



**Az idegenhonos, inváziós jelzórák (*Pacifastacus leniusculus*  
(Dana, 1852)) magyarországi elterjedése és ökológiája**

Egyetemi doktori (PhD) értekezés

Tóth-Ludányi Mercédesz

Témavezetők: Prof. Dr. Grigorszky István és Dr. Edwin THM Peeters

DEBRECENI EGYETEM  
Természettudományi és Műszaki Tudományi Doktori Tanács  
Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola  
Debrecen, 2025

**A jelzórák (*Pacifastacus leniusculus* (Dana, 1852)), mint idegenhonos,  
inváziós faj, elterjedéstani és ökológiai vizsgálata**

Értekezés a doktori (Ph.D.) fokozat megszerzése érdekében  
a környezettudományok tudományágban

Írta: Tóth-Ludányi Mercédesz okleveles hidrobiológus

Készült a Debreceni Egyetem Juhász-Nagy Pál doktori iskolája  
(Hidrobiológia programja) keretében

Témavezetők: Prof. Dr. Grigorszky István  
Dr. Edwin THM Peeters

Az értekezés bírálói:

Dr. ....  
Dr. ....

A bírálóbizottság:

elnök: Dr. ....  
tagok: Dr. ....  
Dr. ....  
Dr. ....  
Dr. ....

Az értekezés védésének időpontja: 2025... . . . . .

*Ezen értekezést a Debreceni Egyetem Természettudományi és Műszaki Tudományi Doktori Tanács, Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola, Hidrobiológia programja keretében készítettem, a Debreceni Egyetem természettudományi doktori (PhD) fokozatának elnyerése céljából.*

*Nyilatkozom arról, hogy a tézisekben leírt eredmények nem képezik más PhD disszertáció részét.*

*Debrecen, 2025. június 2.*

.....

*a jelölt aláírása*

*Tanúsítom, hogy Tóth-Ludányi Mercédesz doktorjelölt 2024 és 2025 között a fent megnevezett Doktori Iskola Hidrobiológia programjának keretében irányítással végezte munkáját. Az értekezésben foglalt eredményekhez a jelölt önálló alkotó tevékenységével meghatározóan hozzájárult. Nyilatkozom továbbá arról, hogy a tézisekben leírt eredmények nem képezik más PhD disszertáció részét.*

*Az értekezés elfogadását javaslom.*

*Debrecen, 2025. június 2.*

.....

*a témavezető aláírása*

*Hereby I confirm that Mercédesz Tóth-Ludányi candidate conducted his/her studies with my supervision within the Hydrobiology Doctoral Program of the Doctoral School of Juhász-Nagy Pál between 2024 and 2025. The independent studies and research work of the candidate significantly contributed to the results published in the thesis. I also declare that the results published in the thesis are not reported in any other theses. I support the acceptance of the thesis.*

*Wageningen, June 2, 2025*

*Edwin Peeters*  
.....

*signature of the supervisor*

# Tartalom

1. Bevezetés.....	3
1.1. Az idegenhonos, inváziós fajok jelentősége .....	3
2. Irodalmi áttekintés.....	5
2.1. A <i>P. leniusculus</i> elterjedése .....	5
2.1.1. A faj őshonos elterjedési területe .....	5
2.1.2. A faj magyarországi elterjedése .....	6
2.2. A <i>P. leniusculus</i> taxonómiája, morfológiája, ökológiája .....	7
2.3. A <i>P. leniusculus</i> makrogerinctelen faunára kifejtett hatása .....	14
2.4. A <i>P. leniusculus</i> ásó tulajdonsága.....	16
3. Célkitűzések .....	19
4. Anyag és módszer .....	22
4.1. A <i>P. leniusculus</i> elterjedési területének vizsgálata .....	22
4.1.1. Adatállomány .....	22
4.1.2. Mintavétel.....	22
4.1.3. Adatelemzés .....	28
4.2. A <i>P. leniusculus</i> habitatpreferenciájának vizsgálata.....	28
4.2.1. Adatállomány .....	28
4.2.2. Mintavétel.....	30
4.2.3. Adatelemzés .....	30
4.3. A <i>P. leniusculus</i> makrogerinctelen faunára kifejtett hatásának vizsgálata 31	
4.3.1. Adatállomány .....	31
4.3.2. Mintavétel.....	31
4.3.3. Adatelemzés .....	32
4.4. A <i>P. leniusculus</i> ásó tulajdonságának vizsgálata.....	33
4.4.1. A laboratóriumi kísérlet általános leírása.....	34
4.4.2. Kezelések.....	37

4.4.3.	Rákok .....	39
4.4.4.	Adatelemzés .....	40
5.	Eredmények.....	40
5.1.	A faj elterjedésének változása Magyarországon.....	40
5.2.	A faj habitat preferenciái és ökológiai igényei .....	46
5.3.	A <i>P. leniusculus</i> hatása az őshonos makrogerinctelen faunára.....	49
5.3.1.	A <i>P. leniusculus</i> hatása más makroszkópikus vízi gerinctelen fajokra.....	49
5.3.2.	A <i>P. leniusculus</i> hatása védett makrogerinctelen szervezetekre ...	54
5.4.	A <i>P. leniusculus</i> ásó tulajdonságának vizsgálata .....	56
6.	Diszkusszió .....	59
6.1.	A <i>P. leniusculus</i> elterjedésének vizsgálati eredményei összegzése .....	59
6.2.	A <i>P. leniusculus</i> ökológiai igényeinek összegzése .....	61
6.3.	A <i>P. leniusculus</i> makrogerinctelen faunára kifejtett hatásának vizsgálati összegzése .....	63
6.4.	A <i>P. leniusculus</i> ásó tulajdonságának vizsgálata .....	67
7.	Összefoglalás.....	69
8.	Új tudományos eredmények.....	71
9.	Discussion .....	72
9.1.	Discussion on the distribution of <i>P. leniusculus</i> .....	72
9.2.	Discussion on the ecological requirements of <i>P. leniusculus</i> .....	73
9.3.	Discussion on the impact of <i>P. leniusculus</i> on macroinvertebrate fauna .....	75
9.4.	Discussion on the burrowing behavior of <i>P. leniusculus</i> .....	77
10.	Summary .....	78
11.	New scientific findings .....	80
12.	Köszönetnyilvánítás .....	82
13.	Acknowledgement .....	83
14.	Irodalomjegyzék.....	85

# 1. Bevezetés

## 1.1. Az idegenhonos, inváziós fajok jelentősége

Az idegenhonos, inváziós fajok térhódítása napjainkra már jelentős problémának tekinthető, mind ökológiai, mind pedig gazdasági szempontból (Yan és mtsai 2001; Gallardo és Vila 2019). Az állat- és a növényvilág, szárazföldi és vízi képviselői között egyaránt vannak olyan fajok, amelyek eredeti elterjedési területüktől távol is megtelepedtek, majd ezeken a területeken, a természetes életközösségekre veszélyt jelentenek. Ezek a fajok általában tág ökológiai tűrőképességgel, agresszív viselkedéssel, magas szaporodási rátával és rendkívül jó kompetíciós képességgel rendelkeznek. Összességében, ezen tulajdonságaik révén, a biodiverzitás csökkenését, a habitatok és a fajkészlet átalakulását is okozhatják. Számos fajról kiderült, hogy őshonos társaikkal szaporodva hibridizálódhatnak, továbbá akár betegséget okozó gombafajokat (*Aphanomyces astaci*, *Batrachochytrium dendrobatidis*) is terjeszthetnek.

Ezen túlmenően, az idegenhonos fajok humán egészségügyi vonatkozásait sem hagyhatjuk figyelmen kívül, hiszen számos faj kórokozók közvetítőjeként említhető, illetve allergiás megbetegedéseket is okozhatnak, ezen felül mérgezőek (pl. a kaukázusi medvetalp (*Heracleum mantegazzianum*)) is lehetnek (Klimaszyk és mtsai 2014).

Az emberi tevékenységek játszák a legnagyobb szerepet az inváziós fajok terjedésében (Gallardo és Vila 2019, Mungi és mtsai 2021), hiszen a növekvő nemzetközi kereskedelem és szállítmányozási igény kielégítésére használt eszköztár (pl.: hajók, repülőgépek, vasút), jelentősen megkönnyíti a fajok egyedeinek vagy éppen azok szaporító képleteinek a terjedését.

Az idegenhonos, inváziós fajok terjedését, nem kevés energia- és költségráfördítással lehet megfékezni. A védekezés hatékonyságát is számos tényező befolyásolja, de ennek ellenére léteznek olyan nemzetközi projektek (pl. Interreg projektek), amelyek az egyes területek idegenhonos, inváziós fajainak érintettségét is vizsgálják, így mintegy lokálisan, kis léptékekben térképezik fel adott terület inváziós terheltségét, azok hatásait a helyi flórára és/vagy faunára, így különböző kezelési stratégiák kidolgozását teszik lehetővé (pl.: <https://www.interreg-athu.eu/hu/raabstat/>).

A részletes vizsgálataim és jelen dolgozat tárgyául választott faj, a tízlábú rákok (Decapoda) közé tartozó jelzörák [*Pacifastacus leniusculus* (Dana, 1852)]. A jelzörák, egy olyan idegenhonos és egyben inváziós faj, amelynek elterjedési területe a környező országokban már bizonyítottan egyre nagyobb, és hazánk vizeiben is jelen van, illetve a rendelkezésre álló ismereteink szerint, igen agresszív inváziós fajnak tekinthető és rendkívül veszélyes lehet a hazai vizeink biodiverzítására.

## 2. Irodalmi áttekintés

### 2.1. A *P. leniusculus* elterjedése

#### 2.1.1. A faj őshonos elterjedési területe

Jelenlegi tudásunk szerint a faj őshonos elterjedési területe, az Egyesült Államok északnyugati részére tehető (Larson és Olden 2011). A jelzőrák feltételezett eredeti elterjedési területének nagy része, a Columbia folyó medencéjében található, annak torkolatától a főfolyáson keresztül a mellékvízfolyásokig. A Columbia folyótól délre, a Klamath folyó és annak vízgyűjtője alkotják eredeti elterjedési határát (Miller 1960; Larson és mtsai 2012).

A *P. l. leniusculus* alfaj a feltételezések szerint a Columbia folyó alsó folyása mentén és annak mellékfolyóiban (beleértve a Willamette folyót is) őshonos Nyugat-Oregon és Washington államokban. Egyes irodalmi adatok alapján, az Umpqua folyóban is őshonos, amelynek korábban összeköttetése volt a Willamette-tel (Miller 1960; Larson és Williams 2015).

A faj európai megjelenése 1959-re tehető, amikor Svédországban a kipusztult folyami rák állományokat akarták velük pótolni (Kouba és mtsai 2014) és azóta a legszélesebb körben elterjedt inváziós fajok közé tartozik Európában és már 29 országból igazolták előfordulását (Chucholl 2016; Ruokonen és mtsai 2018, Weiperth 2022).

### 2.1.2. A faj magyarországi elterjedése

Az őshonos európai rákfaunát az *Astacus* és az *Austropotamobius* nemzetséghez tartozó taxonok képviselik (Kozák és mtsai 2015), amelyek populációit számos veszély fenyegeti és sok területről már el is tűntek (Kouba és mtsai 2014).

Annak ellenére, hogy hazánkban jelentős számú inváziós rákfaj is megtelepedett, három őshonos faj, a folyamirák *Astacus astacus* (Linneaus, 1758), a kecskerák *Pontastacus leptodactylus* (Eschscholtz, 1823) és a kövi rák *Austropotamobius torrentium* (Schränk, 1803) még jelen van Magyarországon (Puky és mtsai 2005, Weiperth és mtsai 2020). Populációik hanyatlásának egyik fő okaként az Észak-Amerikából származó rákok megjelenése jelölhető meg. Hazánkban mára már 34 behurcolt rákfaj található meg. Ezek leírása és az adatok publikálása folyamatban van (Weiperth András szóbeli közlése). Így a faunánkban tudhatjuk többek között például, a cifrarákot [*Faxonius limosus* (Rafinesque, 1817)], a jeltörököt [*Pacifastacus leniusculus* (Dana, 1852)], a márványrákot [*Procambarus fallax f. virginalis* (Martín és mtsai 2010)], a vörös mocsárirákot (*Procambarus clarkii* Girard, 1852), a kínai gyapjasollós rákot (*Eriocheir sinensis* H. Milne Edwards, 1853) (Puky és mtsai 2005; Puky és Schád 2006a; Puky és Schád 2006b), a cseresznyegarnélát (*Neocaridina denticulata*, De Haan, 1844), az ausztrál vörösollórákot (*Cherax quadricarinatus*, von Martens, 1868), a mexikói törperákot (*Cambarellus patzcuarensis*, Villalobos, 1943) és a floridai kékrákot (*Procambarus alleni*, Faxon, 1884) is.

A jeltörök elterjedésére vonatkozóan az első legátfogóbb munka 2005-ből származik (Puky és mtsai 2005). Ezt követően, legközelebb 2020-

ban Weiperth és munkatársai közöltek elterjedési adatokat a fajra vonatkozóan, majd 2024-ben Árva és munkatársai az Agrárminisztérium megbízásából és annak támogatásával jelentette meg a „Tízlábú rákok (Decapoda) magyarországi elterjedésének felmérése” című könyvet, amiben térképes formában közlik a 2017-18-ban felmért mintavételi szelvényeik jelzőrák előfordulásait, 18 mintavételi egységben. Azért tartottuk fontosnak, hogy a jelzőrákkal részletesebben is foglalkozzunk, mert napjaink egyik legveszélyesebb inváziós faja, amely hazánkban egyre jelentősebb problémákat okoz (Ludányi és mtsai 2016; Ludányi és mtsai 2022) és 2020-ig terjedő kutatási adatainkkal, még pontosabb képet szeretnénk volna alkotni a jelzőrák elterjedési területére és terjedési irányára vonatkozóan, mivel ez utóbbira vonatkozó információkat, a hazai szakirodalomban nem találhatunk.

## 2.2. A *P. leniusculus* taxonómiája, morfológiája, ökológiája

Rövid áttekintést szeretnék adni a jelzőrák jelenlegi taxonómiai helyzetéről. A *P. leniusculus*, a *Pacifastacus* alnemzetség része, három alfajra oszlik; *P. l. leniusculus*, *P. l. klamathensis* (Stimpson, 1857) és *P. l. trowbridgii* (Stimpson, 1857). Az alfajokat eredetileg külön fajként írták le és az alfajok hasonló, de igen változatos morfológiája, évtizedekig kihívás elé állította a taxonómusokat (Larson és mtsai 2012). Miller (1960) volt az első, aki ezeket a *P. leniusculus* alfajaiként írta le, azok morfológiai tulajdonságai alapján. Azóta genetikai vizsgálatokkal is elkülönítették a három alfajt, amelyek közül a *P. l. leniusculus* és *P. l. trowbridgii* alfajok rendkívül hasonlóak egymáshoz, mind morfológiai, mind pedig genetikai szempontból, míg a *P. l. klamathensis* a leginkább megkülönböztethető a

többtől (Agerberg és Jansson 1995). Az alfajok közül azonban, mostani tudásunk szerint, csupán a *P. l. leniusculus* fordul elő Európában.

A jelzórák háti oldala jellemzően barnás színezetű (1. ábra). A mintázottság nagyban függ az élőhely tulajdonságaitól. Léteznek olyan jelzórák populációk, melyek egyedeinek a színezete az élénkvöröstől a kékig terjedhet (Larson és Olden 2011). Az ollók alsó oldalán élénkvörös színezettség, míg az ollók ízesülésénél fehéres, kékes folt jellemző (Riegel 1959; Larson és Olden 2011). A tor és az ollók felülete sima, hiányoznak azok a dudorok, amelyek egyéb, nem őshonos rákokra (*Faxonius limosus*, *Procambarus clarkii*, *P. virginialis*) jellemzőek (Larson és Olden 2011; Loureiro és mtsai 2015; Sánchez és mtsai 2024).

Őshonos fajaink közül, a folyami ráktól színezetben aligha megkülönböztethető a jelzórák, hiszen az *Astacus astacus* is jellemzően barnás árnyalatú. Továbbá a kövirák (*Austropotamobius torrentium*) is hasonló színárnyalattal bír. A kecskeráknak (*Pontastacus leptodactylus*), a fentiekkel ellentétben inkább jellemzően sárgás színezete van. A jelzórák esetében, az ollók ízesülésénél található kékes elszíneződés egyik őshonos Decapoda fajunkra sem jellemző. A jelzórák esetében fogazott él szintén nem figyelhető meg a csőrnyúlvány (rostrum) középvonala mentén, míg a folyami rák és kecskerák is rendelkezik ezzel a tulajdonsággal. Előbbinek az ollók mozdíthatatlan szárán erőteljes fog található, ami a jelzórák esetében szintén nem figyelhető meg. Az ollók tekintetében a kecskerák lóg ki a sorból, hiszen ennek hosszú karcsú ollója van. Az *A. torrentium* jellemzően a legkisebb testméretű faj, a bekezdésben tárgyaltak közül, jóval alatta marad a jelzórák testméretének is (Kozák és mtsai 2015).

Jelenlegi tudásunk szerint, a faj morfológiai tulajdonságai az észak-amerikai és európai jelzórák populációkra is jellemzőek (Capurro és mtsai 2015, Yazicioglu és mtsai 2017).



1. ábra. *P. leniusculus* az Arany-patakból (saját fotó).

A jelzórák párzási időszaka, jellemzően az őszi hónapokra tehető (szeptember vagy október) és a nőstények egész télen át hordozzák a petéiket (Lowery és Holdich 1988). A peték általában márciusban és áprilisban kelnek ki, amikor a víz felmelegszik (Shimizu és Goldman 1983). A hűvösebb vizekben élő populációk egyedei, az év későbbi szakaszában (júniusban és júliusban) kelnek ki, mivel a peték növekedése hőmérsékletfüggő. A kikelés után a *P. leniusculus* gyorsan növekszik, és a legtöbb egyed a második év nyarán válik ivaréretté. Az ivaréretté válást, a hűvösebb víz késleltetheti (Lowery és Holdich 1988). Csehországban végzett felmérési eredmények szerint, a jelzórák párzási időszaka

szeptembertől november végéig datálható, tehát hosszabb időszak áll rendelkezésére, mint eredeti elterjedési területén. A peték áprilisnál előbb azonban nem kelnek ki (Kozák és mtsai 2015).

A *P. leniusculus* gyors növekedési rátájú és hosszú élettartamú faj. A mérsékelt égövi rákok, egyik leggyorsabban növekvő fajaként ismert (Lowery és Holdich 1988) és a legmagasabb növekedési rátákat, általában azokhoz a populációkhoz kötik, amelyek újonnan kolonizáltak be területeket (Hogger 1986). Ez a gyors növekedési ütem a populációk létrejöttével és a populációsűrűség növekedésével alábbhagy, feltehetően az élelemért és az élőhelyért folytatott versengés fokozódása miatt (Hogger 1986). Gyors növekedési potenciáljuk miatt, több országban egyre nagyobb figyelmet kapnak mind az akvarisztika, mind a kereskedelmi halászat területén (Westman 1973; McGriff 1983; Goddard és Hogger 1986; Lowery és Holdich 1988).

Terjeszkedésében különböző vektorok játszanak szerepet. A *P. leniusculus* lehetséges betelepülési módjai közé tartozik az élelmezési célra történő telepítés, az élő csaliként használt rákok kiengedése, valamint a halak táplálékforrásaként történő telepítés (Lowery és Holdich 1988; Lodge és mtsai 2000).

A betelepülésüknek számos hatása ismert. Az eredeti elterjedési területükön kívüli területekre betelepített rákfajok, negatív hatással vannak a vízi ökoszisztémákra és a halászatra is (McCarthy és mtsai 2006; Larson és Olden 2011). A jelzőrákok veszélyeztetik az olyan halfajok populációit is, mint például az atlanti lazac (*Salmo salar*), hiszen azok ikráit fogyasztja, ami hozzájárulhat a halpopulációk csökkenéséhez is (Peay és mtsai 2009). A *Pacifastacus leniusculus*, közvetlen (például, ikrák prédálása) és

közvetett (élőhely-rombolás, táplálékkonkurencia, stressz) módon is károsítja a *Salmo salar* populációkat. Összességében, ezek a hatások a lazacpopuláció csökkenéséhez vezethetnek, különösen ott, ahol a jelzórák populációinak egyedsűrűsége nagy (Findlay és mtsai 2015). A jelzórák ásási tevékenységük során, károsítják a folyómeder alját, ami az ívóhelyek minőségének romlásához vezet. Az atlanti lazacok, a kavicsos aljzatot használják ikráik lerakására és a fiatal egyedek fejlődésére. A jelzórák által okozott zavaros víz és a mederaljzat átrendezése, akadályozhatja a lazac szaporodását. Továbbá a jelzórák mindenevő és gyakran ugyanazokat az apró gerincteleneket és szerves törmelékeket fogyasztja, mint az atlanti lazac fiatal egyedei. Ez táplálékkonfliktust eredményezhet, különösen akkor, ha a táplálékforrás korlátozott. (Griffiths és mtsai 2004, Dou és mtsai 2018). Legújabb kutatások szerint, azonban olyan halfajok érintettségével is számolhatunk, mint a kövicsík (*Barbatula barbatula*) vagy a botos kölönte (*Cottus gobio*), amelyek populációira szintén bizonyítottan negatív hatással van a jelzórák jelenléte (Mohammad és mtsai 2023).

A jelzórák képes alkalmazkodni a különféle élőhelyekhez és környezeti körülményekhez, ami lehetővé tette számára, hogy Európa szerte meghonosodjon (Lowery és Holdich 1988). Mint a legtöbb inváziósan terjedő fajra, így a jelzórákra is jellemző, hogy gyorsan megtelepedhetnek új területeken, aktívan terjednek vízfolyásokon keresztül, valamint passzívan terjednek árvizek és emberi tevékenységek révén (Holdich és Pöckl 2007). Előbbire jó példa, Bernardo és mtsai (2011) kutatási anyaga, amely szerint a kolonizáció üteme a *P. leniusculus* esetében a Maçãs folyóban (Portugália) 0,8 és 2,6 km/év volt.

A jelzórák képes túlélni a hőmérsékleti szélsőségeket, ami lehetővé teszi számára, hogy különböző éghajlati övezetekben is megéljen. Kiválóan tolerálja a vízminőség változásait, beleértve a különböző oxigénszinteket és szennyezettségi fokokat is (Bubb és mtsai 2004). A jelzórák mindenevő, étrendje növényi részekről kezdve, kisebb állatokig terjed. Ez a táplálkozási rugalmasság lehetővé teszi számára, hogy különböző táplálékforrásokhoz alkalmazkodjon, és így különféle élőhelyeken is megéljen. (Guan és Wiles 1998). A nőstény jelzórák nagy számú petét raknak, amelyekből magas arányban kelnek ki az utódok. Ez a magas reprodukciós ráta hozzájárul a populáció gyors növekedéséhez és terjedéséhez, új élőhelyeken (Ackefors, 1999). A jelzórák képes különböző búvóhelyeket kihasználni, mint például kövek alatti üregek vagy parti növényzet, amelyek védelmet nyújtanak a ragadozókkal szemben és kedvező feltételeket biztosítanak a szaporodáshoz (Peay és Rogers 1999).

Az amerikai rákfajok elterjedése Európában szorosan összefügg a rákpestis terjedésével (Holdich és mtsai 2009). A jelzórák a rákpestis hordozója, amelyet az *Aphanomyces astaci* (Schikora, 1903) gomba okoz (Cerenius és mtsai 1988, 1996, Diéguez-Uribeondo és mtsai 1997). Míg a *P. leniusculus* nagyon ellenálló a betegséggel szemben, addig az európai rákfajok nagyon érzékenyek rá (Unestam 1969, Thuránszky és Forró, 1987). Ennek a folyamatnak tulajdonítható a folyami rák [*Astacus astacus* (Linnaeus, 1758)] populációinak összeomlása a 19. század végén és a 20. század elején, amely nagy hatással volt az európai országokra (pl. Svédország), ahol jelentős kereskedelmi halászat épült a különböző őshonos rákfajok populációira (Lowery és Holdich 1988). Az 1960-as évektől kezdve, a *P. leniusculus*-t Svédországba importálták, hogy kiegészítsék a rákpestis által megtizedelt őshonos állományokat. A jelzórák

ma már Európa-szerte elterjedt és veszélyezteti az olyan endemikus fajokat, mint a folyami rák (*A. astacus*) vagy a kecskerák (*P. leptodactylus*) a versengés és a betegségek (2. ábra) terjesztése révén (Lowery és Holdich 1988; Ibbotson és Furse 1995, Holdich és mtsai 2009; Kozubíková és mtsai 2010; Procopio 2024).

