



MAGYAR AGRÁR- ÉS
ÉLETTUDOMÁNYI EGYETEM

Akvakultúra és
Környezetbiztonsági Intézet

A vörös mocsárrák (*Procambmus clarkii* Girard, 1852) szaporodásbiológiai, populációdinamikai és szezonális aktivitásának vizsgálata hazánkban

Készítette:

Berényi Dániel András, N94D89

Vidékfejlesztési agrármérnök

Levelező tagozat, MSc

Szent István Campus

Témavezetők

Dr. Weiperth András

tudományos főmunkatárs

MATE Akvakultúra és Környezetbiztonsági Intézet, Természetesvízi Halökológiai

Tanszék

Bányai Zsombor Márk

Ph.D hallgató

MATE Környezettudományi Doktori Iskola

MATE Akvakultúra és Környezetbiztonsági Intézet, Természetesvízi Halökológiai

Tanszék

Szent István Campus

Gödöllő, Agárd

2023

Tartalomjegyzék

1. Bevezetés.....	3
2. Célkitűzések	5
3. Irodalmi áttekintés	6
3.1 Biológiai inváziók hazánk vizeiben.....	6
3.2 Az idegenhonos tízlábú rákok hatása a kolonizált élőhelyekre.....	7
3.3 A tízlábú rákok aktuális helyzete hazánkban	9
3.4 A vörös mocsárrák bemutatása	11
3.5 A vörös mocsárrák, mint inváziós faj.....	12
3.6 A vörös mocsárrák magyarországi helyzete	14
3.7 A vörös mocsárrák szaporodásbiológiája	15
3.8 Megelőzés, szabályozás, hasznosítás	17
4. Anyag és módszertan	20
4.1. Rákok gyűjtése.....	20
4.2 Adatgyűjtés módszerei	20
4.3. Befogott rákok vizsgálata	22
5. Eredmények.....	23
5.1. A vizsgált víztestek tízlábú rák-, hal- és teknősfajai	23
5.2 A vörös mocsárrák ivararánya a vizsgált élőhelyeken	25
5.3 Testhossz-testtömeg vizsgálat eredményei	28
5.4 Petefészek vizsgálatok eredményei	29
6. Következtetések és javaslatok	35
7. Összegzés	38
Köszönetnyilvánítás.....	39
Irodalomjegyzék	40

1. Bevezetés

A modern társadalmunkban egyre nagyobb jelenősége van határokon átnyúló, olykor globális gazdasági és ökológiai folyamatoknak. Napjainkra a mezőgazdasági célú állattartás mellett a díszállat kereskedelemnek is egyre inkább nyilvánvalóvá válnak negatív hatásai. Ezt igazolják a hobbi állattartók által kedvelt fajok számának ugrásszerű növekedése a természetes élőhelyeken a világ szinte összes országában (Olden et al. 2020), így hazánkban is (Haraszty 2022; Takács et al. 2015, 2017; Weiperth et al. 2015, 2020a, b).

A vörös mocsárrák *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) egy igen különleges tízlábú rákfaj. Ez a faj, mellyel a második tudományos diákköri dolgozatom témája keretében foglalkozok, néhány évtized alatt képes volt elterjedni szinte az egész világon, és több területről kiszorítani olyan őshonos taxonokat, melyek fontos részét képezték az adott ökoszisztémáknak és jelentős gazdasági, természetvédelmi értéket jelentettek (Loureiro et al. 2015). Gyors és sikeres elterjedését számos azonos, illetve eltérő okkal magyarázzák a kutatók. A terjedésének mozgatórugója kezdetben az élelmiszeripar volt, hiszen napjainkra az egyik legismertebb és legnagyobb mennyiségben fogyasztott rákételek alapanyagát biztosítja világszinten (Kozák et al. 2015). A mezőgazdasági és élelmiszeripari hasznosítás mellett, kedvelt akvárium díszállatként számos országban a 2000-es évek második feléig legálisan hozzá lehetett jutni példányaihoz (Olden et al. 2020; Patoka et al. 2018).

Szabad környezetbe kikerülve rendkívül jól alkalmazkodik az új élőhelyekhez. A kiváló alkalmazkodó képessége sokszor előnyt jelent az őshonos fajokkal szemben, főleg a zavarásoknak folyamatosan kitett élőhelyek esetén. A szakirodalom szerint a nagytestű tízlábú rákokat ökoszisztéma mérnök fajoknak tekintik (Kozák et al. 2015). A vörös mocsárrák jelentős populáció méretet elérve predációs nyomásával képes a kolonizált élőhely teljes táplálék hálózatot átalakítani, a partfalakba készített járatrendszerivel pedig mind a természetes, mind az épített környezetben képes komoly gazdasági károkat okozni. A vörös mocsárrák által meghódított számos élőhelyen leírták a mezőgazdasági öntöző, lakossági vízelvezető csatornahálózatokban, a vízpartok mentén futó utak és az árvízvédelmi töltésekben történő kártételét. Nemzetközi tekintetben tehát igen jelentős anyagi károk köthetők a vörös mocsárrákhoz (Loureiro et al. 2015; Souty-Grosset et al. 2016).

A vörös mocsárrák első egyedeit Magyarországon 2015-ben a Városligeti-tóból gyűjtötték (Weiperth et al. 2015). Megjelenése és rendkívül gyors terjedése feltehetően a felelőtlen és tájékozatlan akvaristáknak és hobbi állattartóknak köszönhető. További előfordulásait folyamatosan dokumentálják, vizeink ökoszisztémáira gyakorolt hatásait folyamatosan vizsgálják (Gál et al. 2018; Weiperth et al. 2020a; Blaha et al. 2022; Weiperth 2022).

2. Célkitűzések

Második tudományos diákköri dolgozatom keretében végzett kutatásom célja a vörös mocsárrák szaporodásbiológiai, populációdinamikai és szezonális aktivitásával kapcsolatos kutatásaim eredményeinek bemutatása annak érdekében, hogy:

1. Ismertessük, hogy a vörös mocsárrák két hazai termálvízű és egy természetesnek tekinthető víztestben milyen szaporodási ciklust mutat.
2. Megvizsgáljuk a vörös mocsárrák ivaréését a kolonizált élőhelyeken.
3. Megvizsgáljuk a vörös mocsárrák hím/nőstény arányának alakulását és szezonális aktivitását három hazai élőhelyén (Sulák-patak, Barát-patak, Városliget).

3. Irodalmi áttekintés

3.1 Biológiai inváziók hazánk vizeiben

Hazánk vizeiben található akvatikus, illetve szemi-akvatikus közösségek igen összetettek, ami részben annak köszönhető, hogy az élőhelyek összetettsége és a benne található fajok sokszínűsége Európa szintjén is kiemelkedő. Részben ennek köszönhetően hazánk területének több mint 90%-a, a Kárpát-medencében található Pannon biogeográfiai régióhoz tartozik (Haraszty 2014, 2022). Hazánk vízi élőhelyeinek összetettsége miatt számos taxoncsoport és több faj fordul elő más európai ökorégiókhoz képest, mivel a Kárpát-medencében a hegyvidéki patakoktól a nagy folyamokig, kisebb, nagyobb tavaktól egészen a nagyobb víztestek mentén található összetett vizes élőhelyekig számos élőhely megtalálható. Emiatt Európa tekintetében a Pannon biogeográfiai régió vizes élőhelyeit magas élőhely-komplexitás jellemzi. A vízfolyások ökológiai rendszereinek egyensúlyát pedig könnyen felboríthatják újonnan bekerülő idegenhonos, sok esetben inváziós fajok, amelyek a különböző módosított és mesterséges élőhelyekről sikeresen kolonizálhatják a természetes élőhelyeket is (Haraszty 2022; Takács et al. 2017; Mozsár et al. 2021). Amennyiben a jövevény faj(ok) szükségleteinek megfelelő az adott környezet, azt a problémát vonhatja maga után, hogy sikeresen megtelepedve, majd kezelhetetlenül elszaporodik és idővel átalakíthatja az ökológiai rendszereket és ennek következtében kiszoríthatja az őshonos fajokat (Moyle & Ligh 1996).

Mára kijelenthetjük, hogy szinte valamennyi vizes élőhely migrációs útvonalként szolgálhatnak az idegenhonos fajoknak (Noël & Guinot 2007). Emellett az áramló vizek esetén a nagy erejű, egyirányú sodrás hozzásegítheti a fajokat a terjedésükhöz. A hajózás is nagyban hozzájárul az új fajok terjeszkedésében, így például a Duna különösen érzékeny lehet az idegenhonos fajok megjelenésére (Bódis et al. 2012; Takács et al. 2017). A folyóvizekben való terjedés sikerességét a hozzájuk csatlakozó állóvizek (általában víztározók) is támogatják, ahol a kevésbé áramló víz könnyebben felmelegszik, így kedvezőbb feltételeket biztosít az idegenhonos fajok akklimatizálódásához. Az idegenhonos fajok behurcolásának folyamata számos úton történhet, amelyek közül a legjelentősebb a kereskedelem és a közlekedés. Ezek olyan új, és hatékony módszerek, amivel a fajok a természetes élőhelyüktől messzire, könnyedén el tudnak jutni. Mivel az idegenhonos fajok terjedése gyors, és a terjedés nagy területet fed le, ezért nagyon fontos a különböző vízi ökoszisztémák rendszeres monitorozása. A megfelelően működő

monitoring programok keretében időben észlelhetőek az új jövevény fajok, meghatározható a megtelepedésük pontos időpontja, helyszíne(k), feltérképezhető a megtelepedett fajok előfordulási területe, és figyelemmel lehet kísérni a fajok terjedésének útvonalát (Guti et al. 2017; Ludányi et al. 2022; Takács et al. 2017).

A biológiai invázió első lépése a megérkezés, vagyis az idegenhonos faj bekerül az új, még meg nem hódított területre. A megérkezés akkor lesz sikeres, ha a faj legyőzi az új terület ökológiai rezisztenciáját, ami alatt a környezet biotikus és abiotikus tényezőinek együttesét értjük. Ha az egyedek megállják a helyüket az ökológiai rezisztenciával szemben és megkezdődik a szaporodóképes közösség kialakítása, akkor beszélünk megtelepedésről. A hosszú-távú megtelepedést a perzisztencia fázisa követi, ekkor már a jövevény faj stabil, szaporodóképes populációval rendelkezik, aminek a segítségével a faj további területeket képes meghódítani (Sály et al. 2012).

Ez egy igen fontos környezeti és természetvédelmi probléma, mivel az inváziós fajok nagy veszélyt jelentenek a vízi ökoszisztémákra és a biodiverzitásra, illetve hátrányosan befolyásolhatják az őshonos fajok populációinak fennmaradását. A biológiai invázió mára bizonyítottan az egyik fő oka a genetikai sokféleség csökkenésének, illetve fajkihalásnak is (Török et al. 2003; Haraszty 2022).

A biológiai invázió komolyan megzavarhatja az őshonos faunaközösségek struktúráját és működését közvetlen és közvetett módon is. A közvetlen hatások közé sorolhatjuk a predációt, a hibridizációt és a kompetíciót. Közvetett hatás lehet az élőhelyen elérhető erőforrások csökkenése az idegenhonos faj megnövekedett fogyasztása által, valamint paraziták terjesztése (Kozubikova et al. 2010; Mathers et al. 2016).

3.2 Az idegenhonos tízlábú rákok hatása a kolonizált élőhelyekre

Eddigi ismereteink alapján kijelenthetjük, hogy a különböző rákfajok, köztük a nagyméretű tízlábú rákok fontos résztvevői az édesvízi ökoszisztémáknak. Uralkodó fogyasztói a bentikus gerincteleneknek, bomlástermékeknek, szerves törmelékeknek, makrofítáknak és algáknak, illetve táplálékként szolgálnak halaknak és egyéb vízi vagy vizes élőhelyekhez szorosan kötődő ragadozóknak (Lodge & Hill 1994; Momot 1995). Éppen ezért az őshonos faj(ok) elvesztése, vagy egy idegenhonos faj megjelenése és tömeges inváziója az adott

ökoszisztémában nagy változásokat idézhet elő, végső esetben további őshonos fajok eltűnéséhez, ezáltal biodiverzitás csökkenéséhez vezethet (Covich et al. 1999).

Azok a nagytermetű (kifejlett egyed testhossza meghaladja a 10 cm-t) tízlábú rákfajok, amik sikeresen megtelepedtek, illetve inváziós fajjá váltak Európában, kiváló alkalmazkodóképességüknek köszönhetően versenyre kelhetnek az őshonos fajokkal. Figyelembe véve a rugalmas életmódjukat és esetenként eltérő reprodukciós ciklusukat, előnyösebb feltételeik lehetnek az életben maradásra, valamint a szaporodásra az európai élőhelyeken, ezzel kiszorítva az őshonos fajokat (Kozák et al. 2015).

