth, D., Aldwinckle, H. S., Carroll, J., Cox, K. D. (2016). Prevalence of streptomycin resistant *Erwinia amylovora* in New York apple orchards. *Plant Dis.*, 100: 802–809.

Weber, B. C. (1980). *Xylosandrus germanus* (Blandford) (Coleoptera: Scolytidae): an ambrosia beetle pest of young hardwood plantations in the United States. *Abstracts of the 16th International Congress of Entomology*, Kyoto, Japan.

Weber, B. C., McPherson, J. E., (1983). World list of host plants of *Xylosandrus germanus*

(Blandford) (Coleoptera: Scolytidae). *The Coleopterists Bulletin*, 37: 114-134.

Weber, B. C., McPherson, J. E. (1985). Relation between attack by *Xylosandrus germanus* (Coleoptera: Scolytidae) și disease symptoms in black walnut. *Canadian Entomologist*, 117: 1275-1277.

Autor fișă: Adam Costică

Anexa 2 – fișe de documentare a impactului pentru speciile alogene de vertebrate

PEȘTI

Ameiurus melas

1. **Descriere specie**

Denumire științifică *(cf.* GBIF*)*: *Ameiurus melas* Rafinesque, 1820

Încadrare taxonomică *(Încrengătură/clasă/ordin)*: Chordata /Actinopterygii/Siluriformes

Habitat *(terestru, marin, dulcicol)*: dulcicol

2. **Documentare impact:** Impactul asupra speciei a fost documentat atât în Europa, cât şi în alte zone ale lumii. Impactul nu a fost documentat în România.

a. competiție

Modalităţile prin care *Ameiurus melas* intră în competiţie cu speciile native, din apele pe care le invadează, sunt relativ bine documentate în Europa (Jaćimović şi colab. 2019). O serie de studii semnalează competiţia directă pe nişa trofică, mai ales cu speciile de peşti bentonici (Jaćimović, 2015; Lenhardt şi colab., 2011; Leunda şi colab., 2008; Piria şi colab., 2017), iar Cucherousset şi colab. (2006) semnalează competiţia pe nişa habitat cu aceleaşi specii bentonice. De asemenea, Kreutzenberger şi colab. (2008) semnalează diminuarea succesului la hrănire a speciei europene *Esox lucius*, atunci când *Ameiurus melas* este prezent în acelaşi habitat, acesta din urmă fiind capabil să ingereze o gamă foarte mare de prăzi. O serie de experimente au arătat că prezența lui *A. melas* reduce succesul de prădare al lui *Esox lucius* asupra speciilor genului *Phoxinus* prin interferarea cu comportamentul normal al știucii. Drept urmare, nivelurile de infestare cu paraziți, transmişi în mod normal de *Phoxinus* sp., scade la ştiucă, însă aceştia sunt înlocuiți de alți paraziți transmiși de speciile cu care prădătorul alege, de nevoie, să se hrănească (Poulin și colab., 2011).

Fuller și Neilson (2017) au raportat că această specie este în general considerată una dăunătoare în Arizona, din cauză că formează populații mari care intră în competiție cu speciile cu valoare economică ridicată pentru spațiu și hrană.

De asemenea, caracterul gregar, potenţialul reproductiv ridicat, longevitatea relativ mare (patru-cinci ani), faptul că este generalist în ceea ce priveşte habitatul îl fac mult mai adaptabil comparativ cu speciile native. La acest aspect contribuie şi faptul că poate să prospere şi în ape turbide şi poluate (Ribeiro şi colab., 2008). *A. melas* tinde să atingă densităţi locale ridicate, comportament care ar putea să interfereze cu speciile native prezente și să afecteze negativ comportamentul prădătorilor și speciilor de pradă native (Reid și colab., 1999; Utne-Palm, 2002).

b. prădătorism

Specia este prădătoare vorace a alevinilor speciilor native (Fuller și Neilson, 2017). Introducerea lui *Ameiurus melas* în râul Little Colorado a dus la diminuarea numărului de exemplare din specia *Gila cypha*, specie aflată deja pe cale de dispariție și asupra căreia *A. melas* exercita un efect negativ major (Fuller și Neilson, 2017). Potrivit lui Rosen și colab. (1995), *A. melas* este probabil parțial responsabil de declinul broaştei *Rana chiricahuensis* din sud-estul Arizonei. Prezența *A. melas* într-o lagună din Zamora (Spania) este considerată cauza declinului speciilor *Pelodytes punctatus* și *Discoglossus galganoi* (MAGRAMA, 2016).

În lacurile mici, aşa cum sunt cele din insula Lasqueti din Canada, *A. melas* este considerat responsabil (alături de *Lepomis gibbosus*) de dispariţia unor populaţii locale (posibil chiar specii distincte) ale genului *Gasterosteus* (Cannings şi Ptolemy 1998). Acest lucru a fost posibil mai ales din cauza faptului că *A. melas* se hrănea cu icrele şi alevinii acestora (Backhouse, 2000).

Leunda şi colab. (2008) au analizat conţinutul stomacal al unor exemplare de *A. melas* capturate în Spania şi Portugalia şi au descoperit resturi aparţinând unor indivizii din specii locale cum ar fi *Luciobarbus graellsii, Parachondrostoma miegii* şi *Gobio lozanoi,* însă autorii nu exclud nici faptul că specia străină invazivă s-ar hrăni şi cu icrele acestor specii.

c. hibridizare

Nu există dovezi ale posibilității de hibridizare cu speciile native europene.

d. transmiterea de boli speciilor native

Van der Veer şi Nentwig (2015) au găsit dovezi ale faptului că *A. melas* este responsabil (alături de alte efecte negative) şi de transmiterea unor boli şi paraziţi populaţiilor speciilor native. *Ameiurus melas* este gazdă pentru *Flavobacterium columnare* şi *Edwardsiolla ictaluri*. Poate de asemenea transmite Sindromul Ulcerativ Epizootic produs de *Aphanomyces invadans*. Gobbo și colab. (2010) au detectat o mortalitate semnificativă asociată cu infecții virale sistemice la *A. melas* infectat cu virusul necrozei hematopoetice. De asemenea, este vector pentru ranavirusuri și s-a dovedit a fi gazdă pentru parazitul *Ancyrocephalus pricei* în Marea Britanie (Sheath și colab., 2015).

e. parazitism

Nu este cazul.

f. toxicitate

Ameiurus melas nu este toxic ca atare, însă posedă spini foarte ascuțiți, atât pe înotătoarea dorsală, cât și pe cele pectorale. La baza acestor spini se găsesc glande care secretă o toxină. Aceasta se scurge de-a lungul spinilor și pătrunde în rănile produse de spini (Etnier și Starnes, 1993).

g. bio-fouling (sau alt impact fizic direct, exceptând relațiile trofice)

Nu este cazul.

h. ierbivorie

Ameiurus melas consumă și hrană de origine vegetală atât macrofite acvatice cât și alge (van der Veer şi Nentwig, 2015) însă nu se cunoaşte impactul direct asupra macrofitelor acvatice europene.

i. impact chimic asupra ecosistemelor

Nu este cazul.

j. impact fizic asupra ecosistemelor

Prezența lui *Ameiurus melas* conduce la schimbări în transparența apei și creșterea turbidității (Braig și Johnson, 2003).

k. impact asupra structurii ecosistemelor

Reducerea cantității de lumină, ca urmare a creșterii turbidității, duce la scăderea densității de macrofite acvatice și la reducerea stabilității substratului mobil (Braig și Johnson, 2003).

l. impact indirect (prin interacțiunea cu alte specii)

În Slovacia, în ecosistemele din porțiunea mijlocie a cursului Dunării, prezența lui *A. melas* alături de alte câteva specii invazive ca *Neogobius melanostomus, Neogobius kessleri* și *Pseudorasbora parva* este considerată responsabilă de declinul lui *Cottus gobio, Gobio albipinnatus* și *Barbatula barbatula*, specii care au dispărut practic din comunitățile locale de pești (Novomeska și Kovac, 2016).

Ictalurus punctatus se împerechează uneori cu *Ameiurus nebulosus, Ameiurus natalis, Ameiurus melas*, rezultând o varietate de somn hibrid. Hibridizarea introgresivă între A. melas și A. nebulosus poate fi dificil de pus în evidenţă însă poate apărea acolo unde speciile coexistă (Hunnicutt şi colab., 2005, Béres şi colab, 2017).

3. Alte informații relevante

Ameiurus melas prezintă un potențial de a provoca impact social negativ. CABI (2019) include această specie în categoria celor ”deranjante” care pot consuma momeală destinată speciilor de importanță economică și pot perturba activitatea de pescuit comercial a speciilor dulcicole.

Bibliografie

Backhouse F., 2000. Extinct and extirpated species. B.C. Ministry of Environment, Lands and Parks, Wildlife Branch, Victoria, B.C. 6 p.

Braig E.C., Johnson D.L., 2003. Impact of black bullhead (*Ameiurus melas*) on turbidity in a diked wetland, Hydrobiologia, 490: 11–21.

Béres, B., Sipos, D.K., Müller, T., Staszny, A., Farkas, M., Bakos, K., Orbán, L., Urbányi, B., Kovács, B., 2017. Species-specific markers provide molecular genetic evidence for natural introgression of bullhead catfishes in Hungary. PeerJ 5:e2804; DOI 10.7717/peerj.2804.

Cannings S.G. and Ptolemy, J., 1998. Rare freshwater fish of British Columbia. B.C. Ministry of Environment, Lands și Parks, Victoria, B.C. 214 p.

Cucherousset J, Paillisson J-M, Carpentier A, Eybert M-C, Olden J.D., 2006. Habitat use of an artificial wetland by the invasive catfish *Ameiurus melas*, Ecology of Freshwater Fish 2006: 15: 589–596.

Etnier, D., Starnes, W., 1993. The Fishes of Tennessee. The University of Tennessee Press/ Knoxville.

Fuller P. and Neilson M., 2017. *Ameiurus melas*. USGS Nonindigenous Aquatic Species Database, Gainesville, FL. https://nas.er.usgs.gov/queries/FactSheet.aspx?SpeciesID=730 Revision Date: 5/29/2012.

Gobbo F., Cappellozza E., Pastore M.R.,Bovo G., 2010. Susceptibility of black bullhead *Ameiurus melas* to a panel of ranaviruses. Dis Aquat Org.. 90: 167-174.

Hunnicutt D.W., Cingolani J.,Voss M.A., 2005. Use of mtDNA to Identify Genetic Introgression among Related Species of Catfish. Journal of Great Lakes Research 31(4): 482–491.

Jaćimović, M., 2015. (*Ameiurus melas* Rafinesque, 1820) in Sava Lake. Doctoral Dissertation, Faculty of Biology, University of Belgrade, 183 pp., http://nardus.mpn.gov.rs/handle/123456789/5170.

Jaćimović, M., Lenhardt, M., Krpo-Ćetković, J., Jarić, I., Gačić, Z., & Hegediš, A., 2019. Boom-bust like dynamics of invasive black bullhead (*Ameiurus melas*) in Lake Sava (Serbia). Fisheries Management și Ecology. 26(2), 153-164. doi:10.1111/fme.12335

Kreutzenberger, K., Leprieur, K., Leprieur, F., Brosse, S, 2008. The influence of the invasive black bullhead *Ameiurus melas* on the predatory efficiency of pike *Esox lucius* L., Journal of Fish Biology (2008) 73, 196–205 doi:10.1111/j.1095-8649.2008.01926.x,

Lenhardt, M., Marković, G., Hegedis, A., Maletin, S., Cirković, M., Marković, Z., 2010. Non-native and translocated fish species in Serbia and their impact on the native ichthyofauna, Rev Fish Biol Fisheries (2011) 21:407–421, DOI 10.1007/s11160-010-9180-8.

Leunda, P.M., 2010. Impacts of non-native fishes on Iberian freshwater ichthyofauna: current knowledge și gaps, Aquatic Invasions (2010) .5.: 239-262 doi: 10.3391/ai.2010.5.3.03.

MAGRAMA, 2013. *Ameiurus melas*. http://www.mapama.gob.es/es/biodiversidad/temas/conservacion-de-especies/ameiurus_melas_2013_tcm7-307160.pdf

Novomeska, A. and Kovac V., 2016. Freshwater resources and fisheries in Slovakia. In Craig JF Ed. Freshwater Fisheries Ecology (pp 191-195). West Sussex. UK.

Piria, M., Svjetličić, S., Poljak, A., Jakovlić, I., 2017. Diet composition of topmouth gudgeon, pumpkinseed sunfish și black bullhead catfish and their invasive potential in Croatia, Proceedings, 52nd Croatian și 12th International Symposium on Agriculture, February 12–17, 2017, Dubrovnik, Croatia, pp. 428–432. Retrieved from www.bib.irb. hr/879161 PISCES Conservation.

Poulin R., Paterson R.A., Townsend C.R., Tompkins D.M., Kelly D.W., 2011. Biological invasions and the dynamics of endemic diseases in freshwater ecosystems. Freshwater Biology (2011) 56, 676–688.

Reid S.M., Fox M.G., Whillans T.H., 1999. Influence of turbidity on piscivory in largemouth bass (*Micropterus salmoides*). Canadian Journal of Fisheries și Aquatic Sciences 56: 1362–1369.

Ribeiro F., Elvira B., Collares-Pereira M. J., Moyle, P.B., 2008. Life-history of non-native fishes in Iberian watersheds across several invasion stages: a first approach. Biol. Invasions 10:89-102.

Rosen, P.C., Schwalbe C.R., Parizek D.A. Jr, Holm, P.A, Lowe, C.H., 1995. Introduced aquatic vertebrates in the Chiricahua region: effects on declining native ranid frogs. In: Biodiversity and Management of the Madrean Archipelago: the sky island of the southwestern United States and northwestern Mexico. USDA Forest Service General Technical Report RM-GTR-264, 251-261.

Sheath, D.J., Williams, C.F., Reading, A.J. Britton, J.R., 2015, Parasites of non-native freshwater fishes introduced into England and Wales suggest enemy release and parasite acquisition. Biological Invasions. 17: 2235-2246.

Utne-Palm A.C., 2002. Visual feeding of fish in a turbid environment: physical and behavioural aspects. Marine și Freshwater Behaviour și Physiology 35: 111–128.

Van der Veer G., Nentwig W., 2015. Environmental și economic impact assessment of alien and invasive fish species in Europe using the generic impact scoring system. Ecology of Freshwater Fish. 24 : 646-656.

Autor fișă: Marian Tudor

Ameiurus nebulosus

1. **Descriere specie**

Denumire științifică *(cf.* GBIF*)*: *Ameiurus nebulosus* Lesueur, 1819

Încadrare taxonomică *(Încrengătură/clasă/ordin)*: Chordata /Actinopterygii/Siluriformes

Habitat *(terestru, marin, dulcicol)*: dulcicol

2. **Documentare impact:** Impactul asupra speciei a fost documentat atât în Europa, cât şi în alte zone ale lumii. Nu a fost documentat impactul speciei în România.

a. competiție

În Europa, *Ameiurus nebulosus* intră în competiție pentru hrană și habitat cu speciile native din habitatele în care a fost introdus sau în care a reușit să pătrundă (Cucherousset şi colab., 2006; Leunda și colab., 2008). Mandrak (2009) subliniază că principalul mecanism prin care *A. nebulosus* afectează speciile native este prin monopolizarea resurselor de hrană, în detrimentul speciilor native. În ceea ce privește regimul de hrană, *A. nebulosus* este un omnivor generalist, care se hrănește mai ales noaptea și mănâncă cadavre și alte resturi organice, dar în special organisme bentale (Scott și Crossman, 1973). Juvenilii (30-60 mm lungime totală) preferă larvele de chironomide, ostracode, amfipode, efemeroptere și alte nevertebrate acvatice mici (Scott și Crossman, 1973; Brylinski și Chybowski, 2000; Kottelat și Freyhof, 2007; Leunda și colab., 2008, Ruiz-Navarro și colab., 2015). Elveția (Wittenberg, 2005), Polonia (FAO, 1997), Chile (Welcomme, 1988; Mandrak, 2009) au raportat perturbări majore în comunitățile de pești nativi în zonele în care a pătruns *Ameiurus nebulosus*. La fel

ca și specia-soră *A. melas*, *A. nebulosus* tinde să atingă densităţi locale ridicate (Reid și colab., 1999; Utne-Palm, 2002).

Collier și colab. (2018) au arătat că suprapunerea pe nișa trofică dintre *Ameiurus nebulosus* și specia nativă *Anguilla australis* in lacurile de mică adâncime din Noua Zeelandă o influențează negativ pe aceasta din urmă.

Spre deosebire de multe specii native, *A. nebulosus* este foarte tolerant la variațiile de temperatură a apei, la nivelul de saturație în oxigen, la poluare. Poate supraviețui la temperaturi de 36,1°C, iar în condiții experimentale a supraviețuit în intervalul 28,6°C-37,5°C (Beitinger și Bennett, 2000). De asemenea, pe timpul iernii supraviețuiesc la temperaturi mai scăzute de 6°C și la o concentrație a oxigenului de doar 0,2 ppm (Scott și Crossman, 1973; Mandrak, 2009).

b. prădătorism

A. nebulosus consumă icrele, alevinii și puii multor specii native de pești (Braig şi Johnson, 2003; Kreutzenberger și colab., 2008; Leunda și colab., 2008). Anseeuw și colab. (2007) arată că hrana exemplarelor de talie mare este alcătuită aproape în exclusivitate din pești de talie mică și juvenili ai speciilor de talie mare.

În râurile de pe coasta de nord-vest a Pacificului, *A. nebulosus* a dus la reducerea abundenței și diversității speciilor native (Fuller și Neilson, 2017). De asemenea, Mandrak (2009), arată că printre speciile direct afectate se numără și amfibianul *Rana pretiosa* în California, Oregon și Washington, crustaceul *Pacifastacus fortis* în California şi speciile genului *Gasterosteus* în Columbia Britanică.

Au fost observate efecte adverse asupra ihtiofaunei native şi în Chile, ca urmare a introducerii lui *Ameiurus nebulosus* (Mandrak, 2009).

c. hibridizare

Nu există dovezi ale posibilității de hibridizare cu speciile native europene.

d. transmiterea de boli speciilor native

Ameiurus nebulosus este vector pentru specii străine de paraziți care au potențialul de a infesta comunitățile native de pești - protozoare, trematode, cestode, nematode, acanthocefali, lipitori, moluște și crustacee (Scholz și Cappellaro, 1993; Uzunova și Zlatanova, 2007; Sheath și colab., 2015; Scott și Crossman, 1973). Buller (2014) a identificat

în rinichii de *A. nebulosus* parazitul *Carnobacterium (Piscicola) maltaromaticum.* Poate de asemenea găzdui și transmite bacteria *Edwardsiella ictaluri* ce produce infecții la nivelul creierului, cu diseminare sistemică la nivelul organelor, musculaturii și a pielii (provocând septicemia enterică la pești) (Buller, 2014).

e. parazitism

Nu este cazul.

f. toxicitate

A. nebulosus nu este toxic ca atare, însă posedă spini foarte ascuțiți, atât pe înotătoarea dorsală, cât și pe cele pectorale. La baza acestor spini se găsesc glande care secretă o toxină. Aceasta se scurge de-a lungul spinilor și pătrunde în rănile produse de spini (Etnier și Starnes, 1993).

g. bio-fouling (sau alt impact fizic direct, exceptând relațiile trofice)

Nu este cazul.

h. ierbivorie

Ameiurus nebulosus consumă și hrană de origine vegetală atât macrofite acvatice, cât și alge (van der Veer şi Nentwig, 2015), însă nu se cunoaşte impactul direct asupra macrofitelor acvatice europene.

i. impact chimic asupra ecosistemelor

Nu este cazul.

j. impact fizic asupra ecosistemelor

Prezența lui *Ameiurus nebulosus* conduce la schimbări în transparența apei și creșterea turbidității (Braig și Johnson, 2003; Mandrak, 2009).

k. impact asupra structurii ecosistemelor

Prezența lui *Ameiurus nebulosus* conduce la schimbări în transparența apei și creșterea turbidității (Braig și Johnson, 2003; Mandrak, 2009). Același autor arată că au loc schimbări în gradul de transparență al apei, pe fondul creșterii turbidității, fapt ce duce la alterarea productivității ecologice și a ciclului nutrienților. De asemenea, sunt alterate procesele energetice în ecosisteme, ca urmare a modului de hrănire omnivor a lui *A. nebulosus* și a faptului că, datorită prezenței structurilor defensive, specia nu este consumată de prădători.

l. impact indirect (prin interacțiunea cu alte specii)

Ameiurus nebulosus hibridizează foarte ușor cu *Ameiurus melas,* o altă specie alogenă (Hunnicutt și colab., 2005, Béres și colab., 2017).

3. Alte informații relevante

Bianco și Ketmaier (2016) arată că *Ameiurus nebulosus* este folosit în acvacultură în Italia. Beneficiile economice de pe urma acestei specii par a avea state precum Chile, China, Bulgaria și Bielorusia (Welcomme, 1988; Tan și Tong, 1989; Reshetnikov și colab., 1997; Mikhov, 2000), însă magnitudinea acestor beneficii nu este precizată. În unele zone din Europa și insule din Pacific *A. nebulosus* oferă beneficii sociale prin pescuitul sportiv, însă valoarea speciei este considerată scăzută (Welcomme, 1988). Mandrak (2009) menționează calitatea cărnii lui *A. melas,* în special când aceasta este afumată. Salvini și colab. (2010) arată însă că specia este capabilă să bioacumuleze foarte multe substanțe toxice în țesuturi, ceea ce face periculos consumul cărnii acesteia.

Bibliografie

Anseeuw D., Branquart E., Lieffrig F., Louette G., Micha J.-C., Parkinson D., Verreycken H., 2007, *Ameiurus nebulosus* - Brown bullhead https://ias.biodiversity.be/species/show/1.

Beitinger T.L. and W.A. Bennett, 2000, Quantification of the role of acclimation temperature in temperature tolerance of fishes. Environ. Biol. Fish. 58(3):277-288.

Béres, B., Sipos, D.K., Müller, T., Staszny, A., Farkas, M., Bakos, K., Orbán, L., Urbányi, B., Kovács, B., 2017, Species-specific markers provide molecular genetic evidence for natural introgression of bullhead catfishes in Hungary. PeerJ 5:e2804; DOI 10.7717/peerj.2804.

Bianco P.G. and Ketmaier V., 2016, Nature and status of freshwater and estuarine fisheries in Italy and Western Balkans. In Craig JF Ed. Freshwater Fisheries Ecology (pp 283-291). West Sussex. UK.

Braig, E.C. and Johnson, D.L., 2003. Impact of black bullhead (*Ameiurus melas*) on turbidity in a diked wetland, Hydrobiologia, 490: 11–21.

Brylinski E. and Chybowski Ł., 2000, Sumik karłowaty *Ictalurus nebulosus* (Le Sueur, 1819). In Ryby słodkowodne Polski (Brylinska, M., ed.), pp. 354–356. Warszawa: PWN.

Buller N.B., 2014, Bacteria and fungi from fish și other aquatic animals: a practical identification manual / Nicky B. Buller, Department of Agriculture and Food Western Australia. – 2nd edition.

Collier K.J., Pingram M., Francis L., Garrett-Walker J. and Melchior M., 2018, Trophic overlap between non-native brown bullhead (*Ameiurus nebulosus*) and native shortfin eel *(Anguilla australis*) in shallow lakes. Ecol Freshw Fish. 2018;1–10.

Cucherousset J, Paillisson J-M, Carpentier A, Eybert M-C, Olden J.D., 2006, Habitat use of an artificial wetland by the invasive catfish *Ameiurus melas*, Ecology of Freshwater Fish 2006: 15: 589–596.

FAO. 1997. FAO Database on Introduced Aquatic Species. FAO, Rome, Italy: Food and Agricultural Organization of the United Nations. Available at: http://www.fao.org/fishery/introsp/search/en.

Fuller P. and Neilson M., 2017, *Ameiurus nebulosus*. USGS Nonindigenous Aquatic Species Database, Gainesville, FL. https://nas.er.usgs.gov/queries/FactSheet.aspx?SpeciesID=734 Revision Date: 5/29/2012.

Hunnicutt D.W., Cingolani J. and Voss M.A., 2005, Use of mtDNA to Identify Genetic Introgression among Related Species of Catfish. Journal of Great Lakes Research 31(4): 482–491.

Kottelat M. șand Freyhof J., 2007, Handbook of European freshwater fishes. Publications Kottelat, Cornol and Freyhof, Berlin. 646 pp.

Kreutzenberger K., Leprieur F. and Brosse S., 2008, The influence of the invasive black bullhead *Ameiurus melas* on the predatory efficiency of pike *Esox lucius* L. Journal of Fish Biology. 73, 196-205.

Leunda, P.M., 2010, Impacts of non-native fishes on Iberian freshwater ichthyofauna: current knowledgeand gaps. Aquatic Invasions .5.: 239-262 doi: 10.3391/ai.2010.5.3.03.

Mandrak N. 2009. *Ameiurus nebulosus* (brown bullhead). CABI Datasheet. [ONLINE] Available at: http://www.cabi.org/isc/datasheet/94468.

Mikhov S., 2000, Checklist of fishes of Bulgaria. FishBase checklist. http://www.fishbase.org.

Reid S.M., Fox M.G. and Whillans T.H. 1999. Influence of turbidity on piscivory in largemouth bass (*Micropterus salmoides*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 56, 1362–1369.

Reshetnikov Y.S., Bogutskaya N., Vasil'eva E., Dorofeeva E., Naseka A., Popova O., Savvaitova K., Sideleva V., Sokolov L., 1997 An annotated check-list of the freshwater fishes of Russia. Journal of Ichthyology, 37:687-736.

Ruiz-Navarro A., Britton J.R., Jackson M.C., Davies G.D.,Sheath D. (2015). Reproductive ecology și diet of a persistent *Ameiurus melas* (Rafinesque, 1820) population in the UK. Journal of Applied Ecology. 31, 201-203.

Savini D., Occhipinti-Ambrogi A., Marchini A., Tricarico E., Gherardi F., Olenin S., Gollasch S., 2010, The top 27 animal alien species introduced into Europe for aquaculture and related activities. Journal of Applied Ichthyology, vol. 26, Supplementum 2, pp. 1–7.

Scholz T. and Cappellaro H., 1993, The first record of *Corallobothrium parafimbriatum* Befus et Freeman, 1973 (Cestoda: Proteocephalidea), a parasite of North American catfishes (*Ictalurus* spp.), in Europe. Folia Parasitologica 40, 105–108.

Scott W. B., Crossman E. J., 1973, Freshwater fishes of Canada, Fisheries Research Board of Canada. Bull 184. Ottawa, Ont., Canada.

Sheath D.J., Williams C.F. Reading, A.J.,Britton J.R., 2015, Parasites of non-native freshwater fishes introduced into England și Wales suggest enemy release și parasite acquisition. Biological Invasions. 17, 2235-2246.

Tan Y. and Tong H.E., 1989, The status of the exotic aquatic organisms in China. Proceedings of the Workshop on Introduction of Exotic Aquatic Organisms in Asia. Asian Fisheries Society Special Publication [ed. by Silva SSDe], 35-43.

Utne-Palm A.C., 2002, Visual feeding of fish in a turbid environment: physical andbehavioural aspects. Marine și Freshwater Behaviour și Physiology 35, 111–128.

Uzunova E. and Zlatanova S., 2007, A review of fish introductions in Bulgarian freshwaters. Acta Ichthyologica et Piscatoria, 37:55-61.

Van der Valk, O.M.C., C.J. van Dijk, P.J. Rijk & M.N.A. Ruijs, 2018. Kostenraming van exoten voor tweede update van de Unielijst (EU-1143/2014). Nota 2018-033. Wageningen University & Research, Wageningen (in Dutch), 40 pp. http://library.wur.nl/WebQuery/wurpubs/536276.

Vandekerkhove J., Cardoso A.C. and Boon P.J., 2013, Is there a need for a more explicit accounting of invasive alien species under the Water Framework Directive? Management of Biological Invasions 4: 25–36.

Welcomme R.L., 1988, International introductions of inland aquatic species. FAO Fisheries Technical Paper, No. 294:x + 318 pp.

Wittenberg, R., (ed.) 2005, An inventory of alien species și their threat to biodiversity and economy in Switzerland. CABI Bioscience Switzerland Centre report to the Swiss Agency for Environment, Forests și Landscape. The environment in practice no. 0629.

Autor fișă: Marian Tudor

Lepomis gibbosus

1. **Descriere specie**

Denumire științifică *(cf.* GBIF*)*: *Lepomis gibbosus* (Linnaeus, 1758)

Încadrare taxonomică *(Încrengătură/clasă/ordin)*: Chordata/ Actinopterygii/ Perciformes

Habitat *(terestru, marin, dulcicol)*: dulcicol

2. **Documentare impact:** Impactul asupra speciei a fost documentat atât în Europa, cât și în alte zone ale lumii; impactul a fost documentat și în România.

a. competiție

Lepomis gibbosus concurează direct cu specia nativă *Perca fluviatilis* pe nișa trofică și poate să atingă densități mari în condiții de încălzire climatică (Fobert și colab., 2011). Este considerat un pericol și pentru alte specii native de pești din fauna europeană, prin competiția

exercitată direct asupra resurselor trofice, în special microcrustacee (*Daphnia* spp., *Chydorus* spp., *Alona* spp., Ostracoda), dar şi larve de Chironomidae, Coleoptera, Corixidae, Culicidae, Ephemeroptera, Gastropoda, Simuliidae, insecte adulte, peşti de talie mică (Fobert și colab., 2011,García-Berthou și Moreno-Amich, 2000). De asemenea, au fost raportate scăderi dramatice ale densităților speciilor native (atât *Perca fluviatilis*, cât şi specii de talie mică de ciprinide), concomitent cu creșterea densităților populaționale ale lui *L. gibbosus* în unele ecosisteme invadate (Tomoček și colab., 2007). Prolificitatea speciei este documentată de Wydoski și Whitney (1979) care raportează că o femelă de biban soare de aproximativ cinci ani poate produce între 1950 și 2934 de icre la fiecare pontă.

Elvira (1997) și Doadrio (2002) descriu competiția directă pentru spațiu și resurse trofice în urma căreia au de suferit specii native în Peninsula Iberică. Blanco-Garrido și colab., (2009) listează printre speciile afectate pe: *Anaecypris hispanica, Salaria fluviatilis, Aphanius iberus, Luciobarbus guiraonis, Luciobarbus haasi, Luciobarbus comizo, Chondrostoma lemmingii Chondrostoma miegii, Gobio gobio, Squalius cephalus, Squalius pyrenaicus, Cobitis paludica, Valencia hispanica*.

În general, principalul răspuns al ihtiofaunei native în fața agresivității lui *Lepomis gibbosus* este retragerea din zonele ocupate de acesta, ceea ce duce pe termen mediu și lung la eliminarea speciilor native prin restricţionarea accesului acestora la hrană și habitat (Almeida și colab., 2014). Același colectiv de autori mai arată că *L. gibbosus*, se manifestă agresiv față de o gamă largă de grupe taxonomice, cu cerințe ecologice dintre cele mai diverse, inclusiv specii care ocupă zonele mărginașe ale corpurilor de apă, cum ar fi amfibienii, dar și specii care ocupă fundul bazinelor acvatice, cum ar fi crustaceele din grupul racilor.

b. prădătorism

Bibanul soare se hrăneşte cu icrele și juvenilii speciilor native de pești (García-Berthou și Moreno-Amich, 2000). Bibanul soare este responsabil și pentru puternicul declin local și dispariția unor specii periclitate de amfibieni cum ar fi *Pelobates fuscus, Triturus cristatus* și *Hyla arborea* (Bosman, 2003, Soes și colab., 2011), unele gasteropode (Wainwright și colab., 1991) și specii de libelule (Janssen, 2000).

În Franța, *Lepomis gibbosus* este considerat responsabil de extincția speciei de rac

Austropotamobius pallipes în una dintre cele șapte bălți care fac parte din Rezervația Naturală Pinail (Bramard și colab., 2006). De asemenea, Anseeuw și colab. (2011) consideră că *Lepomis gibbosus* este responsabil de prădătorism asupra unui număr foarte mare de specii native de pești (icre și alevini), dar și nevertebrate acvatice și larve de amfibieni.

Thorpe (1988), susține că prezența lui *Lepomis gibbosus* poate avea drept rezultat o reducere semnificativă a densității nevertebratelor acvatice bentale native.

Van Kleef și colab. (2008) au raportat la rândul lor descreșteri ale abundenței macronevertebratelor (Tricladida, Hirudinea, Oligochaeta, Odonata, Heteroptera, Chironomidae, Ceratopogonidae și Trichoptera) în lacuri și bălți din Olanda. Diferențele de abundență între corpurile de apă în care *L. gibbosus* era prezent și cele din care acesta lipsea ajungeau la 83%.

c. hibridizare

Nu este cazul.

d. transmiterea de boli speciilor native

Lepomis gibbosus poartă și poate transmite parazitul copepod *Lernaea cyprinacea*. (Stavrescu-Bedivan și colab., 2014). Hanek și Fernando (1978) au descris de pe branhiile lui *Lepomis gibbosus* specia parazită *Lampsilis radiate*. Hockley și colab. (2011) au detectat parazitul non-nativ *Onchocleidus dispar* ca fiind specific lui *L. gibbosus*, acesta putând fi transmis speciilor native.

e. parazitism

Nu este cazul.

f. toxicitate

Nu este cazul.

g. bio-fouling (sau alt impact fizic direct, exceptând relațiile trofice)

Nu este cazul.

h. ierbivorie

Nu este cazul.

i. impact chimic asupra ecosistemelor

Prezența lui *Lepomis gibbosus* poate duce la creșterea cantității de fosfor și azot în apă (Naspleda și colab., 2012).

j. impact fizic asupra ecosistemelor

Nu este cazul.

k. impact asupra structurii ecosistemelor

Almeida și colab. (2014) au demonstrat modalitățile prin care *Lepomis gibbosus* poate perturba prin agresiune comportamentul natural al speciilor native din râurile și lacurile din Peninsula Iberică. La rândul lor, Dextrase și Mandrak (2006) arată că majoritatea ecosistemelor în care bibanul soare a pătruns suferă direct și indirect datorită distrugerii habitatelor și competiției asupra resurselor. Un studiu realizat în Olanda de către Soes și colab., (2011) a arătat că instalarea lui *Lepomis gibbosus* în unele habitate acvatice a dus la declinul speciei acvatice *Littorella uniflora*, o plantă periclitată în această țară.

Mai multe studii au arătat impactul pe care bibanul soare îl are asupra mai multor grupe funcționale în ecosistemele invadate printre care zooplanctonul (Angeler și colab., 2002), macrozoobentosul (van Kleef și colab., 2008), crustaceele decapode (Bramard și colab., 2006), peștii (Declerck și colab., 2002) și amfibienii (Bosman, 2003; Soes și colab., 2011), dar și transformarea habitatelor și modificarea condițiilor naturale, cum ar fi creșterea turbidității, cu consecințe grave asupra ecosistemelor (Naspleda și colab., 2012; Angeler și colab., 2002). Acesta determină creșterea nivelului de clorofilă și a turbidității și sugerează că pătrunderea acestei specii alterează funcțiile ecologice de bază ale respectivelor ecosisteme (Naspleda și colab., 2012).

l. impact indirect (prin interacțiunea cu alte specii)

Mai mulți autori (Elvira, 1997; Doadrio, 2002; Blanco-Garrido și colab., 2009) argumentează că prezența lui *Lepomis gibbosus* are o acțiune sinergică cu cea a altor specii invazive de pești, instalate în Europa, iar în Peninsula Iberică a dus la declinul populațiilor unor specii native de interes conservativ, cum ar fi: *Anaecypris hispanica, Salaria fluviatilis, Aphanius iberus, Luciobarbus guiraonis, Luciobarbus haasi, Luciobarbus comizo, Chondrostoma lemmingii, Chondrostoma miegii, Gobio gobio, Squalius cephalus, Squalius pyrenaicus, Cobitis paludica* și *Valencia hispanica.*

3. Alte informații relevante

L. gibbosus este văzut de unii autori (Dill, 1990; Van der Valk și colab., 2018) ca având un rol socio-economic cel mult de specie destinată pescuitului sportiv și acvaculturii ornamentale (acvarii și bazine de grădină).

Bibliografie

Almeida, D.M., 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. doi: 10.1371/journal.pone.0088038.

Almeida, D., Ribeiro, F., Leunda, P.M., Vilizzi, L., Copp., G.H., 2013, Effectiveness of FISK, an Invasiveness Screening Tool for Non-Native Freshwater Fishes, to Perform Risk Identification Assessments in the Iberian Peninsula. Risk Analysis. 33, 1404-1413.

Angeler, D.G., Álvarez-Cobelas, M., Sánchez-Carrillo, S., Rodrigo, M.A., 2002, Assessment of exotic fish impacts on water quality and zooplankton in a degraded semi-arid floodplain wetland. Aquatic Sciences 64:76–86.

Anseeuw, D., Branquart, E., Lieffrig, F., Micha, J.C., Parkinson, D., Verreycken H., 2011, Invasive species in Belgium. *Lepomis gibbosus* – Pumpkinseed. http://ias.biodiversity.be/species/show/3.

Blanco-Garrido, F., Clavero, M., and Prenda, J., 2009, Jarabugo (*Anaecypris hispanica*) și freshwater blenny (*Salaria fluviatilis*): habitat preferences and relationship with exotic fish species in the middle Guadiana basin. Limnetica, 28(1), 139-148.

Bosman, W., 2003, Het Rauwven, een “exotisch” ven in het beekdal van de Aa. Ravon 15:33–36.

Bramard, M., Demers, A., Trouilhe, M.C., Bachelier, E., Dumas, J,C., 2006, Distribution of indigenous and non-indigenous crayfish populations in the Poitou-Charentes region (France): evolution over the past 25 years. B Fr Pêche Piscic 380–381: 857–866.

Declerck, S., Louette, G., de Bie, T., de Meester, L., 2002, Patterns of diet overlap between populations of non-indigenous and native fishes in shallow ponds. J Fish Biol 61: 1182–1197.

Dextrase, A.J., and Mandrak, N.E. (2006). Impacts of alien invasive species on freshwater fauna at risk in Canada. Biological Invasions. 8:13-24.

Dill, W.A., 1990, Inland fisheries of Europe EIFAC Technical Paper. No. 52. Rome, FAO. 471 p.

Doadrio, I., (ed.), 2002, Atlas y libro rojo de los peces continentales de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza (Ministerio de Medio Ambiente). Madrid. 364 pp.

Elvira, B., 1997, Impacto y control de los peces exóticos introducidos en España. En: Conservación, recuperación y gestión de la ictiofauna continental ibérica, (Granado-Lorencio, C. ed.): 139-151. Sevilla. Publicaciones de la Estación de Ecología Acuática.

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 (2011) 79, 1592–1607 doi:10.1111/j.1095-8649.2011.03083.x.

García-Berthou, E., Moreno-Amich, R., 2000, Food of introduced pumpkinseed sunfish: ontogenetic diet shift and seasonal variation. Journal of Fish Biology 57: 29-40.

Hanek, G., Fernando, C.H., 1978, Spatial distribution of gill parasites of *Lepomis gibbosus* (L.) and *Ambloplites rupestris* (Raf.). Canadian Journal of Zoology, 56(6), 1235-1240.

Hockely, F.A., Williams, C.F., Reading, A.J., Taylor, N.G., Cable, J., 2011, Parasite fauna of introduced pumpkinseed fish *Lepomis gibbosus*: first British record of *Onchocleidus dispar* (Monogenea). Diseases of Aquatic Organisms. 97, 65-73.

Janssen, I.C.J.M., 2000, Monitoring van het Haeselaarsbroek in het brongebied van de Pepinusbeek. Ontwikkelingen in een natuurherstelproject in de Middenlimburgse gemeente Echt Verslagen Milieukunde nr. 189, Radboud University, Nijmegen.

Naspleda, J. , Zamora. L., Vila-Gispert, A., 2012, Pez sol – *Lepomis gibbosus*. En: Enciclopedia virtual de los Vertebrados Españoles. Salvador, A., Elvira, B. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. http://www.vertebradosibericos.org.

Soes, D.M., Cooke, S.J., van Kleef, H.H., Broeckx, P.B., Veenvliet, P., 2011, A risk analysis of sunfishes (Centrarchidae) and pygmy sunfishes (Elassomatidae) in The Netherlands. Netherlands: Bureau Waardenburg Bv, 110 pp.

