

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích

Fakulta rybářství a ochrany vod

Laboratoř sladkovodních ekosystémů

Diplomová práce

Aktivita raka signálního v podmínkách malého toku

Jméno autora: Bc. Jaroslav David

Jméno vedoucího: doc. Antonín Kouba

Jméno konzultanta: Ing. Jan Kubec, Ph.D.

Studijní program a obor: Zemědělská specializace, Rybářství a ochrana vod

Forma studia: Prezenční

Ročník studia: 2.

V Českých Budějovicích, 2023

Prohlašuji, že jsem autorem této kvalifikační práce a že jsem ji vypracoval pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu použitých zdrojů.

Datum: 2. 5. 2023

Podpis studenta:

Poděkování:

Děkuji svému vedoucímu práce doc. Antonínu Koubovi a konzultantovi Ing. Janu Kubcovi, Ph.D. za metodické vedení, odbornou pomoc, poskytnuté rady a cenné připomínky při vypracování této diplomové práce.

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH

Fakulta rybářství a ochrany vod

Akademický rok: 2021/2022

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

(projektu, uměleckého díla, uměleckého výkonu)

Jméno a příjmení: Bc. Jaroslav DAVID
Osobní číslo: V21N000P
Studijní program: N4106 Zemědělská specializace
Studijní obor: Rybářství a ochrana vod
Téma práce: Aktivita raka signálního v podmínkách malého toku
Zadávající katedra: Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický

Zásady pro vypracování

Evropské sladkovodní ekosystémy jsou silně ovlivněny přítomností nepůvodních druhů raků. Jedná se o kontinent s nejvyšším počtem nepůvodních raků na světě a rozšíření řady z nich je značné. Jedním z nejvýznamnějších je severoamerický rak signální poprvé introdukovaný do Švédska na konci padesátých let minulého století. V roce 1980 byl odtud dovezen i do tehdejšího Československa a z poměrně nízkého původního počtu nasazených lokality se na našem území významně rozšířil. Především v příhraničí jsou pak v současné době popisovány populace tohoto druhu s pravděpodobným původem z Německa, popř. Rakouska. Hlavním hybatelem těchto distribučních změn jsou přenosy zprostředkované člověkem, ale rak signální je i sám o sobě zdatným migrujícím druhem, čímž rozšiřuje svůj nepůvodní areál.

Cílem této diplomové práce bude vypracování literárního přehledu na téma migrací raků v povrchových (především tekoucích) vodách s důrazem na raka signálního. Experimentální část bude zaměřena na získání a vyhodnocení videozáznamů s nočním chováním raka signálního v podmínkách malého toku (Křesánovský potok, Vimperk). Porovnáno bude noční chování před a po zásahu v toku. Zásahem na lokalitě bude konkrétně ruční odlov raků s cílem ověření možnosti eradikace populace tohoto druhu intenzivním odlovem, kdy videozáznamy poskytnou dodatečnou informaci o (ne)úspěšnosti vynaloženého úsilí.

Rozsah pracovní zprávy: 40-80 stran
Rozsah grafických prací: dle potřeby
Forma zpracování diplomové práce: tištěná

Seznam doporučené literatury:

- Almeida, D., Argent, R., Ellis, A., England, J., & Copp, G. H. (2013). Environmental biology of an invasive population of signal crayfish in the River Stort catchment (southeastern England). *Limnologica*, 43(3), 177-184.
- Anastácio, P. M., Banha, F., Capinha, C., Bernardo, J. M., Costa, A. M., Teixeira, A., & Bruxelas, S. (2015). Indicators of movement and space use for two co-occurring invasive crayfish species. *Ecological Indicators*, 53, 171-181.
- Bubb, D. H., Lucas, M. C., Thom, T. J., & Rycroft, P. (2002). The potential use of PIT telemetry for identifying and tracking crayfish in their natural environment. *Hydrobiologia*, 483(1), 225-230.
- Bubb, D. H., Thom, T. J., & Lucas, M. C. (2006). Movement patterns of the invasive signal crayfish determined by PIT telemetry. *Canadian Journal of Zoology*, 84(8), 1202-1209.
- Buřič, M., Kouba, A., & Kozák, P. (2009). Spring mating period in *Orconectes limosus*: the reason for movement. *Aquatic sciences*, 71(4), 473-477.
- Buřič, M., Kozák, P., & Kouba, A. (2009). Movement patterns and ranging behavior of the invasive spiny-cheek crayfish in a small reservoir. *Archiv für Hydrobiologie*, 174(4), 329-337.
- Johnson, M. F., Rice, S. P., & Reid, I. (2014). The activity of signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) in relation to thermal and hydraulic dynamics of an

alluvial stream, UK. *Hydrobiologia*, 724(1), 41-54.

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.

Krieg, R., & Zenker, A. (2020). A review of the use of physical barriers to stop the spread of non-indigenous crayfish species. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 30, 423-435.

Lozán, J. L. (2000). On the threat to the European crayfish: a contribution with the study of the activity behaviour of four crayfish species (Decapoda: Astacidae). *Limnologia*, 30(2), 156-161.

Mathers, K. L., Chadd, R. P., Dunbar, M. J., Extence, C. A., Reeds, J., Rice, S. P., & Wood, P. J. (2016). The long-term effects of invasive signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) on instream macroinvertebrate communities. *Science of the Total Environment*, 556, 207-218.

Thomas, J. R., James, J., Newman, R. C., Riley, W. D., Griffiths, S. W., & 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.

Wutz, S., & Geist, J. (2013). Sex and size-specific migration patterns and habitat preferences of invasive signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus* Dana). *Limnologia*, 43(2), 59-66.

Vedoucí diplomové práce: doc. Ing. Antonín Kouba, Ph.D.
Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický

Konzultant diplomové práce: Ing. Jan Kubec, Ph.D.
Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický

Datum zadání diplomové práce: 21. ledna 2022

Termín odevzdání diplomové práce: 2. května 2023


JIHOČESKÁ UNIVERZITA
ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH
KATEDRA RYBÁŘSTVÍ A OCHRANY VOD
ZÁHRADNÍ 729/II
250 25 Vodňany
prof. Ing. Pavel Kozák, Ph.D.
děkan


prof. Ing. Tomáš Randák, Ph.D.
ředitel

Obsah

Obsah	6
1. Úvod	8
2. Cíl práce	10
3. Literární přehled	11
3.1. Rak signální	11
3.1.1. Popis druhu	11
3.1.2. Původní areál výskytu a introdukce do Evropy	12
3.1.3. Ekologie raka signálního	14
3.2. Porovnání reprodukčních vlastností s evropskými druhy raků	17
3.3. Důsledky výskytu raka signálního v Evropě	18
3.4. Migrace raků	21
3.4.1. Migrační bariéry	24
3.5. Nejčastější metody monitoringu raků	25
3.5.1. Ruční odlov za pomoci sítě	25
3.5.2. Odlov za pomoci proutku s návnadou	26
3.5.3. Odlov za pomoci vrší	26
3.5.4. Odlov za pomoci elektrického proudu	27
3.5.5. Monitorování lokality (video recording)	27
4. Metodika práce	29
4.1. Lokalita	29
4.2. Odlovy raků na lokalitě	29
4.3. Natáčení toku v nočních hodinách	31
4.4. Vyhodnocení záznamů	35
4.5. Statistická analýza	35
5. Výsledky	36
5.1. Počet pozorování raků před a po eradikačním zásahu	36

5.2.	Průměrný čas strávený raky mimo úkryt	37
5.3.	Preference habitatu	38
5.4.	Interakce mezi raky.....	39
5.5.	Protiproudná migrace a překonání příčných překážek v toku	40
5.6.	Pozorování predace vydrou	42
6.	Diskuze	44
7.	Závěr.....	48
8.	Přehled použité literatury.....	51
8.1.	Seznam obrázků.....	60
8.2.	Seznam tabulek.....	61
8.3.	Seznam grafů	61
9.	Abstrakt.....	62
10.	Abstract (English).....	63

1. Úvod

Sladkovodní ekosystémy jsou celosvětově ohroženy introdukcemi nepůvodních druhů, z nichž některé se stávají v novém prostředí invazními. Jednou skupinou živočichů, ve které je mnoho zástupců s velkým invazním potenciálem, jsou právě raci. Většina račích druhů, které se díky člověku rozšířily v nových areálech, pochází ze Severní Ameriky – globálního centra račí biodiverzity. Řada tamních druhů je značně adaptabilní a charakteristická vysokou konkurenceschopností, díky které vytlačují ostatní druhy – v pojetí této práce především v Evropě původní raky. Takové vlastnosti jsou v novém prostředí nanejvýš vítané a nezřídka dopadají právě na původní račí druhy, přičemž nepůvodní druhy následně dominují.

Jedním z druhů raků, kteří se masivně šíří na nových lokalitách daleko od místa původu, je také rak signální *Pacifastacus leniusculus* (Dana, 1852). Ten se mimo jiných zemí poměrně hojně vyskytuje také v České republice. Já jsem se v této diplomové práci zaměřil na početnou populaci raků signálních žijících v Křesanovském potoce poblíž města Vimperk. Na této lokalitě se původně vyskytoval výhradně původní rak říční *Astacus astacus* (Linnaeus, 1758). Nabízí se nám zde tedy možnost sledovat, jak je tento kriticky ohrožený druh z lokality postupně vytlačován do horních částí toku a v nižších částech zcela mizí.

Tento potok byl v minulosti využíván místními rybáři k odchovu plůdku pstruha potočního *Salmo trutta* morpha *fario* (Linnaeus, 1758). S výskytem raka signálního se však začala efektivita odchovu prudce snižovat, až zde byl odchov ukončen. Dnes se zde pstruzi, ale ani další druhy ryb prakticky nevyskytují. Při nejmenším při samotných odlovech raků jsem já, ani další lovící, žádné ryby nezaznamenal.

V terénním výzkumu, který je popisován v této práci, jsem se v širším slova smyslu zaměřil na vliv snahy o eradikaci raka signálního pomocí intenzivního ručního odlovu na sledovaný druh. Data byla získávána z videozáznamů pořízených ve vegetačním období v roce 2021, které vzešly ze čtyř, z původně pěti plánovaných dvoudenních cyklů opakujících se jednou za měsíc (květen, červen – z pozorování vyřazen, červenec, srpen a září). Každý cyklus probíhal následovně. Nejdříve byl instalován kamerový systém, pomocí kterého byly v nočních hodinách (19:00 – 7:00) natáčeny reprezentativní úseky

habitatů charakterizující podmínky v toku. Následující den byl na lokalitě proveden eradikační zásah, kdy byl zájmový úsek toku pečlivě ručně proloven a ulovení raci signální odstranění. Večer po odlovu následoval stejný noční monitoring jako předcházející den. Takto byly získány záznamy dění v toku jak před odlovem (v běžném režimu), tak i po provedeném eradikačním zásahu. Získané záznamy tak bylo možné porovnat mezi sebou a sledovat rozdíly vyvolané naší eradikační snahou. Má konkrétní role v rámci této aktivity pak kromě účasti na zmíněné práci v terénu spočívala ve vyhodnocení změn v početnosti raků, jejich chování a celkové aktivitě při využití získaných kamerových záznamů.

