

UNIVERSITATEA “OVIDIUS” DIN CONSTANTA
SCOALA DOCTORALĂ DE ȘTIINTE APLICATE
DOMENIUL DE DOCTORAT BIOLOGIE

REZUMATUL TEZEI DE DOCTORAT
GESTIONAREA SPECIILOR DE PEȘTI STRĂINI ÎN LACURILE MONTANE

Conducător de doctorat

Prof. univ. dr. COGĂLNICEANU Dan

Student-doctorand

DRĂGAN Ovidiu

CONSTANȚA, 2025

Cuprinsul integral al tezei

MULȚUMIRI.....	1
REZUMAT	3
1. INTRODUCERE	4
1.1. Contextul global al speciilor străine invazive.....	4
1.2. Impactul speciilor străine de pești asupra ecosistemelor de apă dulce.....	6
1.3. Schimbările climatice și extinderea speciilor străine invazive de pești	7
1.4. Impactul ecologic, socio-economic și asupra sănătății al speciilor de pești invazivi.....	8
1.5. Legislație relevantă în Uniunea Europeană și în România.....	15
1.6. Scopul studiului	17
2. CAPITOLUL I: Specii de pești invazivi în apele dulci din România	18
3. CAPITOLUL II: Introducerea accidentală a peștilor ca momeala vie, în urma populațiilor cu păstrăv în Parcul Național Retezat	37
4. CAPITOLUL III: Evaluarea influenței boiștenilor asupra dinamicii dezvoltării mormolocilor	49
5. CAPITOLUL IV: Percepțiile publicului privind eforturile de eradicare a peștilor din ecosistemele lacustre alpine	62
6. CONCLUZII	77
BIBLIOGRAFIE.....	81
ANEXE.....	110
LISTA LUCRĂRILOR PUBLICATE	111

INTRODUCERE

Speciile străine reprezintă o amenințare majoră pentru biodiversitate și stabilitatea ecosistemelor, fiind răspândite prin activități umane precum comerțul internațional, transportul, schimbările în utilizarea terenului și poluarea (Simberloff et al., 2013; Essl et al., 2020; Pyšek et al., 2020). Globalizarea a accelerat introducerile accidentale, iar schimbările climatice extind arealele favorabile, favorizând stabilirea acestora și concurența cu speciile native (Seebens et al., 2018; Cuthbert et al., 2021; Gallardo et al., 2016; Russell et al., 2017). Impactul economic global al acestora depășește 423 miliarde USD anual, afectând agricultura, pescuitul, sănătatea și infrastructura (IPBES, 2023; Haubrock et al., 2021). Măsurile eficiente depind de detectarea timpurie și prevenție, iar curba invaziei evidențiază faptul că intervențiile devin din ce în ce mai costisitoare și mai puțin eficiente pe măsură ce speciile se răspândesc (Burnett et al., 2006; Fletcher et al., 2015; Epanchin-Niell & Hastings, 2010; Green & Grosholz, 2021). Instrumente precum eDNA sprijină detectarea, dar implementarea măsurilor rămâne dificilă (Liu et al., 2024; IPBES, 2023).

Ecosistemele de apă dulce sunt deosebit de vulnerabile, fiind afectate de aceste specii străine prin modificarea rețelelor trofice, degradarea calității apei și introducerea de agenți patogeni (Strayer, 2010; Yang et al., 2025; Champneys et al., 2024; Rochat et al., 2025). Activitățile umane, precum acvacultura și comerțul ornamental, facilitează introducerile, iar schimbările climatice sporesc riscul de stabilire (Kettunen et al., 2009; Baso et al., 2024). Totodată aceste specii modifică habitatele și ciclurile trofice, iar costurile economice globale din ecosistemele dulcicole se ridică la aproximativ 39 miliarde USD anual (Cuthbert et al., 2021; Haubrock et al., 2022; Marchand & Schoefs, 2025).

Schimbările climatice contribuie la extinderea speciilor invazive de pești prin încălzirea apelor și intensificarea evenimentelor extreme, care afectează speciile native și creează condiții favorabile celor mai tolerante (Adeniran-Obey & Osagie, 2024; Arimoro et al., 2024; Canonico et al., 2005). Modificările ciclurilor hidrologice, precum inundațiile frecvente și variațiile de debit, facilitează dispersia și stabilirea acestor specii în noi habitate (Xie et al., 2023; Kim et al., 2024).

Aceste specii străine de pești afectează grav rețelele trofice și calitatea apei, reduc biodiversitatea și provoacă modificări ale ecosistemelor (Çinar et al., 2014; Natugonza, 2024; Costantini et al., 2023). Specii precum *Cyprinus carpio* și *Hypophthalmichthys molitrix* modifică sedimentele și reduc claritatea apei, în timp ce consumul excesiv de zooplancton de către speciile de crap asiatici perturbă rețelele trofice (Nico et al., 2025; Leonardos et al., 2008; Yu et al., 2016). Aceștia afectează pescuitul comercial și de subsistență prin reducerea capturilor, distrugerea uneltelor de pescuit și creșterea costurilor (Haubrock et al., 2022; Meyerson & Reaser, 2003; de Carvalho-Souza et al., 2024).

La nivel sanitar, peștii străini cum ar fi *Tilapia* pot transmite patogeni precum *Streptococcus iniae*, ce produce infecții grave la oameni (Zin Eldin et al., 2023; Wodajo, 2020; Torres Corral, 2022). Totodată aceștia favorizează și înfloriri algele toxice prin resuspensia nutrienților, cu riscuri asupra sănătății publice și securității alimentare (Backer & Miller, 2016; Ash & Patterson, 2022; Keswani et al., 2016). Bioacumularea de metale grele și poluanți organici persistă în speciile invazive prădătoare, cu efecte neurotoxice și carcinogene asupra consumatorilor (Weber et al., 2023; Meng et al., 2024; Yadav et al., 2024; Wahiduzzaman et al., 2022). Impactul asupra turismului și recreației derivă din degradarea peisajului acvatic și înlocuirea speciilor valoroase din punct de vedere recreativ (Cambray, 2003; Kettunen et al., 2009). Aceste specii străine de pești, generează și conflicte socio-culturale, afectând comunitățile locale dependente de resursele acvatice și stârnind dezbateri între sectoare economice și conservare (Gómez et al., 2021; Marques et al., 2014; Reid et al., 2019).

În Uniunea Europeană, cadrul legal pentru speciile străine invazive se bazează pe Regulamentul 1143/2014, care impune măsuri de prevenire, detectare timpurie și control al speciilor din Lista Uniunii (European Commission, 2024). România a transpus aceste reglementări prin OUG 57/2007 și Ordinul 979/2009 (Haubrock et al., 2022). Proiectul național pentru IAS (2018–2022), cu un buget de 29,5 milioane RON, a vizat prioritizarea speciilor, identificarea căilor de introducere și îmbunătățirea măsurilor de gestionare în siturile Natura 2000. Persistă însă dificultăți privind comerțul ilegal, acvacultura nereglementată și introducerile accidentale prin transport și comerț (Kettunen et al., 2009; Tsiamis et al., 2019). Prioritățile viitoare vizează consolidarea aplicării legii, creșterea resurselor financiare și cooperarea științifică transfrontalieră (European Commission, 2024).

SCOPUL STUDIULUI

Această teză de doctorat urmărește dezvoltarea unei înțelegeri integrate asupra distribuției, răspândirii, interacțiunilor ecologice și dimensiunilor socio-economice asociate speciilor de pești străine din ecosistemele acvatice dulcicole din România. Studiul utilizează un cadru multidisciplinar ce combină analize spațiale, investigații ecologice de teren, experimente de ecologie comportamentală și evaluări ale percepției publice.

Teza are patru obiective specifice:

1. Documentarea distribuției actuale și a căilor de introducere ale speciilor de pești străine în apele dulci ale României, identificarea hotspot-urilor și evaluarea vectorilor antropici principali.
2. Investigarea persistenței și răspândirii populațiilor de boiștean (*Phoxinus* sp.) introduse accidental în lacurile alpine din Parcul Național Retezat, în urma populărilor istorice cu păstrăvi.

3. Evaluarea răspunsurilor comportamentale ale amfibienilor nativi la prezența boiștenilor printr-un experiment de tip mezocosm, cu accent pe nivelul de activitate al mormolocilor și comportamentele de evitare a prădătorilor
4. Analiza percepției publice și a implicațiilor economice ale strategiilor de eliminare a peștilor introduși din zonele alpine protejate, prin chestionare de teren și analiza costurilor de călătorie, în scopul înțelegerii susținerii sociale pentru intervențiile de conservare și a compromisurilor economice asociate gestionării peștilor străini

Teza contribuie la avansarea cunoașterii științifice privind invaziile biologice în apele dulci, la fundamentarea unor strategii de management eficiente și la dezvoltarea unor politici de conservare eficiente ecologic și acceptabile social în contextul românesc.

CAPITOLUL I

Specii de pești invazivi în apele dulci din România

Acest capitol se bazează pe următorul articol publicat în NeoBiota:

- **Drăgan O**, Rozyłowicz L, Ureche D, Falka I and Cogălniceanu D (2024) Invasive fish species in Romanian freshwater. A review of over 100 years of occurrence reports. NeoBiota, 94, 15-30

Introducere

Invaziile biologice reprezintă unul dintre principalii factori ai declinului biodiversității la nivel global, alături de schimbările de utilizare a terenurilor, exploatarea excesivă, schimbările climatice și poluarea (IPBES 2023; Roy et al. 2024). Numărul speciilor invazive este în continuă creștere, fără dovezi că ritmul de stabilire a noilor specii încetinește (Mormul et al. 2022; Pyšek et al. 2020). Speciile de pești invazivi reprezintă o amenințare semnificativă pentru ecosistemele de apă dulce (Katsanevakis et al. 2013; Nunes et al. 2015). În Europa, introducerea peștilor străine s-a realizat în principal prin populare și acvacultură, cu accentuarea introducerilor accidentale sau comerciale începând cu anii 1960 (Gherardi et al. 2009; Zieritz et al. 2016). În România, datele despre prezența peștilor străini sunt limitate, răspândirea inițială fiind naturală sau, după 1956, facilitată de programele naționale de populare (Decei 1981; Popa 2002). Obiectivele acestei lucrări au fost: (i) actualizarea inventarului speciilor de pești străine din apele dulci din România și identificarea celor considerate invazive; (ii) cartografierea distribuției acestora și identificarea zonelor cu densitate mare „hotspot” și a principalelor căi de răspândire.

Materiale și Metode

Colectarea datelor

Datele privind prezența speciilor au fost compilate din literatură științifică, rețele sociale, baze de date publice (ex. GBIF), chestionare online și date proprii colectate pe teren (2019–2022). Căutările în literatură s-au realizat folosind termeni cheie și denumiri geografice relevante pentru România și țările vecine. Datele colectate au inclus specia, sursa, anul, coordonatele și habitatul, focalizarea fiind pe speciile invazive, dat fiind numărul redus de înregistrări pentru restul speciilor străine.

Analiza datelor

Înregistrările de prezență au fost georeferențiate folosind o grilă UTM de 10 km × 10 km, suprapusă peste cele 11 bazine de administrare ale Apelor Române. Zonele hotspot au fost identificate folosind Kernel Density Estimation în QGIS, cu o rază de kernel de 10 km. Clasificarea peștilor străini a urmat metodologia Blackburn et al. (2011), sortând speciile în ocazionale, naturalizate, invazive, necunoscute sau eșuate. Analiza principală s-a concentrat doar pe speciile invazive.