A *P. leniusculus* egyedei a vízfolyások, jellemzően nagyobb kövek alkotta part menti zónájában, vagy fás törmelékében keresnek menedéket (Lowery és Holdich 1988; Pearl és mtsai 2013).

A *P. leniusculus* populációk a síkvidéki területektől kezdve (Avault 1973), egészen a dombvidéki és hegyvidéki patakokig megtalálhatóak, illetve tavakban is előfordulhatnak (Lowery és Holdich 1988). A tiszta patakoktól (Lowery és Holdich 1988), a nagy zavarosságú folyókig (Ibbotson és Furse 1995), valamint az eutróf és oligotróf tavakig és tározókig (Lowery és Holdich 1988), sokféle víztesttípusban megtalálhatjuk. A nagyobb folyódelták, sós és gyakran zavaros vizeit is elfoglalja (Shimizu és Goldman 1983). Wheatley és McMahon (1982) egy laboratóriumi vizsgálat során feltárta, hogy a jelzórák egyedei akár 26 ppt (75% tengervíz) sótartalmú folyódeltákban is fennmaradhatnak néhány napig. Miller (1965) feljegyzései szerint, a faj egyedei képesek párosodni, vedleni és petéket rakni sós vízben.

Munkánkban, szeretnénk volna a faj ökológiai igényeit is feltárni hazai körülmények között, annak érdekében, hogy kiderítsük, melyek azok a környezeti háttérváltozók, amelyek leginkább befolyásolják a faj elterjedését hazai vizeinkben, mivel erre utaló információk a szakirodalomban nem találhatóak meg. Ezek a kérdések pedig rendkívüli

fontossággal bírnak, hiszen napjaink egyik legfontosabb kérdésköre az idegenhonos és/vagy inváziós fajok térhódítása.



2. ábra. A rákpestis által megfertőzött *Astacus leptodactylus* (foto: Ashlynd Brunello).

### 2.3. A *P. leniusculus* makrogerinctelen faunára kifejtett hatása

Számos Decapoda fajra jellemző, hogy hatással vannak fizikai és kémiai környezetükre (Reynolds és Souty-Grosset 2012; Freeland-Riggert és mtsai 2016). Módosítják az abiotikus körülményeket bioturbációval (Albertson és Daniels 2016; Lodge és mtsai 2012; Early és mtsai 2016), illetve számos faj (pl.: *Orconectes limosus*) járatásos tulajdonságaival is befolyásolhatják a partfal stabilitását, szerkezetét (Holdich és mtsai 2009; Pöckl 1999; Kholodkevich és mtsai 2005). Mivel a jelzőrákok

növényekkel, törmelékekkel, zoobentossal, halakkal és más rákokkal táplálkoznak (Guan és Wiles 1998; Nyström és mtsai 2001; Crawford és mtsai 2006; Twardochleb és mtsai 2013; Jackson és mtsai 2014; James és mtsai 2014; James és mtsai 2015), hatásuk többféle szinten jelentkezhet a vízi ökoszisztémákban, predáció és kompetíció révén.

A *P. leniusculus* számos vízfolyást kolonizál, így a vízi makrogerinctelen közösségre gyakorolt negatív hatásuk több irodalmi adat alapján alátámasztható. A makrogerinctelen fauna degradálódását figyelték meg a faj megtelepedése után, az Egyesült Királyságban a Gwash, Chater és Clyde folyókban (Mathers és mtsai 2018; Crawford és mtsai 2006). Turley és mtsai (2017), illetve Ruokonen és mtsai (2018) szintén kimutatták, hogy a *P. leniusculus* negatívan befolyásolhatja egy adott víztest vízi makrogerinctelenek fajegyüttesének fajgazdagságát. Számos szakirodalom, a Chironomidae és az Ephemeroptera csoportok képviselőit jelölik meg fő táplálékforrásként (Guan és Wiles 1998; Vaeßen és Hollert 2015). Míg más kutatások a Gastropoda, Bivalvia és Hirudinea csoportokat jelölik meg hatásviselőnek (Crawford és mtsai 2006; Haddaway és mtsai 2012; Dorn 2013; Turley és mtsai 2017). Mathers és munkatársai 2016-os munkájukban számos hatásviselő csoportot megjelölnek, amelyeket a jelzőrák táplálékforrásként preferál (Hirudinea fajok: *Glossiphonia complanata*, *Erpobdella octoculata*, Gastropoda: *Radix* spp., Ephemeroptera: *Caenis* spp. és Trichoptera: *Hydropsyche* spp.) (Mathers és mtsai 2016). Laboratóriumi körülmények között is vizsgálták, hogy a jelzőrák milyen makrogerinctelen szervezeteket részesít előnyben, így Sanders és Mills (2022) őshonos (*Anodonta* sp. és *Unio* sp.) és inváziós (*Dreissena* sp. és *Corbicula* sp.) kagylófajokkal végzett kísérleteket, amely

során a jelzőrák egyértelműen a nagyobb testű őshonos kagylófajokat részesítette előnyben, mint táplálékforrást.

Magyarországra vonatkozóan, azonban még nem születtek ilyen jellegű kutatások ezidáig, így szerettünk volna olyan jellegű információkat szolgáltatni, amelyek hazai viszonylatban határozzák meg a jelzőrák által leginkább veszélyeztetett makrogerinctelen csoportokat. Kutatásunk, egy kifejezetten érdekes és nemzetközi viszonylatban is egyedülálló része, a védett fajok veszélyeztetettsége, így az volt a célunk, hogy meghatározzuk fajra pontosan azokat a védett makrogerinctelen taxonokat, amelyek populációira hatást gyakorol a jelzőrák jelenléte.

#### 2.4. A *P. leniusculus* ásó tulajdonsága

A felszíni víztestekben élő, üregeket ásó rákok jól ismertek az élő és élettelen környezetre gyakorolt hatásaikról. Ezeknek a hatásoknak köszönhetően az ökoszisztéma mérnökeiként tekintenek rájuk (Statzner és mtsai 2003; Albertson és Daniels 2018).

A különböző rákfajok negatívan befolyásolhatják a vízből kiemelkedő, lebegő vagy alámerült növények állományainak fennmaradását (Nyström és Strand 1996; Roessink és mtsai 2017). Ezen túlmenően vízminőségbeli változásokat is okozhatnak, bár ez leginkább az általuk okozott bioturbációnak köszönhető. Emellett az egyes rákfajok egyedei által ásott üregek, növelhetik a vízfolyások lebegőanyag tartalmát (Souty-Grosset és mtsai 2016; Roessink és mtsai 2017), mivel üledékszemcsék kerülnek be a mederfalból, és előidézhetik vagy felgyorsíthatják a folyópart instabilitását

és erózióját (Arce és Diéguez-Uribeondo 2015; Faller és mtsai 2016; Harvey és mtsai 2019). Kelet-Ázsiából, Decapoda fajok okozta gátszakadásról is beszámoltak olyan területeken, ahol nagyobb méretű populációi élnek Decapoda fajoknak (Arce és Diéguez-Uribeondo 2015). Habár minden édesvízi rákfaj rendelkezik ásóképességgel, van néhány olyan faj, amely állandóan vízben él és nem figyeltek meg ásási tevékenységet (Berrill és Chenoweth 1982).

Nagy általánosságban elfogadott, hogy az üregek arra szolgálnak, hogy képesek legyenek alkalmazkodni az extrém környezeti körülményekhez (pl.: magas hőmérséklet) és védelmet nyújtsanak a ragadozók ellen, különösen azokban az életciklus-fázisokban, amikor nagyon sebezhetőek (Barbaresi és mtsai 2004; Stoeckel és mtsai 2011). Az ásás közvetlen eredménye lehet a környezeti stressznek (Correia és Ferreira 1995).

A menedék keresése fontos oka annak, hogy a rákok ásó tevékenységet folytassanak, mivel az ásás fordított arányban áll a jelen lévő természetes menedékek elérhetőségével (Flint 1975; Berrill és Chenoweth 1982; Ilhéu és mtsai 2003). Az ásási tevékenység akár ötször magasabb intenzitású lehet, ha nincs elegendő védelem, de ez a meder szerkezetétől is függ azáltal, hogy a mederanyag milyen összetételű (Flint 1975). A rákok éjszaka elhagyják a menedékeiket, hogy táplálkozzanak, mivel a ragadozók ekkor kevésbé veszélyeztetik őket, hiszen a predáció kockázata párhuzamosan nő a fényintenzitás növekedésével (Flint 1975; Ranta és Lindström 1992). A rákok visszahúzódása a menedékekbe, a fényintenzitás növekedésének hatására (Suzuki és mtsai 1985; Fernández-de-Miguel és Aréchiga 1992), alátámasztja azt a feltevést, hogy az ásás és a fényintenzitás összefüggésben lehet (Thomas és mtsai 2016). Ezenkívül a

növekvő fényintenzitás előjele lehet a rákok populációira nézve károsan ható aszályos időszaknak (McClain 2013; Kouba és mtsai 2016; Peeters és mtsai 2024).

A rákok túlélési képessége az aszályos időszakokban teljes mértékben fajtól függ (Reynolds és mtsai 2012). Megfigyelték, az aszályos időszakok és az ásási tevékenységek közötti összefüggést, a *Procambarus clarkii* esetében, amikor is, annak egyedei aktívabbak voltak (Correia és Ferreira 1995; Barbaresi és mtsai 2004). Ezenkívül, a növekvő víz hőmérséklet is egy olyan jel, amelyet a száraz időszakokkal lehet kapcsolatba hozni (Boulton 2003), továbbá a magasabb víz hőmérséklet serkenti a rákok aktivitását és anyagcseréjét is (Flint 1975).

A kutatásaink során több rákfajt is vizsgáltunk, de jelen dolgozat keretein belül a jelzőrákot emeljük ki, amely fajról sokáig úgy tartották, hogy csak nagyon ritkán ás járatokat. Azonban ez az elképzelés az 1990-es évek elején megdőlni látszott, amikor is Guan (1994), Buckinghamshire közelében kutatót és a jelzőrákok ásási tevékenységét figyelte meg. Azonban, hogy milyen tényezők is befolyásolják igazán ezt a tulajdonságát, ezidáig tisztázatlan maradt, hiszen kontrollált, mérhető körülmények között történő vizsgálatok igen korlátozott számban állnak rendelkezésre a témában (Peeters és mtsai 2024).

Szerettük volna kideríteni, hogy mely környezeti tényezők befolyásolják a jelzőrák ásási aktivitását, így ennek érdekében laboratóriumi kísérletek során vizsgáltuk a faj különböző környezeti tényezők változásaira adott válaszreakcióit. Az eredmények fényében következtethetünk arra, hogy valóban jelentős ásási tevékenységgel

jellemezhető-e a jelzőrák, ami a partfalak degradációja szempontjából egy nagyon fontos kérdés, hiszen amennyiben a faj jelentős ársási tevékenységgel jellemezhető, akkor nem csupán a faj makrogerinctelen faunára gyakorolt negatív hatásával kell számolnunk, hanem a fizikai aktivitása által okozott negatív környezeti változásokkal is.

### 3. Célkitűzések

Az idegenhonos és egyben inváziós, *P. leniusculus* vizsgálata során, több, mint két évtizedes, 1995-től 2020-ig terjedő, nagyon részletes terepi monitoring felmérések adatait használtuk fel annak érdekében, hogy választ kapjunk számos olyan kérdésre, amelyek hazai és nemzetközi viszonylatban is fontosak lehetnek. Tekintettel arra, hogy a hazai szakirodalomban csupán néhány átfogó tanulmány született, a *P. leniusculus* elterjedési viszonyaira vonatkozóan, szeretnénk volna egy aktuálisabb képet alkotni arról, hogy mely víztesteket érintette eddig a faj kolonizációja, illetve szeretnénk volna a faj terjedési irányát is meghatározni egyes vízterekben, mivel a hazai szakirodalomban ilyen információkról nem olvashatunk. Nemzetközi szakirodalomban olvashatunk olyan kutatásokról, amelyek a faj ökológiai igényeit próbálják feltárni, de ezeket a vizsgálati eredményeket nem minden esetben lehet általánosítani és a hazai viszonyokra teljes mértékben relevánsnak tekinteni (Ibbotson és Furse 1995; Sanders és Mills 2022). Munkánk célja az volt, hogy meghatározzuk melyek azok a környezeti tényezők, melyek a leginkább befolyásolják a faj elterjedési viszonyait, további kolonizációjának várható irányait a hazai domborzati, hidrológiai és klimatikus viszonyok között.

Szerettük volna azt is meghatározni, hogy mely makrogerinctelen csoportok populációit veszélyeztetik leginkább a jelzörák populációk, amely tekintetében szintén hiányos információkkal rendelkezünk hazai viszonylatban. Kifejezetten érdekes szelete ennek a kérdéskörnek, a jelzörák védett makrogerinctelen fajokra gyakorolt hatása, hiszen ilyen irányú vizsgálatokat még nem végeztek eddig sem hazai, sem nemzetközi viszonylatban.

Továbbá szerettük volna kideríteni azt is, hogy mely feltevés helytálló a jelzörák ásó tulajdonságával kapcsolatban, hiszen sokáig olyan fajként tartották számon, amely nem bír ezzel a tulajdonsággal. Elvértve olvashatunk csupán arról, hogy terepi körülmények között tapasztalták, hogy a jelzörák az általa készített üregekben tanyázott (Guan 1994). Arra vonatkozóan azonban, hogy ez a kijelentés helytálló-e és ha igen, akkor mely környezeti tényezők befolyásolják ezt a típusú aktivitást, még nem álltak rendelkezésünkre információk.

Vizsgálataink során az alábbi kérdésekre kerestük a választ:

- I. Hogyan változott a jelzörák (*P. leniusculus*) elterjedése annak első magyarországi megjelenése óta? Mely víztereket népesíti be? Milyen a faj terjedési iránya az egyes vízterekben?
- II. A hazai domborzati, hidrológiai és klimatikus viszonyok között melyek a *P. leniusculus* habitat preferenciái és elterjedési viszonyait leginkább meghatározó ökológiai környezeti tényezők?
- III. A *P. leniusculus* populációi milyen hatással vannak az őshonos makrogerinctelen faunára? Valóban negatív hatással lehetnek a

makrogerinctelen fauna különböző képviselőire, különös tekintettel a védett fajokra hazai vizeinkben?

- IV. A *P. leniusculus* laboratóriumi körülmények között mutat-e számottevő ásó aktivitást? Vajon hazai vízterekben jelentős problémát jelenthet a faj ezen tulajdonsága?

## 4. Anyag és módszer

### 4.1. A *P. leniusculus* elterjedési területének vizsgálata

#### 4.1.1. Adatállomány

Kutatásunkhoz különböző, 1995 és 2020 közötti rövid és hosszú távú projektek (<http://www.bioaquapro.hu/hu/referenciak>) meglévő adatait használtuk fel, amely kutatásokban 2007 óta vettem részt. A felhasznált eredményeink 1769 víztest, összesen 7692 mintavételi helyről származnak.

#### 4.1.2. Mintavétel

A rákok mintavétele a makrogerinctelen szervezetekre kidolgozott „multi habitat sampling” típusú eljárás szerint történt (Juhász és mtsai 2009), amely közösségi szintű mintavételnek tekinthető és általánosan használt mintavételi eljárás. A különböző mikroélőhelyekről, aljzattípusokból azok százalékos jelenlétének arányában vettünk mintát. A „kick and sweep” technikát (Nieuwenhuis 2005, Juhász és mtsai 2009, Cheshmedijev és mtsai 2011, Mathers és mtsai 2016) alkalmaztuk az állatok összegyűjtésére, melyhez egy kézi egyelőháló (950 µm-es hálóval és 25 × 25 cm-es fémkerettel) volt segítségünkre (Hobbs 1976, Scalici és Gibertini 2011, Crandall 2016, Escribano és mtsai 2018). Kisvízfolyásoknál egy nagyobb, 250 m hosszúságú vízfolyásszakaszon 3×10 méteres, nagyobb folyóknál pedig 500 méteres folyószakaszon 3×20 méteres jellemző mederszakaszokat jelöltünk ki, melyeket „szekcióknak” neveztünk és ezekben végeztük el a mintavételezést. Az egy-egy mintavétellel érintett folyószakaszon kijelölt 3-3 – vízfolyás méretétől

függő hosszúságú – „szekció” között nem volt területi átfedés, tehát független almintáknak tekinthetők.

Minden mintázott vízfolyásszakaszon mindhárom szekcióból 5-5 db, egyenként 0,25 m x 0,25 m es felületegységről származó mintaegységet [a módszertani protokoll leírása szerint replikátumot lásd Juhász és mtsai (2009)] emeltünk ki a fentebb említett kézi kotróhálóval, a „kick and sweep” mintavételi technikát alkalmazva. Az egyes szekciókban a különböző habitattípusok arányát a mintavétel megkezdése előtt állapítottuk meg szakértői becslést alkalmazva. A mintaegységeket a szekcióban detektált habitattípusok között, azok százalékos területi arányának megfelelően osztottuk el. Például, ha egy szekcióban egy adott habitattípus arányát az előzetes vizsgálat alapján 40 % körüli értékre becsültük, akkor abból a habitattípusból 2 mintaegységet vettünk ebben a szekcióban. A habitattípusok sok esetben keverten fordulnak elő a mederben. Például a durva homokos-apró kavicsos aljzat gyakran a kis méretű kövekkel keverten fordul elő, vagy a part menti fák vízbe lógó gyökérszete között igen jelentős mennyiségű durván partikulált szerves törmelék található. A szekciókon belül a mintavételi egységek szétosztása során ezeket a kevert, együttes előfordulásokat is figyelembe vettük a %-os területi arány megállapításál. Nagyon gyakran előfordul, hogy az egyes szekciókban a 20%, illetve az e fölötti területi arányban jelen lévő domináns, illetve szubdomináns aljzattípusok mellett 5%-20% közötti területi aránnyal jellemezhető aljzattípusok is jelen vannak, melyek ráadásul sok esetben olyan habitattípusok, melyek jelentősen különböznek a domináns aljzattípusoktól és számos vízi makrogerinctelen faj preferálja ezeket. Jó példa erre, a patakokban a part menti fák alámosott, vízbe lógó gyökérszete. A mintavétel során egyértelműen törekedtünk arra, hogy ezek

a mintázott vízfolyás-szakaszra jellemző, színező habitattípusok is mintázásra kerüljenek. Ezt úgy oldottuk meg, hogy abban a szekcióban, ahol az adott színező aljzattípus előfordulása a leginkább jellemző volt, tehát ahol a területi aránya leginkább közelítette a 20%-ot, ott az öt közül az egyik mintaegység érintette az adott jellemző színező aljzattípust. Ha másik ilyen 5-20% közötti területi arányú jellemző, kiegészítő habitattípus is volt a mintázott vízfolyás-szakaszon, akkor a másikat abban a szekcióban érintette egy mintaegység, amelyben területi aránya a legmagasabb volt. Az egy-egy szekcióból származó 5 mintaegységet egybe öntöttük és együtt tároltuk, ugyanakkor a három szekciót külön-külön kezeltük, így minden mintázott vízfolyás-szakaszból 3 független alminta állt rendelkezésre az értékeléshez. A mintázott vízfolyás-szakasz teljes fajkészletének megállapításához a 3 szekciót egybeszámítottuk., ugyanakkor minden mintázott vízfolyás-szakaszból (mintavételi helyről) három különálló alminta állt rendelkezésünkre, amely lehetővé tette, hogy az ezekből származó adatokkal statisztikai elemzéseket végezzünk, nem parametrikus statisztikai módszerek alkalmazásával.

Nagyobb, mélyebb vízfolyások és állóvizek esetén, a lábbal megközelíthető (általában 1,5 méternél sekélyebb) part menti sávból végeztük a gyűjtést. A mélyebb vízterek mintázása során szemrevételezéssel gyakran nem lehetett megállapítani az egyes habitattípusok területi arányát az egyes szekciókban. Ez esetben a mintavétel megkezdése előtt próba mintavételt végeztünk annak érdekében, hogy meg tudjuk állapítani a jellemző habitattípusokat és azok közelítő területi arányát. Ezt követte a tényleges mintavétel, mely természetesen nem érintette a próbamintavétel során már előzetesen bolygatott mederfelületeket.

A mintázott vízfolyás-szakaszokon az egyes szekciókból vett 5-5 mintaegység jól reprezentálja az adott szekciót, ill. a szekciók alapjaiban véve reprezentálják a mintázott vízfolyás-szakaszt is, hiszen a domináns és szubdomináns aljzatok minden szekcióban megjelennek. A 3 szekció együttesen pedig már a jellemző, kiegészítő aljzatok vonatkozásában, tehát részleteiben is jól reprezentálja a teljes mintázott vízfolyás-szakaszt.

A mintavételezést kiegészítve Nieuwenhuis (2005) módszertana alapján, további kvalitatív (faunisztikai) mintákat is gyűjtöttünk a mintázott vízfolyás-szakaszokról. Ehhez szintén kézi egyelőhálót használtunk.

Az eljárás során az áramlással háttal állva lábunkkal felkavartuk az aljzatot, miközben az így elsodort állatokat kézi hálóval gyűjtöttük be (4. és 5. ábra). Azokban a habitattípusokban, ahol az áramlás nem volt elég erős a „kick and sweep” technika alkalmazásához, ott a hálóval 0,25 m húztunk az habitatban, miközben magával a hálóval bolygattuk fel az aljzatot (pl. finom homokos-iszapos habitatfoltokban), így biztosítva, hogy 0,25 m x 0,25 m felületről az állatok a hálóban kerüljenek. A vízinövényekkel, a szárazföldi növények vízbe nyúló részeivel (levelek, gyökerek), valamint a vízben található elhalt növényi anyagokkal (pl. fadarabok) jellemezhető habitatokból szintén gyűjtöttünk. Ha megfelelő erősségű volt az áramlás, akkor a „kick and sweep” technikát alkalmazva lábbal megbolygatva a habitat 0,25 m x 0,25 m területét kiközben az alvízi irányban tartott hálóba sodorta az áramlás a felzavart állatokat. Megfelelő erősségű áramlás hiányában ezen habitattípusok esetében is a hálóval 0,25 m húztunk az habitatban, miközben magával a hálóval bolygattuk meg az aljzatot. A nagyobb kövek alatt megbúvó állatokat, a kövek megemelésével gyűjtöttük be, oly módon, hogy a víz áramlása besodorja ezeket a hálóba.

Ezt a módszert kiegészítettük kézi egyeléssel is, amely a növények szárain, köveken vagy nagyobb fadarabokon megtapadó állatok gyűjtésére szolgált. A minőségi minták gyűjtésére is szabványos kézi kotróhálót használtunk, de a mintaterület nagyságát figyelmen kívül hagytuk, így csak fajlista készült a jelenléti-hiány adatok alapján.

Az egyértelműen azonosítható fajokat meghatározás és fényképes dokumentálás után szabadon engedték, a gyűjtési adatokat pedig rögzítettük.