Stavrescu-Bedivan, M.M., Popa, O.P., Popa, L.O., 2014, Infestation of *Lernaea cyprinacea* (Copepoda: Lernaeidae) in two invasive fish species in Romania, *Lepomis gibbosus* and

Pseudorasbora parva, Knowledge și Management of Aquatic Ecosystems (2014) 414, 12.

Thorp, J.H., 1988, Patches and the responses of lake benthos to sunfish nest-building. Oecol. 76:168-174.

Tomoček, J., Kováč V., Katina, S., 2007, The biological flexibility of the pumpkinseed: a successful colonizer throughout Europe. In: F. Gherardi (Ed.) Biological invaders in inland waters: profiles, distribution, and threats. Springer. Pp. 307-336.

Van der Valk, O.M.C., van Dijk, C.J., Rijk, P.J., Ruijs, M.N.A., 2018, Kostenraming van exoten voor tweede update van de Unielijst (EU-1143/2014). Nota 2018-033. Wageningen University & Research, Wageningen (in Dutch), 40 pp. http://library.wur.nl/WebQuery/wurpubs/536276.

Van Kleef, H., van der Velde, G., Leuven, R., 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, 1481-1490.

Wainwright, P., Osenberg, C., Mittelbach, G., 1991, Trophic Polymorphism in the Pumpkinseed Sunfish (*Lepomis gibbosus* Linnaeus): Effects of Environment on Ontogeny. Functional Ecology, 5(1), 40-55. doi:10.2307/2389554.

Washington Department of Fish and Wildlife, 2005, Warmwater Fishes of Washington. (FM93-9) :24.

Welcomme, R.L., 1988, International introductions of inland aquatic species. FAO fisheries technical paper no. 294. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.

Wydoski, R.,S., Whitney, R.R., 1979, Inland Fishes of Washington. University of Washington Press. 140-141.

Autor fișă: Marian Tudor

Oncorhynchus mykiss

1. **Descriere specie**

Denumire științifică *(cf.* GBIF*)*: *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum 1792)

Încadrare taxonomică *(Încrengătură/clasă/ordin)*: Chordata, Actinopterygii, Salmoniformes

Habitat *(terestru, marin, dulcicol)*: dulcicol

2. **Documentare impact:** impactul a fost documentat în Europa, precum și în alte regiuni ale lumii. Impactul a fost documentat și în România.

a. competiție

Oncorhynchus mykiss afectează negativ speciile de pești indigeni prin competiție pentru hrană și habitat (Page și Laird, 1993; Jonsson, 2011). Se consideră că păstrăvul curcubeu și păstrăvul brun (S*almo trutta*) sunt responsabili, cel puțin parțial, de dispariția speciei *Thymallus arcticus* din Michigan, singura locație în bazinul Marilor Lacuri unde era prezent (Crawford, 2001). Fausch (1988), Clark și Rose (1997) au discutat numeroși factori care afectează interacțiunile competitive dintre păstrăvul curcubeu și păstrăvul fântânel (*Salvelinus fontinalis*), deși impactul general al acestei competiții asupra păstrăvului fântânel nu este încă bine înțeles (Crawford, 2001).

b. prădătorism

Oncorhynchus mykiss se hrănește cu zoobentos, zooplancton și pești, iar în multe țări în care *O. mykiss* a fost introdus s-a raportat că are efecte negative asupra peștilor nativi, amfibienilor și nevertebratelor. În Noua Zeelandă se suspectează că *O. mykiss* afectează speciile de pești nativi prin prădare și concurență pentru zonele de hrănire (McDowall, 1990). *O. mykiss* apare adesea în zonele de reproducere a păstrăvului brun (*Salmo trutta*) și somonului atlantic (*Salmo salar*) primăvara când icrele lor sunt depuse (Jonsson și colab., 1993) și le poate distruge ouăle. În Statele Unite există dovezi că același lucru se întâmplă la pești cum ar fi *Gila cypha* (Marsh și Douglas, 1997) și *Ptychocheilus oregonensis*. Păstrăvul curcubeu afectează negativ specia de cyprinid *Lepidomeda vittata* prin prădare, prin afectarea comportamentului și ocuparea habitatelor utilizate de aceștia ca refugiu (Blinn și colab., 1993).

c. hibridizare

În Statele Unite, în arealele unde *O. mykiss* fost introdus, acesta a cauzat probleme în special datorită hibridizării cu speciile native de salmonide, afectându-le integritatea genetică (Page și Burr, 1991; Rinne și Minckley, 1985). Unele specii, cum ar fi *Oncorhynchus clarki* au dispărut practic din această cauză (Behnke, 1992), iar altele cum ar fi *O. clarkii henshawi* au suferit un declin major (McAffee, 1966a). În multe zone unde păstrăvul curcubeu a fost introdus iar *O. clarkii henshawi* este nativ, păstrăvul curcubeu a înlocuit complet această specie, fiind responsabil de dispariția sa de exemplu din lacul Tahoe în anii 1940 (McAffee, 1966b). Păstrăvul curcubeu hibridizează cu *O. clarki lewisi* în Montana (Muhlfeld și colab., 2009). Hibridizarea dintre *O. clarkii lewisi* și *O. mykiss* și reîncrucișarea cu populațiile parentale pure au dus, de asemenea, la o introgresiune puternică a populațiilor din Canada (Rasmussen și colab., 2010). Alte specii care pot fi afectate de hibridizare includ *O. aquabonita*, *O. gilae* și *O. apache* (Minckley, 1973).

d. transmiterea de boli speciilor native

Boala turbionară este o afecțiune cauzată de un protozoar (*Myxobolus cerebralis*) care provoacă disfuncții ale sistemul nervos al salmonidelor și poate duce la curbarea coloanei vertebrale. Acest lucru are ca rezultat pierderea capacității de a menține direcția de înot, determinându-i să înoate într-o mișcare de spirală (McDowall, 1990). Creșterea în piscicultură a speciei *O. mykiss* a creat focare ale acestei boli în Statele Unite, și a pus în pericol populațiile sălbatice de pești nativi (Gilbert și Granath, 2003). Această boală poate fi unul dintre motivele pentru care *O. mykiss* întâmpină dificultăți în formarea de populații stabile în Europa, deși nu se pot exclude și alte cauze. În Polonia, populațiile de *O. mykiss* nu includ indivizi viabili reproductiv deși boala turbionară nu mai fost semnalată în ultimii 50 de ani. În România, Lazar și colab. (2010) semnalează infestarea cu *Yersinia ruckeri*, o bacterie foarte agresivă din familia Enterobacteriaceae într-o fermă piscicolă din Bicaz.

e. parazitism

Nu este cazul.

f. toxicitate

Nu este cazul.

g. bio-fouling (sau alt impact fizic direct, exceptând relațiile trofice)

Nu este cazul.

h. ierbivorie

Nu este cazul.

i. impact chimic asupra ecosistemelor

Păstrăvul curcubeu este o specie importantă în acvacultură iar creșterea sa în vederea comercializării a avut efecte negative asupra lacurilor de apă dulce. Rooney și Podemski (2010) au găsit că în urma creșterii păstrăvului curcubeu în cuști flotante amplasate într-un lac de apă dulce din Ontario, Canada, concentrațiile de amoniac și metale grele au crescut peste limitele normale. De asemenea, fermele ce utilizează cuști flotante eliberează deșeuri solide, azot și fosfor, care pot duce la eutrofizare determinând înfloriri algale și scăderea concentrației de oxigen (Hamblin și Gale, 2002).

Crawford (2001) a arătat că salmonidele au potențialul de a modifica ciclurile biogeochimice în Marile Lacuri prin transferul unor cantități mari de materie organică și nutrienți între apele deschise și afluenți (Ivan și colab., 2011; Parmenter și Lamarra, 1991; Rand și colab., 1992). Rand și colab. (1992) au găsit că fosforul eliberat prin descompunerea carcaselor reprezintă > 50% din cantitatea de fosfor total din afluenții care se varsă în lacul Ontario, primăvara devreme. Prezența salmonidelor vii poate avea de asemenea un efect important asupra fluxurilor de materie organică prin excreția de amoniu și fosfor solubil și perturbarea mecanică a substratului din râuri în timpul perioadelor de reproducere (Ivan și colab., 2011; Tiegs și colab., 2009).

j. impact fizic asupra ecosistemelor

Nu este cazul.

k. impact asupra structurii ecosistemelor

Păstrăvul curcubeu poate afecta populațiile de nevertebrate. Feltmate și Williams (1989) au găsit că introducerea păstrăvului curcubeu într-o incintă amplasată pe un afluent al Marilor Lacuri din Ontario a dus la o scădere cu 35% a abundenței plecopterelor comparativ cu zonele control, populațiile de plecoptere fiind afectate negativ atât prin prădare, cât și perturbarea habitatului. *Oncorhynchus mykiss* este cel puțin parțial responsabil de declinul broaștei *Rana chiricahuensis* din sud-estul Arizona (Rosen și colab., 1995) şi a avut un rol important şi în declinul speciei *Hadromophryne natalensis* în Africa de Sud (Karssing 2010).

l. impact indirect (prin interacțiunea cu alte specii)

Nu este cazul.

3. Alte informații relevante

Această specie este apreciată din punct de vedere economic, în activități de pescuit sportiv și acvacultură (de ex. Mocanu și colab., 2010; Nistor și colab., 2013; Nașcu și colab., 2020).

Bibliografie

Behnke, R.J., 1992. Native trout of western North America. American Fisheries Society Monograph 6. American Fisheries Society, Bethesda, MD, 275 pp.

Blinn, D.W., C. Runck, D.A. Clark, și J.N. Rinne. 1993. Effects of rainbow trout predation on Little Colorado spinedace. Transactions of the American Fisheries Society 122:139-143.

Clark, M.E., and K.A. Rose. 1997. Factors affecting competitive dominance of rainbow trout over brook trout in southern Appalachian streams: implications of an individual-based model. Transactions of the American Fisheries Society 126(2):1-20.

Crawford, S.S. 2001. Salmonine introductions to the Laurentian Great Lakes: an historical review and evaluation of ecological effects. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences No. 132. 205 pp.

Fausch, K.D. 1988. Tests of competition between native and introduced salmonids in streams: what have we learned? Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 45(12):2238-2246.

Feltmate, B.W., și D.D. Williams. 1989. Influence of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) on density and feeding behavior of a perlid stonefly. Canadian Journal of Fisheries și Aquatic Sciences 46(9):1575-1580.

Gilbert, M.A. and Granath, W.O. 2003. Whirling disease of salmonid fish: life cycle, biology, and disease. Journal of Parasitology 89: 658-667.

Ivan, L.N., E.S. Rutherford, and T.H. Johengen. 2011. Impacts of a fluvial fish on the ecology of two Great Lakes tributaries. Transactions of the American Fisheries Society 140:1670-1682.

Jonsson, B. (2011): NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Oncorhynchus mykiss*. – From: Online Database of the European Network on Invasive Alien Species – NOBANIS www.nobanis.org.

Jonsson, N., Jonsson, B., Hansen, L.P. and Aass, P. 1993. Potential for sea ranching rainbow trout *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum); evidence from trials in two Norwegian fjords. - Aquaculture and Fisheries Management 24: 653-661.

Karssing, R.J. 2010. Influence of waterfalls on patterns of association between trout and Natal cascade frog *Hadromophryne natalensis* tadpoles in two headwater streams of the uKhahlamba Drakensberg Park World Heritage Site. M.Sc.Thesis, University of South Africa, Pretoria.

Lazar, M., Vulpe, V., Guguianu, E., Lazar, R., Sarli, G., & Oprean, O. Z. (2010). Red mouth disease in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*)-A case report on lake trout farm from Bicaz, Romania. Bulletin of the University of Agricultural Sciences & Veterinary Medicine Cluj-Napoca. Veterinary Medicine, 67(1).

Marsh, P.C., and M.E. Douglas. 1997. Predation by introduced fishes on endangered humpback chub and other native species in the Little Colorado River, Arizona. Transactions American Fisheries Society 126:343-346.

McAffee, W.R. 1966a. Rainbow trout. In A. Calhoun, ed. Inland Fisheries Management. California Department of Fish and Game. pp. 192-215.

McAffee, W.R. 1966b. Lahontan cutthroat trout. In A. Calhoun, ed. Inland Fisheries Management. California Department of Fish and Game. pp. 225-231.

Marsh, P.C., and M.E. Douglas. 1997. Predation by introduced fishes on endangered humpback chub and other native species in the Little Colorado River, Arizona. Transactions American Fisheries Society 126:343-346.

McDowall, R.M. 1990. New Zealand freshwater fishes: a natural history and guide. Heinemann Reed, Auckland, 533 pp.

Minckley, W.L. 1973. Fishes of Arizona. Arizona Fish and Game Department. Sims Printing Company, Inc., Phoenix, AZ.

Mocanu, M., Cristea, V., Dediu, L., Bocioc, E., Grecu, R. I., Ion, S., & Vasilean, I. (2010). The effect of probiotic diet on growth and hematology parameters of rainbow trout

(*Oncorhynchus mykiss*, Walbaum 1792). Lucrări Stiintifice-Seria Zootehnie, 59: 258-263.

Muhlfeld, C.C., T.E. McMahon, M.C. Boyer, R.E. Gresswell. 2009. Local habitat, watershed, și biotic factors influencing the spread of hybridization between native westslope cutthroat trout and introduced rainbow trout. Transactions of the American Fisheries Society 138:1036-1051.

Naşcu, E. G., Cioran, M. C., & Păsărin, B. (2020). Research on establishing the optimal growth density of rainbow trout *(Oncorhynchus mykiss*) in recirculated systems in Romania. Lucrări Științifice-Universitatea de Științe Agricole și Medicină Veterinară, Seria Zootehnie, 73, 184-188.

Nistor, C. E., Pagu, I. B., Măgdici, E., Hoha, G. V., Paşca, S., & Păsărin, B. 2013. Research regarding variation of muscular fiber diameter from *Oncorhynchus mykiss, Salmo trutta fario* and *Salvelinus fontinalis* breed farmed in NE part of Romania. Lucrări Ştiinţifice-Seria Zootehnie, 60.

Page, L.M., and B.M. Burr. 1991. A Field Guide to Freshwater Fishes of North America North of Mexico. The Peterson Field Guide Series, volume 42. Houghton Mifflin Company, Boston, MA.

Page, L.M., and C.A. Laird. 1993. The identification of the nonnative fishes inhabiting Illinois waters. Report prepared by Center for Biodiversity, Illinois Natural History Survey, Champaign, for Illinois Department of Conservation, Springfield. Center for Biodiversity Technical Report 1993(4). 39 pp.

Parmenter, R.R., and Lamarra, V.A. 1991. Nutrient cycling in a freshwater marsh: The decomposition of fish and waterfowl carrion. Limnology and Oceanography 36(5):976-987.

Rand, P.S., C.A.S. Hall, W.H. McDowell, N.H. Ringler, and J.G. Kennen. 1992. Factors limiting primary productivity in Lake Ontario tributaries receiving salmon migrations. Canadian Journal of Fisheries andAquatic Sciences 49(11):2377-2385.

Rasmussen, J.L. 1998. Aquatic nuisance species of the Mississippi River basin. 60th Midwest Fish și Wildlife Conference, Aquatic Nuisance Species Symposium, Dec. 7, 1998, Cincinnati, OH.

Rinne, J.N. și W.L. Minckley. 1985. Patterns of variation and distribution in Apache trout (*Salmo apache*) relative to co-occurrence with introduced salmonids. Copeia 1985(2):285-292.

Rosen, P.C., C.R. Schwalbe, D.A. Parizek, Jr., P.A. Holm, and C.H. Lowe. 1995. Introduced aquatic vertebrates in the Chiricahua region: effects on declining native ranid frogs. In: Biodiversity and Management of the Madrean Archipelago: The Sky Islands of Southwestern United States and Northwestern Mexico. pp. 251-261.

Tiegs, S.D., E.Y. Campbell, P.S. Levi, J. Rüegg, M.E. Benbow, D.T. Chaloner, R.W. Merritt, J.L. Tank, and G.A. Lamberti. 2009. Separating physical disturbance and nutrient enrichment caused by Pacific salmon in stream ecosystems. Freshwater Biology 54(9): 1864-1857.

Autor fișă: Băncilă Raluca, Stănescu Florina

Perccottus glenii

1. **Descriere specie**

Denumire științifică *(cf.* GBIF*)*: *Perccottus glenii* Dybowski, 1877

Încadrare taxonomică *(Încrengătură/clasă/ordin)*: Chordata/ Actinopterygii/ Perciformes

Habitat *(terestru, marin, dulcicol)*: dulcicol

2. **Documentare impact:** Impactul asupra speciei a fost documentat atât în Europa, cât și în alte zone ale lumii. Impactul a fost documentat și în România.

a. competiție

Impactul pe care *Perccottus glenii* (rotan) îl are asupra biodiversității native din habitatele invadate este bine documentat (Luca și Ghiorghiță, 2014). Specia intră în competiție intensă pentru hrană cu speciile native (Litvinov și O'Gorman, 1996). În bazinul hidrografic al lacului Baikal, Bogutskaya și Naseka (2002) descriu densități de până la 4000 de indivizi la hectar, mai ales în zone cu curenți mici ai apei. În delta râului Selenga, *Perccottus glenii* a redus cantitatea de hrană disponibilă pentru specii ca *Leuciscus idus,*

Carassius carassius, Rutilus rutilus și *Leuciscus leuciscus*, cu care rotanul prezintă suprapunere pe nișa trofică de până la 90% (Litvinov și O'Gorman, 1996; Bogutskaya și Naseka, 2002). Studiile lui Reshetnikov (2003) au scos în evidență scăderea diversității speciilor de macronevertebrate acvatice (oligochete, aranee, odonate, larve și adulți de coleoptere).

În corpurile de apă cu adâncime mică, *Perccottus glenii* a dus la scăderea densităților populaționale și chiar eliminarea unor specii native de pești cum ar fi *Carassius carassius*, *Phoxinus phoxinus* și *Leucaspius delineatus* (Reshetnikov, 2003; Reshetnikov și Chibilev, 2009).

Reshetnikov și Manteifel (1997) au scos în evidență competiția pe nișa habitat între *Perccottus glenii* și speciile de europene de amfibieni. Populațiile de amfibieni din zonele umede ocupate de *Perccottus glenii* nu mai pot ocupa bălțile permanente în perioada de reproducere, ceea ce duce la scăderea diversității specifice a amfibienilor în aceste zone (Reshetnikov, 2003).

Într-un studiu mai recent (Grabowska și colab., 2019) au evidenţiat faptul că în condiții experimentale, *Perccottus glenii* excludea de la hrănire specia periclitată *Umbra kramerii.*

b. prădătorism

În perioada de reproducere a speciilor native de pești, conținutul stomacal al lui *Perccottus glenii* poate fi de până la o treime constituit din icrele acestora (Bigun, 2012). Rotanul prezintă selectivitate la hrănire (Manteifel și Reshetnikov 2002, Koščo și colab. 2008, Reshetnikov 2008), însă poate să consume o gamă largă de animale de la infuzori la vertebrate (în funcție de vârstă și de stadiul de dezvoltare) (Grabowska și colab., 2009). În general, prada este constituită din crustacee, insecte (inclusiv larvele acestora și mai ales larvele de chironomide), moluște, anelide, aranee, pești și amfibieni. Consumă larve de amfibieni cu excepția bufonidelor (Manteifel și Reshetnikov, 2002), acolo unde acestea sunt prezente, însă nu s-au raportat cazuri în care rotanul să fi consumat ouă de amfibieni (Reshetnikov, 2008). Pradă intens asupra larvelor de tritoni din toate genurile europene și asupra mormolocilor speciilor genurilor *Rana* și *Pelophylax*, însă consumă ocazional și indivizi adulți din speciile genului *Lissotriton.* Litvinchuk și Borkin (2002) au evidențiat

dispariția lui *Triturus dobrogicus* din mai multe corpuri de apă din provincia ucraineană Zakarpatie, la scurt timp de la introducerea accidentală a lui *Perccottus glenii.* Un an mai târziu, Reshetnikov (2003) atrăgea atenția asupra faptului că *Perccottus glenii* reprezintă probabil cea mai mare amenințare la adresa speciilor native de tritoni în Europa.

c. hibridizare

Nu este cazul.

d. transmiterea de boli speciilor native

Până în prezent 67 specii de paraziți au fost descrise ca fiind specifici lui *Perccottus glenii* în arealul nativ, însă acesta poate găzdui până la 100 de specii în habitatele invadate (Sokolov și colab., 2020). În zonele invadate, specia a dovedit că poate transmite paraziți speciilor native de pești, dar și altor animale (Sokolov și colab., 2012; Reshetnikov și colab., 2013) și poate juca un rol semnificativ în dispersia unor specii europene de paraziți la pești (Sokolov și colab., 2012). Dintre speciile de paraziți tipice lui *Perccottus glenii*, *Nippotaenia mogurndae* și *Gyrodactylus perccotti* au dovedit cel mai mare impact asupra ihtiofaunei native (Košuthová și colab., 2004; Mierzejewska și colab., 2010, 2012; Ondračková și colab., 2012). Cestodul *Nippotaenia mogurndae* prezintă un ciclu de viață complex care începe prin infestarea speciilor native de copepode pe care le folosește ca și gazde intermediare (Reshetnikov, 2013).

Speciile europene de șerpi semiacvatici (genul *Natrix*) consumă indivizi de *Perccottus glenii* și, drept urmare se infestează cu cestodul *Ophiotaenia europaea*, pe care rotanul îl transmite. În studiul din 2013, Reshetnikov și colaboratorii au arătat că toți indivizii de *Natrix natrix* și *Natrix tessellata* examinați pe parcursul studiului erau infestați cu acest parazit, în condițiile în care corpurile de apă în care (sau de lângă care) fuseseră capturați găzduiau rotan.

e. parazitism

Nu este cazul.

f. toxicitate

Nu este cazul.

g. bio-fouling (sau alt impact fizic direct, exceptând relațiile trofice)

Nu este cazul.

h. ierbivorie

Nu este cazul.

i. impact chimic asupra ecosistemelor

Nu este cazul.

j. impact fizic asupra ecosistemelor

Nu este cazul.

k. impact asupra structurii ecosistemelor

Prezența lui *Perccottus glenii* duce la alterarea comportamentului de căutare a hranei și la creșteri populaționale ale unor specii ihtiofage (Reshetnikov, 2013). Speciile europene de pești răpitori ca *Esox lucius* și *Perca fluviatilis* se hrănesc frecvent cu *Perccottus glenii.* Reshetnikov (2013) atribuie creșterea numărului indivizilor de pescăruși și stârci din delta râului Selenga, Rusia, pe seama abundenței lui *Perccottus glenii.* Rotanul s-a dovedit a face parte în prezent din spectrul trofic al mai multor specii de rațe (*Anas platyrhynchos, A. poecilorhyncha, Aythya fuligula*), pescăruși (*Larus canus, L. ridibundus, L. argentatus*), dar și a unor specii ihtiofage prin excelență (*Tringa nebularia*, și *Alcedo atthis*). De asemenea, specia invazivă *Neovison vison* și probabil si specia nativă *Lutra lutra* pradă asupra lui *Perccottus glenii* (Reshetnikov, 2013).

l. impact indirect (prin interacțiunea cu alte specii)

Nu este cazul.

3. Alte informații relevante

În China, *Perccottus glenii* este gazdă pentru trematodul *Clonorchis sinensis* care prin consumul peștilor insuficient gătiți poate transmite la om boala numită clonorchiază (Reshetnikov, 2013).

În condiții de acvacultură intensivă, *Perccottus glenii* a dus la scăderea producției altor specii de importanță economică pe care le concurează direct pe nișa trofică. Printre aceste specii se numără *Rhodeus amarus, Cyprinus carpio* și *Esox reichertii* (Bogutskaya și Naseka, 2002).

Bibliografie

Grabowska, J., Błońska, D., Kati, S., Nagy, S. A., Kakareko, T., Kobak, J., Antal, L., 2019, Competitive interactions for food resources between the invasive Amur sleeper (*Perccottus glenii*) and threatened European mudminnow (*Umbra krameri*). Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems. doi:10.1002/aqc.3219.

Bigun, V.K. (2012) Invasive fish species and their influence to aboriginal fish in river-lake system of Ukrainian Western Polesie, PhD Theses, Institute of Hydrobiology, Kiev, Ukraine, 24 pp.

Bogutskaya, N.G. & Naseka, A.M. 2002, *Perccottus glenii* Dybowski, 1877. Freshwater Fishes of Russia, Zoological Institute RAS. http://www.zin.ru/Animalia/Pisces/eng/taxbase_e/species_e/perccottus/perccottus_glenii_eng.pdf.

Gabrowska, J., Pietraszewski, D., Przybylski, M., Tarkan, A.S., Marszał, L., Lampart-Kałużniacka, M., 2010, Life-history traits of Amur sleeper, *Perccottus glenii* in the invaded Vistula River: early investment in reproduction but reduced growth rate. Hydrobiologia, 661: 197-210.

Koščo, J., Manko, P., Miklisová, D., Košuthová, L., 2008, Feeding ecology of invasive *Perccottus glenii* (Perciformes, Odontobutidae) in Slovakia. Czech Journal of Animal Sciences 53(11): 479-486.

Košuthová, L., Letkova, V., Koščo, J., Košuth, P., 2004, First record of *Nippotenia mogurndae* Yamaguti and Miyata, 1940 (Cestoda: Nippoteniidea), a parasite of *Perccottus glenii* Dybowski, 1877, from Europe. Helminthologia 41(1): 55-57.

Litvinchuk, S.N., Borkin, L.Y., 2002, Distribution, ecology and conservation status of the Danube crested newt *Triturus dobrogicus* (Amphibia, Salamandridae) in Ukraine and Moldova, Vestnik Zoologii 36(3): 35-44.

Litvinov, A.G, O'Gorman, R., 1996, Biology of Amur sleeper (*Perccottus glenii*) in the delta of the Selenga river, Buryatia, Russia. Journal of Great Lakes Research 22(2): 370-378.

Luca, M., Ghiorghiță, G., 2014, The invasive species *Perccottus glenii*- a threat for the freshwater ecosystems, Analele Științifice ale Universității „Alexandru Ioan Cuza" din Iași, s. Biologie animală, Tom LX, 2014: 129-138.

Manteifel, Y.B., Reshetnikov, A.N., 2002, Avoidance of noxious tadpole prey by fish and invertebrate predators: adaptivity of a chemical defence may depend on predator feeding habits. Archiv für Hydrobiologie 153(4): 657-668.

Mierzejewska, K., Kvach, Y., Woźniak, M., Kosowska, A., Dziekońska-Rynko, J., 2012, Parasites of an Asian fish, the Chinese sleeper *Perccottus glenii*, in the Włocławek reservoir on the lower Vistula River, Poland, Comparative Parasitology 79(1):23-29.

Mierzejewska, K., Martyniak, A., Kakareko, T., Hliwa, P., 2010, First record of *Nippotaenia mogurndae* Yamaguti and Miyata, 1940 (Cestoda, Nippotaeniidae), a parasite introduced with Chinese sleeper to Poland. Parasitology Research 106: 451–456.

Ondračková, M., Matějusová, I., Grabowska, J., 2012, Introduction of *Gyrodactylus perccotti* (Monogenea) into Europe on its invasive fish host, Amur sleeper (*Perccottus glenii*, Dybowski 1877), Helminthologia, 49(1): 21–26.

Reshetnikov, A.N., 2003, The introduced fish, rotan (*Perccottus glenii*), depresses populations of aquatic animals (macroinvertebrates, amphibians, and a fish). Hydrobiologia 510(1-3): 83-90.

Reshetnikov, A.N., 2008, Does rotan *Perccottus glenii* (Perciformes: Odontobutidae) eat the eggs of fish and amphibians? Journal of Ichthyology 48(4): 336-344.

Reshetnikov, A.N., Chibilev, E.A., 2009, Distribution of the fish rotan (*Perccottus glenii* Dybowski, 1877) in the Irtysh River basin și analysis of possible consequences for environment and people. Contemporary Problems of Ecology 2(3): 224-228.

Reshetnikov, A.N., Manteifel, Y.B., 1997, Newt-fish interactions in Moscow province: a new predatory fish colonizer, *Perccottus glenii*, transforms matapopulations of newts, *Triturus vulgaris* and *T. cristatus*. Advances in Amphibian Research in the Former Soviet Union 2: 1-12.

Sokolov, S.G., Protasova, E.N., Reshetnikov, A.N., Voropaeva, E.L., 2012, Interactions of the introduced rotan *Perccottus glenii* Dybowski, 1877 (Osteichthyes, Odontobutidae) with aboriginal fish species: the parasitological aspect. Biology Bulletin 39(10): 829-833.

Sokolov, S.G., Reshetnikov, A.N., 2020, A checklist of parasites of non-native populations of the fish rotan *Perccottus glenii* (Odontobutidae): Communication II. Journal of

Applied Ichthyology. doi:10.1111/jai.14075.

Autor fișă: Marian Tudor

Pseudorasbora parva

1. **Descriere specie**

Denumire științifică *(cf.* GBIF*)*: *Pseudorasbora parva* Temminck & Schlegels, 1846
Încadrare taxonomică *(Încrengătură/clasă/ordin)*: Chordata/ Actinopterygii/ Cypriniformes
Habitat *(terestru, marin, dulcicol)*: dulcicol

2. **Documentare impact:** Impactul asupra speciei a fost documentat atât în Europa, cât și în alte zone ale lumii. De asemenea, impactul a fost documentat și în România.

a. competiție

Pseudorasbora parva colonizează rapid corpurile de apă în care reușește să ajungă (Spikmans și colab., 2013). De la pătrunderea în ecosistemele acvatice europene, specia a reușit cu succes să ocupe habitate acvatice și să concureze speciile native, în special pe nișa trofică. Principalul impact este cauzat de consumul masiv de cladocere și larve de chironomide. În condiții experimentale, Nagata și colab. (2005) au arătat că alevinii de *Pseudorasbora parva* concurează pe cei ai speciilor native hrănindu-se în special cu rotifere și nauplii de copepode. La densități mari, pot să elimine total speciile de interes economic (Kozlov, 1974; Movčan și Smirnov, 1981). În condiții de acvacultură, concurează cu speciile de interes economic (Musil și colab., 2014).

Britton și colab. (2006) arată că instalarea rapidă a lui *Pseudorasbora parva* în ape europene anterior nepopulate de această specie este urmată de o creștere numerică spectaculoasă și de instalarea dominanței în cadrul comunităților native de pești. De asemenea, Carpentier și colab. (2007) scot în evidență declinul suferit de populațiile de *Leucaspius delineatus* din Anglia, ca urmare a pătrunderii lui *P. parva*.

b. prădătorism

Se hrănesc cu stadiile larvare și juvenilii multor specii native de pești (Žitnan și

Holčik, 1976). Astfel, în apele deschise din sudul Europei, *Pseudorasbora parva* a contribuit la scăderea abundenței, iar în unele cazuri chiar la dispariția mai multor specii native de ciprinide cum ar fi: *Scardinius erythrophthalmus, Carassius carassius, Rhodeus sericeus, Gobio gobio, Leucaspius delineatus* (Giurca și Angelescu, 1971; Žitnan și Holčik, 1976).

c. hibridizare

Nu este cazul.

d. transmiterea de boli speciilor native

Pseudorasbora parva este principalul vector pentru o serie paraziți și agenți patogeni. Stavrescu-Bedivan și colab. (2014) identifică copepodul parazit *Lernaea cyprinacea*, iar Djikanović și colab. (2018) speciile *Trichodina nobilis, Balantidium sp., Philometroides cyprini, Philometroides parasiluri, Eustrongylides sp., Ergasilus sieboldi, Lernaea cyprinacea, Sinergasilus polycolpus.*

Impactul cel mai mare asupra speciilor native de pești îl are însă patogenul *Sphaerothecum destruens* pentru care *Pseudorasbora parva* este vector (Arkush și colab., 2003). Patogenul provoacă mortalitate în masă și inhibarea reproducerii la *Leucaspius delineatus* (Gozlan și colab., 2005; Andreou și colab., 2011; Paley și colab., 2012). Gozlan și colab. (2005) arată că majoritatea speciilor europene de ciprinide sunt vulnerabile la patogenul transmis de *P. parva*, afirmație susținută și de studii mai recente (Gozlan și colab., 2009; Andreou, 2010; Peeler și colab., 2011; Andreou și colab., 2012; Ercan și colab., 2015) care scot în evidență impactul profund negativ pe care *Sphaerothecum destruens* îl are asupra populațiilor de pești nativi din Europa. Al-Shorbaji și colab. (2015) subliniază în mod particular vulnerabilitatea speciilor *Abramis brama, Rutilus rutilus* și *Leucaspius delineatus* la acest patogen. Spikmans și colab. (2020) reușesc să demonstreze fără echivoc faptul că prezența lui *P. parva* a dus la declinul populațiilor de *Leucaspius delineatus* și *Pungitius pungitius*, ca urmare a transmiterii patogenului *Sphaerothecum destruens* speciilor amintite.

e. parazitism

Nu este cazul.

f. toxicitate

Nu este cazul.

g. bio-fouling (sau alt impact fizic direct, exceptând relațiile trofice) -

Nu este cazul.

h. ierbivorie

Nu este cazul.

i. impact chimic asupra ecosistemelor

Nu este cazul.

j. impact fizic asupra ecosistemelor

Nu este cazul.

k. impact asupra structurii ecosistemelor

Consumă cantități foarte mari de crustacee planctonice, ceea ce duce la creșterea cantității de fitoplancton, și implicit favorizează apariția fenomenului de eutrofizare a corpurilor de apă (Adamek și Sukop, 2000). Elvira (2001) și Rechulicz (2019) scot la rândul lor în evidență alterarea structurii și funcțiilor comunităților native de pești, în acele ecosisteme în care *P. parva* a reușit să pătrundă. Conform lui Bănărescu (1999) și Rosecchi și colab. (1993) *P. parva* a dus la modificarea structurii comunităților native de nevertebrate în mai multe râuri din Europa.

l. impact indirect (prin interacțiunea cu alte specii)

Nu este cazul.

3. Alte informații relevante

În condiții de acvacultură, consumă masiv hrana destinată speciilor de interes economic și contribuie direct la scăderea productivității (Adamek și Sukop, 2000).

Nu a fost raportat până în prezent niciun impact direct asupra sănătății umane (Witkowski, 2006).

Djikanović și colab. (2018) arată că pătrunderea lui *P. parva* în ecosistemele acvatice europene are o acțiune sinergică cu alți factori perturbatori, cum ar fi poluarea apelor și duce la alterarea structurii comunităților acvatice native.

Bibliografie

Adamek, Z., Sukop, I., 2000, Vliv střevličky východni (*Pseudorasbora parva*) na parametry rybničniho prostředi. Biodiverzita ichtiofauny ČR, 3: 37-43.

Al-Shorbaji, F.N., Gozlan, R.E., Roche, B., Britton, J.R., Andreou, D., 2015, The alternate role of direct and environmental transmission in fungal infectious disease in wildlife: threats for biodiversity conservation. Sci Rep 5:10368.

Andreou, D., Hussey, M., Griffiths, S.W., Gozlan, R.E., 2011, Influence of host reproductive state on *Sphaerothecum destruens* prevalence and infection level. Parasitology 138:26–34.

Andreou, D., Arkush, K.D., Guégan, J.F., Gozlan, R.E., 2012, Introduced pathogens and native freshwater biodiversity: a case study of *Sphaerothecum destruens*, PLoS ONE, 7(5):e36998.

Andreou, D., 2010, *Sphaerothecum destruens*: Life history traits and host range. Ph.D. Dissertation. Cardiff University, Cardiff.

Arkush, K.D., Mendoza, L., Adkison, M.A., Hedrick, R.P., 2003, Observations on the life stages of *Sphaerothecum destruens* n. g., n. sp., a mesomycetozoean fish pathogen formally referred to as the Rosette Agent. J Eukaryot Microbiol 50(6):430–438.

Bănărescu, P.,1999, *Pseudorasbora parva* (Temmnick et Schlegel 1846). In: P. Bănărescu (ed.) – The freshwater fishes of Europe. 5.I. Cyprinidae 2/I. Aula Verl., Wiesbaden.

Britton, J.R., Davies, G.D., Brazier, M., Pinder, A.C., 2006, A case study on the population ecology of a topmouth gudgeon (*Pseudorasbora parva*) population in the UK and the implications for native fish communities, Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst. 16: 1–11 (2006), DOI: 10.1002/aqc.809.

Carepentier, A., Gozlan, R.E., Cucherousset, J-M., Marion, L., 2007, Is topmouth gudgeon *Pseudorasbora parva* responsible for the decline in sunbleak *Leucaspius delineatus* populations?, Journal of Fish Biology (2007) 71 (Supplement D), 274–278.

Djikanović, V., Siminović, P., Cacić, P., Nicolić, V., 2018, Parasitofauna of the allochthonous fish species in the open waters of the Danube river basin (Serbian part) - Impact on the native fish fauna, Applied Ecology și Environmental Research 16(5):6129-6142.http://www.aloki.hu ISSN 1589 1623 (Print), ISSN 1785 0037 (Online), DOI: http://dx.doi.org/10.15666/aeer/1605_61296142, doi:10.1111/j.1095-8649.2007.01671.x.

Elvira, B., 2001, Identification of non-native freshwater fishes established in Europe and

assessment of their potential threats to the biological diversity. – Document on the 21st Meeting of the Standing Committee of the Convention of the Conservation of European Wildlife și Natural Habitats. Strasbourg, pp. 1-35.

Ercan, D., Andreou, D., Sana, S., Ontas, C., Baba, E., Top, N., Karakus, U., Tarkan, A.S., Gozlan, R.E., 2015, Evidence of threat to European economy and biodiversity following the introduction of an alien pathogen on the fungal-animal boundary. Emerg Microbes Infect 4:e52.

Giurca, R., Angelescu, N., 1971, Considerații privind biologia şi aria de răspândire geografică a cyprinidului *Pseudorasbora parva* (Schlegel) în apele României. Bul. Cercet. Piscicole, 30: 99-109.

Gozlan, R.E., St-Hilaire S., Feist, S.W., Martin, P., Kent, M.L., 2005, Disease threat to European fish. Nature, 435: 1046.

Kozlov V. I. (1974). Amurskij čebačok – *Pseudorasbora parva* (Schl.) – novyj vid ichtiofauny bassejna Dnestra. Vest. Zool. 1: 77-78.

Movčan, Y.V., Smirnov, A.J., 1981, Fauna Ukrainy. 8 Ryby. Koropovi 1. AN USSR, Kiiv.

Musil, M., Novotná, K., Potužák, J., Hůda, J., Pechar, L., 2014, Impact of topmouth gudgeon (*Pseudorasbora parva*) on production of common carp (*Cyprinus carpio*) — question of natural food structure, Biologia 69/12: 1757—1769, 2014 Section Zoology DOI: 10.2478/s11756-014-0483-4.

Nagata, T., Ha, J-Y., Hanazato, T., (2005) The Predation Impact of Larval *Pseudorasbora parva* (Cyprinidae) on Zooplankton: a Mesocosm Experiment, Journal of Freshwater Ecology, 20:4, 757-763, DOI: 10.1080/02705060.2005.9664800.

Paley, R.K., Andreou, D., Bateman, K.S., Feist, S.W., 2012, Isolation and culture of *Sphaerothecum destruens* from Sunbleak (*Leucaspius delineatus*) in the UK and pathogenicity experiments in Atlantic salmon (*Salmo salar*). Parasitology 139:904–914.

Peeler, E.J., Oidtmann, B.C., Midtlyng P.J., Miossec, L., Gozlan, R.E., 2011, Non-native aquatic animals introductions have driven disease emergence in Europe. Biol Invasions, 13(6):1291–1303.

Rechulicz, J., 2019, Changes in a Fish Community in a Small River Related to the

Appearance of the Invasive Topmouth Gudgeon *Pseudorasbora parva* (Temminck & Schlegel, 1846), Water 2019, 11, 1857; doi:10.3390/w11091857.

Rosecchi, E., Crivelli, A., Catsadorakis G., 1993, The establishment and impact of *Pseudorasbora parva*, an exotic fish species introduced into Lake Mikri Prespa (north-western Greece). Aquatic Conservation: Marine and Frshwater Ecosystems, 3: 223-231.