Rezultate

Între 1910 și 2022, au fost raportate 52 de specii de pești străini în România. Dintre acestea, 11 au îndeplinit criteriile de invazivitate (Fig.1):

- *Ameiurus melas*
- *Ameiurus nebulosus*
- *Carassius gibelio*
- *Ctenopharyngodon idella*
- *Hypophthalmichthys molitrix*
- *Hypophthalmichthys nobilis*
- *Lepomis gibbosus*
- *Oncorhynchus mykiss*
- *Perccottus glenii*
- *Pseudorasbora parva*
- *Salvelinus fontinalis*

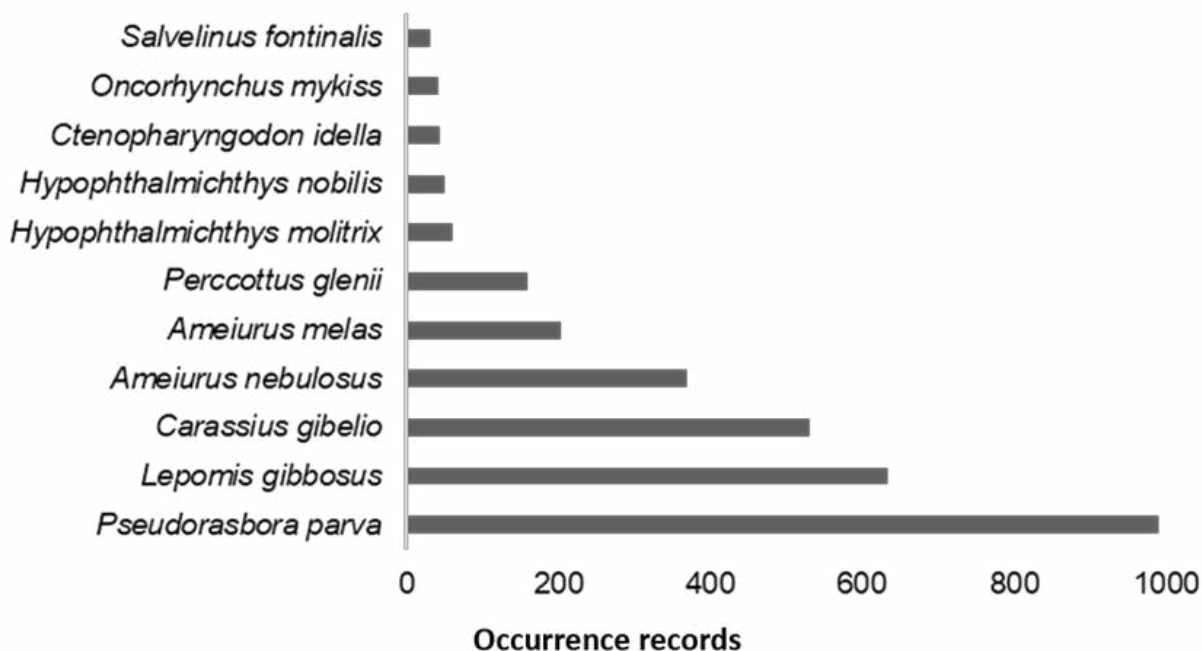


Fig.1. Numărul total de înregistrări privind prezența celor 11 specii de pești străini invazivi în România.

Cele mai multe înregistrări s-au concentrat după 1990, cu un vârf în deceniul 2000–2010. Sursele principale de date au fost literatura publicată (2372 înregistrări), datele de teren (588), GBIF (78), rețelele sociale (22) și chestionarele online (47). Distribuția spațială a fost inegală, majoritatea prezențelor fiind raportate în bazinele Mureș, Crișuri și Siret (Fig.2). Zonele hotspot identificate (Fig.3) au coincis cu principalele puncte de intrare și de răspândire, în special în vestul, centrul și estul României (bazinele Mureș, Crișuri și Siret).

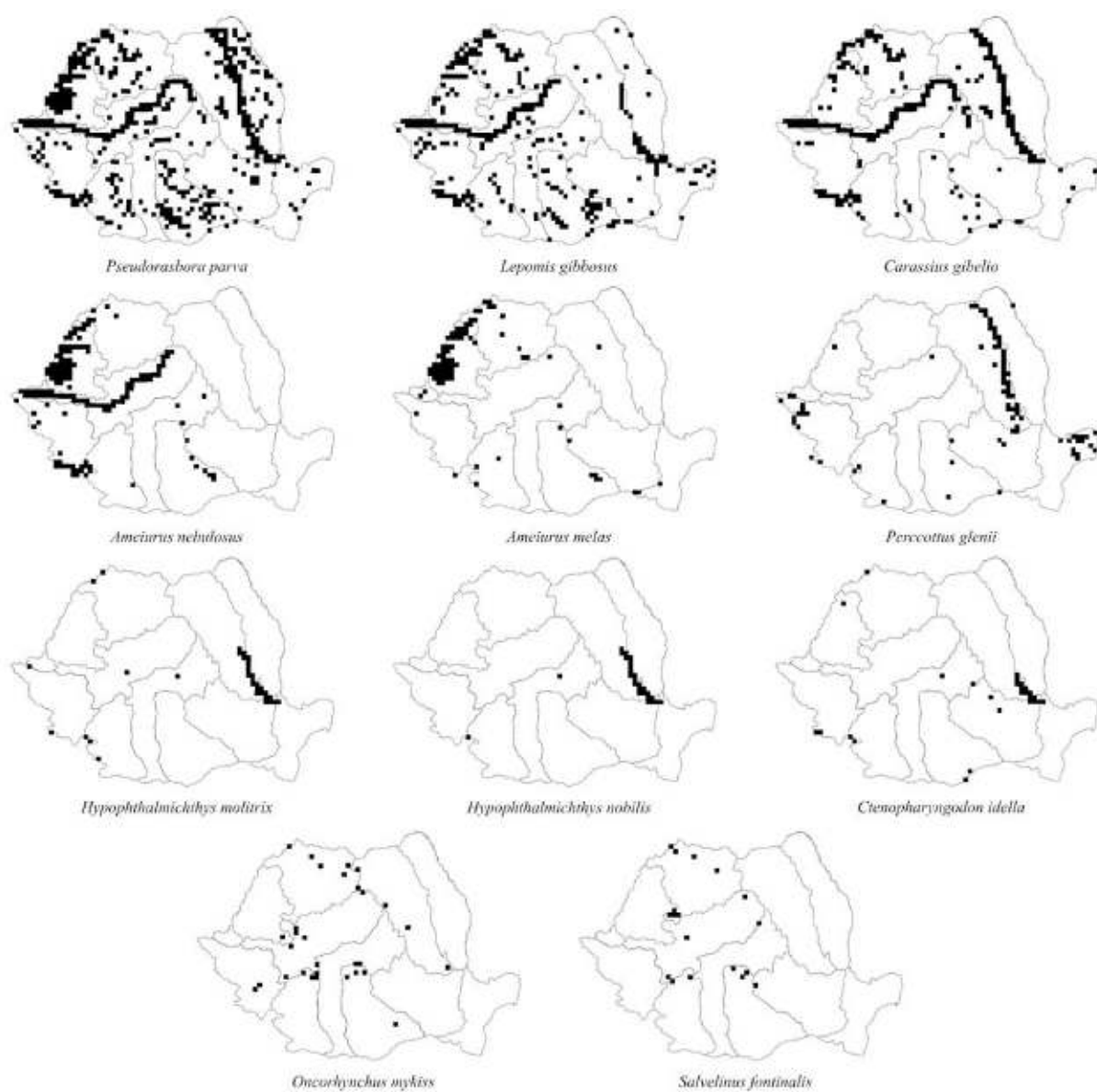


Fig.2. Înregistrările privind prezența speciilor de pești străini invazivi în apele dulci din România, pe unități de bazin hidrografic, utilizând celule UTM de 10×10 km.

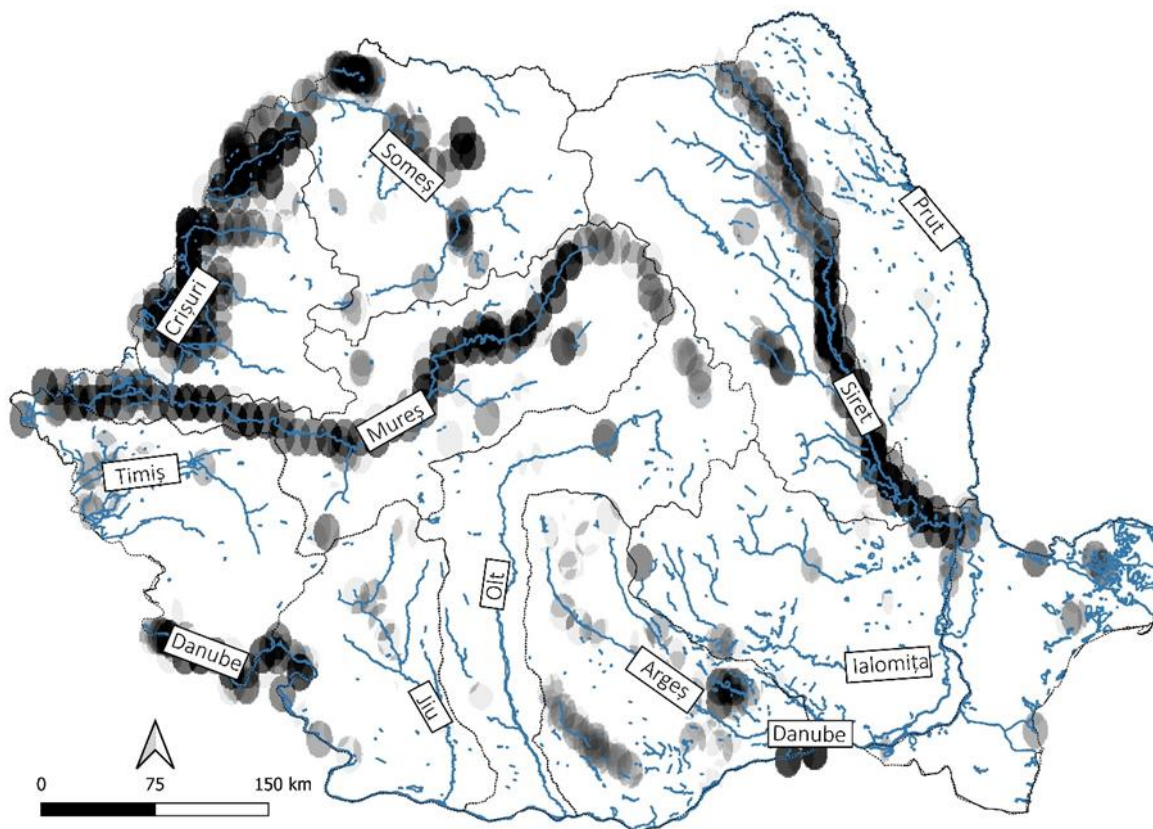


Fig.3. Harta hotspot ilustrează distribuția speciilor de pești invazivi străini de-a lungul principalelor râuri din România. Vizualizarea utilizează un gradient de gri, cu valori de la 1 (deschis) la 60 (î închis), care reprezintă densitatea semnelor într-o rază de 10 km.

Discuții

Studiul a identificat 11 specii de pești invazivi din 52 de specii străine raportate în România între 1910 și 2022. Distribuția lor spațială este neuniformă, cu cele mai multe prezențe în nord-vest și în râurile transfrontaliere, ceea ce reflectă rutele de intrare neasistate. Numărul mare de înregistrări poate reflecta și zonele unde s-au realizat cele mai multe eșantionări, nu doar abundența reală. Zonele hotspot coincid adesea cu arii protejate vulnerabile, precum Parcul Natural Porțile de Fier și Rezervația Biosferei Delta Dunării. Ca urmare a conectivității ridicate a sistemelor acvatice și a schimbărilor climatice, se prevede o extindere continuă a speciilor invazive, subliniind necesitatea unor măsuri proactive și a colaborării transfrontaliere pentru gestionarea acestora.