Az idegenhonos tízlábú rákok terjedése és terjedésüknek sikeressége többféle tulajdonságuknak köszönhető. A hosszabb ideig tartó aktivitásuk, agresszív viselkedésük és a paraziták terjesztése növeli a sikerességük mértékét az egyedek és fajok közötti versengés során. Különösen igaz ez a táplálékért és bújóhelyekért folytatott versengés esetében. Emellett előnyt szerezhetnek az egyedek közötti közvetlen interakcióknál is nagyobb méretüknek köszönhetően. Ha az egyik faj magasabb aktivitással rendelkezik, az könnyen ahhoz vezethet, hogy az alacsonyabb aktivitású faj táplálékforrásai hiányossá válnak, vagyis a táplálékszerzés lehetőségei csökkennek (Holdich et al. 2009). Ehhez hasonlóan az agresszívebb faj nagyobb eséllyel foglal el jobb bújóhelyeket, mint a békésebb, őshonos fajok, ami mindenképp előnyt jelent az idegenhonos faj számára (Bubb et al. 2004; Loureiro et al. 2015). Azt viszont nem szabad elfelejteni, hogy az előbbieken felsorolt tulajdonságok mellett a test és az olló méretbeli különbsége is döntő tényező lehet interspecifikus interakcióknál (Bovbjerg 1956).

Az idegenhonos és őshonos fajok tulajdonságainak különbségei az egyik olyan fő befolyásoló tényező, ami hozzájárul az őshonos fajok élőhelyükről való eltűnéséhez (Bubb et al. 2004). Emellett egy másik problémás tényező a reprodukciós stratégiákban való különbség. Az idegenhonos fajok főként szubtrópusi területekről származnak, ahol a kedvező környezeti feltételeknek köszönhetően folyamatosan növekedni, fejlődni tudnak és évente többször képesek szaporodni (Kozák et al. 2015). Éppen ezért az idegenhonos fajok úgynevezett R-stratégistának tekinthetők, ami magában foglalja a gyors ivaréretséget, a magas termékenységi rátát és a rövid élettartamot (maximum 3-4 év). Az őshonos rákfajok ezzel ellentétben K-stratégistának tekinthetők, mivel a növekedési ritmusuk lassabb, évente egyszer szaporodnak, mivel szaporodási ciklusuk a víz hőmérséklet változásához

köthetően évszakos jelleget mutat. Valamennyi európai őshonos tízlábú rákfaj mind ebbe az utóbbi kategóriába sorolható (Reynolds 2002).

A migrációs képesség közötti különbség is nagyban hozzájárul az idegenhonos fajok sikerességéhez. Az idegenhonos tízlábú rákfajok abundanciájának gyors növekedése egy új élettérben a környezeti források korai kimerüléséhez vezethet. Abban az esetben, ha az élethez szükséges alapvető forrásokban hiány keletkezik, a populáció gyorsan tovább terjed olyan területre, ami jobb minőségű életkörülményeket biztosít (Bubb et al. 2004). A migrációs képesség sikeressége fontos tényező a különböző, őshonos tízlábú rákfajokra veszélyes betegségek - legfőképp a rákpestis (*Aphanomyces astaci*) - terjesztésében is. A rákpestis által érintett őshonos fajok elpusztulásával olyan bentikus nichek szabadulnak fel, ami lehetőséget ad az idegenhonos faj gyors letelepedésére (Kozák et al. 2015).

Ki kell emelni, hogy az ember nagy jelentőséggel bír szinte valamennyi inváziós faj terjedésében (Weiperth et al. 2015, 2020a,b; Blaha et al. 2022). Az emberi beavatkozás mindig is fontos szerepet játszott a betelepítések során. Ennek egyik példája, mikor idegenhonos tízlábú rákfajokkal próbálták pótolni a rákpestis által elpusztult európai folyami rák állományokat Nyugat-Európa több országában (Souty-Grosset et al. 2006; Kozák et al. 2015). Emellett a különböző kereskedelmi célból történő betelepítések is idővel a probléma forrásaivá váltak. Azonban ezzel nem fejeződött be az emberek szerepe az idegenhonos, esetenként inváziós kockázatot rejtő fajok terjesztésében. Direkt (tógazdasági tenyésztés és kihelyezés) és indirekt (élőhely átalakítás, szennyezések, összekötő csatornák építése vízgyűjtő területek között, urbanizáció) módszerekkel az emberi hatások továbbra is jelentős mértékben alakítják a környezetet és az élőhelyeket (Lodge et al. 2000; Kozák et al. 2015, Seprős et al. 2018b). E hatások mellett mára egyre nagyobb jelentősége van a hobbi állattartók által történő felelőtlen állatkihelyezéseknek is, melyek eredményeként számos, korábban egzotikus díszállatként tartott tízlábú rákfaj jelent meg és terjed mérsékelt övi élőhelyeken és okoz visszafordíthatatlan károkat az őshonos ökoszisztémákban (Patoka et al. 2018; Weiperth et al. 2020a,b; Blaha et al. 2022).

3.3 A tízlábú rákok aktuális helyzete hazánkban

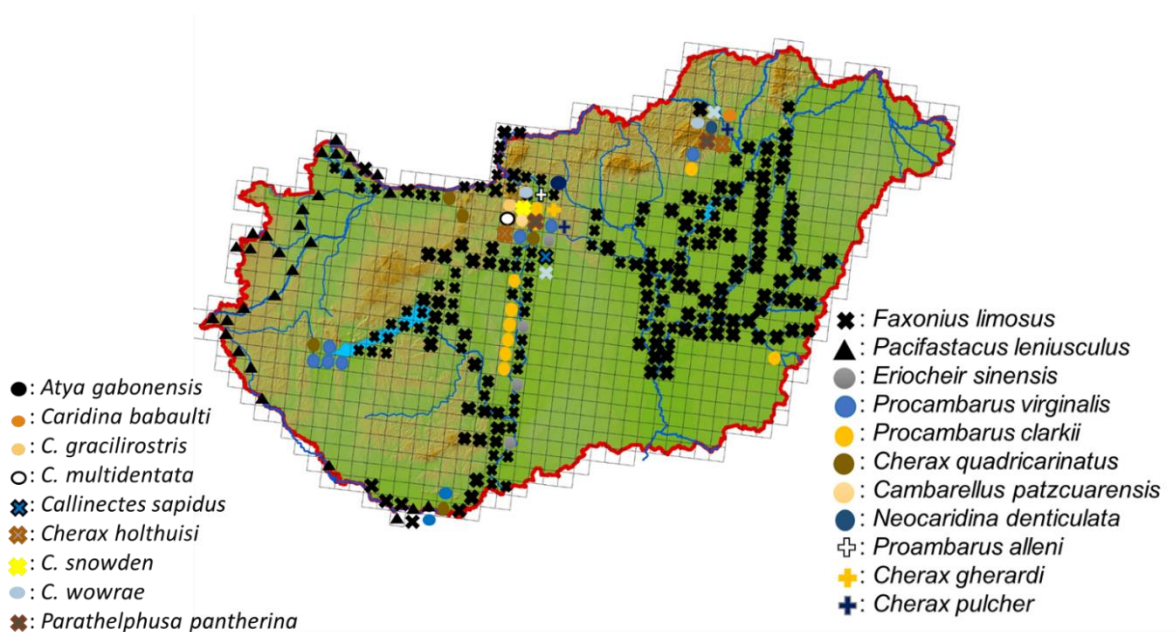
A tízlábú rákok a legnagyobb makrogerinctelen élőlények a hazánk vizeiben, fontos ökológiai szerepet töltenek be szinte valamennyi vízi ökoszisztémákban (Gábris et al.

2019; Ludányi et al. 2016; Mozsár et al. 2021). Alacsony fajszaámuk miatt az egyik leginkább veszélyeztetett állatcsoportok közé tartoznak világszinten is. A Természetvédelmi Világszövetség (IUCN - International Union for Conservation of Nature) vörös listáján több Decapoda faj is szerepel, a veszélyeztetett kategóriába besorolva (Seprős et al. 2018a). Magyarországon három őshonos tízlábú rákfaj található fordul elő: a folyami rák *Astacus astacus* (Linnaeus, 1758), a kövi rák *Austropotamobius torrentium* (Schränk, 1803) és a kecskerák *Pontastacus leptodactylus* (Eschscholtz, 1823) (Kovács et al. 2005; Ludányi et al. 2016; Mozsár et al. 2021). Mindhárom őshonos faj mára természetvédelmi oltalom alatt áll, és a korábban említett IUCN vörös listán is szerepelnek (Ludányi et al. 2016; Seprős et al. 2018a; Mozsár et al. 2021). Egyes emberi behatásoknak köszönhetően (betelepítés, kereskedelem, közlekedés) azonban számos észak-amerikai, ázsiai és ausztrál faj előfordulását és megtelepedését jegyezték le Európában (Kouba et al. 2014), így hazánkban is (Gábris et al. 2019; Gál et al. 2018; Kovács et al. 2005; Seprős et al. 2018b; Weiperth et al. 2020a,b; Blaha et al. 2022). Az őshonos fajok mellett a dolgozatunk írásakor összesen 20 idegenhonos Decapoda faj természetes vízi előfordulását jegyezték fel Magyarországon, melyek a hazai detektálásuk alapján a következők: a cifrarák *Faxonius limosus*, Rafinesque, 1817, a jelzőrák *Pacifastacus leniusculus*, Dana, 1852, a márványrák *Procambarus virginalis*, Lyko, 2017, a vörös mocsárrák *Porcambarus clarkii*, Girard, 1852, a kínai gyapjasollósrák *Eriocheir sinensis*, Milne, 1853, az ausztrál vörösollósrák *Cherax quadricarinatus*, Matrens, 1868, a mexikói törperák *Cambarellus patzcuarensis*, Villalobos, 1943, a cseresznye garnéla *Neocaridina denticulata*, Kemp, 1918, a Floridai kékrák *Procambarus alleni*, Faxon, 1884, a *Caridina babaulti*, Bouvier, 1918, garnéla fajt, két új-guineai *Cherax* fajt, a *C. holthuisi*, Lukhaup & Pekny, 2006, *C. snowden*, Lukhaup, Panteleit & Schrimpf, 2015, az óriás sepregető garnélát *Atyopsis moluccensis*, Newport, 1847, a Pinokkió garnélát *Caridina gracilirostris*, De Man 1892, amanó garnélát *Caridina multidentata*, Stimpson, 1860, és számos eddig tudományosan még le nem írt *Cherax* faj, illetve egy édes és egy sós/brakkvízhez adaptálódott tarisznnyarak egyedeit sikerült kimutatni hazánk vizeiből (Weiperth et al. 2020a,b, Maciaszek et al. 2021; Blaha et al. 2022,). A felsorolt fajok eredeti előfordulását elemezve kijelentjük, hogy a Föld mindkét féltekéjének három kontinenséről előfordulnak közepes és nagyméretű tízlábú rákfajok hazánk vizeiben (**1. ábra**). Hazánk vizeiből eddig leírt 20 tízlábú rákfajból nyolc faj esetén rendelkezünk egynél több észlelési adattal és e fajok közül a kínai gyapjasollósrák és a kék tarisznnyarak

kivételével, melyek közül előbbi katadróm, utóbbi sósvízi faj, számos szaporodóképes állományt sikerült hazánkban felmérni (2. ábra).



1. ábra: A Kárpát-medencében több mintaterületen kimutatott invazív decapoda fajok eredete (Seprős et al. 2018a)



2. ábra. Hazákból eddig kimutatott idegenhonos tízlábú rákok hazai elterjedése

3.4 A vörös mocsárrák bemutatása

A közel 200 fajjal a *Procambarus* nem a legnépesebb tízlábú rák genus. A *Procambarus* nem talán egyik legismertebb képviselője a vörös mocsárrák. A magyar szakirodalomban louisianai vörösrák, vagy kaliforniai mocsárrák (angolul: Californian swamp crayfish, Red swamp crayfish, Louisiana red crayfish,) neveken jelenik meg.

A vörös mocsárrák kifejlett egyedei általában 10-12 centiméter hosszúságúra nőnek, ez alapján a közepes méretű rákok közé tartozik. Megfelelő körülmények között a 20 centiméteres testhosszt is elérhetik (Oficialdegui et al. 2019). Élethosszuk általában kevesebb, mint 18 hónap köszönhetően a gyors életciklusnak, hidegebb területeken viszont megérhetik az 5 évet is (Crandall & Buhay 2007). Az adult egyedek színezete piros, sötétvörös vagy barnászvörös (**3. ábra**). Az akvaristák által tenyésztett példányok között láthatunk feketét, sárgát, fehérét és akár kék színváltozatokat is (Pöckl et al. 2006).