Spikmans, F., Lemmers, P., op den Camp, H.J.M., van Haren, E., Kappen, F., Blaakmeer, A., van der Velde, G., van Langevelde, F. Leuven, R.S.E.W., van Alen, T.A. 2020. Impact of the invasive alien topmouth gudgeon (*Pseudorasbora parva*) and its associated parasite *Sphaerothecum destruens* on native fish species, Biol Invasions 22:587–601 https://doi.org/10.1007/s10530-019-02114-6.

Stavrescu-Bedivan, M.M., Popa, O.P., Popa, L.O., 2014, Infestation of *Lernaea cyprinacea* (Copepoda: Lernaeidae) in two invasive fish species in Romania, *Lepomis gibbosus* and *Pseudorasbora parva*, Knowledge și Management of Aquatic Ecosystems (2014) 414, 12 http://www.kmae-journal.org, DOI: 10.1051/kmae/2014024.

Witkowski, A., 2006, NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Pseudorasbora parva*. – From: Online Database of the North European și Baltic Network on Invasive Alien Species – NOBANIS www.nobanis.org, Date of access x/x/200x.

Žitnan R., Holčik, J., 1976, On the first find of *Pseudorasbora parva* in Czechoslovakia. Zool. Listy 25: 91-95.

Autor fișă: Marian Tudor

Salvelinus fontinalis

1. **Descriere specie**

Denumire științifică *(cf.* GBIF*)*: *Salvelinus fontinalis* (Mitchill, 1814))

Încadrare taxonomică *(Încrengătură/clasă/ordin)*: Chordata/Actinopterygii/Salmoniformes

Habitat *(terestru, marin, dulcicol)*: dulcicol

2. **Documentare impact:** impactul a fost documentat în Europa și alte regiuni ale lumii, dar nu și în România, unde este considerată specie de interes economic.

a. **competiție**

Studiile din America de Nord având ca scop determinarea efectului introducerii *S. fontinalis* (păstrăvul fântânel) au arătat că acesta poate duce la declinul speciilor de salmonide native. Speciile care au fost înlocuite sau afectate negativ includ *Oncorhynchus clarki*, *O. aguabonita* și *S. confluentus*. De asemenea, există ipoteza că *S. fontinalis* ar fi responsabil pentru eșecul speciei *Thymallus arcticus* de a forma populații stabile. Păstrăvul fântânel este considerat unul dintre factorii principali care contribuie la declinul continuu al populațiilor de *Oncorhynchus tshawytscha*, specie amenințată. Pe lângă competiția cu indivizii de somon adulți, păstrăvul fântânel poate fi un prădător important al icrelor și a alevinilor de somon (NOBANIS, 2006). În Noua Zeelandă, studiile au arătat că preferințele de hrană ale lui *S. fontinalis* și *Salmo trutta* (Fechney, 1988) se suprapun semnificativ, întrând așadar în competiție pe nișa trofică. Studii mai recente din Franța au confirmat atât suprapunerea preferințelor de hrană (Cucherousset și colab., 2007), cât și interferența reproductivă (competiție pentru siturile de reproducere) (Cucherousset și colab., 2008) dintre cele două specii.

Specia alogenă poate întra în competiție cu speciile native și pentru spațiu, cum ar fi poziția în curentul de apă, care este esențială pentru accesul la hrană și adăpost. Studii realizate în Suedia, precum și în America de Nord, ce au avut ca scop estimarea distribuției păstrăvului fântânel când coexistă cu păstrăvul brun (*Salmo trutta*), au arătat că păstrăvul fântânel ocupă în principal pâraie mici sau cursul superior al râurilor unde cel mai probabil este dominant (Öhlund, 2002). De asemenea, păstrăvul fântânel este suspectat că a contribuit la declinul populațiilor de șarpe de munte (*Thamnophis elegans elegans*) din Sierra Nevada (SUA), prin diminuarea efectivelor de amfibieni, o pradă comună pentru păstrăv și șerpi (Matthews și colab., 2002).

b. **prădătorism**

În Franța, introducerile de păstrăv fântânel au dus la un declin semnificativ al amfibienilor în lacurile din Hautes-Pyrenees (Delacoste și colab., 1997). În Spania, se consideră că introducerea în lacurile fără pești a salmonidelor, printre care și *S. fontinalis* și

Oncorhynchus mykiss, este principala cauză pentru reducerea semnificativă a arealului de distribuției a unor specii de tritoni nativi - *Lissotriton helveticus*, *Ichthyosaura alpestris* și *Triturus marmoratus.* Declinul în abundență a populațiilor de tritoni nativi și reducerea arealului lor au survenit fie direct ca urmare a prădării, fie indirect prin modificarea comportamentului tritonilor ca răspuns la prezența unui prădător (Orizoala și Brana, 2006). Dunham și colab. (2004) arată că păstrăvul fântânel afectează și speciile din zooplancton (de ex. dafnii și copepode) și alte nevertebrate acvatice (de ex. efemeroptere în diferite stadii de viață, trichoptere și coleoptere) care se hrănesc cu perifitonul, determinând creșterea productivității în ecosistemele invadate.

c. hibridizare

În Canada *S. fontinalis* hibridizează cu *S. confluentus*, specie amenințată (Leary și colab., 1993). Păstrăvul fântânel poate forma hibrizi viabili cu specii native, precum și cu alte specii de salmonide introduse. Unii dintre acești hibrizi sunt fertili și pot forma populații stabile. De exemplu, hibridul rezultat din încrucișarea păstrăvului fântânel cu *Salvelinus alpinus* crește mai repede decât speciile parentale, este mai robust și prin urmare, popular pentru pescuitul sportiv. Unii dintre acești hibrizi sunt fertili (Muus și Dahlström, 1981). Acest hibrid a fost identificat în râurile din Germania (Geiter și colab., 2002).

d. transmiterea de boli speciilor native

Nu este cazul.

e. parazitism

Nu este cazul.

f. toxicitate

Nu este cazul.

g. bio-fouling (sau alt impact fizic direct, exceptând relațiile trofice)

Nu este cazul.

h. ierbivorie

Nu este cazul.

i. impact chimic asupra ecosistemelor

Schindler și colab. (2001) au arătat că introducerea lui *Salvelinus fontinalis* în lacurile de munte oligotrofe unde nu existau pești anterior poate modifica fundamental ciclurile

nutritive și stimula producția primară, accesând surse bentonice de fosfor care în mod normal nu ar fi disponibile comunităților pelagice din aceste ape.

j. impact fizic asupra ecosistemelor

Nu este cazul.

k. impact asupra structurii ecosistemelor

În SUA, introducerea lui *Salvelinus fontinalis* în lacurile din Sierra Nevada fără pește în mod natural a provocat schimbări semnificative în comunitățile bentonice de macro nevertebrate și zooplancton (Knapp și colab., 2001).

l. impact indirect (prin interacțiunea cu alte specii)

Specia alogenă are potențialul de a interfera cu reproducerea speciilor native de moluște. Spre exemplu, *Margaritifera margaritifera,* listată ca vulnerabilă pe Lista Roșie IUCN, este afectată de introducerea speciilor alogene de pești în Suedia. Stadiul de larvă (glochidia) este dependent de prezența speciilor de pești native - păstrăv și somon. Astfel, înlocuirea sau diminuarea efectivelor de pești nativi de către specii alogene pot periclita succesul reproductiv al moluștei (Naturvårdsverket, 2005).

3. Alte informații relevante

Alături de *Oncorhynchus mykiss*, altă specie alogenă, este considerată specie de interes economic în România, fiind crescută în ferme piscicole în special în nord-estul țării (Nistor și colab., 2013; Coroian și colab., 2015).

Bibliografie

Cucherousset J, Aymes JC, Poulet N, Santoul F, Céréghino R, 2008. Do native brown trout and non-native brook trout interact reproductively? Naturwissenschaften, 95:647-654.

Cucherousset J, Aymes J.C, Santoul F, Céréghino R, 2007. Stable isotope evidence of trophic interactions between introduced brook trout *Salvelinus fontinalis* and native brown trout *Salmo trutta* in a mountain stream of south-west France. Journal of Fish Biology, 71(Suppl. D):210-223.

Coroian, C. O., Coroian, A., Răducu, C. M., Atodiresei, A. C., Cocan, D. I., & Mireşan, V. (2015). Influence of various fat levels on meat quality in rainbow trout

(*Oncorhynchus mykiss*) and brook trout (*Salvelinus fontinalis*). Aquaculture, Aquarium, Conservation & Legislation, 8(6), 1064-1071.

Delacoste M, Baran P, Lascaux JM, Abad N, Besson JP, 1997. Bilan des introductions de salmonidés dans les lacs et ruisseaux d'altitude des Hautes-Pyrénées. Bull. Fr. Pêche Piscic: 344-345.

Dunham, JB., Pilliod, DS., Young, MK. 2004. Assessing the consequences of nonnative trout in headwater ecosystems in western North America. Fisheries 29(6):18-24.

Fechney LR, 1988. The summer diet of brook trout (*Salvelinus fontinalis*) in a South Island high-country stream. New Zealand Journal of Marine și Freshwater Research, 22(2):163-168.

Fuller, P. 2004. *Salmo x Salvelinus trutta x fontinalis*. USGS Nonindigenous Aquatic Species Database, Gainesville, FL. (Web-link) (Revision Date: 2004-11-08).

Geiter, O., Homma, S., Kinzelbach, R. 2002. Bestandsaufnahme und Bewertung von Neozoen in Deutschland: Untersuchung der Wirkung von Biologie und Genetik ausgewählter Neozoen auf Ökosysteme und Vergleich mit den potenziellen Effekten gentechnisch veränderter Organismen. Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Berlin. Texte 25/02, Juli 2002 (52 pp) (Web version – pdf).

Gross, R., Gum, B., Reiter, R., Kuhn, R. 2004. Genetic introgression between Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) and brook trout (*Salvelinus fontinalis*) in Bavarian hatchery stocks inferred from nuclear and mitochondrial DNA markers. Aquaculture International 12:19-32.

Josefsson, M. 1999. Introduktion av främmande arter i svenska sjöar och vattendrag: Omfattning och konsekvenser. Naturvårdsverket Rapport 4941. Naturvårdsverkets förlag, Stockholm (In Swedish).

Knapp RA, Matthews KR, 2004. Eradication of nonnative fish by gill netting from a small mountain lake in California. Restor. Ecol, 6:207-213.

Leary RF, Allendorf FW, Forbes SH, 1993. Conservation genetics of bull trout in the Columbia and Klamath River Drainages. Conserv. Biol, 7:856-865

Matthews, KR., Knapp, RA. & Pope, KL. 2002. Garter snake distributions in high-elevation

aquatic ecosystems: Is there a link with declining amphibian populations and nonnative trout introductions? Journal of Herpetology 36(1):16-22.

Muus, BJ. & Dahlström, P. 1981. Sötvattensfisk och fiske i Europa (3rd ed.). PA Norstedt & Söners förlag, Stockholm. (p. 68) (In Swedish).

Naturvårdsverket. 2005. Åtgärdsprogram för bevarande av flodpärlmussla, *Margaritifera margaritifera*. Naturvårdsverket Rapport 5429. Naturvårdsverkets förlag, Stockholm. (41 pp) (In Swedish, English summary) (Web version – pdf).

Nistor, C. E., Pagu, I. B., Pasarin, B., Hoha, G. V., & Leonte, D. (2013). Research regarding morphology și structure features of the muscle from *Oncorhynchus mykiss* and Salvelinus fontinalis breed farmed in NE part of Romania. Agrarni Nauki, 5(14), 115-117.

NOBANIS, 2006. Online Database of the North European și Baltic Network on Invasive Alien Species (NOBANIS). Online Database of the North European and Baltic Network on Invasive Alien Species (NOBANIS). http://www.nobanis.org

Öhlund, G. 2002. Life history and large-scale habitat use of brown trout (*Salmo trutta*) and brook trout (*Salvelinus fontinalis*): Implications for distributional patterns in small lotic systems. Undergraduate thesis, Department of Aquaculture, Swedish University of Agricultural Sciences, Umeå, Sweden. (30 pp)

Orizola G, Brana F, 2006. Effect of salmonid introduction and other environmental characteristics on amphibian distribution and abundance in mountain lakes of northern Spain. Anim. Conserv, 9:171-178

Schindler D.E., Knapp R.A., and Leavitt P.R. 2001. Alteration of nutrient cycles and algal production resulting from fish introductions to mountain lakes. Ecosystems (N. Y.), 4(4): 308–321.

Smedman, R. & Svärdson, G. 1966. 44 Fiskar i våra vatten. LTs förlag. (pp 46-48) (In Swedish).

Autor fișă: Băncilă Raluca

AMFIBIENI

Lithobates catesbeianus

1. **Descriere specie**

Denumire științifică *(cf.* GBIF*)*: *Lithobates catesbeianus* (Shaw, 1802)

Încadrare taxonomică *(Încrengătură/clasă/ordin)*: Chordata, Amphibia, Anura

Habitat *(terestru, marin, dulcicol)*: acvatic, terestru

2. **Documentare impact:** impactul a fost documentat în Europa și alte regiuni ale lumii, dar nu și în România.

a. competiție

L. catesbeianus (broasca-taur) este caracterizată în ambele stadii de viață (acvatic/terestru) de dimensiuni mari și este un consumator de resurse vorace. Impactul broaștei-taur americane prin competiție interspecifică a fost documentat în multiple regiuni - Franța, Grecia (Creta), vestul SUA și Canada (insula Vancouver), adesea fiind semnalată în densități mari (de ex. regiunea Aquitane, Franța) și, ocupând o nișă ecologică similară cu speciile native de amfibieni. În Franța, speciile native cele mai afectate au fost broaștele verzi din genul *Pelophylax* sp., în Canada și în vestul SUA specii ale genului *Rana – R. aurora, R. boylii, R. pipiens* sau *Pseudacris (Hyla) – P. regilla* (Moyle, 1973; Sarat și colab., 2015). În Creta, introducerea speciei alogene (lacul Agia) a condus la extincția locală a unei specii endemice de amfibian, *Pelophylax cretensis* (Adriaens și colab., 2013). În condițiile în care resursele trofice sunt limitate, broasca-taur poate intra în competiție și cu specii native din alte categorii taxonomice, precum reptile, păsări sau pești (Snow și Witmer, 2010).

Mormolocii broaștei-taur pot reduce drastic resursele de hrană din mediul acvatic, respectiv alge, afectând în acest fel dezvoltarea normală și rata de supraviețuire a mormolocilor speciilor native ce utilizează aceleași habitate și resurse trofice (Kupferberg, 1997; Zhou și colab., 2005). Competiția se poate manifesta și la nivel comportamental, nu numai la nivel trofic, așa cum arată de exemplu studiile realizate de Kiesecker și Blaustein (1997; 1998; 2001) sau Lawler și colab. (1999) unde mormolocii unei specii native din vestul SUA, *Rana aurora*, și-au redus activitatea de hrănire și au devenit mai retrași în prezența

mormolocilor speciei alogene, evitând interacțiunea cu aceștia și prin modificarea modului de utilizare a microhabitatului. Impactul acestor modificări comportamentale s-a manifestat prin reducerea semnificativă a ratei de creștere, respectiv în greutate și metamorfoza târzie a speciei native, contribuind la scăderea șanselor de supraviețuire. Lawler și colab. (1999) au arătat cum prezența mormolocilor de broască-taur a redus supraviețuirea mormolocilor speciei native *R. aurora* la mai puțin de 5%. În plus, modificarea utilizării tipului de microhabitat crește riscul mormolocilor nativi de a fi prădați, în special de către pești.

Un alt mecanism prin care broasca-taur poate afecta populațiile de amfibieni nativi este modificarea comportamentului de reproducere. Spre exemplu, juvenilii broaștei-taur pot interfera cu reproducerea altor specii întrucât masculii unor specii native (de ex. din genul *Rana* din vestul SUA, *Pelophylax*, sau *Bufo* din Europa, *Rhinella* în America de Sud) îi confundă cu femelele propriilor specii (Pearl și colab., 2005; D'Amore și colab., 2009; Adriaens și colab., 2013; Theis și Caldart, 2015). Acest lucru conduce la crearea de acuplări (amplex) interspecifice, rezultând în irosirea resurselor energetice, eșecul reproductiv și creșterea riscului de prădare a speciilor native (Adriaens și colab., 2013). De asemenea, Both și Grant (2012) au arătat că o specie nativă din Brazilia își modifică vocalizările de reproducere în prezența vocalizărilor broaștei-taur. Întrucât semnalele acustice sunt esențiale pentru atragerea partenerilor în cazul multor specii, interferența acustică poate afecta grav succesul reproductiv al acestora.

b. prădătorism

Lithobates catesbeianus este un prădător vorace, generalist, adulții și juvenilii consumând diverse nevertebrate (artropode, inclusiv raci, moluște, anelide), pești, amfibieni (inclusiv canibalism), reptile, micromamifere și păsări (Korschgen și Moyle, 1955; Cohen și Howard, 1958; Korschgen și Baskett, 1963; Corse și Metter, 1980; Clarkson și de Vos Jr., 1986; Schwalbe și Rosen, 1988; Hirai, 2004; da Silva și colab., 2011; Nakamura și Tominaga, 2021). Spre exemplu, în regiunea Sologne din Franța, 13 specii protejate de amfibieni sunt amenințate din cauza broaștei-taur (Sarat și colab., 2015). Specii native de amfibieni (mormoloci și juvenili/adulți) din Brazilia (Minas Gerais și Paraná) alcătuiesc o parte importantă a dietei broaștei-taur, uneori peste 50% (Da Silva și colab., 2011; Leivas și colab., 2012).

c. hibridizare

Nu este cazul.

d. transmiterea de boli speciilor native

L. catesbeianus este vector pentru agentul patogen (*Batrachochytrium dendrobatidis*) al chitridiomicozei, micoză cel mai adesea letală pentru majoritatea amfibienilor (Adriaens și colab., 2013). Deși *L. catesbeianus* nu pare a fi afectat de acest patogen (Hanselmann și colab., 2004; Blaustein și colab., 2020), are un rol important în răspândirea și transmiterea bolii, contribuind astfel la declinul populațiilor de specii de amfibieni native sensibile la acest agent patogen (Sarat și colab., 2015). *L. catesbeianus* poate transmite cu ușurință și alte tipuri de patogeni, cum ar fi ranavirusurile, ce pot fi de asemenea letale pentru numeroase specii de amfibieni (Adriaens și colab., 2013; Brunner și colab., 2019; Saucedo și colab., 2019).

e. parazitism

Nu este cazul.

f. toxicitate

Nu este cazul.

g. bio-fouling (sau alt impact fizic direct, exceptând relațiile trofice)

Nu este cazul.

h. ierbivorie

Prin consumul ridicat de alge în mediul acvatic, mormolocii broaștei-taur pot altera producția primară și implicit eterogenitatea habitatelor ocupate. Acestea pot afecta mai departe diversitatea specifică a comunităților de nevertebrate, precum și dezvoltarea normală a larvelor de amfibieni și pești nativi care utilizează resurse similare în aceste habitate (Kupferberg, 1997).

impact chimic asupra ecosistemelor

Nu este cazul.

i. impact fizic asupra ecosistemelor

Nu este cazul.

j. impact asupra structurii ecosistemelor

În densități mari, mormolocii broaștei-taur pot altera producția primară prin consumul ridicat de alge, pot interfera cu ciclul nutrienților și produce modificări în compoziția

specifică din ecosistemele acvatice invadate (de ex. Seale, 1980; Kupferberg, 1997).

k. impact indirect (prin interacțiunea cu alte specii)

Studiile experimentale (Kiesecker și Blaustein 1997; 1998, Lawler și colab., 1999; Kats și Ferrer, 2003) au arătat că efectele broaștei-taur (adulți și mormoloci) asupra mormolocilor nativi sunt potențate de prezența altor specii alogene sau native introduse artificial, precum peștii (de exemplu, *Micropterus dolomieui* și *Gambusia affinis*). Astfel, Kiesecker și Blaustein (1998) au arătat că mormolocii unei specii native (*Rana aurora)* și-au schimbat comportamentul și modul de utilizare a habitatului în prezența adulților de broască-taur și a peștelui alogen *Micropterus dolomieui* (ambele specii consumă mormoloci), ceea ce a dus la o metamorfozare târzie, la dimensiuni mai mici, reducând astfel potențialul de supraviețuire a acestora.

3. Alte informații relevante

Broasca-taur este o specie extraordinar de adaptabilă și rezilientă față de o gamă largă de condiții de mediu. Acest lucru îi permite să domine habitatele invadate, adesea atingând densități mari, afectând speciile native atât în mediul terestru cât și în cel acvatic, prin mecanisme multiple - competiție, prădătorism, transmiterea de patogeni (Blaustein și colab., 2020). Impactul populațiilor invazive este adesea facilitat și/sau amplificat de factori adiționali, precum modificările habitatelor cauzate de activitățile umane și/sau prezența altor specii invazive (de ex. Hayes și Jennings, 1986; Kiesecker și Blaustein, 2001). Astfel, Moyle (1973) arată cum broasca-taur, printr-o combinație a acestor mecanisme, a reușit să disloce și să înlocuiască populații ale speciilor native de *Rana boylii*, *R. aurora* și *R. pipiens* în vestul SUA (California). Este de asemenea așteptat ca schimbările climatice să favorizeze și să accelereze răspândirea broaștei-taur în detrimentul biodiversității native din zonele invadate (Johovic și colab., 2020).

Din punct de vedere economic, broasca-taur ar putea avea impact în special în sectorul acvaculturii/ pisciculturii. Astfel, Corse și Metter (1980) au estimat că broasca-taur a provocat pierderi anuale de aprox. 42 000 USD în crescătorii de pește din Missouri, SUA. Aceste pierderi au fost cauzate prin prădătorism direct și competiție pentru resursele de hrană (hrana oferită în crescătorii special pentru pești). De asemenea, costurile necesare pentru

managementul populațiilor invazive de broască-taur sunt considerabile și dificil de estimat (Adriaens și colab., 2013). Spre exemplu, Marea Britanie a cheltuit pentru eradicare aprox. 100 000 EUR între 1999-2002, Germania 270 000 EUR doar pentru regiunea superioară a Văii Rhinului, Canada 137 000 EUR între 2007-2010, iar Olanda 50 000 EUR între 2011-2012 pentru eradicarea a numai două populații (Adriaens și colab., 2013).

Bibliografie

Adriaens, T., Devisscher, S. & Louette, G. (2013) Risk analysis of American bullfrog, *Lithobates catesbeianus*. Risk analysis report of non-native organisms in Belgium. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2013, INBO.R.2013.41, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO), Brussel. 56p.

Blaustein, A. R., Jones, D. K., Urbina, J., Cothran, R. D., Harjoe, C., Mattes, B., ... & Relyea, R. (2020) Effects of invasive larval bullfrogs (*Rana catesbeiana*) on disease transmission, growth and survival in the larvae of native amphibians. Biological Invasions, 22(5): 1771-1784.

Both, C., & Grant, T. (2012) Biological invasions and the acoustic niche: the effect of bullfrog calls on the acoustic signals of white-banded tree frogs. Biology Letters, 8(5): 714-716.

Brunner, J. L., Olson, A. D., Rice, J. G., Meiners, S. E., Le Sage, M. J., Cundiff, J. A., ... & Pessier, A. P. (2019). Ranavirus infection dynamics and shedding in American bullfrogs: consequences for spread and detection in trade. Diseases of aquatic organisms, 135(2), 135-150.

Clarkson, R. W., & deVos Jr, J. C. (1986) The bullfrog, *Rana catesbeiana* Shaw, in the lower Colorado River, Arizona-California. Journal of Herpetology, 42-49.

Cohen, N. W., & Howard, W. E. (1958). Bullfrog food and growth at the San Joaquin experimental range, California. Copeia, 1958(3), 223-225.

Corse, W. A., & Metter, E. (1980) Economics, adult feeding and larval growth of *Rana catesbeiana* on a fish hatchery. Journal of Herpetology, 231-238.

D'Amore, A., Kirby, E., & Hemingway, V. (2009) Reproductive interference by an invasive species: an evolutionary trap. Herpetological Conservation and Biology, 4(3): 325-

330.

Hanselmann, R., Rodrıguez, A., Lampo, M., Fajardo-Ramos, L., Aguirre, A. A., Kilpatrick, A. M., ... & Daszak, P. (2004) Presence of an emerging pathogen of amphibians in introduced bullfrogs *Rana catesbeiana* in Venezuela. Biological Conservation, 120(1): 115-119.

Hayes, M. P., & Jennings, M. R. (1986) Decline of ranid frog species in western North America: are bullfrogs (*Rana catesbeiana*) responsible?. Journal of Herpetology, 490-509.

Hirai, T. (2004) Diet composition of introduced bullfrog, *Rana catesbeiana*, in the Mizorogaike Pond of Kyoto, Japan. Ecological Research, 19(4): 375-380.

Johovic, I., Gama, M., Banha, F., Tricarico, E., & Anastacio, P. M. (2020). A potential threat to amphibians in the European Natura 2000 network: Forecasting the distribution of the American bullfrog *Lithobates catesbeianus*. Biological Conservation, 245, 108551.

Kats, L. B., & Ferrer, R. P. (2003) Alien predators and amphibian declines: review of two decades of science and the transition to conservation. Diversity and Distributions, 9(2): 99-110.

Kiesecker, J. M., & Blaustein, A. R. (1997) Population differences in responses of red-legged frogs (*Rana aurora*) to introduced bullfrogs. Ecology, 78(6): 1752-1760.

Kiesecker, J. M., & Blaustein, A. R. (1998) Effects of introduced bullfrogs and smallmouth bass on microhabitat use, growth, and survival of native red-legged frogs (*Rana aurora*). Conservation Biology, 12(4): 776-787.

Kiesecker, J. M., Blaustein, A. R., & Miller, C. L. (2001). Potential mechanisms underlying the displacement of native red-legged frogs by introduced bullfrogs. Ecology, 82(7), 1964-1970.

Korschgen, L. J., & Moyle, D. L. (1955) Food habits of the bullfrog in central Missouri farm ponds. American Midland Naturalist, 332-341.

Korschgen, L. J., & Baskett, T. S. (1963) Foods of impoundment-and stream-dwelling bullfrogs in Missouri. Herpetologica, 19(2): 89-99.

Kupferberg, S. J. (1997) Bullfrog (*Rana catesbeiana*) invasion of a California river: the role

of larval competition. Ecology, 78(6): 1736-1751.

Lawler, S. P., Dritz, D., Strange, T., & Holyoak, M. (1999) Effects of introduced mosquitofish and bullfrogs on the threatened California red-legged frog. Conservation Biology, 13(3): 613-622.

Leivas, P. T., Leivas, F. W., & Moura, M. O. (2012). Diet and trophic niche of *Lithobates catesbeianus* (Amphibia: Anura). Zoologia (Curitiba), 29(5), 405-412.

Moyle, P. B. (1973) Effects of introduced bullfrogs, *Rana catesbeiana*, on the native frogs of the San Joaquin Valley, California. Copeia, 18-22.

Nakamura, Y., & Tominaga, A. (2021). Diet of the American bullfrog *Lithobates catesbeianus* naturalized on Okinawajima, Ryukyu Archipelago, Japan. Current Herpetology, 40(1): 40-53.

Pearl, C. A., Hayes, M. P., Haycock, R., Engler, J. D., & Bowerman, J. (2005). Observations of interspecific amplexus between western North American ranid frogs and the introduced American bullfrog (*Rana catesbeiana*) and an hypothesis concerning breeding interference. The American Midland Naturalist, 154(1), 126-134.

Sarat, E., Mazaubert, E., Dutartre, A., Poulet, N., & Soubeyran, Y. (2015) Les espèces exotiques envahissantes dans les milieux aquatiques - Connaissances pratiques. Comprendre pour agir - ONEMA (Vol. 1). Onema. Disponibil la: http://www.onema.fr/IMG/pdf/EEE-Vol1-complet.pdf

Saucedo, B., Serrano, J. M., Jacinto-Maldonado, M., Leuven, R. S., Rocha García, A. A., Méndez Bernal, A., ... & Escobedo-Bonilla, C. M. (2019). Pathogen risk analysis for wild amphibian populations following the first report of a ranavirus outbreak in farmed American bullfrogs (*Lithobates catesbeianus*) from Northern Mexico. Viruses, 11(1), 26.

Schwalbe, C. R., & Rosen, P. C. (1988) Preliminary report on effect of bullfrogs in wetland herpetofaunas in southeastern Arizona. General Technical Report-US Department of Agriculture, Forest Service, (RM-166), 166-173.

Seale, D. B. (1980) Influence of amphibian larvae on primary production, nutrient flux, and competition in a pond ecosystem. Ecology, 61(6): 1531-1550.

Da Silva, E. T., Ribeiro Filho, O. P., & Feio, R. N. (2011) Predation of native anurans by

invasive bullfrogs in southeastern Brazil: spatial variation and effect of microhabitat use by prey. South American Journal of Herpetology, 6(1): 1-10.

Snow, N. P., & Witmer, G. (2010) American bullfrogs as invasive species: a review of the introduction, subsequent problems, management options, and future directions. Proceedings of the Vertebrate Pest Conference, 24: 86-89.

Theis, T. F., & Caldart, V. M. (2015). Multiple interspecific amplexus between a male of the invasive Bullfrog *Lithobates catesbeianus* (Ranidae) and two males of the Cururu toad *Rhinella icterica* (Bufonidae). Herpetology Notes, 8, 449-451.

Zhou, W., Li, M. H., Zhang, X. Y., & He, J. F. (2005) Food comparison between tadpoles of *Rana catesbeiana* and *R. chaochiaoensis* collected from the same habitat. Zoological Research, 26(4): 416-421.

Autor fișă: Stănescu Florina

REPTILE

Trachemys scripta

1. **Descriere specie**

Denumire științifică *(cf.* GBIF*)*: *Trachemys scripta* (Thunberg în Schoepff, 1792)

Încadrare taxonomică *(Încrengătură/clasă/ordin)*: Chordata/Reptilia/Testudines

Habitat *(terestru, marin, dulcicol)*: terestru, dulcicol

2. **Documentare impact:** Impactul asupra speciei a fost documentat atât în Europa, cât şi în alte zone ale lumii. De asemenea, impactul a fost documentat și în România.

a. competiție

Trachemys scripta intră în competiție directă cu speciile de ţestoase acvatice native, în zonele în care a pătruns. Polo-Cavia și colab. (2011), raportează comportament agresiv la hrănire din partea speciei *Trachemys scripta*, în detrimentul speciei native *Mauremys leprosa*. De asemenea, Cady și Joly (2003) scot în evidență competiția manifestată între *T. scripta* și *Emys orbicularis* în ceea ce privește locurile de însorire. În asemenea situații, *T. scripta* are tendința de a o exclude pe *Emys orbicularis* din locurile de însorire cele mai propice. Un studiu realizat în România de către Matei și Tudor (2014) confirmă faptul că specia alogenă poate dizloca specia nativă, *Emys orbicularis*, din locurile de însorire de calitate, afectând astfel capacitatea de termoreglare comportamentală a speciei native. Autorii au observat o distribuție omogenă a speciei alogene în cadrul habitatului studiat, în timp ce specia nativă a avut o distribuție grupată şi preponderent în porţiuni suboptimale de habitat. Calitatea locurilor de însorire este importantă la organismele poichiloterme, iar lipsa acestora poate duce la scăderea mobilității indivizilor speciei native, care nu mai pot beneficia de o termoreglare comportamentală eficientă (Polo-Cavia și colab., 2012). Aceiași autori (Polo-Cavia și colab., 2014) scot în evidență și comportamentul de evitare manifestat de *Mauremys leprosa* în zonele în care este prezentă și *T. scripta*, în scopul de a evita competiția atât asupra locurilor de însorire, cât și a resurselor trofice. Există o competiție directă pentru resursele trofice între *T. scripta* și speciile europene *Mauremys leprosa* și *Emys orbicularis*, toate trei speciile având același regim de hrană (preponderent omnivor la adulți și mai mult carnivor la

juvenili) (Pérez-Santigosa și colab., 2011). *Trachemys scripta* este avantajată de talia mai mare (Crescente și colab., 2014) comparativ cu a speciilor native europene. De asemenea, studiile experimentale (Polo-Cavia și colab., 2014), au arătat că specia invazivă poate exclude din habitatele acvatice speciile autohtone prin emiterea unor semnale chimice în prezența cărora speciile native de țestoase sunt inhibate.

b. prădătorism

Specia este omnivoră și se poate hrăni atât cu vegetale (van Dijk și colab., 2011), cât și cu hrană de origine animală. Prăzile includ artropode, moluște, pești, amfibieni (Speybroeck și colab., 2016). Polo-Cavia și colab. (2010b) raportează faptul că mormolocii speciilor native de anure recunosc speciile *Emys orbicularis* și *Mauremys leprosa* ca prădători, însă nu și pe *Trachemys scripta*.

c. hibridizare

În prezent nu se cunosc cazuri de hibridizare cu speciile native, europene. Jablonski și colab. (2017), raportează însă un caz de curtare și încercare de copulare între un mascul de *Emys orbicularis* și o femelă de *Trachemys scripta*.

d. transmiterea de boli speciilor native

Specia este purtător și poate transmite diferite boli speciilor native de țestoase, însă nu există foarte multe cazuri documentate în acest sens. Iglesias și colab. (2015) semnalează un caz grav de infestare cu specia nord-americană *Spirorchis elegans* la *Emys orbicularis*, infestare pe care o pun pe seama transmisiei patogenului de către *Trachemys scripta*. Meyer și colab. (2015), aduc dovezi în sprijinul ideii de transfer de paraziți de la *Trachemys scripta* la specia europeană *Mauremys leprosa*.

Trachemys scripta este vector pentru boli provocate de viermi paraziți (Moravec și Vargas-Vázquez, 1998; Hidalgo-Vila și colab., 2006; Meyer și colab., 2015, Rataj și colab., 2011) și diferite tulpini de *Salmonella* (Bringsøe, 2006; Shen și colab., 2011).

e. parazitism

Nu este cazul.

f. toxicitate

Nu este cazul.

g. bio-fouling (sau alt impact fizic direct, exceptând relațiile trofice)

Nu este cazul.

h. ierbivorie

Nu este cazul.

i. impact chimic asupra ecosistemelor

Nu este cazul.

j. impact fizic asupra ecosistemelor

Nu este cazul.

k. impact asupra structurii ecosistemelor

Într-un studiu experimental, Lindsay și colab. (2013) au scos în evidență faptul că prezența lui *Trachemys scripta* în iazurile experimentale a dus la valori semnificativ mai mari ale pH-ului, conductivității, ratei de acumulare de sedimente, precum și o abundență mai mare de nevertebrate, în special cea a hemipterelor și efemeropterelor. Biomasa perifitonului nu a fost afectată de prezența țestoaselor. Studiul sugerează că prezența speciei invazive afectează condițiile de mediu din iazuri și, prin urmare, potențial procesele ecosistemice.

l. impact indirect (prin interacțiunea cu alte specii)

Nu este cazul.

3. Alte informații relevante

Specia este subiectul eliberărilor deliberate, însoțite de ceremonial religios în unele zone ale Asiei, unde populația practică budismul (Liu și colab., 2013). Nagano și colab. (2006) semnalează un caz sever de infectare cu *Salmonella enterica*, serotipul Paratyphi B, la un copil care a interacționat cu un juvenil de *Trachemys scripta* deținut ca animal de companie.

Bibliografie

Bringsøe H (2006) NOBANIS—Invasive alien species fact sheet, *Trachemys scripta*. Online database of the North European și Baltic Network on Invasive Alien Species. http://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*), Can. J. Zool. 81: 1392–1398.

Crescente, A., Sperone, E. Paolillo, G., Bernabo, I., Brunelli, E., Tripepi, S., 2014, Nesting ecology of the exotic *Trachemys scripta elegans* in an area of Southern Italy (Angitola Lake, Calabria), Amphibia-Reptilia 35: 366-370.

Hidalgo-Vila J, Ribas A, Florencio M (2006) *Falcaustra donanaensis* sp. nov. (Nematoda: Kathlaniidae) a parasite of *Mauremys leprosa* (Testudines, Bataguridae) in Spain. Parasitol Res 99:410–413

Iglesias, R., García-Estévez, J.M., Ayres, C., Acuña, A., Cordero-Rivera, A., 2015, First reported outbreak of severe spirorchiidiasis in *Emys orbicularis*, probably resulting from a parasite spillover event, Diseases Of Aquatic Organisms, 113: 75–80.

Jablonski, D. Mrocek, J., Gruľa, D., Christophoryová, J. 2017. Attempting courtship between *Emys orbicularis* and *Trachemys scripta* (Testudines: Emydidae), Herpetology Notes, volume 10: 123-126.

Lindsay, M.K., Zhang, Y., Forstner M.R.J., Hahn, D., 2013, Effects of the freshwatter turtle *Trachemys scripta elegans* on ecosystem functioning: an approach in experimental ponds, Amphibia-Reptilia 34: 75-84.

Liu, X., M. E. McGarrity, C. Bai, Z. Ke, și Y. Li. 2013, Ecological knowledge reduces religious release of invasive species. Ecosphere 4(2):21.

Matei, I., Tudor, M., 2014, Competition on microhabitat quality between the pond slider (*Trachemys scripta*) and European pond turtle (*Emys orbicularis*). A case study in two quasi isolated water bodies in Constanta city. International Zoological Congress of "Grigore Antipa" Museum 19 - 22 November 2014 Bucharest - Romania Book of Abstracts Edited by: Luis Ovidiu Popa, Costică Adam, Gabriel Chișamera, Elena Iorgu, Dumitru Murariu, Oana Paula Popa, 188. http://www.czga.ro/pozepagini/CZGA_2014___Book_of_abstracts___updated.pdf

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. Aquat Invasions 10:79–91

Moravec F, Vargas-Vázquez J (1998) Some endohelminths from the freshwater turtle *Trachemys scripta* from Yucatán, México. J Nat Hist 32:455–468

Nagano, N., Oana, S., Nagano, Y., Arakawa, Y., 2006, A severe *Salmonella enterica* Serotype Paratiphy B, infection in a child related to a pet turtle, *Trachemys scripta elegans*, Jpn. J. Infect, Dis., 59, 132-134.

Pérez-Santigosa, N., Hidalgo-Vila, J., Florencio, M., Díaz-Paniagua, C., 2011, Does the exotic invader turtle, *Trachemys scripta elegans*, compete for food with coexisting native turtles? Amphibia-Reptilia, 32(2): 167–175.

Polo-Cavia, N., Lopez P., Martın J., 2010b, Competitive interactions during basking between native and invasive freshwater turtle species, Biol Invasions (2010) 12: 2141–2152

Polo-Cavia, N., Lopez P., Martın J., 2012, Effects of body temperature on righting performance of native and invasive freshwater turtles: Consequences for competition, Physiol Behav. 108 :28-33.

Polo-Cavia, N., Lopez P., Martın J., 2014b, Interference competition between native Iberian turtles and the exotic *Trachemys scripta*, Basic și Applied Herpetology 28: 5-20

Polo-Cavia, N., López, P., & Martín, J. 2010 Aggressive interactions during feeding between native and invasive freshwater turtles. Biological Invasions, 13(6), 1387–1396.

Polo-Cavia, N., López, P., & Martín, J., 2010b, Predator recognition of native but not invasive turtle predators by naïve anuran tadpoles, Animal Behaviour 80 (2010) 461e466

Rataj AV, Lindtner-Knific R, Vlahović K, Mavri U, Dovč, A,. 2011, Parasites in pet reptiles. Acta Vet Scand 53:33

Shen L, Shi H, Wang R, Liu D, Pang X,. 2011, An invasive species red-eared slider (*Trachemys scripta elegans*) carrying *Salmonella* pathogens in Hainan island. Mol Pathogen 2:4

Speybroeck J, Beukema W, Bok B, Van Der Voort, J., 2016, Field Guide to the Amphibians and Reptiles of Britain and Europe. Bloomsbury Publishing, 432 pp

van Dijk, P.P., Harding, J. & Hammerson, G.A., 2011. *Trachemys scripta* (errata version published in 2016). The IUCN Red List of Threatened Species 2011: e.T22028A97429935. https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2011-

1.RLTS.T22028A9347395.en.