CAPITOLUL II

Introducerea accidentală a peștilor ca momeala vie, în urma populărilor cu păstrăv în Parcul Național Retezat

Acest capitol se bazează pe următorul manuscris submis pentru publicare:

- **Drăgan O**, Danău C and Cogălniceanu D (2025) Unforeseen consequences of trout stocking in alpine lakes - The introduction and spread of bait fish in Retezat National Park, Romania.

Introducere

Lacurile alpine din emisfera nordică erau natural lipsite de pești din cauza barierelor naturale (Knapp et al., 2001), dar introducerea păstrăvilor a fost larg răspândită în Europa (Fausch, 2007; Stanković et al., 2015; Rasmussen et al., 2019), America de Nord (Adams et al., 2001) și părți din America de Sud (Arismendi et al., 2019), începând cu secolul al XIX-lea, pentru pescuit sportiv (Bahls, 1992). Aceste introduceri au avut efecte de cascadă, alterând rețelele trofice și amenințând biodiversitatea locală, mai ales prin prădare și competiție directă cu speciile native (Sequeiros et al., 2018; Miró et al., 2018; Lucati et al., 2020; Knapp et al., 2007; Pope et al., 2009; Tiberti et al., 2019).

Un efect secundar tot mai documentat al acestor populări este introducerea accidentală a peștilor folosiți ca momeală vie de către pescari, cu impact ecologic sever (Miró & Ventura, 2015; Gacia et al., 2018; Osorio et al., 2022; Tiberti et al., 2022a). Aceștia, precum *Phoxinus* sp., se adaptează ușor și au o rata de înmulțire ridicată, ocupând rapid nișe ecologice și afectând atât păstrăvii nativi, cât și fauna de nevertebrate sau amfibieni (Miró & Ventura, 2015; Gacia et al., 2018; Schabetsberger et al., 2023). În alte regiuni, dominanța acestora a dus la scăderea densităților de păstrăv (Ventura et al., 2017; Tiberti et al., 2022a), la perturbări ale ciclurilor de nutrienți și la introducerea unor paraziți ce amenință suplimentar populațiile native (Eby et al., 2006; Parker et al., 2001).

Materiale și Metode

Studiul a fost realizat în Parcul Național Retezat. Din cele 58 de lacuri glaciare permanente, majoritatea erau inițial lipsite de pești (Pișota, 1971) (Fig.4). Între 1960 și 1980 au avut loc populări repetate cu păstrăv autohton și alogen, dar și cu specii de coregonide, pentru pescuit recreativ (Decei, 1981). Între 2022 și 2024, au fost investigate 25 de lacuri, folosind: observare vizuală pe mal (Tiberti et al., 2022b), capcane tip umbrelă, drone acvatice pentru zonele adânci (Gladius Mini S) și drone aeriene pentru imagini la suprafață (Harris et al., 2019; Suska, 2024). Datele au fost

Rezultate

LEGEND

- Populated lake
- Naturally populated lake
- Alpine lake
- Watercourses
- Retezat National Park limit

9

Discuții

Prezența acestor pești de dimensiuni mici folosiți ca momeala vie, a fost detectată doar în lacuri în care au existat, la un moment dat, sau în care încă există populații de păstrăvi, ceea ce sugerează introducerea accidentală de către pescari (Miró & Ventura, 2015). Dominanța populațiilor de *Phoxinus* sp. în lacuri duce la scăderea păstrăvului nativ, fie prin competiție pentru resurse, fie prin predarea icrelor și larvelor (Museth et al., 2007; Osorio et al., 2022). Încercările de eliminare a acestora s-au dovedit costisitoare și ineficiente, așa cum arată și cazuri din Austria, unde populațiile de *Phoxinus* au persistat după eliminarea peștilor introduși (Schabetsberger et al., 2023). Prezența crustaceelor anostrace (fairly shrimp) doar în lacuri fără pești din lacurile alpine din Retezat, demonstrează impactul negativ al introducerilor asupra nevertebratelor rare și specializate (Bohonak & Whiteman, 1999; Demeter & Mori, 2004).

Eforturile viitoare de conservare ar trebui să se concentreze pe prevenirea introducerilor suplimentare, pe gestionarea populațiilor invazive deja instalate și pe educarea pescarilor privind riscurile folosirii momelii vii (Osorio et al., 2022).

CAPITOLUL III

Evaluarea influenței boișteștilor asupra dinamicii dezvoltării mormolocilor

Acest capitol se bazează pe următorul manuscris pregătit pentru publicare:

- **Drăgan, O.**, Stănescu, F., Drăgan, A.-M., Fănar, G., & Cogălniceanu, D. *The minnow and the common frog: A story of smooth cohabitation?*

Introducere

Populațiile de amfibieni din lacurile alpine au suferit declinuri accentuate, în special ca urmare a introducerii peștilor prădători și a modificărilor de habitat (Blaustein, 1994; Pechmann & Wilbur, 1994; Tiberti & von Hardenberg, 2012). Aceste lacuri erau istoric lipsite de pești, ceea ce favoriza reproducerea amfibienilor. Populările artificiale cu specii de păstrăv au transformat aceste ecosisteme (Schilling et al., 2009; Ventura et al., 2017), iar efectele au inclus prădare, competiție și excluderea amfibienilor din habitatele optime (Orizaola & Braña, 2006; Miró & Ventura, 2015).

O consecință adesea ignorată, dar semnificativă, este introducerea accidentală a boișteștilor (*Phoxinus* sp.) de către pescari, ca momeală vie (Miró & Ventura, 2015; Miró et al., 2018), specie care se adaptează rapid, devine abundentă și intensifică presiunea ecologică asupra nevertebratelor și amfibienilor (Tiberti et al., 2021; Schabetsberger et al., 2023). Acești pești pot chiar contribui la extincții locale ale păstrăvilor (Gacia et al., 2018; Osorio et al., 2022).

Materiale și Metode

Speciile studiate

Experimentul a vizat două specii: boișteanul (*Phoxinus* sp.), un pește mic de apă dulce cu distribuție largă în Europa și Asia de Nord, adaptat la ape reci și bine oxigenate, și broasca roșie de munte (*Rana temporaria*), una dintre cele mai răspândite specii de amfibieni din Europa, caracterizată printr-o mare toleranță ecologică și capacitate de a ocupa habitate diverse, inclusiv la altitudini mari.

Zona de studiu și colectarea organismelor

Cercetarea a avut loc în Parcul Național Retezat (Fig.5). Pe 14 iunie 2023, au fost prelevate zece ponte proaspete de *Rana temporaria* din Lacul Bucurelu, un lac alpin fără pești, aflat la 2070 m altitudine.

Boiștenii au fost capturați din Lacul Ostrov (460 m altitudine, lângă satul Ostrovel). Din totalul de 60 exemplare colectate, au fost selectate 40 de indivizi de dimensiuni apropiate (lungime medie $50,01 \pm 0,53$ mm, interval 42,33-56,85 mm) pentru a asigura uniformitatea experimentului, iar ceilalți au fost păstrați ca rezervă.

Organismele au fost transportate cu grijă la stația de cercetare Gura Zlata (800 m altitudine), unde a fost pregătită infrastructura experimentală.

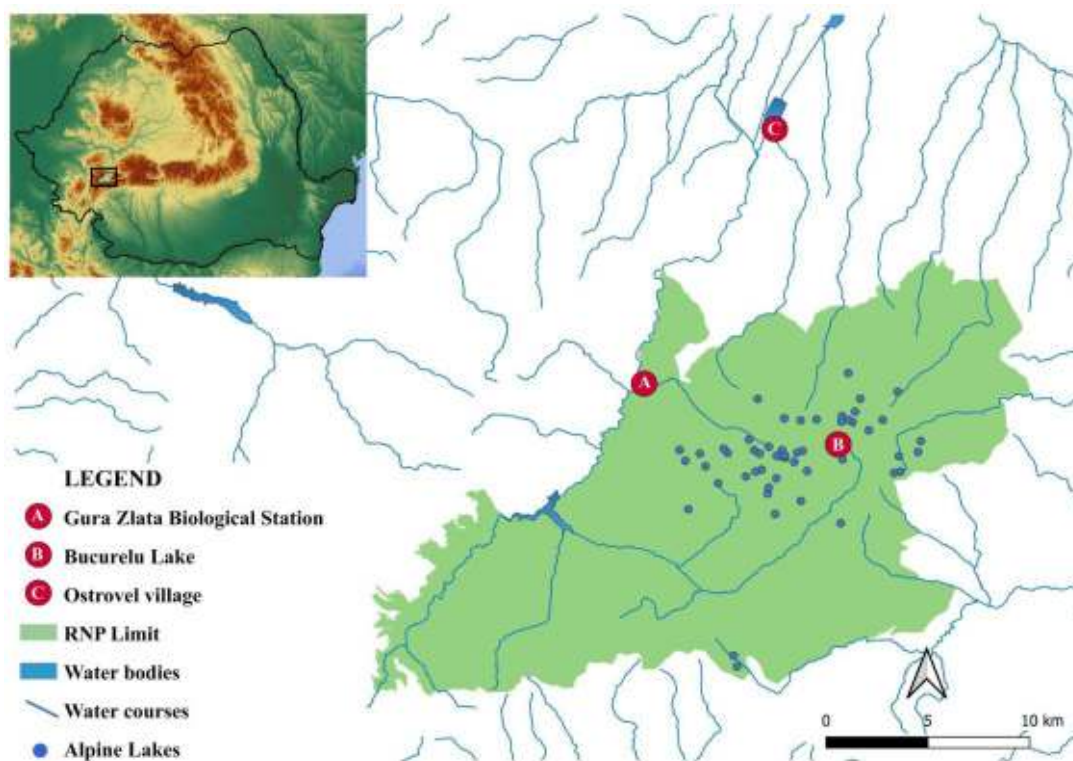


Fig. 5. Zona de studiu si stațiile de colectare

Amenajarea experimentului

Sistemul experimental a constat în 16 bazine cilindrice din plastic (fiecare de 500 L, diametru 104,5 cm), umplute cu 400 L de apă dintr-un pârau din apropiere și a fost adăugat un strat de 2 cm de frunze colectate din pădurea din apropiere, pentru a simula mediul natural. Bazinele au fost împărțite egal: 8 pentru grupul control (fără pești), 8 pentru tratamentul cu prezența boișteanului (câte 5 pești/bazin). Umplerea bazinelor a fost făcută în avans pentru a permite stabilizarea parametrilor apei.

Pe toată durata experimentului, calitatea apei a fost monitorizată în cinci etape, folosind aparate portabile pentru determinarea temperaturii, pH-ului, conductivității și a oxigenului dizolvat (Hanna HI98129, Oakton DO 450). Măsurătorile au fost făcute înainte de popularea bazinelor, apoi la intervale regulate (30 mai, 13 iunie, 19 iunie, 30 iunie și 16 iulie).

Desfășurarea experimentului

Înainte de începerea efectivă a experimentului, peștii și mormolocii au fost ținuti separat pentru aclimatizare. În bazinele de tratament, cei 5 boișteni au fost introduși cu aproximativ două săptămâni înainte de introducerea mormolocilor. În total, au fost folosiți 560 de mormoloci sănătoși de *Rana temporaria* (fără leziuni vizibile), aflați la stadiul de dezvoltare Gosner 25-26. Aceștia au fost repartizați aleatoriu în cele 16 bazine, câte 35 indivizi/bazin.