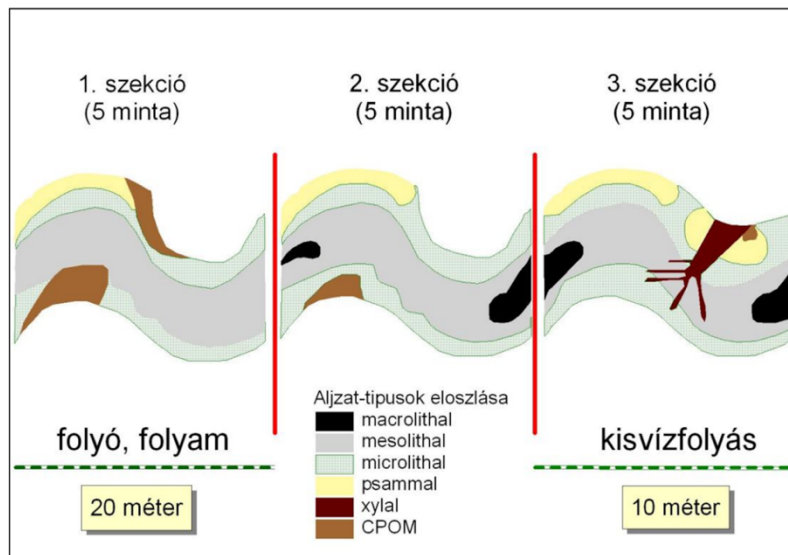
Azokat az egyedeket, amelyeket terepen nem tudtunk azonosítani, begyűjtöttük és 70%-os alkohollal tartósítottuk. A gyűjtött minták laboratóriumi körülmények között, sztereomikroszkóp (Leica M80, Nikon SMZ1000) segítségével kerültek azonosításra. A meghatározást, amennyiben ez lehetséges volt, faji szintig végeztük. Végül az adatokat adatbázisba rögzítettük, amely tartalmazza a háttérváltozókat, a multimédiás és gyűjtési eredményeket is.

Faunisztikai felmérés esetén rögzítendő változók:

- a mintavételi hely EOVR vagy WGS 84 koordinátái,
- a mintázott víztest neve,
- a földrajzi alterület neve,
- a mintavételi hely közigazgatási hovatartozása,
- a mintavétel ideje,
- a mintavevő személye,
- a célfaj jelenléte/hiánya,
- a célfaj egyedszáma (opcionális).

Populációk egyedsűrűségének vizsgálata esetén rögzítendő változók, a fent említetteken túl:

- a célfaj egyedszáma szekciónként,
- az NBmR protokoll alapján felvett terepi jegyzőkönyv.



3. ábra Mintavételi módszertan a különböző méretű vízfolyások esetében (NbMR protokoll).



4. ábra. Mennyiségi mintavétel a Rába folyón.



5. ábra. Mintavétel nagyobb kövek esetén.

#### 4.1.3. Adatelemzés

A rákfogások potenciális trendjeit, az 1995 és 2020 közötti időszakra határoztuk meg. A Quantum GIS Buenos Aires 3.26.2 szoftvert ([www.qgis.org](http://www.qgis.org)) használtuk a vizsgált rákfaj elterjedésének feltérképezésére. A rák megfigyeléseket négy időszakra osztottuk: 1995-től 2005-ig, 2005-től 2010-ig, 2010-től 2015-ig és 2015-től 2020-ig (8. ábra, 9. ábra).

### 4.2. A *P. leniusculus* habitatpreferenciájának vizsgálata

#### 4.2.1. Adatállomány

A fejezetben tárgyalt vizsgálatainkba olyan, 2004-2020 közötti időszakból származó adatokat használtunk fel, amelyek a fentebb tárgyalt adatállomány részét képezik, de ezek kifejezetten csak Nyugat-Magyarországról származnak és 313 vízfolyás-szakasz, összesen 434 mennyiségi mintavételi eredményeit tartalmazza. Minden mintavételi

helyet „síkvidéki” vagy „hegyvidéki-dombos”, valamint „meszes” vagy „szilikátos” kategóriába soroltunk. Továbbá a víztest méretét „kicsi”, „közepes” és „nagy” kategóriákba soroltuk, a Víz Keretirányelv víztest-tipológiáját követve. (<http://www2.vizeink.hu/>). Ilyen módon, a jelzőrác állományokkal jellemezhető vízfolyás-szakaszok mindegyikét bekegategorizáltuk, hogy megtudjuk, melyek a legérintettebbek.

A BioAqua Pro Kft adatbázisából leválogattuk a mintavételi hely abiotikus és biotikus jellemzőit és a *P. leniusculus* előfordulási adatait. Az AQEM konzorcium (2002, [www.aqem.de](http://www.aqem.de)) protokollja alapján 18 különböző abiotikus és biotikus élőhelytípust vagy aljzattípust vizsgáltunk (1. táblázat), ezeket használtuk elemzéseink során is.

**1. táblázat A vizsgált habitattípusok**

habitattípus	habitat altípus	magyarázat	szemcsefrakció
abiotikus habitatok	hydropetric	alapkőzet	
	megalithal	nagyobb kövek, sziklák, alapkőzet	> 40 cm
	natural macrolithal	nagyobb kövek, fej nagyságú sziklák	> 20 - 40 cm
	makrolitikus mesterséges konstrukciók	nagyobb kövek, fej nagyságú sziklák	> 20 - 40 cm
	mezolithal	felnőtt ököl nagyságútól a kéz nagyságú kövekig	> 6 - 20 cm
	microlithal	durva sóder – galambtojás nagyságú kövektől a gyerek ököl méretű kövekig	> 2cm - 6 cm
	akal	finomtól a közepes nagyságú sóderig	> 2mm - 2 cm
	psammal / psammopelal	homok/homok iszappal	> 6µm – 2mm

habitattípus	habitat altípus	magyarázat	szemcsefrakció
	argyllal	homokos agyag, iszap	< 6µm
biotikus habitatok	macro-alga		
	micro-alga		
	alámerült növényi részek		
	vízből kiemelkedő növényi részek		
	élő szárazföldi növényi részek	gyökerek	
	xylal	fák vízbe hullot gyökerei, ágai	
	CPOM	durván partikulált szervesanyag	
	FPOM	finoman partikulált szervesanyag	
	törmelék	csiga- és kagylóhéj törmelék	

#### 4.2.2. Mintavétel

Elemzéseinkhez, a BioAqua Pro Kft. által, 2005 óta végzett, kvantitatív makrogerinctelen vizsgálatok adatait használtuk fel. A módszertan megegyezik az előző fejezetben ismertetettel (4.1.2-es fejezet).

#### 4.2.3. Adatelemzés

Megszámoltuk a rákmegfigyelések számát a különböző típusú víztestkategóriákban. Ezenkívül a rák átlagos abundanciáját víztesttípusonként számítottuk ki.

Az elemzéseket az R programban (R Core Team 2017) készítettük. A jelzőrák relatív abundanciája (logaritmikusan transzformálva) és az

abiotikus és biotikus élőhelyváltozók közötti kapcsolatot általánosított lineáris modell (GLM) segítségével, a MASS csomagot (Venables és Ripley 2002) használva vizsgáltuk. A modellbe random faktorként a mintavétel évét is beépítettük. A legjobb modellt az AIC (Akaike information criterion) értékek alapján azonosítottuk, lépésenkénti szelekciót (a forward és a backward szelekció kombinációját) alkalmazva. A modell eredményeinek megjelenítéséhez a jtools csomagot (Long 2020) használtuk

### 4.3. A *P. leniusculus* makrogerinctelen faunára kifejtett hatásának vizsgálata

#### 4.3.1. Adatállomány

A *P. leniusculus* egyes makrogerinctelen csoportokra, illetve a védett fajokra gyakorolt potenciális hatásának felmérése érdekében, e fajok és csoportok előfordulását, összehasonlítottuk az idegenhonos jelzórák populációi által benépesített Gyöngyös-patak és a jelzórák állományaival egyáltalán nem jellemezhető Kerca eredményeivel, mivel a két vízfolyás a VGT és a vizsgált változók alapján azonos típusba tartozik. Mind a kettő vízfolyás a hegyvidéki-dombvidéki, meszes alapkőzetű típusba sorolható.

#### 4.3.2. Mintavétel

Elemzéseinkhez, a BioAqua Pro Kft. által, 2005 óta végzett, kvantitatív makrogerinctelen vizsgálatok adatait használtuk fel. A mintavételi módszertan megegyezik a 4.1.2-es fejezetben ismertetettel.

A kvantitatív minták gyűjtése során minden esetben terepi adatlapon rögzítettük az élőhely-összetételét, a vízmélységet és a vízsebességet. A mintaanyagból a következő taxonómiai csoportokat gyűjtöttük össze további fajsztintű azonosításra: Gastropoda, Bivalvia, Hirudinea, Malacostraca, Ephemeroptera, Odonata, Heteroptera Plecoptera, Trichoptera, Coleoptera. A nagyobb méretű állatokat (óshonos rákok, kagylók, csigák) a helyszínen meghatároztuk, majd visszahelyeztük a vízbe, míg a kisebb állatokat a terepen külön üvegekbe gyűjtöttük csoportonként és 70%-os etanollal tartósítottuk. Ezeket a gerincteleneket a laboratóriumban Nikon SMZ 1000 mikroszkóppal azonosítottuk.

#### 4.3.3. Adatelemzés

Az elemzésekhez két vízfolyás adatait használtuk fel. Az egyik vízfolyásban (Gyöngyös) előfordult a faj, míg a másikban (Kerca) nem mutattuk ki a jelenlétét.

Az elemzéseket szintén R programban végeztük. Az általánosított lineáris modellel (GLM) elemeztük a *P. leniusculus* jelenlétének hatását a védett fajok relatív abundanciájára, valamint a kiválasztott taxonómiai csoportok (Bivalvia, Coleoptera, Ephemeroptera, Gastropoda, Heteroptera, Hirudinea, Malacostraca, Odonata, Plecoptera és Trichoptera) fajgazdagságára, relatív abundanciájára, az lme4 csomag segítségével (Bates és mtsai 2015). A jelzőrák hatását, a felsorolt csoportokra külön-külön és együttesen (Total) is vizsgáltuk. Az elemzéseket megelőzően, a *car* (Fox és Weisberg 2019) és a MASS csomagok (Venables és Ripley 2002) segítségével azonosítottuk az adatokhoz legjobban illeszkedő

eloszlást. A relatív abundancia normál, míg a fajgazdagság Poisson-eloszlást követett. Poisson-eloszlás esetén, log link függvényt és standard lineáris prediktort használtunk. A modellekben a mintavételi évet véletlenszerű tényezőként kezeltük. Újra illesztettük, a minta helyét véletlenszerű tényezőként kezelve, azokban a fajgazdagságot modellező elemzésekben, ahol az adatok túlzott szóródást mutattak és nagyobb variabilitást (statisztikai szóródást) vártunk (teljes fajgazdagság, valamint az Ephemeroptera és a Trichoptera fajgazdagság modelljei) (Harrison 2014). A kiválasztott taxonómiai csoportok fajgazdagságára és relatív abundanciájára vonatkozóan, ugyanazon az adathalmazon végzett többszörös tesztek miatt, a szignifikancia értékekre Bonferroni-korrekciót alkalmaztunk (Dunn 1961), hogy a többszörös összehasonlításból eredő hibalehetőségeket kiküszöböljük.

#### 4.4. A *P. leniusculus* ásó tulajdonságának vizsgálata

A vizsgálatokat a hollandiai Wageningeni Egyetemen végeztem, Dr. Edwin Peeters és Dr. Ivo Roessink vezetésével. A kutatás középpontjában a rákok viselkedésének vizsgálata állt, különös tekintettel az ásási és elmenekülési válaszokra.

A kísérlet kontrollált körülmények között zajlott, ahol a különböző kezelések hatását vizsgáltuk a jelzőrák egyedek viselkedésére.

#### 4.4.1. A laboratóriumi kísérlet általános leírása

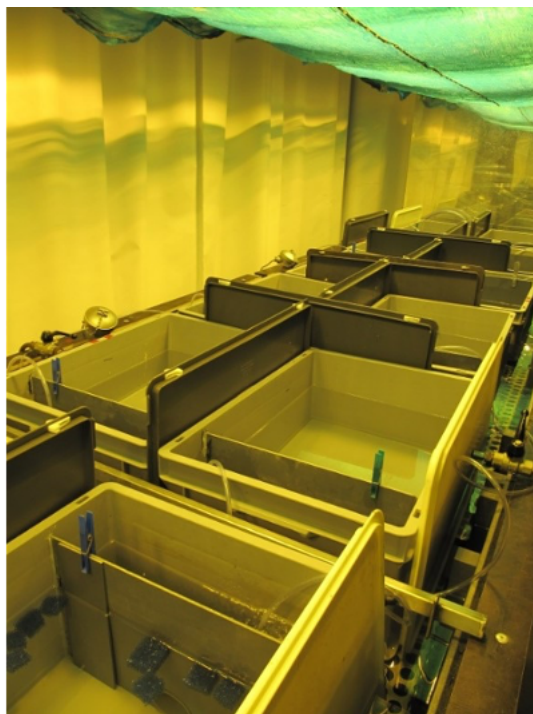
1. Ládák: Tizenkét műanyag láda került felhasználásra, melyek mérete 60 x 40 x 30 cm (hossz x szélesség x magasság) volt. Ezeket a ládákat egy vízzel teli medencébe helyeztük, ahol 19-20 °C vízhőmérsékletet biztosítottunk.
2. PVC fal: Minden ládához egy további PVC falat szereltünk fel, amely a partot szimulálta, és vizuális akadályt jelentett a rákok számára. A falon kettő nyílás volt, amelyekből egy-egy PVC cső nyílt, melynek átmérője 5,8 cm volt.
3. Ásási lehetőségek: A kezeléstől függően, a PVC csövet két szivacsdarabokkal töltöttük meg, melyek 3-4 cm<sup>3</sup> méretűek voltak. Ezek a habblokkok, ásási lehetőséget biztosítottak a rákok számára.
4. Víz és oxigénellátás: A ládákat rézmentes vízzel töltöttük fel és a tetejétől mintegy tíz centiméterrel lejjebb (48 liter ládánként) ért a víz felszíne, ezzel megakadályozva a rákok kimászását. Minden ládában egy cső biztosította az oxigéntartalmat, hogy stabil maradjon a víz oldott oxigénszintje.
5. Fény és árnyék: A fényintenzitásból adódó stressz elkerülése érdekében, a ládák felett árnyékoló ponyvát helyeztünk el. Ponyvát akkor használtunk, amikor nem a fényintenzitás kezelés alatt álltak a rákok. Amikor pedig ez a kezelés került előtérbe, akkor eltávolítottuk. A ládák fölötti átlagos fényintenzitás kb. 85  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  volt (tartomány: 74-100  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ). Naponta 10-14 órás világítási ciklust alkalmaztunk.

6. Kísérleti tervezés: Minden kezelést három egymást követő napon teszteltük. Minden teszthez tizenkét láda állt rendelkezésre, illetve hat hímet és hat nőtényt vontunk a kísérletekbe. Kettő tesztet futtattunk kezelésenként, így egy kezelésre vonatkozóan tizenkét megfigyelés volt elérhető a nemek szerint.

7. Jólét ellenőrzése: Minden rák egyed jólétének ellenőrzése naponta megtörtént a kísérlet során, és bármilyen eltérés a normál viselkedéstől feljegyzésre került.

8. Tisztítás és szageltávolítás: Minden teszt után az összes eszközt tiszta vízzel tisztítottuk, és a ládákat új vízzel töltöttük fel, hogy az előző rákok szagát eltüntessük.

9. Válaszreakciók: A PVC csövekben 25 szivacsdarab volt elhelyezve, az ásási tevékenység méréséhez. Ha a rák legalább három darabot eltávolított a csőből, azt ásási viselkedésnek tekintettük. Ezenkívül, ha egy rák megpróbált elmenekülni a ládából, azt menekülési válaszként jegyeztük fel. Ha a rák nem tanúsított sem ásási, sem menekülési tevékenységet, akkor azt nemleges válaszként jegyeztük fel. Az első válaszreakciót jegyeztük fel adott példányra vonatkozóan.



**6. ábra. A laboratórium kísérleti egységeinek felépítése.**



**7. ábra Hálós lefedés alkalmazása a rákok kiszökésének megakadályozására.**

#### 4.4.2. Kezelések

Öt különböző kezelést végeztünk (2. táblázat).

A kontroll kezelésben, az egyik PVC csövet PVC lemezzel fedtük le, míg a másik csövet kék szivacsdarabokkal töltöttük fel (méret kb. 2x2x2 cm). A rákoknak három napig (két éjszaka) volt lehetőségük ásni. (2. táblázat/A)

Az élőhelykezelésben, a lezárt PVC csövet is megnyitottuk és nem töltöttük be szivacsdarabokkal. (2. táblázat/B)

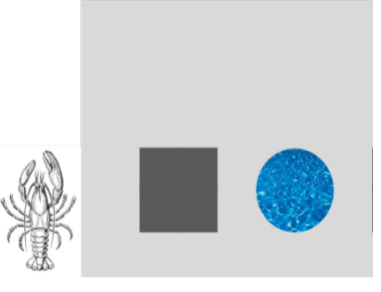
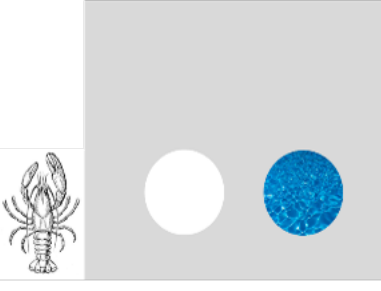
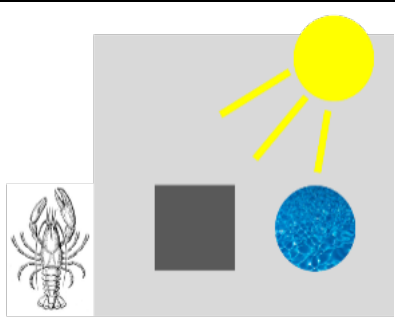
A fényintenzitás kezelés, egy nap (egy éjszaka) alkalmazkodással kezdődött, a kontroll kezeléshez hasonló körülmények között, ahol csak az egyik csőben volt szivacs, a másikat pedig lezártuk. Azok a rákok, amelyek reakciót mutattak ezen az egy napon belül, nem vettek részt a kezelésben. Az előkezelés éjszakája után, a kezelés során, nappal fokozatosan növeltük a fényintenzitást, 200-280  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ -ig. A rákoknak ismét három napig (két éjszaka) adtunk lehetőséget az ásásra. (2. táblázat/C)

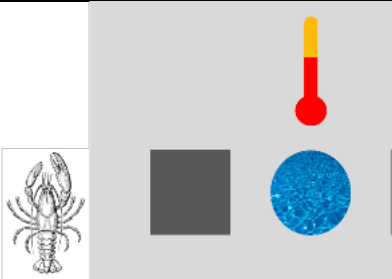
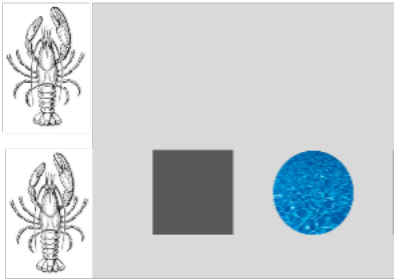
A hőmérséklet kezelés, szintén egy nap (egy éjszaka) akklimatizálással kezdődött, a kontroll kezelés feltételeihez hasonló körülmények között, ahol ismét csak az egyik cső volt elérhető és abban volt szivacs. Azok a rákok, amelyek reakciót mutattak ezen az egy napon, nem vettek részt a kezelésben. Az előkezelést követően, a vízhőmérsékletet naponta 3 °C-kal emeltük, amíg el nem érte a 26 °C-ot. (2. táblázat/D)

Az egyedsűrűség teszt kezdete előtt 24 órával, a rákokat egyenként helyeztük el vödrökben, így biztosítva azt, hogy más rákok szaga ne legyen a tartályban. Ezután áthelyeztük őket a ládába. Minden tartályba két

azonos nemű rákot helyeztünk el, és egy műanyag elválasztó panellel az első tíz percre elkülönítettük őket. Mindkét rák hozzászokhatott egymás szagához, de még nem láthatták egymást. Majd az elválasztót eltávolítottuk, és mindkét ráknak lehetősége adódott az ásásra. (2. táblázat/E)

**2. táblázat. A kísérletek áttekintése. Minden kísérlet 18-20 °C-os vízhőmérséklettel rendelkező közegben történt, illetve az átlagos fényintenzitás  $87 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  volt. (Ábrák: ETMH Peeters; rajzok a rákokról: Pearson Scott Foresman)**

Kezelés	Leírás	
<b>A. Kontroll</b>	Az egyik cső kék szivacsdarabokkal van kitömve, míg a másik PVC lappal van eltakarva.	
<b>B. Habitat</b>	Az egyik cső kék szivacsdarabokkal van tömve, míg a másik cső szabadon van.	
<b>C. Fényintenzitás</b>	Egy nap beszoktatás után, a fény intenzitásának növelése a kísérleti egység felett két napig tartott, átlag $180 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ -ra.	

Kezelés	Leírás	
<b>D. Hőmérséklet</b>	Egy nap beszoktatás után, a víz hőmérsékletét naponta 3 °C-kal növeltük 2 napig.	
<b>E. Egyedsűrűség növekedés</b>	Egy cső szivacsdarabokkal van kitömve. Plusz egy rák példány behelyezése a kísérleti egységbe. A kísérlet elején a rákokat egymástól 10 percre elkülönítettük.	

#### 4.4.3. Rákok

A kísérlet során 50 jelzőrák egyedeket használtunk fel és a Tilburghoz közeli Oude Leij településről szállítottuk a laborba.

A kísérlet előtt a rákokat külön tartottuk, hogy elkerüljük a harcokat és sérüléseket. Hetente kétszer, három darab Trouvit pelletet kaptak. Minden ráknak egyedi azonosítója volt, melyet a tori részen tüntettünk fel a kísérlet során, továbbá meghatároztuk a nemüket.

#### 4.4.4. Adatelemzés

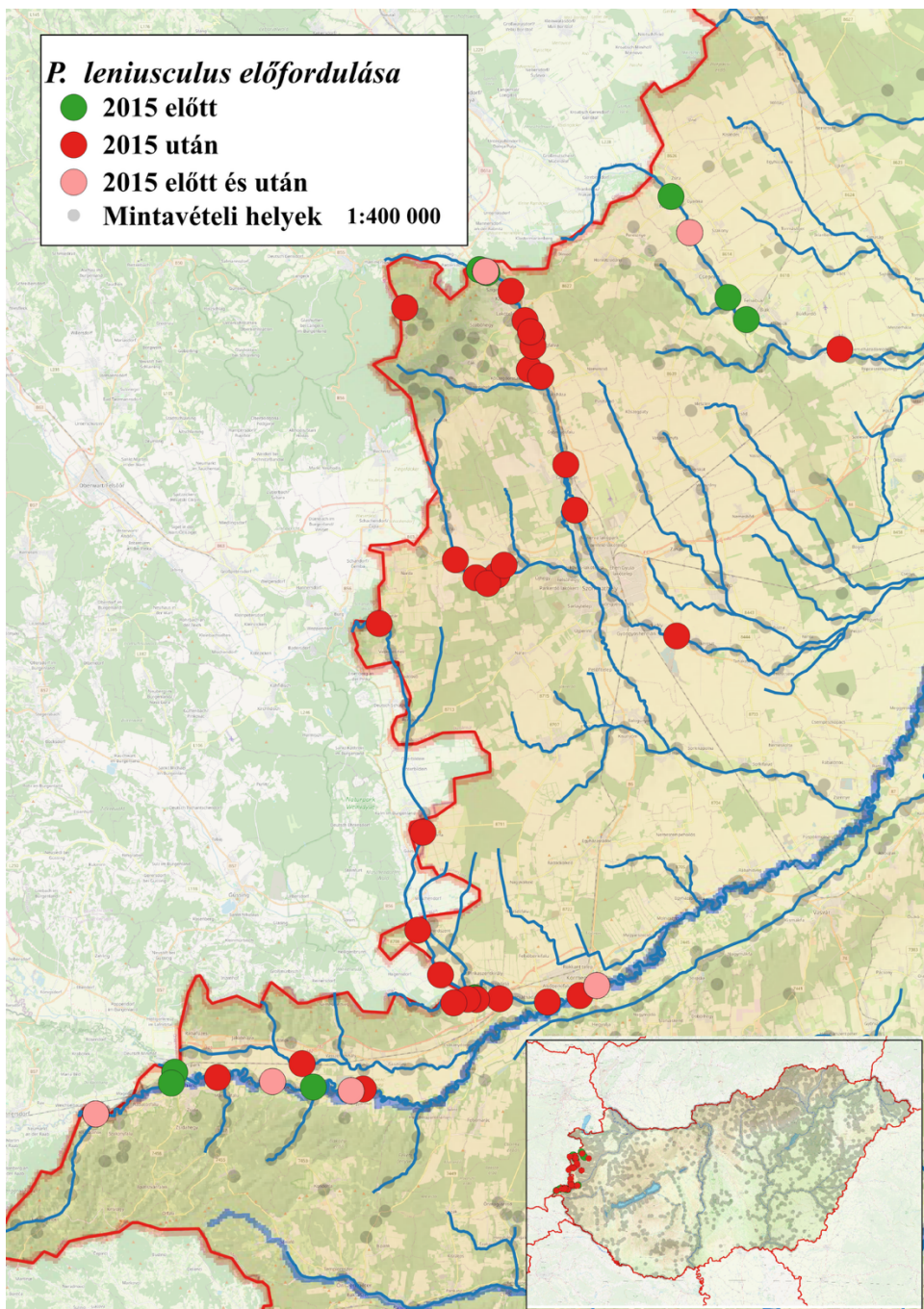
Meghatároztuk, hogy a kísérlet során hány alkalommal és milyen válaszreakció történt nemek szerint. Ezek az alábbiak lehettek: ásás, menekülés és nemleges válasz. Azokat az egyedeket, amelyek az első nap és éjszaka válaszreakciókat mutattak, eltávolítottuk a kísérletből.