Autor fișă: Marian Tudor

Callosciurus erythraeus

1. **Descriere specie**

Denumire științifică *(cf.* GBIF*)*: *Callosciurus erythraeus* (Pallas, 1779)

Încadrare taxonomică *(Încrengătură/clasă/ordin)*: Chordata/Mammalia/Rodentia

Habitat *(terestru, marin, dulcicol)*: terestru

2. Documentare impact: Impact documentat pentru Europa, nu și în România.

a. competiție

Deși au fost raportate date privind impactul negativ asupra speciilor indigene, și în special asupra speciei native *Sciurus vulgaris* prin posibilă excludere competitivă, se consideră că aceste date nu sunt cuantificate corespunzător (Dijkstra și colab., 2009; Chapuis și colab., 2011). Veverița lui Pallas ar putea intra în competiție cu *Sciurus vulgaris*, deoarece cele două specii ocupă habitate similare și se hrănesc cu resurse similare (Smith și Xie, 2008, Dijkstra și colab., 2009; Stuyck și colab., 2009; Chapuis și colab., 2011).

b. prădătorism

Deși au fost raportate unele probleme datorate prădării faunei native în zonele în care a fost introdusă veverița lui Pallas, acestea nu sunt considerate grave. În Argentina, Pereira și colab. (2003) au observat că veverițele lui Pallas pot consuma ocazional ouă de păsări. Asemănător, Guichon și colab. (2005; 2009) au raportat consumul de ouă de către veverițele lui Pallas în fermele de creștere a păsărilor. În Japonia, conform lui Azuma (1998), prădarea ouălor a fost observată o dată într-un cuib de *Zosterops japonica*. Deoarece dieta veveriței lui Pallas este în principal vegetariană iar dieta animală se bazează în principal pe insecte, observații asupra prădătorismului la această specie sunt destul de puține.

c. hibridizare

Nu este cazul.

d. transmiterea de boli speciilor native

Veverița lui Pallas poate transporta paraziți din arealul său nativ în areale în care este introdusă și acționa ca vector pentru transmiterea unor agenți patogeni către speciile-gazdă

native (Bertolino și Lurz, 2011). Atunci când o specie de parazit ajunge într-un areal nou acesta trebuie să se adapteze noilor comunități de paraziți (Bertolino și Lurz, 2011) ceea ce duce la dezvoltarea de relații noi gazdă-parazit (Esch și colab., 1990). Deși în arealele în care sunt introduse veverițele lui Pallas este posibilă infestarea cu agenți patogeni a unor specii sălbatice native, acest lucru nu a fost documentat suficient. Bertolino și Lurz (2011) au semnalat boli precum cele produse de virusul variolei maimuței care ar putea fi transmis de veverițe. Un astfel de caz a fost documentat în Zair pentru veverița *Funisciurus anerythrus* (Khodakevich și colab., 1986).

e. parazitism

Nu este cazul.

f. toxicitate

Nu este cazul.

g. bio-fouling (sau alt impact fizic direct, exceptând relațiile trofice)

Nu este cazul.

h. ierbivorie

Veverița lui Pallas este o specie omnivoră, deși cea mai mare parte din hrana sa este de natură vegetală (Suzuki și colab., 2006). În arealul său nativ este considerată un dăunător al culturilor tropicale (Hill, 2008). Provoacă daune pomilor fructiferi din plantații, în special cele de palmieri, papaya și cacao, consumând sau stricând fructele care nu sunt consumate în totalitate, dar și părțile verzi ale acestor plante. În zonele unde este a fost introdusă provoacă daune majore prin îndepărtarea scoarței copacilor, în special în zonele în care hrana este disponibilă în cantități reduse. Îndepărtarea scoarței poate fi o daună cantitativă importantă așa cum a fost cazul în Franța (Jouanin, 1986), Argentina și Japonia (Tamura și Ohara, 2005), dar în general majoritatea datelor de acest fel sunt doar calitative (Bertolino și Lurz, 2011). Pe lângă comportamentul de îndepărtare a scoarței copacilor poate deteriora lemnul, ducând chiar la moartea copacilor. În Franța este considerată dăunător, fiind denumită popular „șobolan coreean" (Chapuis și colab., 2011) din cauza pagubelor provocate în grădini și plantații prin îndepărtarea scoarței și consumul de fructe (în special măslini și citrice).

i. impact chimic asupra ecosistemelor

Nu este cazul.

j. impact fizic asupra ecosistemelor

Nu este cazul.

k. impact asupra structurii ecosistemelor

Chung și Corlett (2006) au studiat diversitatea rozătoarelor din habitatele tropicale degradate din regiunea orașului Hong Kong pentru a înțelege rolul pe care îl joacă diferite specii în funcționarea acestui tip de ecosisteme. Pentru veverița lui Pallas autorii au găsit că aceasta este extrem de selectivă în privința semințelor pe care le consumă, participând la dispersia acestora. Astfel, este de așteptat ca prezența veveriței lui Pallas, introdusă recent, să ducă la o regenerare naturală.

l. impact indirect (prin interacțiunea cu alte specii)

Nu este cazul.

3. Alte informații relevante

Pagube economice semnificative datorate veveriței lui Pallas au fost semnalate atât în regiunea nativă (în special pe plantațiile de conifere; Lin și Yo, 1981; Kuo, 1982; Tsui și colab., 1982), cât și acolo unde specia a fost introdusă (de ex. în Japonia, Argentina și Franța). Hill (2008) a sugerat că daunele provocate de *C. erythraeus* asupra palmierilor de ulei sunt comparabile cu cele ale șobolanilor. În Taiwan C. *erythraeus* are impact economic negativ sever datorită decojirii copacilor în unele plantații de conifere, la specii precum *Cryptomeria japonica*, *Cunninghamia lanceolata*, *Pinus luchuensis* și *Pinus elliott*ii (Lin și Yo, 1981; Kuo, 1982; Tsui și colab., 1982; Bertolino și Lurz, 2011). Cu toate acestea, pentru majoritatea studiilor datelor disponibile sunt calitative și nu permit evaluarea reală a pagubelor cauzate de veverița lui Pallas (Bertolino și Lurz 2011).

În Argentina au fost raportate daune cauzate de consumul de cereale din silozuri (Guichon și colab., 2005; 2009; Bertolino și Lurz, 2011). Uneori provoacă daune infrastructurilor precum cablurile telefonice, sistemele de aspersoare, etc. În Argentina a provocat daune cablurilor de iluminat, televiziune și telefonie (Guichon, 2005; 2009).

Bibliografie

Azuma Y (1998) Nest predation of the Japanese white-eye by a Formosan squirrel. Strix 16:

175–176.

Bertolino S, Lurz PWW (2011) *Callosciurus squirrels*: worldwide introductions, ecological impacts și recommendations to prevent the establishment of new invasive populations. Mammal Review *43*(1), 22-33.

Chapuis J-L, Dozières A, Pisanu B, Gerriet O, Berlin S & Pauvert S (2011) Plan national de lutte relatif à l'écureuil à ventre rouge (*Callosciurus erythraeus*) dans les Alpes maritimes. MNHN, 31 p.

Chung KPG & Corlett RT (2006) Rodent diversity in a highly degraded tropical landscape: Hong Kong, South China, Biodiversity and Conservation (2006) 15:4521-4532

Dijkstra V, Overman W & Verbeylen G (2009) Inventarisatie Pallas' eekhoorn bij Weert. Zoogdiervereniging rapport 2009.21. Arnhem, Nederland. pp 39.

Esch G, Bush AO, Ano JM (1990) Parasite Communities: Patterns și Processes. Chapman andHall,London, UK.

Guichón ML, Bello M, Fasola L (2005) Expansión poblacional de una especie introducida en la Argentina: la ardilla de vientre rojo *Callosciurus erythraeus*. Mastozoología Neotropical 12:189–197.

Guichón ML, Benitez V, Borgnia M, Almada Chavez S, Gozzi C & Messetta ML (2009) Fauna exótica en Argentina: el caso de la ardilla de vientre rojo. In: Herrera A (ed.) Ambiente Sustentable Jornadas Interdisciplinarias CADJM. Editorial Orientación Gráfica, Buenos Aires, Argentina. 143–153.

Hill (2008) Pests of Crops in Warmer Climates și Their Control. Major tropical crop pests. Chapter 9 : 118

Jouanin C (1986) Une espèce inattendue pour la faune française: un écureuil asiatique acclimaté sur le Cap d'Antibes. Revue d'Écologie (La Terre et La Vie) 41: 107–109.

Khodakevich I, Jezek Z, Kinzanzka K (1986) Isolation of monkeypox virus from wild squirrel infected in nature. The Lancet 11: 98–99.

Kuo PC, Kao C, Liu CF & Hwang ED (1982) Correlation of the damage by Formosan red-bellied squirrel with chemical composition of wood: Part 111. Sugar content of bark. Memoirs of the College of Agriculture National Taiwan University, 22(2): 25-36.

Lin Y, Yo S (1981) Population dynamics of the red-bellied tree squirrel (*Callosciurus*

erythraeus). Bulletin of the Institute of Zoology, Academia Sinica 20: 31–42.

Pereira J, Haene E, Babarskas M (2003) Mamíferos de la Reserva Natural Otamendi. In: Haene E, Pereira J (eds) Temas de Naturaleza y Conservación 3: Fauna de Otamendi, Inventario de los Animales Vertebrados de la Reserva Natural Otamendi, Campana, 115–139. Aves Argentinas/AOP, Buenos Aires, Argentina.

Smith AT & Xie Y (2008) A Guide to the Mammals of China. Princeton University Press, Princeton

Suzuki Y, Watanabe I, Tanabe S& Kuno K (2006) Trace elements accumulation and their variations with growth, sex and habitat: effects on Formosan squirrel (*Callosciurus erythraeus*). Chemosphere, 64: 1296-1310.

Stuyck J, Baert K, Breyne P, Adriaens T (2009) Invasion history and control of *Callosciurus erythraeus* in Dadizele, Belgium. In: Segers H, Branquart E (eds) Science Facing Aliens. Proceedings of a Scientific Meeting on Invasive Alien Species, 46. Belgian Biodiversity Platform, Belgium.

Tamura N & Ohara S (2005) Chemical components of hardwood barks stripped by the alien squirrel *Callosciurus erythraeus* in Japan. Journal of Forest Research 10: 429–433.

Tsui W H, LinFY & Huang CC (1982) The reproductive biology of the red-bellied tree squirrel, *Callosciurus erythraeus*, at Ping-lin, Taipei Hsien. Proceedings of National Science of Council, Sec. B, ROC., 6(4): 443-451.

Autor fișă: Băncilă Raluca

Sciurus carolinensis

1. **Descriere specie**

Denumire științifică *(cf.* GBIF*)*: *Sciurus carolinensis* Gmelin, 1788

Încadrare taxonomică *(Încrengătură/clasă/ordin)*: Chordata, Mammalia, Rodentia

Habitat *(terestru, marin, dulcicol)*: terestru

2. **Documentare impact**: Impact documentat în Europa, dar nu și în România.

a. competiție

În Europa, *S. carolinensis* este responsabilă de dispariția speciei native de *S. vulgaris* prin excludere competitivă a acesteia (Wauters și Gurnell, 1999; Wauters și colab., 2000; 2001; Gurnell și colab., 2004) întrucât cele două specii au tipare de activitate și dietă similare. Veverițele cenușii au un avantaj în procesul de hrănire deoarece digeră ghindele mai eficient (Bertolino, 2008). Modelele de distribuție indică o expansiune a arealului speciei alogene și reducerea arealului speciei europene, și sugerează un risc ridicat de dispariție a speciei native până în 2020 în nordul Angliei și până în 2104 în nord-estul Scoției (Gurnell și colab., 2014).

Competiția pentru hrană cu alte mamifere mici ar putea fi semnificativă (Gurnell și colab., 1992). De exemplu, dacă specia alogenă ar fi introdusă în habitatele ocupate de pârșul de alun (*Muscardinus avellaranius*), o specie protejată conform legislației Uniunii Europene (UE), veverița cenușie ar consuma cea mai mare parte a resurselor de hrană. Alunele sunt o sursă importantă de hrană pentru pârș înainte de hibernare, deși pârșul consumă multe produse alimentare pe care veverițele cenușii nu le consumă în mod regulat (Moller, 1983; Bright şi Morris, 1993).

Veverițele cenușii ar putea intra în competiție cu păsările native pentru locurile de cuibărit și hrană (Hewson și Fuller, 2003). Acestea folosesc scorburile copacilor, în special în pădurile temperate, ceea ce ar putea împiedica utilizarea acestora pentru cuibărit și reproducere de către specii precum *Strix aluco* (Hewson și Fuller, 2003). Ocazional, s-a raportat că activitatea de hrănire a veverițelor cenușii determină apariția prematură a păsărilor tinere cântătoare din cauza perturbării puilor (Friesen și colab., 2013).

b. prădătorism

Veverițele cenușii se hrănesc cu ouăle și puii de păsări (Moller, 1983; Hewson și Fuller, 2003) și se pare că au avut o contribuție importantă la declinul recent al păsărilor silvicole (Fuller și colab., 2005; Gibbons și colab., 2007). Examinând prădătorii muscarului sur (*Muscicapa striata*) din sudul Angliei, Stevens și colab. (2007) au arătat că veverițele cenușii sunt prădători importanți ai cuiburilor. În contrast, un studiu similar realizat în Ontario (Canada) pentru specia *Hylocichla mustelina* a arătat că veverițele cenușii au avut o contribuție scăzută la ratele de prădare globale ale speciei respective (Friesen și colab., 2013).

Pentru mierle (*Turdus merula*) și guguștiuc (*Streptopelia decaocto*) s-a găsit o relație negativă între supraviețuirea ouălelor și abundența veveriței cenușii (Newson și colab., 2010). Sage și Sotherton (2015) au găsit de asemenea o relație negativă între supraviețuirea puilor și prezența veverițelor cenușii. Cu toate acestea autorii sugerează că prădarea cuiburilor de păsări poate fi un comportament învățat și o trăsătură limitată, în consecință fiind prezent doar la anumiți indivizi (Pelach și colab., 2010). Bonnington și colab. (2014) nu au găsit dovezi că veverițele cenușii ar avea un impact evident asupra păsărilor din zonele urbane. Veverițele cenușii au de asemenea potențialul de a reduce abundența insectelor din habitatele invadate, inclusiv prin consumul galelor de plante (Moller, 1983).

c. hibridizare

Nu există studii care să ateste că specia alogenă hibridizează cu veverița roșie (specia nativă europeană) (Wauters și Gurnell, 1999).

d. **transmiterea de boli speciilor native**

Veverițele cenușii sunt considerate rezervor pentru virusul variolei. Acest virus poate fi fatal pentru *S. vulgaris*, în timp ce pentru *S. carolinensis* este mai puțin periculos. Astfel, virusul este suspectat a fi un factor important ce duce la dispariția veverițelor roșii în prezența celor cenușii (Chantrey și colab., 2014), fenomen cunoscut sub numele de concurență mediată de agenți patogeni (Gurnell și colab., 2006).

Veverițele cenușii sunt de asemenea rezervor pentru *Borrelia burgdorferi*, agentul bolii Lyme, *B. garinii* asociat păsărilor, sau *B. afzelii* găsită la gazdele rozătoare (Millins și colab., 2015; Everest și colab., 2015).

În Marea Britanie, s-a raportat infecția cu tuberculoză (*Mycobacterium bovis*) la veverițele cenușii dar prevalența bolii a fost scăzută fiind puțin probabil ca veverițele cenușii să prezinte un risc ca sursă de infecție pentru bovine (Delahay și colab., 2007).

Veverițele cenușii pot transmite paraziți mamiferelor indigene (de ex. *Strongyloides robustus, Trypanoxyuris sciuri*) și pot exacerba infecții existente (Shuttleworth și colab., 2015).

e. **parazitism**

Nu este cazul.

f. **toxicitate**

Nu este cazul.

g. **bio-fouling (sau alt impact fizic direct, exceptând relațiile trofice)**

Nu este cazul.

h. **ierbivorie**

Veverițele cenușii pot provoca daune pădurilor prin activitatea de decopertare a scoarței copacilor. Printre speciile deosebit de afectate se numără *Acer pseudoplantanus* și *Fagus sylvatica* (Bertolino și Genovesi, 2003). Perioada în care se înregistrează cele mai importante daune este aprilie - iulie, iar copacii cei mai afectați sunt cei cu vârste cuprinse între 10 și 40 de ani (Mayle și colab., 2007). Îndepărtarea scoarței duce la deformări ale tulpinilor și facilitează accesul insectelor xiolfage și patogenilor. Impactul este mai accentuat atunci când densitatea veveriței cenușii este mai mare de 5 indivizi/hectar. În 2003, daunele cauzate în pădurile de fag, paltin și stejar din Marea Britanie au fost estimate la 10 milioane de lire sterline (Lawton și colab., 2010). În nordul Italiei îndepărtarea scoarței plopilor cultivați pentru celuloză și lemn a constituit o daună importantă. Cu toate acestea, Harris și colab. (2006) susțin că activitatea creează lemn mort care aduce beneficii nevertebratelor și altor animale sălbatice.

i. **impact chimic asupra ecosistemelor**

Nu este cazul.

j. **impact fizic asupra ecosistemelor**

Nu este cazul.

k. **impact asupra structurii ecosistemelor**

Veverițele cenușii pot avea un impact negativ asupra habitatelor forestiere prin consumul mare de semințe (Lawton și colab., 2010), însă prin modul de hrănire, veverițele cenușii participă la dispersia semințelor (Forget și colab., 2004; Steele și colab., 2005).

l. **impact indirect (prin interacțiunea cu alte specii)**

Nu este cazul.

3. Alte informații relevante

Veverițele cenușii pot deteriora culturile agricole, în special pe cele de porumb (Signorile și Evans, 2006). De asemenea, sunt considerate dăunători ai grădinilor prin

dezgroparea bulbilor și consumarea scoarței plantelor ornamentale. Veverițele cenușii pot să deterioreze spațiile din podurile clădirilor prin construirea de cuiburi (Rowe, 1983; Koprowski, 1994). Ronțăirea căpriorilor constituie adesea doar o deteriorarea estetică deoarece este puțin probabil să degradeze în mod semnificativ integritatea structurală a unei clădiri, deși aceasta permite pătrunderea apei de ploaie. De asemenea, facilitează accesul altor specii care își fac cuibul în podurile clădirilor. Pot contribui la deteriorarea cablurilor electrice fapt ce poate cauza scurtcircuit și incendiu.

În contextul sănătății umane, mușcăturile de veveriță cenușie pot provoca infecții ale țesuturilor moi (Wyatt 1994). În America au fost raportate cazuri de tularemie (Magee și colab., 1989) și sporotricoză (Saravanakumar și colab., 1996) cauzate de mușcături. Mai mult, specia alogenă poate fi vector pentru agentul patogen ce produce ciumă (*Yersinia pestis*) (Porter, 2015). Berger și colab. (1997) semnalează că boala Creutzfeldt-Jakob poate apărea ca urmare a consumului de creier de veveriță cenușie.

Bibliografie

Berger J., Weisman, E., Weisman, B., 1997, Creutzfeldt-Jakob disease și eating squirrel brains. The Lancet: 350: 642.

Bertolino, S., 2008, Introduction of the American grey squirrel (*Sciurus carolinensis*) in Europe: a case study in biological invasion. Current Science:903-906.

Bertolino, S., Genovesi, P., 2003, Spread and attempted eradication of the grey squirrel (*Sciurus carolinensis*) in Italy, and consequences for the red squirrel (*Sciurus vulgaris*) in Eurasia. Biological Conservation 109: 351-358.

Bonnington, C., Gaston, K., Evans, K., 2014, Relative roles of grey squirrels, supplementary feeding, and habitat in shaping urban bird assemblages. PLoS ONE 9: e109397.

Bright, P.W., Morris, P.A., 1993, Foraging behaviour of dormice *Muscardinus avellanarius* in two contrasting habitats. Journal of Zoology 230: 69-85

Chantrey, J., Dale, T.D., Read, J.M., White, S., Whitfield, F., Jones, D., și colab. (2014) European red squirrel population dynamics driven by squirrelpox at a gray squirrel invasion interface. Ecology and Evolution 4: 3788-3799.

Forget, P-M, Lambert, J., Hulme, P., Vander, Wall, S., 2004, Seed fate: predation, dispersal,

and seedling establishment, 432. CABI Publishing.

Friesen, L., Casbourn, G., Martin, V., Mackay, R., 2013, Nest predation in an anthropogenic landscape. The Wilsom Journal of Ornithology 125: 562-569.

Fuller, R., Noble, D., Smith, K., Vanhinsbergh, D., 2005, Recent declines in populations of woodland birds in Britain: a review of possible causes. British Birds 98: 116-143.

Everest, D., Shuttleworth, C., Grierson, S., Dastjerdi, A., Stidworthy, M., Duff, J., Sainsbury, A., 2015, The impact of adenoviruses on red squirrel (*Sciurus vulgaris*) conservation - with notes on other enteric viruses of potential significance. In Shuttleworth CM, Lurz PWW, Hayward MW (eds) Red Squirrels: Ecology, Conservation & Management in Europe, 129-146. European Squirrel Initiative, Woodbridge, Suffolk UK.

Delahay, R.J., Smith, G.C., Barlow, A.M., Walker, N., Harris, A., Clifton-Hadley, R.S., Cheeseman, C.L., 2007, Bovine tuberculosis infection in wild mammals in the southwest region of England: A survey of prevalence and a semi-quantitative assessment of the relative risks to cattle. The Veterinary Journal 173: 287-301.

Gibbons, D., Amar, A., Anderson, G., Bolton, M., Bradbury, R., Eaton, M., și colab. (2007) The predation of wild birds in the UK: a review of its conservation impact and management. RSPB Research Report no 23. RSPB, Sandy.

Gurnell, J., Hicks, M., Whitbread, S., 1992, The effects of coppice management on small mammal populations. In Buckley GP (ed) Ecology and Management of Coppice Woodlands, 213-232. Springer, Netherlands.

Gurnell J, Wauters LA, Lurz PWW, Tosi G (2004) Alien species and interspecific competition: effects of introduced eastern grey squirrels on red squirrel population dynamics. Journal of Animal Ecology 73: 26-35.

Gurnell, J., Lurz, P.W.W., Bertoldi, W., 2014, The changing patterns in the distribution of red and grey squirrels in the North of England și Scotland between 1991 and 2010 based on volunteer surveys. Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy 25: 83-89.

Gurnell, J., Rushton, S.P., Lurz , P.W.W., Sainsbury, A.W., Nettleton, P., Shirley, M.D.F, și colab., 2006, Squirrel poxvirus: Landscape scale strategies for managing disease threat. Biological Conservation 131: 287-295.

Harris, S., Soulsbury, C., Iossa, G., 2006 Is culling of grey squirrels a viable tactic to

conserve red squirrel populations? Animal Advocates.

Hewson, C.M. and Fuller, R.J., 2003, Impacts of grey squirrels on woodland birds: an important predator of eggs and young? BTO Research Report no. 328, British Trust for Ornithology. Thetford, UK.

Koprowski, J., 1994, *Sciurus carolinensis*. Mammalian Species 480: 9.

Lawton, C., Cowan, P., Bertolino, S., Lurz, P.W.W., Peters, A.R., 2010, The consequences of introducing non-indigenous species: two case studies, the grey squirrel in Europe andthe brushtail possum in New Zealand. Revue Scientifique et Technique - Office International des Épizooties, 29(2):287-298.

Magee, J.S., Steele, R.W., Kelly, N.R., Jacobs, R.F., 1989, Tularemia transmitted by a squirrel bite. The Pediatric Infectious Disease Journal 8: 123-125.

Mayle, B., Ferryman, M., Pepper, H., 2007, Controlling grey squirrel damage to woodlands. Forestry Commission, 16 pp.

Millins, C., Magierecka, A., Gilbert, L., Edoff, A., Brereton, A., Kilbride, E., și colab., 2015, An invasive mammal (the gray squirrel, *Sciurus carolinensis*) commonly hosts diverse and atypical genotypes of the zoonotic pathogen *Borrelia burgdorferi* sensu lato. Applied și Environmental Microbiology 81: 4236-4245.

Moller, H,. 1983, Food și foraging behaviour of red (*Sciurus vulgaris*) and grey (*Sciurus carolinensis*) squirrels. Mammal Review, 13: 81-98.

Newson, S.E., Leech, D.I., Hewson, C.M., Crick, H.Q.P., Grice, P.V., 2010, Potential impact of grey squirrels *Sciurus carolinensis* on woodland bird populations in England. Journal of Ornithology, 151 (1): 211-218.

Pelech, S., Smith, J., Boutin, S., 2010, A predator's perspective of nest predation: predation by red squirrels is learned, not incidental. Oikos 119: 841-851

Porter, T., 2015, Plague in the USA: Squirrels blamed for spike in recorded cases. International Business Times, London.

Rowe, J., 1983, Squirrel management. Mammal Review 13: 173-182.

Sage, R., Sotherton N., 2015, Predation of woodland bird nests by tree squirrels in Britain Central Europe and North America. In Shuttleworth C.M, Lurz ,P.W.W., Hayward, M., (eds), Red Squirrels: Ecology, Conservation & Management in Europe, 147-162.

European Squirrel Initiative, Woodbridge, Suffolk UK.

Saravanakumar, P., Eslami, P., Zar, F., 1996, *Lymphocutaneous sporotrichosis* associated with a squirrel bite: case report and review. Clinical Infectious Diseases 23: 648-649.

Signorile, A.L, Evans, J., 2007, Damage caused by the American grey squirrel (*Sciurus carolinensis*) to agricultural crops, poplar plantations and semi-natural woodland in Piedmont, Italy. Forestry 80: 89-98.

Shuttleworth, C., Schuchert, P., Everest, D., McInnes, C., Rushton, S., Jackson, N., Kenward, R., 2015, Developing integrated and applied red squirrel conservation programmes: What lessons can Europe learn from a regional grey squirrel eradication programme in North Wales? In Shuttleworth, C.M., Lurz, P.W.W., Hayward, M., (eds) Red Squirrels: Ecology, Conservation & Management in Europe, 233-250. Woodbridge, Suffolk UK, European Squirrel Initiative.

Steele, M., Wauters, L., Larsen, K., 2005, Selection, predation șand dispersal of seeds by tree squirrels in temperate și boreal forests: are tree squirrels keystone granivores? In Forget, P-M., Lambert, J., Hulme, P., Vander, Wall., S., (eds) Seed Fate, 205-211. CAB International.

Stevens, D., Anderson, G., Grice, P., Norris, K., 2007 Breeding success of Spotted Flycatchers *Muscicapa striata* in southern England - is woodland a good habitat for this species? Ibis 149: 214-223.

Wauters, L.A., Gurnell, J., 1999, The mechanism of replacement of red squirrels by grey squirrels: a test of the interference competition hypothesis. Ethology 105: 1053-1071.

Wauters, L.A., Gurnell, J., Martinoli, A., Tosi, G., 2001, Does interspecific competition with introduced grey squirrels affect foraging and food choice of Eurasian red squirrels? Animal Behaviour 61: 1079-1091.

Wauters, L.A., Lurz, P.W.W., Gurnell, J., 2000 Interspecific effects of grey squirrels (*Sciurus carolinensis*) on the space use and population demography of red squirrels (*Sciurus vulgaris*) in conifer plantations. Ecological Research 15: 271-284.

Wyatt, J.P., 1994, Squirrel bites. British Medical Journal 309: 1694.

Autor fișă: Băncilă Raluca

Sciurus niger

1. **Descriere specie**

Denumire științifică *(cf.* GBIF*)*: *Sciurus niger* Linnaeus, 1758

Încadrare taxonomică *(Încrengătură/clasă/ordin)*: Chordata, Mammalia, Rodentia

Habitat *(terestru, marin, dulcicol)*: terestru

2. **Documentare impact:** impact documentat cu precădere în America, dar și în Europa; impactul nu a fost documentat pentru România.

a. competiție

Pe coasta vestică a SUA impactul negativ al *S. niger* este datorat competiției pentru resurse cu speciile native de veverițe precum *S. griseus*, *S. carolinensis*, *S. aberti* și *Tamiasciurus douglasii* (Ingles, 1947; Robinson și McTaggart Cowan, 1954; Linders și Stinson, 2007). În Olanda, riscul înlocuirii pe scară largă a speciei native de *S. vulgaris* de către *S. niger* este semnificativ (Landbouw natuur en voedselkwaliteit, 2009).

Studiile au arătat că *S. niger* a dus la declinul populațiilor de veverițe native, de exemplu în regiunea Portland-Vancouver sau în Pădurea Neagră din Colorado unde *S. niger* a dus la declinul populației de *S. aberti* prin monopolizarea resurselor (Littlefield 1984, Fitzgerald și colab., 1994). În zonele urbane ale Washington-ului efectivele speciei *S. niger* au depășit pe cele ale speciilor native (Aubudon Society of Portland, 2010; King County Biodiversity, 2010). Pe de altă parte, prin manipularea experimentală în teren (îndepărtarea femelelor de *S. niger*), Brown și Batzli (1985a) au arătat că densitățile locale ale populațiilor simpatrice de *S. niger* și *S. griseus* nu sunt influențate de competiție ci de disponibilitatea hranei. Astfel în mare măsură, coexistența speciilor native de veverițe cu *S. niger* sau declinul populațiilor acestora depind de calitatea mediului (Van Der Merwe și colab., 2005).

b. prădătorism

Prin comportamentul său de hrănire, *S. niger* (ca și alte specii de veverițe) poate avea impact negativ asupra păsărilor prin consumul de ouă și pui, deși nu există studii care să susțină aceasta ipoteză.

c. hibridizare

Nu există studii care să arate că *S. niger* hibridizează cu alte specii înrudite, dar cel mai probabil hibridizarea nu este documentată suficient. S-a observat că masculii de *S. niger* urmăresc uneori femelele aparținând speciei de veveriță cenușie dar nu încearcă copulația (Moore, 1968; Gurnell, 1987; Koprowski, 1991b).

d. transmiterea de boli speciilor native

Numeroase boli și paraziți pot fi transmiși de *S. niger*, majoritatea fiind raportate deja în Europa; de asemenea nu este exclusă posibilitatea transmiterii unor boli sau paraziți noi în afara celor cunoscuți până în prezent (McCloskey și Vohs, 1971; Flyger și Gates, 1982; Krauss și colab., 2003; Sukow și colab., 2012). Prevalența virusului West Nile, a viermilor paraziți și a ectoparaziților este în general mare în populațiile de *S. niger* iar prevalența rabiei, a ciumei și a encefalitei este de obicei scăzută. Odată cu stabilirea populațiilor de *S. niger* în Europa este probabil să crească prevalența unor boli transmise de aceasta specie, dar nivelul de risc și impactul exact asupra speciilor native este dificil de estimat (Weaver și colab., 1997; Treml și colab., 2002; Krauss și colab., 2003; Walsh, 2005; Suckow și colab., 2012). *S. niger* poate fi gazdă intermediară pentru viermele parazit *Baylisascaris procyonis*, fiind raportate cazuri în Indiana și California (Samuel, 2001). De cele mai multe ori, infecția duce la moartea gazdei, dar veverița moartă poate fi sursă de infectare pentru carnivorele necrofage.

e. parazitism

Nu este cazul.

f. toxicitate

Nu este cazul.

g. bio-fouling (sau alt impact fizic direct, exceptând relațiile trofice)

Nu este cazul.

h. ierbivorie

S. niger influențează în mod semnificativ soarta semințelor, demografia arborilor și structura și compoziția pădurii, atât prin consumul de semințe, cât și prin dispersia lor (de exemplu pentru stejar, pin și nuc). În pădurile de pin din sud-estul SUA, *S. niger* a avut un impact negativ devastator asupra recoltei de semințe (afectând mai mult de 90% din recoltă) prin consumul de flori și semințe. Deși există puține studii care au monitorizat

riguros pierderile de semințe în pădurile de foioase din zona temperată, datele arată că ratele de prădare a semințelor sunt foarte variabile de la un an la altul și afectează mai puțin aceste păduri decât pe cele de conifere. Chiar și așa, impactul asupra semințelor poate fi destul de mare la unele specii de arbori, cum sunt stejarii albi. Impactul este probabil mult mai sever asupra speciilor de arbori care nu au adaptări care să le asigure protecția semințelor (Burt și Grossenheider, 1976; Koprowski, 1994a; Steele și colab., 2001; Steele și colab., 2005, Steele, 2008). *S. niger* decojește scoarța copacilor doar ocazional (mai ales în perioadele de deficit de hrană), la unele specii de arbori precum *Ulmus sp.* în Texas (Montgomery și Matlack, 2010) și în Kansas (Packard, 1956), *Populus sp.* în Colorado (Yeager, 1959), *Aesculus glabra* în Illinois (Havera și colab., 1976). Deși, până în prezent, nu s-a făcut o estimare precisă a daunelor produse de *S. niger* copacilor, acestea par totuși mai puțin severe decât cele produse de alte specii de veverițe (Palmer și colab., 2007; Bertolino, 2009).

i. impact chimic asupra ecosistemelor

Nu este cazul.

j. impact fizic asupra ecosistemelor

Nu este cazul.

k. impact asupra structurii ecosistemelor

Sciurus niger îngroapă semințele (nucile) pentru a-și face provizii pentru iarnă (Koprowski 1994a). Astfel, aceasta joacă un rol important în dispersia semințelor, în special în pășuni deschise facilitând succesiunea naturală de la pășune la pădure (Cahalane, 1942; Stapanian și Smith, 1986). Semințele/nucile îngropate care sunt uitate de veverițe (1 până la 67%) pot să încolțească, contribuind parțial la modificarea compoziției comunității vegetale (Cahalane, 1942; Stapanian și Smith, 1984).

l. impact indirect (prin interacțiunea cu alte specii)

Nu este cazul.

3. Alte informații relevante

Sciurus niger are un impact economic negativ la scară locală (Gurnell, 1987), prin consumul de nuci, nuci englezești, avocado, portocale și căpșuni, dar pierderile nu sunt

excesive (Wolf și Roest, 1971; Burt și Grossenheider, 1976; Flyger și Gates, 1982; Gurnell, 1987; Koprowski, 1994a; King și colab., 2010). Cu toate acestea, în unele zone, specia a fost adăugată pe listele de dăunători agricoli din cauza unor daune importante, de exemplu în livezile de pecan (Salmon și colab., 2005; Frey și colab., 2013). Pot provoca neplăceri datorită raidurilor în grădini și prin consumul hranei păsărilor în timpul iernii (Fahey, 2001). Pot deteriora cablurile electrice deoarece veverițele le folosesc pentru deplasare și acest lucru poate cauza ruperea acestora și întreruperea curentului electric (Koprowski, 1994a; Fahey, 2001; Bertolino, 2009). Alte daune semnalate se referă la grădini, clădiri, sisteme de irigații și linii telefonice (Jackson, 1994; Koprowski, 1994a; Salmon și colab., 2005).

Studii experimentale au arătat că *S. niger* este vector pentru ciuperca *Ceratocystis fagacearum* (Himelick și Curl, 1955; CABI și OEPP, 2011). Această ciupercă poate să afecteze plantațiile de copaci ornamentali și este deosebit de dăunătoare pentru arborii din zonele urbane. Rolul exact al veveriței ca vector al acestei ciuperci este necunoscut (Himelick și Curl, 1955; CABI și OEPP, 2011). *Sciurus niger* ar putea juca un rol important în transmiterea virusului West Nile și encefalita ecvină de vest; ambele virusuri afectează sever sănătatea omului și a cailor. De asemenea, *S. niger* a fost implicat în transmiterea tularemiei și a altor boli zoonotice la oameni în America de Nord datorită capacității sale de a prospera în zonele urbane (CFSPH, 2008; Leitheiser, 2013).

Bibliografie

Armitage, K.B. & Harris, K.S. (1982) Spatial patterning in sympatric populations of fox and gray squirrels. The American Midland Naturalist, 108: 389-397.

Aubudon Society of Portland (2010) Living with urban squirrels - squirrels of the Portland-Vancouver metropolitan region (On-line) In: Audubon Society of Portland. http://audubonportland.org/wcc/urban/squirrels.

Bertolino, S. (2009) Animal trade and non-indigenous species introduction: the world-wide spread of squirrels. Diversity și Distributions, 15: 701-708.

Brown, B.W. & Batzli, G.O. (1985a) Field manipulations of fox and gray squirrel populations: how important is interspecific competition? Canadian Journal of Zoology, 63: 2134-2140.

Brown, B.W. & Batzli, G.O. (1985b) Foraging ability, dominance relations and competition for food by fox and gray squirrels. Transactions of the Illinois State Academy of Science, 78: 61-66.

Burt, W.H. & Grossenheider, R.P. (1976) A field guide to the mammals. Field marks of all North American species found north of Mexico. Houghton Mifflin Company, Boston.

CABI & OEPP (2011) *Ceratocystis fagacearum* et ses vecteurs. Fiche informative sur les organismes de quarantaine pour l'UE.

Cahalane, V.H. (1942) Caching and recovery of food by the western fox squirrel. The Journal of Wildlife Management, 6: 338-352.

CFSPH (2008) Eastern Equine Encephalomyelitis, Western Equine Encephalomyelitis and Venezuelan Equine Encephalomyelitis. Center for Food Security and Public Health publication, Iowa State University.

Fahey, B. (2001) *Sciurus niger* (On-line) In: Animal Diversity Web. http://animaldiversity.ummz.umich.edu/.

Fitzgerald, J.P., Meaney, C.A. & Armstrong, D.M. (1994) Mammals of Colorado. Boulder, USA: University Press of Colorado, 480 pp.

Flyger, V. & Gates, J.E. (1982) Fox and gray squirrels. In: Wild mammals of North America [ed. by Chapman, J.A. & Feldhamer, G.A.]. Baltimore, USA: Johns Hopkins University, 209-229.

Frey, J.K. & Campbell, M.L. (1997) Introduced populations of fox squirrel (*Sciurus niger*) in the Trans-Pecos and Llano Estacado regions of New Mexico și Texas. Southwestern Naturalist, 42: 356-358.

Gurnell, J.C. (1987) The natural history of squirrels. New York, USA: Facts on File, 201 pp.

Gurnell J; Lurz PWW; Shirley MDF; Cartmel S; Garson PJ; Magris L; Steele J, (2004a). Monitoring red squirrels *Sciurus vulgaris* și grey squirrels *Sciurus carolinensis* in Britain. Mammal Review, 34: 51-74.

Gurnell, J., Wauters, L.A., Lurz, P.W.W. & Tosi, G. (2004b) Alien species and interspecific competition: effects of introduced eastern grey squirrels on red squirrel population dynamics. Journal of Animal Ecology, 73: 26–35.

Havera, S.P. (1979) Temperature variation in a fox squirrel nest box. The Journal of Wildlife

Management, 43: 251- 253.

Himelick, E.B. & Curl, E.A. (1955) Experimental transmission of the Oak wilt fungus by caged squirrels. Phytopathology 45: 581-584.

Ingles, L.G. (1947) Ecology and life history of the California gray squirrel. California Fish and Game, 33: 139-158.

Jackson, J.J. (1994) Tree squirrels, in University of Nebraska. (ed.) In: The handbook: prevention and control of wildlife damage. Lincoln. 171-176.

King County Biodiversity (2010) Invasive species și biodiversity in King County (On-line) In: King county http://www.kingcounty.gov/environment/animalsAndPlants/biodiversity/threats/Invasives.aspx.

King, J.L., Chung Sue, M. & Muchlinski, A.E. (2010) Distribution of the Eastern Fox Squirrel (*Sciurus niger*) in Southern California. The Southwestern Naturalist, 55 (1): 42-49.

Koprowski, J.L. (1991) Mixed-species mating chases of fox squirrels, *Sciurus niger*, and eastern gray squirrels, *S. carolinensis*. Canadian Fiels-Naturalist, 105: 117-118.

Koprowski, J.L. (1994) *Sciurus niger*. Mammalian Species, 479: 1-9.

Korschgen, L.J. (1981) Foods of fox and gray squirrels in Missouri. Journal of Wildlife Management, 45(1): 260-266.

Krauss, H., Weber, A., Appel, M., Enders, B., Isenberg, H.D., Schiefer, H.G., Slenczka, W. & von Graevenitz, A. (2003) Zoonoses: Infectious Diseases Transmissible from Animals to Humans. American Society for Microbiology Press, Third edition.

Landbouw natuur en voedselkwaliteit (2009) Drie uitheemse eekhoornsorten in Nederland verboden (On-line) In: De Rijksoverheid. http://www.rijksoverheid.nl/.

Leitheiser, H. (2013) Squirrel diseases and parasites: *Sciurus niger*. Available online at: http://www.sciuridae.org

Linders, M.J. & Stinson, D.W. (2007) Washington State Recovery Plan for the Western Gray Squirrel. Olympia, USA:Washington Department of Fish and Wildlife, viii + 128 pp.