Măsurători morfologice și analiză a creșterii

Din fiecare bazin, 20 de mormoloci au fost aleși la întâmplare pentru măsurători. Aceștia s-au realizat la începutul (1 iulie – evaluare inițială) și la finalul perioadei de expunere (16 iulie – evaluare post-expunere). Lungimea (SVL) și lungimea totală (TL) au fost determinate folosind fotografii alături de hârtie milimetrică, iar măsurătorile au fost efectuate cu ajutorul programului ImageJ v1.54p. Uneori, numărul de indivizi măsurați după expunere a fost mai mic din cauza mortalității din experiment. Creșterea medie a fost calculată ca diferență între valorile inițiale și cele finale.

Analiză comportamentală

Pentru a determina comportamentul de bază înainte de tratament, s-a realizat o evaluare comportamentală pre-expunere în prima zi: 20 de mormoloci au fost plasați individual în vase albe, circulare, cu apă superficială (1 cm adâncime). După 5 minute de aclimatizare, fiecare individ a fost filmat timp de 15 minute cu o cameră HD montată deasupra (1980x1080, 30 fps). A doua evaluare comportamentală (post-expunere) a avut loc după 16 zile de expunere, când mormolocii ajunseseră la stadiul Gosner 40-41, folosind aceleași condiții de filmare.

Imaginile video au fost analizate cu EthoVision XT 17, urmărindu-se patru parametri cheie: viteza medie, viteza maximă, distanța totală parcursă și procentul de timp activ. Analiza statistică a presupus testarea normalității datelor cu Shapiro–Wilk și utilizarea testului Mann–Whitney U pentru comparații între grupuri, potrivit pentru eșantioane mici și independente. Toate analizele statistice au fost realizate cu IBM SPSS Statistics v29.

Rezultate

La începutul experimentului, mormolocii ($n=320$) aveau o SVL medie de $8,05 \text{ mm} \pm 0,58 \text{ SD}$ și TL de $20,86 \text{ mm} \pm 1,64 \text{ SD}$.

1. Modificări morfologice:

- După 16 zile, SVL nu a diferit semnificativ între tratamente ($U = 2973.0$, $p = 0.1523$):
 - Control: $15,50 \text{ mm} \pm 1,20 \text{ SD}$
 - Tratament: $15,72 \text{ mm} \pm 1,35 \text{ SD}$
- În schimb, TL a fost semnificativ mai mare la mormolocii expuși la boiștean ($U = 1816.5$, $p < 0.0001$):
 - Control: $40,34 \text{ mm} \pm 3,53 \text{ SD}$
 - Tratament: $43,25 \text{ mm} \pm 5,45 \text{ SD}$

Diferența se datorează elongării cozii, răspuns plastic indus de prezența peștilor.

2. Activitate locomotorie și comportament (Fig.6):

- Distanța totală parcursă:
 - Control: $8.943 \text{ mm} \pm 1.953$
 - Tratament: $18.160 \text{ mm} \pm 4.408$ ($U = 0.0$, $p < 0.0001$)
- Viteza medie:
 - Control: $10,07 \text{ mm/s} \pm 2,27$
 - Tratament: $20,53 \text{ mm/s} \pm 5,01$ ($U = 0.0$, $p < 0.0001$)
- Viteza maximă:
 - Control: $205,02 \text{ mm/s} \pm 41,81$
 - Tratament: $282,54 \text{ mm/s} \pm 71,24$ ($U = 0.0$, $p < 0.0001$)
- Procent timp activ:
 - Control: $17\% \pm 8$
 - Tratament: $31\% \pm 11$ ($U = 0.0$, $p < 0.0001$)

Toți acești parametri au indicat o creștere semnificativă a activității mormolocilor expuși la boiștean comparativ cu grupul control.

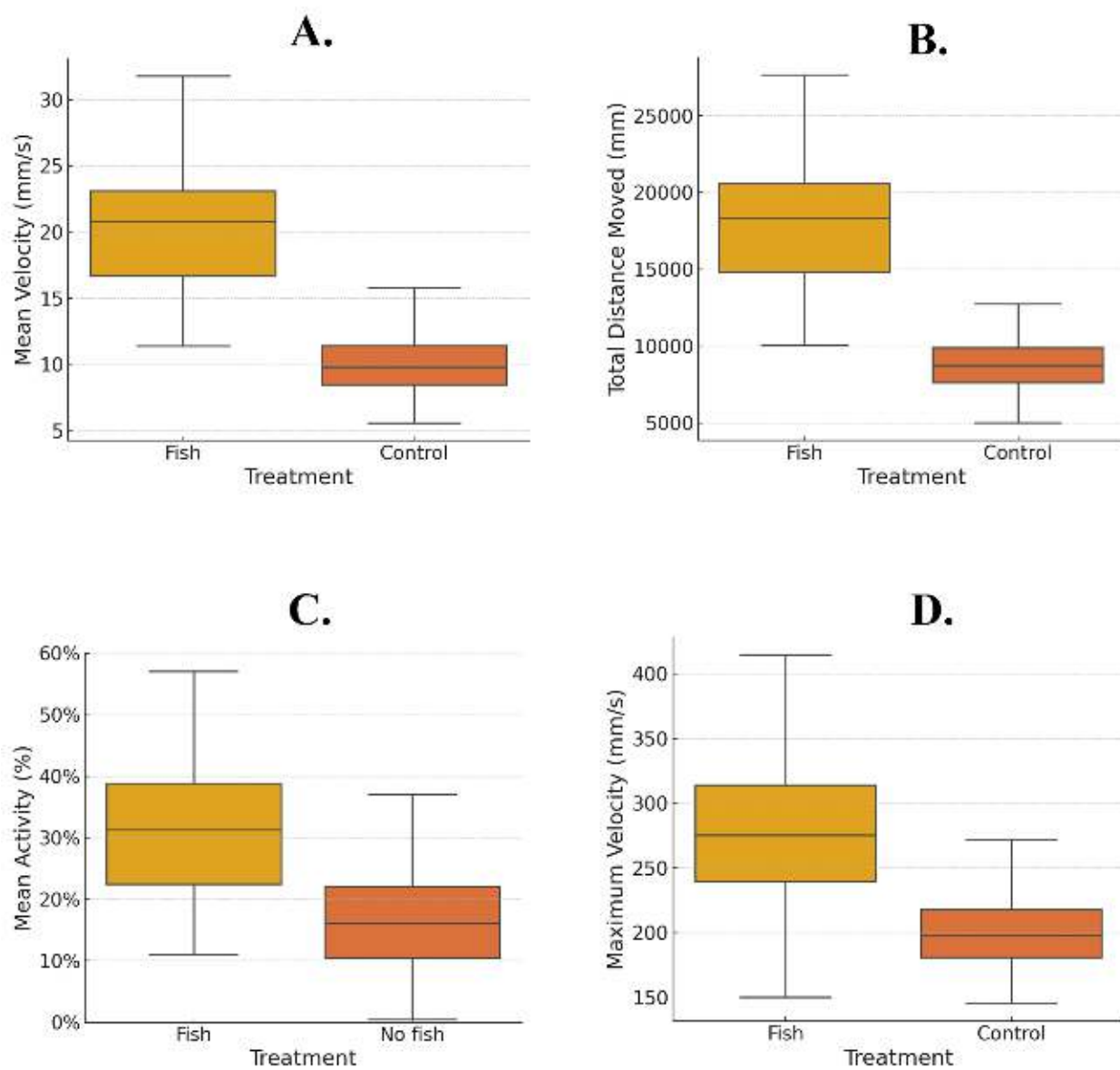


Fig.6. Răspunsurile comportamentale ale mormolocilor în funcție de tratament.

A – viteza medie; B – distanța totală parcursă; C – procentul mediu de activitate; D – viteza maximă.

Discuții

Expunerea la boiștean a determinat la mormoloci o alungire a cozii, reacție plastică ce poate îmbunătăți performanța de înot și manevrabilitatea în fața unor potențiali prădători (Relyea, 2001). Toți parametrii comportamentali (viteza, distanța, timpul activ) au crescut semnificativ la expunerea la boiștean, indicând o strategie proactivă de evitare a prădării (Fraker, 2008). Aceste reacții persistente pot avea costuri energetice, influențând ulterior dezvoltarea și succesul post-metamorfoză (Relyea, 2002).

Deși boișteanul nu este în mod obișnuit prădător pentru larvele de amfibieni (Museth et al., 2007; Osorio et al., 2022), prezența sa a generat modificări comportamentale majore. Efectele non-consumptive, unde prada reacționează doar la percepția riscului, pot schimba structura comunităților (Preisser et al., 2005; Ferrari et al., 2010). Persistența boișteanului întârzie recuperarea amfibienilor după eliminarea păstrăvului și subliniază nevoia unor strategii stricte de management (Miró & Ventura, 2015; Tiberti et al., 2019; Ventura et al., 2017).

CAPITOLUL IV

Percepțiile publicului privind eforturile de eradicare a peștilor din ecosistemele lacustre alpine

Acest capitol se bazează pe următorul manuscris în curs de evaluare la Oryx - The International Journal of Conservation:

- Ferreira-Rodríguez N, **Drăgan O**, Vlad S, Drăgan AM, Băncilă R, Cogălniceanu D and Stănescu F (2025) Social perception of fish removal in alpine lakes.

Introducere

Introducerea speciilor de pești străini, dar și translocarea unor specii native, în diverse ecosisteme acvatice, inclusiv în lacurile alpine natural lipsite de pești, a fost frecventă la nivel global, de obicei din motive economice sau sociale (Xu et al., 2006; Roy et al., 2024). Astfel de intervenții au avut consecințe ecologice neașteptate, devenind una dintre principalele amenințări pentru biodiversitatea nativă (Mollot et al., 2017; Roy et al., 2024). În Europa, politicile recente pun accent pe restaurarea naturii, inclusiv prin eliminarea speciilor străine (EU Biodiversity Strategy 2030; Regulation (EU) 2024/1991).

Lacurile alpine, izolate și cu biodiversitate redusă, au fost supuse populărilor cu pești, în special pentru agrement (Pister, 2001; Ventura et al., 2017). Aceste introduceri au alterat semnificativ structura ecosistemelor și serviciile ecosistemice oferite de lacurile alpine (Knapp et al., 2001; Tiberti et al., 2014). În plus, eliberarea accidentală a unor specii de momeală, precum boișteanul (*Phoxinus* sp.), a dus la competiție pentru resurse cu speciile introduse inițial (Osorio et al., 2022).

Până spre sfârșitul secolului XX, metoda principală de eradicare a peștilor străini a fost utilizarea rotenonei, o substanță toxică și pentru alte specii native (Knapp & Matthews, 1998). Metodele recente, mai selective, implică utilizarea plaselor sau pescuitul electric, însă implică costuri și eforturi considerabile (Tiberti et al., 2021; Knapp & Matthews, 1998). Totodată, peștii introduși au dobândit valoare turistică și culturală în rândul pescarilor (Chiapella et al., 2018), ceea ce complică acceptarea socială a măsurilor de eradicare, putând genera conflicte între părțile interesate (Tiberti & Cardarelli, 2021). Majoritatea studiilor s-au concentrat pe recuperarea ecologică post-eliminare, nu pe percepțiile sau implicațiile socio-economice (Miró et al., 2020; Toro et al., 2020; Schabetsberger et al., 2009; Parker et al., 2001).