2. Cíl práce

1. Vypracování rešerše na téma migrace raků v povrchových vodách (především tekoucích) s důrazem na raka signálního.
2. Získání a vyhodnocení záznamů s nočním chováním raka signálního v podmínkách malého toku (Křesanovský potok, Vimperk) před a po eradikačním zásahu.

3. Literární přehled

3.1. Rak signální

3.1.1. Popis druhu

Rak signální je zástupce obecně větších druhů raků z čeledi *Astacidae*, dorůstají v celkové délce těla přibližně šestnácti centimetrů v případě samců a dvanácti centimetrů v případě samic. Maximální hmotnost se pohybuje v rozmezí 200 – 250 gramů. Zbarvení tohoto druhu raka je na horní straně těla zpravidla v různých odstínech hnědé, můžeme se ale setkat i s namodralými jedinci. Rozpoznávacími znaky jsou mohutná hladká klepeta s výraznou bílou, někdy až namodralou skvrnou na svrchní straně klepet. Na spodní straně jsou klepeta zbarvena do výrazné červené. Jak je znázorněno na obrázku č. 1, hlavohruď je hladká, bez trnů, se dvěma páry postorbitálních lišt (Holdich a kol., 2006; Pöckl a kol., 2006).



Obrázek č. 1: Perokresba hlavohrudi raka signálního (Kubec, 2012; upraveno).

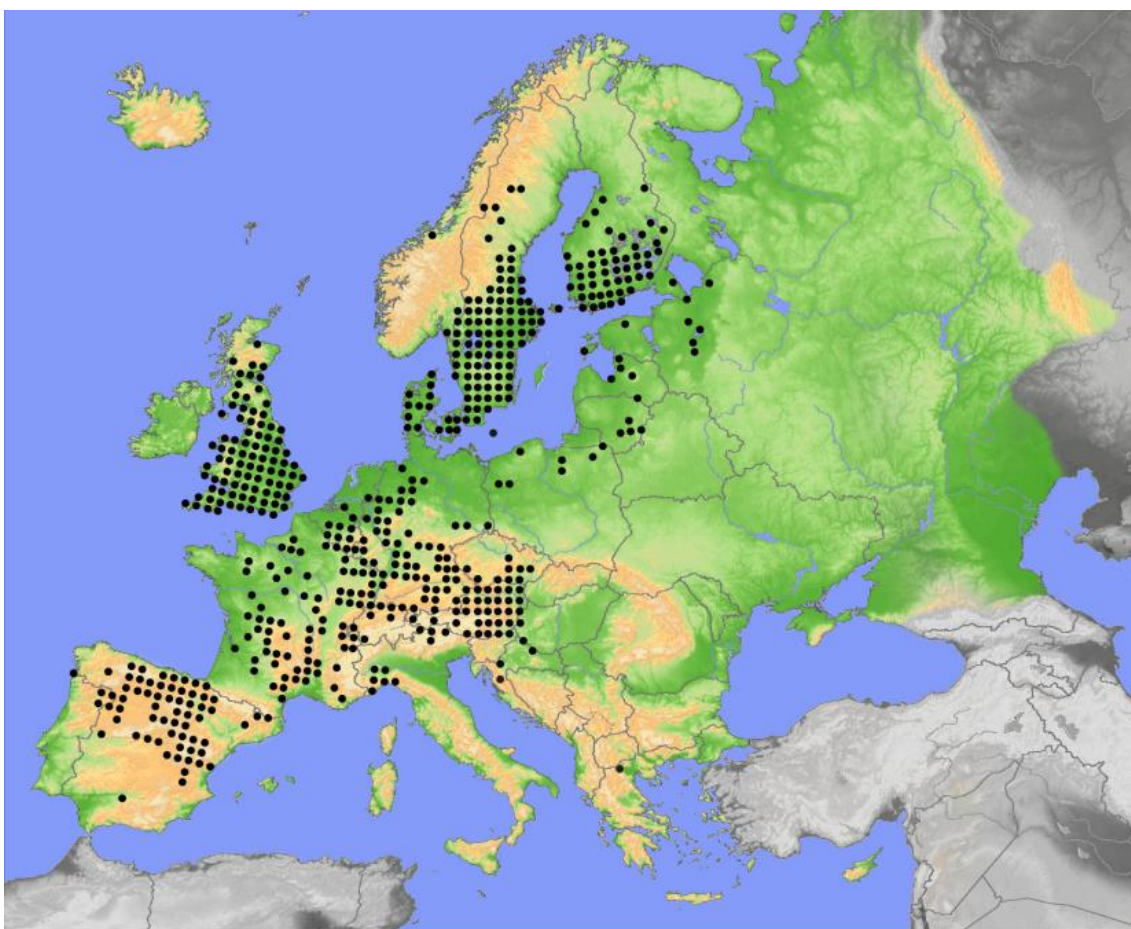
3.1.2. Původní areál výskytu a introdukce do Evropy

Rak signální je jedním z mnoha severoamerických druhů. Jeho původní areál rozšíření je především západně od Skalistých hor ve státech Idaho, Oregon, Washington a Britská Kolumbie (Hobbs, 1988; Taylor a kol., 2007). Předpokládá se, že původně se sestával ze tří izolovaných poddruhů – *P. leniusculus*, *klamathensis* a *trowbridgii* (Lowery a Holdich, 1988). V průběhu let však byly tyto poddruhy smíseny antropogenním vlivem a došlo k jejich hybridizaci, a i přes občasné výchyly charakteristik jednotlivých populací jsou považovány za druh jediný (Hobbs, 1988). Na počátku 19. století byli jedinci raka signálního introdukováni i do dalších částí Severní Ameriky, geopoliticky se jednalo o území Kalifornie (USA). Původním předpokladem tohoto vysazení bylo využití raka signálního jako potravy pro vysazené ryby v místních jezerech. Naneštěstí zde raci signální vytvořili silné populace a stali se natolik dominantním druhem, že z rybolovu se místní rybářské podniky přeorientovaly na komerční lov raků (Ibbotson a Furse, 1995). V průběhu 20. století byl druh raka signálního zavlečen do Asie (Japonsko) a Evropy, kde nyní obývá širokou škálu biotopů (Kawai a kol., 2002; Svärdson, 1995).

Když byly hospodářsky významné populace původních raků v Evropě zdecimovány račím morem, především na konci 19. a počátku 20. století, byla zde snaha nahradit jejich stavy vysazením řadou severoamerických druhů raků. Jedním z nich byl i rak signální, který zde byl poprvé vysazen ve Švédsku v roce 1959. Jednalo se přibližně o 60 jedinců. Na základě jejich úspěšné aklimatizace bylo přistoupeno k dalším introdukcím. V průběhu 60. a 70. let 20. století pak následovalo další vysazování ve velkých objemech (Svärdson, 1995; Usio a kol., 2007).

Rak signální byl kvůli podobnému růstu, ekologickým nárokům a odolnosti vůči račímu moru považován za vhodnou náhradu původně hospodářsky významného raka říčního (Svärdson, 1995). Po této úspěšné introdukci začalo další, poměrně masivní vysazování desítek tisíc jedinců na další švédské lokality (Brinck, 1977). Později byly transporty raka signálního do Švédska pozastaveny z důvodu vysokého rizika přenosu račího moru a nově introdukovaní raci pocházeli již z chovů raků signálních na území Švédska, nikoli dovozem z Kalifornie. Toto opatření však nebylo nikterak efektivní, jelikož račí mor byl v populacích již značně rozšířen (Brinck, 1983). Další introdukce rovněž proběhly v letech 1967 a 1968 do finských jezer a řek.

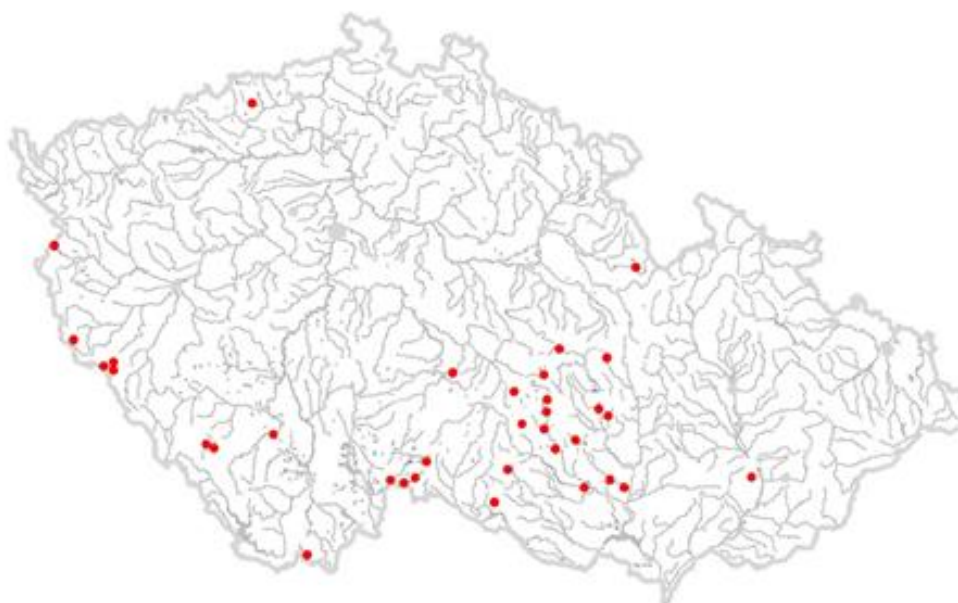
Export ráčat se neomezil pouze na Skandinávii, během 70. a 80. let 20. století, byl druh raka signálního zavlečen do mnoha vodních toků ve Velké Británii (Lowery a Holdich, 1988), a to i přes varování před možnými důsledky pro původního raka bělonohého *Austropotamobius pallipes* (Lereboullet, 1858), ale i tamní ekosystémy. Vysazování, úniky z chovů a následné samovolné šíření i v dalších zemích zajistily, že je tento druh raka, s vysokou úspěšností při etablování populací ve volné přírodě, velmi hojným nepůvodním druhem v evropských vodách (Kouba a kol., 2014). Rozšíření raka signálního v Evropě k roku 2014 je znázorněno na obrázku č. 2.