Fisher-exact teszteket alkalmaztunk, SPSS (Field 2013) segítségével, annak tesztelésére, hogy egy adott faj (hímek és nőstények együtt) megfigyelt válaszai (ásás, menekülés vagy nemleges válasz) szignifikánsan különböznek-e a kontroll kezeléstől. A  $p \leq 0,05$  értéke esetén a különbséget szignifikánsnak tekintettük. Fisher-exact tesztet használtunk továbbá, a nemek közötti különbségek statisztikai értékelésére, a különböző kezelésekben. adott válaszreakcióik alapján.

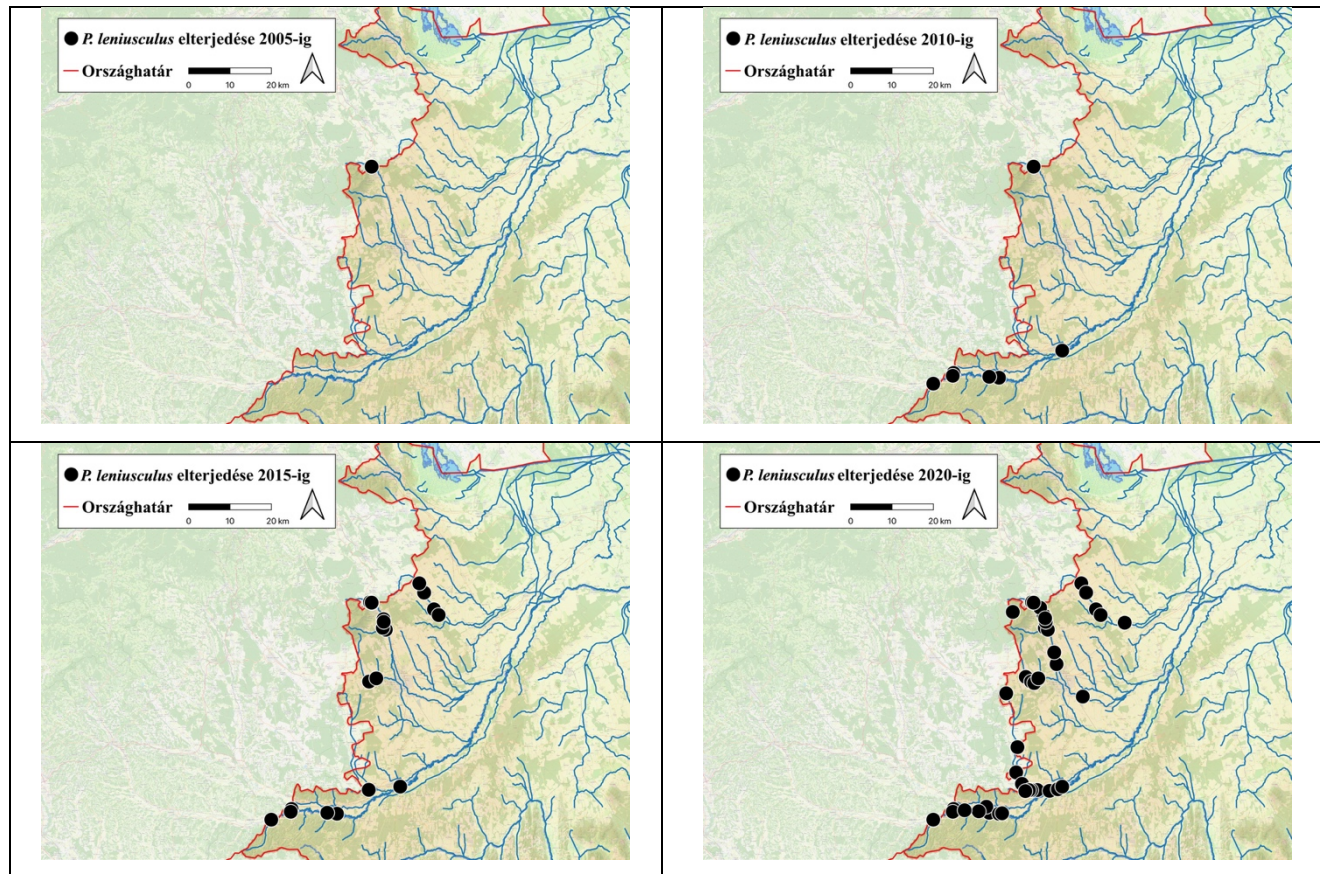
## 5. Eredmények

### 5.1. A faj elterjedésének változása Magyarországon

A *P. leniusculus*, 2015-ig (Ludányi és mtsai 2016) hat vízfolyás hús mintavételi egységéből került elő. A faj terjedési mechanizmusára és kolonizációs képességére voltunk kíváncsiak, így az elemzésre szánt időszakot egy tíz éves és három öt éves intervallumra osztottuk fel és ezekben az intervallumokban határoztuk meg, hogy pontosan hány mintavételi szelvényben fordult elő a jelzőrák, majd az adatokat kiegészítettük a 2020-ig végzett vizsgálataink eredményeivel (Ludányi és mtsai 2022) (8. ábra, 9. ábra).



8. ábra. A *P. leniusculus* 2015-ig és 2015 után megismert lelőhelyei, a gyűjtési eredményeink alapján



9. ábra. A *P. leniusculus* elterjedési területének változása.

A *P. leniusculus* elterjedése jelenleg még mindig Nyugat-Magyarországra koncentrálódik, de terjedése szemmel látható és évről-évre hosszabb folyószakaszokat népesít be. A felmérések során számos új előfordulási adattal sikerült gazdagítani a jelzórák elterjedési területére vonatkozó ismereteinket. A faj első, 1998-as magyarországi észlelése óta, annak elterjedési területe folyamatosan növekvő tendenciát mutat (Kovács és mtsai 2005) hazánk középső területeinek irányába.

1995 és 2005 között csupán egyetlen mintavételi egységben, a Gyöngyös Kőszeghez tartozó külterületi egységéből bizonyítottuk a faj előfordulását, míg a 2005 és 2010 közötti időintervallumból származó előfordulási adatok a faj elterjedési területének növekedését bizonyították. Ebben az időszakban már a Lapincsból (Szentgotthárd) és a Rábából (Alsószőlnök, Rábagyarmat, Szentgotthárd) is kimutattuk a faj populációit a Gyöngyös-patak mellett.

A 2010 és 2015 közötti időszakban további vízfolyás-szakaszokon mutattuk ki a jelzórák előfordulását. Adataink azt igazolják, hogy a faj ebben az időszakban jelent meg a Pinkában (Kemestaródfa) és a Répcében (Csepreg, Répcevis, Szakony), melyekből korábban nem volt ismert. Emellett a Rábában a faj alvízi irányú terjedését mutattuk ki, hiszen előkerültek példányai a Csörötnek és Körmend külterületéhez tartozó folyószakaszokról is. Így a 2010-2015 közötti időszakban már 14 mintavételi szelvényben igazoltuk a faj előfordulását.

2015 óta a korábbiakkal együtt már összesen 10 vízfolyás 47 mintavételi helyéről mutattuk ki a jelzórák előfordulását. Eredményeink alapján 2020-ra a jelzórák benépesítette az Arany-patak alsó és középső szakaszát, a Gyöngyös teljes hazai szakaszát, a Hármos-patak

mellékágának kőszegi szakaszát, a Láhn-patak rönöki szakaszát, a Lapincs szentgotthárdi szakaszát, a Nyeste-Nyárs-patak toronyi szakaszát, a Pinka teljes hazai szakaszát, a Rába országhatár és Körmennd közötti szakaszát, a Répce országhatár és Bő közötti szakaszát és a Strém-patak kemestaródfai szakaszát.

A faj gyors kolonizációs rátával rendelkezik (Bernardo és mtsai 2011), amit kutatásaink is alátámasztanak, hiszen a faj a Rábán, alvízi irányban közel 36 km-t tett meg 2006 és 2010 között, ami megközelítőleg 7 km/év terjedési sebességet jelent. A Rába egyik legjelentősebb hazai mellékvízfolyásán a Gyöngyös-patakon pedig 2012 és 2015 között 12 km-t tett meg alvízi irányba, tehát körülbelül 3 km/év sebességgel számolhatjuk annak terjedési rátáját.

A 2020-ig rendelkezésre álló előfordulási adataink alapján elmondhatjuk, hogy a korábbi előfordulásokhoz képest a faj elterjedési területe megduplázódott.

Felmérési eredményeink alapján, a faj a Pinkába a Rábából került be, tehát a Pinkában alvízi irányból terjeszkedett felvízi irányba. 2013-ban még csak a kemestaródfai mintavételi szelvényben mutattuk ki a jelenlétét, de 5 évvel később már Pinkamindszentnél is megtaláltuk a faj egyedeit. Az első észlelés óta eltelt időszakban körülbelül 6 km-t tett meg felvízi irányban a faj és alakított ki stabil populációt a legfelső, határ közeli szakaszon is.

A répcei jelzőrák állomány terjedési irányára nem tudunk egyértelmű választ adni, mivel a legkorábbi észlelések 2013-ból származnak Répcevis, Csepreg és Szakony térségéből és a későbbi

felmérések is ezt az elterjedési területet bizonyítják, amely néhány kilométerrel megnövekedett Bő irányába, tehát alvízi irányba. Ennél lentebbi szakaszokon nem igazoltuk a faj előfordulását, így annak lehetőségét, hogy a Rábából került volna be a faj, szinte teljesen kizárhatjuk. A folyó ausztriai szakaszán nem történtek felmérések, azaz a jelzőrák ausztriai helyzete nem ismert.

A Lapincsban egyszer, 2006-ban tudtuk kimutatni a faj egyedeit, de tekintettel arra, hogy az ausztriai Lapincs (Lafnitz) szakasz is érintett a jelzőrák-állományok elterjedésével, jó eséllyel a hazai szakaszon is folyamatosan élnek állományai. Tehát itt nem mondhatjuk meg egyértelműen, hogy Ausztriából érkeztek-e az első példányok közvetlenül a Lapincs felvízi szakaszáról vagy pedig a Rábán keresztül alvízi irányból.

A rábai populációk terjedése kétségkívül felvízi irányból történt, hiszen 2006-ban Alsószölnöknél mutattuk csak ki a fajt a Rábában, míg 2010-ben már Körmendnél is bizonyítottuk populációjának előfordulását.

Tehát a faj terjedési útvonala tisztán kirajzolódik a Rábán keresztül a Pinka felsőbb szakaszai felé, továbbá a Gyöngyös-patak, a Répce, az Arany-patak és a Strém is kifejezetten optimális terjedést biztosíthat a fajnak Ausztria felől, Magyarország belsőbb területei felé (8. ábra).

2005 előtt a jelzőrák csupán néhány kilométeres folyószakaszt népesített be a Gyöngyös-patakon, majd 2010-ig már összességében körülbelül 20 km-nyi, a jelzőrák által benépesített folyószakasztól beszélhetünk, míg 2015-ig az előző érték a duplájára nőtt, így összesen nagyjából 40 km-nyi folyószakasz érintettsége bizonyított. 2019 végére pedig, majdnem 100 km hosszú magyarországi vízfolyásszakasz

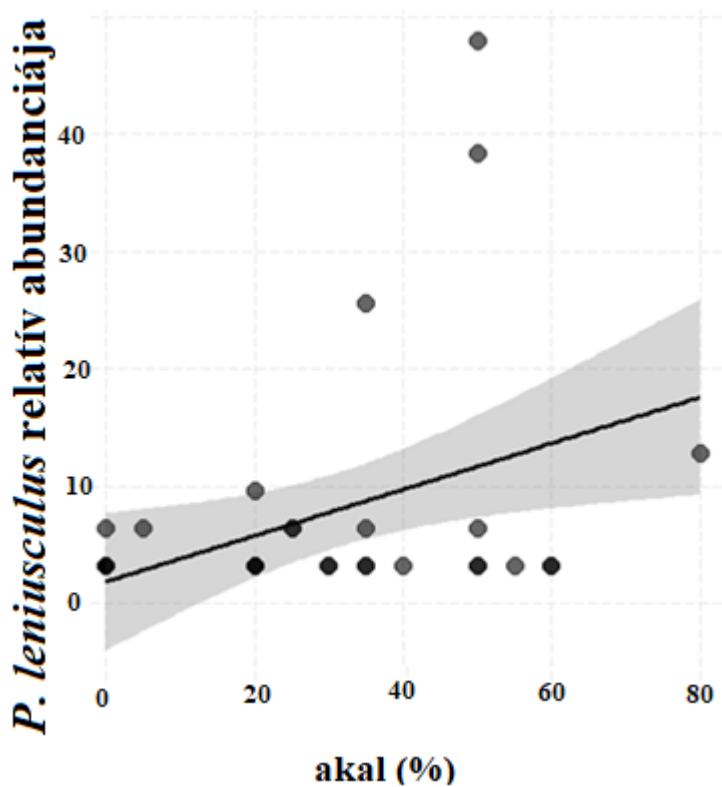
érintettségéről van tudomásunk. Irodalmi adatok alapján a faj már elérte a Dunát is a Lajtán keresztül, illetve megtalálható a Rábcában, a Drávában, a Murában és a Mosoni-Duna ágrendszerében is, továbbá Gönyű alatt a Mosoni-Duna ágrendszerében is (Weiperth és mtsai 2020), így idő kérdése, hogy az ország belsőbb területeit is elérje

## 5.2. A faj habitat preferenciái és ökológiai igényei

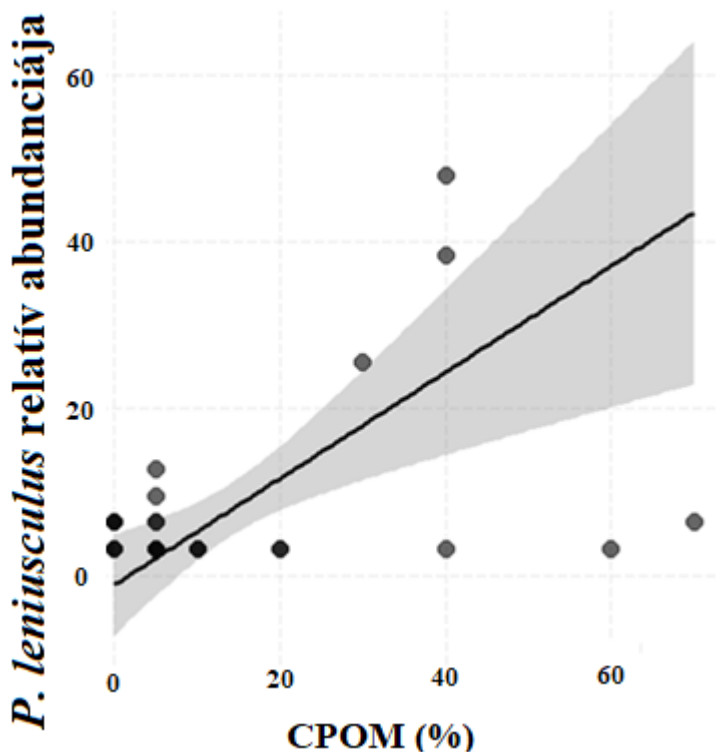
Kutatásaink szerint a jelzörák 2020-ig 10 vízfolyásban (Arany-patak, Gyöngyös-patak, Hármos-patak-mellékága, Láhn-patak, Lapincs, Nyeste-Nyárs-patak, Pinka, Rába, Répce, Strém-patak) fordult elő, amelyek a meszes alapkőzetű dombvidéki-hegyvidéki vízfolyások közé sorolhatóak, a vízgyűjtőterület nagysága alapján pedig a kicsi, közepes és nagy típusok közé tartoznak. A populáció egyedsűrűsége a mintavételi eredményeink alapján az ilyen dombvidéki-hegyvidéki meszes típusú, kis vízgyűjtővel rendelkező estekben  $2,8 \pm 1,1$  egyed/m<sup>2</sup>, közepes vízgyűjtővel rendelkező víztestekben  $16,3 \pm 12$  egyed/m<sup>2</sup>, míg a nagy méretű vízgyűjtővel rendelkező víztestekben  $4,8 \pm 0,7$  egyed/m<sup>2</sup> volt.

A háttérváltozók közül négyet vontunk be vizsgálatainkba, amelyek közül kettő aljzattípus (akal, psammal), kettő pedig az üledék szervesanyagtartalmára vonatkozó változó (CPOM, FPOM). Ezek mennyiségi viszonyainak hatását vizsgáltuk, a jelzörák relatív abundanciájára vonatkozóan. Ennek során pozitív korrelációt mutattunk ki az akal aljzattípus %-os borítása és a jelzörák relatív abundanciája ( $t=2,305$ ,  $df=25$ ,  $p<0,05$ ), illetve a CPOM %-os borítottság és a jelzörák relatív

abundancia értékei között ( $t=3,082$ ,  $df=25$ ,  $p<0,01$ ). A psammal és a FPOM %-os borítása, illetve a jelzőrák mennyiségi viszonyainak alakulása között nem tudunk statisztikailag szignifikáns különbséget kimutatni (10. ábra, 11. ábra, 3. táblázat).



10. ábra. *A P. leniusculus* relatív abundanciája az akal borítottság arányában, a GLM alapján. (szürke: konfidencia intervallum, fekete vonal: a változók közötti kapcsolat iránya; az y-tengely egyed/m<sup>2</sup>-ben van megadva)



11. ábra. *A P. leniusculus* relatív abundanciája a CPOM borítottság arányában, a GLM alapján. (szürke: konfidencia intervallum, fekete vonal: a változók közötti kapcsolat iránya; az y-tengely individuum/m<sup>2</sup>-ben van megadva)

3. táblázat. A *P. leniusculus* relatív abundanciája (egyed/m<sup>2</sup>) és a habitatok közötti összefüggést előrejelző, a legjobb AIC értékkel rendelkező, GLM model eredményei (\*: szignifikáns eltérés,  $p < 0.05$ ).

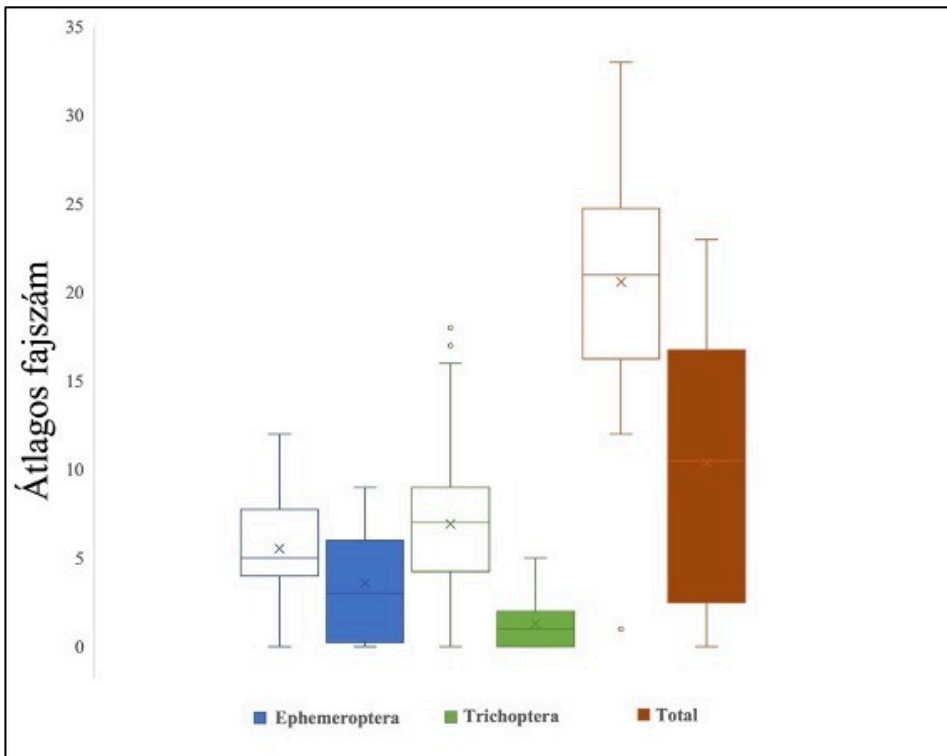
Habitat típus		Becslés	SE	df	t-érték	p-érték
		1,1305	0,2990	25	3,781	0,0009
Abiotikus habitat	>2mm – 2cm sóder (akal)	0,0143	0,0062	25	2,305	*0,0297
	>6 $\mu$ m – 2mm homok agyaggal (psammal)	-0,0105	0,0065	25	-1,601	0,1218
Biotikus habitat	finoman partikulált szerves anyag (CPOM)	0,0241	0,0078	25	3,082	*0,0050

### 5.3. A *P. leniusculus* hatása az őshonos makrogerinctelen faunára

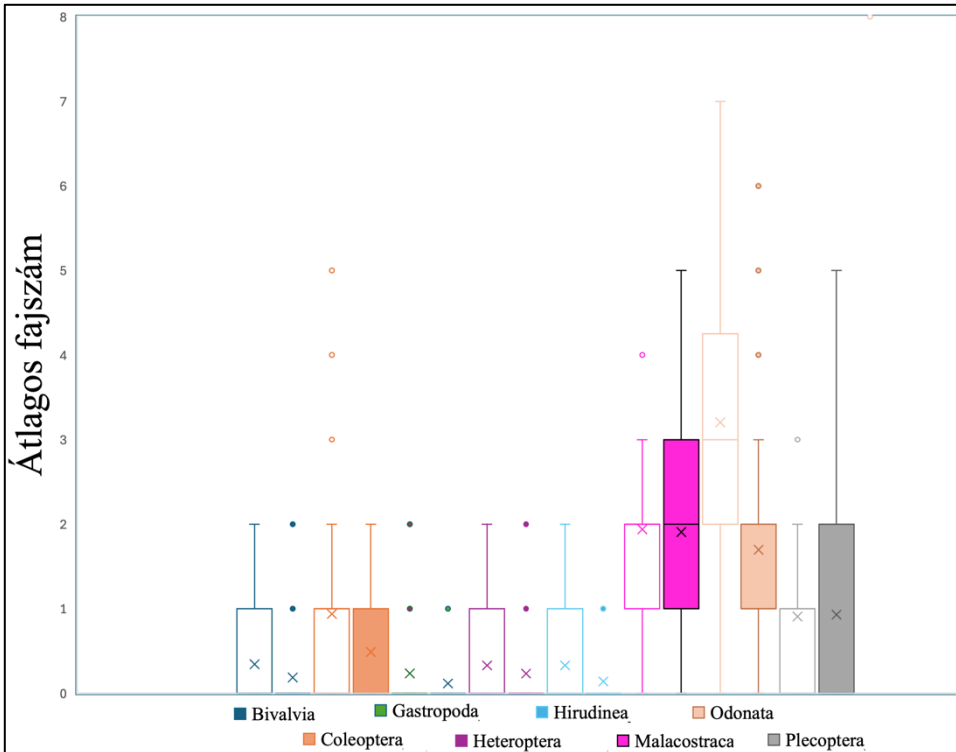
#### 5.3.1. A *P. leniusculus* hatása más makroszkópikus vízi gerinctelen fajegyüttesekre

A GLM alapján, a jelzőrák jelenléte szignifikánsan negatívan befolyásolta az Odonata ( $\chi^2=21,796$ ,  $n=104$ ,  $p<0,001$ ) és a Trichoptera ( $\chi^2=28,817$ ,  $n=104$ ,  $p<0,001$ ) csoportok fajszámát és a teljes fajszámot ( $\chi^2=8,935$ ,  $n=104$ ,  $p<0,01$ ) (12. ábra, 4. táblázat). A jelzőrák előfordulása és a Bivalvia, Coleoptera, Gastropoda, Heteroptera, Hirudinea, Malacostraca és Plecoptera fajok száma közötti kapcsolat nem volt szignifikáns. Azoknál a csoportoknál, ahol nem mutattunk ki szignifikáns különbséget, is látszik, hogy az átlagos fajszám értékek kicsivel magasabbak voltak, abban a vízfolyásban, ahol a jelzőrák jelenléte nem jellemző (13. ábra, 4. táblázat).