Acest studiu și-a propus să evalueze percepția publică față de valoarea și eliminarea peștilor străini din lacurile alpine din Parcul Național Retezat (PNR), România, precum și să compare valoarea economică a pescuitului cu alte activități recreaționale, în contextul restaurării ecosistemelor conform Directivei Europene privind Restaurarea Naturii.

Materiale și Metode

Zona de studiu

Parcul Național Retezat este cel mai vechi parc național din țară, cu 58 de lacuri glaciare permanente la altitudini de 1.700–2.300 m (Pișotă, 1971). Pescuitul este interzis prin lege în lacurile alpine, fiind permis doar în anumite zone joase (Gura Apelor și câteva segmente de râuri). În ultimii ani, parcul atrage aproximativ 35.000 de vizitatori anual (ANANP, 2024), majoritatea fiind atrași de activități recreaționale diverse.

Colectarea datelor

Au fost realizate 203 interviuri față în față cu vizitatori și localnici, în august 2023, la trei dintre cele mai frecventate zone de campare (Gura Apelor, Poiana Pelegii, Bucura). S-a folosit eșantionare de tip conveniență (Newing, 2011), aplicate la persoane peste 18 ani. Chestionarul structurat a combinat întrebări deschise și închise, pentru a obține atât date calitative, cât și cantitative. Fiecare interviu a durat circa 5 minute și răspunsurile au fost notate în timp real, apoi transpuse pentru analiză statistică. Au fost respectate toate normele etice (consimțământ informat, anonim, voluntariat).

Evaluarea economică

Pentru analiza impactului economic, s-a folosit metoda costului individual de călătorie (Individual Travel Cost Method, ITCM; Fleming & Cook, 2008). S-au colectat date despre frecvența vizitelor, originea participanților, motivația principală pentru vizitare (pescuit sau alte activități), calculându-se costul total de călătorie per vizitator și costul de oportunitate (OC), conform standardelor europene și naționale (Commission Decision C (2023) 4928; Distanțe rutiere, 2025;

INS, 2023). OC a fost calculat ca o treime din rata salariului pentru perioada de timp alocată călătoriei.

Analiză statistică

Datele au fost analizate în R v. 4.3.2 (R Core Team, 2024). S-au utilizat: statistici descriptive, testul Shapiro-Wilk pentru normalitate, regresie logistică ordonată pentru a identifica predictorii ai susținerii eliminării peștilor (factori analizați: frecvența vizitelor, origine, activitate, educație, sex, vârstă, statut), test t pentru două eșantioane (Welch), test Mann-Whitney U pentru diferențe non-parametrice, test de proporții și test chi-pătrat pentru contribuția economică a pescarilor vs. ceilalți vizitatori.

Rezultate

Au fost intervievați 203 participanți: 18 la Gura Apelor, 163 la Poiana Pelegii, 22 la Bucura. Distribuția pe sexe a fost 64,04% bărbați și 35,96% femei. Încadrarea respondenților pe categorii de vârstă a fost astfel: între 18–39 ani (56,65%), 40–59 ani (35,47%) și peste 60 ani (7,88%). Nivelul de educație a fost predominant superior (73,40%), urmat de cel secundar (24,63%). Cei mai mulți erau vizitatori (87,68%), restul fiind localnici, iar aproape toți erau cetățeni români (92,12%).

Activități preferate (Fig.7): Cea mai populară a fost explorarea naturii (drumeții, camping, fotografie, relaxare), urmată de sporturi montane. Activitățile de exploatare (pescuit, vânătoare) și serviciile (ghidaj, salvamont) au fost asociate mai ales cu vizitatorii frecvenți.

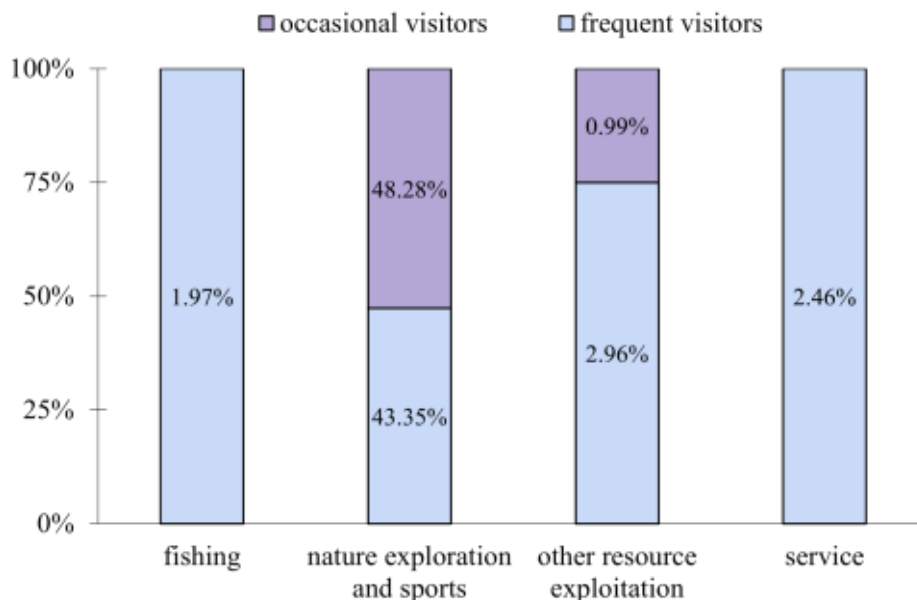


Fig.7. Tipurile de activități preferate în timpul excursiilor la munte, conform declarațiilor participanților

Percepții despre pești: 91,63% considerau peștii importanți în lacurile alpine. Motivele invocate au fost valoarea intrinsecă (54,3%), valoare practică (38,71%) sau ambele (6,99%). Doar 13 respondenți au spus că peștii nu sunt importanți, dintre care doar doi au argumentat: “pentru că pescuitul este interzis” și “peștii modifică ecosistemul”.

După ce au fost informați că lacurile alpine sunt natural lipsite de pești, doar 18% nu cunoșteau motivul introducerii peștilor, iar motivele invocate au inclus: populare pentru pescuit (29,4%), ca resursă alimentară pentru oameni (22,7%), creșterea biodiversității (7,6%) sau hrană pentru alte animale (6,6%).

Atitudini față de eliminare: Inițial, 63,55% au perceput introducerea peștilor drept pozitivă. După ce au primit informații suplimentare despre impactul negativ asupra faunei și florei native, 62,56% au fost de acord cu necesitatea eliminării peștilor străini pentru restaurarea lacurilor alpine.

Regresia logistică ordonată a indicat că frecvența vizitelor și nivelul de educație au fost predictori semnificativi pentru susținerea eradicării. Vizitatorii ocazionali și cei cu educație superioară au fost mai predispuși să susțină eliminarea comparativ cu cei care vizitează foarte des și cu nivel educațional inferior.

Analiză economică:

- Costul mediu de călătorie pentru pescari: 389,68 €.
- Pentru restul vizitatorilor: 884,68 €.
- Extrapolând la 35.000 vizitatori/an, și 5% interesați de pescuit: ITC anual estimat pentru pescari = 681.940 €, iar pentru ceilalți vizitatori = 29.415.610 €.
- Astfel, pescarii aduc doar 2,27% din valoarea economică totală, mult sub pragul ipotetic de 5% ($p < 0.001$).

Discuții

Vizitatorul tipic al Parcului Național Retezat este tânăr, educat și preferă activități precum drumețiile sau campingul, nu pescuitul. Deși peștii sunt percepuți ca importanți pentru lacurile alpine, informarea despre starea naturală a acestor lacuri și efectele negative ale introducerii peștilor străini a determinat o majoritate să susțină măsurile de eliminare. Totuși, astfel de acțiuni pot genera conflicte sociale cu pescarii, asociațiile de pescuit și alte grupuri (Tiberti & Cardarelli, 2021).

Cei mai mulți consideră valoarea peștilor ca fiind una intrinsecă sau legată de biodiversitate, nu una extractivă. Acest lucru reflectă și faptul că studiul a fost realizat într-o arie strict protejată, unde pescuitul este interzis. Pe plan economic, contribuția pescarilor este marginală comparativ cu a celorlalți turiști, astfel că măsurile de restaurare ar putea fi implementate cu un impact economic minim. Totuși, pentru a evita conflictele, se recomandă implementarea unor programe de informare și educație, precum și scheme de compensare acolo unde este cazul.

Gestionarea peștilor străini în lacurile alpine devine astfel o chestiune socio-ecologică complexă, fiind necesară integrarea obiectivelor de restaurare ecologică cu preocupările sociale și economice ale diferitelor grupuri de interese (Woodford et al., 2017). Programele eficiente de informare și conștientizare, împreună cu scheme de compensare, pot facilita acceptarea socială a măsurilor de eradicare.

CONCLUZII GENERALE

Ecosistemele acvatice din România, de la râurile de câmpie până la lacurile alpine, au fost profund afectate de introducerea peștilor străini în ultimul secol. Din 1910 până în prezent au fost identificate 52 de specii străine, dintre care 11 sunt recunoscute ca invazive, răspândite acum în toate marile bazine hidrografice. Principalele căi de introducere au fost acvacultura, populările intenționate și dispersia neasistată pe cursurile de apă conectate.

Lacurile alpine, fiind greu accesibile, au fost mai puțin monitorizate și astfel informațiile despre prezența și persistența peștilor în aceste ecosisteme rămân limitate. În Parcul Național Retezat, campaniile de populare din secolul trecut au introdus atât păstrăvi nativi cât și străini, însă aceștia nu au format populații stabile din cauza condițiilor dure (habitate de reproducere limitate, izolare hidrologică). În contrast, boișteanul (*Phoxinus* sp.), specie nativă pentru apele de șes și deal, s-a dovedit invaziv în lacurile alpine unde nu exista anterior, reușind să colonizeze și să persiste acolo unde păstrăvii introduși nu au reușit.

Studiul arată că boișteanul a ajuns și s-a stabilit în 12 din 25 de lacuri alpine studiate, în urma eliberărilor accidentale asociate cu pescuitul sportiv (folosirea momelii vii), fără a exista un plan de management. În timp, aceste populații de boiștean au devenit permanente, chiar și după dispariția păstrăvului, și au modificat structura comunităților acvatice. Acest tipar a fost observat și în alte regiuni montane din Europa, precum Pirinei și Alpi, unde *Phoxinus* sp. a dominat lacurile după ce populările cu salmonide au eșuat.

Din punct de vedere al managementului conservării, rezultatele evidențiază dificultatea gestionării speciilor native cu comportament invaziv într-un context nou, unde devin dominante și greu de eradicat. Boișteanul, deși specie autohtonă pentru România, este un invadator eficient în lacurile

alpine istorice fără pești, provocând schimbări persistente în structura faunei locale și afectând puternic nevertebratele și amfibienii. Metodele convenționale de eliminare (pescuit intensiv, golirea lacurilor, substanțe piscicide) sunt fie ineficiente, fie riscante pentru ecosistemele sensibile și greu accesibile.

Pe lângă analiza ecologică, studiul a investigat și percepția publică privind eliminarea peștilor străini. S-a constatat că susținerea pentru astfel de măsuri crește semnificativ după ce vizitatorii sunt informați despre impactul negativ asupra biodiversității și calității apei. Mai mult, pescuitul are un rol economic marginal în aceste zone, unde turismul și peisajul natural sunt mult mai valoroase pentru comunitate.

Prin urmare, succesul protejării biodiversității și al restaurării ecosistemelor alpine depinde de integrarea legislației, a cercetării științifice, a implementării locale și, foarte important, de conștientizarea și implicarea publicului. Doar astfel se poate trece de la tolerarea pasivă a speciilor invazive la o protecție activă a apelor dulci montane ale României.