Littlefield, V.M. (1984) Habitat interrelationships of Aberts squirrels (*Sciurus aberti*) and fox squirrels (*Sciurus niger*) in Boulder County, Colorado. Oxford, Ohio, USA: Miami

University, 93 pp.

McCloskey, R.J. & Vohs, P.A. Jr. (1971) Chronology of reproduction of the fox squirrel in Iowa. Proceedings of the Iowa Academy of Science, 78: 12-15.

Moore, J.C. (1968) Sympatric species of tree squirrel mix in mating chase. Journal of Mammalogy, 49: 531-533.

Montgomery DK & Matlack RS (2010) Early Winter Feeding on Elm Bark by Eastern Fox Squirrels Near the Western Range Terminus. The Prairie Naturalist, 42(1): 71-72.

Packard, R.L. (1956) The tree squirrels of Kansas: ecology and economic importance, 11. 67 pp. [Miscellaneous Publications, Museum of Natural History, University of Kansas, 11.]

Palmer, G.H., Pernas, T. & Koprowski, J.L. (2007) Tree squirrels as invasive species: conservation and management implications. In: Managing Vertebrate Invasive Species: Proceedings of an International Symposium (Witmer, G.W., Pitt, W.C. & Fagerstone, K.A., Eds). USDA/APHIS/WS, National Wildlife Research Center, Fort Collins, CO.

Robinson, D.J. & McTaggart-Cowan, I. (1954) An introduced population of the gray squirrel (*Sciurus carolinensis* Gmelin) in British Columbia. Canadian Journal of Zoology, 32: 261-282.

Salmon, T.P., Whisson, D.A. & Marsh, R.E. (2005) Tree squirrels - integrated pest management for home gardeners and landscape professionals. Pest Notes Publication 74122.

Samuel WM, Pybus MJ & Kocan AA (2001) Parasitic Diseases of Wild Mammals. 2nd ed. Iowa State Press, 559 p.

Sexton, O. (1990) Replacement of fox squirrels by gray squirrels in a suburban habitat. The American Midland Naturalist 124: 198–205.

Smith, C.C. & Follmer, D. (1972) Food preferences of squirrels. Ecology 53: 82–91.

Stapanian, M.A. & Smith, C.C. (1986) How fox squirrels influence the invasion of prairies by nut-bearing trees. Journal of Mammalogy, 67: 326-332.

Stapanian, M.A. & Smith, C.C. (1984) Density-dependent survival of scatterhoarded nuts: an experimental approach. Ecology, 65: 1387-1396.

Steele, M.A., Turner, G., Smallwood, P.D., Wolff, J.O. & Radillo, J. (2001) Cache management by small mammals: experimental evidence for the significance of acorn-embryo excision. Journal of Mammalogy 82(1): 35-42.

Steele, M.A. (2008) Evolutionary interactions between tree squirrel and trees: a review și synthesis. Current Science 95(7): 871-876.

Steele, M.A., Wauters, L.A. & Larsen, K.W. (2005) Selection, predation and dispersal of seeds by tree squirrels in temperate and boreal forests: are tree squirrels keystone granivores? In: PM Forget și colab. (eds), Seed fate: predation, dispersal and seedling establishment, CABI, Wellingford: 205-221.

Suckow, M.A., Stevens, K.A. & Wilson, R.P. (2012) The Laboratory Rabbit, Guinea Pig, Hamster, and Other Rodents. American College of Laboratory, Animal Medecine Series, First edition.

Treml, F., Pejcoch, M. & Holesovska, Z. (2002) Small mammals – natural reservoir of pathogenic leptospires. Vet. Med., 47: 309–314.

Van Der Merwe, M., Brown, J.S. & Jackson, W.M. (2005) The coexistence of Fox (*Sciurus niger*) and gray (*S. caroliniensis*) squirrels in the Chicago metropolitan area. Urban Ecosystems 8: 335–347.

Walsh, P. (2005) Bubonic Plague (*Yersinia pestis*). Introduced Species Summary Project, Columbia University.

Weaver, S.C., Kang, W., Shirako, Y., Rumenapf, T., Strauss, E.G. & Strauss, J.H. (1997) Recombinational history and molecular evolution of Western equine encephalomyelitis complex alphaviruses. Journal of Virology, 1, 71: 613–623.

Wolf, T.F. & Roest, A.I. (1971) The fox squirrel (*Sciurus niger*) in Ventura County. California Fish și Game, 57: 219- 220.

Autor fișă: Băncilă Raluca

Anexa 3 – fișe de documentare a impactului pentru speciile alogene de plante

PLANTE ACVATICE

Azolla filiculoides

1. **Descriere specie**

Denumire științifică *(cf.* GBIF*)*: ***Azolla filiculoides* Lam., 1783.**

Încadrare taxonomică *(Încrengătură/clasă/ordin)*: Magnoliophyta, Polypodiopsida, Salviniales

Habitat *(terestru, marin, dulcicol)*: dulcicol

2. **Documentare impact:** Impactul speciei a fost documentat în Europa și alte regiuni, precum și în România.

a. competiție

Specia are valențe ecologice largi și sporocarpii ei pot supraviețui trei ani, ceea ce îi permite să dezvolte populații într-o gamă largă de habitate acvatice (Caffrey și Millane, 2014). În Irlanda, *Azolla filiculoides* a exclus din competiție speciile de plante native submerse (Baars și Caffrey, 2008; Caffrey și Millane, 2014). Un studiu experimental realizat în Olanda a arătat că azola poate fi un competitor mai eficient pentru resursele de spațiu și lumină comparativ cu speciile native *Lemna minor* și *Ricciocarpus natans* (Peeters și colab., 2016).

b. prădătorism

Nu este cazul.

c. hibridizare

Specia hibridizeaza cu alte specii de *Azolla* precum *A. microphylla* (Watanabe și colab., 1993).

d. transmiterea de boli speciilor native

Nu este cazul.

e. parazitism

Nu este cazul.

f. toxicitate

Nu este cazul.

g. bio-fouling (sau alt impact fizic direct, exceptând relațiile trofice)

Nu este cazul.

h. ierbivorie

Nu este cazul.

i. impact chimic asupra ecosistemelor

Azolla filiculoides poate absorbi metale grele (plumb, cadmiu, nichel, zinc) din masa apei (Rakhshaee și colab., 2006; Cohen-Shoel și colab., 2002; Zhao și colab., 1999). De asemenea, reține o parte din carbonul și azotul din apă, ducând la modificări în compoziţia fizico-chimică din ecosistemele acvatice: scăderea concentrației pH-ului, de oxigen, creșterea concentrațiilor de azot și fosfor (Pinero-Rodríguez și colab., 2021).

j. impact fizic asupra ecosistemelor

Azolla filiculoides formează un covor dens la suprafața apei, ceea ce produce umbrire, și astfel provoacă modificări în structura fitoplanctonului, zooplanctonului și zoobentosului, inclusiv în structura comunităților de pești (Caffrey și Millane, 2014; Pinero-Rodríguez și colab., 2021).

Janes și colab. (1996) au demonstrat într-un studiu experimental desfășurat în Anglia că specia alogenă împiedică schimburile de gaze și pătrunderea luminii în habitatele în care dezvoltă covoare dense, și afectează semnificativ dezvoltarea plantelor submerse - *Elodea nuttalli* și *Potamogeton crispus*, specia din urmă fiind cea mai afectată. Efectele induse de azola au fost mai mari comparativ cu o altă plantă plutitoare, *Lemna minuta.* Autorii concluzionează că formarea de covoare dense poate conduce la scăderea diversității plantelor native submerse, fiind favorizate un număr redus de specii mai tolerante la noile condiții fizico-chimice create.

Pinero-Rodríguez și colab. (2021) au demonstrat experimental într-un studiu de tip mezocosm (sudul Spaniei) impactul negativ al azolei asupra unor specii de amfibieni (broasca săpătoare *Pelobates cultripes* și brotăcelul mediteranean *Hyla meridionalis*) și macrofite

(*Callitriche truncata* și *Ranunculus peltatus)* native din zona mediteraneană. Specia de macrofite cea mai afectată a fost *Ranunculus peltatus* (acoperire 100% în habitate fără azola, 12,1% în habitate cu azola). Rata de supraviețuire a larvelor de broască săpătoare a fost redusă semnificativ în habitatele invadate cu azola (60 vs. 4,8%), dezvoltarea larvelor fiind de asemenea semnificativ mai redusă în aceste habitate. Supraviețuirea larvelor de brotăcel a fost mai redusă în habitatele cu azola (61,7 vs. 44,4%), dimensiunile și greutatea la metamorfoză au fost semnificativ reduse. În același experiment, autorii au arătat că modificările fizico-chimice induse în habitatele invadate (i.e., umbrire, pH și concentrație de oxigen reduse, nivel ridicat de nutrienți, azot și fosfor) au condus mai departe la modificări semnificative în abundența fitoplanctonului (care a crescut) și în compoziția zooplanctonului (caracterizat de o abundență crescută de copepode).

k. impact asupra structurii ecosistemelor

Anastasiu și Negrean (2007) menționează că specia este foarte răspândită în sudul țării și în Deltă, având un impact puternic asupra ecosistemelor acvatice invadate și consideră că reprezintă o amenințare pentru asociațiile vegetale autohtone cu *Trapa natans*, *Salvinia natans*, *Marsilea quadrifolia*, *Ceratophyllum demersum* și *Myriophyllum spicatum*.

Schimbă structura fitoplanctonului, zooplanctonului și zoobentosului, inclusiv structura comunităților de pești (Caffrey și Millane, 2014, Pinero-Rodríguez și colab., 2021). Reduce bogăția și biomasa de macrofite acvatice și reduce supraviețuirea și fitnessul larvelor de amfibieni. În general, *A. filiculoides* provoacă o deteriorare substanțială a structurii trofice a ecosistemului acvatic (Pinero-Rodríguez și colab., 2021).

Gratwicke și Marshall (2001) au observat că în habitatele acvatice invadate de specia alogenă (în Zimbabwe) abundența peștilor și a mormolocilor, și diversitatea specifică și abundența nevertebratelor acvatice au fost semnificativ mai reduse comparativ cu habitatele unde specia alogenă nu era prezentă.

l. impact indirect (prin interacțiunea cu alte specii)

Nu este cazul.

3. Alte informații relevante

Nu este cazul.

Bibliografie

Anastasiu, P., & Negrean, G. (2007). Invadatori vegetali în România. Editura Universităţii din Bucureşti.

Caffrey J., Millane M., 2014 – Risk assessment of *Azolla filiculoides*, Inland Fisheries Ireland, National Biodiversity Data Center, 22 pp.

Cohen-Shoel N. , Barkay Z. , Gilath I. , 2002 - Biofiltration of toxic elements by *Azolla* biomass, Water, Air, Soil Pollut., 135 : 93-104

Gratwicke, B., & Marshall, B. E. (2001). The impact of *Azolla filiculoides* Lam. on animal biodiversity in streams in Zimbabwe. African Journal of Ecology, 39 (2): 216-218.

Janes, R. A., Eaton, J. W., & Hardwick, K. (1996). The effects of floating mats of *Azolla filiculoides* Lam. and Lemna minuta Kunth on the growth of submerged macrophytes. In Management and Ecology of Freshwater Plants (pp. 23-26). Springer, Dordrecht.

Paolacci Simona, Jansen Marcel A. K., Harrison Simon, 2018 - Competition Between *Lemna minuta, Lemna minor, și Azolla filiculoides.* Growing Fast or Being Steadfast? Frontiers in Chemistry, 6: 207

Peeters, E. T., Neefjes, R. E., & Zuidam, B. G. V. (2016). Competition between free-floating plants is strongly driven by previously experienced phosphorus concentrations in the water column. PloS one, 11(9), e0162780.

Pinero-Rodríguez, M.J., Fernández-Zamudio, R., Arribas, R. *și colab.* 2021. The invasive aquatic fern *Azolla filiculoides* negatively impacts water quality, aquatic vegetation și amphibian larvae in Mediterranean environments. *Biol Invasions* **23,** 755–769 (2021).

Plazinski Jacek, Qi Zheng, Rona Taylor, Barry G. Rolfe, Brian E.S. Gunning, 1989 - Use of DNA/DNA hybridization techniques to authenticate the production of new *Azolla—Anabaena* symbiotic associations *FEMS Microbiology Letters*, 65: 199–03,

Rakhshaee Roohan, Khosrav Morteza, Taghi Ganji Masoud, 2006 - Kinetic modeling și thermodynamic study to remove Pb(II), Cd(II), Ni(II) și Zn(II) from aqueous solution using dead și living *Azolla filiculoides* Journal of Hazardous Materials, 134:120-129

Watanabe I., Lin C., Ramirez C., Lapis M.T., Santiago-Ventura T., Liu C.C. 1989. Physiology și agronomy of *Azolla-Anabaena* symbiosis. In: Skinner F.A., Boddey R.M.,

Fendrik I. (eds) Nitrogen Fixation with Non-Legumes. Developments in Plant și Soil Sciences, vol 35. Springer, Dordrecht.

Watanabe Iwao, Lapis-Tenorio Ma.Theresa, Ventura Teresita S. & Padre Jr. Benjamin C. 1993. Sexual hybrids of *Azolla filiculoides* with *A. microphylla*, Soil Science și Plant Nutrition, 39:4, 669-676

Zhao M. , J.R. Duncan, R.P. Van Hille, 1999 - Removal și recovery of zinc from solution și electroplating effluent using *Azolla filiculoides*, Wat. Res., 33 : 1516-1522

Autori fișă: Skolka Marius, Cogălniceanu Dan, Stănescu Florina

Cabomba caroliniana

1. **Descriere specie**

Denumire științifică *(cf.* GBIF*)*: *Cabomba caroliniana* A.Gray, 1848

Încadrare taxonomica *(Încrengătură/clasă/ordin)*: Magnoliophyta, Magnoliopsida, Nymphaeales

Habitat *(terestru, marin, dulcicol)*: dulcicol

2. **Documentare impact:** Impact documentat în Europa și alte regiuni ale lumii. Impactul nu este documentat în România.

a. competiție

Intră în competiție cu speciile native de macrofite submerse din habitatele unde se stabilește (Hogsden, 2007). Impactul negativ major este cauzat în principal de rata de creştere foarte rapidă. Un studiu asupra comunității de plante a fost efectuat în China în 2000 – 2004, incluzând 24 de habitate acvatice unde s-a instalat *C. caroliniana* și patru zone de control. Studiul a evidenţiat faptul că diversitatea specifică scade direct proporţional cu durata de la stabilirea speciei *C. caroliniana*. Între speciile afectate sunt și unele specii rare pentru zona de studiu, cum ar fi *Ottelia alismoides, Najas oguraensis* etc. Proliferarea rapidă a *C. caroliniana* nu numai că afectează existența speciilor rare, ci amenință potențial și alte specii ca *Ceratophyllum demersum* și *Hydrilla verticillata* (Ding și colab., 2007). În unele din

lacurile din Olanda invadate de *C. caroliniana* au dispărut toate speciile de plante native (Matthews și colab., 2013).

b. prădătorism

Nu este cazul.

c. hibridizare

În condiții de laborator s-a reușit hibridizarea cu o specie înrudită (*Cabomba aquatica*) pentru evidențierea unor aspecte legate de folosirea speciilor genului că un model evolutiv (Vialette-Guiraud și colab., 2011), însă în mediul natural nu s-au semnalat hibrizi.

d. transmiterea de boli speciilor native

Nu este cazul.

e. parazitism

Nu este cazul.

f. toxicitate

Nu este cazul.

g. bio-fouling (sau alt impact fizic direct, exceptând relațiile trofice)

Nu este cazul.

h. ierbivorie

Nu este cazul.

i. impact chimic asupra ecosistemelor

Asociațiile dense de *C. caroliniana* modifică ciclul nutrienților, ceea ce afectează nu numai plantele, dar și structura comunităților de nevertebrate și vertebrate; moartea și descompunerea plantelor duce la scăderea cantității de oxigen dizolvat (hipoxie) și la mortalități în populațiile de pești sau nevertebrate bentale (Matthews și colab., 2013).

j. impact fizic asupra ecosistemelor

Efect de umbrire - pătrunderea luminii este redusă semnificativ în habitatele unde se instalează *C. caroliniana* (Hogsden, 2007; Matthews și colab., 2013).

k. impact asupra structurii ecosistemelor

În analize efectuate în China s-a evidențiat scăderea diversității specifice a comunităților de plante submerse în zonele invadate de *C. caroliniana* (Ding și colab., 2007). Odată instalată, *C. caroliniana*, colonizează mai întâi zonele din apropierea țărmului iar apoi

progresează spre centru, blocând în mare măsură lumina soarelui, ceea ce duce la excluderea altor plante submerse (EPPO, 2007). *C. caroliniana* crește rapid formând populații dense, care pot înlocui speciile native de macrofite și pot modifica circuitul nutrienților, iar habitatul devine impropriu pentru pești (Sheldon, 1994; Mackey și Swarbrick, 1997; Wilson și colab., 2007).

C. caroliniana determină modificarea compoziției comunității de macrofite și macronevertebrate (Hogsden și colab., 2007). Astfel, un studiu realizat în America de nord (zona Marilor Lacuri) a arătat că deși compoziția taxonomică a macronevertebratelor a fost similară în habitatele cu *C. caroliniana* și cele cu specii native, abundența a fost substanțial mai mare în habitatele cu *C. caroliniana*, datorită densităților ridicate de libelule (Odonata) și chironomide (Diptera, Nematocera).

l. impact indirect (prin interacțiunea cu alte specii)

Prezența plantei poate determina modificarea structurii din lanțurile trofice prin favorizarea unor grupe taxonomice și defavorizarea altora. În acest mod, poate avea loc o reconfigurare a compoziției și structurii rețelelor trofice, incluzând atât nevertebrate cat și specii de vertebrate care se hrănesc cu acestea (Hogsden și colab., 2007).

Extinderea locală a distribuției speciei *C. caroliniana* poate duce la o creștere a abundenței unor gasteropode acvatice ce pot funcţiona ca gazde intermediare pentru unele specii parazite de trematode digene (Matthews și colab., 2013).

3. Alte informații relevante

În Olanda este menționată pierderea unor suprafețe de luciu de apă folosite pentru recreere iar costurile implicate de măsurile de management au fost estimate la 300 000 euro într-un singur an. În condițiile creșterii temperaturii globale, a creșterii transparenței apei, a modificărilor în concentrația de fosfor din sediment, dezvoltarea speciei poate fi favorizată, accentuându-se efectele negative asupra mediului socio-economic (Matthews și colab., 2013). În Australia, *C. caroliniana* a redus semnificativ capacitatea de stocare a apei și a contaminat resursele de apă potabilă. Dacă se întâmplă acest lucru, costurile de tratare a apei pot crește cu până la 50 USD/ 1000 m^3 (Matthews și colab., 2013).

Bibliografie

Ding, B., Jin, X., Yu, M., Yu, J., Shen, H., Wang, Y. (2007). Impact to native species by invaded subaqueous plant *Cabomba caroliniana*. Oceanologia et Limnologia Sinica, 38(4), 336-342.

EPPO, European and Mediterranean Plant Protection Organization, (2007). Data sheets on invading alien plants: *Cabomba caroliniana*. http://www.eppo.int/INVASIVE_PLANTS/ias_lists.htm

Hogsden, K. L., Sager, E. P., & Hutchinson, T. C. (2007). The impacts of the non-native macrophyte *Cabomba caroliniana* on littoral biota of Kasshabog Lake, Ontario. Journal of Great Lakes Research, 33(2), 497-504.

Mackey, A.P. & Swarbrick J.T., (1997). The biology of Australian weeds 32. *Cabomba caroliniana* Gray. Plant Protection Quarterly 12, 154-165

Matthews J., R. Beringen, L.P.M. Lamers, B. Odé, R. Pot, G. van der Velde, J.L.C.H. van Valkenburg, L.N.H. Verbrugge & R.S.E.W. Leuven, (2013). Risk analyands of the non-native Fanwort (*Cabomba carolinianana*) in the Netherlands. Rep. Environ. Sci. nr., 442

Morrison, W.E. & Hay, M.E., (2011). Induced chemical defenses in a freshwater macrophyte suppress herbivore fitness and the growth of associated microbes. Oecologia 165, 427-436.

Sheldon, S.P., (1994). Invasions and declines of submersed macrophytes in New England, with particular reference to Vermont Lakes and herbivorous invertebrates in New England. Lake and Reservoir Management 10, 13-17

Vialette-Guiraud, A. C., Alaux, M., Legeai, F., Finet, C., Chambrier, P., Brown, S. C., Scutt, C. P. (2011). *Cabomba* as a model for studies of early angiosperm evolution. Annals of Botany, 108(4), 589-598.

Wilson, C. E., Darbyshire, S. J. & Jones, R., (2007). The biology of invasive alien plants in Canada. 7. *Cabomba caroliniana* A. Gray. Canadian Journal of Plant Science 87, 615-638

Autori fișă: Marius Skolka

Elodea nuttallii

1. **Descriere specie**

Denumire științifică *(cf.* GBIF*)*: *Elodea nuttallii* (Planch.) H.St.John, 1920

Încadrare taxonomică *(Încrengătură/clasă/ordin)*: Tracheophyta, Liliopsida, Alismatales,

Habitat *(terestru, marin, dulcicol)*: dulcicol

2. **Documentare impact:** Impact documentat în Europa și alte regiuni ale lumii. precum și în România.

a. competiție

Concurează cu alte plante pentru nutrienți și lumină, inclusiv cu alte specii invazive. Ocupând suprafața apei, plantele plutitoare elimina plantele acvatice submerse (Barrat-Segretain, 2001; Netten și colab., 2010).

În Marea Britanie, *Elodea nuttallii* (introdusă în 1966) a înlocuit altă specie invazivă – *E. canadensis*. O explicație posibilă este aceea că *E. nuttallii* este capabilă să crească mai rapid, și să producă un număr mai mare de tulpini axilare pe o anumită perioadă de timp, ceea ce generează o umbrire a habitatului care împiedică dezvoltarea altor specii. *E. nuttallii* poate dezvolta mai rapid tulpini în condiții caracterizate prin concentrații scăzute de nutrienți și intensitate luminoasă crescută (Simpson, 1990).

b. prădătorism

Nu este cazul.

c. hibridizare

Nu este cazul.

d. transmiterea de boli speciilor native

Nu este cazul.

e. parazitism

Nu este cazul.

f. toxicitate

Nu este cazul.

g. bio-fouling (sau alt impact fizic direct, exceptând relațiile trofice)

Nu este cazul

h. ierbivorie

Nu este cazul.

i. impact chimic asupra ecosistemelor

E. nuttalii are o activitate alelopatică dovedită (Erhard, 2005; Erhard și Gross, 2006; Wang și colab., 2010; 2011). Alelopatia poate suprima cianobacteriile și algele (Erhard și Gross, 2006). *Elodea nuttalii* poate modifica pH-ul și concentrația de O_2 și CO_2 în imediata sa vecinătate, influențând în acest fel creșterea unor specii concurente (James și colab., 1999).

j. impact fizic asupra ecosistemelor

Prin dezvoltarea de structuri compacte la suprafața apei împiedică pătrunderea luminii, reducand zona fotica la interfata apa - aer (Netten și colab., 2010; Millane și Caffrey, 2014).

k. impact asupra structurii ecosistemelor

Elimină speciile de macrofite submerse si astfel întreaga structura a ecosistemului acvatic (Netten și colab., 2010; Millane și Caffrey, 2014). În România, Ciocârlan și colab. (1998) menționează că specia formează uneori fitocenoze aproape pure.

l. impact indirect (prin interacțiunea cu alte specii)

E. nuttalii interacționează cu alte specii submerse prin alelopatie și umbrire, contribuind la alterarea funcționalității în habitatele invadate.

3. Alte informații relevante

Specia poate avea un impact negativ major în arii protejate dar are și pe plan economic prin pierderea de luciu de apă și împiedicarea activităților recreative sau de transport (Millane și Caffrey, 2014).

Bibliografie

Barrat-Segretain, M. H. 2001. Invasive species in the Rhône River floodplain (France): replacement of *Elodea canadensis* Michaux by *E. nuttallii* St. John in two former river channels. Archiv für Hydrobiologie 152: 237-251.

Bishop Paul L. Eighmy Taylor T., 1989. Aquatic Wastewater Treatment Using *Elodea*

nuttallii, Water Pollution Control Federation) 61: 641-648

Ciocârlan, V., Sârbu, I., Ştefan, N., & Marian, T. 1998. *Elodea nuttallii* (Planchon) St. John a new specie in Romanian flora. Bulletin Botanical Garden, 6(1), 215-231.

Erhard D. 2005. *Chemoecological investigations of the invasive waterweeds Elodea spp.* [Dissertation]. Konstanz: University of Konstanz

Erhard D., Gross E.M., 2006. Allelopathic activity of *Elodea canadensis* și *Elodea nuttallii* against epiphytes și phytoplankton, Aquatic Botany, 85: 203-211.

Eugelink, A.H. 1998, Phosphorus uptake și active growth of *Elodea canadensis* Michx. și *Elodea nuttallii* (Planch.) St. John, Water Science și Technology, 37: 59-65

Iwan Jones J., Hardwick K., Eaton J.W. 1996. Diurnal carbon restrictions on the photosynthesis of dense stands of *Elodea nuttallii* (Planch.) St. John. In: Caffrey J.M., Barrett P.R.F., Murphy K.J., Wade P.M. (eds) Management și Ecology of Freshwater Plants. Developments in Hydrobiology, vol 120. Springer, Dordrecht.

James C.S., Eato J.W., Hardwick, K. 1999. Competition between three submerged macrophytes, *Elodea canadensis* Michx, *Elodea nuttallii* (Planch.) St John and *Lagarosiphon major* (Ridl.) Moss . *Hydrobiologia* 415:35–40.

Millane M., Caffrey J., 2014. Risk Assessment of *Elodea nuttallii*, Inland Fisheries Ireland, National Biodiversity Data Center, 21 pp.

Nakada M., K. Fukaya, S. Takeshita, Y. Wada, 1979. The Accumulation of Heavy Metals in the Submerged Plant (*Elodea nuttallii*) C Bull. Environm. Contam. Toxicol. 22:021-027.

Netten Jordie J. C., Gertie H. P. Arts, Ronald Gylstra, Egbert H. van Nes, Marten Scheffer, Rudi M. M. Roijackers, 2010 - Effect of temperature și nutrients on the competition between free-floating *Salvinia natans* și submerged *Elodea nuttallii* in mesocosms, Fundam. Appl. Limnol. 177/2:125–132.

Simpson D. A., 1990 - Displacement of *Elodea canadensis* Michx by *Elodea nuttallii* (Planch.) H. St John in the British Isles. Watsonia, 18, 173-177.

Thouvenot, L., Thiébaut, G. 2018. Regeneration și colonization abilities of the invasive species *Elodea canadensis* and *Elodea nuttallii* under a salt gradient: implications for freshwater invasibility. *Hydrobiologia* 817: 193–203.

Wang HongQiang ; Zhu HuiJie ; Zhang LiPing ; Zhang ShengHua ; Liu BiYun ; Hu ChenYan ; Ge FangJie ; Wu ZhenBin, 2011. Organic acid from *Elodea nuttallii* by GC-MS și its inhibitory effects on algae growth. Environmental Science & Technology (China) 34: 23-26

Wang HongQiang, Cheng ShuiPing, Zhang ShengHua, Wang Jing, Hu ChenYan, Ge FangJie, Wu ZhenBin, 2010. Analysis of alkaloid from *Elodea nuttallii* by GC-MS și its allelopathic activity on *Microcystin aeruginosa* Acta Hydrobiologica Sinica 34:361-366

Autori fișă: Skolka Marius

Myriophyllum aquaticum

1. **Descriere specie**

Denumire științifică *(cf.* GBIF*)*: *Myriophyllum aquaticum*

Încadrare taxonomică *(Încrengătură/clasă/ordin)*: Trachaeophyta/Magnoliopsida/Saxifragales

Habitat *(terestru, marin, dulcicol)*: dulcicol

2. **Documentare impact:** Impact documentat în Europa, nu şi în România

a. competiție

Este capabilă să se instaleze rapid şi să înlocuiască specii autohtone datorită ratei rapide de creștere (Guillarmod, 1979, Miller şi colab., 2013, Lastrucci şi colab., 2018).

b. prădătorism

Nu este cazul.

c. hibridizare

Nu este cazul.

d. transmiterea de boli speciilor native

Nu este cazul.

e. parazitism

Nu este cazul.

f. toxicitate

Nu este cazul.

g. bio-fouling (sau alt impact fizic direct, exceptând relațiile trofice)

Nu este cazul.

h. ierbivorie

Nu este cazul.

i. impact chimic asupra ecosistemelor

Nu este cazul.

j. impact fizic asupra ecosistemelor

Poate avea un impact negativ prin efectul de umbrire puternic (Lastrucci şi colab., 2018).

k. Impact asupra structurii ecosistemelor

Modifică structura asociațiilor vegetale și prin aceasta poate avea un impact puternic atât pentru diversitatea vegetală, cât și pentru cea faunistică nativă. Lastrucci şi colab. (2018) au studiat efectele invaziei *M. aquaticum* asupra comunităților de plante și macro-artropode din canalele din jurul unei zone umede protejate din bazinul mediteranean. Rezultatele studiului au arătat o pierdere semnificativă a diversității și abundenței biodiversității native în habitatele invadate de *M. aquaticum*. De asemenea, studiul a arătat că specia alogenă oferă habitat propice pentru unii taxoni cum ar fi țânțarii și malacostraceele, inclusiv pentru juvenilii raculuі invaziv *Procambarus clarkii*.

l. impact indirect (prin interacțiunea cu alte specii)

M. aquaticum mediază proliferarea altor specii alogene - oferă condiții prielnice pentru racul *Procambarus clarckii* (Lastrucci şi colab., 2018). De asemenea, poate fi suport pentru cianobacterii toxice (Gross şi colab., 2020).

3. Alte informații relevante

Specia poate fi folosită în decontaminarea apelor de metale grele - Cd, Cr, Ni și Zn, utilizând atât plante uscate cât și plante vii. Un biosorbant hibrid a fost dezvoltat folosind biomasă și fibră de bumbac. Biosorbția a fost extrem de eficientă în îndepărtarea Cd și în special a Zn (Colzi şi colab., 2018). Folosirea speciei în fitoremediere a fost atestată și de

Susarla şi colab. (2002).

Bibliografie

Colzi, I., Lastrucci, L., Rangoni, M., Coppi, A., Gonnelli, C., 2018. Using *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) Verdc. to remove heavy metals from contaminated water: Better dead or alive? J. Environ Manage. 2018, 213:320-328.

Gross, E.M., Groffier, H., Pestelard, C., Hussner, A., 2020 - Ecology and Environmental Impact of *Myriophyllum heterophyllum*, an Aggressive Invader in European Waterways, Diversity 2020, 12(4), 127.

Guillarmod A.J., 1979 - Water weeds in Southern Africa, Aquatic Botany, Volume 6, 1979: 377-391

Lastrucci, L., Lazzaro, L., Dell'Olmo, L., Foggi, B., Cianferoni, F., 2018, Impacts of *Myriophyllum aquaticum* invasion in a Mediterranean wetland on plant and macro-arthropod communities, Plant Biosystems - An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology, 152:3, 427-435.

Miller, R., Morgan, V., Sytsma, M.D., Aquatic Invasive Plant Surveys in the BLM Medford District During 2012, 2013, Center for Lakes and Reservoirs Publications and Presentations. 45.

Susarla, S., Medina, V.F., McCutcheon, S.C., 2002, Phytoremediation: An ecological solution to organic chemical contamination, Ecological Engineering, 18, 5: 647-658.

Autori fișă: Skolka Marius

Myriophyllum heterophyllum

1. **Descriere specie**

Denumire științifică *(cf.* GBIF*)*: *Myriophyllum heterophyllum* Michaux (1803)

Încadrare taxonomică *(Încrengătură/clasă/ordin)*: Trachaeophyta/Magnoliopsida/Saxifragales

Habitat *(terestru, marin, dulcicol)*: dulcicol

2. **Documentare impact:** Impact documentat în Europa, nu în România.

a. competiție

Myriophyllum heterophyllum este extrem de eficientă în competiție cu speciile autohtone, dezvoltandu-se rapid și ocupând practic toată masa apei. Este capabil să producă o formă care rezistă la uscaciune, permiţând astfel o refacere rapidă a populaţiei dupa seceta. În Europa nu s-a evidenţiat producerea de seminţe (Gross şi colab., 2020). Competitivitatea extrem de accentuată a *M. heterophyllum* se bazează cel mai probabil pe faptul că se dezvoltă pe toata perioada anului.

b. prădătorism

Nu este cazul.

c. hibridizare

Hibridizarea cu alte specii de *Myriophylum* a fost raportată în America de Nord, dar pare puțin probabilă în Europa. În plus, nu s-a dovedit că hibrizii săi cu alte specii de *Myriophyllum* ar avea capacitate invazivă (Gross şi colab., 2020).

d. transmiterea de boli speciilor native

Nu este cazul.

e. **parazitism**

Nu este cazul.

f. toxicitate

Nu este cazul.

g. bio-fouling (sau alt impact fizic direct, exceptând relațiile trofice)

Nu este cazul.

h. ierbivorie

Nu este cazul.

i. impact chimic asupra ecosistemelor

Nu este cazul.

j. impact fizic asupra ecosistemelor

Poate avea un impact negativ prin efectul de umbrire (Gross şi colab., 2020).

k. impact asupra structurii ecosistemelor

Schimbă radical structura ecosistemelor, tinzând să formeze asociaţii monospecifice (Gross şi colab., 2020).

l. impact indirect (prin interacțiunea cu alte specii)

Specia este atacată de unele specii de curculionide (*Bagous collignensis, Eubrychius velutus, Phytobius leucogaster*) și lepidoptere, care se hrănesc în special pe partea apicală (Gross şi colab., 2020).

3. Alte informații relevante

Specia poate fi folosită în bioremediere întrucât reţine metale grele din masa apei, similar cu *M. aquaticum* (Sivaci şi colab., 2008).

Bibliografie

Gross, E.M., Groffier, H., Pestelard, C., Hussner, A., 2020 - Ecology and Environmental Impact of *Myriophyllum heterophyllum*, an Aggressive Invader in European Waterways, Diversity 2020, 12(4), 127.

Sivaci, A., Elmas, E., Gümüş, F. Sivaci, E.R., 2008, Removal of Cadmium by *Myriophyllum heterophyllum* Michx. and *Potamogeton crispus* L. and Its Effect on Pigments and Total Phenolic Compounds. Arch Environ Contam Toxicol 54, 612–618.

Autori fișă: Skolka Marius

Asclepias syriaca

1. **Descriere specie**

Denumire științifica *(cf.* GBIF*)*: *Asclepias syriaca* Linnaeus, 1753

Încadrare taxonomica *(Încrengătură/clasă/ordin)*: Magnoliophyta, Magnoliopsida, Gentianales

Habitat *(terestru, marin, dulcicol)*: terestru

2. **Documentare impact:** Impact documentat pentru Europa și România.

a. competiție

Specia intră în competiție cu speciile de plante din habitatele invadate fiind avantajată de capacitatea sa ridicată de colonizare. Se stabilizează mai rapid în habitatele care au suferit perturbări de origine antropică decât în habitatele naturale, cu structură complexă, nederanjate (Bakacsy, 2019). Modul de propagare facilă, rapidă și eficientă (Morse și Schmitt, 1985; Wilson și Rathcke, 1974), modul în care se dispersează semințele (Csontos și colab., 2009) o fac un competitor de succes. Datorită taliei mari, umbrește solul și astfel îngreunează dezvoltarea altor plante (Szitár și colab., 2014; 2016; 2018) care nu au capacitatea (sau au o capacitate mai redusă) de a concura pentru spațiu și lumină. Kelemen și colab. (2016) au arătat că *A. syriaca* are un avantaj competitiv în special asupra speciilor native din pajiști (Festuco-Brometea) în Ungaria, unde a dus la reducerea suprafețelor ocupate de acestea și la instalarea unor ecosisteme noi, nedorite.

În România, Culiţă și colab. (2016) menționează specia ca fiind prezentă în pajiști naturale alături de alte specii de plante alogene (de ex. *Ailanthus altissima, Ambrosia artemisiifolia,, Amorpha fruticosa, Helianthus tuberosus, Reynoutria japonica*), unde intră în competiție cu speciile native tipice; autorii menționează că specia formează adesea desișuri monospecifice ce coplesesc vegetația tipică, nativă, pe care în cele din urmă o și înlocuiește. Fiind o plantă puternic meliferă, intră în competiție cu plantele native și pentru polenizatori (Culiță și colab., 2016).

b. prădătorism

Nu este cazul.

c. hibridizare

Nu există informații privind impactul asupra speciilor native prin acest mecanism, dar poate hibridiza cu specii Nord Americane din același gen (Kephart și colab., 1988; Broyles, 2002).

d. transmiterea de boli speciilor native

Nu este cazul.

e. parazitism

Nu este cazul.

f. toxicitate

Asclepias syriaca conține compuși vegetali toxici pentru animale, din grupul cardenolidelor (toxine steroidiene). Majoritatea insectelor care se hrănesc cu plante care conțin cardenolide sunt extrem de specializate. Speciile fitofage care se hrănesc pe plante ce conțin cardenolide sechestrează adesea toxinele, sunt aposematice și posedă anumite adaptări fiziologice (inclusiv insensibilitate) (Argawal și colab., 2012). Acesta este cazul speciei *Danaus plexippus* (Lepidoptera) care a dezvoltat un sistem de protecție împotriva păsărilor insectivore datorită acumulării de cardenolide (Browe și Fink, 1985).

Nu este documentat impactul toxicității asupra biodiversității în ecosisteme invadate.

g. bio-fouling (sau alt impact fizic direct, exceptând relațiile trofice)

Nu este cazul.

h. ierbivorie

Nu este cazul.

i. impact chimic asupra ecosistemelor

Prezența cardenolidelor în plantă are impact chimic asupra comunităților animale și vegetale (Argawal și colab., 2012). *A. syriaca* eliberează în sol substanțe ce împiedică sau îngreunează creșterea și dezvoltarea speciilor de plante tipice din pajiști (Culiță și colab., 2016).

j. impact fizic asupra ecosistemelor

Nu este cazul.

k. impact asupra structurii ecosistemelor

Poate modifica structura ecosistemelor, în special în cazul habitatelor perturbate sau în habitatele cu diversitate floristică redusă. Rezultatele observațiilor realizate de Kelemen și colab. (2016) sugerează că în zonele nisipoase invadate, *A. syriaca* formează asociaţii noi, înlocuind treptat pajiștile native. Dezvoltarea plantei determină de asemenea modificări în comunitățile de insecte fitofage (Van Zandt și Argawal, 2004). Compușii cardenolidici prezenți în plantă se bioacumulează în corpul unor specii fitofage (s-a demonstrat că specii care nu consumă în mod obișnuit *A. syriaca* pot dezvolta toleranță la compușii toxici), ceea ce poate determina reconfigurarea unor lanțuri trofice, prădătorii acestora învățând să evite speciile care devin toxice în urma consumului plantei (Argawal și colab., 2012).

Gallé și colab. (2015) au arătat că asociațiile de *A. syriaca* au un efect negativ asupra densității și activității diplopodului *Megaphyllum unilineatum* în Ungaria, prin modificările aduse în structura microhabitatului (microclimat și calitatea substratului). Același studiu a arătat că *A. syriaca* a avut un efect local negativ asupra abundenței a două specii de păianjeni altfel comune în habitatul studiat (pădure). În schimb, a fost favorizată abundența a două specii de furnici, probabil ca urmare a alterării relațiilor trofice, furnicile hrănindu-se cu afide ce trăiesc (și se hrănesc la rândul lor) pe planta alogenă.

l. impact indirect (prin interacțiunea cu alte specii)

Nu este cazul.

3. Alte informații relevante

În culturile agricole, dezvoltarea plantei poate produce pierderi de recoltă – după cum s-a demonstrat la grâul de primăvara, în SUA (Yenish și colab., 1997).

În cazul în care este ingerată de oameni, efectele sunt cele ale unei toxiinfectii slabe (Simpson și colab., 2013).