Obrázek č. 2: Výskyt raka signálního v Evropě (Kouba a kol., 2014).

Na území bývalého Československa byl rak signální poprvé dovezen ze Švédska v počtu jeden tisíc tohoročních ráčat k odchovu tržních raků. Ráčata byla vysazena do rybníku Spustík u Velkého Meziříčí, rybníku u obce Čáslavice, rybníku Skříňka u Velké Bíteše a na lokalitu bez bližšího určení u Ivančic (Polícar a Kozák, 2000). V průběhu let se různými typy transferu jejich areál rozšíření rozrostl na další rybníky a vodní toky.

V současnosti se rak signální v České republice vyskytuje např. na některých rybnících v okolí Litomyšle a Kroměříže, v povodí potoka Bobrava poblíž Brna, v povodí řeky Blanice (Vodňansko), v povodí příhraničního potoka Kouba na Domažlicku, dále v potoce Staviště u Žďaru nad Sázavou, v řece Volyňka a v jejím přítoku Křesanovském potoce poblíž města Vimperk a v povodí řek Oslavy a Balinky poblíž Velkého Meziříčí. Výskyt raka signálního na území České republiky k roku 2020 je graficky znázorněn na obrázku č. 3. Bohužel se dá předpokládat, že se tento druh raka neustále rozšiřuje na nové lokality a tento trend bude pokračovat i v budoucnu (Filipová a kol., 2006; Jurek, 2014; Policar a Kozák, 2000; Štambergová a kol., 2009).



Obrázek č. 3: Rozšíření raka signálního na území České republiky (Riebel, 2020; upraveno).

3.1.3. Ekologie raka signálního

Obecně platí, že ekologické nároky a biologie tohoto druhu jsou velmi podobné původním evropským druhům. Existují zde však určité rozdíly v odolnosti vůči račímu moru, rychlejšímu růstu, plodnosti a větší maximální velikosti.

Biotop

Rak signální se ve svém původním prostředí vyskytuje na široké škále lokalit, a to od potoků přes jezera až po toky velkých řek (Shimizu a Goldman, 1983). Naneštěstí se tento druh raka etabluje i v různě troficky zatížených lokalitách přes oligotrofní jezera a šterkovny až po eutrofní rybníky. Podobně jako jiné druhy raků využívá úkryty v kořenovém systému stromů, nory v sedimentu pod balvany, méně však jílovité břehy, ve kterých je ovšem schopen vytvářet nory (Lowery a Holdich, 1988). Rak signální je schopen kolonizovat příbřežní zóny vodních toků, především s členitými částmi tvořenými velkými substráty (Klosterman a Goldman, 1983).

Růst

Růst je řízen především teplotou vody, kdy je prokázáno, že ráčata v chladnějším prostředí rostou pomaleji nežli v teplejších podmínkách (Lowery a Holdich, 1988). Toto mimo jiné potvrzují také Kouba a kol. (2010) a Kozák a kol. (2009), kteří provedli dvě studie zaměřené na růst ráčat raka signálního a raka říčního v teplotách 14 a 20 °C. Jelikož v obou experimentech byly identické podmínky prostředí, můžeme vzájemně jejich výsledky porovnat. Výsledky ukazují, že rak signální roste rychleji. Například ve třech měsících věku vážila ráčata raka říčního průměrně 89 mg v chladnější, respektive 189 mg v teplejší vodě. Ve stejné věkové kategorii vážili raci signální více, a to 135 mg v chladnější, respektive 225 mg v teplejší vodě.

Podobně jako u jiných druhů raků frekvence svlékání a rychlost růstu klesá s věkem. V prvním roce života dochází zhruba k jedenácti svlékáním, v druhém roce k šesti, ve třetím ke třem, ve čtvrtém ke dvěma a poté většinou pouze k jednomu za rok. Samice nesoucí vajíčka či ráčata se svlékají až po osamostatnění potomků. (Mason, 1975). Buřič a kol. (2021) provedli experiment, který sledoval dospělé raky signální po jedno vegetační období. Ukázalo se, že část raků se svlékala pouze jednou, ale někteří jedinci dvakrát. Po druhém svlékání byly na obou pohlavích patrně silněji vyvinuté sekundární pohlavní znaky. Toto by naznačovalo, že raci signální by mohli v rámci hospodaření s energií a dalšími zdroji být schopni upravovat své tělesné proporce aktuálním potřebám, jak je tomu známo u zástupců račí čeledi Cambaridae, u kterých se vyskytuje sexuálně aktivní (FI) a sexuálně neaktivní (FII) forma. Obecně platí, že rychlost

růstu je nejvyšší v populacích, které nedávno invadovaly nevyužitá stanoviště. Jakmile se populace etabluje, rychlost růstu začne klesat, patrně v důsledku zvýšené hustoty (Hogger, 1986).

Potrava

Jednotlivé druhy raků se od sebe v potravních návycích příliš neliší, rak signální má tedy podobné potravní návyky jako původní evropské druhy. To znamená, že spolu soupeří o potravní zdroje. Složení potravy se mění s věkem, kdy ráčata se živí lovem a sběrem drobných bezobratlých živočichů a seškrabáváním nárostů. Jak stárnou, začínají svou potravu drtit a specializují se na makrofyta a detrit. Potrava raků se mění jak podle aktuální potravní nabídky, tak podle momentálních živinových potřeb raka. Příležitostně se chovají také jako predátoři a využívají jako potravu ryby, obojživelníky a další obratlovce (Mason, 1975).

Reprodukce

Raci signální jsou gonochoristé a mají tedy oddělené pohlaví. Existují sice vzácné výjimky, kdy se na jedinci dají pozorovat pohlavní znaky obou pohlaví, ale jedná se o vzácnou anomálii (Yazicioglu a kol., 2014). Samci pohlavně dospívají v druhém roce života, zatímco samice o rok déle. Samotný průběh aktu páření nastává v podzimním období, nejčastěji na přelomu září a října (Abrahamsson, 1971). Při páření dochází k nalepení spermatofor samcem na tělo samice. Poté samice samčí gamety nosí po určitou dobu, než dojde k ovulaci a oplodnění vajíček. Tato doba je u raka signálního znatelně kratší (1 až 18 dní) než například u raka říčního (19 až 60 dní) (Yazicioglu a kol., 2017).

Pleopodální plodnost raka signálního se běžně pohybuje v rozmezí 200 až 500 vajíček (Savolainen a kol., 1996). Ovulovaná vajíčka jsou uchycena na pleopodech, kde jsou inkubována přibližně po dobu 1900 denních stupňů (kumulativní součet průměrných denních teplot vody). K líhnutí dochází v období od března do července v závislosti na podmínkách prostředí (Abrahamsson a Goldman, 1970; Lewis, 2002; McGriff, 1983). Ve stejných podmínkách je to o tři až čtyři týdny dříve, než dochází k líhnutí u raka říčního (Jonsson, 1995). Po celou dobu jsou vajíčka chráněna samicí, která je ovívá od nečistot, odstraňuje odumřelá vajíčka, zajišťuje přístup okysličené vody a ochranu před predátory (Mathews, 2011; Vogt, 2013). Čerstvě vylíhlá ráčata jsou poté zhruba jeden týden

v prvním vývojovém stádiu, kdy jsou ještě nesamostatná a drží na pleopodech matky. K osamostatnění ráčat dochází až v druhém vývojovém stádiu, kdy se plně formuje ocasní vějíř (Kanta, 2007).

3.2. Porovnání reprodukčních vlastností s evropskými druhy raků

V tabulce č. 1 jsou porovnány základní reprodukční parametry raka signálního s rakem říčním, rakem bahenním *Astacus leptodactylus* (Eschscholtz, 1823), rakem kamenáčem *Austropotamobius torrentium* (von Paula Schrank, 1803) a rakem bělonohým. Můžeme vidět, že rak signální dříve pohlavně dospívá, což zvyšuje jeho šance na dosažení reprodukčního věku a zároveň jeho ráčata jsou v době první reprodukce evropských druhů již odrostlá a budou je silně omezovat. Parametr znázorňující počet vajíček se s výjimkou raka kamenáče výrazně neliší, avšak doba inkubace je opět u raka signálního ve stejných podmínkách o 3-4 týdny kratší. Tento fakt dává další výhodu jeho ráčatům ve snaze dříve obsadit vhodná stanoviště a při přímé konfrontaci s tohoročními ráčaty evropských druhů.

Tabulka č. 1: Porovnání reprodukčních parametrů.

Druh raka	Pohlavní dospělost (roky)	Počet vajíček (ks)	Doba inkubace (měsíce)	Zdroje
Rak signální	2-3	100-400	6-7	Abrahamsson, 1971; Jonsson, 1995; Savolainen a kol., 1996
Rak říční	3-5	40-280	7-8	Holdich a kol., 2006; Skurdal a Taugbøl, 2002; Stucki, 2002
Rak bahenní	3-5	200-400	7-8	Holdich a kol., 2006; Pöckl a kol., 2006
Rak kamenáč	3-5	50-100	7-8	Holdich a kol., 2006; Pöckl a kol., 2006
Rak bělonohý	2-4	50-200	7-8	Brewis a Bowler 1985; Holdich a kol., 2006

3.3. Důsledky výskytu raka signálního v Evropě

Obecně po vysazení (rozšíření) nepůvodního druhu na novou lokalitu může následovat několik scénářů. Ten nejpříznivější je, že se nový druh nedokáže na podmínky adaptovat a samovolně bez zásahu člověka vymizí. To může být zapříčiněno nevyhovujícími teplotními podmínkami (například nedokáže v chladnějších podmínkách přezimovat), malým počtem introdukovaných jedinců na lokalitě (nenajdou vhodného partnera pro reprodukci), predčním tlakem od lokálních predátorů (ryby, vydry, ptáci), nebo může dojít k eliminaci chorobami. Běžným dopadem na nový ekosystém je, že dojde ke kompetici populace druhu, který je jeho „ekologickým homologem“, nebo se stane jeho kořistí, či je sensitivní na nemoci a parazity přenášené exotickým druhem (v případě raků typicky račí mor). V mezních případech může dojít k lokálnímu vyhynutí takového původního druhu. Lokality s dominantními populacemi invazních druhů mohou být také volné niky, kde nečelily konkurenci ani predaci a mohly se bez větších problémů samovolně rozvíjet (Nilsson, 1984).