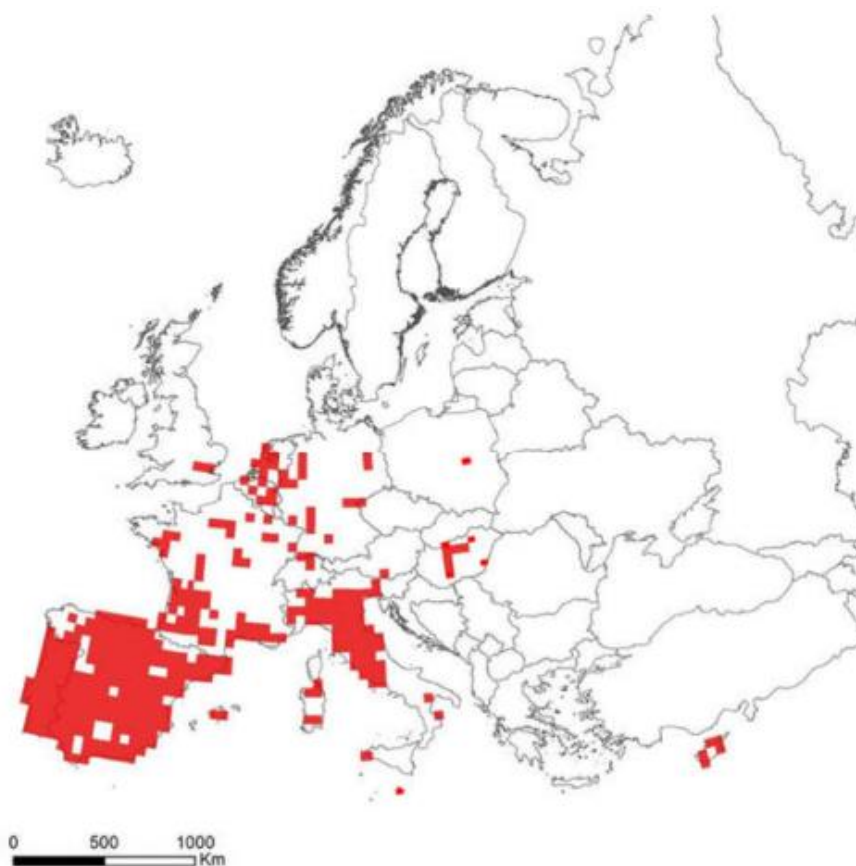


**3. ábra. Ivarérett hím vörös mocsárrák az érdi Sulák-patakból
Fotó: Weiperth András**

3.5 A vörös mocsárrák, mint inváziós faj

A vörös mocsárrák az Egyesült Államok délkeleti államaiban és Mexikó északkeleti területin őshonos (Crandall 2010). Az egyetlen rákfaj, amelynek az Antarktisz kivételével mára az összes kontinensen megtalálható önfenntartó állománya. Európába 1973-ban gazdasági célból importálták első egyedeit Spanyolországba, majd innen kiindulva természetes úton, valamint akváriumai díszállatként telepítve jelent meg és terjed számos országban (Kouba et al. 2014). Első behozatala után telepítésekből számos példány megszökött és kiváló alkalmazkodó képességeinek köszönhetően hamar megtelepedett a rizsföldeken és a mocsaras, lápos élőhelyeken, amelyek az eredeti élőhelyeihez hasonlóak. Azóta számos európai országban elterjedt (GISD 2019) (**4. ábra**). Elterjedését elősegíti, hogy az egyik legjelentősebb, étkezési céllal tenyésztett decapoda faj, jelenleg Kínában az egyik legjelentősebb gazdasági célból tenyésztett rákfaj, az őshonos és idegenhonos fajokat is figyelembe véve. A faj szinte kivétel nélkül bármilyen vizes

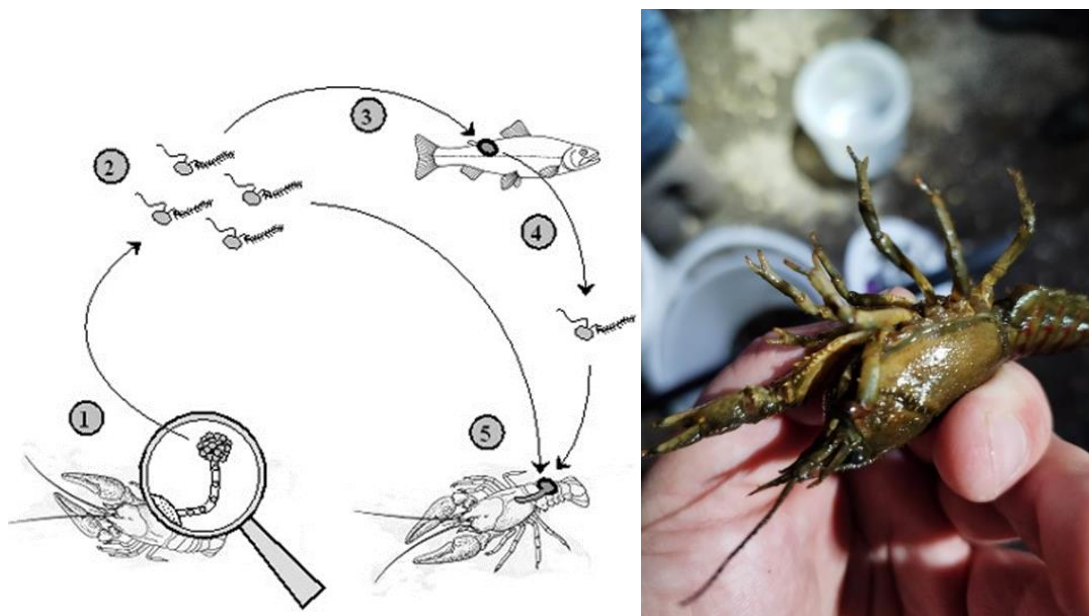
élőhelyen megtelepszik. A nagy, lassú folyamokban, gyors vízfolyásokban, nagy kiterjedésű természetes vagy mesterséges állóvizekben és az időszakos, esővizet befogadó kis kiterjedésű állóvizekben is megtalálja életfeltételeit. Az időszakos vízállás nem okoz problémát, mivel adaptálódott a periodikusan kiszáradó és feltöltődő élőhelyekhez (Oficialdegui et al. 2019). Kedvezőtlen viszonyok idején a szárazföldön egy éjszaka folyamán akár 3km-t képes megtenni új élőhely után kutatva. Jól tűrik az extrém hőmérsékletű időszakokat, ilyenkor a partfalakba, üledékbe ássák be magukat, akár 1 m mélységbe (Loureiro et al. 2015; Weiperth 2022).



4. ábra. A vörös mocsárrák jelenleg ismert elterjedése Európában (GISD 2019)

A vörös mocsárrák hatása jelentős az általa meghódított élőhelyek ökoszisztémáira. Elsősorban a vizes élőhelyek makrofita vegetációjának elfogyasztásával, ezzel megváltoztatja a fajösszetételét és abundancia viszonyait a teljes ökoszisztémának (Gherardi & Acquistapace 2007). Hasonló hatással van az egyéb akvatikus és egyes szemiakvatikus élőlényekre is, mint például a vízi puhatestűekre, vízi rovarokra, halakra, kételtűekre, mivel e taxonok különböző fejlődési szakaszaiban lévő egyedire komoly

predációs nyomást képes kifejezni (Loureiro et al. 2015; Gál et al. 2018, Weiperth 2022). Továbbá rongálja a töltéseket és gátakat a partfalakba ásott hosszú, akár másfél méteres járatokkal. Ezek sűrűsége és az egyes járatok mélysége miatt komoly anyagi problémákhoz és szivárgáshoz, valamint a védművek szerkezeti gyengüléséhez vezetnek. A gyökerező vízinövényzet elpusztítása és a partfalak folyamatos ásása a víz zavarosságát növeli, mivel a legkisebb áramlási sebesség megváltozása a finom szemcseméretű hordalékot egyből mobilizálja. A hordalékszállítás, illetve a mederanyag folyamatos mozgatása hatással van nem csak a teljes vízi, de a part menti ökoszisztémákra is, illetve az itt található táplálékhálózatokra (Matsuzaki et al. 2009; Vesely et al. 2021). Mint jövevényfaj, számos új endo-, és exoparazitát is hordoz. Képes az őshonos tízlábú rákok állományait jövevény parazitaival megfertőzni (5. ábra). Mivel a rizsföldek megfelelő élőhelyek lehetnek számára, a termésben is kárt tehet, így a mezőgazdaság termelékenységére is hatással lehet. Ezek összessége további természetvédelmi, ökológiai és nem utolsó sorban gazdasági kockázatot jelent (Kozák et al. 2015).



5. ábra. A rákpestis (*Aphanomyces astaci*) életmenete (http3) és a betegséggel fertőzött adult cifrarák egyed a Barát-patakból

Fotó: Berényi Dániel András

3.6 A vörös mocsárrák magyarországi helyzete

Magyarországról az első példányt a Városligeti-tóból gyűjtötték be 2015-ben (Weiperth et al. 2015). A faj reális hazai helyzetének felmérése érdekében szisztematikus monitorozás

kezdődött meg 2016-ban, melynek köszönhetően több budapesti termáltóban és a Duna főágának egy közel 130 fkm hosszú szakaszán, valamint számos mellékágában, továbbá számos pest-vármegyei kisvízfolyásban megtalálták önfenntartó állományait (Gál et al. 2018; Szendőfi et al. 2018; Weiperth 2022) (**6. ábra**). 2017-ben megjelent az egerszalóki termáltavakban, a kivezető csatornában és a Laskó-patakban, feltételezhetően illegális betelepítés következtében (Seprős et al. 2018a), majd 2019-ben Gyulán az Élővíz-csatornából kerültek elő juvenilis és kifejlett egyedei (Weiperth et al. 2020), majd 2021-ben Miskolctapolca fürdő mellett található termálvízű csónakázó tóban is előkerültek adult egyedei (Blaha et al. 2022, Weiperth 2022).



**6. Ábra: Vörös mocsárrák a Sulák-patakban, Érd, 2022.05.27.
Fotó: Berényi Dániel András**

3.7 A vörös mocsárrák szaporodásbiológiája

A vörös mocsárrák kiváló példája az R-stratégista fajoknak. Ivarérettsége nem függ az egyedek testméretétől, ami azt jelenti, hogy akár egy 40-45 mm-nél kisebb testhosszúságú egyed is már ivaréretté válhat (Holdich et al. 2006). Eredeti elterjedési területén a fő párzási időszak tavasszal, illetve kora nyáron zajlik. Viszont, ha a populációban jelen van

ivarérett nőstény és hím egyed, akkor szinte egész évben megfigyelhető. Hidegebb területeken a téli időszak lényegesen korlátozza az aktivitásukat. Ilyenkor a nőstények olyan mélyedéseket, üregeket ásnak, ahol megtörténhet a peteinkubálás és keltetés. A magas termékenységnek köszönhetően a peték száma 200-300 közé tehető, kivételes esetben meghaladhatja akár a 700-at is (Huner 2002). Az inkubáció ideje megfelelő hőmérsékletnél, ami 22°C, 2-3 hetet vesz igénybe, viszont alacsony hőmérsékleti viszonyoknál akár 6 hónapig is eltarthat. Melegebb éghajlatú övezetekben, például a mediterrán területeken egy évben kétszer is szaporodik (McClain & Romaine 2007). Gyors növekedésű faj, a juvenilis egyedek 3-5 hónapos korukra elérhetik az 50g-os testtömeget, részben e tulajdonságnak köszönhetően erősebb ellenfele az őshonos európai tízlábú rákfajoknak. Figyelemre méltó migrációs képességeinek köszönhetően gyorsan elfoglalja az új élőhelyeket (Gherardi et al. 2000). A márványrákhoz hasonlóan a vörös mocsárrák is hordozója/terjesztője az Európában őshonos fajokra veszélyes rákpestisnek (*A. astaci*). A faj terjedését nagyban segíti még a környezeti tényezőkkel szemben való magas ellenálló képessége is, így a szennyezett, más fajok számára nem megfelelő élőhelyeket is be tudja népesíteni. E tekintetben a márványráknál sokkal több hazai élőhely jelent számára új megtelepedési lehetőséget. Alapvetően termofilnak mondható, viszont kiválóan alkalmazkodik néhány generáció alatt az alacsony hőmérséklethez, illetve az évszakos lehűlő-felmelegedő vizekhez. Ennek köszönhetően túléli a hűvösebb évszakokat is (Holdich et al. 2006). Hazánkban végzett terepi megfigyelések során észlelték, hogy hidegebb térségekben pár napos felmelegedés hatására már aktívvá válnak az adult egyedek, amit a klíma lokális megváltozás tovább hosszabbíthatja a faj aktív időszakát. Részben ezzel is magyarázzák, hogy egyre hatékonyabban kolonizálja az új élőhelyeket (7. ábra).



**7. ábra: Téli éjszakán aktív vörös mocsárrák a Sulák-patakban, Érd, 2022.02.18.
Fotó: Berényi Dániel András**

3.8 Megelőzés, szabályozás, hasznosítás

A vörös mocsárrák további terjedésének megállítása esetén is kiemelt jelentőségűek a különböző közösségek számára elkészített figyelemfelkeltő, illetve tájékoztató anyagok, melyek bemutatják a faj valós veszélyeit. Európában mára egyre több állatkereskedő mellett halászati és természetvédelmi szakember mellett akvarista is felismeri a vörös mocsárrákot és tudnak az általa jelentett kockázatokról. A faj 2017-ben az Európai Unióban tiltólistás lett, ezzel párhuzamosan hazánkban sem lehet vele legális formában kereskedelmi forgalomban árusítani, de mind a mai napig egyes üzletekben, díszállat börzéken más fajok neve alatt megtalálhatóak különböző korcsoportú példányai (Weiperth 2022).