A *P. leniusculus* jelenlétében statisztikailag szignifikánsan kisebb volt az Ephemeroptera ( $\chi^2=8,355$ ,  $n=104$ ,  $p<0,01$ ), Odonata ( $\chi^2=17,068$ ,  $n=104$ ,  $p<0,001$ ), Trichoptera ( $\chi^2=17,608$ ,  $n=104$ ,  $p<0,001$ ) relatív abundanciája és a teljes makrogerinctelen közösség relatív abundanciája ( $\chi^2=9,604$ ,  $n=104$ ,  $p<0,001$ ) (14. ábra, 5. táblázat). Nem találtunk szignifikáns összefüggést a jelzőrák és a Bivalvia, Coleoptera, Gastropoda, Heteroptera, Malacostraca és Plecoptera relatív abundanciája között. A relatív abundancia esetében, a fentihez hasonló megállapítást tehetünk, miszerint abban a vízfolyásban, ahol a jelzőrák előfordulásával nem számolhatunk, kicsivel magasabbak az átlagos fajszám értékek, minden olyan csoport esetében is, ahol nem tapasztaltunk statisztikailag kimutatható különbséget (15. ábra, 5. táblázat).



12. ábra. A jelzórák jelenlétének vagy hiányának hatása azoknak a makroszkópikus vízi gerinctelen csoportoknak az átlagos fajszámára, ahol a GLM elemzés szignifikáns eltérést mutatott (Total: összes vizsgált makrogerinctelen csoport; üres objektumok: a jelzórák hiánya; színnel jelzett objektumok: a jelzórák jelenléte; x: átlag értékek)

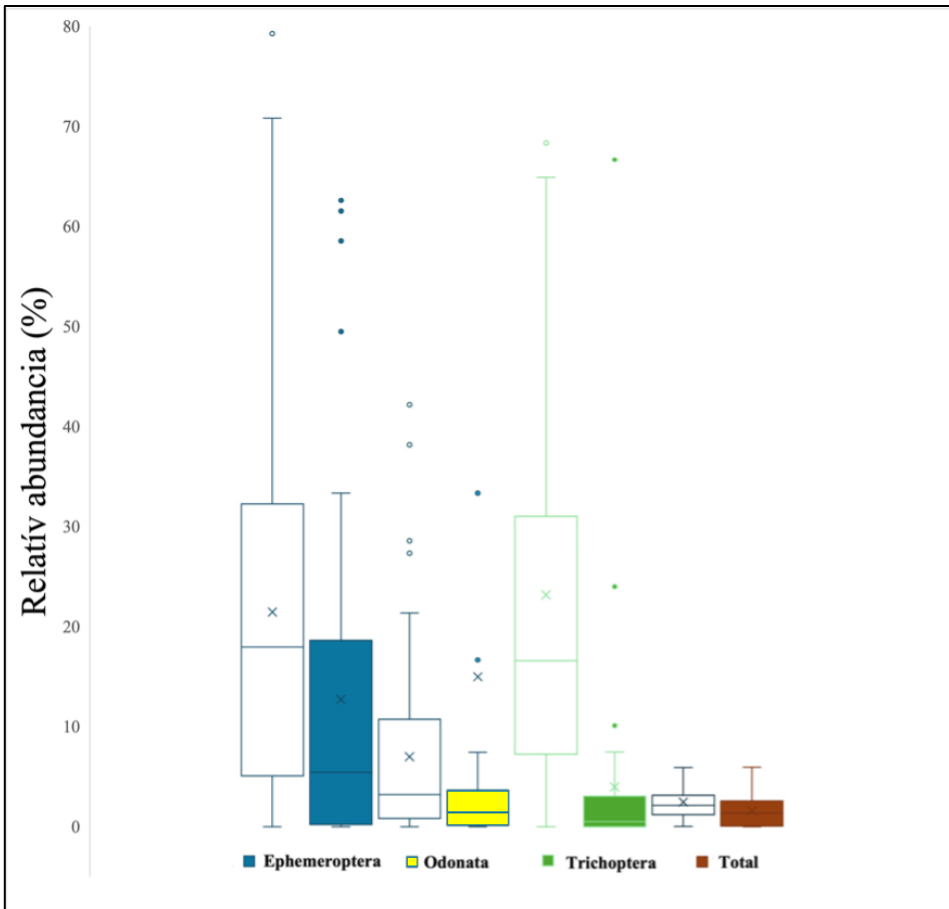


13. ábra A jelzőrák jelenlétének vagy hiányának hatása azoknak a makroszkópikus vízi gerinctelen csoportoknak az átlagos fajszámára, ahol a GLM elemzés nem mutatott szignifikáns eltérést (Total: összes vizsgált makrogerinctelen csoport; üres objektumok: a jelzőrák hiánya; színnel jelzett objektumok: a jelzőrák jelenléte; x: átlag értékek)

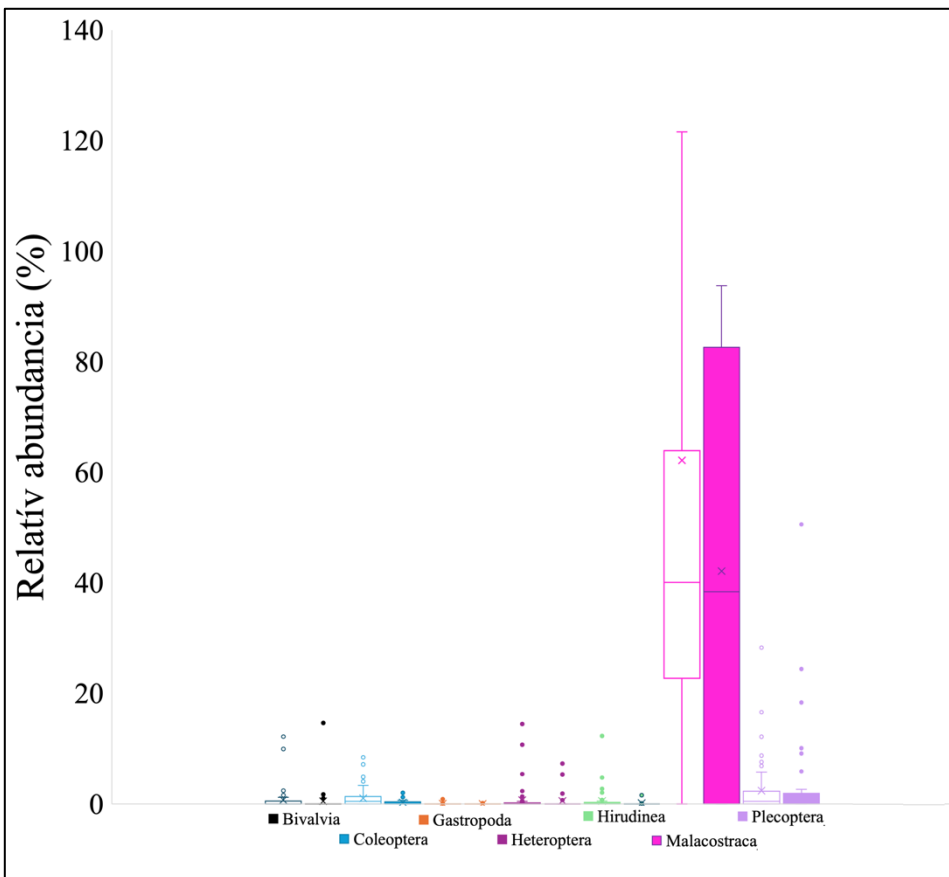
4. táblázat. A GLM model eredményei, a makrogerinctelen csoportok fajszámának vizsgálata során (\*: szignifikáns eltérés Bonferroni korrekció után, n=104, szignifikancia szint: 0,05/11=0,0045).

Taxon	Becslés	SE	$\chi^2$	p
Bivalvia	-0,781	0,615	1,6145	0,204
Coleoptera	-0,779	0,429	3,2971	0,069
Ephemeroptera	-1,392	0,589	5,5708	0,018
Gastropoda	-1,139	0,633	3,2458	0,072
Heteroptera	-0,636	0,474	1,7976	0,180
Hirudinea	-0,802	0,485	2,738	0,098
Malacostraca	-0,043	0,192	0,05	0,823
Odonata	-0,883	0,189	21,796	<0,001*

Taxon	Becslés	SE	$\chi^2$	p
Plecoptera	-0,146	0,315	0,2147	0,643
Trichoptera	-2,292	0,427	28,817	<0,001 *
Total	-1,569	0.525	8,9353	0,003*



14. ábra. A jelzőrák jelenlétének vagy hiányának hatása egyes makroszkópikus vízi gerinctelen csoportoknak a relatív abundanciájára, ahol a GLM elemzés szignifikáns eltérést mutatott (Total: összes vizsgált makrogerinctelen csoport; üres objektumok: a jelzőrák hiánya; színnel jelzett objektumok: a jelzőrák jelenléte; x: átlag értékek)



15. ábra A jelzőrák jelenlétének vagy hiányának hatása egyes makroszkópikus vízi gerinctelen csoportoknak a relatív abundanciájára, ahol a GLM elemzés nem mutatott szignifikáns eltérést (Total: összes vizsgált makrogerinctelen csoport; üres objektumok: a jelzőrák hiánya; színnel jelzett objektumok: a jelzőrák jelenléte; x: átlag értékek)

5. táblázat. A GLM model eredményei, a jelzőrák abundanciájának tekintetében (\*: szignifikáns eltérés Bonferroni korrekció után, n=104, szignifikancia szint: 0,05/11=0,0045)

Taxon	Becslés	SE	$\chi^2$	p
Bivalvia	-12,798	9,066	1,993	0,158
Coleoptera	-5,727	2,318	6,104	0,014
Ephemeroptera	-145,1	50,2	8,355	0,004*
Gastropoda	-1,01	0,542	3,473	0,063
Heteroptera	0,126	2,09	0,004	0,952

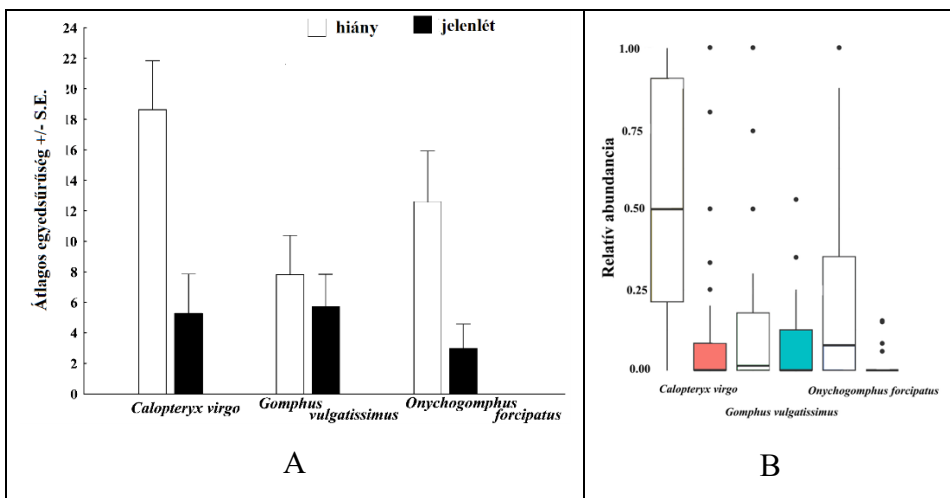
Taxon	Becslés	SE	$\chi^2$	p
Hirudinea	-3,683	1,629	5,112	0,024
Malacostraca	-167	164,9	1,026	0,311
Odonata	-38,01	9,19	17,068	<0,001*
Plecoptera	-2,915	14,773	0,039	0,844
Trichoptera	-268,94	64,09	17,608	<0,001*
Total	-639,2	206,3	9,604	0,002*

### 5.3.2. A *P. leniusculus* hatása védett makrogerinctelen szervezetekre

A *P. leniusculus* inváziója ellenére a Gyöngyös-patak még mindig számos védett faj előfordulásával jellemezhető, köztük az *Agnentina elegantula*, *Aquarius najas*, *Calopteryx virgo*, *Cordulegaster bidentata*, *Cordulegaster heros*, *Gomphus vulgatissimus*, *Macronychus quadrituberculatus*, *Oligoneuriella rhenana*, *Onychogomphus forcipatus*, *Ophiogomphus cecilia* és *Unio crassus*. A Gyöngyös-patakban a védett vízi makrogerinctelen fajok közül a *Calopteryx virgo* ( $2,94 \pm 1,08$  egyed/m<sup>2</sup>  $\pm$  S.E.), a *Gomphus vulgatissimus* ( $4,32 \pm 1,66$  egyed/m<sup>2</sup>  $\pm$  S.E.) és az *Ophiogomphus cecilia* ( $5,58 \pm 1,57$  egyed/m<sup>2</sup>  $\pm$  SE) populációinak egyedsűrűsége volt a legmagasabb.

A Kercában is számos védett faj előfordulása jellemző, ezek a következők: *Aeshna isosceles*, *Astacus astacus*, *Calopteryx virgo*, *Cordulegaster heros*, *Eurylophella karelica*, *Gomphus vulgatissimus*, *Onychogomphus forcipatus*, *Ophiogomphus cecilia* és *Unio crassus*. A *C. virgo*, *C. heros*, *G. vulgatissimus*, *O. forcipatus*, *O. cecilia* és *U. crassus* populációi előfordultak a Gyöngyös-patakban és a Kercában is.

A három legmagasabb egyedsűrűségben előforduló védett fajt vettük alapul, így a *C. virgo*, a *G. vulgatissimus* és az *O. forcipatus* esetében végeztünk összehasonlítást. A GLM analízis szerint a *C. virgo* és az *O. forcipatus* relatív abundanciája szignifikánsan alacsonyabb volt a *P. leniusculus* jelenlétében, míg a *G. vulgatissimus* relatív abundanciája nem mutatott szignifikáns kapcsolatot a jelzőrák jelenlétével (16. ábra, 6. táblázat).



16. ábra A védett fajok átlagos egyedsűrűsége (A) és relatív abundanciája (B) a jelzőrák jelenlétében és hiányában

6. táblázat A GLM model eredményei a védett fajok relatív abundanciájára vonatkozóan (vastaggal kiemelt: szignifikáns különbség  $p < 0,05$ ,  $n=104$ ).

Fajok	Becslés	SE	$\chi^2$	p
<i>Calopteryx virgo</i>	<b>-14,470</b>	<b>3,866</b>	<b>14,007</b>	<b>&lt;0,001</b>
<i>Gomphus vulgatissimus</i>	-0,395	2,129	0,0344	0,8528
<i>Onychogomphus forcipatus</i>	<b>-6,910</b>	<b>2,163</b>	<b>10,206</b>	<b>0,0014</b>

#### 5.4. A *P. leniusculus* ásó tulajdonságának vizsgálata

A kísérletbe bevont *P. leniusculus* egyedek kb. fele ásta be magát a kontroll-kezelésben.

A habitat kísérletben azonos számú nőstény és hím ásta be magát, míg a hímek esetében kettő példány menekülési útvonalat választott inkább magának. Azonban a válaszreakciók hiányát tapasztalhattuk a legnagyobb arányban.

A fényintenzitás növelése során jelentős számú nőstény keresett menedéket, míg a hímek között néhány példány kimászott a tartályból. Válaszreakció hiányát kevesebb esetben tapasztaltuk, mint az előző kettő kísérlet során.

A hőmérsékletemelést hatására, kevesebb *P. leniusculus* nőstény adott válaszreakciót, míg a hímek nagyobb százalékban ásták be magukat. Egyetlen példány volt a hímek között, amelyik inkább távozott a kísérleti egységből, míg a nőstények közül egyetlen egyed sem választotta a menekülést.

Megállapítottuk, hogy a *P. leniusculus* hímek nagyobb arányban ásták be magukat abban az esetben, ha több egyed volt jelen a vizsgálati egységben, mint a nőstény egyedek. Ebben az esetben szignifikáns eltérést tapasztaltunk a kontroll-kezeléshez viszonyítva. A nőstény egyedek esetében egyáltalán nem tapasztaltunk válaszreakciót. Továbbá egyáltalán nem volt olyan egyed, amelyik menekülni próbált a vizsgálati egységből (7. táblázat).

A Fisher Exact teszt eredményei alapján elmondhatjuk, hogy a hímek és a nőstények együttes válaszreakcióinak, a kontroll-kísérlet eredményeivel való összevetése során nem tapasztaltunk szignifikáns

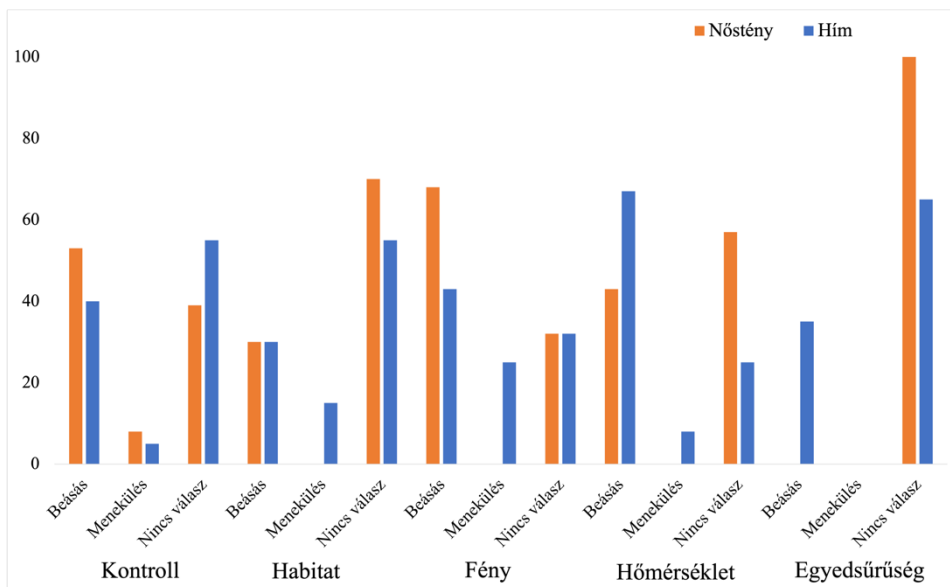
eltérést a legtöbb változó esetében, így a habitat választási kísérlet, a fényintenzitás növelési kísérlet és a hőmérséklet növekedési kísérlet sem hozott statisztikailag szignifikáns különbséget. Azonban az egyedsűrűség kísérletben már szignifikáns különbséget tapasztaltunk a kontroll eredményekhez viszonyítva ( $p < 0,01$ ).

**7. táblázat. A jelzórák különböző válaszreakciónak a száma az egyes kísérletekben.**

Kezelés	Válaszreakció	<i>P. leniusculus</i>		
		Nőstény	Hím	
Kontroll	Beásás	14	10	
	Menekülés	2	1	
	Nincs válasz	10	13	
Menedék	Beásás	4	4	
	Menekülés	0	2	
	Nincs válasz	9	7	
Megnövelt fényintenzitás	Akklimatizációs időszakban	Beásás	5	3
		Menekülés	0	1
	Akklimatizációs időszak után	Beásás	3	2
		Menekülés	0	2
		Nincs válasz	4	4
	Megnövelt vízhőmérséklet	Akklimatizációs időszakban	Beásás	5
Menekülés			0	0
Akklimatizációs időszak után		Beásás	0	2
		Menekülés	0	1
		Nincs válasz	7	3
Megnövelt egyedsűrűség	Beásás	0	4	
	Menekülés	0	0	
	Nincs válasz	12	8	

A nemek szerinti összevetések során hasonló eredményeket kaptunk, hiszen a legtöbb kísérleti adatsor összehasonlítása során nem tapasztaltunk

szignifikáns különbséget. Kivételt képez ez alól az egyedsűrűség kísérlet eredményeinek nemek szerinti összevetése, hiszen ez esetben szignifikáns eltérést tapasztaltunk ( $p < 0,05$ ) a hímek és a nőtények között, ugyanis a hímek mutattak aktívabb járatásó viselkedést (8. táblázat).



17. ábra. A válaszreakciók nemek szerinti eloszlásának százalékos (%) ábrázolása a kezeléseknél.

8. táblázat. A Fisher Exact Teszt eredményei (szürke: szignifikáns különbség).

Kontroll vs faj		Nemek szerinti elemzések (hím vs nőstény)	
		<b>Kontroll</b>	
		Chi-square	1,387
		p érték	0,531
		df	2
		n érték	50
<b>Habitat</b>		<b>Habitat</b>	
Chi-square	2,213	Chi-square	1,938
p érték	0,379	p érték	0,580
df	2	df	2
n érték	76	n érték	26
<b>Fény</b>		<b>Fény</b>	

<b>Chi-square</b>	1,740	<b>Chi-square</b>	1,869
<b>p érték</b>	0,401	<b>p érték</b>	0,608
<b>df</b>	2	<b>df</b>	2
<b>n érték</b>	65	<b>n érték</b>	15
<b>Hőmérséklet</b>		<b>Hőmérséklet</b>	
<b>Chi-square</b>	4,877	<b>Chi-square</b>	4,550
<b>p érték</b>	0,071	<b>p érték</b>	0,070
<b>df</b>	2	<b>df</b>	2
<b>n érték</b>	63	<b>n érték</b>	13
<b>Egyedsűrűség</b>		<b>Egyedsűrűség</b>	
<b>Chi-square</b>	<b>9,058</b>	<b>Chi-square</b>	<b>4,800</b>
<b>p érték</b>	<b>0,007</b>	<b>p érték</b>	<b>0,047</b>
<b>df</b>	<b>2</b>	<b>df</b>	<b>1</b>
<b>n érték</b>	<b>74</b>	<b>n érték</b>	<b>24</b>

## 6. Diszkusszió

### 6.1. A *P. leniusculus* elterjedésének vizsgálati eredményei összegzése

A *P. leniusculus* példányait elsőként 1998-ban Kovács és mtsai (2005), Magyarország nyugati peremvidékén fogták meg, a Gyöngyös-patakban. Irodalmi adatok és kutatási eredményeink alapján feltételezhetjük, hogy kolonizáció indult el a Gyöngyös-patakból alvízi irányba a Rába felé. Továbbá feltételezhetünk egy, a Rábán történő terjedési útvonalat is, mivel a fajt az alsószölnöki (magyar-osztrák határhoz legközelebbi település a Rába mentén) mintavételi szelvényben 2006-ban fogtuk meg, ami azt feltételezi, hogy Ausztria felől a Rábán keresztül is terjedési útvonal alakult ki. A faj Ausztiában rendkívül elterjedt, így csupán idő kérdése volt, hogy hazánkat is elérje. A terjedés irányát bizonyítja ebben az esetben, hogy a kisebb mellékvízolyások kolonizációs iránya

néhány esetben alvízi irányból felvízi irányba történt (lásd Pinka), nem pedig fordítva, mint ahogy a Gyöngyös-patak esetében is kimutattuk.

Kimutattuk, hogy a *P. leniusculus* elterjedési területe Magyarországon 1998 óta egyre növekszik (9. ábra) (Ludányi és mtsai 2016, Ludányi és mtsai 2022). Ez a tendencia összhangban van más európai országokban, például Csehországban, Ausztriában és Lettországon megfigyeltekkel (Kouba és mtsai 2014). Bár a faj előfordulása továbbra is az ország nyugati felére korlátozódik, az ország nyugati felén az elterjedési területe folyamatosan növekszik. Eredményeink alapján a faj a Rábán folyásirányban lefelé terjed a Rába alsó szakasza irányába. A betorkolló mellékvízfolyásokon alvízi és felvízi irányba történő terjedést is kimutattunk, így például a Gyöngyös-patak kolonizációját az ausztriai folyószakasz felől bizonyítottuk, míg a Pinka esetében felvízi irányban, azaz a Rába felől a Pinka felsőbb szakaszai felé bizonyított a terjedés (lásd 5.1-es fejezet). Emellett a *P. leniusculus* a Duna felső szakaszán, annak mellékfolyójában, a Lajtában, továbbá a Drávában, a Murában (Hudina és mtsai 2011) és a Lendvában is megtalálható (Weiperth és mtsai 2020). Továbbá Weiperth András szóbeli közlése nyomán (2025) elmondhatjuk, hogy a Szigetköz számos élőhelyét is meghódította már a faj.