Z počátku introdukce raka signálního měl velký dopad na původní druhy raků račí mor, ten se sice v Evropě již vyskytoval, ale vysazení druhu, který je jeho silným vektorem, situaci výrazně zhoršilo. Bohužel kromě přímého kontaktu nakažených jedinců s citlivým druhem existuje řada mechanismů, jak můžeme tuto nemoc nedbalostí rozšířit. Jedná se o přenos kontaminovaného vybavení, nebo přenos při vysazování rybí obsádky z lokality, kde se račí mor vyskytuje, stejně jako neuvážené transfery již nakažených raků – jak nepůvodních, tak původních (Matthews a Reynolds, 1990).

Račí mor způsobuje parazit jménem hnileček račí *Aphanomyces astaci* Schikora ze skupiny Oomycetes (Söderhäll a Cerenius, 1999). Český název se však v praxi nepoužívá a je obvykle zaměněn označením samotné nemoci račího moru. Rozmnožování tohoto parazita probíhá pouze nepohlavně pomocí zoospor (Cerenius a kol., 1988). Zoospory jsou schopny plavání na krátké vzdálenosti, jelikož jsou vybaveny dvěma bičíky. Po nalezení vhodného hostitele nastává jev zvaný encystace. Ta probíhá tak, že se zoospora přichytí na povrchu těla raka (v ideálním případě), odvrhne bičíky, zakulatí se a vytvoří buněčnou stěnu. Po přichycení začne cysta klíčit a prorůstá do kutikuly napadeného korýše, čímž vytváří nové mycelium. Zpět do vody jsou nakonec vypouštěny nové

zoospory ze sporangií vzniklých na konci hyf, které vyrůstají zpět do vody (Cerenius a Söderhäll, 1984).

Prorůstání tohoto parazita do těla se výrazně liší v závislosti na původu napadeného raka. Raci pocházející ze Severní Ameriky si díky dlouhodobé koexistenci dokázali vytvořit dostatečně efektivní obranný mechanismus, který prorůstající nákazu v případě dobré kondice raka dokáže zastavit již v kutikule a nedochází k vážnějšímu poškození (Cerenius a kol., 2003; Unestam, 1969). Parazit však stále zůstává živý a produkuje další zoospory, kterými je schopný nakazit nové hostitele. V případě, že je tímto hostitelem napadený rak z jiného kontinentu, není obvykle schopný nákazu včas zastavit a většinou dochází k jeho úhynu (Svoboda, 2011). Ungureanu a kol. (2020) naznačují objevující se rezistenci, kdy i evropské druhy nemusí tomuto patogenu nutně podlehnout a stávají se jeho chronickými přenašeči.

Obecně platí, že tam, kde koexistují dva druhy raků, bude docházet k jejich mezidruhovým (interspecifickým) interakcím. Jak je již zmíněno výše, rak signální se v současné době vyskytuje ve velké části vodních ekosystémů Evropy a obývá různé biotopy, ve kterých žijí místní organismy včetně původních raků. Dominance račího druhu je především svázaná s velikostí interagujících jedinců – větší vyhrává. V případě výskytu dvou velmi podobných druhů lze předpokládat i možnost koexistence pokud nedojde k dosažení únosnosti lokality (Holdich a Rogers, 1992). Bohužel tato koexistence by fungovala nejspíš pouze za velmi specifických podmínek. V praxi se častěji setkáváme se situacemi, že rak signální vytváří větší predanční tlak na stejnou potravní základnu, než původní druhy raků, mimo jiné i díky své vyšší aktivitě během dne, jež mu umožňuje využívat případně omezené potravní zdroje po delší dobu (Lozán, 2000).

Rovněž bylo prokázáno, že rak signální osidluje vhodná stanoviště rychleji než např. původní druh rak říční. Jedinci raka signálního tak mohou ovlivňovat populaci původních druhů i nepřímo tím, že okupují a nahrazují původní druhy v úkrytech, a ty jsou tak často terčem predace (Soderback, 1993). Na lokalitách, kde se již dříve vyskytoval nějaký druh raka, dochází vlivem etablování raka signálního také ke změně skladby bezobratlých živočichů. Toto dokazuje studie z Velké Británie, kde bylo sledováno několik lokalit. Cílem studie bylo porovnání lokalit s výskytem raka signálního

a lokalit, kde jeho přítomnost zatím není známá. Experimentální pozorování mělo na zřeteli rovněž i dynamiku výskytu bezobratlých organismů v závislosti na ročním období (Mathers a kol. 2016). Skotská studie prokázala, že v řekách, kde se původně nevyskytovaly žádné druhy raků, se s příchodem raka signálního výrazně snížily počty a rozmanitost původních bezobratlých živočichů. Tedy došlo k „vyžráním“ některých druhů až na úroveň, která vedla k jejich úplnému vymizení z lokality (Crawford a kol. 2006).

Rak signální svým chováním mění původní prostředí a interakce mezi ostatními živočichy. Na některých lokalitách, kde není původní, vyhrabává do břehů víceméně horizontální nory. Ani v případě sucha nedochází k budování nor více do hloubky s cílem dosáhnout hladiny spodní vody či alespoň vlhčího prostředí. Touto činností přispívá k erozi břehů a k zanášení níže položených částí toku sedimentem. Zvýšená eroze břehů také pomáhá uvolňovat do vody různé látky, nejčastěji živiny, ale na některých zasažených lokalitách se může jednat i o usazené toxiny (např. těžké kovy, pesticidy). Uvolňováním živin do vody zvyšuje její eutrofizaci a zvyšuje výskyt problémů s tím spojených, jako jsou rozvoj sinic a kyslíkové deficity (Bubb a kol. 2004; Kouba a kol., 2016; Yamamoto, 2010).

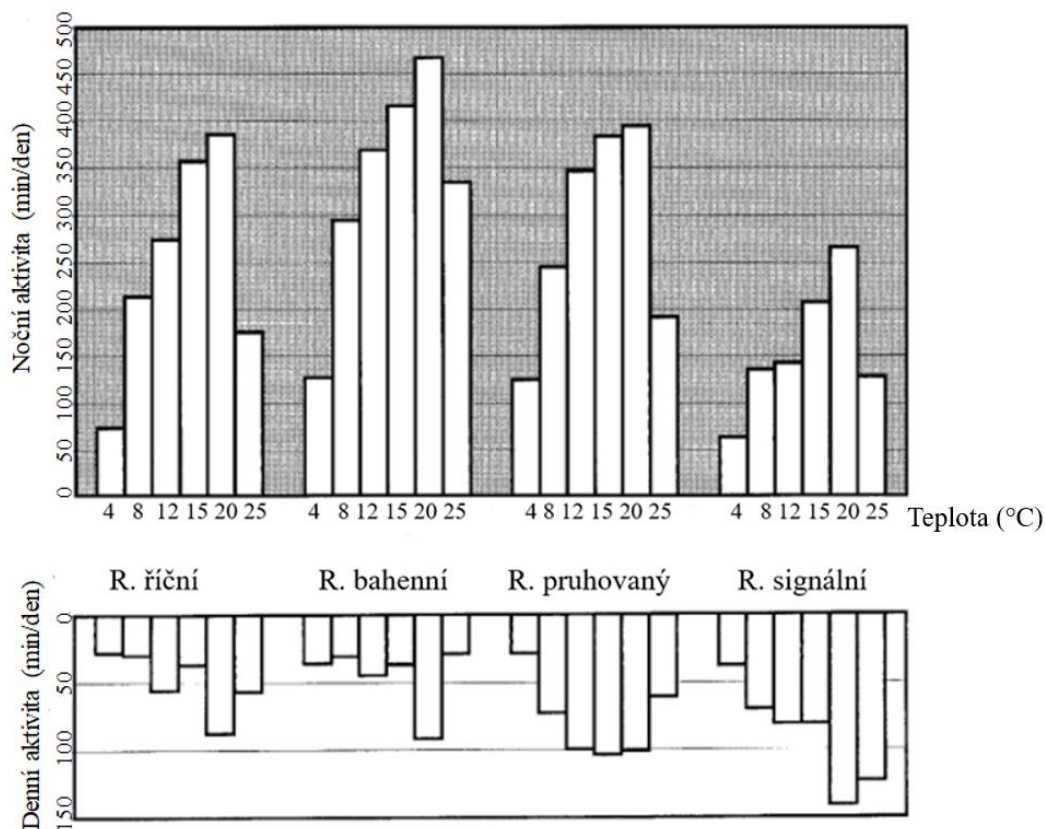
Studie také prokázaly vliv raka signálního na společenstva ryb. Nejvíce jsou negativně postiženy menší bentické ryby jako vranky, které z toků, kde byly původně hojně zastoupeny, začaly ve velkém mizet. Ovlivněny jsou ale i ostatní druhy ryb (např. lososovitě), které netráví celý život u dna. Rak signální preduje na jejich jikrách a plůdku (Galib a kol. 2020). Problémem je i kompetice o úkryty, kdy je raci obsazují a ryby odtud vyhánějí. To je vystavuje většímu stresu a únavě, jelikož nemají kde odpočívat a zároveň musí čelit většímu predáčnímu tlaku od rybožravých predátorů (Rahel a Stein, 1988). Negativní dopady v tomto ohledu pozorovali také Peay a kol. (2009), kteří na řece v Yorkshiru, která byla ve spodní části toku obsazena rakem signálním a v horní části ještě původním rakem bělonohým, měřili hustotu raků a počty ryb. Výsledky ukázaly, že rak signální se vyskytoval ve větší hustotě než raci bělonozí, což korelovalo s nižším počtem ryb v daném úseku.

3.4. Migrace raků

Raci migrují z několika důvodů, jedním z nich je snaha si najít vhodného partnera pro rozmnožování. Například Buřič a kol. (2009b) prokázali, že raci pruhovaní *Faxonius limosus* (Rafinesque, 1817) jsou za tímto účelem schopni migrovat přes sto metrů za jednu noc. V tomto období se mění i jejich chování, samice a pářící se páry opouštějí úkryty i za denního světla a vystavují se tak nebezpečí napadení predátory. Procento raků měnících své úkryty každý den bylo taktéž v období páření vyšší.