A vörös mocsárrák egyedek gyérítése, populációinak felszámolása a legtöbb esetben helyspecifikus védekezési technikák kombinációjával valósítható meg, de mivel a faj akár szárazföldön is képes terjedni, valamint jelentős járatrendszereket készít, így a kiirtott, csökkenetett állomány méret sokkal gyorsabban képes újra kolonizálni a megüresedett élőhelyeket, elérni a korábbi állomány méretet, illetve meg is haladni azt. Hazánkban rendelkezünk adatokkal, hogy az őshonos ragadozó halak közül a csuka (*Esox lucius*),

harcsa (*Silurus glanis*), menyhal (*Lota lota*), süllő (*Sander lucioperca*), illetve a vidra (*Lutra lutra*), a vaddisznó (*Sus scrofa*) és egyes gázlómadarak, mint a szürke gém (*Agretta cinerea*) és a nagykovács (*Agretta alba*) példányait fogyasztja (Seprős et al. 2018a, Weiperth et al. 2020a; Weiperth 2022). Így ragadozó halak telepítése mellett a természetvédelmi oltalom alatt álló madár és emlős fajok is segíthetnek a vörös mocsárrák állományok szabályzásában, esetleg csökkentésében (8., 9. ábra). Zárt vizekben eredményt lehet elérni a folyamatos csapdázással, illetve egyes kémiai irtószerekkel (biocidok) is (Loureiro et al. 2015).



**8. ábra: Vidra által levadászott *P. clarkii*, Paks
Fotó: Steiner Norbert**



**9. ábra: Vörös mocsárrák maradványokat tartalmazó vidra ürülék, Bara-patak, Érd, 2022.08.23.
Fotó: Berényi Dániel András**

A vörös mocsárrák az egyik legfontosabb állati eredetű élelmiszer számos országban. A nem gerinces fajok tekintetében a legnagyobb mennyiségben fogják, gyűjtik mind az

eredeti természetes elterjedési területén (USA déli államai, Mexikó északi rész), mind egyes kolonizált élőhelyeken (pl. Franciaország, Kína, Spanyolország, Portugália) (**10. ábra**). A faj világhódító terjedését nagyban segíti, hogy az egyik legjelentősebb, étkezési céllal tenyésztett édesvízi tízlábú rákfaj. Legjobb példa erre Kína, ahol ebből a fajból többet tenyésztenek, mint az ezt követő három tízlábú rákfajból együtt, ugyanakkor mind Kínában, mind a faj által kolonizált számos országban egyre inkább szembesül a faj különböző kártételeivel (<http5>).



10. ábra. Hazai diszkont élelmiszer boltban árusított import vörös mocsárrák készítmény

4. Anyag és módszertan

4.1. Rákok gyűjtése

A dolgozatomhoz elkészítéséhez szükséges vörös mocsárrák egyedeket három víztestben gyűjtöttük, melyekben évek óta igazolt, önfenntartó állománya él. A Barát-patak esetén a főváros és Budakalász határán található termál és egyéb csurgalék vizeket a főágba szállító mesterséges mellékág, míg a Sulák-patak esetén a patak Érd megyei jogú város Érd-Ófalu településrész határában jelöltük ki. A Városliget esetén a mintavételt a Vajdahunyad-vár körüli árokban végeztük el, mely jelentős csapadékvíz befogadása mellett az év jelentős részében termálvíz betáplálást is kap (**1. táblázat**). Összességében elmondható, hogy az egyedek gyűjtésére kijelölt mindhárom víztestet nagyfokú urbanizáltság jellemzi.

1. táblázat: A vízfolyások mintavételi szakaszainak kezdő pontjai

Víztest neve	Település	Mintavételi szakasz kezdő koordinátái	
		Északi szélesség	Keleti hosszúság
Barát-patak	Budapest (Békásmegyer)	47°36'33.00"	19° 3'43.08"
Sulák-patak	Érd (Érd Ófalu)	47°23'40.37"	18°57'3.31"
Vajdahunyad vár körli árokrendszer	Budapest	47°31'1.72"	19° 4'42.84"

4.2 Adatgyűjtés módszerei

A mintavételek során az adott taxonómiai osztályra vonatkozó megfelelő Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer (NBmR) és a Vízgyűjtőgazdálkodási Tervben (VGT) meghatározott Víz Keretirányelv (VKI) szerinti egyes taxoncsoportokra vonatkozó protokoll szerint mintáztunk (Forró 1997; Borics 2020). Az adatgyűjtések során vízi makroszkopikus gerinctelenek gyűjtésére tervezett merítőhálót, valamint elektromos halászgépet használtunk (**11. ábra**). Az alumínium keretre rögzített kézi merítőháló hálójának szemméret 950 µm szembőségű. Ez a szembőség garantálja, hogy az anya egyedekről épen levált kisméretű rák egyedeket is be lehet gyűjteni a mintavétel során.

Az elektromos halászgép használatát az indokolta, hogy a nagyobb testű rák egyedek minimális mintavételi ráfordítással párhuzamosan nagy hatékonysággal gyűjthetők azokban a vizekben, ahol ezt az egyes abiotikus feltételek lehetővé teszik (Weiperth et al. 2020b). A szákfejen található háló szembősége 2,5 mm, mellyel a juvenilis rák egyedek is könnyen megfoghatóak. A mintavételezést egy Hans-Grassl IG600-as háton hordozható

akkumulátoros halászgéppel végeztük. A halászgép több sorba kötött akkumulátorból, egy szabályozó egységből, anód és katód kábelből és az anód végén egy fémkeretű szákból, valamint a katód végén egy 2,5 m hosszú rézsodronyból áll. A használat során egyenáram kerül a vízbe, melynek erőterében a tizlábú rák egyedek mellett a halak és egyes akvatikus kételtűek és hüllők elektronarkózis állapotába kerülnek. Az elektronarkózis alatt az egyedek a szákhöz úsznak. Az elkábult egyedek rövid időn belül magukhoz térnek és sérülés mentesen visszahelyezhetők a vízbe.

A Barát-patak és a Vajdahunyd vár körüli árokrendszerben a jelentős mennyiségű szerves törmelék és a rendkívül finom üledék miatt használtunk nagyobb szembőségű merítőhálókat (szemméret 10 mm) segédszákként a megugró egyedek begyűjtésére. A Városligeti tavaknál a parttal párhuzamosan jártunk körben a beton partvédő falat. A meredek partfalak mentén merítőhálósval, sekélyebb részekenél a vízben gázolva mind kézi merítő hálósval, mind elektromos halászgéppel végeztük a gyűjtéseket. A Sulák-patak esetén nappal és éjjel, míg a Barát-patak és a Városliget esetén kizárólag éjjel végeztük el a mintavételezést, mert mind a Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatósága, mind a Liget Zrt. ez írta elő a kiadott kutatási engedélyekben. A mintavétel során az **1. táblázatban** szereplő koordinátáktól számítva a két vízfolyás esetén 3 x 150 métert gázolva halásztunk a vízfolyás hossz-szelvényében felfelé haladva. A Vajdahunyd vár mellett található árokrendszerben 150 méter hosszban jártuk be az adott víztestet a potenciális élőhelyek átvizsgálása során.



11. Ábra: Elektromos halászgéppel történő mintázás a Sulák-patakon

Fotó: Berényi Dániel András

4.3. Befogott rákok vizsgálata

A vizsgálat céljából begyűjtött rákokat a mintavételt követően laborba szállítottuk majd túlaltatással (benzokain 200 mg/l; ethyl 4-aminobenzoate, Norcaine) elöltük az egyedeket. Ezt követően a következő adatokat vettük fel:

- testtömeg (4 tizedes gramm pontossáig (digitális ékszermérleggel mérve)
- testhossz (rostrumtól a telsonig, digitális tolómérővel (**12. ábra**))
- petefészek tömeg. A rákok háti kitenlemezét eltávolítva az alatta lévő petefészeket kiemeltük és 4 tizedes gramm pontossággal megmértük (**13. ábra**).
- oocita átmérő mérés. A kiemelt petefészekmintákról ASH digitális nagyítóval (ASH FI800-102 Handheld Digital Microscope Ion 4.3, **14. ábra**) fényképeket készítettünk. A képekről ImageJ program segítségével pete átmérőt számoltunk. Mivel az oociták nem voltak tökéletes gömb alakúak, így egy petefészekből 15 petét választottunk ki és róluk két méretben (átmérőben) a legnagyobb és legkisebb méretet átlagoltuk (**15. ábra**).
- gonado-szomatikus index (GSI %) = petefészek tömegének aránya a testtömeghez képest = $(\text{petefészektömeg} / \text{testtömeg}) \times 100$



12. ábra. Testhossz + carapax hosszmérése

Fotó: Franyó Szonja



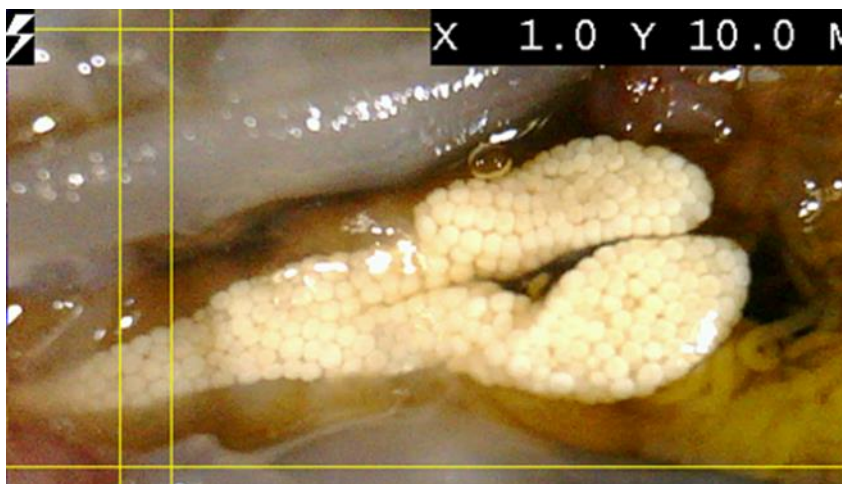
13. ábra: Három tizedesjegy pontosságú ékszerész mérleg

Fotó: Berényi Dániel András



14. ábra: Digitális mikroszkóp

Fotó: Berényi Dániel András



15. ábra. Digitális nagyítóval készített képek a petefészekről (fekete mezőben a sárga vonalak közötti metszéstávolságok láthatóak mm-ben, X: vízszintes, Y függőleges mérősíkban)

5.Eredmények

5.1. A vizsgált víztestek tízlábú rák-, hal- és teknősfajai

A két vízfolyás közül a Barát-patakban korábban négy (Szendőfi et al. 2018; Weiperth et al. 2020a), míg a dolgozatomban kutatásai során a vörös mocsárrák mellett a korábban már leírt két idegenhonos rákfajt előfordulását sikerült igazolnunk. A vörös mocsárrák mellett a cifrarák volt jelen, míg az Ausztrál vörössollósra és a márványra valószínűleg végleg kiszorult erről az élőhelyről. A Sulák-patakban a vörös mocsárrák állomány mára a teljes akvatikus és szemi-akvatikus közösség legdominánsabb fajává vált. A vizsgálatom ideje alatt a Városligetben található meleg és hidegvízű tavakban a márványra a legnagyobb tömegben előforduló makroszkopikus vízi gerinctelen szervezet. A korábbi vizsgálatokkal ellentétben a vörös mocsárráknak napjainkban csak egy kis, szigetszerű állománya maradt fent a Vajdahunyad vár körüli árokrendszerben (**2., 3 táblázat**). Fontos megjegyezni, hogy a 2022 áprilisában a Városligetben bekövetkezett halpusztulás során a felső, nagy termálóban a halállomány mellett a teljes vörös mocsárrák állomány kipusztult. Ezt a tavat 2023 márciusában és áprilisban kitakarították és ekkor végzett gyűjtések során nem került elő vörös mocsárrák. Így feltételezhető, hogy Városliget legnagyobb termálvizű tavából a faj teljesen eltűnt, akár csak a korábban leírt ritka, szintén idegenhonos tízlábú rákfajok és díszhalak (**4. táblázat**).