A *P. leniusculus* gyors terjedésének számos oka van, de leginkább az emberi tevékenységek jelölhetők meg (Weinländer és Füreder 2009).

## 6.2. A *P. leniusculus* ökológiai igényeinek összegzése

Az eredeti, *P. leniusculus* populációk nagyobb méretű, alacsony tengerszint feletti magasságban eredő folyókból származnak, és intoleranciát mutatnak a meredekebb lejtésű és nagyobb vízsebességű patakokkal szemben. Az ilyen típusú vízfolyások finom szemcsés törmeléket, például apróbb szemű sódert, homokot vagy iszapot tartalmaznak és nagyobb mennyiségű szerves anyag felhalmozódást (CPOM) feltételeznek (Larson és mtsai 2012). Ilyen élőhelytípusok magas arányban vannak jelen a Gyöngyös-patakban és a Strémben (18. ábra) is, amelyek jelzőrák általi érintettsége kiemelkedő.

Ezzel az eredménnyel párhuzamosan elemzésünk kimutatta, hogy a faj által hazánkban leginkább preferált tipikus vízfolyás-szakaszokon, jellemzően magas az abiotikus aljzattípusok közül az akal (2-20 mm méretű sóder és apró kavics), a biotikus aljzattípusok közül pedig a durva szemcsés szerves anyag (levelekből és ágakból álló CPOM) mennyisége (lásd: 5.2. fejezet). Vedia és mtsai (2013) kutatásai szerint a *P. leniusculus* abundanciája pozitívan korrelál a növényzeti borítottsággal és a nagy méretű kövek jelenlétével.



18. ábra. A *P. leniusculus* tipikus élőhelyei a Gyöngyös-pataokban (A) és a Strémben (B).

Figyelemre méltó, hogy a *P. leniusculus* élőhelyigényére vonatkozó szakirodalom nem egyértelmű (Sanders és Mills 2022) és ennek oka lehet az elterjedési területük regionális különbségei, mint például a domborzati különbségek, a lejtési jellemzők, az alapkőzet tulajdonságai és a habitatstruktúra.

Elemzéseink összefüggést mutattak ki a durva szemcsés szervesanyag mennyisége (CPOM) és a *P. leniusculus* relatív abundanciája között is (lásd 5.2. fejezet). A CPOM felhalmozódása a vízfolyásokban azt jelenti, hogy az ilyen típusú szerves anyaggal táplálkozó makrogerinctelenek számára jelentős mennyiségű táplálék áll rendelkezésre. Mivel a makrogerinctelen szervezetek között számos olyan csoport van, amelyek Decapoda fajaink táplálékszervezeteinek tekinthetőek, továbbá a rákok szerves anyagokkal is táplálkozhatnak (Doherty-Bone és mtsai 2018), így a jelzórák abundanciájának pozitív

korrelációja a durva szemcsés szerves anyagokkal, több oldalról is magyarázható.

Vizsgálati eredményeink, tehát egyértelműen új információkkal szolgálnak arra vonatkozóan, hogy milyen típusú habitatok jelenléte segíti elő a faj populációinak megtelepedését hazai vízfolyás-szakaszainkon.

### 6.3. A *P. leniusculus* makrogerinctelen faunára kifejtett hatásának vizsgálati összegzése

Kutatásunk kimutatta, hogy bár a jelzórák számos védett vízi makrogerinctelen fajjal együtt fordult elő a Gyöngyös-patakban, a *Calopteryx virgo* és az *O. forcipatus* lárvái nagyobb egyedsűrűségű állományokat alkottak azokban a vízterekben, ahol a jelzórák populációinak előfordulása egyáltalán nem bizonyított. Moog és Hartmann (2017) *Fauna Aquatica Austriaca* című munkájában a táplálkozási guildeket igen jól meghatározza az egyes makrogerinctelen nemzetségekhez, így a jelzórák főbb táplálkozási típusainak is a predációt és a detrituszfogyasztást jelöli meg. Ez alapján feltételezhetjük, hogy konkurens lehet ragadozóknak és detrituszfogyasztóknak egyaránt, illetve a nagy mérete miatt bármelyik más vízi gerinctelen fajnak a predátora lehet. Eredményeink alapján valószínűsíthetjük, hogy a hatásviselő védett makrogerintelen fajoknak a populációi predációs hatásnak vannak kitéve a jelzórák populációi által, illetve ezen túlmenően feltételezhetjük azt is, hogy táplálékkonkurensai az olyan nagyobb méretű ragadozó makroszkopikus vízi gerinctelen fajoknak is, mint az *O. forcipatus*. Tudomásunk szerint nem állnak rendelkezésre konkrét tanulmányok a *P.*

*leniusculus* hazai és nemzetközi vonatkozásban védett fajokra, köztük más rendszertani csoportokhoz tartozó vízi makrogerinctelenekre gyakorolt hatásairól, tehát ebben a tekintetben is tudományra új információt közöltünk publikációnkban (Ludányi és mtsai 2022).

Eredményeink alapján elmondható, hogy a *P. leniusculus* főként Nyugat-Magyarország vízfolyásaiban fordult elő, ezért a jelzőrák leginkább a hazánk ezen részére jellemző meszes, hegyvidéki-dombvidéki víztértípushoz kapcsolódó makrogerinctelenek populációira gyakorolt hatást. Vizsgálatunk egyértelműen kimutatta, hogy a *P. leniusculus* jelenléte negatív hatással van a különböző makrogerinctelen csoportokra, ami összhangban van más országokban végzett vizsgálatok eredményeivel (Moorhouse és mtsai 2014; Ruokonen és mtsai 2014; Ercoli és mtsai 2015). Vizsgálatunkban a Coleoptera, a Gastropoda, a Bivalvia, a Heteroptera, a Hirudinea, a Plecoptera és a Malacostraca (Decapoda nélkül) csoportok fajsámára és relatív abundanciájára, nem volt szignifikáns hatással a jelzőrák jelenléte, míg az Ephemeroptera, az Odonata és a Trichoptera csoportok esetében találtunk statisztikailag kimutatható különbséget. Vizsgálatunk során nem találtunk semmilyen hatást a puhatestűekre vonatkozóan és ez összhangban van Rosewarne és munkatársai laboratóriumi eredményeivel (2016), akik azt találták, hogy a Mollusca csoport képviselőit kedvelik legkevésbé a jelzőrák egyedei, annak ellenére, hogy rendkívül jól hozzáférhetőek és minden víztesttípusban megtalálhatóak képviselőik, továbbá a lassú helyváltoztató mozgásuknak köszönhetően kiváló préda állatok lehetnének.

Az Odonata, és a Trichoptera fajok száma és a teljes vízi makrogerinctelen közösség fajsámája szignifikánsan alacsonyabb volt a

jelentős egyedsűrűségű jelzőrák populáció jelenlétével érintett Gyöngyös-patakban, mint a Kercában, ahol még egyáltalán nem mutattuk ki a faj előfordulását. Vizsgálatunkban az Ephemeroptera és a Trichoptera fajgyűttesek, statisztikailag szignifikánsan kisebb relatív abundanciával rendelkeztek a Gyöngyös-patakban. Ez az eredmény teljes mértékben összhangban van Guan és Wiles (1998) tanulmányával. Az Ephemeroptera és a Trichoptera csoportokra kifejtett negatív hatás, nagy valószínűséggel annak tulajdonítható, hogy ezek a taxonok is kedvelik a finom frakcióméretű üledék és a durván partikulált szervesanyag felhalmozódásával jellemezhető habitatfoltokat. Míg más vizsgálat, amelyben a miénkhez hasonló mintavételi módszertant használtak, megint csak más makrogerinctelen csoportok érintettségét mutatta ki (pl.: Mathers és mtsai 2016). Ezen kutatás szerint, a *P. leniusculus* a piócák (Hirudinea) és a csigák (Gastropoda) fajgyűtteseire van negatív hatással, amit azzal magyaráztak, hogy számos piócafaj életmenete szorosan összefügg a csigapopulációkkal, mivel ektoparazita életmódot folytatnak. Továbbá a csigák és piócák alacsony mobilitásuk és viszonylag könnyen fogyasztható, lágy felépítésük miatt is kedvelt táplálékszervezetei lehetnek a jelzőráknak (Mathers és mtsai 2016; Stenroth és Nyström 2003).

Az inváziós fajok kezelésében, a nemzetközi együttműködés lehet a leghatékonyabb megoldás. Az ilyen jellegű védekezésre kiváló gyakorlati példát találhatunk Fennoskandiában, ahol ez különböző szinteken valósult meg. Az idegenhonos fajok, mint például a *P. leniusculus*, szabályozott terjedése segítene korlátozni és ellenőrizni a faj elterjedését, így védve az őshonos és védett vízi gerincteleneket és csökkentve az őshonos fajok és az idegen rákfajok közötti kölcsönhatásokat (Jussila és Edsman 2020). A svéd jogszabályok szerint a *P. leniusculus* negatív hatásának mérséklése az

őshonos *A. astacus* populációk megőrzésén keresztül valósulhat meg (Jussila és Edsman 2020). Ahogy Jussila és Edsman (2020) is említette, Magyarországnak számolnia kell azzal, hogy az idegen fajok megtelepedése után szinte lehetetlen lesz felszámolni ezeket a populációkat. Hazai viszonylatban az érintett vízfolyások és mellékfolyóinak monitorozása és ökológiai gátak telepítése (Cowart és mtsai 2018, Krieg és mtsai 2021) és fizikai eltávolítás alkalmazása (Moorhouse és mtsai 2014) lenne a legjobb kezdés a *P. leniusculus* terjedésének megakadályozására.

Vizsgálatunk kimutatta, hogy a *P. leniusculus* jelentős negatív hatással volt a nyugat-magyarországi vízfolyásokban megtalálható őshonos édesvízi gerinctelen közösségre. Megállapítható tehát, hogy a jelzőrák valós veszélyt jelent a hazai vízi makrogerinctelen közösségekre és veszélyezteti a vízi makrogerinctelen csoportok nagy részét, ami alacsonyabb fajsámhoz és a fajok relatív abundanciájának csökkenéséhez vezet. A *P. leniusculus* szerepel az Európai Uniót érintő idegenhonos inváziós fajok európai listáján (<https://eunis.eea.europa.eu/species/258987>), jelezve a faj megjelenésének súlyosságát. Mégis, a rendelkezésre álló információk szerint a jelzőrások előrenyomulásának megakadályozására, még semmilyen intézkedési tervet nem dolgoztak ki Magyarországon.

A faj negatív hatásainak felméréséhez, szükség van egy megfelelő monitoringtervre, amely segít jobban megérteni a biotikus és abiotikus preferenciáit, valamint a vízi makrogerinctelen fajegyüttesek összetételét. Ezáltal hatékonyan védhetőek a legértékesebb vízi élőhelyek és

közösségek, különösen a *P. leniusculus* terjedésére fókuszálva és figyelembe véve a védett és nem védett fajokat is.

#### 6.4. A *P. leniusculus* ásó tulajdonságának vizsgálata

A jelzőrák járatásó tulajdonságának vizsgálata során számos, tudományra új eredményt kaptunk.

Annak érdekében, hogy megállapítsuk milyen környezeti tényezők tudnak aktív ásó tevékenységet kiváltani a jelzőrákból, mesterséges környezetbe helyeztük őket, ahol PVC csöveket szivacsdarabokkal töltöttünk meg. Más kutatásokban is sikeresen használtak hasonló csöveket menedékeknek, magasabbrendű rákokkal végzett kísérletek során (Payette és McGaw 2003; Gherardi és Daniels 2003; Stanton 2004; Barbaresi és mtsai 2006) és ezek az átmérők megfelelnek a terepi körülmények között megfigyelt üregek jellemző méretének is (Souty-Grosset és mtsai 2014).

Léteznek ásó magatartással jellemezhető rákfajok, míg mások egyáltalán nem rendelkeznek ezzel a tulajdonsággal (Berrill és Chenoweth 1982). Ez a tulajdonság azonban rugalmasnak tűnik, mivel a *P. leniusculus*, amelyet nem tartanak üreget ásó fajnak, nagy arányú beásási magatartást mutatott az Egyesült Királyságban (Guan 1994).

A rákok természetes menedékeket is használnak amellet, hogy üregeket ásnak búvóhely gyanánt, így a természetes menedékek jelenléte csökkenti az ásási aktivitást (Flint 1975; Ilhéu és mtsai 2003; Groza és mtsai 2016). Vizsgálataink során azt tapasztaltuk, hogy a menedékek jelenléte vagy hiánya, nem változtatta meg a jelzőrák viselkedését (Peeters

és mtsai 2023). Feltételezhetjük, hogy terepi körülmények között sem lenne szelektáló tényező a mederaljzat összetétele, vagy a partfal/partvonal növényzeti tulajdonsága, a gyökerek nyújtotta elérhető menedékek száma, minősége. Habár ilyen specifikus méréseket nem végeztünk, de eredményeink alapján valószínűsítjük, hogy az inváziósan terjedő jelzórák sikerének egyik kulcsa ebben lehet.

Eredményeink kimutatták, hogy leginkább a nőstény egyedek kerestek menedéket a növekvő fényintenzitás hatására, ami összhangban van más fajok esetében tapasztalt kutatási eredményekkel (Hasiotis 1995), de a jelzórák esetében mindeddig ezt nem mutatták ki.

A sűrűségkezelés során a *P. leniusculus* kisebb mértékű üreg ásási tevékenységet mutatott. A *P. leniusculus* alacsonyabb üreg ásási aktivitása lehet, hogy annak tudható be, hogy az egyedek inkább a másik példánnyal voltak elfoglalva a kísérleti területen, semmint, hogy menedéket keresnének (Peeters és mtsai 2023). Az agressziószintek közti különbségek határozzák meg, a korlátozott menedékhez való hozzáférést, valamint a fenyegető viselkedés magas arányát az interakciók között, ugyanakkora testméretű párok esetében (Vorburger és Ribí 1999). Másik magyarázat lehet, hogy a domináns rák megakadályozza a kísérletbe másodikként beadott rákot a menedék használatában. Jó példa erre az a megfigyelés, miszerint a domináns *P. clarkii* nem használta a menedéket, az alárendelt *P. acutus acutus* kiszorítása után (Gherardi és Daniels 2004). Tehát kísérleteink alapján, azt is újdonságként mondhatjuk el a jelzórákról, hogy fajon belüli és jó eséllyel a fajok közötti, azaz más Decapoda fajokkal történő interakciók sem készíthetik nagy mértékben menekülésre vagy beásásra a faj egyedeit.

A laboratóriumi vizsgálataink alapján elmondható, hogy a jelzőrák járatásó tulajdonsága egyelőre nem jelent problémát a partfalak degradációja szempontjából.

## 7. Összefoglalás

Dolgozatomban, az idegenhonos és inváziós jelzőrakkal (*Pacifastacus leniusculus*) foglalkoztam, melynek növekvő térhódítása egyre jelentősebb problémát jelent napjainkban.

Vizsgálataink alapján megállapítottuk, hogy a faj egyik fő terjedési útvonala Ausztria felől a Rába, amin alvízi irányba történik a kolonizáció. A Gyöngyös-patak esetében szintén alvízi irányba történő terjedést figyeltünk meg. A Pinka esetében azonban azt figyeltük meg, hogy ez az irány fordított, így felvízi irányba történő terjedést detektáltunk, a Rába felől. A Répce és a Lapincs tekintetében, a rendelkezéseinkre álló adataink alapján, nem határozható meg a terjedés iránya. A faj 2020-ig 10 vízfolyásban telepedett meg és rendkívül gyorsan tud új vízfolyásszakaszokat benépesíteni. Új előfordulási adatként említhetjük, az Arany-patak, Hármos-patak-mellékága, Láhn-patak, Lapincs, Nyeste-Nyárs-patak, Pinka, Répce és a Strém-patak mintavételi szelvényeit.

Eredményeink alapján, a jelzőrák számára leginkább kedvező folyószakaszok azok, ahol a sóder (akal) és durva szemcsés szervesanyag (CPOM) mennyisége nagy. Elemzéseink során, összefüggést mutattunk ki az akal mennyisége és a *P. leniusculus* relatív abundanciája, illetve a CPOM mennyisége és a jelzőrák relatív abundanciája között.

Az egész országra kiterjedő felméréseink alapján, a jelzörák leginkább, a hazánk nyugati részén fordul elő és a meszes, hegyvidéki-dombvidéki víztértípusokhoz kötődik. Kimutattuk, hogy a jelzörák jelenléte negatívan befolyásolja az Odonata és Trichoptera fajok számát, illetve a teljes makrogerinctelen közösség fajszámára negatív hatással van. Vizsgálataink alapján, az Ephemeroptera, az Odonata és a Trichoptera fajok relatív abundanciájára és a teljes fajegyüttes relatív abundanciájára is negatív hatással van a jelzörák előfordulása. Továbbá elemeztük, hogy a védett makrogerinctelen fajok közül, melyek tekinthetőek leginkább hatásviselőnek és kimutattuk, hogy a védett *Calopteryx virgo* és *O. forcipatus* állományaira a jelzörák előfordulása negatív hatással van.

Laboratóriumi körülmények között határoztuk meg, hogy mely környezeti tényezők befolyásolják a jelzörák ásó aktivitást. Kimutattuk, hogy egyes környezeti tényezők rekonstruálása során (a habitat kísérlet, a fényintenzitás, hőmérséklet kezelés) nem tapasztaltunk megnövekedett mértékű ásó aktivitást. Azonban a jelzörák ásó aktivitására jelentős hatással van a megnövekedett egyedsűrűség. A hímek és nőstények vizsgálata során a fajtárs jelenléte a hím egyedeket nagyobb arányban készítette járat ásásra, mint a nőstényeket. Azonban jóval kevesebb egyed ásta be magát, mint a kontroll kezelésben, tehát a megnövekedett egyedszám a járatásó tulajdonságot csökkentette.

Összegezve elmondhatjuk, hogy a jelzörák negatív hatással bír a hazai vízi makrogerinctelen közösségeinkre, amely a biodiverzitás csökkenéséhez is vezethet. Felméréseink is alátámasztják azt a tényt, hogy nagyon gyors kolonizációs rátával rendelkezik, illetve nagyon jól ellenáll a környezeti változásoknak, ezért nagyon fontos a jelzörák minél pontosabb

megismerése. Ha megismerjük a faj ökológiai igényeit, vízi ökoszisztémákra gyakorolt hatását, az esélyt adhat arra, hogy legalább lokálisan megfékezzük a jelzörák terjedését és hatékonyan felléphessünk védett fajink megőrzése érdekében.

## 8. Új tudományos eredmények

A jelzörák elterjedési területének vizsgálatával kapcsolatban az új tudományos eredmények a következők:

- Kimutattuk, hogy a faj terjedési útvonala tisztán kirajzolódik a Rábán keresztül a Pinka felsőbb szakaszai felé, továbbá a Gyöngyös-patak, a Répce, az Arany-patak és a Strém is kifejezetten optimális terjedést biztosíthat a fajnak Ausztria felől, Magyarország belsőbb területei felé,
- Az Arany-patak, Hármos-patak-mellékága, Láhn-patak, Lapincs, Nyeste-Nyárs-patak, Pinka, Répce és a Strém-patak a hazai faunára új adatnak számítanak.

A jelzörák ökológiai igényeinek vizsgálatával kapcsolatban az új tudományos eredmények a következők:

- Bizonyítást nyert, hogy a faj leginkább az olyan vízfolyás-szakaszokat preferálja hazánkban, ahol magas az akal (sóder, apró kavics) és a CPOM (durva szemcsés szerves anyag) mennyisége.

A jelzörák makrogerinctelen faunára kifejtett hatásának vizsgálatához kapcsolódóan, az új tudományos eredmények a következők:

- Kimutattuk, hogy a jelzőrák jelentős negatív hatással van védett makrogerinctelen fajok állományaira (*Calopteryx virgo*, *Onychogomphus forcipatus*), a vizsgált víztestek elemzése alapján.

- Az Odonata és Trichoptera csoportok fajszámára és a teljes fajszámra negatív hatást gyakorol a faj jelenléte.

- A *P. leniusculus* jelenléte az Ephemeroptera, Odonata, Trichoptera relatív abundanciájában és a teljes makrogerinctelen közösség relatív abundanciájában okoz csökkenését.

A jelzőrák ásó tulajdonságának vizsgálatával kapcsolatban az alábbi új tudományos eredmények fogalmazhatók meg:

- A jelzőrákok ásási aktivitására nincs hatással az élőhelyi heterogenitás, a fényintenzitás és a hőmérséklet,
- A jelzőrákok ásási aktivitására hatással van a fajtárs jelenléte; ha van jelen fajtárs is, a hímek nagyobb arányban ássák be magukat, mint a nőstények.

## 9. Discussion

### 9.1. Discussion on the distribution of *P. leniusculus*

The first specimens of *P. leniusculus* were captured in Hungary by Kovács et al. (2005) in the Gyöngyös in 1998, along western part of Hungary. The species began colonizing downstream from Gyöngyös toward the Rába River. We can assume a dispersal route through the Rába River, as the species was found in a sampling section near Alsószölnök (the closest settlement to the Hungarian Austrian border along the Rába) in

2006, suggesting a spread from Austria via the Rába River. The diversity of dispersal vectors is evident, as colonization in some tributaries occurred upstream from downstream (e.g. in Pinka), contrary to the pattern observed in Gyöngyös.

Our analysis fills a gap and clearly shows that the distribution area of *P. leniusculus* in Hungary has been increasing since 1998 (Figure 9) (Ludányi et al. 2016; Ludányi et al. 2022). This trend is consistent with observations in other European countries as well (Hudina et al. 2017). We detected both downstream and upstream dispersal in the tributaries of Rába; we confirmed the colonization of the Gyöngyös from Austria, while in the case of the Pinka, the spread was upstream from the Rába towards the upper sections of the Pinka (see Section 5.1).

In addition, *P. leniusculus* is present on the above sections of Danube and its tributary, the Leitha, Drava, Mura and Lendva rivers (Weiperth et al. 2020). Furthermore, according to verbal communication from András Weiperth (2025), the species has already colonized several habitats in the Szigetköz region. The rapid spread of *P. leniusculus* can be attributed to several factors, but human activities are considered the primary cause (Weinländer and Füreder 2009).

## 9.2. Discussion on the ecological requirements of *P. leniusculus*

The original *P. leniusculus* populations originate from larger rivers with low elevations and are intolerant of steeper, faster-flowing streams. Such streams typically contain fine-grained sediments like small gravel, sand, or silt, and accumulate significant amounts of organic matter (CPOM) (Larson

et al. 2012). These habitat types are prevalent in Gyöngyös and Strém (Figure 18), which have high signal crayfish infestation rates.

Our analysis also showed the species prefers high amounts of gravel and coarse particulate organic matter (see Chapter 5.2). According to the research of Vedia et al. (2013), the relative abundance of *P. leniusculus* positively correlates with vegetation cover and the presence of large stones. It is noteworthy that the literature on the habitat preferences of *P. leniusculus* is not consistent (Sanders and Mills 2022), which may be due to regional differences in their distribution, such as variations in topography, slope characteristics, bedrock properties, and habitat structure.

Our analysis identified a correlation between CPOM and the relative abundance of *P. leniusculus* (see Chapter 5.2). The accumulation of CPOM provides substantial amount of food for macroinvertebrates that feed on such organic material. According to Doherty-Bone et al. (2018), many macroinvertebrates are prey for Decapoda species and crayfish can also consume organic matter, thus the positive correlation between signal crayfish abundance and CPOM can be approached from multiple perspectives.

Our findings provide new information on the types of habitats that facilitate the establishment of *P. leniusculus* populations in Hungarian watercourses.