K migracím dochází i v obdobích mimo páření, aktivita raků pruhovaných závisí také na počasí, kdy při zatažené obloze jsou aktivnější, než za jasného počasí. Podařilo se také vypočítat, že aktivita klesá a stoupá v závislosti na fázi dne. Buřič a kol. (2009a) uvádějí, že raci byli nejaktivnější v období od 00:00 do 6:00, s příchodem rána se pak aktivita výrazně snížila. Bylo také pozorováno, že raci mají na svém stanovišti více úkrytů, avšak pouze jeden hlavní, do kterého se pravidelně vracejí a tráví v něm až 50 % času. V této studii je popsán i případ jednoho raka, který migroval s proudem na níže položené lokality, kde přebýval tři týdny. Následovně se v průběhu jedné noci vrátil přes 60 metrů proti proudu na svou původní lokalitu a do svého hlavního úkrytu.

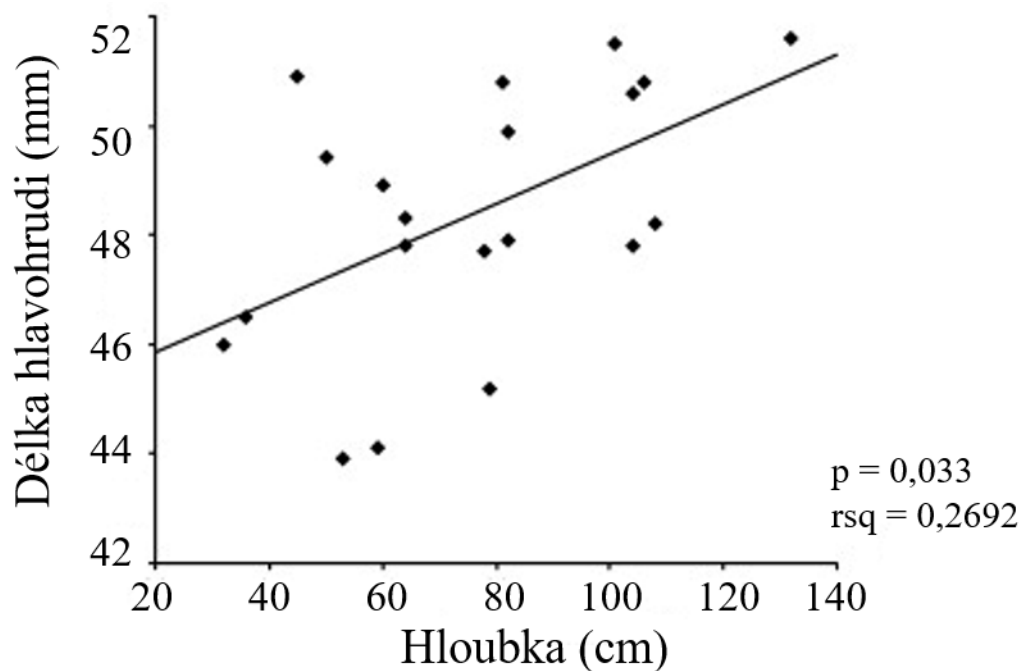
Na aktivitu, a obecně na život raků, má díky jejich studenokrevnosti velký vliv teplota vody. Ve studii Lozána (2000) byla porovnávána aktivita čtyř druhů raků v laboratorních podmínkách, a to raka říčního, raka bahenního, raka pruhovaného a raka signálního v šesti různých teplotách. Na obrázku č. 4 můžeme vidět výsledky tohoto pozorování. Obecně u všech pozorovaných druhů byla aktivita nejvyšší při teplotě okolo dvaceti stupňů Celsia a naopak nejnižší při čtyřech stupních. Jedním z výstupů práce byla také prokazatelně vyšší noční aktivita oproti denní. Světelný režim byl nastaven 12 hodin světlo a 12 hodin tma. Pro moji diplomovou práci důležitý rak signální prokázal v nočních hodinách nejnižší aktivitu ze všech pozorovaných druhů. Naopak v denních hodinách byl nejaktivnější. Toto naznačuje, že je ze sledovaných druhů světlem ovlivňován nejméně, avšak stále převažovala aktivita v noci.



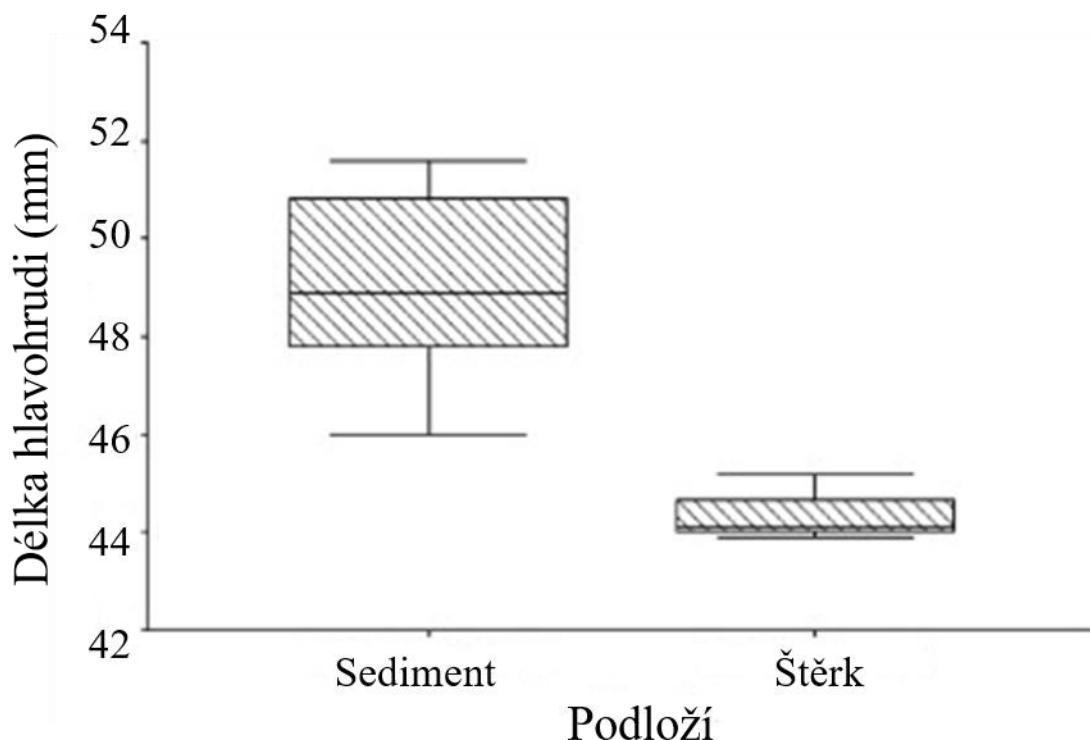
Obrázek č. 4: Noční a denní aktivita vybraných druhů raků v závislosti na teplotě (Lozán, 2000; upraveno).

Anastácio a kol. (2015) sledovali aktivitu dvou invazních druhů raků, kteří žijí v řece Maçãs (Portugalsko), a to raka signálního a raka červeného *Procambarus clarkii* (Girard 1852). Byly sledovány vzdálenosti, které raci za jeden den urazili. Průměrná vzdálenost byla 8,8 m u raka červeného a 17,5 m u raka signálního. Maximální migrační vzdálenost za jeden den pak byla 255 m pro raka červeného a 461 m pro raka signálního. Raci se pohybovali převážně na ose po/proti proudu, s minimálním pohybem napříč řekou. To, jakým směrem raci migrovali, se výrazně nelišilo v závislosti na druhu, velký vliv však měla individualita konkrétních jedinců. Někteří raci migrovali převážně proti proudu, někteří s proudem a u některých byla tato bilance poměrně vyrovnaná. Byla také sledována preference habitatu. Oba raci vyhledávali tůň a rak signální i mělčiny s vegetačním porostem. Oproti tomu se vyhýbají rychleji proudícím částem řeky, nebo mělčinám bez vegetace.

Preferovaná hloubka výskytu jednotlivých raků je u raka signálního přímo úměrná jeho velikosti. Jak můžeme vidět na obrázcích č. 5 a 6, menší raci se drží spíše blíže břehu v mělkých partiích s hrubším štěrkem. Se zvětšující se velikostí pak postupně sestupují na stanoviště s větší hloubkou vody a preferují spíše jemnější sediment. I v těchto parametrech hraje také velkou roli individualita jednotlivých raků (Wutz a Geist, 2013).



Obrázek č. 5: Preferovaná hloubka v závislosti na délce hlavohrudi (Wutz a Geist, 2013; upraveno).



Obrázek č. 6: Preferované podloží v závislosti na délce hlavohrudi (Wutz a Geist, 2013; upraveno).

3.4.1. Migrační bariéry

Migrační bariéry skýtají možnost zastavení, nebo alespoň zpomalení protiproudového rozšiřování nepůvodních druhů. Občas se může jednat o přírodní překážky jako například vodopády (Bubb a kol., 2006). Podobnou funkci poté mohou plnit příčné překážky v toku vytvořené člověkem, jako například přehrady či jezy (Rahel, 2007). U nich je však důležité, aby byly správně navrženy, protože některé druhy raků jsou za určitých podmínek schopny migrace po souši, a tím pádem by pro ně neměl být problém do jisté míry tyto překážky překonat nebo obejít (Puky, 2014).

Ve Švýcarsku byla realizována studie, kde byla testována průchodnost velkého množství typů migračních bariér, ale zároveň byla snaha, aby byly průchodné pro ryby. V zásadě se jednalo o návrhy, které připomínaly drobné hráze s možností umístění pastí na raky. Tyto hráze byly vybaveny menšími rybími přechody z kluzkého materiálu a se zavedeným silným průtokem tak, aby raci nebyli schopni tímto přechodem projít. Byla také snaha najít vhodný materiál, na kterém se raci špatně udrží, a zároveň neporůstá

řasami, kterých by se mohli přidržel. Jako nejvhodnější materiál se ukázala měď, černé GRP (plast vyztužený skleněným vláknem) a ocel. Jako méně vhodný se projevil hliník, PVC a bílé GRP (Krieg a kol., 2021).

V praxi bylo také ve Španělsku použito zařízení fungující podobně jako elektrický ohradník, jednalo se o snahu uchránit populaci původního raka bělonohého před nákazou račím morem. Ohradníky byly umístěny 200 metrů nad místem posledního nalezeného uhynulého raka. Jednalo se o zařízení, které vysílalo elektrický proud o síle 70 voltů a 1 ampéru ve frekvenci jeden výboj za vteřinu. Tento systém se bohužel ukázal jako funkční (Benejam a kol., 2015).

Migrační bariéra za použití umělého světla byla použita v experimentu Thomase a kol. (2016). Studie se zabývala vlivem pouličního osvětlení na aktivitu raků. Aktivita jedinců raka signálního byla nahrávána a porovnávána v průběhu světelné části dne, v nočních hodinách bez světla a při použití umělého světla. Získané výsledky naznačují, že i umělé světlo přispívá ke snížení jejich aktivity a raci tráví více času v úkrytech, čímž může docházet k omezení jejich migrace. Samozřejmě však nemůže samotné světlo představovat migrační bariéru v pravém slova smyslu.