Bibliografie

Agrawal Anurag A., Petschenka Georg, Bingham Robin A., Weber Marjorie G., Rasmann Sergio, 2012 –Toxic cardenolides: chemical ecology and coevolution of specialized plant–herbivore interactions, New Phytologist, 194: 28-45

Bakacsy L., 2019 - Invasion impact is conditioned by initial vegetation states, Community Ecology Volume 20: 11-19,

Broyles Steven B., 2002 - Hybrid Bridges To Gene Flow: A Case Study In Milkweeds (*Asclepias*), Evolution, 56(10): 1943–1953

Brower LP, Fink LS. 1985. A natural toxic defense system: cardenolides in butterflies versus birds. Ann NY Acad Sci. 443:171–188. doi: 10.1111/j.1749-6632.1985.tb27072.x.

Csontos Péter, Bózsing Erika, Cseresnyés Imre, Penksza Károly,2009 - Reproductive Potential Of The Alien Species *Asclepias syriaca (*Asclepiadaceae) In The Rural Landscape, Polish Journal of Ecology, 52: 383-388

Culiţă, S., Vîntu, V., Samuil, C., & Stavarache, M. (2016). Invasive neophytes in natural grasslands of Romania. Romanian Journal of Grassland and Forage Crops, 13, 57.

Hsiao Andrew I., McIntyre Gordon I., 1984 - Evidence of competition for water as a factor in the mechanism of root-bud inhibition in milkweed (*Asclepias syriaca*), Canadian Journal of Botany, 62(2): 379-384.

Gallé, R., Erdélyi, N., Szpisjak, N., Tölgyesi, C., & Maák, I. (2015). The effect of the invasive Asclepias syriaca on the ground-dwelling arthropod fauna. Biologia, 70(1), 104-112.

Kelemen András, Orsolya Valkó, György Kröel-Dulay, Balázs Deák, Péter Török, Katalin Tóth, Tamás Miglécz, Béla Tóthmérész, 2016 - The invasion of common milkweed (*Asclepias syriaca*) in sandy old-fields – is it a threat to the native flora?, Applied vegetation science, 19: 218-224

Kephart Susan R., Wyatt Robert and Parrella Deborah, 1988 - Hybridization in North American *Asclepias*. I. Morphological Evidence Systematic Botany, 13 : 456-473

Morse, D. H., & Schmitt, J. (1985). Propagule size, dispersal ability, and seedling performance in *Asclepias syriaca*. *Oecologia*, *67*(3), 372-379.

Simpson Nicholas S., Cole Jon B, Ellsworth Heather, 2013 What Toxicity May Result from Ingestion of the Plant Pictured Below? Answer: Cardioactive Steroid Toxicity from Common Milkweed. J Med Toxicol. 9(3): 287–288. doi: 10.1007/s13181-013-0322-y

Szitár, K., G. Kröel-Dulay,K. Török. 2018. Invasive *Asclepias syriaca* can have facilitative effects on native grass establishment in a water-stressed ecosystem. *Appl. Veg. Sci.* 21:607-614.

Szitár, K., G. Ónodi, L. Somay, I. Pándi, P. Kucs,G. Kröel-Dulay. 2014. Recovery of inland

sand dune grasslands following the removal of alien pine plantation. *Biol. Conserv.* 171:52-60.

Szitár, K., G. Ónodi, L. Somay, I. Pándi, P. Kucs și G. Kröel-Dulay. 2016. Contrasting effects of land use legacies on grassland restoration in burnt pine plantations. *Biol. Conserv.* 201:356-362.

Van Zandt Peter A., Agrawal Anurag A., 2004 – Community-Wide Impacts Of Herbivore-Induced Plant Responses In Milkweed (*Asclepias syriaca*) *Ecology*, 85: 2616-2629,

Vitousek, P.M., C.M. D'Antonio, L.L. Loope, M. Rejmánek,R. Westbrooks. 1997. Introduced species: a significant component of human-caused global change. *NZ J. Ecol.* 21:1-16.

Willson Mary F., Rathcke Beverly J., 1974 - Adaptive Design of the Floral Display in *Asclepias syriaca* L. The American Midland Naturalist, 92: 47-57

Ye, X. H., Y. L. Zhang, Z. L. Liu, S. Q. Gao, Y. B. Song, F. H. Liu,M. Dong. 2016. Plant clonal integration mediates the horizontal redistribution of soil resources, benefiting neighboring plants. *Front. Plant Sci.* 7:77.

Yenish Joseph P., Beverly R. Durgan, Douglas W. Miller, Donald L. Wyse, 1997 - Wheat (*Triticum aestivum*) Yield Reduction from Common Milkweed (*Asclepias syriaca*) Competition, *Weed Science*, 45: 127-131

Autori fișă: Skolka Marius, Stănescu Florina

Echinocystis lobata

1. **Descriere specie**

Denumire științifică (*cf.* GBIF): *Echinocystis lobata* (Michx.) Torr. et A.Gray 1840

Încadrare taxonomică *(Încrengătură/clasă/ordin)*: Tracheophyta, Magnoliopsida, Cucurbitales, Asclepiadaceae

Habitat *(terestru, marin, dulcicol)*: terestru

2. **Documentare impact:** Impact documentat în Europa și în România.

a. competiție

Specia invadează habitate naturale ripariene sau ruderale, unde se dezvoltă și crește rapid și intră în competiție pentru lumină cu vegetația autohtonă, acoperind-o. Grašič și colab. (2019) semnalează că *Echinocystis lobata* este abundentă în ecosistemele ripariene din Slovenia, unde intră în competiție pentru lumină cu specii native ale genului *Salix* (*Salix caprea, S. fragilis*).

b. prădătorism

Nu este cazul.

c. hibridizare

Nu este cazul.

d. transmiterea de boli speciilor native

E. lobata poate fi infestat de o gamă largă patogeni care ar putea fi transmiși de specii fitofage în vegetația naturală (de ex. *Fusarium* sp, *Rhizoctonia* sp, *Pythium* sp., *Phytophthora sp.*) (Bagi și Böszörmény, 2008).

e. parazitism

Nu este cazul.

f. toxicitate

Nu este cazul.

g. bio-fouling (sau alt impact fizic direct, exceptând relațiile trofice)

Nu este cazul.

h. ierbivorie

Nu este cazul.

i. impact chimic asupra ecosistemelor

E. lobata are efecte alelopatice datorită juglonei și a levifatului, fapt dovedit în condiții de laborator, asupra germinării semințelor și a creșterii răsadurilor de muștar (*Sinapis alba*) (Csiszár și colab., 2013).

j. impact fizic asupra ecosistemelor

Specia este cățărătoare, copleșește de regulă gazda (de ex. arbuști) sau stratul vegetal pe care îl acoperă, umbrește solul (Protopopova și colab., 2015) și alterează spectrul luminii absorbite și reflectate (Bagi și Böszörmény, 2008; Grašič și colab., 2019). Specia alogenă are

un impact negativ prin faptul că acoperă comunitățile vegetale native tipice (de ex. din păduri de salcie, pajiști umede) (Anastasiu și Negrean, 2007; Protopopova și colab., 2015), limitând fotosinteza.

Anastasiu și Negrean (2007) evaluează că specia alogenă are un impact moderat asupra vegetației în habitatele ripariene din România și menționează că în luncile râurilor din Transilvania, plantele native acoperite de specia alogenă sunt sufocate și putrezesc în scurt timp.

k. impact asupra structurii ecosistemelor

E. lobata schimbă structura habitatelor și ecosistemelor unde se stabilizează (Bagi și Böszörmény, 2008; Konopska, 2011). În Ucraina, Protopopova și colab. (2015) au arătat că specia alogenă poate dezvolta desișuri întinse (20-150 m până la 250-300 m în diametru), cu acoperire de până la 100%, inhibând dezvoltarea altor specii de plante prezente în habitatele invadate (zone umede). Aceiași autori menționează că specia are un puternic impact transformator, modificând succesiunea ecologică a comunităților vegetale din zonele umede din regiunea Polissya.

În România, Sanda și colab. (2008) menționează faptul că specia alogenă poate crea o subasociație vegetală distinctă - *echinocystetosum lobatae* Soo 1964, semnalată în bazinul Jijiei de către Huțanu (2004).

l. impact indirect (prin interacțiunea cu alte specii)

În cazul pătrunderii în noi habitate, specia poate crea noi relații trofice prin interacțiunea cu specii native. Astfel, într-un studiu experimental realizat în Polonia (Dylewski și colab., 2019), s-a constatat că specii native de păsări și rozătoare se hrănesc cu semințele de *E. lobata.* În experiment, rozătoarele (de ex. *Apodemus agrarius*) au consumat semințele de pe sol în proporție de 98%, în timp ce păsările (de ex. *Parus major*, *Garrulus glandarius)* au consumat doar 24% din semințele situate la înălțime. Pe de altă parte, atât unele rozătoarele cât și *G. glandarius* depozitează semințele, ceea ce contribuie la răspândirea speciei (Dylewski și colab., 2019).

3. Alte informații relevante

E. lobata este gazda unui mare număr de virusuri, bacterii și fungi a căror transmitere

în culturi agricole poate cauza pierderi economice majore la dovlecei, tutun, prun, etc. (Bagi și Böszörmény, 2008).

Bibliografie

Anastasiu, P., & Negrean, G. (2007). Invadatori vegetali în România. Editura Universităţii din Bucureşti.

Bagi I., Böszörmény A., 2008 - Wild cucumber (*Echinocystis lobata* Torr. et Gray) in Botta-Dukát Zoltán, Balogh Lajos, 2008 - The most important Invasive plants in Hungary, Institute of Ecology și Botany, Hungarian Academy of Sciences, Vácrátót, Hungary, 258 pp, Vácrátót, 2008. P. 103 – 114.

Csiszár, Á.; Korda, M.; Schmidt, D.; Šporčić, D.; Süle, P.; Teleki, B.; Tiborcz, V.; Zagyvai, G.; Bartha, D., 2013 - Allelopathic potential of some invasive plant species occurring in Hungary. Allelopathy Journal, Vol. 31 Issue 2, p309-318

Dylewski, Ł., Myczko, Ł., & Pearson, D. E. (2019). Native generalist consumers interact strongly with seeds of the invasive wild cucumber (*Echinocystis lobata*). NeoBiota, 53, 25.

Grašič Mateja; Piberčnik Mateja; Zelnik Igor; Abram Dragan; Gaberščik Alenka. 2019. "Invasive Alien Vines Affect Leaf Traits of Riparian Woody Vegetation" Water 11: 2395.

Huţanu, M. (2004). Diversitatea florei vasculare, a vegetaţiei şi a macromicetelor din bazinul Jijiei (jud. Botoşani). Editura Gh. Asachi.

Konoposka K. 2011 – Invasive alien plant species of the southern part of the Noeogard Plain (NW Poland). Biodiv. Res. Conserv. 21: 30-38.

Protopopova Vira V., Myroslav V. Shevera, Oleksandr O. Orlov, Sergiy M. Panchenko, 2015 - The transformer species of the Ukrainian Polissya, Biodiv. Res. Conserv. 39: 7-18

Sanda, V., Öllerer, K., & Burescu, P. (2008). Fitocenozele din România: sintaxonomie, structură, dinamică şi evoluţie. Ars Docendi.

Autori fișă: Skolka Marius, Stănescu Florina

Fraxinus pennsylvanica

1. **Descriere specie**

Denumire stiintifica *(cf.* GBIF*)*: *Fraxinus pennsylvanica* Marshall 1785

Incadrare taxonomica *(Increngatura/clasa/ordin)*: Magnoliophyta, Magnolipsida, Lamiales

Habitat *(terestru, marin, dulcicol)*: terestru

2. **Documentare impact:** Impact documentat în Europa și în România.

a. competiție

Este o specie tolerantă la umbrire și la umiditate/ inundații, și are o creștere rapidă, ceea ce îi poate conferi un avantaj competitiv față de anumite specii native (Drescher și Prots, 2016; Mullah și colab., 2014) cum ar fi de exemplu *Q. robur* sau *Fraxinus excelsior*, *Fraxinus angustifolia, Acer campestre, Populus sp*. sau de *Ulmus sp.* (Drescher și Prots, 2016). Reduce rata de crestere si germinare a speciilor native prin alelopatie (Csiszar, 2009). În zone tropicale, colonizează eficient zonele defrișate sau pădurile afectate de tăieri parțiale, intrând în competiție cu speciile native (Mullah și colab., 2014).

b. prădătorism

Nu este cazul.

c. hibridizare

În arealul nativ (Kennedy, 1990) hibridizează cu specii înrudite precum *Fraxinus profunda* (Bush) Bush. Nu sunt dovezi că ar hibridiza cu specii europene.

d. transmiterea de boli speciilor native

Nu este cazul.

e. parazitism

Nu este cazul.

f. toxicitate

Efect alelopatic dovedit (Csiszar, 2009).

g. bio-fouling (sau alt impact fizic direct, exceptând relațiile trofice)

Nu este cazul.

h. ierbivorie

Nu este cazul.

i. impact chimic asupra ecosistemelor

Nu este cazul.

j. impact fizic asupra ecosistemelor

Poate avea un impact negativ prin efectul de umbrire (Drescher și Prots, 2016).

k. impact asupra structurii ecosistemelor

Modifică structura habitatelor prin eliminarea speciilor autohtone cu care interacționează (Drescher și Prots, 2016) dovedind capacitatea de a reconfigura structura comunităților (bioinginerie) (Mullah și colab., 2014).

În România, a fost semnalat din rezervația naturală Hanu Conachi unde se dezvoltă pe habitate nisipoase ponto-stepice (Șușnia și colab., 2020).

l. impact indirect (prin interacțiunea cu alte specii)

Nu este cazul.

3. Alte informații relevante

În România, specia este plantată în amenajamente silvice, fiind una dintre speciile de arbori pe care silvicultorii nu doresc să le elimine. Este considerată o specie importantă pentru producția de lemn. Se dezvoltă foarte bine în păduri de luncă, fiind mai productivă decât cele autohtone, acesta fiind motivul pentru care e preferată și în amenajamentele silvice din Deltă.

Bibliografie

Csiszár, Á. 2009. Allelopathic effects of invasive woody plant species in Hungary. Acta Silvatica et Lignaria Hungarica, 5, 9-17.

Drescher A., Prots B., 2016 - *Fraxinus pennsylvanica* – An Invasive Tree Species In Middle Europe: Case Studies From The Danube Basin. Contribuţii Botanice, LI: 55-69.

Kennedy Harvey Jr,, 1990 - *Fraxinus pennsylvanica* Marsh, (p 346-354) in Burns R, Hancock Barbara (coord) Silvics of North America 2 Hardwoods, Agriculture Handbook, Issue 654, Vol. 2, 877 pp.

Mullah, C.J.A., Klanderud, K., Totland, Ø. *și colab.*, 2014 - Community invasibility and

invasion by non-native *Fraxinus pennsylvanica* trees in a degraded tropical forest. *Biol Invasions* **16,** 2747–2755.

Șușnia, I., Oprea, A., Samuil, C., Huțanu, M., & Sîrbu, C. 2020. The current spread of some invasive neophytes along the lower course of the Siret river. USAMV Iași, seria Agronomie Lucrări Ştiinţifice 63/(1): 219-223.

Autori fișă: Skolka Marius, Cogălniceanu Dan

Helianthus tuberosus

1. **Descriere specie**

Denumire științifică *(cf.* GBIF*)*: *Helianthus tuberosus* L.

Încadrare taxonomică *(Increngatura/clasa/ordin)*: Magnoliophyta, Magnoliopsida, Asterales

Habitat *(terestru, marin, dulcicol)*: terestru

2. **Documentare impact:** Impact documentat în Europa și în România.

a. competiție

H. tuberosus sau topinamburul este o plantă perenă înaltă, adaptată la o gamă largă de condiții de mediu (climat, sol), ce se înmulțește în principal pe cale vegetativă (Anastasiu și Negrean, 2007; Sîrbu și Oprea, 2011), fiind adesea considerată ca și buruiană în culturile agricole. Tuberculii rămași în sol după recoltă dau naștere la noi plante, invadând noile culturi. Poate atinge densități ridicate și umbrește rapid zonele în care crește, reducând/ inhibând prin aceste mecanisme (competiție pentru spațiu și lumină) dezvoltarea altor specii (Vidotto și colab., 2008; Filep și colab., 2018). Filep și colab. (2016) arată că planta produce acizi fenolici în concentrații mai ridicate în momente-cheie ale perioadei de vegetație - primăvara, când alte plante germinează și toamna, când solul este acoperit cu reziduurile plantelor de topinambur, ceea ce îi asigură un anumit grad de monopolizare a resurselor (spațiu, nutrienți, lumină).

b. prădătorism

Nu este cazul.

c. hibridizare

Topinamburul poate hibridiza cu alte specii din genul *Helianthus* (Atlagić și colab., 1993; Filep și colab., 2010). De exemplu, Pugliesi și colab. (1993) au obținut hibrizi cu *H. annuus* în condiții de laborator, în scopul de a îmbunătăți capacitatea de regenerare a plantelor.

d. transmiterea de boli speciilor native

Studii realizate în Canada (Labergh și Sackston, 1987) și Tailanda (Sennoi și colab., 2010) arată că topinamburul poate fi afectat de făinare (*Erysiphe cichoracearum*), putregai (*Sclerotinia sclerotiorum, S. rolfsii* – în Thailanda) și cloroză apicală (*Pseudomonas syringae*). În România, Borcean și colab. (2020) arată că topinamburul poate fi afectat de fungi patogeni precum *Plenodomus lindquistii, Diaporthe spp., Rhizoctonia solani, Septoria helianthi, Alternariaster helianthi,* mai important fiind *Golovinomyces (Erysiphe) cichoracearum*. Acești patogeni pot ataca mai multe tipuri de plante-gazdă, însă nu se cunoaște încă rolul/impactul pe care îl are topinamburul în transmiterea lor către flora nativă.

e. parazitism

Nu este cazul.

f. toxicitate

Nu este cazul.

g. bio-fouling (sau alt impact fizic direct, exceptând relațiile trofice)

Nu este cazul.

h. ierbivorie

Nu este cazul.

i. impact chimic asupra ecosistemelor

H. tuberosus are proprietăți alelopatice (Vidotto și colab., 2008), fiind demonstrat de exemplu faptul că plantele de cultură de interes economic reacționează în mod diferit față de substanțele chimice produse de topinambur, fiind încetinită creșterea rădăcinilor cu până la 70% (Tesio și colab., 2010). Studii similare realizate experimental în SUA de către Tesio și colab. (2011; 2012) arată că atât planta vie, cât și reziduurile de topinambur, în special tulpinile și frunzele, sunt fitotoxice în diferite concentrații, iar dintre acizii fenolici produși, cea mai mare fracție este reprezentată de acidul salicilic.

Deși studiile privind alelopatia sunt centrate pe plante de interes economic, este posibil ca acest mecanism să fie un factor important ce determină invazivitatea speciei în mediul natural, plantele native nefiind adaptate la substanțele secretate de specia alogenă (acizi fenolici), fiindu-le astfel afectate germinarea, creșterea și dezvoltarea (Filep și colab., 2016). Conform studiilor realizate de Filep și colab. (2016), concentrația de acizi fenolici variază pe parcursul diferitelor perioade de vegetație, fiind mai ridicată primăvara, când alte plante germinează și toamna, când solul este acoperit cu reziduurile plantelor de topinambur.

j. impact fizic asupra ecosistemelor

Poate atinge densități ridicate pe malurile râurilor, unde favorizează procesul de eroziune (Kowarik, 2003; CABI, 2021). Are un potențial impact negativ prin efectul de umbrire a solului (Žgančíková și colab., 2012).

k. impact asupra structurii ecosistemelor

H. tuberosus formează de regulă densități mari, înlocuind vegetația nativă, ceea ce poate duce la perturbări în funcționarea ecosistemelor și reducerea biodiversității (CABI, 2021). În România, Anastasiu și Negrean (2007) semnalează faptul că specia se poate dezvolta uneori în desișuri de nepătruns în comunitățile vegetale ripariene, ceea ce duce la modificări puternice în structura ecosistemelor invadate. Impactul nu este cuantificat.

l. impact indirect (prin interacțiunea cu alte specii)

Efectele negative asupra biodiversității native și respectiv asupra ecosistemelor invadate sunt potențate de prezența altor specii alogene invazive (de ex. *Fallopia japonica, Impatiens glandulifera, Ambrosia artemisifolia, Solidago canadensis, Ailanthus altissima*), unele având de asemenea proprietăți alelopatice, sau dezvoltând densități ridicate ce inhibă flora nativă (Zelnik, 2012). În ecosistemele unde dezvoltă densități mari alături de alte specii alogene de plante, schimbă tiparele de succesiune și tipurile de habitate (Walter și colab., 2005).

3. Alte informații relevante

Topinamburul este considerat ca și buruiană în culturile agricole, iar datorită proprietăților alelopatice poate produce pagube economice prin reducerea recoltelor la plante precum sfecla de zahăr și porumb (Schittenhelm, 1996). Schittenhelm (1996) a arătat că

topinamburul poate reduce producția de porumb și sfeclă de zahăr cu 91, respectiv 81% datorită proprietăților alelopatice.

Topinamburul este o specie extrem de invazivă în Europa, nocivă din punct de vedere al impactului asupra biodiversității native, dar în același timp valoroasă ca și plantă de cultură, tuberculii constituind o sursă de hrană bogată în nutrienți și având potențial pentru realizarea de biocombustibili (Bajpai și Bajpai, 1991; Botta-Dukát și Balogh, 2008; Cheng și colab., 2009; Ma și colab., 2011; Filep și colab., 2018; CABI, 2021). Mai mult, datorită conținutului ridicat de inulină, tuberculii sunt benefici în dieta suferinzilor de diabet zaharat (Kays și Nottingham, 2007; Roberfroid, 2007; Ma și colab., 2011; Filep și colab., 2018). Filep și colab. (2018) documentează utilizarea topinamburului ca plantă etnomedicinală, fiind considerată benefică pentru a trata afecțiuni precum astmul, durerile reumatice sau durerile de gât.

Bibliografie

Anastasiu, P. & Negrean, G. (2007) Invadatori vegetali în România. București: Editura Universităţii din Bucureşti.

Atlagić, J., Dozet, B., & Škorić, D. (1993) Meiosis and pollen viability in *Helianthus tuberosus* L. and its hybrids with cultivated sunflower. Plant Breeding, 111(4): 318-324.

Bajpai, P. K., & Bajpai, P. (1991) Cultivation and utilization of Jerusalem artichoke for ethanol, single cell protein, and high-fructose syrup production. Enzyme and microbial technology, 13(4): 359-362.

Borcean, A., David, G., & Arsene, G. (2020) Spontaneous populations of Jerusalem artichoke's (*Helianthus tuberosus* L.) disease in SW Romania. Research Journal of Agricultural Science, 52(2): 3-10.

Botta-Dukát, Z., & Balogh, L. (2008) The most important invasive plants in Hungary. HAS Institute of Ecology and Botany.

CABI (2021) Invasive Species Compendium. Wallingford, UK: CAB International. www.cabi.org/isc.

Cheng, Y., Zhou, W., Gao, C., Lan, K., Gao, Y., & Wu, Q. (2009) Biodiesel production from

Jerusalem artichoke (*Helianthus Tuberosus* L.) tuber by heterotrophic microalgae *Chlorella protothecoides*. Journal of Chemical Technology & Biotechnology: International Research in Process, Environmental & Clean Technology, 84(5): 777-781.

Filep, R., Balogh, L., & Csergő, A.-M. (2010) Perennial *Helianthus* taxa in Târgu-Mures city and its surroundings. Journal of Plant Development, 17(2010): 69-74..

Filep, R., Pal, R. W., Balázs, V. L., Mayer, M., Nagy, D. U., Cook, B. J., & Farkas, Á. (2016) Can seasonal dynamics of allelochemicals play a role in plant invasions? A case study with *Helianthus tuberosus* L. Plant Ecology, 217(12): 1489-1501.

Filep, R., Balogh, L., Balázs, V. L., Farkas, Á., Pal, R. W., Czigle, S., ... & Papp, N. (2018) *Helianthus tuberosus* L. agg. in the Carpathian Basin: a blessing or a curse?. Genetic resources and crop evolution, 65(3): 865-879.

Kays, S. J., & Nottingham, S. F. (2007) Biology and chemistry of Jerusalem artichoke: *Helianthus tuberosus* L. CRC press.

Kowarik I. (2003) Biologische Invasionen: Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa. Stuttgart, Germany: Ulmer.

Labergh, C., & Sackston, W. E. (1987) Adaptability and diseases of Jerusalem artichoke (*Helianthus tuberosus*) in Quebec. Canadian Journal of Plant Science, 67(1): 349-353.

Ma, X. Y., Zhang, L. H., Shao, H. B., Xu, G., Zhang, F., Ni, F. T., & Brestic, M. (2011). Jerusalem artichoke (*Helianthus tuberosus*), a medicinal salt-resistant plant has high adaptability and multiple-use values. Journal of Medicinal Plants Research, 5(8): 1272-1279.

Pugliesi, C., Megale, P., Cecconi, F., & Baroncelli, S. (1993) Organogenesis and embryogenesis in *Helianthus tuberosus* and in the interspecific hybrid *Helianthus annuus* × *Helianthus tuberosus*. Plant cell, tissue and organ culture, 33(2): 187-193.

Roberfroid, M. B. (2007) Inulin-type fructans: functional food ingredients. The Journal of nutrition, 137(11): 2493S-2502S.

Schittenhelm, S. (1996) Competition and control of volunteer Jerusalem artichoke in various crops. Journal of Agronomy and Crop Science, 176(2): 103-110.

Sennoi, R., Jogloy, S., Saksirirat, W., & Patanothai, A. (2010). Pathogenicity test of

Sclerotium rolfsii, a causal agent of Jerusalem artichoke (*Helianthus tuberosus* L.) stem rot. Asian Journal of Plant Sciences, 9(5): 281-284.

Sîrbu, C. (coord.) & Oprea, A. (2011) Plante adventive în flora României. Iași: Editura ”Ion Ionescu de la Brad”.

Tesio, F., Weston, L., Vidotto, F., & Ferrero, A. (2010) Potential allelopathic effects of Jerusalem artichoke (*Helianthus tuberosus*) leaf tissues. Weed Technology, 24(3): 378-385. doi:10.1614/WT-D-09-00065.1

Tesio, F., Weston, L. A., & Ferrero, A. (2011) Allelochemicals identified from Jerusalem artichoke (*Helianthus tuberosus* L.) residues and their potential inhibitory activity in the field and laboratory. Scientia Horticulturae, 129(3), 361-368.

Tesio, F., Vidotto, F., & Ferrero, A. (2012) Allelopathic persistence of *Helianthus tuberosus* L. residues in the soil. Scientia Horticulturae, 135: 98-105.

Vidotto, F., Tesio, F., & Ferrero, A. (2008) Allelopathic effects of *Helianthus tuberosus* L. on germination and seedling growth of several crops and weeds. Biological Agriculture & Horticulture, 26(1): 55-68.

Walter, J., Essl, F., Englisch, T., & Kiehn, M. (2005) Neophytes in Austria: habitat preferences and ecological effects. Neobiota, 6: 13-25.

Žgančíková, I., Vereš, T., & Čurná, V. (2012). Monitoring of the *Helianthus tuberosus* (L.)- as an invasive weed of natural ecosystems. Research Journal of Agricultural Science, 44(2), 127-130.

Zelnik, I. (2012) The presence of invasive alien plant species in different habitats: case study from Slovenia. Acta Biologica Slovenica, 55(2): 25-38.

Autori fișă: Skolka Marius, Stănescu Florina

Heracleum mantegazzianum

1. **Descriere specie**

Denumire științifică *(cf.* GBIF*)*: *Heracleum mantegazzianum* Sommier & Levier

Încadrare taxonomică *(Increngatura/clasa/ordin)*: Magnoliophyta, Magnoliopsida, Apiales

Habitat *(terestru, marin, dulcicol)*: terestru

2. **Documentare impact:** Impact documentat în Europa, nu și în România.

a. competiție

H. mantegazzianum este o plantă nitrofilă, perenă, înaltă, cu tulpină viguroasă, cu germinare timpurie și creștere rapidă, cu o capacitate mare de regenerare, prolifică și cu proprietăți alelopatice, ceea ce îi permite să se extindă rapid și pe suprafețe mari (poate acoperi suprafețe întinse, de ordinul hectarelor), în formațiuni dense (Pysek, 1994; Hattendorf și colab., 2007; Pysek și colab., 2007; CABI, 2021). Datorită acestor caracteristici, este considerată un competitor agresiv față de alte specii de plante, capabilă să exploateze foarte eficient și astfel să monopolizeze resursele de apă, nutrienți și lumină (Pysek, 1994; Pysek și colab., 2007; CABI, 2021). Umbrirea pare să fie principalul mecanism prin care elimină din competiție flora de înălțime mai mică, conform studiilor realizate în Germania (Thiele și Otte, 2007).

b. prădătorism

Nu este cazul.

c. hibridizare

H. mantegazzianum poate hibridiza cu alte specii din genul *Heracleum* (Jahodová și colab., 2007; Rijal și colab., 2015), cum ar fi specia europeană *H. sphondylium*, cu condiția ca ultima specie să fie fecundate cu polen de la specia invazivă (date experimentale, obținute cu *H. sphondylium* din Scoția) (Stewart și Grace, 1984). Aceasta poate ridica dificultăți în identificarea și managementul speciei alogene.

d. transmiterea de boli speciilor native

Nu este cazul.

e. parazitism

Nu este cazul.

f. toxicitate

Seva este foto-toxică, conține furanocumarine în cantități mai ridicate comparativ cu alte plante din același gen (Hattendorf și colab., 2007). Furanocumarinele se regăsesc în laptele mamiferelor care se hrănesc cu această plantă și dau acestuia un miros neplăcut;

aceste substanțe pot de asemenea să reducă fertilitatea animalelor, iar în cantități mai mari să producă probleme digestive sau intoxicare (Buttenschøn și Nielsen, 2007).

g. bio-fouling (sau alt impact fizic direct, exceptând relațiile trofice)

Nu este cazul.

h. ierbivorie

Nu este cazul.

i. impact chimic asupra ecosistemelor

Heracleum mantegazzianum are proprietăți alelopatice, ceea ce îi permite să inhibe creșterea și dezvoltarea altor plante (Balezentiene și Renco, 2014; CABI, 2021). Furanocumarinele produse de plantă pot avea efecte multiple asupra lanțului trofic: spre exemplu, Ode și colab. (2004) au arătat că rata de parazitare a larvelor moliei *Depressaria radiella* de către viespea parazitoidă *Copidosoma sosares* sunt mai mici atunci când larvele de *D. radiella* se hrănesc pe *H. mantegazzianum* cu un conținut ridicat de xanthotoxină.

j. impact fizic asupra ecosistemelor

Poate atinge densități și biomase ridicate și acoperi suprafețe considerabile de teren (Pysek și colab., 2007). Similar cu alte specii alogene din genul *Heracleum*, poate favoriza procesul de eroziune a malurilor în ecosistemele ripariene, întrucât solul rămâne dezgolit când plantele se usucă, în sezonul rece (Fremstad și Elven, 2006; CABI, 2021). În situațiile în care cantități semnificative de sol erodat ajung în ecosistemele de acvatice, în special râuri, poate fi modificată structura albiei, ceea ce afectează speciile cu necesități specifice în ceea ce privește substratul (de exemplu, salmonidele, pentru reproducere) (Thiele și Otte, 2007).

k. impact asupra structurii ecosistemelor

H. mantegazzianum, asemenea altor specii alogene invazive din genul *Heracleum*, poate transforma habitatele și microclimatul și implicit produce perturbări în funcționarea ecosistemelor prin reducerea bogăției specifice și abundenței vegetației în zonele invadate, fiind capabilă să formeze comunități monospecifice dense și astfel să înlocuiască flora nativă (Nielsen și colab., 2005; Otte și colab., 2007; Pysek și colab., 2007; Thiele și Otte, 2007). Spre exemplu, Thiele și Otte (2007) relatează că în Germania, specia alogenă a avut un impact local prin modificarea structurii vegetației, a suprafeței acoperite de plantele autohtone și a compoziției specifice a comunităților vegetale; impactul a fost puternic în

pajiștile ruderale și comunitățile vegetale pioniere, unde specia alogenă a înlocuit speciile tipice și a redus bogăția specifică la nivel local.

l. impact indirect (prin interacțiunea cu alte specii)

Nu este cazul.

3. Alte informații relevante

Invazivitatea plantei alogene pare să fie favorizată de perturbările de origine antropică asupra habitatelor naturale (Pysek și colab., 2007; Thiele și Otte, 2007).

Un studiu realizat în Germania (Reinhardt și colab,. 2003) a estimat că bugetul anual necesar pentru combaterea speciei alogene la nivelul întregii țări se ridică la aprox. 12 300 000 EUR, buget ce ar trebui alocat pentru combaterea la nivelul a mai multe sectoare: sănătate, arii naturale protejate, transport rutier, administrarea zonelor urbane.

Managementul plantei prin pășunat este o soluție fezabilă și recomandată (dată fiind și cantitatea ridicată de biomasă produsă), atâta timp cât se coordonează cu perioadele fenologice când conținutul de substanțe toxice din diferitele părți ale plantei este cel mai redus (Buttenschøn și Nielsen, 2007).

Amestecul de furanocumarine și uleiuri esențiale produse de această plantă prezintă interes farmaceutic datorită proprietăților bactericide, fungicide, virucide sau repelente față de anumite specii de nevertebrate considerate dăunătoare (Hattendorf și colab., 2007).

Seva este foto-toxică, conține furanocumarine în cantități mai ridicate comparativ cu alte plante din același gen (Hattendorf și colab., 2007). Astfel, contactul cu planta produce arsuri grave la nivelul pielii în prezența radiațiilor UV, fiind recomandată evitarea contactului chiar și în absența luminii, întrucât anumite substanțe componente pot avea efecte carcinogene și teratogene (Nielsen și colab., 2005; Thiele și Otte, 2007). Astfel, prezența desișurilor de *H. mantegazzianum* în apropierea zonelor populate, în special școli, grădinițe, acces către zone de recreere (ex. plaje) reprezintă un pericol (CABI, 2021). Manipularea plantelor alogene din genul *Heracleum* (în scopul eliminării) trebuie realizată cu mare atenție, de către personal instruit și dotat cu echipament de protecție impermeabil (inclusiv ochelari de protecție) (Nielsen și colab., 2005; Fremstad și Elven, 2006; Thiele și Otte, 2007).

Bibliografie

Balezentiene, L., & Renco, M. (2014) Phytotoxicity and accumulation of secondary metabolites in *Heracleum mantegazzianum* (Apiaceae). Allelopathy Journal, 33(2): 267-276.

Buttenschøn, R. M., & Nielsen, C. (2007) Control of *Heracleum mantegazzianum* by grazing. In: Ecology and management of Giant Hogweed. Pysek, P., Cock, M. J. W., Nentwig, W & Ravn, H. P. (Eds.), pp. 240-254, CABI, Wallingford (2007). 352pp.

CABI (2021) Invasive Species Compendium. Wallingford, UK: CAB International. www.cabi.org/isc.

Fremstad, E. & Elven, R. (2006) The alien giant species of *Heracleum* in Norway. NTNU Vitensk.mus. Rapp. Bot. Ser. 2006(2): 1-35.

Hattendorf, J., Hansen, S. O., Nentwig, W., Pyšek, P., Cock, M. J. W., & Ravn, H. P. (2007) Defence systems of *Heracleum mantegazzianum*. In: Ecology and management of Giant Hogweed. Pysek, P., Cock, M. J. W., Nentwig, W & Ravn, H. P. (Eds.), pp. 209-225, CABI, Wallingford (2007). 352pp

Jahodová, Š., Fröberg, L., Pyšek, P., Geltman, D., Trybush, S., & Karp, A. (2007) Taxonomy, identification, genetic relationships and distribution of large *Heracleum* species in Europe. In: Ecology and management of Giant Hogweed. Pysek, P., Cock, M. J. W., Nentwig, W & Ravn, H. P. (Eds.), pp. 1-19, CABI, Wallingford (2007). 352pp

Nielsen, C., Ravn, H. P., Nentwig, W., & Wade, M. (2005) The Giant Hogweed Best Practice Manual. Guidelines for the management and control of an invasive weed in Europe. Forest and Landscape Denmark, Hoersholm, 44.

Ode, P. J., Berenbaum, M. R., Zangerl, A. R., & Hardy, I. C. W. (2004) Host plant, host plant chemistry and the polyembryonic parasitoid *Copidosoma sosares*: indirect effects in a tritrophic interaction. Oikos, 104(2): 388-400.

Otte, A., Eckstein, R. L., & Thiele, J. (2007) *Heracleum mantegazzianum* in its primary distribution range of the Western Greater Caucasus. In: Ecology and management of Giant Hogweed. Pysek, P., Cock, M. J. W., Nentwig, W & Ravn, H. P. (Eds.), pp. 20-41, CABI, Wallingford (2007). 352pp

Pysek, P. (1994) Ecological aspects of invasion by *Heracleum mantegazzianum* in the Czech

Republic. In: Ecology and management of Giant Hogweed. Pysek, P., Cock, M. J. W., Nentwig, W & Ravn, H. P. (Eds.), pp. 45-54, CABI, Wallingford (2007). 352pp

Pysek, P., Cock, M. J., Nentwig, W., & Ravn, H. P. (2007) Master of all traits: can we successfully fight giant hogweed. Ecology and management of giant hogweed (*Heracleum mantegazzianum*), 297-312.

Reinhardt, F., Herle, M., Bastiansen, F., & Streit, B. (2003) Economic impact of the spread of alien species in Germany. Berlin, Germany: Federal Environmental Agency (Umweltbundesamt).

Rijal, D. P., Falahati-Anbaran, M., Alm, T., & Alsos, I. G. (2015) Microsatellite markers for *Heracleum persicum* (Apiaceae) and allied taxa: Application of next-generation sequencing to develop genetic resources for invasive species management. Plant Molecular Biology Reporter, 33(5): 1381-1390.

Stewart, F., & Grace, J. (1984) An experimental study of hybridization between *Heracleum mantegazzianum* Somm. & Levier and *H. sphondylium* L. subsp. *sphondylium* (Umbelliferae). Watsonia, 15: 73-83.

Thiele, J., & Otte, A. (2007) Impact of *Heracleum mantegazzianum* on invaded vegetation and human activities. In: Ecology and management of Giant Hogweed. Pysek, P., Cock, M. J. W., Nentwig, W & Ravn, H. P. (Eds.), CABI, Wallingford (2007). 352pp

Autori fișă: Skolka Marius, Stănescu Florina

Heracleum persicum

1. **Descriere specie**

Denumire științifică *(cf.* GBIF*)*: *Heracleum persicum* Fischer

Încadrare taxonomică *(Increngatura/clasa/ordin)*: Magnoliophyta, Magnoliopsida, Apiales

Habitat *(terestru, marin, dulcicol)*: terestru

2. **Documentare impact:** impact documentat în Europa, nu și în România.

a. competiție

Heracleum persicum este o plantă nitrofilă, perenă înaltă, cu creștere timpurie, rapidă, prolifică și cu proprietăți alelopatice, ceea ce îi permite să se extindă rapid, pe suprafețe mari, în formațiuni dense; astfel, este un competitor puternic față de vegetația de înălțimi mai reduse, fiind capabil să exploateze foarte eficient și să monopolizeze resursele de nutrienți din sol, spațiu și lumină (Fremstad și Elven, 2006; Rijal și colab., 2017).

b. prădătorism

Nu este cazul.

c. hibridizare

Heracleum persicum poate hibridiza cu *H. mantegazzianum* o altă plantă alogenă în Europa, dar și cu *H. sphondylium* (inclusiv ssp. *sibiricum*), care este de origine europeană (Fremstad și Elven, 2006; Rijal și colab., 2015a). Hibridizarea cu specia nativă poate ridica dificultăți în identificarea și managementul speciei alogene (Rijal și colab., 2015b).

d. transmiterea de boli speciilor native

Nu este cazul.

e. parazitism

Nu este cazul.

f. toxicitate

Seva este foto-toxică (conține furanocumarine) iar anumite furanocumarine au efecte carcinogene și teratogene la mamifere (Nielsen și colab., 2005). Nu este documentat impactul asupra biodiversității.

g. bio-fouling (sau alt impact fizic direct, exceptând relațiile trofice)

Nu este cazul.

h. ierbivorie

Nu este cazul.

i. impact chimic asupra ecosistemelor

Heracleum persicum are proprietăți alelopatice, ceea ce îi permite să inhibe creșterea și dezvoltarea altor plante, precum *Alchemilla subcrenata, Phleum pratense, Poa pratensis* (CABI, 2021).

j. impact fizic asupra ecosistemelor

Poate atinge densități și biomase ridicate și acoperi suprafețe mari de teren; fiind o

specie nitrofilă, răspândirea și proliferarea acesteia sunt stimulate de fenomenul de eutrofizare (CABI, 2021). Favorizează procesul de eroziune a malurilor în ecosistemele ripariene, întrucât solul rămâne dezgolit când plantele mor, în sezonul rece (Fremstad și Elven, 2006).

k. impact asupra structurii ecosistemelor

H. persicum poate transforma habitatele și implicit produce perturbări în funcționarea ecosistemelor prin reducerea bogăției specifice și abundenței vegetației native, fiind capabilă să formeze comunități monospecifice dense și astfel să înlocuiască flora nativă (Fremstad & Elven, 2006; Rijal și colab., 2017). Fremstad și Elven (2006) consideră că impactul asupra biodiversității este mai degrabă cauzat de efectul de umbrire, și într-o proporție mai mică de proprietățile alelopatice ale plantei.

l. impact indirect (prin interacțiunea cu alte specii)

Nu este cazul.