### 9.3. Discussion on the impact of *P. leniusculus* on macroinvertebrate fauna

Our research revealed that larvae of two protected species (*Calopteryx virgo*, *O. forcipatus*) had higher population densities in case of the absence of the signal crayfish. According to Moog and Hartmann's work (2017) "Fauna Aquatica Austriaca," the main feeding types of signal crayfish (Astacidae) are predation and detritus consumption. Thus, signal crayfish can be competitors to both predators and detritus feeders, and predators of other aquatic invertebrates due to their large size. Based on our findings, the populations of protected macroinvertebrate species are exposed to predation by signal crayfish and that signal crayfish may also compete with larger predatory macroinvertebrates such as *O. forcipatus*.

To our knowledge, no specific studies have been conducted, either domestically or internationally, on the effects of *P. leniusculus* on protected species, including aquatic macroinvertebrates from different taxonomic groups. Therefore, our publication presents novel scientific information in this area (Ludányi et al., 2022).

The signal crayfish primarily impacted macroinvertebrate populations associated with the calcareous, mountainous, and hilly waterbody types, characteristic of this region. Our study clearly demonstrated that the presence of *P. leniusculus* negatively affects various macroinvertebrate groups, aligning with findings from studies conducted in other countries (Moorhouse et al., 2014; Ruokonen et al., 2014; Ercoli et al., 2015). However, identifying the most affected groups and species depends on the type of water body studied.

In our research, statistically significant differences were observed for the Ephemeroptera, Odonata, and Trichoptera groups. The number of Odonata and Trichoptera species, as well as the overall species richness of aquatic macroinvertebrate communities, was significantly lower in the Gyöngyös, where dense populations of signal crayfish were present, compared to the Kerca, where the species has not yet been detected. In our study, Ephemeroptera and Trichoptera assemblages had statistically significantly lower densities in the Gyöngyös. This finding is entirely consistent with the study by Guan and Wiles (1998). The negative impact on Ephemeroptera and Trichoptera groups is likely due to their preference for habitat patches characterized by fine-grained sediment and coarse particulate organic matter accumulation. According to this research, *P. leniusculus* negatively impacts leech (Hirudinea) and snail (Gastropoda) assemblages, which was explained by the close life history connections between many leech species and snail populations due to their ectoparasitic lifestyle. Additionally, snails and leeches may be favored as food sources for signal crayfish because of their low mobility and relatively soft bodies (Mathers et al., 2016; Stenroth & Nyström, 2003).

To assess the negative impacts of this species, a comprehensive monitoring plan is required to better understand its biotic and abiotic preferences, as well as the composition of aquatic macroinvertebrate assemblages. This would allow for the effective protection of the most valuable aquatic habitats and communities, particularly focusing on the spread of *P. leniusculus* while considering both protected and non-protected species.

#### 9.4. Discussion on the burrowing behavior of *P. leniusculus*

Investigation of the burrowing behaviour of the signal crayfish yielded several novel scientific findings

To determine which environmental factors can trigger active burrowing behaviour in the signal crayfish, we placed them in an artificial environment where PVC pipes were filled with foam pieces. Similar pipes have been successfully used as shelters in experiments with higher-order crayfish species (Payette and McGaw 2003; Gherardi and Daniels 2003; Stanton 2004; Barbaresi et al. 2006), and these diameters correspond to the typical sizes of burrows observed in the field (Souty-Grosset et al. 2014).

There are crayfish species characterized by burrowing behaviour, while others do not have this feature (Berrill and Chenoweth 1982). However, this behaviour appears to be flexible, as *P. leniusculus*, which is not considered a burrowing species, displayed significant burrowing activity in the United Kingdom (Guan 1994).

Crayfish use natural shelters in addition to burrowing for hiding, and the presence of natural shelters reduces burrowing activity (Flint 1975; Ilhéu et al. 2003; Groza et al. 2016). We observed that the presence or absence of shelters did not alter the behaviour of the signal crayfish (Peeters et al. 2023). We can hypothesize that under field conditions, factors such as the composition of the riverbed substrate, the vegetative characteristics of the riverbank, and the number or quality of root-provided shelters would not serve as selective factors.

Our findings showed that primarily female individuals sought shelter in response to increasing light intensity. During density

management, *P. leniusculus* exhibited less burrowing activity. The lower burrowing activity may be due to the individuals being more preoccupied with each other in the experimental area than with seeking shelter (Peeters et al. 2023). Differences in aggression levels determine access to limited shelters, as well as a high rate of threatening behaviour during interactions, particularly among pairs of similar body size (Vorburger and Ribi 1999). Another possible explanation is that the dominant crayfish prevents the second crayfish introduced into the experiment from using the shelter. A good example of this is the observation that the dominant *P. clarkii* did not use the shelter after displacing the subordinate *P. acutus acutus* (Gherardi and Daniels 2004). So based on our experiments, we can say that neither intra-species nor inter-species interactions can induce individuals of the species to escape or burrow.

Based on our laboratory studies, it can be concluded that the burrowing behaviour of the signal crayfish currently poses a minor problem in terms of riverbank degradation.

## 10. Summary

In my dissertation, I focused on the invasive alien signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*), whose increasing expansion poses a significant problem today.

Based on our investigations, we determined that one of the main dispersal routes of the species is from Austria via the Rába River, where colonization occurs downstream. In the case of the Gyöngyös stream, we also observed downstream dispersal. However, in the Pinka River, we noted that the direction was reversed,

indicating upstream dispersal from the Rába. Regarding the Répce and Lapincs, the available data did not allow us to determine the direction of dispersal. By 2020, the species had established itself in ten watercourses and can rapidly populate new stream sections. New occurrence records include sampling sites from the Arany-stream, Hármos-stream tributary, Láhn-stream, Lapincs, Nyeste-Nyárs-stream, Pinka, Répce and Strém-stream.

Our results indicate that river sections with high amounts of gravel (akal) and coarse particulate organic matter (CPOM) are the most favourable for the signal crayfish. Our analyses revealed a correlation between the amount of gravel and the relative abundance of *P. leniusculus*, as well as between the amount of CPOM and the relative abundance of the species.

Based on our nationwide surveys, the signal crayfish is most found in the western part of Hungary, where it is associated with calcareous, mountainous and hilly water bodies. We demonstrated that the presence of signal crayfish negatively affects the species richness of Odonata and Trichoptera, as well as the total species richness of the macroinvertebrate community. Our findings indicate that the occurrence of the signal crayfish has a negative impact on the relative abundance of Ephemeroptera, Odonata, and Trichoptera species, as well as on the total relative abundance of the entire species assemblage. Furthermore, we analysed which protected macroinvertebrate species are the most affected, and we found that the presence of signal crayfish negatively impacts populations of the protected *Calopteryx virgo* and *Onychogomphus forcipatus*.

Under laboratory conditions, we examined the environmental factors influencing the burrowing activity of the signal crayfish. We found that certain environmental factors (such as habitat experiments, light intensity, and temperature treatments) did not result in increased burrowing activity. However, increased population density had a significant impact on burrowing activity. When

examining males and females, we observed that the presence of conspecifics prompted males to dig burrows at a higher rate than females.

In summary, our findings suggest that the signal crayfish has a detrimental impact on native aquatic macroinvertebrate communities, contributing to biodiversity loss. Our surveys highlight the importance of thoroughly understanding this species, as it spreads rapidly and exhibits strong resilience to environmental changes. By gaining deeper insights into its ecological requirements and effects on aquatic ecosystems, we may improve our ability to mitigate its spread—at least on a local scale—and take more effective steps to protect endangered species.

## 11. New scientific findings

New scientific findings regarding the distribution and ecological requirements of the signal crayfish:

- We have demonstrated that the species' dispersal route is clearly delineated through the Rába River towards the upper sections of the Pinka, and the Gyöngyös, Répce, Arany Creek, and Strém also provide particularly optimal conditions for the species to spread from Austria towards the interior regions of Hungary.
- New faunistical datas for the Hungarian fauna are the following: Arany-stream, Hármos-stream tributary, Láhn-stream, Lapincs, Nyeste-Nyárs-stream, Pinka, Répce and Strém-stream.

New scientific findings regarding the ecological requirements of the signal crayfish:

- It has been proven that the species in Hungary primarily prefers watercourse sections with high amounts of gravel and small pebbles (akal) as well as coarse particulate organic matter (CPOM).

New scientific findings on the impact of signal crayfish on the macroinvertebrate fauna:

- We have shown that the signal crayfish has a significant negative impact on populations of protected macroinvertebrate species (*Calopteryx virgo*, *Onychogomphus forcipatus*), based on the analysis of the studied water bodies.
- The presence of the signal crayfish negatively affects the species richness of the Odonata and Trichoptera groups, as well as the overall species count.
- The presence of *Pacifastacus leniusculus* leads to a decrease in the relative abundance of Ephemeroptera, Odonata, and Trichoptera, as well as in the overall relative abundance of the macroinvertebrate community.

New scientific findings on the burrowing behaviour of the signal crayfish:

- The burrowing activity of signal crayfish is not affected by habitat heterogeneity, light intensity, or temperature.
- The presence of conspecifics reduces the burrowing activity of signal crayfish; females are more likely to burrow in the presence of conspecifics compared to males.

## 12. Köszönetnyilvánítás

Ezúton szeretnék köszönetet mondani témavezetőimnek Dr. Grigorszky Istvánnak és Dr. Edwin Peetersnek a munkám során nyújtott szakmai segítségért, iránymutatásért és sok évi támogatásért.

Szeretném megköszönni Dr. Nagy Sándor Alexnek, hogy elindított és támogatott a vízi makrogerinctelenek megismerése felé vezető úton. Külön köszönet Dr. Juhász Péternek azért, hogy egyetemi tanulmányaimat szakmailag támogatta és gyakorlati tudást szerezhettem.

Szeretnék köszönetet mondani Dr. Kiss Bélának és Dr. Müller Zoltánnak azért a segítségért, amit egyetemi tanulmányaim után is nyújtottak és lehetővé tettek, hogy külföldi szakmai tapasztalatokat is szerezzek, illetve a munkám és a jelen disszertáció megírása során kapott rengeteg szakmai tanácsért is rendkívül hálás vagyok. Szeretnék köszönetet mondani Gáspár Ákosnak, aki mindig haladéktalanul elővarázsolta nekem azokat az adathalmazokat, amire szükségem volt.

Szeretnék köszönetet mondani hollandiai gyakorlati és elméleti mentoraimnak, Dr. Ivo Roessinknek és John Beijernek.

Szeretném megköszönni Dr. Magura Tibornak azt a segítséget és türelmet, amit a statisztikai elemzések során nyújtott.

Szeretnék köszönetet mondani a bírálóimnak az értékes tanácsokért és észrevételekért, amikkel színvonalasabbá tehettem a munkámat.

Végül szeretnék köszönetet mondani a családomnak, anyukámnak, apukámnak és a férjemnek, akik annak ellenére mindig támogattak, hogy számomra sokszor kétséges volt ennek a munkának a befejezése. Tiszta szívből hálás vagyok a kislányomnak, aki a legtöbb erőt adta ahhoz, hogy ez a dolgozat létrejöjjön. Neki ajánlom a dolgozatomat, hátha egyszer érdekesnek fogja találni.

## 13. Acknowledgement

I would like to express my sincere gratitude to my supervisors, Dr. István Grigorszky and Dr. Edwin Peeters, for their professional guidance, support, and invaluable assistance throughout my work over the years.

I am deeply thankful to Dr. Sándor Alex Nagy for setting me on the path to exploring aquatic macroinvertebrates and for his continuous encouragement. Special thanks go to Dr. Péter Juhász for his professional support during my university studies and for providing me with practical knowledge.

I would also like to extend my heartfelt thanks to Dr. Béla Kiss and Dr. Zoltán Müller for their support even beyond my university years, which allowed me to gain international professional experience. I am especially grateful for their invaluable advice and guidance throughout my research and the writing of this dissertation.

A special thank you to Ákos Gáspár, who always promptly provided me with the datasets I needed.

I am also grateful to my Dutch mentors, Dr. Ivo Roessink and John Beijer, for their practical and theoretical guidance.

My sincere appreciation goes to Dr. Tibor Magura for his patience and invaluable assistance with statistical analyses.

I would like to thank my reviewers for their insightful suggestions and constructive feedback, which helped enhance the quality of my work.

Finally, I am deeply grateful to my family—my mother, father, and husband—who supported me unconditionally, even during moments when I doubted whether I would be able to complete this work. Above all, I owe my greatest thanks to my daughter, Léna, who gave me the strength and motivation

to finish this dissertation. I dedicate this work to her, in the hope that one day she may find it interesting.

## 14. Irodalomjegyzék

Ackefors HEG (1999) The positive effects of established crayfish populations in Europe. In Crayfish in Europe as alien species. 49-61.

Agerberg A, Jansson H (1995) Allozymic comparisons between three subspecies of the freshwater crayfish *Pacifastacus leniusculus* (Dana), and between populations introduced to Sweden. *Hereditas*, 122(1): 33-39. <https://doi.org/10.1111/j.1601-5223.1995.00033.x>.

Albertson LK, Daniels MD (2016) Effects of invasive crayfish on fine sediment accumulation, gravel movement, and macroinvertebrate communities. *Freshwater Science*, 35(2): 644-653. <https://doi.org/10.1086/685860>

Albertson LK, Daniels MD (2018) Crayfish ecosystem engineering effects on riverbed disturbance and topography are mediated by size and behaviour. *Freshwater Science*, 37 (4): 836-844. <https://doi.org/10.1086/700884>.

Alderman DJ (1996) Geographical spread of bacterial and fungal diseases of Crustaceans. *Reviews of the Science and Technology Office for International Epizootiology*, 15(2): 603-632. <https://doi.org/10.20506/rst.15.2.943>

Arce JA, Diéguez-Uribeondo J (2015) Structural damage caused by the invasive crayfish *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) in rice fields of the Iberian Peninsula: a study case. *Fundamental and Applied Limnology*, 186(3): 259-269. <https://doi.org/10.1127/fal/2015/0715>

Avault JW, Jr. (1973) Crayfish farming in the United States. *Freshwater Crayfish*, 1(1):239-250. <https://doi.org/10.5869/fc.1973.v1.239>

Árva D, Czeglédi I, Györe K, Fazekas Gy, Farkas M, Józsa V, Kajári B, Kovács B, Mozsár A, Sallai Z, Speciár A, Udvari Zs, Weiperth A (2024) Tízlábú rákok (Decapoda) magyarországi elterjedésének felmérése. Nemzeti Agrárkutatási és Innovációs Központ, Halászati Kutatóintézet, Szarvas. ISBN 9789637120435

Barbaresi S, Gherardi F (2006) Experimental evidence for homing in the red swamp crayfish, *Procambarus clarkii*. *Bulletin Francais de la Peche et de la Protection des Milieux Aquatiques*, 380-381: 1145-1153. <https://doi.org/10.1051/kmae:2006017>

Barbaresi S, Tricarico E, Gherardi F (2004) Factors inducing the intense burrowing activity of the red-swamp crayfish, *Procambarus clarkii*, an invasive species. *Naturwissenschaften*, 91(7): 342-345. <https://doi.org/10.1007/s00114-004-0533-9>

Bates D, Mächler M, Bolker B, Walker S (2015) Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67:1-48. <https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01>

Bernardo JM, Costa AM, Bruxelas S, Teixeira A (2011) Dispersal and coexistence of two non-native crayfish species (*Pacifastacus leniusculus* and *Procambarus clarkii*) in NE Portugal over a 10-year period. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 401: 28. <http://dx.doi.org/10.1051/kmae/2011047>.

Berrill M, Chenoweth B (1982) The burrowing ability of nonburrowing crayfish (Ontario). *American Midland Naturalist*, 108(1): 199-201. <https://doi.org/10.2307/2425310>

Boulton AJ (2003) Parallels and contrasts in the effects of drought on stream macroinvertebrate assemblages. *Freshwater Biology*, 48(7): 1173-1185. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2003.01084.x>

Bubb DH, Thom TJ, Lucas MC (2004) Movement and dispersal of the invasive signal crayfish *Pacifastacus leniusculus* in upland rivers. *Freshwater Biology*, 49(3): 357-368. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2426.2003.01178.x>

Capurro M, Galli L, Mori M, Salvidio S, Arillo A (2015) Reproductive cycle of *Pacifastacus leniusculus* (Dana) (Crustacea: Decapoda) from the Brugneto Lake (Liguria, northwest Italy). *Italian Journal of Zoology*, 82(3): 366-377. <https://doi.org/10.1080/11250003.2015.1022235>

Cerenius L, Söderhäll K, Persson M, Ajaxon R (1988) The crayfish plague fungus *Aphanomyces astaci* - diagnosis, isolation and pathobiology. *Freshwater Crayfish*, 7: 131-144.

Cerenius L, Bangyeekhun E, Keyser P, Söderhäll I, Söderhäll K (1996) Host phenoloxidase expression in freshwater crayfish is linked to increased resistance to the crayfish plague fungus, *Aphanomyces astaci*. *Cellular Microbiology*, 5(5): 353-357. <https://doi.org/10.1046/j.1462-5822.2003.00282.x>

Cheshmedijev S, Soufi R, Vidinova Y, Tyufekchieva V, Ya-neva I, Uzunov Y, Varadinova E (2011) Multi-habitat sampling method for

benthic macroinvertebrate communities in different river types in Bulgaria. *Water Research and Management*, 1(3): 55-58.

Chucholl C (2016) The bad and the super-bad: prioritising the threat of six invasive alien to three imperilled native crayfishes. *Biological Invasions*, 18(7): 1967-1988. <https://doi.org/10.1007/s10530-016-1141-2>

Correia AM, Ferreira O (1995) Burrowing behavior of the introduced red swamp crayfish *Procambarus clarkii* (Decapoda: Cambaridae) in Portugal. *Journal of Crustacean Biology*, 15(2): 248-257. <https://doi.org/10.2307/1548953>

Cowart DA, Breedveld KG, Ellis MJ, Hull JM, Larson ER (2018) Environmental DNA (eDNA) applications for the conservation of imperilled crayfish (Decapoda: Astacidea) through monitoring of invasive species barriers and relocated populations. *Journal of Crustacean Biology*, 38(3): 257-266. <https://doi.org/10.1093/jcbiol/ruy007>

Crandall K (2016) Collecting and processing freshwater crayfishes. *Journal of Crustacean Biology*, 36(5): 761-766. <https://doi.org/10.1163/1937240X-00002466>.

Crawford L, Yeomans W, Adams C (2006) The impact of introduced signal crayfish *Pacifastacus leniusculus* on stream invertebrate communities. *Aquatic Conservation Marine and Freshwater Ecosystems*, 16: 611-621. <https://doi.org/10.1002/aqc.761>

Diéguez-Uribeondo J, Temino C, Muzquiz JL (1997) The crayfish plague fungus (*Aphanomyces astaci*) in Spain. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, 347: 753-763. <https://doi.org/10.105/kmae/1997051>

Doherty-Bone TM, Dunn AM, Liddell C, Brown LE (2018) Transformation of detritus by a European native and two invasive alien freshwater decapods. *Biological Invasions*, 20: 1799-1808 <https://doi.org/10.1007/s10530-018-1661-z>

Dorn NJ (2013) Consumptive effects of crayfish limit snail populations. *Freshwater Science*, 32(4): 1298-1308. <https://doi.org/10.1899/12-157.1>

Dou B, Hosseini Y, Lee C, Rosenberg C, Wu N (2018) The relationship between stream discharge and dissolved oxygen levels at canyon creek, and implications towards salmon performance. *Open Journal Systems Expedition*, 8

Dunn OJ (1961) Multiple Comparisons Among Means. *Journal of the American Statistical Association*, 56(293): 52-64. <https://doi:10.1080/01621459.1961.10482090>.

Early R, Bradley B, Dukes J, Lawler JJ, Olden J, Blumenthal D, Gonzales P, Grosholz E, Ibañez I, Miller L, Sorte C, Tatem A (2016) Global threats from invasive alien species in the twenty-first century and national response capacities. *Nature Communications*, 7. <https://doi.org/10.1038/ncomms12485>

Ercoli F, Ruokonen T, Erkamo E, Jones R, Hämäläinen H (2015) Comparing the effects of introduced signal crayfish and native noble crayfish on the littoral invertebrate assemblages of boreal lakes. *Freshwater Science*, 34(2): 555-563. <https://doi.org/10.1086/680517>

Escribano N, Oscoz J, Galicia D, Cancellario T, Durán C, Navarro P, Ariño-Plana A (2018) Freshwater macroinvertebrate samples from a

water quality monitoring network in the Iberian Peninsula. *Scientific Data*, 5(1): 180108. <https://doi.org/10.1038/sdata.2018.108>.

Faller M, Harvey GL, Henshaw AJ (2016) River bank burrowing by invasive crayfish: Spatial distribution, biophysical controls and biogeomorphic significance. *Science of The Total Environment*, 569-570:1190-1200. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.06.194>

Fernández-de-Miguel F, Aréchiga H (1992) Sensory inputs mediating two opposite behavioural responses to light in the crayfish *Procambarus clarkii*. *Journal of Experimental Biology*, 164: 153-169. <https://doi.org/10.1242/jeb.164.1.153>

Field A (2013) *Discovering Statistics Using IBM SPSS Statistics.*, 4th edition. SAGE Publications, London, England

Findlay JDS, Riley WD, Lucas MC (2015) Signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) predation upon Atlantic salmon (*Salmo salar*) eggs. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 25(2): 250-258. <https://doi.org/10.1002/aqc.2480>

Flint RW (1975) The natural history, ecology and production of the crayfish, *Pacifastacus leniusculus*, in a subalpine lacustrine environment. University of California, Davis

Fox J, Weisberg S (2019). *An R Companion to Applied Regression*, Third edition. Sage, Thousand Oaks CA. <https://socialsciences.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion/>.

Freeland-Riggert BT, Cairns SH, Poulton BC, Riggert CM (2016) Differences Found in the Macroinvertebrate Community Composition in the Presence or Absence of the Invasive Alien Crayfish, *Orconectes hylas*.

<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0150199>

Gallardo B, Vila L. (2019) Human influence, key to understand the biogeography of invasive species in the Anthropocene. *Cuadernos de Investigación Geográfica*, 45(1): 61-86.

Gherardi F, Daniels WH (2003) Dominance hierarchies and status recognition in the crayfish *Procambarus acutus acutus*. *Canadian Journal of Zoology*, 81(7):1269-1281. <https://doi.org/10.1139/z03-107>

Gherardi F, Daniels WH (2004) Agonism and shelter competition between invasive and indigenous crayfish species. *Canadian Journal of Zoology*, 82(12): 1923-1932. <https://doi.org/10.1139/z04-185>

Goddard JS, Hogger JB (1986) The current status and distribution of freshwater crayfish in Britain. *Field Studies*, 6(3):383-396.

Griffiths SW, Collen P, Armstrong JD (2004) Competition for shelter among over-wintering signal crayfish and juvenile Atlantic salmon. *Journal of Fish Biology*, 65(2): 436-447. <https://doi.org/10.1111/j.0022-1112.2004.00460.x>

Groza MI, Pop-Vancia V, Miresan V (2016) Diel activity and use of multiple artificially constructed shelters in *Astacus leptodactylus* (Decapoda: Astacidae). *Biologia*, 71: 1369-1379. <https://doi.org/10.1515/biolog-2016-0167>

Guan RZ (1994) Burrowing behaviour of signal crayfish, *Pacifastacus leniusculus* (Dana), in the river Great Ouse, England. *Freshwater Forum*, 4: 144-168.

Guan RZ, Wiles PR (1998) Feeding ecology of the signal crayfish *Pacifastacus leniusculus* in a British lowland river. *Aquaculture*, 169(3-4): 177-193 [https://doi.org/10.1016/S0044-8486\(98\)00377-9](https://doi.org/10.1016/S0044-8486(98)00377-9)

Haddaway NR, Wilcox RH, Heptonstall RE, Griffiths HM, Mortimer RJ, Christmas M, Dunn AM (2012) Predatory functional response and prey choice identify predation differences between native/invasive and parasitised/unparasitised crayfish. *PLoS One*, 7(2): e32229. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0032229>

Harrison XA (2014) Using observation-level random effects to model overdispersion in count data in ecology and evolution. *PeerJ*, 2(1): e616. <https://doi.org/10.7717/peerj.616>.