LISTA LUCRĂRILOR PUBLICATE

In domeniul tezei

Articole publicate

- **Drăgan, O.**, Rozyłowicz, L., Ureche, D., Falka, I., & Cogălniceanu, D. (2024). Invasive fish species in Romanian freshwater. A review of over 100 years of occurrence reports. *NeoBiota*, 94, 15-30.
- Drăgan, A. M., **Drăgan, O.**, Fănar, G., Cogălniceanu, D., & Stănescu, F. (2025). The impact of fish on amphibian metamorphosis. A study case from Retezat National Park, Romania. *Annals Academy of Romanian Scientists Series on Biological Sciences*, 14(1):18-29.

Comunicări orale și postere

- **Drăgan, O.** 2021. The necessity to integrate Citizen Science into non-native fish species monitoring and inventory. The 28th International Scientific Jubilee Symposium "Deltas and Wetlands" 2021", Tulcea, Romania

- **Drăgan, O.**, Cogălniceanu, D. 2022. Introduced fish species in Romanian alpine lakes: Retezat National Park case study. Joint ESENIAS and DIAS Scientific Conference 2022 and 11th ESENIAS Workshop Invasive alien species under conditions of global crisis. 13–15 November 2022. Demre, Antalya, Turkey
- **Dragan, O.**, Cogălniceanu, D., Rozyłowicz, L. 2023. Invasive fish species distribution in Romanian freshwaters. Joint ESENIAS and DIAS Scientific Conference 2023 and 12th ESENIAS Workshop: Globalisation and invasive alien species in the Black Sea and Mediterranean regions – management challenges and regional cooperation, 11–14 October 2023, Varna, Bulgaria. Communication awarded “Best Talk on Animal Invasions”.
- Stănescu, F., **Drăgan, O.**, Drăgan, A-M., Fănar, G., Cogălniceanu, D. 2024. The minnow and the common frog: a story of smooth cohabitation? in Travaux du Museum d’Histoire Naturelle “Grigore Antipa”, Vol.67, Supplement 1 – ZoologyCon 2024, Bucuresti, Romania
- Vlad, S.E., **Drăgan, O.**, Ferreira-Rodriguez, N., Drăgan, A.M., Stănescu, F., Băncila, R.I., Cogălniceanu, D. 2023. How does the public perceive fish removal from alpine lakes? A case study from the Romanian Carpathians. Joint ESENIAS and DIAS Scientific Conference 2023 and 12th ESENIAS Workshop: Globalisation and invasive alien species in the Black Sea and Mediterranean regions – management challenges and regional cooperation, 11–14 October 2023, Varna, Bulgaria.
- Cogălniceanu, D., **Drăgan, O.**, Drăgan, A.M., Fănar, G., Stănescu, F. 2024. Common Frog Tadpoles Show Adaptive Behavioral Response to the Presence of Minnows, A-1371, P. 739-740. Book of Abstracts. 10th World Congress of Herpetology, 5-9 August 2024. Sarawak, Borneo.
- Vlad, S.E., Fănar, G., Vizireanu, M.G., Topliceanu T.S., **Dragan, O.**, Stănescu, F., Tanase, T., Cogălniceanu, D. 2023. Fish introduction in mountain lakes and its effect on amphibian communities. In: Book of Abstracts, p. 142, SEH 22nd European Congress of Herpetology, 4–8 September 2023, University of Wolverhampton, Wolverhampton, UK.

Cărți

- Cogălniceanu D., Stănescu F., Tudor, M., Cobzaru I., **Drăgan O.**, Băncilă, R., Chișamera, G., Petrescu, A., Telea E.A., Samoilă, C., Ureche D., Ciubuc F., Popa A.M. (2022). Ghid de

inventariere și cartare a distribuției speciilor străine de vertebrate terestre din România. Ghid 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 străine invazive. București: Ministerul Mediului, Apelor și Pădurilor & Universitatea din București. ISBN: 978-973-0-36594-8

Publicații și comunicări științifice care nu au fost incluse în teză

Articole publicate

- Fănaru, G., Petrovan, S., Băncilă, R. I., Vizireanu, M. G., **Drăgan, O.**, Vlad, S. E., ... & Cogălniceanu, D. (2024). Nesting ecology and confirmed breeding of the invasive pond slider *Trachemys scripta* in an urban environment, Romania. *European Journal of Wildlife Research*, 70(3), 61.

Comunicări orale și postere

- Skolka, M., Cogălniceanu, D., Memedemin, D., Stănescu, F., **Drăgan, O.**, Gavrilescu, C., Soimu, A., Tănase, T. 2023. Diurnal butterflies from mountainous areas as indicators of the conservation status of habitats. Conferința Ecologia și Protecția Ecosistemelor, Ediția 14, 1-4 noiembrie 2023 Bacău, Romania
- Skolka, M., Cogălniceanu, D., Memedemin, D., **Drăgan, O.**, Preda, C. 2023 – Climate changes and invasive alien species in Romania – the *Corytucha* case. Joint ESENIAS and DIAS Scientific Conference 2023 and 12th ESENIAS Workshop, 11-14 octombrie Varna, Bulgaria.
- Skolka, M., Plăiașu, R., Băncilă, R.I., Ciubuc, C., Memedemin, D., **Drăgan, O.**, Cogălniceanu, D. 2024 - The invertebrate fauna of the epigeal layer from different types of habitats in the Retezat National Park (Romania), in Travaux du Museum d'Histoire Naturelle "Grigore Antipa", Vol.67, Supplement 1 – ZoologyCon 2024, Bucuresti, Romania.
- Skolka M., Cogălniceanu D., Memedemin D., **Drăgan O.**, Gavrilescu C., Tanase T. 2022.–

Corytucha arcuata (Say, 1832) (Heteroptera, Tingidae) in alpine habitats from the Romanian Carpathians. Joint ESENIAS and DIAS Scientific Conference 2022 and 11th ESENIAS Workshop Invasive alien species under conditions of global crisis. 13–15 November 2022. Demre, Antalya, Turkey

- Skolka M., Memedemin D., **Drăgan O.**, Gavrilesco C. 2022. New data on the presence of *Sceliphron curvatum* (F. Smith, 1870) (Hymenoptera, Sphecidae) in Romania. Joint ESENIAS and DIAS Scientific Conference 2022 and 11th ESENIAS Workshop Invasive alien species under conditions of global crisis. 13–15 November 2022. Demre, Antalya, Turkey

BIBLIOGRAFIE SELECTIVĂ

Adams, S. B., Frissell, C. A., & Rieman, B. E. (2001). Geography of invasion in mountain streams: Consequences of headwater lake fish introductions. *Ecosystems*, 4(3), 296–307.

Adeniran-Obey, S. O., & Osagie, D. A. (2024). Impacts of invasive species on the Arctic environment. In F. R. Brooks (Ed.), *Arctic Marine Ecotoxicology* (pp. 381–402). Springer, Cham.

ANANP – Agentia Nationala pentru Aarii Naturale Protejate. Parcul National Retezat. [accessed 28 October 2024].

Arimoro, F. O., Masese, F. O., & O'Brien, G. C. (2024). Advances in biomonitoring of African aquatic ecosystems, volume II. *Frontiers in Water*, 6, 1516711.

Arismendi, I., Penaluna, B., Gomez-Uchida, D., Di Prinzio, C., Rodríguez-Olarte, D., Carvajal-Vallejos, F. M., & Savaria, P. (2019). Trout and char of South America. In *Trout and Char of the World* (pp. 279–311). Springer.

Ash, A. K., & Patterson, S. (2022). Reporting of freshwater cyanobacterial poisoning in terrestrial wildlife: A systematic map. *Animals*, 12(18), 2423.

Backer, L. C., & Miller, M. (2016). Sentinel animals in a one health approach to harmful cyanobacterial and algal blooms. *Veterinary Sciences*, 3(2), 8.

Bahls, P. (1992). The status of fish populations and management of high mountain lakes in the western United States. *Northwest Science*, 66(3), 183–193.

Baso, N. C., Hill, M. P., Bownes, A., & Coetzee, J. A. (2024). Meta-Analysis and Systematic Review of the Enemy Release Hypothesis as Applied to Aquatic Plants. *Available at SSRN 4828311*.

Blaustein, A. R. (1994). Chicken Little or Nero's fiddle? A perspective on declining amphibian populations. *Herpetologica*, 50(1), 85–97.

Bohonak, A. J., & Whiteman, H. H. (1999). Dispersal of the fairy shrimp *Branchinecta coloradensis* (Anostraca): Effects of hydroperiod and salamanders. *Limnology and Oceanography*, 44(3), 487–493.

Burnett, K., Kaiser, B., Pitafi, B. A., & Roumasset, J. (2006). Prevention, eradication, and containment of invasive species: Illustrations from Hawaii. *Agricultural and Resource Economics Review*, 35(1), 63–77.

Cambray, J. A. (2003). Impact on indigenous species biodiversity caused by the globalisation of alien recreational freshwater fisheries. *Hydrobiologia*, 500(1), 217–230.

Canonico, G. C., Arthington, A., McCrary, J. K., & Thieme, M. L. (2005). The effects of introduced tilapias on native biodiversity. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 15(5), 463–483.

Carvalho-Souza, G. F., Kourantidou, M., Laiz, I., Nuñez, M. A., & González-Ortegón, E. (2024). How to deal with invasive species that have high economic value? *Biological Conservation*, 292, 110548.

Champneys, T., Matiku, P., Saxon, A. D., Shechonge, A. H., Blackwell, T., Ngatunga, B. P., & Genner, M. J. (2024). Rapid growth of a locally-endemic tilapia may enable persistence in an African lake invaded by Nile tilapia. *Aquatic Invasions*, 19(4), 431–443.

Chiapella, A.M., Nielsen-Pincus, M. & Strecker, A.L. (2018) Public perceptions of mountain lake fisheries management in national parks. *Journal of Environmental Management*, 226, 169-179.

Çinar, M. E., Arianoutsou, M., Zenetos, A., & Golani, D. (2014). Impacts of invasive alien marine species on ecosystem services and biodiversity: A pan-European review. *Aquatic Invasions*, 9(4), 391–423.

Cogălniceanu, D., Székely, P., Samoilă, C., Ruben, I., Tudor, M., Plăiașu, R. and Rozyłowicz, L. (2013). Diversity and distribution of amphibians in Romania. *ZooKeys*, 296, 35.

Commission Decision of 31.7.2024 amending Commission Decision C (2021) 35 authorising the use of unit costs for travel, accommodation and subsistence costs under an action or work programme under the 2021-2027 multiannual financial framework. European Commission. [accessed 17 November 2024].

Costantini, M. L., Kabala, J. P., Sporta Caputi, S., Ventura, M., Calizza, E., Careddu, G., & Rossi, L. (2023). Biological invasions in fresh waters: *Micropterus salmoides*, an American fish conquering the world. *Water*, 15(21), 3796.

Cuthbert, R. N., Pattison, Z., Taylor, N. G., Verbrugge, L., Diagne, C., Ahmed, D. A., ... & Courchamp, F. (2021). Global economic costs of aquatic invasive alien species. *Science of the total environment*, 775, 145238.

Decei, P. (1981). *Lacuri de munte. Drumetie și pescuit*. București: Ed. Sport-Turism.

Demeter, L., & Mori, C. (2004). Spatial distribution and habitat characteristics of *Chirocephalus diaphanus* (Branchiopoda: Anostraca) in the Retezat National Park (Southern Carpathians, Romania). *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*, 40(2), 87–93.