2. táblázat. A kutatás ideje alatt a vizsgált vízterekben megtalálható idegenhonos tízlábú rákfajok

Víztest	Felvételi szakasz helye	Megtalálható tízlábú rákfajok
Sulák-patak és vízrendszere	Érd	<i>P. clarkii</i>
Barát-patak	Budakalász	<i>P. clarkii</i> , <i>P. virginalis</i> , <i>F. limosus</i>
Városligeti tavak	Budapest	<i>P. virginalis</i> , <i>P. clarkii</i>

3. táblázat. A mintavételek időpontjai és gyűjtött egyedek száma

Vízrendszer	Település	Mintavétel időpontja	Gyűjtött egyedek száma nőstény/hím/juvenilis egyed
Barát-patak termálvizű mellékág	Budapest	2022.10.24.	191/202/676
		2023.02.13.	201/66/585
		2023.05.27.	46/92/306
		2023.06.04-22.	6/44/81
Sulák-patak	Érd	2022.11.26.	21/39/148
		2023.02.20.	17/21/55
		2023.05.30.	59/86/116
Városliget, Vajdahunyad vár	Budapest	2022.11.24.	-
		2023.02.21.	-
		2023.05.24.	2/3/0

4. táblázat. A kutatás ideje alatt a vizsgált vízterekben megtalálható őshonos és idegenhonos hal és teknős fajok

Víztest	Felvételi szakasz helye	Kimutatott őshonos fajok	Kimutatott idegenhonos fajok
Sulák-patak	Érd	domolykó (<i>Squalis cephalus</i>), jászkeszeg (<i>Leuciscus idus</i>), márna (<i>Babrbus barbus</i>), balin (<i>Leuciscus aspius</i>), bodorka (<i>Rutilus rutilus</i>), szivárványos ökle (<i>Rhodeus amarus</i>), szélhajtó küsz (<i>Aalburnus alburnus</i>), csuka (<i>Esox lucius</i>), mocsári teknős (<i>Emy orbicularis</i>)	ezüst kárász (<i>Carassius gibelio</i>), razbóra (<i>Pseudorasbora parva</i>), naphal (<i>Lepomis gibbosus</i>), tüskés pikó (<i>Gasterosteus aculeatus</i>), szivárványos guppi (<i>Poecilia reticulata</i>), sárgafülű ékszerteknős (<i>Trachemys scripta scripta</i>),
Barát-patak	Budakalász	domolykó (<i>Squalis cephalus</i>)	tüskés pikó (<i>Gasterosteus aculeatus</i>), szúnyogírtó fogasponty (<i>Gambusia holbrooki</i>)
Városligeti-tavak	Budapest	-	amur, (<i>Ctenopharyngodon idella</i>), fekete törpeharcsa (<i>Ameiurus melas</i>), bíborsügér (<i>Hemichromis</i> sp.), szúnyogírtó fogasponty (<i>Gambusia holbrooki</i>), guppi (<i>Poecilia reticulata</i>), kínai razbóra (<i>Pseudorasbora parva</i>), zebrasávós sügér, (<i>Amatitlania nigrofasciata</i>), sárgafülű ékszerteknős (<i>Trachemys scripta scripta</i>),

5.2 A vörös mocsárrák ivararánya a vizsgált élőhelyeken

A vizsgálat teljes időtartama alatt összesen 2976 vörös mocsárrák egyedet gyűjtöttünk. Ezek közül 1095 ivarilag meghatározható nőtény 564 ivarilag meghatározható hím, 1867 ivarilag nem meghatározható juvenilis példányt határoztunk meg (**3. táblázat**). A

mintavételek során minden kifogott egyedet elszállítottunk és a nőstényeket külön válogatva a laboratóriumba szállítást követően mélyaltattam és minden egyeden elvégeztem a szükséges méréseket (16. ábra).

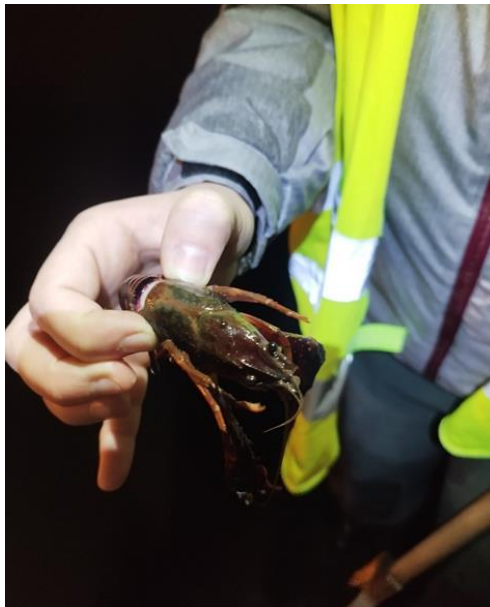


16. ábra. Hím (bal) és nőstény (jobb) vörös mocsárrák a Barát-patakból, Fotó: Ács Andrea Dóra

A Barát-patakból a vörös mocsárrák mellett 36 cifrarák és négy márványrák egyedet sikerült gyűjteni a vizsgálat teljes időtartama alatt. A Sulák-patak esetén más idegenhonos tizslábú rák egyed nem került elő a vizsgálat szakaszán, és a halállományát tekintve is egy igen erőteljesen módosított közösséget sikerült felmérni. A Budapest legnagyobb parkjában található Városligeti tóból az állomány a korábbi vizsgálatokhoz képest a töredékére csökkent és ennek oka ismeretlen (17. ábra). Minden bizonnyal a halpusztulások mellett ez a faj tolerálja legkevésbé az itt tapasztalható állandó zavarást. Érdekes, hogy a többi élőhellyel ellentétben itt csak egy alaklommal találtuk nagytestű egyedeket, míg a két vízfolyás esetén a juvenilis egyedek száma minden alkalommal meghaladta az ivarérett egyedek számát (átlag 62,7%). A két kisvízfolyásban 2022 őszétől a vörös mocsárrák gradációját regisztráltuk. A Sulák-patak esetén tavasszal is egy gradációs hullám figyelhető meg, míg a Barát-patak esetén a gradáció a nyári meleg időszak beálltaig szinte folyamatos. Becsléseink szerint a két vízfolyásban végzett mintavételek során a juvenilis egyedek csupán 25-30%-át sikerült megfogni elektromos halászgép és segédszákok alkalmazásával.

A 2021-óta végzett vizsgálataink során megállapítható, hogy a Barát-patakan a másik két inváziós tizslábú rákfaj folyamatosan szorul ki a patak teljes hossz-szelvényében és a

termálvíz terhelte mellékágban is. A vízfolyásban a vörös mocsárrák korcsoport eloszlása évszakos dinamikát mutat: ősszel a kifogott egyedek 6%-a juvenilis példány volt (**18. ábra**). Az évek során az összesített egyedszámok átlag 355 ± 206 egyed egy 150 méteres szakaszon.



17. ábra. Elpusztult vörös mocsárrák a Vajdahunyad-vár előtti vizes árokból
Fotó: Berényi Dániel András

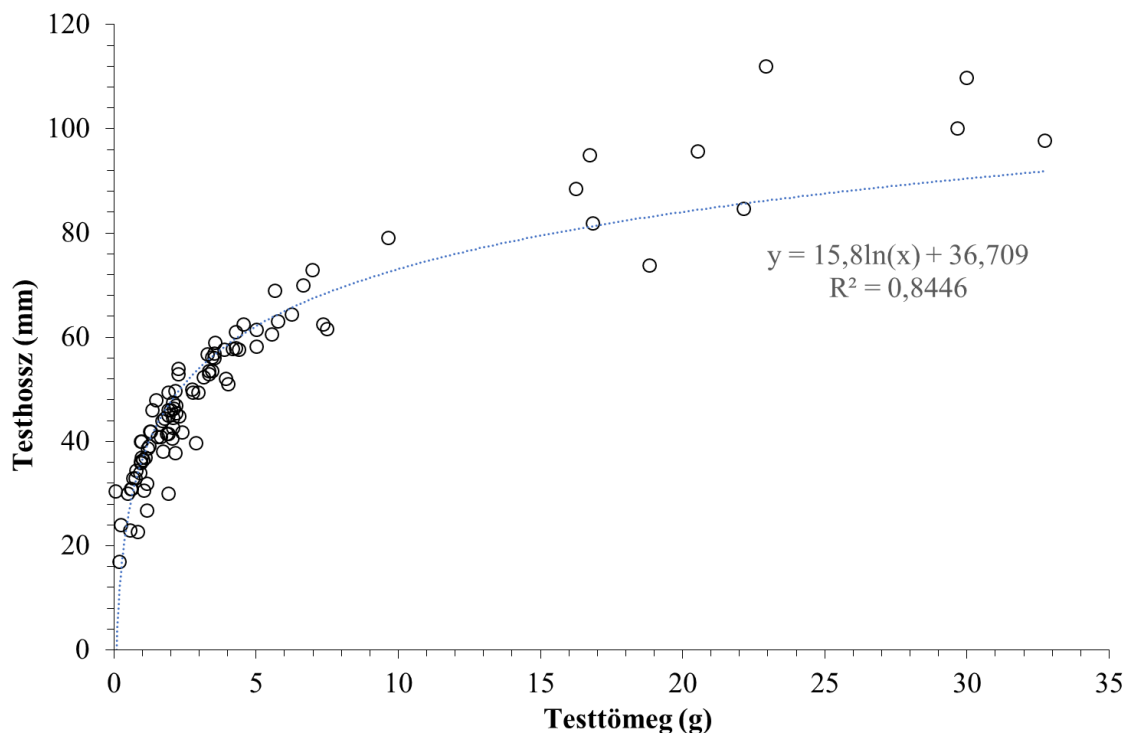


18. ábra. A Barát-patak egy 150 méteres szakaszán gyűjtött vörös mocsárrák nőstények
Fotó: Ács Andrea Dóra

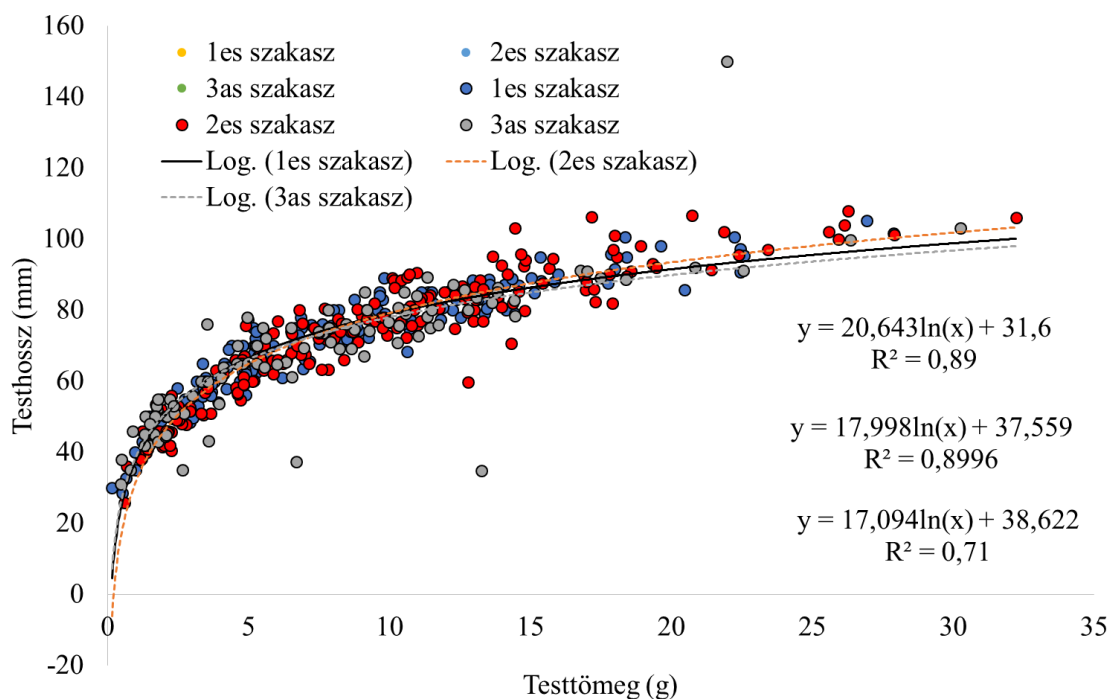
A Sulák-patak vízgyűjtőjén végzett vizsgálatok alapján kijelenthetjük, hogy a Budapest, Érd és Diósd között található három kisvízfolyásban (Sulák-patak, Diósd-árok és a Bara-patak) egy stabil és erős vörös mocsárrák állománya él. Azonban a Sulák-patak és a Diósd-árok medrére létesített, Érdliget területén található jóléti tó időszakos kiszáradást okoz mind az alsó, mind a felső szakaszokon. A járatrendszerekben a populáció egy része képes átvészelni a különböző száraz időszakokat. Számos állandó, bővizű forrásának köszönhetően a Bara-patakban és Sulák-patak érdei szennyvíztisztító alatti szakaszán továbbra is zavartalanul tud szaporodni a folyamatos vízhozamoknak köszönhetően. A kialakítását követően a jóléti tóban a faj egyből megjelent 2017 tavaszán, de a tóban élő populáció méreteiről nincsenek pontos adatok.