3. Alte informații relevante

Datorită proprietăților alelopatice, are potențialul de a fi utilizată pentru obținerea unor bio-insecticide pentru combaterea unor dăunători ai cerealelor și/sau legumelor, precum coleopterul *Callosobruchus maculatus* (Manzoomi și colab., 2010; Izakmehri și colab., 2013) sau molia *Plodia interpunctella* (Ebadollahi și Ashouri, 2011), dar și a țânțarilor (Sedaghat și colab., 2011).

Seva este foto-toxică, motiv pentru care Fremstad și Elven (2006) semnalează pericolul prezenței desișurilor de *H. persicum* în apropierea zonelor populate, în special școli, grădinițe, acces către zone de recreere (ex. plaje) (impact negativ social și asupra sănătății umane); autorii avertizează că manipularea plantei (în scopul eliminării acesteia) trebuie realizată cu mare atenție, de către personal instruit și dotat cu echipament de protecție impermeabil și ochelari.

Diferite părți din planta de *H. persicum* sunt folosite în medicina tradițională din regiunea nativă (Iran), pentru a trata o gamă largă de afecțiuni: de exemplu, sucul din fructe este considerat benefic pentru îmbunătățirea memoriei, decoctul din fructe are efect digestiv, iar fructele uscate pot fi utilizate ca și contraceptive (Majidi și Lamardi, 2018). Au fost testate

și demonstrate și în laborator proprietățile sale antioxidante, analgezice, carminative, anti-inflamatoare, imunomodulatoare, antibacteriene, antifungice sau citotoxice (Hajhashemi și colab., 2009; Faraji și colab., 2013; Nejad și colab., 2014; Hoseinifar și colab., 2016; Mofasseri și colab., 2017; Mostaghim și colab., 2017). Tulpinile au proprietăți bioabsorbante, putând fi folosite cu succes pentru depoluarea apei de pesticide precum paraquatul (eficiență de cca. 82%) și diquatul (eficiență de cca. 93%) (Mehmandost și colab., 2020).

Bibliografie

CABI (2021) Invasive Species Compendium. Wallingford, UK: CAB International. www.cabi.org/isc.

Ebadollahi, A., & Ashouri, S. (2011) Toxicity of essential oils isolated from *Achillea millefolium* L., *Artemisia dracunculus* L. and Heracleum persicum Desf. against adults of *Plodia interpunctella* (Hübner)(Lepidoptera: Pyralidae) in Islamic Republic of Iran. Ecologia Balkanica, 3(2).

Faraji, Z., Khojasteh, B., & Hatami, H. (2013). Protective effect of Heracleum persicum alcoholic extract against diazinoninduced spatial memory impairment of rat. Pharmacol online archives, 1, 128-134.

Fremstad, E. & Elven, R. (2006) The alien giant species of *Heracleum* in Norway. NTNU Vitensk.mus. Rapp. Bot. Ser. 2006(2): 1-35.

Hajhashemi, V., Sajjadi, S. E., & Heshmati, M. (2009) Anti-inflammatory and analgesic properties of *Heracleum persicum* essential oil and hydroalcoholic extract in animal models. Journal of Ethnopharmacology, 124(3): 475-480.

Hoseinifar, S. H., Zoheiri, F., & Lazado, C. C. (2016). Dietary phytoimmunostimulant Persian hogweed (*Heracleum persicum*) has more remarkable impacts on skin mucus than on serum in common carp (*Cyprinus carpio*). Fish & shellfish immunology, 59, 77-82.

Izakmehri, K., Saber, M., Mehrvar, A., Hassanpouraghdam, M. B., & Vojoudi, S. (2013) Lethal and sublethal effects of essential oils from *Eucalyptus camaldulensis* and *Heracleum persicum* against the adults of *Callosobruchus maculatus*. Journal of Insect Science, 13(1).

Majidi, Z., & Lamardi, S. S. (2018) Phytochemistry and biological activities of *Heracleum persicum*: A review. Journal of Integrative Medicine, 16(4): 223-235.

Manzoomi, N., Ganbalani, G. N., Dastjerdi, H. R., & Fathi, S. A. A. (2010) Fumigant toxicity of essential oils of *Lavandula officinalis*, *Artemisia dracunculus* and *Heracleum persicum* on the adults of *Callosobruchus maculatus* (Coleoptera: Bruchidae). Munis Entomology & Zoology, 5(1): 118-122.

Mehmandost, N., García-Valverde, M. T., Soriano, M. L., Goudarzi, N., Lucena, R., Chamjangali, M. A., & Cardenas, S. (2020) *Heracleum persicum* based biosorbent for the removal of paraquat and diquat from waters. Journal of Environmental Chemical Engineering, 8(6): 104481.

Mofasseri, M., Shemirani, F., Tavakoli, S., Tabatabaei, M. J., & Goodarzi, S. (2017) Elucidation of compounds from toxic fraction of *Heracleum persicum* extract. Research Journal of Pharmacognosy, 4(Supplement): 29-29.

Mostaghim, T., Afshar, A., Mohammadpourfard, I., Sayadi, M., & Rezaei, M. (2017) Antibacterial properties of essential oil of *Heracleum persicum* (Golpar) and foodborne pathogens. Int J Enteric Pathog, 5(2): 41-44.

Nejad, B. S., Rajabi, M., Mamoudabadi, A. Z., & Zarrin, M. (2014). In vitro anti-candida activity of the hydroalcoholic extracts of *Heracleum persicum* fruit against phatogenic candida species. Jundishapur Journal of Microbiology, 7(1).

Nielsen, C., Ravn, H. P., Nentwig, W., & Wade, M. (2005) The Giant Hogweed Best Practice Manual. Guidelines for the management and control of an invasive weed in Europe. Forest and Landscape Denmark, Hoersholm, 44.

Rijal, D. P., Falahati-Anbaran, M., Alm, T., & Alsos, I. G. (2015a) Microsatellite markers for *Heracleum persicum* (Apiaceae) and allied taxa: Application of next-generation sequencing to develop genetic resources for invasive species management. Plant Molecular Biology Reporter, 33(5): 1381-1390.

Rijal, D. P., Alm, T., Jahodová, Š., Stenøien, H. K., & Alsos, I. G. (2015b) Reconstructing the invasion history of *Heracleum persicum* (Apiaceae) into Europe. Molecular Ecology, 24(22): 5522-5543.

Rijal, D. P., Alm, T., Nilsen, L., & Alsos, I. G. (2017) Giant invasive *Heracleum persicum*:

Friend or foe of plant diversity?. Ecology and Evolution, 7(13): 4936-4950.

Sedaghat, M. M., Dehkordi, A. S., Abai, M. R., Khanavi, M., Mohtarami, F., Abadi, Y. S., ... & Vatandoost, H. (2011) Larvicidal activity of essential oils of Apiaceae plants against malaria vector, *Anopheles stephensi*. Iranian Journal of Arthropod-Borne Diseases, 5(2): 51.

Autori fișă: Skolka Marius, Stănescu Florina

Heracleum sosnowskyi

1. **Descriere specie**

Denumire stiintifica *(cf.* GBIF*)*: *Heracleum sosnowskyi* Manden.

Incadrare taxonomica *(Increngatura/clasa/ordin)*: Magnoliophyta, Magnoliopsida, Apiales

Habitat *(terestru, marin, dulcicol)*: terestru

2. **Documentare impact:** impact documentat în Europa și în România.

a. competiție

Heracleum sosnowskyi este o plantă nitrofilă, perenă sau bianuală, înaltă, cu tulpină viguroasă, rezistentă, cu creștere timpurie și rapidă, prolifică și cu proprietăți alelopatice, ceea ce îi permite să se extindă rapid, pe suprafețe mari (poate acoperi suprafețe întinse, de ordinul hectarelor), în formațiuni dense (Kabuce și Priede, 2010; CABI, 2021); astfel, este considerată ca una dintre cele mai agresive plante alogene invazive (de ex. în țările Baltice), fiind un competitor puternic față de flora nativă, capabilă să exploateze foarte eficient și astfel să monopolizeze resursele de apă, nutrienți și lumină (Kabuce și Priede, 2010). De exemplu, Nielsen și colab. (2005) au arătat că în comunitățile vegetale unde specia alogenă este dominantă, cea mai mare parte a luminii (80%) este captată de către aceasta. Un studiu mai recent (Dalke și colab., 2015) a arătat că în cazul comunităților monospecifice realizate de către aceasta plantă, acest procent poate atinge 97%, evidențiind totodată o eficiență foarte ridicată în utilizarea apei pentru fotosinteză (de câteva ordine de magnitudine mai mare comparativ cu vegetația tipică zonei de taiga).

Maruşca și Pop (2001) semnalează (Prejmer, România) că specia poate atinge dimensiuni mai mari comparativ cu regiunea nativă (2-4 m față de 1-1,5 m), în condițiile în care solul este foarte fertil, dezvoltând asociații în care este specia dominantă.

b. prădătorism

Nu este cazul.

c. hibridizare

H. sosnowskyi poate hibridiza cu alte specii alogene sau native din genul *Heracleum*, ceea ce poate ridica dificultăți în identificarea și managementul speciilor alogene (Kabuce și Priede, 2010; Rijal și colab., 2015; CABI, 2021).

d. transmiterea de boli speciilor native

Nu este cazul.

e. parazitism

Nu este cazul.

f. toxicitate

Seva este foto-toxică (conține furanocumarine) iar anumite substanțe componente pot avea efecte carcinogene și teratogene la mamifere (Nielsen și colab., 2005; Jakubowicz și colab., 2012). Nu este recomandat ca hrană pentru animalele domestice, întrucât are efecte adverse asupra sănătății acestora (ex. hemoragii interne) (Jakubowicz și colab., 2012). Prin urmare, specia are un impact potențial negativ asupra ierbivorelor care ar putea să o consume (de ex. căprioare). Nu este documentat suficient impactul toxicității asupra biodiversității.

g. bio-fouling (sau alt impact fizic direct, exceptând relațiile trofice)

Nu este cazul.

h. ierbivorie

Nu este cazul.

i. impact chimic asupra ecosistemelor

H. sosnowskyi afectează comunitățile vegetale unde se instalează prin faptul că produce substanțe chimice (compuși fenolici) cu proprietăți alelopatice (care afectează creșterea și dezvoltarea altor plante/organisme) (Baležentienė, 2012; CABI, 2021).

j. impact fizic asupra ecosistemelor

Poate atinge densități și biomase ridicate și acoperi suprafețe mari de teren,

schimbând fizionomia peisajelor/ habitatelor precum și microclimatul, ceea ce poate favoriza stabilirea unor specii atipice (Otte și colab., 2007); fiind o specie nitrofilă, răspândirea și proliferarea acesteia sunt stimulate de fenomenul de eutrofizare (CABI, 2021). Similar cu alte specii alogene din genul *Heracleum*, poate favoriza procesul de eroziune a malurilor în ecosistemele ripariene, întrucât solul rămâne dezgolit când plantele se usucă, în sezonul rece (Fremstad și Elven, 2006; CABI, 2021).

k. impact asupra structurii ecosistemelor

H. sosnowskyi, asemenea altor specii alogene invazive din genul *Heracleum*, poate transforma habitatele și implicit produce perturbări în funcționarea ecosistemelor prin reducerea bogăției specifice și abundenței speciilor native, fiind capabilă să formeze comunități monospecifice dense și astfel să înlocuiască flora nativă (Nielsen și colab., 2005; Baležentienė, 2012; Renčo și colab., 2019).

În România, Maruşca și Pop (2001) au arătat că specia alogenă poate forma noi asociații vegetale în care este specie dominantă: *Cirsio (Oleracei)* - *Heraclietum* ass. nov.

Efectele negative asupra biodiversității nu se limitează doar asupra speciilor de plante. Renčo și Baležentiené (2015) au arătat spre exemplu că pe lângă modificările semnificative produse în comunitățile vegetale, planta alogenă a afectat și abundența și diversitatea specifică în comunitățile de nematode din sol. Grzędzicka și Reif (2020) au arătat că modificările habitatelor cauzate de planta alogenă au avut un impact negativ semnificativ și asupra comunităților de păsări, în special asupra celor ce preferă habitate deschise (de exemplu, păsări ce se hrănesc/ cuibăresc pe sol).

Glushakova și colab. (2015) au arătat că *H. sosnowskyi* produce perturbări în comunitățile microbiene din sol (levuri), favorizând anumite specii/ asociații de specii în detrimentul altora, comparativ cu habitatele unde planta alogenă nu este prezentă.

l. impact indirect (prin interacțiunea cu alte specii)

H. sosnowskyi poate avea un impact indirect asupra interacțiunilor dintre biota din sol și comunitățile vegetale native (și/sau de interes economic), prin favorizarea comunităților de nematode parazite din sol (bacterivore și fungivore) (Renčo și Baležentiené, 2015) sau a anumitor comunități microbiene, specifice zonelor invadate (Glushakova și colab., 2015).

3. Alte informații relevante

În România, planta a fost introdusă în a doua jumătate a anilor 1970, în ideea de a fi utilizată ca plantă furajeră la indicațiile lui Nicolae Ceaușescu (după o vizită făcută în Polonia în anul 1975). Planta a fost cultivată la Fundulea (unde nu a supraviețuit) și la Prejmer. Deși cultura ei a fost abandonată la Prejmer, planta a fost regasită în habitate naturale aflate la mică distanță de locul inițial unde a fost cultivată (Marușca și Pop, 2001).

Utilizarea plantei ca și furaj pentru animalele domestice a fost abandonată în numeroase țări (de ex. țările Baltice) întrucât afectează calitatea laptelui și a cărnii, și reprezintă și un pericol pentru sănătatea animalelor și a omului (Jahodová și colab., 2007; Jakubowicz și colab., 2012). În schimb, *H. sosnowskyi* ar putea fi valorificată prin producția de biocombustibili, precum biobutanolul, așa cum arată Zihare și Blumberga (2017). Similar cu alte specii ale genului *Heracleum*, compușii chimici produși de această plantă pot avea aplicații în industria farmaceutică, medicină sau biotehnologie (ex. pentru producția de biopesticide) (Kousha și Ringø, 2015; Imanly și Serkerov, 2016; Karmanov și colab., 2020).

În Estonia, măsurile de eradicare a plantei alogene au fost sabotate de către apicultori, aceștia fiind convinși că este benefică pentru producția de miere (Kabuce și Priede, 2010).

Seva este foto-toxică (conține furanocumarine) producând arsuri grave la nivelul pielii în prezența radiațiilor UV, fiind recomandată evitarea contactului cu planta chiar și în absența luminii, întrucât anumite substanțe componente pot avea efecte carcinogene și teratogene (Nielsen și colab., 2005; Jakubowicz și colab., 2012). Astfel, prezența desișurilor de *H. sosnowskyi* în apropierea zonelor populate, în special școli, grădinițe, acces către zone de recreere (ex. plaje) reprezintă un pericol (CABI, 2021). De exemplu, atât Nielsen și colab. (2005) cât și Fremstad și Elven (2006) avertizează că manipularea plantelor alogene din genul *Heracleum* (în scopul eliminării) trebuie realizată cu mare atenție, de către personal instruit și dotat cu echipament de protecție impermeabil (inclusiv ochelari de protecție).

Bibliografie

Baležentienė, L. (2012) Inhibitory effects of invasive *Heracleum sosnowskyi* on rapeseed and ryegrass germination. Allelopathy Journal, 30(2): 197-208.

CABI (2021) Invasive Species Compendium. Wallingford, UK: CAB International.

www.cabi.org/isc.

Dalke, I. V., Chadin, I. F., Zakhozhiy, I. G., Malyshev, R. V., Maslova, S. P., Tabalenkova, G. N., & Golovko, T. K. (2015) Traits of *Heracleum sosnowskyi* plants in monostand on invaded area. PLoS One, 10(11): e0142833.

Fremstad, E. & Elven, R. (2006) The alien giant species of *Heracleum* in Norway. NTNU Vitensk.mus. Rapp. Bot. Ser. 2006(2): 1-35.

Glushakova, A. M., Kachalkin, A. V., & Chernov, I. Y. (2015) Soil yeast communities under the aggressive invasion of Sosnowsky's hogweed (*Heracleum sosnowskyi*). Eurasian soil science, 48(2): 201-207.

Grzędzicka, E., & Reif, J. (2020) Impacts of an invasive plant on bird communities differ along a habitat gradient. Global Ecology and Conservation, 23: e01150.

Imanly, H. A., & Serkerov, S. V. (2016) Investigation of component composition of roots and fruits *Heracleum sosnowskyi* Manden. Azerbaijan Pharmaceutical and Pharmacotherapy Journal, 16(1): 24-26.

Jahodová, Š., Fröberg, L., Pyšek, P., Geltman, D., Trybush, S., & Karp, A. (2007) Taxonomy, identification, genetic relationships and distribution of large *Heracleum* species in Europe. In: Ecology and management of Giant Hogweed. Pysek, P., Cock, M. J. W., Nentwig, W & Ravn, H. P. (Eds.), pp. 1-19, CABI, Wallingford (2007). 352pp

Jakubowicz, O., Zaba, C., Nowak, G., Jarmuda, S., Zaba, K., & Marcinkowski, J. T. (2012) *Heracleum sosnowskyi* Manden. Annals of Agricultural and Environmental Medicine, 19(2): 327-328.

Kabuce, N. & Priede, N. (2010) NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Heracleum sosnowskyi*. Database of the European Network on Invasive Alien Species – NOBANIS. Disponibil online: www.nobanis.org.

Karmanov, A. P., Kocheva, L. S., & Belyy, V. A. (2020) Topological structure and antioxidant properties of macromolecules of lignin of hogweed *Heracleum sosnowskyi* Manden. Polymer, 202: 122756.

Kousha, A., & Ringø, E. (2015) Antibacterial effect of aquatic extract of *Heracleum* spp. hogweed plants from Europe on thirteen different bacteria. Pharmaceutical chemistry journal, 48(10): 675-678.

Maruşca, T., & Pop, O. (2001). *Heracleum sosnowskyi* from Prejmer-Braşov, a new adventive species for Romanian Flora. Acta Horti Botanici Bucurestiensis, 29, 149-153.

Nielsen, C., Ravn, H. P., Nentwig, W., & Wade, M. (2005) The Giant Hogweed Best Practice Manual. Guidelines for the management and control of an invasive weed in Europe. Forest and Landscape Denmark, Hoersholm, 44.

Otte, A., Eckstein, R. L., & Thiele, J. (2007) *Heracleum mantegazzianum* in its primary distribution range of the Western Greater Caucasus. In: Ecology and management of Giant Hogweed. Pysek, P., Cock, M. J. W., Nentwig, W & Ravn, H. P. (Eds.), pp. 20-41, CABI, Wallingford (2007). 352pp

Renčo, M., & Baležentienė, L. (2015) An analysis of soil free-living and plant-parasitic nematode communities in three habitats invaded by *Heracleum sosnowskyi* in central Lithuania. Biological Invasions, 17(4): 1025-1039.

Renčo, M., Kornobis, F. W., Domaradzki, K., Jakubska-Busse, A., Jurová, J., & Homolová, Z. (2019) How does an invasive *Heracleum sosnowskyi* affect soil nematode communities in natural conditions?. Nematology, 21(1): 71-89.

Rijal, D. P., Falahati-Anbaran, M., Alm, T., & Alsos, I. G. (2015) Microsatellite markers for *Heracleum persicum* (Apiaceae) and allied taxa: Application of next-generation sequencing to develop genetic resources for invasive species management. Plant Molecular Biology Reporter, 33(5): 1381-1390.

Zihare, L., & Blumberga, D. (2017) Invasive species application in bioeconomy. Case study *Heracleum sosnowskyi* Manden in Latvia. Energy Procedia, 113: 238-243.

Autori fișă: Skolka Marius, Stănescu Florina

Humulus japonicus

1. **Descriere specie**

Denumire stiintifica *(cf.* GBIF*)*: *Humulus japonicus* Siebold & Zucc. [*Humulus scandens* (Lour.) Merr.]

Încadrare taxonomica *(Increngatura/clasa/ordin)*: Magnoliophyta, Magnoliopsida, Rosales
Habitat *(terestru, marin, dulcicol)*: terestru

2. **Documentare impact:** impact documentat în Europa, nu și în România.

a. competiție

H. japonicus sau hameiul japonez este o plantă ornamentală, cățărătoare, dioică, anuală, ocazional perenă, cu creștere rapidă și proprietăți alelopatice, ceea ce îi permite să se extindă și să sufoce rapid vegetația nativă (CABI, 2021; Wang și colab., 2021). Datorită acestor caracteristici este de regulă un competitor puternic față de vegetația nativă și chiar față de alte plante alogene (ex. *Impatiens glandulifera*, *Helianthus tuberosus*), monopolizând cu succes resursele de nutrienți din sol, spațiu și lumină, și reușind în timp să devină specie dominantă, cu precădere în ecosistemele ripariene (Balogh și Dancza, 2008).

b. prădătorism

Nu este cazul.

c. hibridizare

Nu este cazul.

d. transmiterea de boli speciilor native

Deși poate găzdui diferite tipuri de patogeni (ex. carlavirus, ilarvirus, fungi), nu se cunoaște încă rolul/ impactul pe care hameiul japonez îl are în/ prin transmiterea acestor patogeni către flora nativă sau de interes economic (Balogh și Dancza, 2008).

e. parazitism

Nu este cazul.

f. toxicitate

Polenul este puternic alergen (Kim și colab., 1989; Park și colab., 1999; CABI, 2021), iar perii pot produce dermatite (Nahm și colab., 1988; CABI, 2021). Lu și colab. (2020) au arătat că potențialul alergen al plantei este corelat pozitiv cu anumiți poluanți din aer. Nu se cunoaște impactul asupra biodiversității.

g. bio-fouling (sau alt impact fizic direct, exceptând relațiile trofice) -

Nu este cazul.

h. ierbivorie

Nu este cazul.

i. impact chimic asupra ecosistemelor

Hameiul japonez are proprietăți alelopatice, ceea ce îi permite să inhibe creșterea și dezvoltarea altor plante, precum *Alternanthera philoxeroides* (Wang și colab., 2021).

j. impact fizic asupra ecosistemelor

Poate atinge densități ridicate și acoperi suprafețe considerabile (CABI, 2021). Balogh și Dancza (2008) arată spre exemplu, că o singură plantă de hamei japonez poate acoperi o suprafață de aprox. 50 mp (observații realizate în Ungaria).

k. impact asupra structurii ecosistemelor

H. japonicus formează de regulă densități mari, înlocuind vegetația nativă, transformând habitatele, și implicit produce perturbări în funcționarea ecosistemelor, succesiunea ecologică și reduce biodiversitatea nativă (CABI, 2021). De exemplu, Mahaut (2014) a arătat că în Franța, hameiul japonez a produs modificări în compoziția speciilor și a redus bogăția specifică, având un impact negativ asupra speciilor native și asupra funcțiilor ecosistemice pe termen lung. În Japonia este considerată buruiană agresivă în ecosistemele ripariene și de luncă, unde duce la diminuarea diversității în comunitățile vegetale (Ohtsuka și Nemoto, 1997). Modificări similare în structura ecosistemelor au fost observate și în alte țări (ex. SUA, China, Ungaria), unde planta este considerată un invadator agresiv (ex. Frankel, 1999; Balogh, 2003; Balogh și colab., 2004; Ye și colab., 2006). Wu și colab. (2018) au arătat de asemenea că hameiul japonez și alte plante alogene similare ce alcătuiesc comunități vegetale monospecifice și cu acoperire mare, au un impact negativ asupra abundenței polenizatorilor precum albinele de dimensiuni reduse.

l. impact indirect (prin interacțiunea cu alte specii)

Efectele negative asupra biodiversității native și respectiv asupra ecosistemelor invadate pot fi facilitate și/sau potențate de prezența altor specii alogene invazive (de ex. *Ambrosia artemisifolia*), unele având de asemenea potențial alergen, sau dezvoltând densități ridicate ce inhibă flora nativă (Song și colab., 2012).

3. Alte informații relevante

Song și colab. (2012) au arătat că schimbările climatice, în sinergie cu alți factori

precum modificarile antropice ale habitatelor și prezența altor specii alogene, pot potența invazivitatea hameiului japonez.

Planta este acoperită cu peri ce pot produce dermatite în cazul manipulării plantei, iar polenul este puternic alergen (CABI, 2021). Este de regulă introdusă ca plantă ornamentală, iar în unele regiuni (preponderent Asia) este folosită și în scop medicinal, pentru prepararea de bio-insecticide împotriva țânțarilor sau a săpunurilor (Balogh și Dancza, 2008).

În Coreea este considerată buruiană ce produce pagube în livezi (Chun și colab., 2000). Datorită proprietăților alelopatice, are potențialul de a fi utilizată pentru obținerea unor bio-ierbicide (ex. Liu și colab., 2011).

În medicina tradițională asiatică, este folosită ca plantă medicinală, având proprietăți anti-inflamatoare, antioxidante și antimicrobiale, iar studii realizate în laborator au confirmat că anumiți compuși din plantă au potențialul de a atenua boli neuro-inflamatoare precum Alzheimerul (Park și colab., 2017).

Bibliografie

Balogh, L. 2003. Mapping of invasive kenophytes in the spontaneous vegetation of Middle Western Hungary. In: Zając, A., Zając, M. and Zemanek, B. (eds.), Phytogeographical problems of synanthropic plants, pp. 201-206. Jagellonian University, Institute of Botany, Kraków

Balogh, L., Dancza, I., & Király, G. (2004) Actual list of neophytes in Hungary and their classification according to their success. Biological invasions in Hungary–Invasive plants, 61-92.

Balogh, L., & Dancza, I. (2008) *Humulus japonicus*, an emerging invader in Hungary. Plant invasions: human perception, ecological impacts and management. Backhuys Publishers, Leiden, 73-79.

CABI (2021) Invasive Species Compendium. Wallingford, UK: CAB International. www.cabi.org/isc.

Chun, J. C., Lee, S. J., Lim, S. J., & Kim, S. E. (2000) Change in weed population in pear orchard by sequential applications of non-selective herbicides. Korean Journal of Weed Science, 20(1): 39-45.

Frankel, E. (1999) A floristic survey of vascular plants of the Bronx River Parkway Reservation in Westchester, New York: compilation 1973-1998. Journal of the Torrey Botanical Society, 359-366.

Kim, S. K., Park, H. S., Oh, S. H., & Hong, C. S. (1989) Two cases of bronchial asthma induced by Hop Japanese pollen extracts. Korean Journal of Allergology, 9: 224-228.

Liu, X., Zhou, K., Xiong, L., Qin, Y., & Nie, L. (2011). Allelopathic effects of volatiles from *Humulus scandens* and the analysis research of its allelopathic compounds. Journal of Biology, 28(3), 34-38.

Lu, S., Yao, C., Zhou, S., Lin, Y., Zhang, L., Zeng, J., ... & Wang, Q. (2020) Studies on relationships between air pollutants and allergenicity of *Humulus scandens* pollen collected from different areas of Shanghai. Journal of Environmental Sciences, 95: 43-48.

Mahaut L, 2014. Le houblon du Japon (*Humulus japonicus* Siebold. & Zucc.), une espece locomotrice ou une simple passagere du train des changements? Disertație Master. Franța: Universitatea din Montpellier. 44 pp.

Nahm, D. K., Park, H. S., Oh, S. H., & Hong, C. S. (1988) Skin reactivity and specific IgE to Hop Japanese pollen extracts. Korean J. Intern. Med, 35: 213-227.

Ohtsuka, T., & Nemoto, M. (1997). Effect of soil eutrophication on weedy riparian communities around agricultural areas. Journal of Weed Science and Technology, 42(2), 107-114.

Park, J. W., Ko, S. H., Kim, C. W., Jeoung, B. J., & Hong, C. S. (1999) Identification and characterization of the major allergen of the *Humulus japonicus* pollen. Clinical and experimental allergy: journal of the British Society for Allergy and Clinical Immunology, 29(8): 1080-1086.

Park, T. S., Ryu, Y. K., Park, H. Y., Kim, J. Y., Go, J., Noh, J. R., ... & Kim, K. S. (2017). *Humulus japonicus* inhibits the progression of Alzheimer's disease in a APP/PS1 transgenic mouse model. International journal of molecular medicine, 39(1), 21-30.

Song, U., Mun, S., Ho, C. H., & Lee, E. J. (2012) Responses of two invasive plants under various microclimate conditions in the Seoul metropolitan region. Environmental Management, 49(6): 1238-1246.

Wang, L., Liu, Y., Zhu, X., Zhang, Z., & Huang, X. (2021) Identify potential allelochemicals from *Humulus scandens* (Lour.) Merr. root extracts that induce allelopathy on Alternanthera philoxeroides (Mart.) Griseb. Scientific Reports, 11(1): 1-8.

Wu, P., Axmacher, J. C., Song, X., Zhang, X., Xu, H., Chen, C., ... & Liu, Y. (2018). Effects of plant diversity, vegetation composition, and habitat type on different functional trait groups of wild bees in rural Beijing. Journal of Insect Science, 18(4): 1, https://doi.org/10.1093/jisesa/iey065.

Ye, D., Li, J. W., & Shang, H. X. (2006) Plant diversity and impact by xerophytes invasion in wetland in Beijing. Science Technology and Engineering, 6: 2858-2863.

Autori fișă: Stănescu Florina

Impatiens glandulifera

1. **Descriere specie**

Denumire științifică *(cf.* GBIF*)*: *Impatiens glandulifera*

Încadrare taxonomică *(Încrengătură/clasă/ordin)*: Tracheophyta/Magnoliopsida/*Ericales*

Habitat *(terestru, marin, dulcicol)*: terestru

2. **Documentare impact:** Impact documentat în Europa și în România.

a. competiție

Specia este capabilă sa înlocuiască alte specii în habitatele invadate întrucât formează asociații monospecifice (Pisarczyk și Tokarska-Guzik, 2015; Greenwood și Kuhn, 2014; Hulme și Bremner, 2006; Pattison și colab., 2016; Tanner și colab., 2013, Pollard și colab., 2021). Invadează habitatele ripariene, pădurile de luncă și pajiștile umede (Kowarik, 2003). *I. glandulifera* poate forma pâlcuri dense care acoperă solul, umbresc și înlocuiesc speciile de plante native anuale sau perene, avantajate fiind de germinarea timpurie și a creșterea rapidă. Intră în competiție cu speciile native pentru polenizatori (Chittka și Schürkens, 2001; Tanner, 2008). O astfel de competiție poate duce la sărăcirea diversității genetice a speciilor native care nu reușesc să atragă polenizatorii (Prowse și Goodridge, 2000; CABI, 2015). S-a

demonstrat că *I. glandulifera* reduce diversitatea speciilor native în zonele în care formează monoculturi (Hulme și Bremner, 2005). Cu toate acestea, studiile lui Hejda și Pyšek (2006) din Republica Cehă sugerează că specia nu reprezintă o amenințare la adresa diversității floristice. Künzi și colab. (2015) susțin că acoperirea crescândă a *I. glandulifera* nu a avut niciun efect asupra diversității comunităților de plante din zonele invadate.

b. prădătorism

Nu este cazul.

c. hibridizare

Poate hibridiza cu specii înrudite, cum este *I. balfourii* (Ugoletti și colab., 2013).

d. transmiterea de boli speciilor native

Impatiens glandulifera are potențialul de a transmite patogeni (Kollmann și colab., 2007), însă impactul nu a fost documentat.

e. parazitism

Nu este cazul.

f. toxicitate

Extractele din *I. glandulifera* au efecte repelente și insecticide, cum a fost demonstrat în de exemplu în cazul afidului verde de piersici (*Myzus perssicae*), un dăunător important al unor plante de cultură (Pavela și colab., 2009).

g. bio-fouling (sau alt impact fizic direct, exceptând relațiile trofice)

Nu este cazul.

h. ierbivorie

Nu este cazul.

i. impact chimic asupra ecosistemelor

Specia are un efect alelopatic dovedit (Bieberich și colab., 2018). Rezultatele mai multor studii (Inderjit și colab., 2011; Gruntman și colab, 2014; Bieberich și colab., 2018) sugerează că abilitatea competitivă ridicată a *I. glandulifera* ar putea fi atribuită efectelor alelopatice asupra speciilor autohtone (de ex. *Urtica dioica*).

Poate altera circuitele biogeochimice ale nutrienților (Pisarczyk și Tokarska-Guzik, 2015).

j. impact fizic asupra ecosistemelor

Modifică structura ecosistemelor prin efectul de umbrire, care rezultă în urma competitivității extrem de ridicate (Gruntman și colab., 2014; Inderjit și colab., 2011; Pisarczyk și Tokarska-Guzik, 2015).

k. impact asupra structurii ecosistemelor

Când planta invadează habitate ripariene, are potențialul de a reduce nișele disponibile pentru fauna de litieră caracteristică pentru acele habitate (Hymen, 1992). În România, Nuta și Niculescu (2019) semnalează modificări semnificative în structura unor comunități de plante din Valea Lotrului.

l. impact indirect (prin interacțiunea cu alte specii)

Nu este cazul.

2. **Alte informații relevante**

Producția bogată de nectar poate favoriza unele grupuri de nevertebrate, iar infestările cu afide susțin un lanț alimentar de artropode afidofage.

Agenția pentru mediu a Marii Britanii a estimat că eradicarea *I. glandulifera* în întreaga țară ar costa între 150-300 milioane GBP (Environment Agency, 2003). Costuri ridicate similare legate de controlul *I. glandulifera* au fost înregistrate pentru Europa continentală, unde Gelpke și Weber (2005) au estimat că ar costa între 923133 GBP și 5839691 GBP pentru a elimina 95% din populația de *I. glandulifera* din Cantonul Zürich, Elveția (Tanner, 2011; Pisarczyk și Tokarska-Guzik, 2015).

Bibliografie

Bieberich, J., Lauerer, M., Drachsler, M., Heinrichs, J., Müller, S., & Feldhaar, H. (2018). Species-and developmental stage-specific effects of allelopathy and competition of invasive *Impatiens glandulifera* on co-occurring plants. PloS one, 13(11), e0205843.

CABI 2015. Commonwealth Agricultural Bureau International. *Impatiens glandulifera* (Himalayan balsam). http://www.cabi.org/isc/datasheet/28766

Chittka, L., Schürkens, S. 2001. Successful invasion of a floral market. Nature 411: 653-655

Greenwood P., N.J. Kuhn, 2014. Does the invasive plant, *Impatiens glandulifera*, promote soil erosion along the riparian zone? An investigation on a small watercourse in northwest Switzerland, J. Soils Sediments, 14: 637-650.

Gruntman, M., Pehl, A.K., Joshi, S. *și colab.* 2014 - Competitive dominance of the invasive plant *Impatiens glandulifera*: using competitive effect and response with a vigorous neighbour. Biol Invasions 16: 141–151.

Harmonia database. 2016. Belgian Forum on Invasive Species http://ias.biodiversity.be.

Hejda M., Pyšek P. 2006. What is the impact of *Impatiens glandulifera* on species diversity on invaded riparian vegetation ? Biological Conservation 132: 143-152.

Hulme P.E., E.T. Bremner, 2006. Assessing the impact of *Impatiens glandulifera* on riparian habitats: partitioning diversity components following species removal, J. Appl. Ecol., 43: 43-50

Inderjit, Callaway RM, 2003. Experimental designs for the study of allelopathy. Plant Soil 256(1): 1–11.

Kollmann, J.; Bañuelos, M. J. ; Nielsen, S. L., 2007. Effects of virus infection on growth of the invasive alien *Impatiens glandulifera*. Preslia 79: 33-44.

Kowarik I. 2003. Biologische Invasionen: Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa. – Stuttgart, Germany: Ulmer

Künzi, Y.; Prati, D.; Fischer, M.; Boch, S. 2015. Reduction of native diversity by invasive plants depends on habitat conditions. American Journal of Plant Sciences, 6(17): 2718-2733

Nuta, I. S., & Niculescu, M. (2019). Phytosociology, distribution and ecology of a willow community with false tamarisk from the Lotru Valley (Romanian Carpathians). Notulae Botanicae Horti Agrobotanici Cluj-Napoca, 47(3), 621-628.

Pattison Z. , H. Rumble, R.A. Tanner, L. Jin, A.C. Gange, 2016 - Positive plant-soil feedbacks of the invasive *Impatiens glandulifera* and their effects on above-ground microbial communities, Weed Res., 56: 198-207.

Pavela R., Vrchotová N., Šerá B., 2009. Repellency and toxicity of three *Impatiens* species (Balsaminaceae) extracts on *Myzus persicae* Sulzer (Homoptera: Aphididae), Journal of Biopesticides, 2(1): 48-51.

Pisarczyk E., Tokarska-Guzik B. 2015. Risk Assessment of *Impatiens glandulifera* (https://circabc.europa.eu/sd/a/e77e105f-fa8d-417c-8d5e-7f903a395453/Impatiens%20glandulifera%20RA.pdf)

Pollard K.M., S. Varia, M.K. Seier, C.A. Ellison, 2021 - Battling the biotypes of balsam: The biological control of *Impatiens glandulifera* using the rust fungus *Puccinia komarovii* var. *glanduliferae* in GB, Fungal Biology, in press

Tanner R. A. 2008. A review on the potential for the biological control of the invasive weed, *Impatiens glandulifera* in Europe. W: B. Tokarska-Guzik, J.H. Brock, G. Brundu, L. Child, C.C. Daehler & P. Pyšek (red.), Plant Invasions: Human perception, ecological impacts and management. S. 343-354. Bachuys Publishers, Leiden, The Netherlands

Tanner R.A., S. Varia, R. Eschen, S. Wood, S.T. Murphy, A.C. Gange, 2013. Impacts of an invasive non-native annual weed, *Impatiens glandulifera*, on above- and below-ground invertebrate communities in the United Kingdom, PloS One, 8: e67271.

Tokarska-Guzik B., Dajdok Z., Zając M., Zając A., Urbisz A., Danielewicz W., Hołdyński Cz. 2012. Rośliny obcego pochodzenia w Polsce ze szczególnym uwzględnieniem gatunków inwazyjnych. GDOŚ Warszawa, 196 pp. http://www.gdos.gov.pl/USDA-NRCS, 2008. The PLANTS Database. Baton Rouge, USA: National Plant Data Center. http://plants.usda.gov/

Ugoletti P., Darren R., Michael B. J., J.C. Stout, 2013. Do native bees have the potential to promote interspecific pollination in introduced *Impatiens* species? Journal of Pollination Ecology, 11: 1-81.