Diagne, C., Leroy, B., Vaissière, A. C., Gozlan, R. E., Roiz, D., Jarić, I., & Courchamp, F. (2021). High and rising economic costs of biological invasions worldwide. *Nature*, 592(7855), 571–576.

Distanțe rutiere (2025) Distanțe rutiere România. distanta.ro [accessed 25 March 2025]

Eby, L. A., Roach, W. J., Crowder, L. B., & Stanford, J. A. (2006). Effects of stocking-up freshwater food webs. *Trends in Ecology & Evolution*, 21(10), 576–584.

Epanchin-Niell, R. S., & Hastings, A. (2010). Controlling established invaders: Integrating economics and spread dynamics to determine optimal management. *Ecology Letters*, 13(4), 528–541

Essl, F., Latombe, G., Lenzner, B., Pagad, S., Seebens, H., Smith, K., & Genovesi, P. (2020). The Convention on Biological Diversity (CBD)’s post-2020 target on invasive alien species—what should it include and how should it be monitored? *NeoBiota*, 62, 99–121.

European Commission. (2024). EU Regulation on Invasive Alien Species. EU Environment Directorate-General.

Fausch, K. D. (2007). Introduction, establishment, and effects of non-native salmonids: Considering the risk of rainbow trout invasion in the United Kingdom. *Journal of Fish Biology*, 71(Supplement D), 1–32.

Ferrari, M. C. O., Wisenden, B. D., & Chivers, D. P. (2010). Chemical ecology of predator–prey interactions in aquatic ecosystems: A review and prospectus. *Canadian Journal of Zoology*, 88(7), 698–724.

Fleming, C.M. & Cook, A. (2008) The recreational value of Lake McKenzie, Fraser Island: An application of the travel cost method. *Tourism Management*, 29, 1197

Fletcher, C. S., Westcott, D. A., Murphy, H. T., Grice, A. C., & Clarkson, J. R. (2015). Managing breaches of containment and eradication of invasive plant populations. *Journal of Applied Ecology*, 52(1), 59–68.

Fraker, M. E. (2008). The influence of the circadian rhythm of risk on the behavior and growth of larval amphibians. *Ecology*, 89(5), 1353–1360.

Gacia, E., Buchaca, T., Bernal-Mendoza, N., Sabás, I., Ballesteros, E., & Ventura, M. (2018). Non-native minnows threaten quillwort populations in high mountain shallow lakes. *Frontiers*

in Plant Science, 9, 329.

Gallardo, B., Clavero, M., Sánchez, M. I., & Vilà, M. (2016). Global ecological impacts of invasive species in aquatic ecosystems. *Global change biology*, 22(1), 151-163.

Gherardi, F., Gollasch, S., Minchin, D., Olenin, S., & Panov, V. E. (2009). Alien invertebrates and fish in European inland waters. In *Handbook of Alien Species in Europe* (pp. 81–92). Springer, Dordrecht.

Gómez, S., Carreño, A., & Lloret, J. (2021). Cultural heritage and environmental ethical values in governance models: Conflicts between recreational fisheries and other maritime activities in Mediterranean marine protected areas. *Marine Policy*, 129, 104529.

Green, S. J., & Grosholz, E. D. (2021). Functional eradication as a framework for invasive species control. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 19(2), 98–107.

Harris, J. M., Nelson, J. A., Rieucan, G., & Broussard III, W. P. (2019). Use of drones in fishery science. *Transactions of the American Fisheries Society*, 148(4), 687–697.

Haubrock, P. J., Bernery, C., Cuthbert, R. N., Liu, C., Kourantidou, M., Leroy, B., & Gozlan, R. E. (2022). Knowledge gaps in economic costs of invasive alien fish worldwide. *Science of the Total Environment*, 803, 149875.

Haubrock, P. J., Turbelin, A. J., Cuthbert, R. N., Novoa, A., Taylor, N. G., Angulo, E., & Courchamp, F. (2021). Economic costs of invasive alien species across Europe. *NeoBiota*, 67, 153–190.

Henseler, C., Oesterwind, D., Kotterba, P., Nordström, M. C., Snickars, M., Törnroos, A., & Bonsdorff, E. (2021). Impact of round goby on native invertebrate communities: An experimental field study. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 541, 151571.

IBM Corp. (2022). *IBM SPSS Statistics for Windows, Version 29.0* [Computer software]. IBM Corp.

INS (2023) Forța de muncă și câștiguri salariale. [accessed 12 November 2024].

IPBES. (2023). Summary for policymakers of the thematic assessment report on invasive alien species and their control. In Roy, H. E., Pauchard, A., Stoett, P., Renard Truong, T., Bacher, S., Galil, B. S., Hulme, P. E., Ikeda, T., Sankaran, K. V., McGeoch, M. A., Meyerson, L. A., Nuñez, M. A., Ordonez, A., Rahlao, S. J., Schwindt, E., Seebens, H., Sheppard, A. W., & Vandvik, V. (Eds.), *IPBES Secretariat*. Bonn, Germany

Katsanevakis, S., Gatto, F., Zenetos, A., & Cardoso, A. C. (2013). How many marine aliens in Europe. *Management of Biological Invasions*, 4(1), 37–42.

Keswani, A., Oliver, D. M., Gutierrez, T., & Quilliam, R. S. (2016). Microbial hitchhikers on marine plastic debris: Human exposure risks at bathing waters and beach environments. *Marine Environmental Research*, 118, 10–19.

Kettunen, M., Genovesi, P., Gollasch, S., Pagad, S., Starfinger, U., Ten Brink, P., & Shine, C. (2009). Technical support to EU strategy on invasive alien species (IAS). Institute for European Environmental Policy (IEEP), Brussels.

Kim, H. S., Han, M. S., & Ko, M. H. (2024). Change in the fish fauna and fish community characteristics in the upper reaches of the Seomgang (River), Korea. *Korean Journal of Environment and Ecology*, 38(3), 246–262.

Knapp, R. A., Boiano, D. M., & Vredenburg, V. T. (2007). Removal of nonnative fish results in population expansion of a declining amphibian (*Rana muscosa*). *Biological Conservation*, 135(1), 11–20.

Knapp, R. A., Corn, P. S., & Schindler, D. E. (2001). The introduction of nonnative fish into wilderness lakes: Good intentions, conflicting mandates, and unintended consequences. *Ecosystems*, 4(4), 275–278.

Knapp, R.A. & Matthews, K.R. (1998) Eradication of nonnative fish by gill netting from a small mountain lake in California. *Restoration Ecology*, 6, 207-213.

Knapp, R.A., Matthews, K.R. & Sarnelle, O. (2001) Resistance and resilience of alpine lake fauna to fish introductions. *Ecological Monographs*, 71, 401-421.

Leonardos, I. D., Kagalou, I., Tsoumani, M., & Economidis, P. S. (2008). Fish fauna in a

protected Greek lake: Biodiversity, introduced fish species over an 80-year period and their impacts on the ecosystem. *Ecology of Freshwater Fish*, 17(1), 165–173.

Liu, C., Yan, M., Xiong, W., Li, N., & Gao, L. (2024). Applications of environmental DNA in the aquatic ecosystem management of East Asia. *Frontiers in Marine Science*, 11, 1473463.

Lower, E., Sturtevant, R., Iott, S., Martinez, F., Rutherford, E., Mason, D. M., & Elgin, A. K. (2024). The Great Lakes' most unwanted: Characterizing the impacts of the top ten Great Lakes aquatic invasive species. *Journal of Great Lakes Research*, 50(1), 102365.

Lucati, F., Castrillón, A., Miró, A., Sabás, I., Tomàs, J., Font, B., & Ventura, M. (2020). A genetic appraisal of regional population connectivity in the endemic Pyrenean amphibian *Calotriton asper* and patterns of recolonization after fish removal. *Faculdade de Ciências*, 110.

Marchand, J., & Schoefs, B. (2025). Aquatic photosynthetic organisms under global change. *Frontiers in Plant Science*, 15, 1539716.

Marques, A., Rosa, R., & Nunes, M. L. (2014). Seafood safety and human health implications. In N. S. Publisher (Ed.), *The Mediterranean Sea: Its history and present challenges* (pp. 589–603). Springer.

Meng, R., Du, X., Ge, K., Wu, C., Zhang, Z., Liang, X., & Zhang, H. (2024). Does climate change increase the risk of marine toxins? Insights from changing seawater conditions. *Archives of Toxicology*, 98(9), 2743–2762.

Meyerson, L. A., & Reaser, J. K. (2003). The Ecological and Socio-Economic Impacts of Invasive Alien Species on Island Ecosystems: Report of an Experts Consultation. In *The Global Invasive Species Programme (GISP) on Behalf of the Convention on Biological Diversity*. Washington.

Miró, A., & Ventura, M. (2015). Evidence of exotic trout mediated minnow invasion in Pyrenean high mountain lakes. *Biological Invasions*, 17, 791–803.

Miró, A., O'Brien, D., Tomàs, J., Buchaca, T., Sabás, I., Osorio, V., & Ventura, M. (2020). Rapid amphibian community recovery following removal of non-native fish from high

mountain lakes. *Biological Conservation*, 251, 108783.

Miró, A., Sabás, I., & Ventura, M. (2018). Large negative effect of non-native trout and minnows on Pyrenean lake amphibians. *Biological Conservation*, 218, 144–153.

Mollot, G., Pantel, J.H. & Romanuk, T.N. (2017) The effects of invasive species on the decline in species richness: a global meta-analysis. In *Advances in ecological research* (eds D.A. Bohan, A.J. Dumbrell, F. Massol), pp. 61-83. Academic Press, London, UK.

Mormul, R. P., Vieira, D. S., Bailly, D., Fidanza, K., da Silva, V. F. B., da Graça, W. J., Pontara, V., Bueno, M. L., Thomaz, S. M., & Mendes, R. S. (2022). Invasive alien species records are exponentially rising across the Earth. *Biological Invasions*, 24(10), 3249–3261.

Museth, J., Hesthagen, T., Sandlund, O. T., Thorstad, E. B., & Ugedal, O. (2007). The history of the minnow *Phoxinus phoxinus* (L.) in Norway: From harmless species to pest. *Journal of Fish Biology*, 71, 184–195.

Natugonza, V. (2024). Managing the invasive Nile perch (*Lates niloticus*) in Lake Victoria (East Africa) to maintain species diversity and livelihoods. *Fisheries responses to invasive species in a changing climate*, 159.

Necsoiu, M., Mîndrescu, M., Onaca, A., & Wigginton, S. (2016). Recent morphodynamics of alpine lakes in Southern Carpathian Mountains using high-resolution optical imagery. *Quaternary International*, 415, 164–174.

Newing, H. (2011) *Conducting Research in Conservation: A Social Science Perspective*. Routledge, London, UK.

Nico, L., Maynard, E., Schofield, P. J., Cannister, M., Larson, J., Fusaro, A., Neilson, M., & Bartos, A. (2025). *Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758. U.S. Geological Survey, Nonindigenous Aquatic Species Database.

Nunes, A. L., Tricarico, E., Panov, V. E., Cardoso, A. C., & Katsanevakis, S. (2015). Pathways and gateways of freshwater invasions in Europe. *Aquatic Invasions*, 10(4), 359–370.

Orizaola, G., & Braña, F. (2006). Effect of salmonid introduction and other environmental characteristics on amphibian distribution and abundance in mountain lakes of northern Spain. *Animal Conservation*, 9(2), 171–178.

Osorio, V., Puig, M. Á., Buchaca, T., Sabás, I., Miró, A., Lucati, F., & Ventura, M. (2022). Non-native minnows cause much larger negative effects than trout on littoral macroinvertebrates of high mountain lakes. *Biological Conservation*, 272, 109637.