5.3 Testhossz-testtömeg vizsgálat eredményei

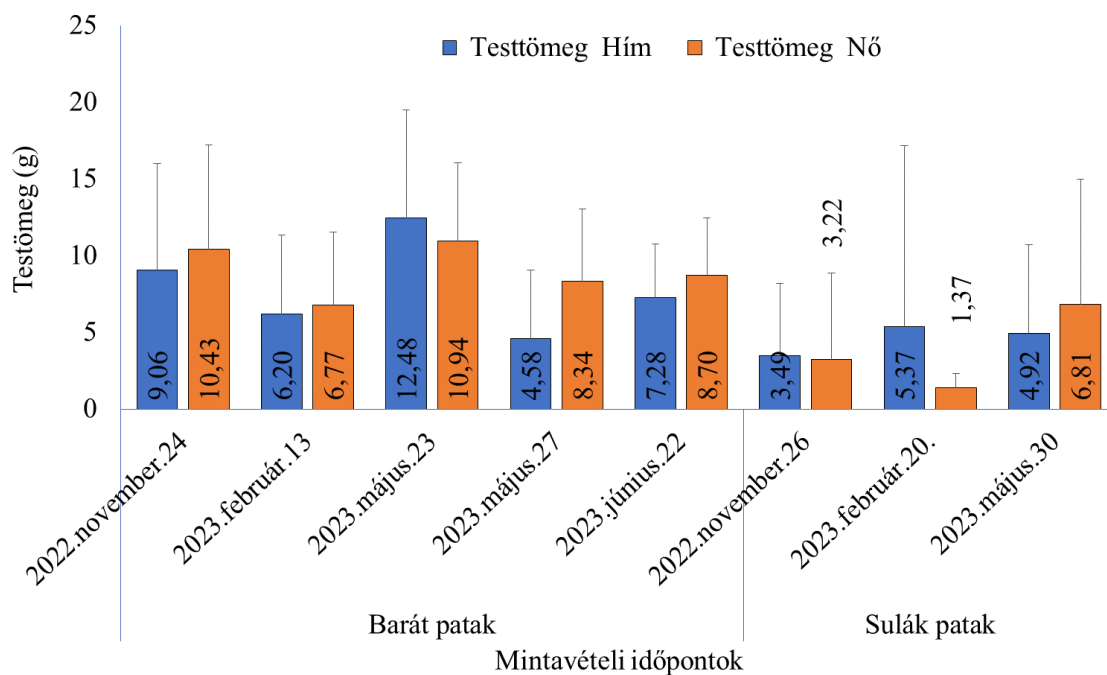
A testhossz-testtömeg összefüggések elvégzéséhez szükséges elégséges mintaszám a két vízfolyás esetén állt rendelkezésre. Az elvégzett elemzések eredményeit a **19., 20 és 21. ábrán** ismertetem. Az ábrákon látható, hogy míg a Sulák-patakban mindhárom szakasz testhossz-testtömeg összefüggése azonos, addig a Barát-patak esetén kisebb eltérések figyelhetők meg a három szakasz testhossz-testtömeg összefüggésében. A 2.es szakaszon gyűjtött egyedek kondíciója kis mértékben jobb, mint a forrásnál és a barát-patak torkolati szakaszánál felmért állományoké (**20. ábra**).



19. ábra. A Sulák-patakban gyűjtött vörös mocsárrák egyedek testhossz-testtömeg összefüggése



20. ábra. A Barát-pataokban gyűjtött vörös mocsárrák egyedek testhossz-testtömeg összefüggése



21. ábra. Sulák- és a Barát pataokban gyűjtött hím és nőstény egyedek testtömeg eloszlása

5.4 Petefészek vizsgálatok eredményei

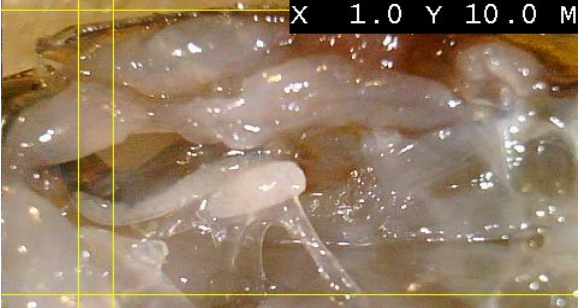
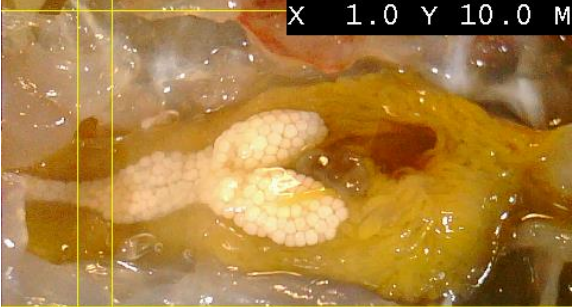
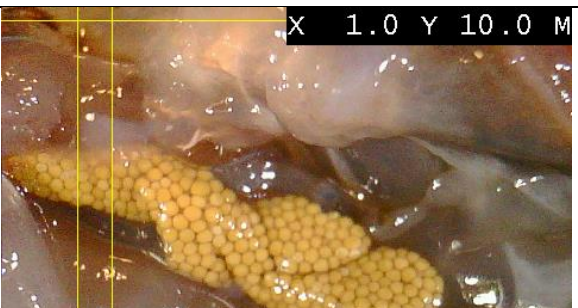
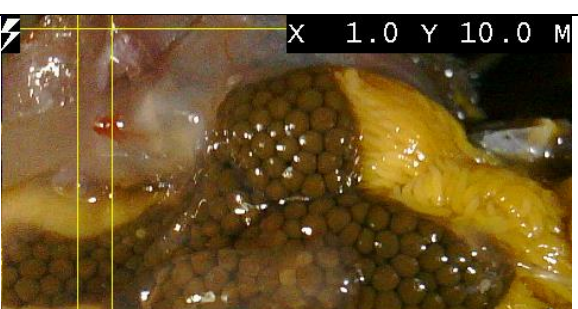
A petefészekképletek alapján négy ivaréresi fázisra lehetett bontani a vörös mocsárrákok peteérését a Barát-pataokban mindhárom szakaszon gyűjtött minták alapján. Az általunk jellemzőnek ítélt fázisokat és leírásokat az **5. táblázat** ismerteti. Ki kell emelni, hogy

különböző ivarérettségben lévő vörös mocsárrák nőtények mellett a korábbi évekhez hasonlóan kis rákokat hordozó nőtény egyedeket is sikerült befogni (**22., 23. ábra**). Ez azt jelenti, hogy a szaporodási időszak e faj esetében sem korlátozódik egy adott szaporodási ciklushoz, a nőtény egyedek egyedileg érlelik be a petéiket, melynek ütemét az egyed kondíciója határozza meg. A Barát-patak évszakos mintáit elemezve megállapítható, hogy novemberben volt a legkisebb az átlagos GSI%, de ekkor volt a legnagyobb az értékek szórása. Az ekkor gyűjtött nőtény egyedek többsége petefészke üres, vagy még inaktív állapotban volt, de emellett számos nagy GSI értékkel rendelkező egyed is sikerült gyűjteni. Vagyis ebben a mintában a két szélsőérték (már éppen leadta a petéket – éppen leadás előtt volt) szerepelt. A februári mintákban látjuk a legmagosabb GSI értékeket, de az ehhez tartozó szórás az egyedek közti nagy különbségeket mutatja. Májusban és júniusban csökkenő GSI értékek, mellyel a szórás is csökken. Ezt azzal magyarázhatjuk, hogy a nagy petefészkekkel rendelkező egyedek már leszáporodtak és az ezt követő időszakban fog elindulni az oogenezis (**26. ábra**).

A Sulák-patak általunk vizsgált szakasza nem kap termálvíz terhelést, ellentétben a Barát-pataktól vagy a Városligetben található vizes élőhelyektől. A 2022-2023-ban tapasztalt anomáliának az okát további vizsgálatokkal tudjuk csak feltárni. A rendkívül magas inaktív petefészkek okát fel kell tárnunk, mert ha szennyezés, vagy a környezet által kiváltott stressz okozta, akkor ennek a faj gyérítését szolgáló intézkedésekben lehet kamatoztatni. Ugyanakkor fontos figyelembe venni, hogy 2022-ben a Sulák-patak jelentős része, Érd belterületének teljes szakasza egészen a szennyvíztisztító telep bevezetésig többször, tartósan kisáradt. 2023-ban pedig összesen hét villámárvíz vonult le a teljes vízgyűjtőn. Könnyen elképzelhető, hogy ezekre a szélsőséges vízjárásokra így reagál faj. Ennek kiderítésére viszont további vizsgálatokat kell végezni.

A Barát-patakban 2021-ben és a mostani vizsgálatban, valamint a Sulák-patakban 2021-2022-ben kapott magas szórás és a GSI% átlagaiban látható kiugrások alátámasztják azt a felvetést, hogy akár hőterhelést kapó víztestről (**22. ábra**), vagy évszakos dinamikát mutató vízfolyásról van szó (**23. ábra**), folyamatosan megtalálható mind a négy ivaréresi fázis mindkét populációban (**24., 25., 26. ábra**).

5. táblázat. A vörös mocsárrák nőtények petefészek érettségének (ivarérettség) fázisai a Barát-patakban

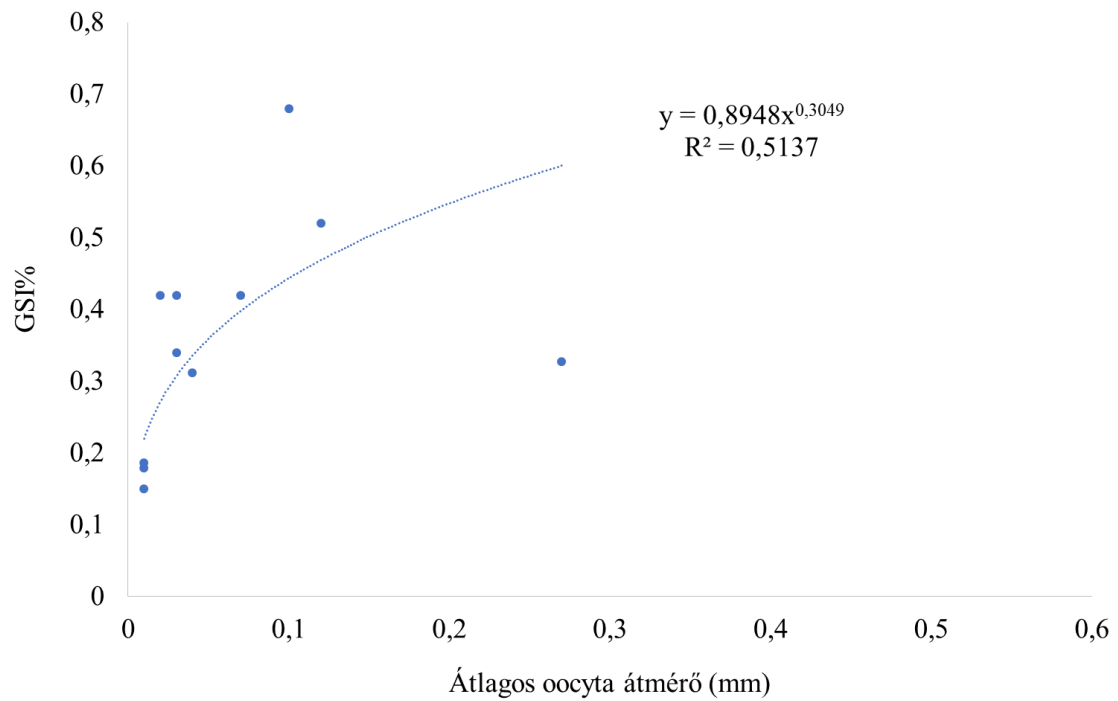
Jellemző petefészek képletek Vörös mocsárrák	Oocyta átmérő (μm)	GSI (%)	Test- tömeg (g)	Leírás
	143,3	0,224	24,1	I. Ivarilag éretlen oocitákat tartalmazó petefészekminta. A petefészek inaktív állapotban van
	262	0,321	29,6 g	II. Ivarilag éretlen oocitákat tartalmazó petefészekminta (vitellogenezis kezdete)
	393,8	3,243	12,6 g	III. Ivarilag köztes fejlődésű oociták (vitellogenikus szakasz)
	698,1	3,176	19,9 g	IV. Ivarilag érett oocitákat tartalmazó petefészekminta (vitellogenezis végső szakasza)



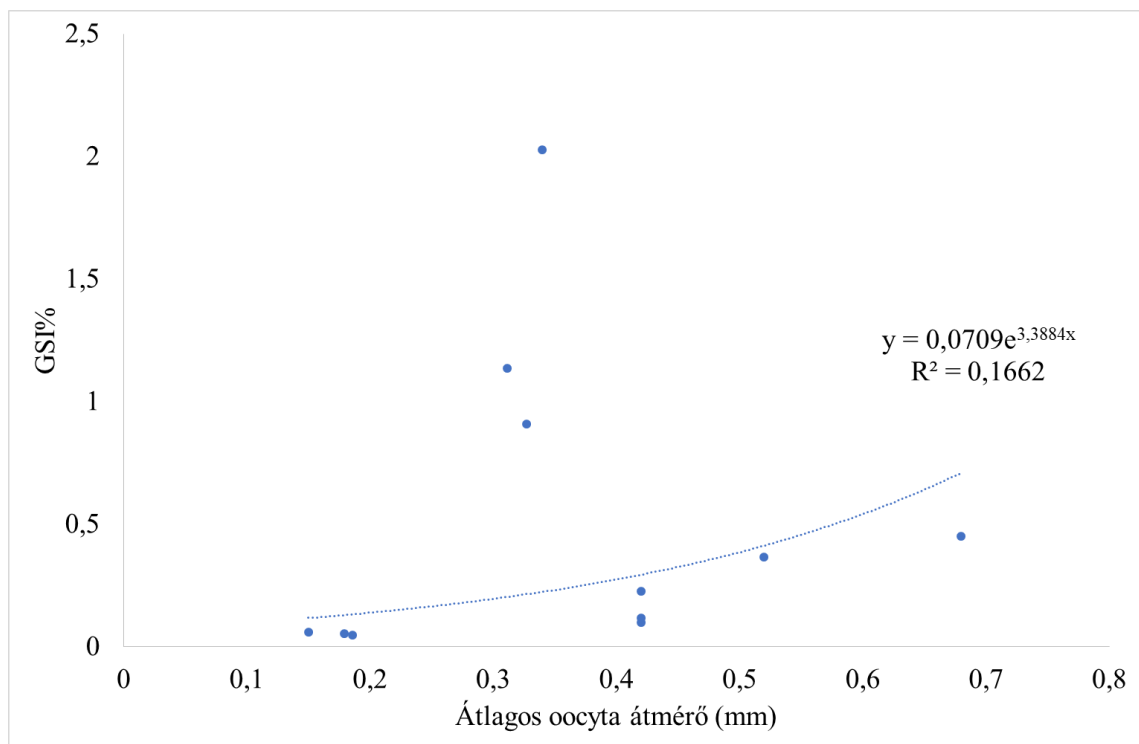
22. ábra. Pete- és kistrákokat hordó nőstény vörös mocsárrák a Barát-patakból 2021.10.18-án
Fotó: Dr. Weiperth András