3.5. Nejčastější metody monitoringu raků

3.5.1. Ruční odlov za pomoci sítě

Jedná se o velmi běžnou a hojně rozšířenou metodu. Tento způsob se využívá převážně v mělkých tocích s dostatečnou průhledností vody. Lovíci procházejí koryto směrem proti proudu, aby předešli zakalení vody v dalších lovených částech toku. Zaměřují se hlavně na vhodné úkryty, kde by se mohli raci nacházet. Nejčastěji se jedná o prostory pod kameny, nánosy organického materiálu jako jsou větve a listí, různé nory a prohlubně, ale také hrubší štěrk, kde se mohou ukrývat ráčata. Velmi vhodným úkrytem pro raky jsou také kořenové baly sahající do toku. Po přistoupení k vytypovanému úkrytu se přikládá síťka ke dnu, aby neunikli raci, kteří jsou splavováni proudem po opatrném nadzvednutí úkrytu. Raci schovaní v norách, nebo v nepřístupných kořenových balech, jsou těžko lovitelní. Je možnost do takovýchto úkrytů sáhnout, ale většinu raků se ulovit nepodaří. V tomto případě se nesmí také zapomínat na vysoké riziko poranění bránícím se rakem, či jiným živočichem využívajícím danou noru. Raky je možné také zpozorovat

a ulovit do ruky nebo sítěky ve volném korytě. Výhodou této metody je, že není příliš selektivní, jelikož jsme schopni ulovit ráčata i dospělé jedince. Nevýhodou je pak vysoká pracnost a způsobený zásah do prostředí (Kozák a kol. 2007).

3.5.2. Odlov za pomoci proutku s návnadou

Tato metoda je vhodná hlavně pro lokality s nízkou úživností a dostatkem úkrytů, jelikož je v tomto případě návnada pro raky více lákavá. Používá se například při jarním odlovu samic s vajíčky. Princip tohoto způsobu lovu je snadný, obvykle se do hráze připíchne proutkem vhodná návnada, nejčastěji rybí maso. Raci jej vycítí a jsou vylákáni z úkrytů většinou po několika desítkách minut. Proutek zapíchnutý v dosahu lovičího zajišťuje, aby si raci nemohli návnadu odnést a byli nuceni ji požírat na místě. Lovící pak raky šetrně sbírá do ruky nebo si pomáhá sítkou. Kvůli časové náročnosti odlovu je vhodné takto ulovené raky přechovávat v různých vezírcích či haltýřích (Kozák a kol. 2007).

3.5.3. Odlov za pomoci vrší

Jedná se o jednu z nejběžnějších a nejpoužívanějších metod. Tato metoda je obzvláště vhodná pro lokality s velkou hloubkou, kde není možný ruční odlov. Typicky se jedná o jezera, rybníky, přehradní nádrže, nebo větší toky. Do speciální klícky uvnitř vrše se vloží vhodná návnada, stejně jako v předchozím případě se nejčastěji jedná o rybí maso nebo různé granule. Poté se vrše umísťují na lokality s nízkým prouděním vody a vysokým počtem blízkých úkrytů ve formě kamenů, nebo kořenových systémů, kde je rovněž předpoklad vysoké početnosti raků. Nastražení vrší je nejvhodnější ve večerních hodinách. Je důležité vrše přivázat k pevnému bodu, aby nedošlo k jejich ztrátě. V závislosti na okolnostech je také vhodné vrše zamaskovat, aby nedošlo k jejich poškození nebo odcizení. K vylovení pak běžně dochází až ráno, ačkoliv opakované vylovení je z důvodu úniků raků vhodnější (Kozák a kol. 2001).

Nevýhodou vrší je, že jsme schopni ulovit pouze aktivní raky. Teplota vody by tedy měla být vyšší než 8 °C (Peay a Hirst 2003). Tato metoda je také poměrně selektivní, jelikož není možné zachytit juvenilní jedince s celkovou délkou pod 40 mm (Westman a kol. 1999). Zároveň je také nižší pravděpodobnost ulovení samic s vajíčky (Polícar a Kozák 2004). Dalšími nevýhodami je pak pořizovací cena, riziko poškození a krádeže

a v neposlední řadě vedlejší záchyt dalších organismů jako jsou ryby, obojživelníci, ale i vodní savci (kterým pak hrozí utonutí; řešením je jen částečné ponoření vrše, která je ale tím pádem nápadnější). Výhodou je poté nízká časová náročnost, jelikož se vrše většinou nechávají na místě bez dozoru, a při správném použití více vrší, bývá také poměrně vysoký výlovek.

3.5.4. Odlov za pomoci elektrického proudu

Na specifických mělkých a čistých lokalitách je po zajištění povinných náležitostí možné raky odlovovat také pomocí elektrického agregátu využívaného k odlovu ryb. Pro odlov raků je však potřebné zvolit vhodnou frekvenci pulsů a napětí. Bohužel tyto parametry nejsou pro raky zatím ještě definovány a jsou ovlivněny parametry vody na dané lokalitě. Tato metoda při použití jemné síťoviny, která zajistí, aby byla zachycena i ráčata, není příliš selektivní. Vyžaduje ale určitou zkušenost lovce, který dokáže zvolit vhodné místo s dostatkem úkrytů a vysokou početností raků (Peay, 2004). Nevýhodou pak je, že často dochází k poškození raků ve formě odvržení (autotomie) kráčivých nohou, obvykle klepet (Füreder, 2002). K tomuto způsobu odlovu je také zapotřebí nákladné vybavení a obvykle vyšší počet osob.

3.5.5. Monitorování lokality (video recording)

Tato metoda zajišťuje pozorování raků přímo v přírodních podmínkách. Jelikož není nutné raky odchytávat, jedná se o naprosto neinvazivní metodu. Výhodou je, že sleduje chování raků prakticky nenarušené činností pozorovatele (výjimkou je pohyb související s instalací kamer, buď nad mělkým tokem, nebo pod vodou a samotná přítomnost systémů). Jsou zde ale zachyceny všechny v laboratoři těžko napodobitelné proměnné, které se v daném toku vyskytují. Mimo instalaci a následný úklid systému není nutná osobní přítomnost na lokalitě. Nevýhodou je pak nutnost pořízení vybavení, které v závislosti na potřebách experimentu může být nákladné. Dalším problémem může být potřeba elektrické energie, kdy na sledované přírodní lokalitě zpravidla absentují elektrické přípojky. Napájení systému lze řešit pomocí baterií, ale pak musí být nahrávání krátkodobějšího charakteru, nebo musí docházet k jejich periodické výměně. Bohužel je zde riziko poškození systému přírodními vlivy nebo zcizení. Samotné vyhodnocování

záznamů pak může být ovlivněno nečekaným zákalem v toku a s tím související viditelností (Davis a Huber, 2007; Diehl a kol. 2022; Martin a Moore, 2007).

4. Metodika práce

4.1. Lokalita

Výzkum probíhal na Křesanovském potoce, který se vlévá do řeky Volyňky ve městě Vimperk. Jedná se o malý, ale členitý potok plný úkrytů s průměrnou šířkou o něco málo větší než jeden metr. Hloubka toku je velmi různorodá, na některých lokalitách se jedná pouze o několik centimetrů, ale v několika přítomných hlubokých tůních to může být až 1,5 metru. Potok je velmi hustě osídlen makrozoobentosem, čehož v minulosti využívali místní rybáři a tok sloužil k odchovu raných stádií pstruha potočního. Tok rovněž skýtal dobré podmínky pro místní populaci původních raků říčních. Odhadem mezi lety 2000 – 2010 zde byl pravděpodobně místními rybáři vysazen rak signální, jehož stabilní populace zde byla nalezena v roce 2015. Od té doby je lokalita sledována Fakultou rybářství a ochrany vod JU a probíhá zde množství studií souvisejících právě s tematikou invazních raků signálních. Rak signální byl dle odhadů vysazen do nádrže poblíž rekreačního areálu Vodník. Dnes se rozšiřuje v obou směrech toku dále, směrem po proudu byl již prokázán v řece Volyňce, odkud se mu otevírají další cesty šíření. Směrem proti proudu potoka je migrace pomalejší, avšak svůj areál rozšiřuje i tam a postupně proniká do lokalit, kde ještě stále přetrvává rak říční (včetně dalších tří na toku výše položených nádrží).

4.2. Odlovy raků na lokalitě

Pro účel výzkumných aktivit byl vybrán úsek, který začíná na konci betonové regulace toku podél nádrže Vodník (GPS 49.05887923914837N, 13.761089293832772E) a pokračuje dalších 450 m proti proudu až k mostku pro pěší (GPS 49.0617150N, 13.7552669E), kde začíná další krátký regulovaný úsek pod mostem silnice č. 145 křižící Křesanovský potok. Těchto 450 m bylo v roce 2017 za účelem lepší koordinace a popisu odlovů rozděleno na 9 menších úseků po 50 m. Od té doby zde stále probíhají pravidelné ruční odlovy raků signálních za pomoci sítě, kdy je celý úsek procházen a jsou pečlivě prohledávány pro raky potencionálně vhodné úkryty (kameny, štěrky, kořeny, větve, sediment, nory). Všichni ulovení raci signální jsou následně

z lokality odvezení. V tabulce č. 2 jsou znázorněny celkové i průměrné počty odlovených raků signálních a počet provedených odlovů v průběhu šesti let.

Tabulka č. 2: Celkový i průměrný počet odlovených raků signálních (*Pacifastacus leniusculus*) a celkový počet odlovených raků říčních (*Astacus astacus*) za roky 2017 – 2022 (Buřič, nepublikováno).

Roky	Počet provedených odlovů	Celkový počet odlovených raků signálních	Průměrný počet odlovených raků signálních na jeden odlov	Celkový počet odlovených raků říčních
2017	4	768	192	1
2018	4	1 368	342	4
2019	8	5 656	707	1
2020	8	4 304	538	4
2021	5	3 130	626	1
2022	5	3 105	621	3
Celkem	34	18 331	539	14

Dále jsou v tabulce č. 2, také zobrazeny počty odlovených raků říčních, kteří byli pravděpodobně do této části toku splaveni při zvýšeném průtoku. Tito jedinci byli často vlivem interakcí s rakem signálním značně poškozeni. Například obrázek č. 7 znázorňuje uloveného raka říčního zcela nebo z části postrádajícího tykadla, klepeta a další čtyři kráčivé končetiny.