Parker, B.R., Schindler, D.W., Donald, D.B. & Anderson, R.S. (2001) The effects of stocking and removal of a nonnative salmonid on the plankton of an alpine lake. *Ecosystems*, 4, 334-345.

Pechmann, J. H., & Wilbur, H. M. (1994). Putting declining amphibian populations in perspective: Natural fluctuations and human impacts. *Herpetologica*, 50(1), 65–84.

Pișota, I. (1971). *Lacurile glaciare din Carpații Meridionali. Studiu hidrologic*. București: Editura Academiei.

Pister, E.P. (2001) Wilderness fish stocking: history and perspective. *Ecosystems*, 4, 279-286.

Popa, C. (2002). The impact of allochthonous fish species on natural water bodies. *Scientific Annals of the Danube Delta Institute for Research and Development*, 143–146.

Pope, K. L., Piovia-Scott, J., & Lawler, S. P. (2009). Changes in aquatic insect emergence in response to whole-lake experimental manipulations of introduced trout. *Freshwater Biology*, 54(5), 982–993.

Preisser, E. L., Bolnick, D. I., & Benard, M. F. (2005). Scared to death? The effects of intimidation and consumption in predator–prey interactions. *Ecology*, 86(2), 501-509.

Prestes, J. G., Carneiro, L., Miiller, N. O. R., Neundorf, A. K. A., Pedroso, C. R., Braga, R. R., & Vitule, J. R. S. (2024). A systematic review of invasive non-native freshwater bivalves. *Biological Reviews*, 99(6), 2082–2107.

Pyšek, P., Hulme, P. E., Simberloff, D., Bacher, S., Blackburn, T. M., Carlton, J. T., Dawson,

W., Essl, F., Foxcroft, L. C., Genovesi, P., Jeschke, J. M., Kühn, I., Liebhold, A. M., Mandrak, N. E., Meyerson, L. A., Pauchard, A., Pergl, J., Roy, H. E., Seebens, H., van Kleunen, M., Vilà, M., Wingfield, M. J., & Richardson, D. M. (2020). Scientists' warning on invasive alien species. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 95(6), 1511–1534.

R Core Team (2024) R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing

Rasmussen, G. H., L'Abée-Lund, J. H., Degerman, E., Birzaks, J., Debowski, P., Hesthagen, T., & Aas, O. (2019). Trout and char of northern Europe. In *Trout and Char of the World* (pp. 351–377). Springer.

Reid, A. J., Carlson, A. K., Creed, I. F., Eliason, E. J., Gell, P. A., Johnson, P. T. J., & Cooke, S. J. (2019). Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. *Biological Reviews*, 94(3), 849–873.

Relyea, R. A. (2001). Morphological and behavioral plasticity of larval anurans in response to different predators. *Ecology*, 82(2), 523–540.

Relyea, R. A. (2002). Costs of phenotypic plasticity. *The American Naturalist*, 159(3), 272–282.

Rochat, E. C., Marle, P., Pozet, F., & Blasco-Costa, I. (2025). Potentially zoonotic parasite arrives to continental France: *Clinostomum complanatum* (Trematoda: Digenea) infection in perch (*Perca fluviatilis*) from the Doubs River (Jura). *Folia Parasitologica*.

Roy, H. E., Pauchard, A., Stoett, P. J., Renard Truong, T., Meyerson, L. A., Bacher, S., Galil, B. S., Hulme, P. E., Ikeda, T., Kavileveetil, S., McGeoch, M. A., Nuñez, M. A., Ordonez, A., Rahlao, S. J., Schwindt, E., Seebens, H., Sheppard, A. W., Vandvik, V., Aleksanyan, A., & Richardson, D. M. (2024). Curbing the major and growing threats from invasive alien species is urgent and achievable. *Nature Ecology & Evolution*. 8, 1216–1223.

Russell, J. C., Meyer, J. Y., Holmes, N. D., & Pagad, S. (2017). Invasive alien species on islands: impacts, distribution, interactions and management. *Environmental Conservation*, 44(4), 359–370.

Schabetsberger, R., Jersabek, C. D., Maringer, A., Kreiner, D., Kaltenbrunner, M., Blažková, P., & Wölger, H. (2023). Pulling the plug—Draining an alpine lake failed to eradicate alien minnows and impacted lower trophic levels. *Water*, 15(7), 1332.

Schabetsberger, R., Luger, M.S., Drozdowski, G. & Jagsch, A. (2009) Only the small survive: monitoring long-term changes in the zooplankton community of an Alpine lake after fish introduction. *Biological Invasions*, 11, 1335-1345.

Schilling, E. G., Loftin, C. S., & Huryn, A. D. (2009). Effects of introduced fish on macroinvertebrate communities in historically fishless headwater and kettle lakes. *Biological Conservation*, 142(12), 3030–3038.

Seebens, H., Blackburn, T. M., Dyer, E. E., Genovesi, P., Hulme, P. E., Jeschke, J. M., & Essl, F. (2018). Global rise in emerging alien species results from increased accessibility of new source pools. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115(10), E2264-E2273.

Sequeiros, L. C. M., Castán, N. P., & Soler, A. P. (2018). Effect of fish stocking on alpine populations of European common frog (*Rana temporaria*) in the Pyrénées National Park. *Herpetological Journal*, 28(1), 12–19.

Shah, M. (2022). The magnitude, diversity, and distribution of the economic costs of invasive terrestrial invertebrates worldwide. *Science of the Total Environment*, 825, 155391.

Simberloff, D., Martin, J. L., Genovesi, P., Maris, V., Wardle, D. A., Aronson, J., & Vilà, M. (2013). Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends in ecology & evolution*, 28(1), 58-66.

Stanković, D., Crivelli, A. J., & Snoj, A. (2015). Rainbow trout in Europe: Introduction, naturalization, and impacts. *Reviews in Fisheries Science & Aquaculture*, 23(1), 39–71.

Strayer, D. L. (2010). Alien species in fresh waters: ecological effects, interactions with other stressors, and prospects for the future. *Freshwater biology*, 55, 152-174.

Suska, K. (2024). Drones in fish fauna assessment of rivers. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 24(2), 417–426.

- Tiberti, R. & Cardarelli, E. (2021) Some like it fishless: the reasons and potential for eradicating alien fish from European mountain lakes. *Biodiversity*, 22, 95-99.
- Tiberti, R., & Von Hardenberg, A. (2012). Impact of introduced fish on common frog (*Rana temporaria*) close to its altitudinal limit in alpine lakes. *Amphibia-Reptilia*, 33(2), 303–307.
- Tiberti, R., Bogliani, G., Brighenti, S., Iacobuzio, R., Liautaud, K., Rolla, M. et al. (2019) Recovery of high mountain Alpine lakes after the eradication of introduced brook trout *Salvelinus fontinalis* using non-chemical methods. *Biological Invasions*, 21, 875-894.
- Tiberti, R., Buchaca, T., Cruset Tonietti, E., Iacobelli, L., Maini, M., Ribelli, F., & Ventura, M. (2022a). Minnow introductions in mountain lakes result in lower salmonid densities. *Biological Invasions*, 24(8), 2285–2289.
- Tiberti, R., Buchaca, T., Cruset, E., Iacobelli, L., Maini, M., Osorio, V., & Ventura, M. (2022b). Evaluation of visual encounter surveys as a method for the rapid assessment of fish presence and relative density in high mountain lakes. *Aquatic Ecology*, 56(3), 223–239.
- Tiberti, R., von Hardenberg, A. & Bogliani, G. (2014) Ecological impact of introduced fish in high altitude lakes: a case of study from the European Alps. *Hydrobiologia*, 724, 1-19.
- Toro, M., Granados, I., Rubio, Á., Camacho, A., Sabás, I., Ventura, M. & Montes, C. (2020) Response of the aquatic invertebrate community to the eradication of an exotic invasive fish 30 years after its introduction into an Iberian alpine lake. *Aquatic Sciences*, 82, 55.
- Torres Corral, Y. (2022). Diagnosis, prevention and control of emerging and re-emerging diseases in aquaculture (Doctoral dissertation, Universidade de Santiago de Compostela).
- Tsiamis, K., Gervasini, E., Deriu, I., D’Amico, F., Nunes, A. L., Addamo, A. M., & Cardoso, A. C. (2017). Baseline distribution of invasive alien species of Union concern. Publications Office of the European Union.
- Ventura, M., Tiberti, R., Buchaca, T., Buñay, D., Sabás, I., & Miró, A. (2017). Why should we preserve fishless high mountain lakes? In C. Catalan, J. Ninot, & M. Ventura (Eds.), *High mountain conservation in a changing world* (pp. 181–205). Springer.

Vespremeanu-Stroe, A., Urdea, P., Tătui, F., Constantinescu, Ș., Preoteasa, L., Vasile, M., & Popescu, R. (2008). Date noi privind morfologia lacurilor glaciare din Carpații Meridionali. *Revista de geomorfologie*, 10, 73-87.

Wahiduzzaman, M., Islam, M. M., Sikder, A. H. F., & Parveen, Z. (2022). Bioaccumulation and heavy metal contamination in fish species of the Dhaleswari River of Bangladesh and related human health implications. *Biological Trace Element Research*, 1-13.

Weber III, E. S. P., & Rozanski, O. (2023). Wild fisheries. In *Wildlife Disease and Health in Conservation* (pp. 1599–1611). Wiley.

Wodajo, W. (2020). Review on zoonotic bacterial diseases of fish. *ARC Journal of Animal and Veterinary Sciences*, 6(1), 1–9.

Woodford, D.J., Ivey, P., Novoa, A., Shackleton, R., Richardson, D., Weyl, O. et al. (2017) Managing conflict-generating invasive species in South Africa: Challenges and trade-offs. *Bothalia-African Biodiversity & Conservation*, 47, 1-11.

Xie, T., Bai, J., Jorquera, M. A., & Huang, L. (Eds.). (2023). Degradation, ecological restoration and adaptive management of estuarine wetlands under intensifying global changes. Frontiers Media SA.

Xu, H., Qiang, S., Han, Z., Guo, J., Huang, Z., Sun, H. et al. (2006) The status and causes of alien species invasion in China. *Biodiversity and Conservation*, 15, 2893-2904.

Yadav, N. K., Patel, A. B., Singh, S. K., Mehta, N. K., Anand, V., Lal, J., ... & Devi, N. C. (2024). Climate change effects on aquaculture production and its sustainable management through climate-resilient adaptation strategies: A review. *Environmental Science and Pollution Research*, 31(22), 31731–31751.

Yang, M., Guo, B., Gao, N., Yu, Y., Song, X., & Gu, Y. (2025). A prediction of estuary wetland vegetation with satellite images. *Journal of Marine Science and Engineering*, 13(2), 287.

Yu, J., Liu, Z., Li, K., Chen, F., Guan, B., Hu, Y., ... & Jeppesen, E. (2016). Restoration of shallow lakes in subtropical and tropical China: Response of nutrients and water clarity to

biomanipulation by fish removal and submerged plant transplantation. *Water*, 8(10), 438.

Zieritz, A., Gallardo, B., Baker, S. J., Britton, J. R., van Valkenburg, J. L., Verreycken, H., & Aldridge, D. C. (2017). Changes in pathways and vectors of biological invasions in Northwest Europe. *Biological Invasions*, 19, 269-282.

Zin Eldin, A. I. A., Salman, M. B., Salah Eldin, D. A., & Eissa, N. (2023). An overview on bacterial fish zoonoses. *Journal of Current Veterinary Research*, 5(2), 196–215.