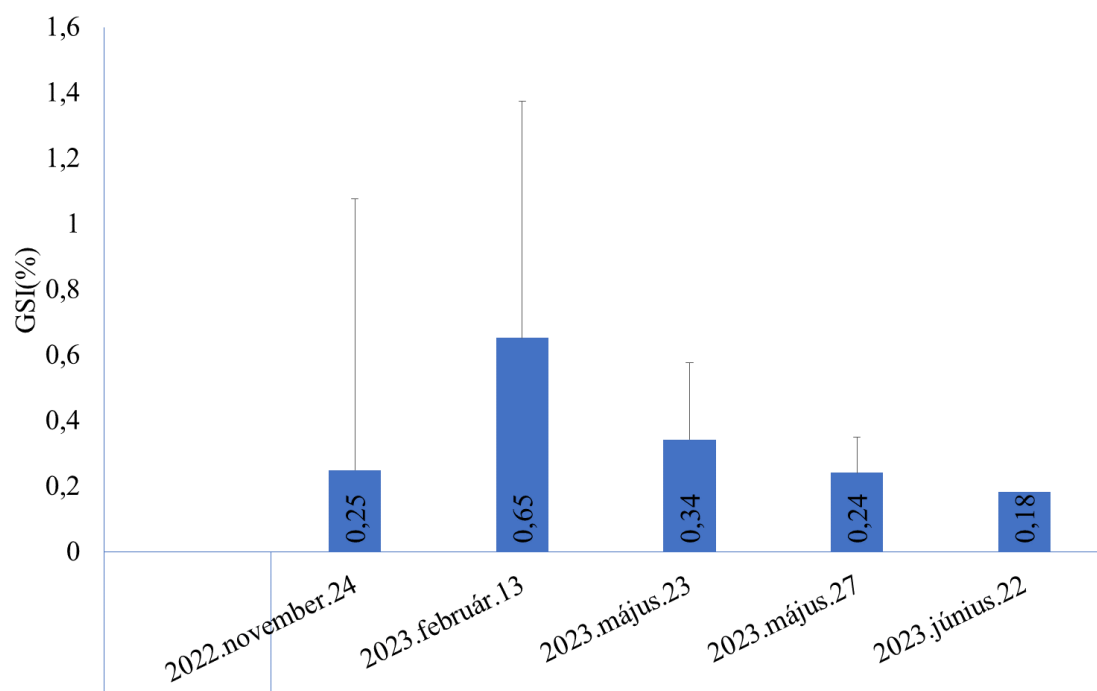
23. ábra. Kistrákokat és termékeny petéket hordó nőstény egyedek a Sulák-patakból 2022.08.23-án
Fotó: Berényi Dániel András



24. ábra. A Sulák-patakban gyűjtött nőstény egyedek GSI% eloszlása a petefészekben mért átlagos oocya méret függvényében



25. ábra. A Barát-patakban gyűjtött nőstény egyedek GSI% eloszlása a petefészekben mért átlagos oocya méret függvényében



26. ábra. A Barát-patakban gyűjtött nőstény egyedek GSI% eloszlása a mintákban

6. Következtetések és javaslatok

Az általunk végzett terepi és laboratóriumi vizsgálatok alapján kijelenthető, hogy a Sulák-patakban 2022 ősze és 2023 nyara alatt a nőstény egyedek jelentős része inaktívvá vált. Ennek okát csak találgatni tudjuk. A 2021-2022 során végzett vizsgálatok eredményei alapján nyár elején és végén is van egy-egy intenzívebb szaporodási időszakai a vörös mocsárrák populációnak. A most vizsgált periódusban ezt nem sikerült kimutatni. Annak feltárása, hogy ezt a jelenséget a klímaváltozás, az adott vízfolyás élőhelyeinek leromlása és a folyamatos szennyezések külön-külön, illetve együtt okozzák, további vizsgálatokkal kívánjuk meghatározni. Bár látunk pozitív példákat is, például a számos őshonos halfaj ivadéka megtalálható a vizsgált szakaszon, amelyek a mintázások folyamán kerültek elő, azonban pont ez és a víztest jellege akadályozza meg az egyszerűbb, kiterjedtebb, akár a hossz-szelvény mentén több folyam kilométeres szakaszokat is érintő vegyszeres irtást. Továbbá nem tudjuk kizárni az érdi záportározó felől történő újra fertőzés/kolonizálás lehetőségét sem. A Sulák-patak esetén kizárólag a folyamatos, szisztematikus gyérítés megoldható, a hatékonyabb gyérítés további vizsgálatokat igényel specifikusan az adott élőhelyre. Emellett a vízügyi és a településen belüli meder és partfal kezeléseket is úgy kell ütemezni, hogy ne segítse, hanem gátolja a további állomány növekedést, terjedést. Az Érd belterületén található záportározó esetén komplex kezelési terv szükséges ahhoz, hogy a vörös mocsárrák egyik fontos inkubációs élőhelyét megszüntessék és az állomány onnan ne tudjon a folyásirányba, illetve onnan kiindulva a felső szakaszok felé terjedni.

A Barát-patak esetén szintén probléma, hogy a víztest jelen esetben egy folyamatos hőterhelést kapó mesterséges csatorna, melynek jelentős csapadékvíz elvezető funkciója is van a vízfolyás főága felé. A termálvíz terhelés hatása az itt gyűjtött egyedek testhossz-testtömeg összefüggésénél látható, mert februárra mind a hímek, mind a nőstények kondíciója kis mértékben leromlik, feltételezhetően a kevesebb bejutó tápláléknak köszönhetően, illetve a sokszor változó abiotikus környezetnek, amit az útfelületek irányából bemosódó szennyező anyagok is okozhatják. A Sulák-patakhoz hasonlóan itt is a folyamatos fizikai gyérítés jelentheti az egyetlen tartós megoldást az állomány csökkentésére, illetve felszámolására. A két fő szaporodási időszakban a nőstény egyedek begyűjtésével az állomány hosszabb távon csökkenthető lehet. A kutatásaink folytatásaként ezt ki kívánjuk próbálni a Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóságának a közreműködésével.

A két vizsgált vízfolyás jövője nagyban függ az emberi tényezőtől. A Barát-patak példája jól mutatja, hogy a faj képes a robbanásszerű populáció növekedésre. 2020-ig egy-egy példánya került elő a Barát-patak főágából (Vesély et al. 2021). A Sulák-patak jelenleg nem terhelte termálvízzel, azonban a klímaváltozás hatásai és a szélsőségesé tette vízhozam változások könnyen segíthetik, de az idei év tapasztalatai alapján csökkenthetik is az állomány gyors, növekedését. A Dunával való folyamatos összeköttetés és az őshonos, valamint védett fajok jelenléte még fontosabbá teszi a dolgozatomban elvégzett kutatásokat, de egyben rávilágítanak a további feladatokra. A Barát-patak állapotának változása bepillantást enged egy szomorú és minden tekintetben sivárabb jövőbeni környezetbe, de egyben jó mintaterület annak megértésére, hogy mi vár hazánk vizeire, ha több inváziós tízlábú rákfaj együtt fejti ki a hatását.

A 2022 novemberi és 2023 februári mintázások során mindkét vízfolyásból előkerülő kiskarókat, illetve petéket hordozó nőstény egyedek meglepő megfigyelés, mert a szakirodalomban (pl. Holdich et al. 2009; Kozák et al. 2015; Loureiro et al., 2015; Souty-Grosset et al. 2016) ilyen késői időszakban nem írtak még le ennyire eltérő szaporodási ciklusban lévő egyedeket egy adott élőhelyről. Ugyanakkor további terepi felmérések és kísérletes vizsgálatok szükségesek annak eldöntésére, hogy a viszonylag későn szaporodó nőstények petéi és az anyaállatról leváló kiskarók mennyire hatékonyan képesek áttelelni.

A Városligetből előkerülő alacsony mintaszám érdemi elemzésekre nem adtak lehetőséget. A 2015 óta végzett monitoring felmérések mellett további vizsgálatok szükségesek a vörös mocsárrák állományában bekövetkezett változások meghatározása érdekében. A 2022 tavaszán bekövetkezett halpusztulás során a vörös mocsárrák állomány is az érintett víztestekből teljes mértékben eltűnt. Ezt igazolja, hogy 2023 tavaszán történt leeresztéskor és takarításkor a korábbi ilyen beavatkozásokkal ellentétben egyetlen példány sem került elő. Részben ennek köszönhetően robbanásszerű állomány növekedést produkált a márványrák a felső, mélyebb, állandó vizű tóban. A 2023-ban gyűjtött vörös mocsárrák egyedek a pusztulással nem érintett csatornahálózat távoli pontján kerültek elő a Vajdahunyad vár délkeleti oldalán. A Városliget esetén kapott eredmények igazolják, hogy a tavak esetében a kémiai gyérítés és irtás is egy opcionális védekezési forma lehet, de kizárólag az ott található biotát alkotó érzékeny taxonok (pl. halak, kételtűek, madarak) figyelembevételével.

A kutatásaimat MSc témám keretében folytatni kívánom, és a tervezett vizsgálatainkban nagyobb hangsúlyt szeretnénk fektetni a hímek spermacsatornáiban található érett

hímivarsejtek meghatározására, hogy még pontosabb eredményt tudjunk adni a szaporodási ciklusok tekintetében.

7. Összegzés

Tudományos diákköri dolgozatom eredményeinek összesítése után elmondható, hogy a Pannon biogeográfiai régióban a biológiai inváziók, a természetes élőhelyek elvesztése, az urbanizáció és a klímaváltozás egyre nagyobb veszélynek teszi ki az itt található sérülékeny és egyedi élővilágot. Az inváziós fajok közül a tudományos diákköri kutatásom keretében vizsgált vörös mocsárrák állományának mérete és az általa okozott károk nagysága a különböző inváziós kockázatbecslések számításai alapján jelentősen meg fognak nőni. A dolgozatomban bemutatott szaporodás- és populációbiológiai eredmények nem csak hazánk tekintetében, de korábbi vizsgálatokkal összehasonlítva is egyedülálló, mert sikerült igazolni a faj folyamatos szaporodását mind termálvíz terhelte, mind évszakos periódust követő víztestekben. Ezen ismeretek pedig elengedhetetlenek a jövőben tervezett gyérítési programok megtervezéséhez.

Köszönetnyilvánítás

Szeretném megköszönni témavezetőimnek, Dr. Müller Tamásnak, Dr. Weiperth Andrásnak és Bányai Zsombor Márknak az odaadó munkájukat, biztatásukat és a segítségüket a terepi, a laboratóriumi munkák során. Továbbá köszönöm a MATE AKI Természetesvízi Halökológiai Tanszék valamennyi munkatársának, a Dél-Bohémiai Egyetemről Antonin Kouba és Martin Blaha, valamint Bérczes Fanni, Franyó Szonja, Király Kinga, Ács Andrea Dóra, Zsigmond Richárd és Rózsa András hallgató társaimnak a szakmai tanácsaikat, valamint a terepen és a minták feldolgozásánál nyújtott segítséget. Valamint nem utolsósorban családomnak, barátaimnak, akik mindig támogattak és bármikor segítségemre voltak akármit is kértem tőlük.