Obrázek č. 7: Poškozený rak říční ulovený v roce 2017 na Křesanovském potoce v úseku s dominantním rakem signálním (foto: Miloš Buřič).

4.3. Natáčení toku v nočních hodinách

Na sledovaném úseku bylo vybráno osm lokalit jako reprezentativní vzorek zahrnující hlavní typy mikrohabitátů v závislosti na hloubce vody, rychlosti proudění a přítomném podloží. Identická místa byla poté nahrávána v průběhu našich měsíčních sledování od května do září 2021. K natáčení byl používán kamerový systém, jenž byl tvořen z venkovních kamer značky Reolink s nočním infra červeným přísvitem a rozlišením 3840×2160 bodů, jež byly připevněny na dřevěných latích lepicí páskou. Pomocí síťových kabelů pak byl záznam přenášen do centrálního úložiště dat Reolink (RLK 16-800B8 s kapacitou 4 TB; Hong Kong). Celý systém byl napájen z přenosné trakční baterie (Monbat, Semi-Traktion MP230Ah 12V; Sofie, Bulharsko), která svou kapacitou pokryla spotřebu elektrické energie systému pro oba natáčecí dny (před a po

eradikačním zásahu). Část systému (kamery č. 4, 5 a 6 v srpnu roku 2021) je pro ilustraci znázorněn na obrázku č. 8.



Obrázek č. 8: Příklad instalace kamerového systému (kamery č. 4, 5 a 6; srpen 2021) (foto: autor).

Bohužel v květnu (kamery č. 7 a 8) a v září (kamera č. 8) došlo vlivem technické závady ke ztrátě dat. Předpokládanou příčinou je dešťová voda, popř. rosa, jež zatekla do některého elektrického spoje v rámci systému a získaný záznam tak zobrazoval pouze černou obrazovku. Spoje byly odizolovány pomocí strečovací fólie a lepicí pásky, ale voda si stejně cestu našla a dané spoje poškodila.

V průběhu sledování samozřejmě docházelo k drobnějším změnám na sledovaných úsecích vyvolanými přirozenými hybateli (proud vody), nebo naší aktivitou (prohledávání úkrytů). Radikální změna však nastala v červnu, kdy v průběhu nahrávání po silném dešti došlo k velkému vzduť hladiny a bleskové povodni. Ta tok transformovala téměř k nepoznání. Na některých dříve mělkých lokalitách byly vymlety tůňe a opačně byly některé dřívější tůňe zaneseny a vznikly zde mělčiny. Na jednom

úseku toku (námi nesledovaném) došlo k vymletí břehů v takovém rozsahu, že si voda vytvořila nové koryto a původní dno zůstalo bez vody. Bližší popis jednotlivých námi nahrávaných úseků je shrnut v tabulce č. 3.

Mimo transformaci toku povodeň také poškodila, zničila nebo odplavila část našeho vybavení (kamery, úložiště dat, kabely, dřevěné latě). V důsledku toho nejsou dostupná data za červen, a proto musel být tento měsíc ze studie vyřazen. Další problém nastal při první nahrávací noci v srpnu, kdy krátce po druhé hodině ranní došlo vlivem silného větru k posunu kamery č. 7, který způsobil, že byl natáčen pouze břeh toku. Vzhledem k různorodosti a výše popsaným změnám během roku tedy není striktně vzato možné jednotlivé měsíce a lokace navzájem jednoduše a spolehlivě porovnávat. Z tohoto důvodu jsme od hodnocení meziměsíčních změn v níže prezentovaných výsledcích upustili.

Tabulka č. 3: Přibližný popis lokalit nahrávaných jednotlivými kamerami na Křesanovském potoce v roce 2021.

	Květen	Červenec	Srpen	Září
Kamera 1	Kamenité rychleji tekoucí „peřejky“	Hlubší tůň protnutá ztrouchnivělou větví	Hlubší tůň protnutá ztrouchnivělou větví	Hlubší tůň protnutá ztrouchnivělou větví
Kamera 2	Pomalů tekoucí klidný úsek se šterkopisečným dnem	Hlubší úsek pod splávkem v blízkosti kořenového systému	Hlubší úsek pod splávkem v blízkosti kořenového systému	Hlubší úsek pod splávkem v blízkosti kořenového systému
Kamera 3	Pomalů tekoucí klidný úsek s nánosem sedimentu	Klidný pomalý úsek se šterkopisečným dnem	Klidný pomalý proud se šterkopisečným dnem	Klidný pomalý proud se šterkopisečným dnem
Kamera 4	Prostor pod vodopádem	Částečná příčná bariéra se „splávkem“	Částečná příčná bariéra se „splávkem“	Částečná příčná bariéra se „splávkem“
Kamera 5	Poměrně proudný úsek s kamenitým dnem	Kořenový systém	Kořenový systém	Kořenový systém
Kamera 6	Migrační bariéra, avšak kvůli odrazu vody velmi špatná viditelnost	Pomaleji proudící, kamenito šterkové dno	Pomaleji proudící, kamenito šterkové dno	Pomaleji proudící, kamenito šterkové dno
Kamera 7	Kamera nefunkční	Klidná hlubší zátoka s podemletým břehem	Klidná hlubší zátoka s podemletým břehem	Klidná hlubší zátoka s podemletým břehem
Kamera 8	Kamera nefunkční	Klidná zátočina ústící do peřejí	Klidná zátočina ústící do peřejí	Kamera nefunkční

4.4. Vyhodnocení záznamů

Videa byla vyhodnocována ručně, kdy byly postupně zhlédnuty jednotlivé záznamy. Ze záznamu byly získány informace o počtech raků zachycených kamerou a o čase po který byli viditelní (mimo úkryt). Případy, kdy viditelný rak zalezl do úkrytu a po nějakém čase opět vylezl, byly z praktických důvodů posuzovány jako další jedinec. Tato data by bylo jinak velmi komplikované zpracovat a zároveň by bylo v mnoha případech těžké posoudit, zda se skutečně jedná o identického raka. Typicky velmi složitým habitatem pro toto zpracování byly kořenové systémy. Na těchto záznamech se běžně v jednom okamžiku pohybovalo několik raků, kteří v systému opakovaně „cestovali“. Střídaly se okamžiky, kdy raci byli viditelní a kdy naopak byli skrytí za kořeny. Pro přídatnou informaci byla také sledována preference habitatu, interakce mezi raky, protiproudá migrace a výskyt vydry říční *Lutra lutra* (Linnaeus, 1758), jakožto račího predátora. Z výsledných statistických analýz byla vyjmuta kamera č. 8, neboť ve více jak 50 % pozorování docházelo ke ztrátě obrazu vlivem přírodních podmínek.

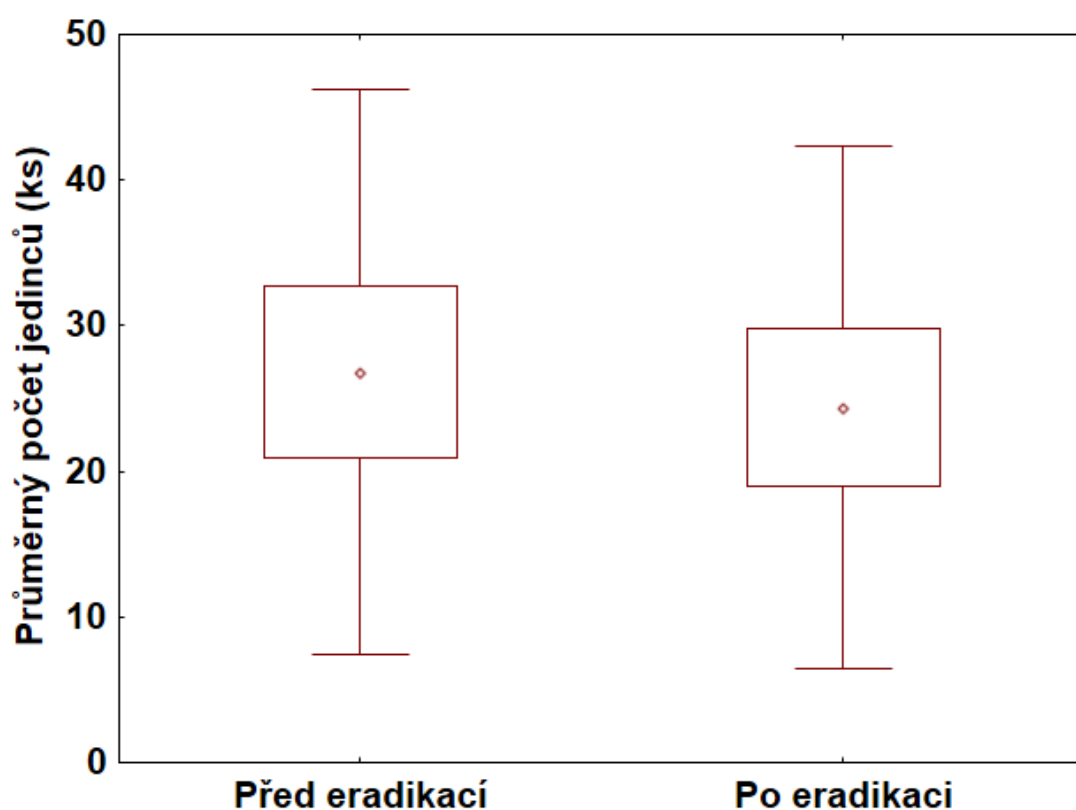
4.5. Statistická analýza

Všechny pozorované a zaznamenané údaje byly zpracovány v počítačovém softwaru MS Excel (Microsoft; USA). Dále pak byla provedena statistická analýza pomocí programu Statistica (Statistica 13.0; StatSoft, Inc.; Tulsa, USA). Počty zaznamenaných raků a průměrný čas detekce jedinců dle jednotlivých měsíců před a po eradikačním zásahu, stejně jako souhrnná data za celé sledované období, byla vyhodnocena párovým testem pro nezávislé proměnné (Mann-Whitneyův test). Získaná data byla rovněž analyzována na preferenci mikrohabitatů (lokálních podmínek zastoupených jednotlivými kamerami) před a po eradikaci. Tato data (počet jedinců, čas detekce) byla vyhodnocena lineárním modelem hierarchické ANOVY s následným post hoc testem nerovnoměrných dat. Pozorované interakce mezi jedinci raka signálního byly vyhodnoceny pro vizualizaci v softwaru MS Excel jako celkový počet kontaktů mezi jedinci v rámci sledovaných hodin. Hladina významnosti byla stanovena na úrovni $P < 0,05$. Prezentovaná data jsou prezentována jako průměr $\pm$ směrodatná odchylka.