Harvey GL, Henshaw AJ, Brasington J, England J (2019) Burrowing Invasive Species: An Unquantified Erosion Risk at the Aquatic-Terrestrial Interface. *Reviews of Geophysics*, 57(3): 1018-1036. <https://doi.org/10.1029/2018RG000635>

Hasiotis ST (1995) Notes on the burrow morphologies and nesting behaviors of adults and juveniles of *Procambarus clarkii* and *Procambarus acutus acutus* (Decapoda: Cambaridae). *Freshwater Crayfish*, 8: 623-634. <https://doi.org/10.5869/FC.1995.V8.623>

Hobbs HH (1976) *Crayfishes of North and Middle America*. Cincinnati, Ohio: U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Environmental Monitoring and Support Laboratory, Biological Methods Branch, Aquatic Biology Section.

Hogger JB (1986) Aspects of the introduction of “signal crayfish”, *Pacifastacus leniusculus* (Dana), into the southern United Kingdom. 1.

Growth and survival. *Aquaculture*, 58(1-2):27-44.  
[https://doi.org/10.1016/0044-8486\(86\)90154-7](https://doi.org/10.1016/0044-8486(86)90154-7)

Holdich D, Black J (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>

Holdich DM, Reynolds JD, Souty-Grosset C, Sibley PJ (2009) A review of the ever-increasing threat to European crayfish from non-indigenous crayfish species. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 11: 394-395. <https://doi.org/10.1051/kmae/2009025>.

Holdich DM, Pöckl M (2007) Invasive crustaceans in European inland waters. In: Gherardi, F. (Ed.), *Biological Invaders in Inland Waters: Profiles, Distribution and Threats*. Springer, The Netherlands, 2: 29-75.  
<http://dx.doi.org/10.3391/ai.2007.2.1.1>.

Hudina S, Kutleša P, Trgovčić K, Duplić A (2017) Dynamics of range expansion of the signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) in a recently invaded region in Croatia. *Aquatic Invasions*, 12(1): 67-75.  
<https://doi.org/10.3391/ai.2017.12.1.07>

Hudina S, Lucić A, Zganec K, Janković S (2011) Characteristics and movement patterns of a recently established invasive *Pacifastacus leniusculus* population in the river Mura, Croatia. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 7:403.  
<http://dx.doi.org/10.1051/kmae/2011068>.

Ibbotson AT, Furse MT (1995) Literature review of the ecology of the signal crayfish *Pacifastacus leniusculus* and its impacts upon the

white clawed crayfish *Austropotamobius pallipes*. Institute of Freshwater Ecology, 31 pp

Ilhéu M, Acquistapace P, Benvenuto C, Gherardi F (2003) Shelter use of the red-swamp crayfish (*Procambarus clarkii*) in dry-season stream pools. *Archiv für Hydrobiologie*, 157(4):535-546. <https://doi.org/10.1127/0003-9136/2003/0157-0535>

Jackson MC, Jones TA, Milligan M, Sheath D, Taylor J, Ellis A, England J, Grey J (2014) Niche differentiation among invasive crayfish and their impact on ecosystem structure and functioning. *Freshwater Biology*, 59(6): 1123-1135. <https://doi.org/10.1111/fwb.12333>

James J, Slater FM, Vaughan IP, Young KA, Cable J (2015) Comparing the ecological impacts of native and invasive crayfish: could native species' translocation do more harm than good? *Oecologia*, 178(1): 309-316. <https://doi.org/10.1007/s00442-014-3195-0>

James J, Slater F, Cable J (2014). A.L.I.E.N. databases: addressing the lack in establishment of non-natives databases. *Crustaceana*, 87(10): 1192-1199.

Juhász P, Kiss B, Müller Z (2009) Protocol for sampling and assessment of aquatic macro-invertebrates within the framework of National Biodiversity Monitoring System. In: Nature Protection Information System, Central Protocol, Debrecen, pp. 17–21.

Jussila J, Edsman L (2020) Relaxed attitude towards spreading of alien crayfish species affects protection of native crayfish species: case studies and lessons learnt from a Fennoscandian viewpoint. *Freshwater Crayfish*, 25(1): 39-46. <http://doi: 10.5869/fc.2020.v25-1.039>

Kholodkevich SV, Shumilova TE, Fedotov VP, Zhuravlev DA (2005) Effects of the *Astacus astacus* L. Population on Biomass of Macrophytes in a Fresh Water Body. Russian Journal of Ecology, 36(4): 271-276. <https://doi.org/10.1007/s11184-005-0072-4>

Klimaszyk P, Klimaszyk D, Piotrowiak M, Popiołek A (2014) Unusual complications after occupational exposure to giant hogweed (*Heracleum mantegazzianum*): a case report. International Journal of Occupational Medicine and Environmental Health, 27(1): 141-4. <https://doi.org/10.2478/s13382-014-0238-z>.

Kouba A, Petrusek A, Kozák P (2014) Continental-wide distribution of crayfish species in Europe: update and maps. Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems, 413(413): 05. <https://doi.org/10.1051/kmae/2014007>

Kouba A, Tíkal J, Císař P, Vesely L, Fort M, Priborsky J, Patoka J, Buřič M (2016) The significance of droughts for hyporheic dwellers: evidence from freshwater crayfish. Scientific Reports, 6(1): 26569. <https://doi.org/10.1038/srep26569>

Kovács T, Juhász P, Ambrus A (2005). Data to the distribution of crayfish in Hungary (Decapoda: Astacidae, Cambaridae). Folio Historico-Naturalia Musei Matraensis, 29:85-89

Kozák P, Ďuriš Z, Petrusek A, Buřič M, Horká I, Kouba A, Kozubíková-Balcarová E, Polícar T (2015) Crayfish Biology and Culture. University of South Bohemia in České Budějovice. Faculty of Fisheries and Protection of Waters, Vodňany, Czech Republic. ISBN: 978-80-7514-014-2

Kozubíková E, Puky M, Kiszely P, Petrusek A (2010) Crayfish plague pathogen in invasive North American crayfish species in Hungary. *Journal of Fish Diseases*, 33(11): 925-929. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2761.2010.01199.x>.

Krieg R, King A, Zenker A (2021) Barriers against invasive crayfish species in natural waters and fish passes - Practical experience. *Global Ecology and Conservation*, 25:e01421. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2020.e01421>

Larson ER, Abbott CL, Usio N, Azuma N, Wood KA, Herborg LM, Olden JD (2012). The signal crayfish is not a single species: cryptic diversity and invasions in the Pacific Northwest range of *Pacifastacus leniusculus*. *Freshwater Biology*, 57(9): 1823-1838. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2012.02841.x>

Larson ER, Williams BW (2015) Historical biogeography of *Pacifastacus* crayfishes and their branchiobdellian and entocytherid ectosymbionts in western North America. *Freshwater Crayfish*, 17: 404-447. <https://doi.org/10.1201/b18723-21>

Larson ER, Abbott CL, Usio N, Azuma N, Wood KA, Herborg L, Olden JD (2012) The signal crayfish is not a single species: cryptic diversity and invasions in the Pacific Northwest range of *Pacifastacus leniusculus*. *Freshwater Biology*, 57(9): 1823-1838. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2012.02841.x>

Larson ER, Olden JD (2011) The state of crayfish in the Pacific Northwest. *Fisheries*, 36(2):60-73. <https://doi.org/10.1577/03632415.2011.10389069>

Lodge DM, Deines A, Gherardi F, Yeo DCJ, Arcella T, Baldrige AT, Barnes MA, Chadderton WL, Feder JL, Gantz CA, Howard GW, Jerde CL, Peters WB, Peters JA, Sargent WL, Turner CR, Wittmann ME, Zeng Y (2012) Global Introductions of Crayfishes: Evaluating the Impact of Species Invasions on Ecosystem Services. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 43(1): 449-472. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-111511-103919>

Lodge DM, Taylor CA, Holdich DM, Skurdal J (2000) Reducing impacts on exotic crayfish introductions: new policies needed. *Fisheries*, 25(8): 21-23.

Long JA (2020) jtools: Analysis and Presentation of Social Scientific Data. URL: <https://cran.r-project.org/package=jtools>

Loureiro T, Anastácio P, Araujo P, Souty-Grosset C, Almerão M (2015) Red swamp crayfish: biology, ecology and invasion - an overview. *Nauplius*, 23(1): 1-19. <https://doi.org/10.1590/S0104-64972014002214>

Lowery RS, Holdich DM (1988) *Pacifastacus leniusculus* in North America and Europe, with details of the distribution of introduced and native crayfish species in Europe. In Holdich, D.M., R.S. Lowery, eds. *Freshwater Crayfish: Biology, Management and Exploitation*. Chapman and Hall, London: 283-308.

Ludányi M, Peeters ETHM, Kiss B., Gáspár Á, Roessink I, Magura T, Müller Z (2022) The current status of *Pacifastacus leniusculus* (Dana, 1852) and their effect on aquatic macroinvertebrate communities in Hungarian watercourses. *Aquatic Invasions*, 17(4): 543-559. <https://doi.org/10.3391/ai.2022.17.4.05>

Ludányi M, Peeters ETHM, Kiss B., Roessink I (2016) Distribution of crayfish species in Hungarian waters. *Global Ecology and Conservation*, 8(5): 254-262. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2016.09.009>

Martín-Torrijos L, Kokko H, Makkonen J, Jussila J, Diéguez-Uribeondo J (2019) Mapping 15 years of crayfish plague in the Iberian Peninsula: The impact of two invasive species on the endangered native crayfish. *PLoS ONE*, 14(8): e0219223. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0219223>

Mathers KL, Rice SP, Wood PJ (2018) Temporal variability in lotic macroinvertebrate communities associated with invasive signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) activity levels and substrate character. *Biological Invasions*, 20(3): 567-582. <https://doi.org/10.1007/s10530-017-1557-3>

Mathers K, Mathers R, Chadd R, Chadd M, Dunbar J, Wood PJ (2016) The long-term effects of invasive signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) on instream macroinvertebrate communities. *The Science of The Total Environment*, 556: 207-218. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.215>

McCarthy JM, Hein CL, Olden JD, Vander Zanden MJ (2006) Coupling long-term studies with meta-analysis to investigate impacts of non-native crayfish on zoobenthic communities. *Freshwater Biology*, 51(2): 224-235. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2005.01485.x>

McClain WR (2013) Effects of simulated precipitation extremes on crayfish (*Procambarus clarkii* Girard) oviposition in artificial burrows.

Aquaculture Research, 44(4): 612-617. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2109.2011.03066.x>

McGriff D (1983) The commercial fishery for *Pacifastacus leniusculus* in the Sacramento River-San Joaquin delta. Freshwater Crayfish, 5(1): 403-417. <https://doi.org/10.5869/fc.1983.v5.403>

Miller GC (1960) The taxonomy and certain biological aspects of the crayfish of Oregon and Washington. Unpublished M.S. thesis. Oregon State University, Corvallis, OR.

Miller GC (1965) Western North American crawfishes (*Pacifastacus*) in brackish water environments. Fish Commission of Oregon, Research Briefs 11(1): 42-50.

Mohammed E, Amen R, Abdelwahab H, Winkelmann C (2023) Potential impacts of invasive crayfish on native benthic fish: shelter use and agonistic behaviour. *Neobiota*, 83: 131-153. <https://doi.org/10.3897/neobiota.83.102975>.

Moog O, Hartmann A (2017) *Fauna Aquatica Austriaca*, 3rd edition 2017. A Comprehensive Species Inventory of Austrian Aquatic Organisms with Ecological Notes.

Moorhouse TP, Poole AE, Evans LC, Bradley DC, Macdonald DW (2014) Intensive removal of signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) from rivers increases numbers and taxon richness of macroinvertebrate species. *Ecology and Evolution*, 4(4): 494-504. <https://doi.org/10.1002/ece3.903>

Mungi NA, Yadvendradev QQ, Jhala V (2021) Role of species richness and human impacts in resisting invasive species in tropical forests.

Journal of Ecology, 109(9): 3308-3321. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13751>

Nieuwenhuis R (2005) ECOSURV Manual for Sampling and Determination. Hungarian Ministry for Environment and Water, Budapest, pp. 11-12.

Nyström P, Strand JA (1996) Grazing by a native and an exotic crayfish on aquatic macrophytes. *Freshwater Biology*, 36:673-682. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1996.d01-508.x>

Nyström P, Svensson O, Lardner B, Brönmark C, Granéli W (2001) The influence of multiple introduced predators on a littoral pond community. *Ecology*, 82(4): 1023-1039. <https://doi.org/10.1890/0012-9658>

Payette AL, McGaw IJ (2003) Thermoregulatory behaviour of the crayfish *Procambarus clarki* in a burrow environment. *Comparative Biochemistry and Physiology - A Molecular and Integrative Physiology*, 136(3): 539-556. [https://doi.org/10.1016/S1095-6433\(03\)00203-4](https://doi.org/10.1016/S1095-6433(03)00203-4)

Pearl CA, Adams MJ, McCreary B (2013) Habitat and co-occurrence of native and invasive crayfish in the Pacific Northwest, USA. *Aquatic Invasions*, 8(2): 171-184. <https://doi.org/10.3391/ai.2013.8.2.05>

Peay S, Rogers D (1999) The ecology of the white-clawed crayfish. *Conserving Natura 2000 Rivers Ecology Series No. 1*. English Nature, Peterborough.

Peay S, Guthrie N, Spees J, Nilsson E, Bradley P (2009) The impact of signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) on the recruitment of salmonid fish in a headwater stream in Yorkshire, England. *Knowledge and*

Management of Aquatic Ecosystems, 12: 394-395.  
<https://doi.org/10.1051/kmae/2010003>

Peeters ETHM, de Vries R, Elzinga J, Ludányi M, van Himbeek R, Roessink I (2023) Triggers affecting crayfish burrowing behaviour. *Aquatic Ecology*, 58: 191-206. <https://doi.org/10.1007/s10452-023-10057-3>

Pöckl M (1999) Distribution of crayfish species in Austria with special reference to introduced species. *Freshwater Crayfish*, 12:733-750.

Procopio, J. (2024) *Pacifastacus leniusculus* (Dana, 1852): U.S. Geological Survey, Nonindigenous Aquatic Species Database, Gainesville, FL, <https://nas.er.usgs.gov/queries/FactSheet.aspx?speciesID=20>

Puky M, Schád P (2006a) Distribution and conservation status of Decapod (Decapoda) species in Hungary. *Acta Biologica Debrecina-Supplementum Oecologica Hungarica*, 14: 195-204.

Puky M, Schád P (2006b) *Orconectes limosus* colonises new areas fast along the Danube in Hungary. *Bulletin Francais de la Peche et de la Protection des Milieux Aquatiques*, 380–381, 919–926. <https://dx.doi.org/10.1051/kmae:2006031>

Puky M, Reynolds JD, Schád P (2005) Native and alien decapoda species in Hungary: distribution, status, conservation importance. *Bulletin Francais de la Peche et de la Protection des Milieux Aquatiques*, 376-377: 553-568. <https://doi.org/10.1051/kmae:2005015>

R Core Team. (2017) R: A language and environment for statistical computing. – R Foundation for Statistical Computing: Vienna, Austria. <https://doi.org/http://www.R-project.org>

Ranta E, Lindström K (1992) Power to hold sheltering burrows by juveniles of the signal crayfish, *Pacifastacus leniusculus*. *Ethology*, 92(3): 217-226. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0310.1992.tb00961.x>

Reynolds J, Souty-Grosset C, Richardson A (2012) Crayfish as prime players in ecosystems: life-history strategies. In: Reynolds J, Souty-Grosset C (eds) *Management of freshwater biodiversity: crayfish as bioindicators*. Cambridge University Press, pp 59–82.

Reynolds JD, Souty-Grosset C (2012) *Management of fresh-water biodiversity: crayfish as bioindicators*. Cambridge University Press, Cambridge, 384. P.

Riegel JA (1959) The systematics and distribution of crayfishes in California. *California Fish and Game*, 45(1): 29-50.

Roessink I, Gylstra R, Heuts PGM (2017) Impact of invasive crayfish on water quality and aquatic macrophytes in the Netherlands. *Aquatic Invasions*, 12(3): 397-404. <https://doi.org/10.3391/ai.2017.12.3.12>

Rosewarne PJ, Robert J.G. Mortimer RJG, Robert J. Newton RJ, Grocock C, Wing CD, Dunn AM (2016) Feeding behaviour, predatory functional responses and trophic interactions of the invasive Chinese mitten crab (*Eriocheir sinensis*) and signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*). *Freshwater Biology*, 61(4): 426-443. <https://doi.org/10.1111/fwb.12717>

Ruokonen JT, Sjövik R, Erkamo E, Tulonen J, Ercoli F, Kokko H., Jussila J (2018) Introduced alien signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) in Finland – uncontrollable expansion despite numerous crayfisheries strategies. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 419: 27. <https://doi.org/10.1051/kmae/2018016>

Ruokonen TJ, Karjalainen J, Hämäläinen H (2014) Effects of an invasive crayfish on the littoral macroinvertebrates of large boreal lakes are habitat specific. *Freshwater Biology*, 59(1): 12-25. <https://10.1111/fwb.12242>

Sánchez Fernández O, Oficialdegui F, Torralba-Burrial A, Arbesú R, Valle-Artaza J, Fernández - González Á, Ardura A, Arias A (2024) *Procambarus virginalis* Lyko, 2017: A new threat to Iberian inland waters. *Ecology and Evolution*, 14(5). <https://doi.org/10.1002/ece3.11362>.

Sanders H, Mills DN (2022): Predation preference of signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) on native and invasive bivalve species. *River Research and Applications*, 38(8): 1469-1480. <https://doi.org/10.1002/rra.4023>

Scalici M, Gibertini G (2011) Reproduction in the threatened crayfish *Austropotamobius pallipes* (Decapoda, Astacidae) in the Licenza brook basin (central Italy). *Italian Journal of Zoology*, 78 (2): 198-208. <https://doi.org/10.1080/11250003.2010.501090>.

Shimizu SJ, Goldman CR (1983) *Pacifastacus leniusculus* (Dana) production in the Sacramento River. *Freshwater Crayfish*, 5(1): 210-228. <https://doi.org/10.5869/fc.1983.v5.210>

Souty-Grosset C, Anastácio PM, Aquiloni L, Banha F, Choquer J, Chucholl C, Tricarico E (2016) The red swamp crayfish *Procambarus clarkii* in Europe: Impacts on aquatic ecosystems and human well-being. *Limnologica*, 58(28): 78-93. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2016.03.003>

Souty-Grosset C, Reynolds J, Gherardi F (2014) Burrowing activity of the invasive red swamp crayfish, *Procambarus clarkii*, in

fishponds of la Brenne (France). *Ethology Ecology & Evolution*, 26:263-276. <https://doi.org/10.1080/03949370.2014.892538>

Stanton JA (2004) *Burrowing Behaviour and Movements of the Signal Crayfish *Pacifastacus leniusculus** - A thesis submitted for the degree of Doctor of Philosophy By Jeama Amanda Stanton University of Leicester.

Statzner B, Peltret O, Tomanova S (2003) Crayfish as geomorphic agents and ecosystem engineers: Effect of a biomass gradient on baseflow and flood-induced transport of gravel and sand in experimental streams. *Freshwater Biology*, 48(1): 147-163. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2003.00984.x>

Stenroth P, Nyström P (2003) Exotic crayfish in a brown water stream: effects on juvenile trout, invertebrates and algae. *Freshwater Biology*, 48(3): 466-475. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2003.01020.x>

Stoeckel JA, Helms BS, Cash E (2011) Evaluation of a crayfish burrowing chamber design with simulated groundwater flow. *Journal of Crustacean Biology*, 31(1): 50-58. <https://doi.org/10.1651/09-3271.1>

Suzuki T, Arikawa K, Eguchi E (1985) The effects of light and temperature on rhodopsin-porphyrin visual system of the crayfish, *Procambarus clarkii*. *Zoological Science*, 2: 455-461.

Thomas JR, James J, Newman RC, Riley WD, Griffiths SW, Cable J (2016) The impact of streetlights on an aquatic invasive species: Artificial light at night alters signal crayfish behaviour. *Applied Animal*

Behaviour Science, 176: 143-149. <https://doi.org/10.1016/j.applanim.2015.11.020>

Thuránszky M, Forró L (1987) Data on distribution of freshwater crayfish (Decapoda: Astacidae) in Hungary in the late 1950s. *Miscellanea Zoologica Hungarica*, 4: 65-69.

Turley MD, Bilotta GS, Gasparri A, Sera F, Mathers K, Humphreyes I, England J (2017) The effects of non-native signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) on fine sediment and sediment-biomonitoring. *Science of the Total Environment*, 601-602: 186-193. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.05.106>

Twardochleb LA, Olden JD, Larson ER (2013) A global meta-analysis of the ecological impacts of nonnative crayfish. *Freshwater Science*, 32(4): 1367-1382. <https://doi.org/10.1899/12-203.1>

Unestam T (1969) Resistance to the crayfish plague in some American, Japanese and European crayfishes. *Report of the Institute of Freshwater Research, Drottningholm* 49: 202-209.

Vaeßen S, Hollert H (2015) Impacts of the North American signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) on European ecosystems. *Environmental Science Europe*, 27(1): 33. <https://doi.org/10.1186/s12302-015-0065-2>

Vedia I, Galicia D, Baquero E, Oscoz J, Miranda R (2013) Environmental factors influencing the distribution and abundance of the introduced signal crayfish in the north of Iberian Peninsula. *Marine and Freshwater Research*, 68(5): 900-908. <https://doi.org/10.1071/MF16020>

Venables WN, Ripley BD (2002). Modern Applied Statistics with S, Fourth edition. Springer, New York. ISBN 0-387-95457-0, <https://www.stats.ox.ac.uk/pub/MASS4/>.

Vorburger C, Ribi G (1999) Aggression and competition for shelter between a native and an introduced crayfish in Europe. *Freshwater Biology*, 42(1): 111–119. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1999.00465.x>

Weinländer M, Füreder L (2009) The continuing spread of *Pacifastacus leniusculus* in Carinthia (Austria). *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 17: 394–395. <https://doi.org/10.1051/kmae/20010011>

Weiperth A, Kouba A, Csányi B, Danyik T, Farkas A, Gál B, Józsa V, Patoka J, Juhász V, Parvulescu L, Mozsár A, Seprős R, Staszny Á, Szajbert B, Ferincz Á (2020) Az idegenhonos tízlábú rákok (Crustacea: Decapoda) helyzete Magyarországon. - The present status of non-native Decapod (Crustacea: Decapoda) species in Hungary. *Halászat*, 113(2): 61-69.

Weiperth A (2022) Jelzőrák *Pacifastacus leniusculus* (Dana, 1852). In: Haraszthy L. (szerk.): *Özönállatfajok Magyarországon*. Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság – Külgazdasági és Külügyminisztérium, Budapest: 105-107.

Westman K (1973) Cultivation of the American crayfish *Pacifastacus leniusculus*. *Freshwater Crayfish* 1: 211-220.

Wheatley MG, McMahon BR (1982). Response to hypersaline exposure in the euohaline crayfish *Pacifastacus leniusculus* I. The

interaction between ionic and acid-base regulation. *Journal of Experimental Biology*, 99(1): 425-445.  
<https://doi.org/10.1242/jeb.99.1.425>

Yan X, Li Z, William G, Li D (2001) Invasive Species in China—An Overview. *Biodiversity and Conservation*, 10(8): 1317-1341.  
<https://doi.org/10.1023/A:1016695609745>.

Yazicioglu B, Kouba A, Kozák P, Niksirat H (2017) Post-mating spermatophore storage strategies in two species of crayfish: implications for broodstock management. *Animal*, 12(5): 554-558.  
<https://doi.org/10.1017/S1751731117001744>.

Webhelyek:

BioAqua Pro Ltd, Hungary. <http://www.bioaquapro.hu/hu/referenciak>.

AQEM consortium (2002) Manual for the application of the AQEM system. A comprehensive method to assess European streams using benthic macroinvertebrates, developed for the purpose of the Water Framework Directive. Version 1.0, February 2002. <http://www.aqem.de>

<https://www.interreg-athu.eu/hu/raabstat/>

<http://www2.vizeink.hu/>

<https://eunis.eea.europa.eu/species/258987>

Quantum GIS webpage: [www.qgis.org](http://www.qgis.org)