Irodalomjegyzék

- Blaha, M., Weiperth, A., Patoka, J., Szajbert, B., Balogh, R.E., Staszny, Á., Ferincz, Á., Lente, V., Maciaszek, R., Kouba, A. (2022): The pet trade as a source of non-native decapods: the case of crayfish and shrimps in a thermal waterbody in Hungary. *Environmental Monitoring and Assessment*. 194:795. <https://doi.org/10.1007/s10661-022-10361-9>
- Borics G. (szerk) (2020): A Víz Keretirányelvben megjelölt biológiai minősítő elemek mintavételére és az ökológiai állapotértékelés elvégzéséhez. Módszertani Kézikönyv. OVF, Budapest, 228 p. https://vizeink.hu/wp-content/uploads/2022/10/VGT3/hatteranyagok/6_1_hatteranyag_Biol_minosites_okopotencial.pdf
- Bovbjerg, R.V. (1956): Some factors affecting aggressive behavior in crayfish. *Physiological Zoology* 29(2): 127–136.
- Bódis, E., Borza, P., Potyó, I., Weiperth, A., Puky, M., Guti, G. (2012): Invasive mollusc, macrocrustacea, fish and reptile species along the Hungarian Danube section and some connected waters. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* 58 (Supplment 1): 29–45.
- Bubb, D.H., Thom, T.J., Lucas, M.C. (2004): Movement and dispersal of the invasive signal crayfish *Pacifastacus leniusculus* in upland rivers. *Freshwater Biology* 49(3): 357–368.
- Covich, A.P., Palmer, M.A., Crowl, T.A. (1999): The role of benthic invertebrate species in freshwater ecosystems: zoobenthic species influence energy flows and nutrient cycling. *BioScience* 49(2): 119–127.
- Crandall, K.A., Buhay, J.E. (2007): Global diversity of crayfish (Astacidae, Cambaridae, and Parastacidae-Decapoda) in freshwater. In *Freshwater Animal Diversity Assessment*. 595(1): 295–301.
- Forró L. (szerk.) (1997): Nemzeti-Biodiverzitás-monitorozó-Rendszer V. Rákok, szitakötők és egyenesszárnyúak. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, pp: 44.
- Gál, B., Kuřiková, P., Bláha, M., Kouba, A., Jiří, P., Danyik, T., Farkas, A., Farkas, J., Weiperth, A. (2018): Distribution of Decapoda in Hungary and the impacts of the invasive red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*, Girard 1852) to the native ecosystem. 5th European Congress of Conservation Biology - ECCB 2018, 12–15. 06. 2018., University of Jyväskylä, Finland. <https://peerageofscience.org/conference/eccb2018/107373/>
- Gábris, V. (2019): Az inváziós vörös mocsárrák (*Procambarus clarkii* Girard, 1852) megjelenése, terjedése és hatása az egyes fővárosi és Pest megyei vízfolyások halfaunájára. MSc diplomadolgozat, ELTE TTK, pp: 46.

- Gál, B., Gábris, V., Csányi, B., Cser, B., Danyik, T., Farkas, A., Farkas, J., R. Gebauer, Répás E., Szajbert, B., A. Kouba, J. Patoka, L. Parvulescu, Weiperth, A. (2018): A vörös mocsárrák *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) jelenlegi elterjedése és hatása a Duna egyes magyarországi befolyóinak halfaunájára. *Pisces Hungarici* 12: 71–76.
- Gherardi, F., Barbaresi, S., Salvi, G. (2000): Spatial and temporal patterns in the movement of *Procambarus clarkii*, an invasive crayfish. *Aquatic Sciences* 62(2): 179–193.
- Gherardi, F., Acquistapace, P. (2007): Invasive crayfish in Europe: the impact of *Procambarus clarkii* on the littoral community of a Mediterranean lake. *Freshwater Biology* 52(7):1249–1259.
- Guti, G. (2017): Idegen halfajok a Duna magyarországi szakaszán-a problémák kezelésének stratégiai kérdései. *Pisces Hungarici* 11: 5–17.
- Haraszty L. (szerk.) (2014): Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon, Pro Vértess Közalapítvány, Csákvár, pp. 955.
- Haraszthy L. (szerk.) (2022): Özönállatfajok Magyarországon. Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság – Külgazdasági és Külügyminisztérium, Budapest. /Rosalia kézikönyvek 5./
- Holdich, P., Haffner, P., Noël, P., Carral, J., Füreder, L. et al.. Chapter 3. Species files. Souty-Grosset C., Holdich D.M., Noël P.Y., Reynolds J.D., Haffner P. (2006): Atlas of Crayfish in Europe, Muséum national d'Histoire naturelle, Paris Patrimoines naturels, 64: 49–129.
- Holdich, D. M., Reynolds, J. D., Souty-Grosset, C., Sibley, P. J. (2009): A review of the ever increasing threat to European crayfish from non-indigenous crayfish species. *Knowledge and management of aquatic ecosystems* 11: 394–395.
- Huner, J.V. (2002). *Procambarus*. Biology of freshwater crayfish. pp. 541–584.
- Kawai, T., Scholtz, G., Morioka, S., Ramanamandimby, F., Lukhaup, C., Hanamura, Y., (2009): Parthenogenetic alien crayfish (Decapoda: cambaridae) spreading in Madagascar. *Journal of Crustacean Biology* 29(4): 562–567.
- Kouba, A., Petrusek, A., Kozák, P. (2014): Continental-wide distribution of crayfish species in Europe: update and maps. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* (413): 5.
- Kovács 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, CZE, pp: 455.
- Kozubikova, 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.
- Lodge, D.M., Hill, A.H. (1994): Factors governing species composition, population size, and productivity of cool water crayfishes. *Nordic Journal of Freshwater Research* 69: 111–136.
- Lodge, D.M., Taylor, C.A., Holdich, D.M., Skurdal, J. (2000): Nonindigenous crayfishes threaten North American freshwater biodiversity: lessons from Europe. *Fisheries* 25(8): 7–20.

- Loureiro, T.G., Anastácio, P.M.S.G., Araujo P.B., Souty-Grosset C., Almerão M.P. (2015): Red swamp crayfish: biology, ecology and invasion - an overview. *Nauplius* 23(1): 1–19.
- Ludányi, M., Petters E.T.H.M.E., Kiss, B., Roessink, I. (2016): Distribution of crayfish species in Hungarian waters. *Global Ecology and Conservation* 8: 254–262.
- 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: 543–559.
- Maciaszek, R., Jablonska, A., Hoitsy, M., Prati, S., Swiderek W. (2021): First record and DNA barcodes of non-native shrimp, *Caridina babaulti* (Bouvier, 1918) in Europe. *The European Zoological Journal* 88(1): 816 –823.
- Mathers, K.L., Chadd, R.P., Extence, C.A., Rice, S.P., Wood, P.J. (2016): The implications of an invasive species on the reliability of macroinvertebrate biomonitoring tools used in freshwater ecological assessments. *Ecological indicators* 63: 23–28.
- Matsuzaki, S.S., Usino, N., Takamura N., Washitani, I. (2009): Contrasting impacts of invasive engineers on freshwater ecosystems: an experiment and metaanalysis. *Oecologia* 158(4): 673–686.
- McClain, W.R., Romaine, R.P. (2007): *Procambarid* crawfish: life history and biology. Southern Regional Aquaculture Center, 2403.
- Momot, W.T. (1995): Redefining the role of crayfish in aquatic ecosystems. *Reviews in Fisheries Science* 3(1): 33–63.
- Moyle P.B., Ligth T. (1996): Biological invasions of freshwater: Empirical rules and assembly theory. *Biological Conservation*, 78(1–2): 149–161.
- Noël, P., Guinot, D. (2007): Non-indigenous freshwater crabs in France: a new occurrence of a potamid near Nice. In: *Biological invaders in inland waters: Profiles, distribution, and threats* (edt. F., Gherardi): pp.77-90
- Oficialdegui, F.J., Claver M., Sánchez, I.M., Green, A.J., Boyero, L., Michot, T.C., Klose, K., Kawai, T., Lejeusne, C. (2019): Unravelling the global invasion routes of a worldwide invader, the red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*). *Freshwater Biology* 64(2): 1–19.
- Olden, J.D., Whattam, E., Wood, S.A. (2020): Online auction marketplaces as a global pathway for aquatic invasive species. *Hydrobiologia* 848: 1967–1979. <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04407-7>
- Patoka, J., Buřič, M., Kolář, V., Bláha, M., Petrtyl, M., Franta, P., Tropek, R., Kalous, L., Petrusek, A., Kouba, A. (2016): Predictions of marbled crayfish establishment in conurbations fulfilled: Evidences from the Czech Republic. *Biologia* 71: 1380–1385.
- Patoka, J., Magalhães, A.L.B., Kouba, A., Faulkes, Z., Jerikho, R., Vitule, J.R.S. (2018): Invasive aquatic pets: failed policies increase risks of harmful invasions. *Biodiversity and Conservation* volume 27: 3037–3046.

- Pöckl, M., Holdich, D. M., Pennerstorfer, J. (2006): Identifying native and alien crayfish species in Europe. European project CRAYNET, 1–47.
- Sály, P., Takács, P., Kiss, I., Bíró, P., Erős, T. (2012): Lokális és tájleptékű tényezők hatása a jövevény halfajok elterjedésére a Balaton vízgyűjtőjének kisvízfolyásaiban. *Állattani Közlemények* 97(2): 181–199.
- Seprős, R., Csányi, B., Danyik, T., Farkas, A., Gábris, V., Gál, B., Répás, E., Szajbert B., Weiperth, A. (2018a): Idegenhonos inváziós tízlábú rákok (Crustacea: Decapoda) aktuális helyzete. Magyarország Környezeti Állapota 2017. Herman Ottó Intézet, Budapest, pp: 62–70.
- Seprős R., Farkas A., Sebestyén A., Lökkös A., Kelbert B., Gál B., Puky M., Weiperth A. (2018b): Current status and distribution of non-native spiny cheek crayfish (*Faxonius limosus* Rafinesque, 1817) in Lake Balaton. *Hungarian Agricultural Research*, 27 (3): 20–26.
- Souty-Grosset, C., Holdich, D.M., Noel, P.Y., Reynolds, J.D., Haffner, P. (2006): Atlas of crayfish in Europe. Paris, France: Muséum national d'Histoire naturelle, pp. 187.
- Souty-Grosset, C., Anastácio, P.M., Aquiloni, L., Banha, F., Choquer, J., Chucholl, C., Tricaricoc, E. (2016): The red swamp crayfish *Procambarus clarkii* in Europe: Impacts on aquatic ecosystems and human well-being. *Limnologia* 58: 78–93.
- Szendőfi, B., Bérces S., Csányi B., Gábris, V., Gál, B., Gönye, Zs., Répás, E., Seprős, R., Tóth, B., A. Kouba, J. Patoka, Weiperth, A. (2018): Egzotikus halfajok és decapodák a Barát- és Dera-patakban, valamint a torkolatuk dunai élőhelyein. *Pisces Hungarici* 12: 47–51.
- Takács P., Maász G., Vitál Z., Harka Á. (2015): Akvárium halak a Hévízlelepfolyó termálfolyójában. *Pisces Hungarici* 9: 59–64.
- Takács P., Czeglédi I., Ferincz Á., Sály P., Specziár A., Vitál Z., Weiperth A., Erős T. (2017): Non-native fish species in Hungarian waters: historical overview, potential sources and recent trends in their distribution. *Hydrobiologia* 795: 1–22.
- Török, K., Botta-Dukát, Z., Dancza, I., Németh, I. (2003): Invasion Gateways and Corridors in the Carpathian Basin: Biological Invasions in Hungary. *Biological Invasions* 5(4): 349–356.
- Vesely, L., Ruokonen, T.J., Weiperth, A., Kubec, J., Szajbert, B., Guo, W., Ercoli, F., Bláha, M., Buřič, M., Hämäläinen, H., Kouba, A. (2021): Trophic niches of three sympatric invasive crayfish of EU concern. *Hydrobiologia* 848: 727–737. <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04479-5>
- Weiperth A. (2022): Vörös mocsárrák *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) In: Haraszthy L. (szerk.): Özönállatfajok Magyarországon. Duna-Ípoly Nemzeti Park Igazgatóság – Külgazdasági és Külügyminisztérium, Budapest: 110–112.
- Weiperth A., Csányi B., Gál B., György Á.I., Szalóky Z., Szekeres J., Tóth B., Puky M.† (2015): Egzotikus rák-, hal- és kételtűfajok a Budapest környéki víztestekben. *Pisces Hungarici* 9: 65–70.

- Weiperth A., A. Kouba, Csányi B., Danyik T., Farkas A., Gál B., Józsa V., J. Patoka, Juhász V., L. Pârvulescu, Mozsár A., Seprős R., Staszny Á., Szajbert B., Ferincz Á. (2020a): Az idegenhonos tízlábú rákok (Crustacea: Decapoda) helyzete Magyarországon. *Halászat* 113(2): 61–69.
- Weiperth A., Blaha, M., Szajbert B., Seprős R., Bányai Zs., Patoka J., Kouba A. (2020b): Hungary: an European hotspot of non-native crayfish biodiversity. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 2020, 421, 43.
<https://doi.org/10.1051/kmae/2020035>

Internetes hivatkozások:

- http1: National Geographic: Growing Population of Crayfish Has One Female Ancestor, 2018
<https://www.nationalgeographic.com/animals/article/marbled-crayfish-marmorkrebs-evolution-genes-tumors-spd>
- http2: CABI: *Procambarus fallax* f. *virginalis* (Marmorkrebs), 2019
<https://www.cabi.org/isc/datasheet/110477#5FF02DDB-14DE-47B0-B7DC-A6B93966FA6A>
- http3: <https://www.landwirtschaft.sachsen.de/die-flusskrebse-in-sachsen-13988.html>
- http4: <https://termeszetvedelem.hu/unios-lista-az-invazios-fajokrol/>
- http5: https://www.fao.org/fishery/culturedspecies/Procambarus_clarkii/en