Autori fișă: Skolka Marius, Cogălniceanu Dan

Parthenocissus inserta

1. **Descriere specie**

Denumire științifică *(cf.* GBIF*)*: *Parthenocissus vitacea* (Knerr) Hitchc. (syn *Parthenocissus inserta*)

Încadrare taxonomică *(Încrengătură/clasă/ordin)*: Tracheophyta/Magnoliopsida/Vitales

Habitat *(terestru, marin, dulcicol)*: terestru

2. **Documentare impact:** Impact documentat pentru Europa și România.

a. competiție

Specia intră în competiţie cu speciile autohtone destul de puţin, ocupând de regulă nișe libere (Ricotta şi colab., 2010); doar *Hedera helix* poate ocupa o nișă similară în Europa. Un studiu din Slovenia a evidențiat competiția pentru lumină cu specii native de *Salix* (*S. fragilis, S. caprea*) (Grašič și colab., 2019). Viabilitatea și rata de germinare a semințelor este foarte ridicată, ceea ce îi permite să-și extindă rapid arealul și să elimine speciile native pe termen lung (Vegh și colab., 2015).

b. prădătorism

Nu este cazul.

c. hibridizare

Nu este cazul.

d. transmiterea de boli speciilor native

Nu este cazul.

e. parazitism

Nu este cazul.

f. toxicitate

Efect alelopatic dovedit (Csiszar și colab., 2013).

g. bio-fouling (sau alt impact fizic direct, exceptând relațiile trofice)

Nu este cazul

h. ierbivorie

Nu este cazul.

i. impact chimic asupra ecosistemelor

Activitate alelopatică dovedită (Csiszár şi colab., 2013)

j. impact fizic asupra ecosistemelor

Parthenocystis inserta influenţează modul în care lumina ajunge la plantele pe care creşte (de ex. *Salix caprea, S. fragilis*), putând afecta în mod semnificativ proprietățile vegetației riverane și calitatea resturilor vegetale care ajung în ecosistemele acvatice (Grašič şi colab., 2019).

k. **impact asupra structurii ecosistemelor**

Schimbă structura habitatelor invadate prin efectul de umbrire (Protopopova şi colab.,

2006; Szymura şi colab., 2014; Grašič şi colab., 2019; Anastasiu şi colab., 2013; Wróbel, 2015). Deși inițial planta era subspontană în flora României, în prezent este semnalată din numeroase ecosisteme naturale și antropizate (Șușnia și colab., 2020).

l. impact indirect (prin interacțiunea cu alte specii)

Nu este cazul.

3. Alte informații relevante

Impactul socio-economic este insuficient evaluat (Halford şi colab., 2011).

Bibliografie

Anastasiu, P., Negrean, G., Smarandache, D., Litescu, S., Basnou, C., 2014, Neophytes in protected areas. Case study: the Danube Delta Biosphere Reserve. Proceedings, 4th ESENIAS Workshop: International Workshop on IAS in Agricultural și Non-Agricultural Areas in ESENIAS Region, Çanakkale, Turkey, 16-17 December 2013, pp. 41-42.

Csiszár, Á., Korda, M., Schmidt, D., Šporčić, D., Süle, P., Teleki, B., Tiborcz, V., Zagyvai, G., Bartha, D., 2013. Allelopathic potential of some invasive plant species occurring in Hungary. Allelopathy Journal. 31, 2: 309-318.

Grašič, M., Piberčnik, M., Zelnik, I., Abram, D., Gaberščik, A., 2019. Invasive Alien Vines Affect Leaf Traits of Riparian Woody Vegetation, Water 11,11: 2395.

Halford, M., Heemers, L., Mathys, C., Vanderhoeven, S., Mahy, G., 2011. Socio-economic survey on invasive ornamental plants in Belgium, Final report, https://orbi.uliege.be/bitstream/2268/126498/1/Socio_economic_survey_EN.pdf.

Kozlovskiya, L., Fedorinovaa, O.I., Kuropyatnikova, M.V., 2020. Invasion of the *Parthenocissus inserta* (Kern.) K. Fritsch. in Floodplain Forests of Rostov Oblast B. Russian Journal of Biological Invasions, 2020, 11, 1: 41–46.

Panasenko N., Anishchenko L.N., 2018. Influence of Invasive Plants *Parthenocissus vitacea* and *Vinca minor* on Biodiversity Indices of Forest Communities, Contemporary Problems of Ecology 11(6):614-623, DOI: 10.1134/S1995425518060070

Protopopova, V.V., Shevera, M.V., Mosyakin, S.L., 2006. Deliberate și unintentional introduction of invasive weeds: A case study of the alien flora of Ukraine. Euphytica

148: 17–33.

Ricotta, C., Godefroid, S., Rocchini, D., 2010. Invasiveness of alien plants in Brussels is related to their phylogenetic similarity to native species, Diversity Distrib. 16: 655–662

Szymura, M., Dradrach, A., Wolski, K., Świerszcz, S., 2014. Invasive Plant Species – Threat To Grasslands In River Valleys, Steciana, 18(2): 89–94

Șușnia, I., Oprea, A., Samuil, C., Huțanu, M., & Sîrbu, C. 2020. The current spread of some invasive neophytes along the lower course of the Siret river. USAMV Iasi, seria Agronomie Lucrări Ştiinţifice 63/(1): 219-223.

Vegh, B., Schmidt, G., & Dioszegi, M. 2015. Characteristics of invasive taxa of *Parthenocissus* in the Buda Arboretum, Hungary. Scientific Papers. Series B, Horticulture, 427-434.

Wróbel, D., 2015, Phytocoenotic differentiation of some invasive species in the river valleys of the Carpathians și the Sandomierz Basin. Fragmenta Floristica et Geobotanica Polonica 22, 1: 47-63.

Autor fișă: Skolka Marius, Cogălniceanu Dan

Reynoutria* × *bohemica

1. **Descriere specie**

Denumire științifică *(cf.* GBIF*)*: *Reynoutria* × *bohemica* Chrtek & Chrtková

Încadrare taxonomică *(Încrengătură/clasă/ordin)*: Tracheophyta/ Magnoliopsida/ Caryophylales

Habitat *(terestru, marin, dulcicol)*: terestru

2. **Documentare impact:** Impact documentat în Europa, nu și în România.

a. competiție

Are un impact negativ semnificativ asupra speciilor de plante autohtone (Lavoie, 2017), a căror creștere este încetinită atat datorită compușilor alelopatici (Moravcová şi colab., 2011; Murrell şi colab., 2011; Dommanget şi colab., 2014; Mincheva şi colab., 2016;

Parepa şi Bossdorf, 2016), a litierei abundente produse cât și din cauza densității mari a tulpinilor ce contribuie la suprimarea speciilor native (Mincheva şi colab., 2016; Stefanowicz şi colab., 2017).

b. prădătorism

Nu este cazul.

c. hibridizare

Nu este cazul. *Reynoutria* × *bohemica* este un hibrid european între *Reynoutria japonica* Houttuyn [*Fallopia japonica* (Houttuyn) Ronse-Decraene] şi *R. Sachalinensis* (F. Schmidt) Nakai [*F. Sachalinensis* (F. Schmidt) Ronse-Decraene]) (Lavoie, 2017).

d. transmiterea de boli speciilor native

Nu este cazul.

e. parazitism

Nu este cazul.

f. toxicitate

Are efect slab alelopatic (Moravcová şi colab., 2011; Murrell şi colab., 2011; Dommanget şi colab., 2014; Mincheva şi colab., 2016; Parepa şi Bossdorf, 2016).

g. bio-fouling (sau alt impact fizic direct, exceptând relațiile trofice)

Nu este cazul.

h. ierbivorie

Nu este cazul.

i. impact chimic asupra ecosistemelor

Nu este cazul.

j. impact fizic asupra ecosistemelor

Nu este cazul.

k. impact asupra structurii ecosistemelor

Planta produce modificări la nivelul solului datorită sistemului radicular bine dezvoltat, cu rizomi ce pătrund în adâncimea solului. Cantitatea mare de litieră contribuie a modificarea compoziției solului. Rezultatul este că unele specii sunt afectate negativ (bacterii din sol, majoritatea artropodelor, gasteropodelor, amfibienilor și unele păsări) în timp ce

altele sunt favorizate (majoritatea fungilor, artropodele detritivore și unele păsări) (Lavoie, 2017).

l. impact indirect (prin interacțiunea cu alte specii)

Nu este documentat.

3. Alte informații relevante

Această plantă este greu de controlat în zonele urbane unde poate cauza probleme de accesibilitate la apă. Impactul este greu de evaluat precis (Cottet și colab., 2015; Robinson și colab., 2017).

Bibliografie

Bottollier-Curtet, M., Charcosset, J-Y., Planty-Tabacchi, A-M., Tabacchi, E., 2011, Degradation of native și exotic riparian plant leaf litter in a floodplain pond. Freshw Biol 56:1798–1810.

Cottet, M., Piola, F, Le Lay, Y-F., Rouifed, S., Riviére-Honegger, A., 2015, How environmental managers perceive și approach the issue of invasive species: the case of Japanese knotweed s.l. (Rhône River, France). Biol Invasions 17:3433–3453.

Hajzlerová, L., Reif, J., 2014, Bird species richness și abundance in riparian vegetation invaded by exotic *Reynoutria spp*. Biologia 69:247–253.

Hejda, M., Pyšek, P., Jarošik, V., 2009, Impact of invasive plants on the species richness, diversity și composition of invaded communities. J Ecol 97:393–403.

Horáčková, J., Juričková, L., Šizling, A.L., Jarošik, V., Pyšek, P., 2014, Invasiveness does not predict impact: response of native land snail communities to plant invasions in riparian habitats. PLoS ONE 9:e108296.

Kappes, H., Lay, R., Topp, W., 2007, Changes in different trophic levels of litter-dwelling macrofauna associated with giant knotweed invasion. Ecosystems 10:734–744.

Lavoie, C., 2017, The impact of invasive knotweed species (*Reynoutria* spp.) on the environment: review și research perspectives. Biol Invasions 19, 2319–2337

Parepa, M., Bossdorf, O., 2016, Testing for allelopathy in invasive plants: it all depends on the substrate! Biol Invasions 18:2975–2982. doi:10.1007/s10530-016-1189-z

Podroužková, S, Janovsky, Z., Horáčková, J., Juřičková, L., 2015, Do snails eat exotic plant

species invading river floodplains? J Mollus Stud 81:139–146.

Robinson, B.S., Inger, R., Crowley, S.L., Gaston, K.J., 2017, Weeds on the web: conflicting management advice about an invasive non-native plant. J Appl Ecol 54:178–187.

Stefanowicz, A.M., Stanek, M., Nobis, M., Zubek, S., 2017 Few effects of invasive plants *Reynoutria japonica*, *Rudbeckia laciniata* și *Solidago gigantea* on soil physical și chemical properties. Sci Total Environ 574:938–946.

Stoll, P., Gatzsch, K., Rusterholz, H-P., Baur, B., 2012, Response of plant și gastropod species to knotweed invasion. Basic Appl Ecol 13:232–240.

Suseela, V., Alpert, P., Nakatsu, C.H., Armstrong, A., Tharayil, N., 2016, Plant-soil interactions regulate the identity of soil carbon in invaded ecosystems: implication for legacy effects. Funct Ecol 30:1227–1238.

Topp, W., Kappes, H., Rogers, F., 2008, Response of ground dwelling beetle (Coleoptera) assemblages to giant knotweed (*Reynoutria spp*.) invasion. Biol Invasions 10:381–390.

Vanderklein DW, Galster J, Scherr R (2014) The impact of Japanese knotweed on stream baseflow. Ecohydrology 7:881–886.

Autor fișă: Skolka Marius

Robinia pseudoacacia

1. **Descriere specie**

Denumire științifică *(cf.* GBIF*)*: *Robinia pseudoacacia* Linne

Încadrare taxonomică *(Încrengătură/clasă/ordin)*: *Tracheophyta*/Magnoliopsida/Fabales

Habitat *(terestru, marin, dulcicol)*: terestru

2. **Documentare impact:** Impact documentat atât pentru Europa cât și pentru România.

a. competiție

Specie invazivă la nivel mondial (Sabo, 2000), salcâmul intră în competiție cu specii de arbori native datorită capacității crescute de a fixa azotul în sol și ușurinței cu care se înmulțește și vegetativ (Enescu și Danescu, 2013; Vitkova și colab., 2015).

b. prădătorism

Nu este cazul.

c. hibridizare

Nu este cazul.

d. transmiterea de boli speciilor native

Salcâmul poate avea un impact negativ prin faptul că este rezervor al unor boli virale care pot fi transmise și la alte plante, de către insectele fitofage (Delibašić și colab., 2013).

e. parazitism

Nu este cazul.

f. toxicitate

Nu este cazul.

g. bio-fouling (sau alt impact fizic direct, exceptând relațiile trofice)

Nu este cazul.

h. ierbivorie

Nu este cazul.

i. impact chimic asupra ecosistemelor

Fiind o specie fixatoare de azot, poate modifica proprietățile chimice ale solului (Cierjacks si colab., 2013; Luo și colab., 2014; Medina-Villarsi și colab., 2016). Ratele estimate de fixare a azotului ale acestei specii variază de la 23 la 300 kg ha /an (Danso și colab., 1995; Noh și colab., 2010; Cierjacks și colab., 2013).

j. impact fizic asupra ecosistemelor

Prin dezvoltarea sa, salcâmul modifică regimul de lumină ce ajunge la sol (Luo și colab., 2014).

k. impact asupra structurii ecosistemelor

Modificările compoziției chimice și a comunității microbiene din sol induse de salcâm afectează compoziția covorului vegetal, putând afecta structura ecosistemelor (Balota și colab,. 2013; Ma și colab., 2018).

l. impact indirect (prin interacțiunea cu alte specii)

Salcâmul interacționează cu o serie de insecte care au devenit invazive la rândul lor, cum este cazul speciilor de microlepidoptere din familia Gracillariidae. Hansson și Svetsova

(2019) descriu trei specii noi de *Achrysocharoides*, una din nordul Europei - *A. platanoidae sp. nov*., una din Europa centrală și S.U.A. - *A. robiniae nova species* și una din S.U.A. - *A. robinicolus sp. nov*. În România au fost descrise două specii de insecte miniere non-native pe salcâm: *Phyllonorycter robiniella* și *Parectopa robiniella* (Ureche, 2006).

Modificarea concentrației de azot din sol favorizează răspândirea speciilor nitrofile (von Holle și colab., 2006).

3. Alte informații relevante

În România, salcâmul este semnalat din 1770 și ocupă în prezent circa 4% din suprafețele împădurite (circa 250 000 ha) (Ciuvăț și colab., 2013). Este considerat specie importantă din punct de vedere al exploatării masei lemnoase (Grünewald și colab., 2009; CE, 2005). Salcâmul este și o specie meliferă apreciată de apicultori și consumatori.

Bibliografie

Berthold D, Vor T, Beese F (2009) Effects of cultivating black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) on soil chemical properties in Hungary. Forstarchiv 80(6):307–313. http://media.repro-mayr.de/77/548177.pdf.

Buzhdygan OY, Rudenko SS, Kazanci C, Patten BC (2016) Effect of invasive black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) on nitrogen cycle in floodplain ecosystem. Ecol Model 319:170–177. https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2015.07.025

Christin Carl, Biber Peter, Maik Veste, Dirk Landgraf, Hans Pretzsch, 2018 - Key drivers of competition and growth partitioning among *Robinia pseudoacacia* L. trees, Forest Ecology and Management, Volume 430, 86-93

Cierjacks A, Kowarik I, Joshi J, Hempel S, Ristow M, von der Lippe M, Weber E 2013 - Biological flora of the British Isles: *Robinia pseudoacacia*. J Ecol 101:1623–1640.

Ciuvăţ A.L., Abrudan I.V, Blujdea V., Marcu Cristiana, Dinu Cristiana, Enescu M., Nuţă I.S., 2013 - Distribution and peculiarities of black locust in Romania, Revista de silvicultura si cinegetica, An XVIII, 32: 76-85

Crawford KM, Bauer JT, Comita LS, Eppinga MB, Johnson DJ, Mangan SA, Queenborough SA, Strand AE, Suding KN, Umbanhowar J, Bever JD (2019) When and where plant-

soil feedback may promote plant coexistence: a meta-analysis. Ecol Lett 22(8):1274–1284. https://doi.org/10.1111/ele.13278

Danso S, Zapata F, Awonaike K., 1995 - Measurement of biological N_2 fixation in field-grown *Robinia pseudoacacia* L. Soil Biol Biochem 27:415–419.

Delibašić G., Tanović B., Hrustic J., Stanković I., Bulajić A., Vučurović A., Krstić B., 2013 First Report of the Natural Infection of *Robinia pseudoacacia* with *Alfalfa mosaic virus*, Plant disease, Vol. 97 (6), https://doi.org/10.1094/PDIS-12-12-1136-PDN

Dini-Papanastasi Olympia, Filippos A. Aravanopoulos F.A, 2008 Artificial hybridization between *Robinia pseudoacacia* L. and *R. pseudoacacia* var. *monophylla* Carr., Forestry: An International Journal of Forest Research, 81: 91–101, https://doi.org/10.1093/forestry/cpm047

Enescu, C. M., & Danescu, A. (2013). Black locust (*Robinia pseudoacacia* L.)-an invasive neophyte in the conventional land reclamation flora in Romania. Bulletin of the Transilvania University of Brasov. Forestry, Wood Industry, Agricultural Food Engineering. Series II, 6(2), 23.

European Commission (2005) Biomass action plan. Communication from the Commission of the European Communities, COM (2005)-628-final. Brussels, Belgium

Grünewald, H., Böhm, C., Quinkenstein, A. *și colab. Robinia pseudoacacia* L.: A Lesser Known Tree Species for Biomass Production. *Bioenerg. Res.* 2, 123–133.

Hansson, C., Shevtsova, E. (2010). Three new species of *Achrysocharoides* Girault (Hymenoptera: Eulophidae) parasitoids of *Phyllonorycter* spp. (Lepidoptera: Gracillariidae) on *Acer platanoides* and *Robinia pseudoacacia*. Zootaxa, 2388(1), 23-43.

Kleinbauer I., S. Dullinger, J. Peterseil, F. Essl, 2010 - Climate change might drive the invasive tree *Robinia pseudacacia* into nature reserves and endangered habitats, Biological Conservation, 143: 382-390.

Lee CS, Cho HJ, Yi H (2004) Stand dynamics of introduced black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) plantation under different disturbance regimes in Korea. Forest Ecol Manag 189(1–3):281–293. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2003.08.012

Li, K., Han, X., Ni, R. *și colab.*, 2021 Impact of *Robinia pseudoacacia* stand conversion on

soil properties and bacterial community composition in Mount Tai, China. *For. Ecosyst.* 8**,** 19 (2021). https://doi.org/10.1186/s40663-021-00296-x

Liu D, Huang Y, Sun H, An S (2018b) The restoration age of *Robinia pseudoacacia* plantation impacts soil microbial biomass and microbial community structure in the loess plateau. Catena 165:192–200. https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.02.001

Luo, Y., Guo, W., Yuan, Y. și colab. 2014 - Increased nitrogen deposition alleviated the competitive effects of the introduced invasive plant *Robinia pseudoacacia* on the native tree *Quercus acutissima*. Plant Soil 385, 63–75

Ma S, Verheyen K, Props R, Wasof S, Vanhellemont M, Boeckx P, Boon N, Frenne PD (2018) Plant and soil microbe responses to light, warming and nitrogen addition in a temperate forest. Funct Ecol 32(5):1293–1303. https://doi.org/10.1111/1365-2435.13061

Mantovani D, Veste M, Boldt-Burisch K, Fritsch S, Koning LA, Freese D (2015) Carbon allocation, nodulation, and biological nitrogen fixation of black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) under soil water limitation. Ann Forest Res 58:1. https://doi.org/10.15287/afr.2015.420

Martin J. Lear, Oliver Simon, Timothy L. Foley, Michael D. Burkart, Thomas J. Baiga, Joseph P. Noel, Antonio G. DiPasquale, Arnold L. Rheingold, and James J. La Clair, 2009 - Laetirobin from the Parasitic Growth of *Laetiporus sulphureus* on *Robinia pseudoacacia*, Journal of Natural Products **2009** *72* (11), 1980-1987

Medina-Villar S, Rodríguez-Echeverría S, Lorenzo P, Alonso A, Pérez-Corona E, Castro-Díez P (2016) Impacts of the alien trees *Ailanthus altissima* (mill.) Swingle and *Robinia pseudoacacia* L. on soil nutrients and microbial communities. Soil Biol Biochem 96:65–73. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.01.015

Noh NJ, Son Y, Koo JW, Seo KW, Kim RH, Lee YY, Yoo KS 2010 - Comparison of nitrogen fixation for north- and south-facing *Robinia pseudoacacia* stands in central Korea. J Plant Biol 53:61–69.

Peng H, Chen XR, Yu ZD (2003) Know-how on sivilculture of black locust plantation. J Soil Water Conserv 17(5):11–15. https://doi.org/10.3321/j.issn:1009-2242.2003.05.004

Philippot L, Raaijmakers JM, Lemanceau P, Van PWH (2013) Going back to the roots: the

microbial ecology of the rhizosphere. Nat Rev Microbiol 11:789–799. https://doi.org/10.1038/nrmicro3109

Sabo AE (2000) *Robinia pseudoacacia* invasions and control in North America and Europe. University of Minnesota, Department of Horticultural Science. Retrieved from the University of Minnesota Digital Conservancy. https://hdl.handle.net/11299/59729.

Schrenk Hermann Von, 1901 - A Disease of the Black Locust (*Robinia pseudacacia, L.) Missouri Botanical Garden Annual Report* 1901: 21-31.

Ureche, C. 2006. Invasive leaf miner insects in Romania. In Proc. the 7th Workshop on Methodology of Forest Insect and Disease Survey in Central Europe, IUFRO Working Party (Vol. 7, No. 10, pp. 11-14).

Vítková M, Müllerová J, Sádlo J, Pergl J, Pyšek P (2017) Black locust (*Robinia pseudoacacia*) beloved and despised: a story of an invasive tree in Central Europe. Forest Ecol Manag 384:287–302. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.10.057

Vitkova M, Tonika J, Mullerova J (2015) Black locust-successful invader of a wide range of soil conditions. Sci Total Environ 505:315–328. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.09.104

Von Holle B., Joseph K.A. și colab., 2006. Facilitations between the Introduced Nitrogen-fixing Tree, *Robinia pseudoacacia*, and Nonnative Plant Species in the Glacial Outwash Upland Ecosystem of Cape Cod, MA. Biodiversity and Conservation 15: 2197-2215.

Yang B, Peng C, Zhu Q, Zhou X, Liu W, Duan M, Wang H, Liu ZH, Guo XY, Wang M (2019) The effects of persistent drought and waterlogging on the dynamics of nonstructural carbohydrates of *Robinia pseudoacacia* L. seedlings in Northwest China. Forest Ecosyst 6:23. https://doi.org/10.1186/s40663-019-0181-3

Autor fișă: Skolka Marius, Cogălniceanu Dan

Rudbeckia laciniata

1. **Descriere specie**

Denumire științifică *(cf.* GBIF*)*: *Rudbeckia laciniata* L.

Încadrare taxonomică *(Încrengătură/clasă/ordin)*: Tracheophyta/Magnoliopsida/Asterales

Habitat *(terestru, marin, dulcicol)*: terestru

1. **Documentare impact:** Impact documentat în Europa, nu și în România.

a. competiție

Intră în competiție cu speciile autohtone de plante pe care le elimină (Stefanowicz și colab. 2017). Se poate instala în habitate de interes conservativ (Hejda și colab., 2009). Competitivitatea cu speciile native se probează prin capacitatea de a produce un număr ridicat de semințe care asigură dezvoltarea unor populații viguroase în anul următor, capacitatea ridicată de regenerare din fragmente de rizom, rezistență la tăiere și nu în ultimul rand prin capacitatea de a crește în grupuri compacte (Francírková, 2001).

b. prădătorism

Nu este cazul.

c. hibridizare

Poate hibridiza cu specii înrudite în arealul nativ (Al-Atabee și colab., 1990), dar nu sunt semnălari de hibrizi cu specii native din arealul invadat.

d. transmiterea de boli speciilor native

În Brazilia, planta este gazda unor specii parazite ca *Corynespora cassiicola* (Da Silva și colab., 2006).

e. parazitism

Nu este cazul.

f. toxicitate

Planta este toxică pentru animale, acestea evitând să o consume (Skidmore și Petersen, 1932).

g. bio-fouling (sau alt impact fizic direct, exceptând relațiile trofice)

Nu este cazul.

h. ierbivorie

Nu este cazul.

i. impact chimic asupra ecosistemelor

Determină scăderea concentrației de fosfor din sol (Majewska și colab., 2017; Stefanowicz și colab., 2017).

j. impact fizic asupra ecosistemelor

Are un impact asupra altor specii prin efectul de umbrire.

k. impact asupra structurii ecosistemelor

Duce la scăderea bogăției specifice a asociațiilor vegetale și a complexității micorizelor din sol (Majewska și colab., 2017).

l. impact indirect (prin interacțiunea cu alte specii)

Nu este cazul.

3. Alte informații relevante

Planta este cunoscută în medicina populară pentru proprietățile ei abortive și stimulatoare ale menstruației (Conway și Slocumb, 1919).

Bibliografie

Al-Atabee, J.S., Mulligan, B.J. & Power, J.B. Interspecific somatic hybrids of *Rudbeckia hirta* and *R. laciniata* (*Compositae*). *Plant Cell Reports* 8, 517–520

Conway George A., Slocumb John C., 1979 - Plants used as abortifacients și emmenagogues by Spanish New Mexicans, Journal of Ethnopharmacology, 1: 241-261.

Francírková, T., 2001 - Contribution to the invasive ecology of *Rudbeckia laciniata*. In Plant invasions: species ecology și ecosystem management Editors : Brundu, G.; Brock, J.; Camarda, I.; Child, L.; Wade, M. pp.89-98.

Hejda Martin, Pyšek Petr, Jarošík Vojtěch, 2009 - Impact of invasive plants on the species richness, diversity și composition of invaded communities. Journal of Ecology, 97: 393-403.

Majewska Marta L., Kaja Rola, Szymon Zubek 2017- The growth și phosphorus acquisition of invasive plants *Rudbeckia laciniata și Solidago gigan*tea are enhanced by arbuscular mycorrhizal fungi , Mycorrhiza, 27:83–94

Majewska, M.L., Rola, K., Stefanowicz, A.M. *și colab.* 2018 - Do the impacts of alien invasive plants differ from expansive native ones? An experimental study on arbuscular mycorrhizal fungi communities. *Biol Fertil Soils* **54,** 631–643.

Oun Jong Lee, Ji Soo Kim, Chang Hyeon Lee, Woo Seok Choi, Hark Soo Park - 2018

Evaluation of Safety of *Rudbeckia laciniata* KFN International Symposium și Annual Meeting 2018: 308 - 308

Silva, J. L. da; Soares, D. J. ; Barreto, R. W., 2006 - Eye-spot of *Rudbeckia laciniata* caused by *Corynespora cassiicola* in Brazil. Plant Pathology 55: 580

Skidmore, L. V., Petersen, N. F., 1932 - Observations on the toxicity of golden glow (*Rudbeckia laciniata*) to swine și other animals. Journal of the American Veterinary Medical Association 81: 655-662.

Stefanowicz A.M., M. Stanek, M. Nobis, S. Zubek, 2017 - Few effects of invasive plants *Reynoutria japonica, Rudbeckia laciniata* și *Solidago gigantea* on soil physical și chemical properties, Science of The Total Environment, 574: 938-946.

Autor fișă: Skolka Marius

Sicyos angulatus

1. **Descriere specie**

Denumire științifică *(cf.* GBIF*)*: *Sicyos angulatus* L.

Încadrare taxonomică *(Încrengătură/clasă/ordin)*: Magnoliophyta, Magnoliopsida, Cucurbitales

Habitat *(terestru, marin, dulcicol)*: terestru

2. **Documentare impact**: Impact documentat pentru Europa și România.

a. **competiție**

Sicyos angulatus este o liană anuală cu creștere rapidă, cu semințe ce pot persista timp îndelungat în sol și care pot germina periodic de-a lungul sezonului de creștere (Pheloung şi colab., 1999). Are un impact puternic negativ prin umbrirea și sufocarea vegetației (crește prin răsucire în jurul trunchiurilor/ tulpinilor) din habitatele unde pătrunde (Lee și colab., 2015; CABI, 2021). Lee și colab. (2015) semnalează faptul că această plantă a invadat Peninsula Coreeană centrală și a cauzat probleme din cauza creșterii sale agresive - a determinat suprimarea vegetației native, cum ar fi copacii, arbuștii și ierburile înalte de pe

mal și din câmpiile inundabile mai înalte. În Japonia este documentat efectul negativ asupra vegetației native de pe malurile râurilor și din zonele inundabile, pe care o poate suprima cu totul (Watanabe și colab., 2002; Kurokawa și colab., 2009; Osawa și colab., 2013).

b. prădătorism

Nu este cazul.

c. hibridizare

Nu este cazul.

d. transmiterea de boli speciilor native

Nu este cazul.

e. parazitism

Nu este cazul.

f. toxicitate

Nu este cazul.

g. bio-fouling (sau alt impact fizic direct, exceptând relațiile trofice)

Nu este cazul.

h. ierbivorie

Nu este cazul.

i. impact chimic asupra ecosistemelor

Planta are proprietăți alelopatice, ceea ce contribuie la impactul negativ asupra vegetației native și asupra funcționării ecosistemelor (Uraguchi și colab., 2003; Li și colab., 2016; CABI, 2021).

j. impact fizic asupra ecosistemelor

Este capabilă să modifice conținutul de apă din sol (Oh și colab., 2015). Modifică fizionomia peisajelor și cantitatea de lumină ce ajunge la sol prin capacitatea ridicată de acoperire a solului, de până la 100% (CABI, 2021).

k. impact asupra structurii ecosistemelor

Modifică structura ecosistemelor prin impactul pe care îl are asupra vegetației native (Uraguchi și colab., 2003; Lee și colab., 2015; CABI, 2021).

l. impact indirect (prin interacțiunea cu alte specii)

Este gazdă pentru specii de molii polifage (*Heliothis virescens* – originară din

America de Nord, Centrală și de Sud, *Helicoverpa armigera* – specie cosmopolită, palearctică) considerate dăunători pentru o varietate de culturi de interes economic din America de Nord și Europa, având potențialul de a contribui la proliferarea acestora (Pheloung și colab., 1999; CABI, 2021).

3. Alte informații relevante

Este considerată o buruiană problematică în diverse culturi agricole de importanță economică precum soia, porumb, dovleac (Esbenshade și colab., 2001; Watanabe și colab., 2002). Shimizu (1999) arată de exemplu că un număr de numai 15-20 de plante pot produce pagube de până la 80% în culturile de porumb din Japonia, iar 28-50 plante pot duce la compromiterea totală a culturii.

În România este inclusă în lista plantelor vasculare prevăzute de legislația de carantină, deși este considerată ca fiind deja naturalizată (Sârbu, 2012). Este considerată ca una dintre cele mai importante specii invazive din Japonia (Kurokawa și colab., 2009; Osawa și colab., 2016). Costul campaniilor de eradicare în Catalunya, în perioada 2004-2010, s-a ridicat la aproximativ 78.000 euro (CABI, 2021). Planta are proprietăți medicinale – anumite extracte din *S. angulatus* pot diminua dezvoltarea aterosclerozei prin inhibarea expresiei factorilor proinflamatori (Kim și colab., 2017), sau preveni obezitatea (Choi și colab., 2020).

Bibliografie

CABI (2021) Invasive Species Compendium. Wallingford, UK: CAB International. www.cabi.org/isc.

Choi, J. H., Noh, J. R., Kim, Y. H., Kim, J. H., Kang, E. J., Choi, D. H., Choi, J. H., An, J. P., Oh, W. K., & Lee, C. H. (2020) *Sicyos angulatus* Prevents High-Fat Diet-Induced Obesity și Insulin Resistance in Mice. International Journal of Medical Sciences, 17(6); 787–798. https://doi.org/10.7150/ijms.42247

Esbenshade, W. R., Curran, W. S., Roth, G. W., Hartwig, N. L., & Orzolek, M. D. (2001) Effect of Tillage, Row Spacing, și Herbicide on the Emergence și Control of Burcucumber (*Sicyos angulatus*) in Soybean (Glycine max) 1. Weed Technology, 15(2): 229-235.

Kim, Y. H., Noh, J. R., Hwang, J. H., Kim, K. S., Choi, D. H., An, J. P., ... & Lee, C. H. (2017) *Sicyos angulatus* ameliorates atherosclerosis through downregulation of aortic inflammatory responses in apolipoprotein E-deficient mice. Experimental și Therapeutic Medicine, 14(6): 5863-5870.

Kobayashi, H., Kurokawa, S., & Ikeda, K. (2012) Dairyland populations of bur cucumber (*Sicyos angulatus*) as a possible seed source for riverbank populations along the Abukuma River, Japan. Weed Biology și Management, 12(4): 147-155.

Kurokawa, S., Kobayashi, H., & Senda, T. (2009) Genetic diversity of *Sicyos angulatus* in central și north-eastern Japan by inter-simple sequence repeat analysis. Weed Research, 49(4): 365-372.

Lee, C. W., Kim, D., Cho, H., & Lee, H. (2015) The riparian vegetation disturbed by two invasive alien plants, *Sicyos angulatus* și *Paspalum distichum* var. *indutum* in South Korea. Ecology și Resilient Infrastructure, 2(3): 255-263.

Li, X., Lu, H. B., & Huang, Z. H. (2016) Allelopathy of a *Sicyos angulatus* methanol extract to plants. Journal of Weed Science.

Oh, D., Shim, D., Song, S., Oh, J., Hong, S., & Shim, S. (2015) Effects of soil moisture condition și shading on growth of invasive plant Burcucumber (*Sicyos angulatus* L.). Weed & Turfgrass Science, 4(4): 315-320.

Osawa, T., H. Mitsuhashi, și H. Niwa. 2013. Many alien invasive plants disperse against the direction of stream flow in riparian areas. *Ecological Complexity* 15: 26–32.

Osawa, T., Okawa, S., Kurokawa, S., & Ando, S. (2016) Generating an agricultural risk map based on limited ecological information: A case study using *Sicyos angulatus*. Ambio, 45(8): 895-903.

Pheloung, A., Swarbrick, J. & Roberts, B. (1999) Weed risk analysis of a proposed importation of bulk maize (*Zea mays*) from the USA. Canbera: Weed Technical Working Group.

Sârbu, C. (2012) Plante de carantină invazive în România. USAMV, Iași, 25 pp.

Shimizu, N. (1999) The level of damage by the foreign weed *Sicyos angulatus*. Weed Science Society of Japan, (2), 2-3.

Uraguchi, S., Watanabe, I., Kuno, K., Hoshino, Y., & Fujii, Y. (2003) Allelopathy of

floodplain vegetation species in the middlecourse of Tama River. Journal of Weed Science și Technology, 48(3): 117-129.

Watanabe, O., Kurokawa, S., Sasaki, H., Nishida, T., Onoue, T., & Yoshimura, Y. (2002) Geographic scale distribution și occurrence pattern of invasive weeds. Grassland Science, 48(5): 440-450.

Autor fișă: Skolka Marius, Stănescu Florina

Xanthium orientale* subsp. *italicum

1. **Descriere specie**

Denumire stiintifica *(cf.* GBIF*)*: *Xanthium orientale* subsp. *italicum* (Moretti) Greuter

Incadrare taxonomica *(Increngatura/clasa/ordin)*: Magnoliophyta, Magnoliopsida, Asterales

Habitat *(terestru, marin, dulcicol)*: terestru

2. **Documentare impact:** Impact documentat pentru Europa și România.

a. competiție

Xanthium orientale subsp. *italicum* este o plantă toxică anuală, comună pe terenuri perturbate (Sîrbu și Oprea, 2011). Intră în competiție cu speciile ierboase dintr-un mare număr de asociații vegetale specifice pajiștilor (Sîrbu și colab., 2016) prin dezvoltarea mai rapidă decât speciile native, mai ales în zonele umede sau în habitate unde a existat impact antropic, putând forma asociații compacte. În competiția cu speciile native este avantajată de capacitatea zoochora a fructelor; în plus, planta este caracterizată de un consum ridicat și eficient de azot, un alt avantaj în competiția pentru resurse (Botta-Dukát și Balogh, 2008).

b. prădătorism

Nu este cazul.

c. hibridizare

Poate hibridiza cu alte specii din același gen (de ex. cu *X. chinense*, în Australia) (McMillan, 1975).

d. transmiterea de boli speciilor native

Poate fi afectată de diverși patogeni precum virusuri (de ex. cucumovirus) sau fungi

(de ex. *Puccinia xanthii, Alternaria helianthi, Plasmopara sp.*), ce pot afecta și alte specii (Botta-Dukát și Balogh, 2008; Zhao și colab., 2014). Nu este cunoscut rolul și impactul speciei în transmiterea patogenilor în cadrul habitatelor invadate.

e. parazitism

Nu este cazul.

f. toxicitate

Plantă foarte toxică pentru animale întrucât conține carboxi-atractilozidă ce se acumulează în special în semințe și cotiledoane; toxicitatea se menține și după uscarea plantei (Botta-Dukát și Balogh, 2008). Proprietățile alelopatice pot avea impact (inhibitor) și asupra microbiotei din sol, afectând cu precădere bacteriile nitrificatoare; în acest fel, planta are un potențial ridicat de a altera ciclul azotului (Botta-Dukát și Balogh, 2008).

g. bio-fouling (sau alt impact fizic direct, exceptând relațiile trofice)

Nu este cazul.

h. ierbivorie

Nu este cazul.

i. impact chimic asupra ecosistemelor

Planta are proprietăți alelopatice, ceea ce contribuie la impactul negativ asupra vegetației native, asupra anumitor plante de cultură (de ex. lucernă, sfeclă de zahăr) și asupra funcționării ecosistemelor (Botta-Dukát și Balogh, 2008).

j. impact fizic asupra ecosistemelor

Nu este cazul.

k. impact asupra structurii ecosistemelor

Modifică structura ecosistemelor prin faptul că formează asociații monospecifice (Botta-Dukát și Balogh, 2008). În România este considerată un invadator agresiv și a produs modificări semnificative în comunitățile vegetale tipice dunelor maritime din Rezervația Biosferei Delta Dunării, precum și în alte tipuri de habitate (de ex. pajiști) din întreaga țară (Anastasiu și Negrean, 2006; Sîrbu și Oprea, 2008; Sîrbu și colab., 2012; 2016; Strat și colab., 2017).

l. impact indirect (prin interacțiunea cu alte specii)

Nu este cazul.

3. Alte informații relevante

Studiile etnobotanice au arătat că planta a fost utilizată împotriva tulburărilor sistemului nervos central în medicina populară turcească (Dereli și colab., 2020). În mod similar, anumite părți ale plantei au fost folosite în medicina populară indiană, pentru tratarea herpesului, iar anumite extracte alcoolice au potențial antiparazitar și antimicrobian (Botta-Dukát și Balogh, 2008).

Datorită proprietăților alelopatice și toxice, planta prezintă interes pentru obținerea de biopesticide (Botta-Dukát și Balogh, 2008).

Bibliografie

Anastasiu, P., & Negrean, G. (2006) Alien vascular plants in Dobrogea (Romania) and their impact on different types of habitats. Plant, funga land habitat diversity investigation and conservation, Proceedings of IV BBC, Sofia, 2006: 590-596,

Botta-Dukát, Z., & Balogh, L. (2008) The most important invasive plants in Hungary. HAS Institute of Ecology and Botany. Vácrátót, Tamás Rajhona.

Dereli, F. T. G., Ilhan, M., Sobarzo-Sánchez, E., & Akkol, E. K. (2020) The investigation of the potential antidepressant-like activity of *Xanthium orientale* subsp. *italicum* (Moretti) Greuter in rodents. Journal of Ethnopharmacology, 258: 112914.

McMillan, C. (1975) The *Xanthium strumarium* complexes in Australia. Australian Journal of Botany, 23(1): 173-192.

Sîrbu, C. & Oprea, A. (2008) Alien Plant Species From Stânisoara Mountains (Eastern Carpathians-Romania). Journal of Plant Development, 15(2008): 33-45.

Sîrbu, C. & Oprea, A. (2011) Plante adventive în flora României. Iași: Editura ”Ion Ionescu de la Brad”.

Sîrbu, C., Oprea, A., Samuil, C., & Tănase, C. (2012) Neophyte invasion in Moldavia (eastern Romania) in different habitat types. Folia Geobotanica, 47(2): 215-229.

Sîrbu, C., Vîntu, V., Samuil, C., & Stavarache, M. (2016) Invasive neophytes in natural grasslands of Romania. Romanian Journal of Grassland and Forage Crops, 13: 57.

Strat, D., Stoyanov, S., & Holobiuc, I. (2017). The occurrence of the alien plant species

Cenchrus longispinus on the Danube Delta Shore (north west black sea coast)–threats and possible impacts on the local biodiversity. Acta Horti Bot. Bucharest, 44, 17-31.

Zhao, Y. Z., Feng, Y. L., Liu, M. C., & Liu, Z. H. (2014) First Report of Rust Caused by *Puccinia xanthii* on *Xanthium orientale* subsp. *italicum* in China. Plant Disease, 98(11): 1582-1582.

Autori fișă: Skolka Marius, Stănescu Florina