5. Výsledky

5.1. Počet pozorování raků před a po eradikačním zásahu

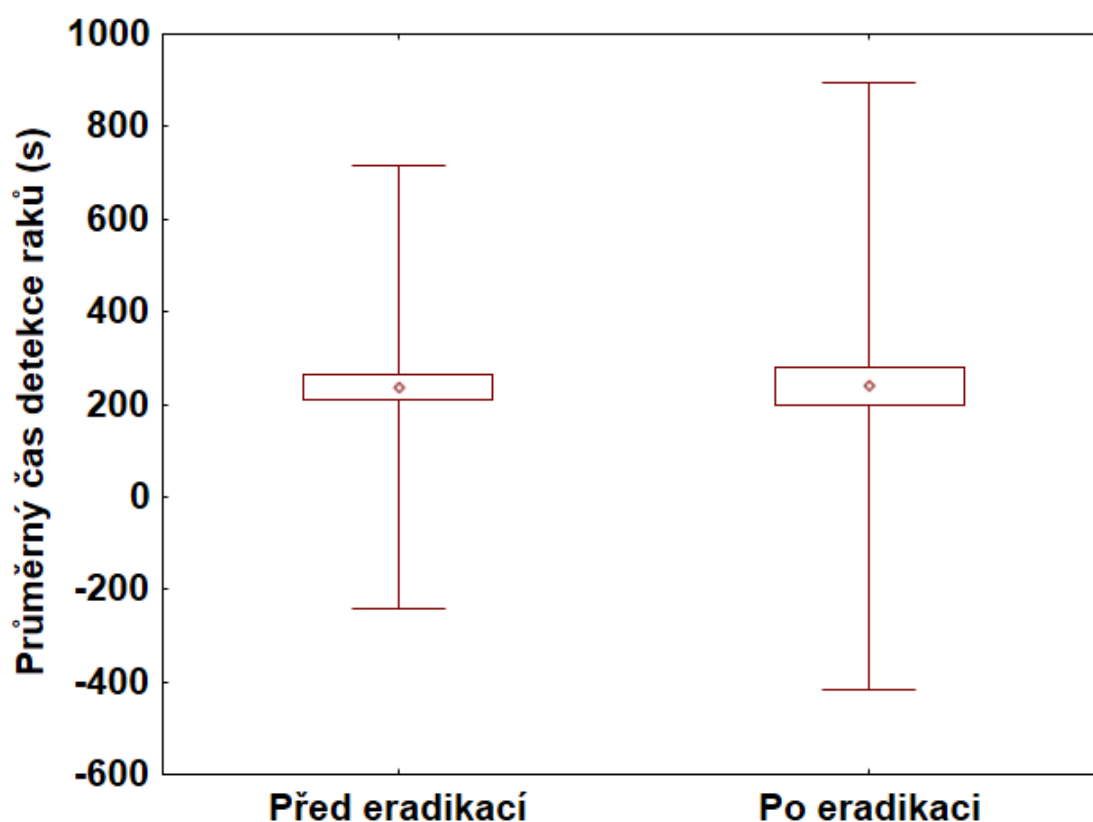
Při porovnání průměrného počtu pozorovaných raků před a po odlovu napříč kamerami a měsíci můžeme v grafu č. 1 vidět po odlovu mírný pokles. Před odlovem bylo za jednu hodinu pozorováno průměrně $26,8 \pm 20,2$ jedinců a po odlovu $24,4 \pm 18,7$ jedinců. Tento rozdíl však není statisticky významný (Mann-Whitneyův U test 1091; $p = 0,657$), a to ani při porovnání v rámci jednotlivých měsíců (Mann-Whitneyův Z test pro květen 0,173, $p = 0,86$; pro červenec 1,039, $p = 0,30$; pro srpen 1,472, $p = 0,14$ a pro září 1,241, $p = 0,21$). Přitom bylo ze zájmového 450 m dlouhého úseku každý měsíc odloveno průměrně 626 raků (tabulka č. 2).



Graf č. 1: Průměrný počet (ks; průměr $\pm$ směrodatná odchylka) zaznamenaných jedinců raka signálního před (vlevo) a po eradikačním zásahu (vpravo) během čtyř měsíčních odlovů v květnu, červenci, srpnu a září v roce 2021 na Křesanovském potoce. Nebyly nalezeny statisticky významné rozdíly mezi skupinami. Mann-Whitneyův U; test, $p < 0,05$.

5.2. Průměrný čas strávený raky mimo úkryt

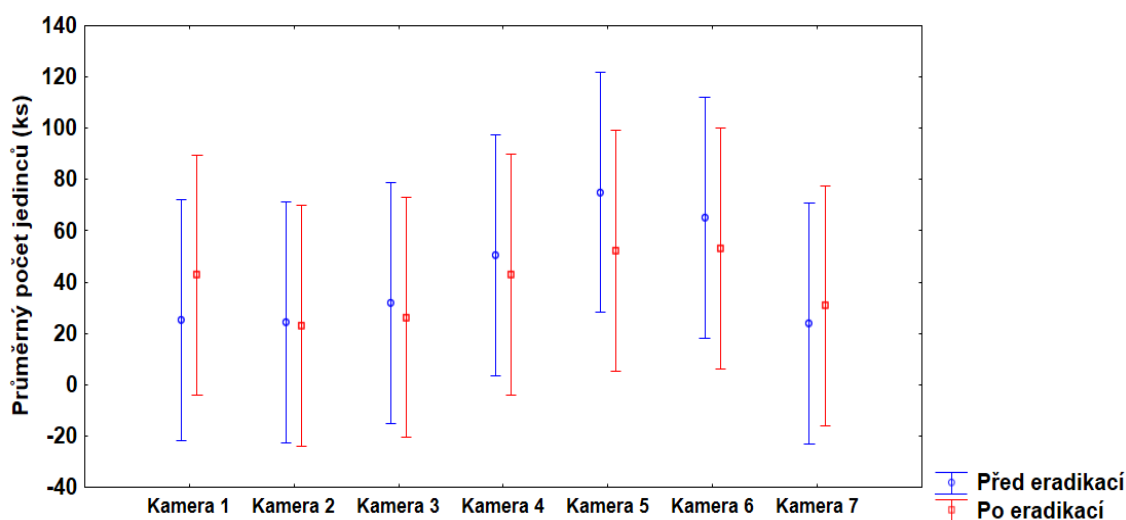
Porovnání průměrného času stráveného raky mimo úkryt (čas, kdy byl rak na záznamu viditelný) napříč všemi měsíci před a po eradikačním zásahu je znázorněné na grafu č. 2. V tomto sledovaném parametru opět nebyly sledovány žádné statisticky významné rozdíly (Mann-Whitneyův Z test 1,902; $p = 0,057$). Raci strávili mimo úkryt průměrně $236,4 \text{ s} \pm 504,6$ před odlovem a $239,2 \text{ s} \pm 690,3$ po odlovu. Při testování rozdílu v jednotlivých měsících data vyjma měsíce srpna, kdy raci strávili delší čas mimo úkryt v noci před odlovem, opět nebyla data statisticky významně rozdílná (Mann-Whitneyův Z test pro květen 1,524, $p = 0,13$; pro červenec 0,371, $p = 0,71$; pro srpen -3,614, $p = 0,0003$ a pro září -0,028, $p = 0,98$).



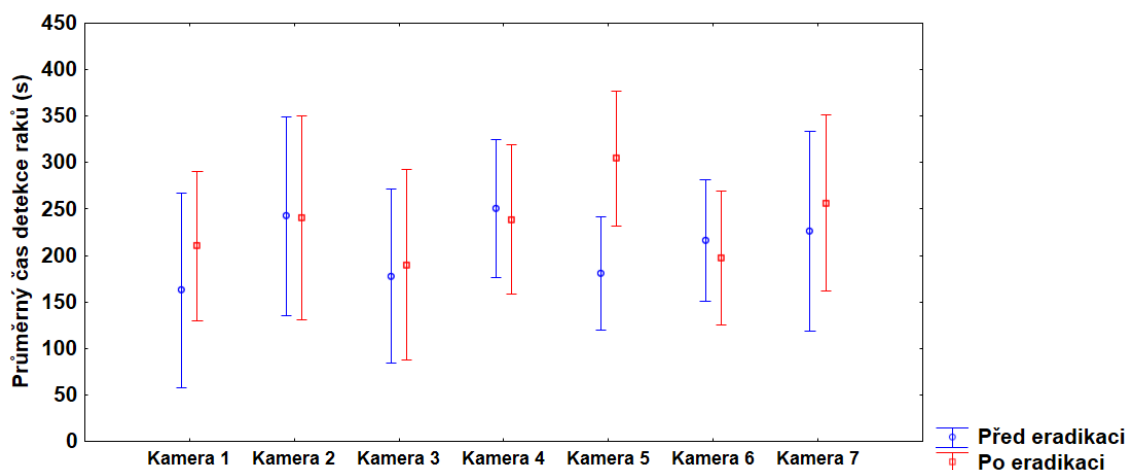
Graf č. 2: Porovnání průměrného času (s; průměr $\pm$ směrodatná odchylka) stráveného raky signálními mimo úkryt před (vlevo) a po eradikačním zásahu (vpravo) během čtyř měsíčních odlovů v květnu, červenci, srpnu a září v roce 2021 na Křesanovském potoce. Nebyly nalezeny statisticky významné rozdíly mezi skupinami. Mann-Whitneyův – Z test, $p < 0,05$.

5.3. Preference habitatu

Ze získaných dat byly také provedeny testy hodnotící preferenci raků vůči jednotlivým „kamerám“, respektive jimi zachyceným typům habitatů. Výsledky však žádnou preferenci neprokázaly, jak můžeme vidět na grafu č. 3 znázorňujícím průměrný počet raků (ANOVA, Celkový efekt $F(7, 42) 0,146$; $p = 0,994$) a na grafu č. 4 (Celkový efekt $F(7, 2253) 1,065$; $p = 0,38$) znázorňujícím průměrný čas strávený raky mimo úkryt. Rozdíly v jednotlivých kamerách (mikrohabitatech) byly poměrně malé. Na grafu č. 3 je viditelný náznak toho, že na mikrohabitatech s pomaleji proudící vodou a dostatkem úkrytů (kamery č. 5 a 6) bylo zachyceno více raků, avšak kvůli vysoké variabilitě byly tyto rozdíly nesignifikantní. V uvedených grafech jsou zapsána čísla kamer, odkazující k bližšímu popisu habitatu uvedenému výše v tabulce č. 3.



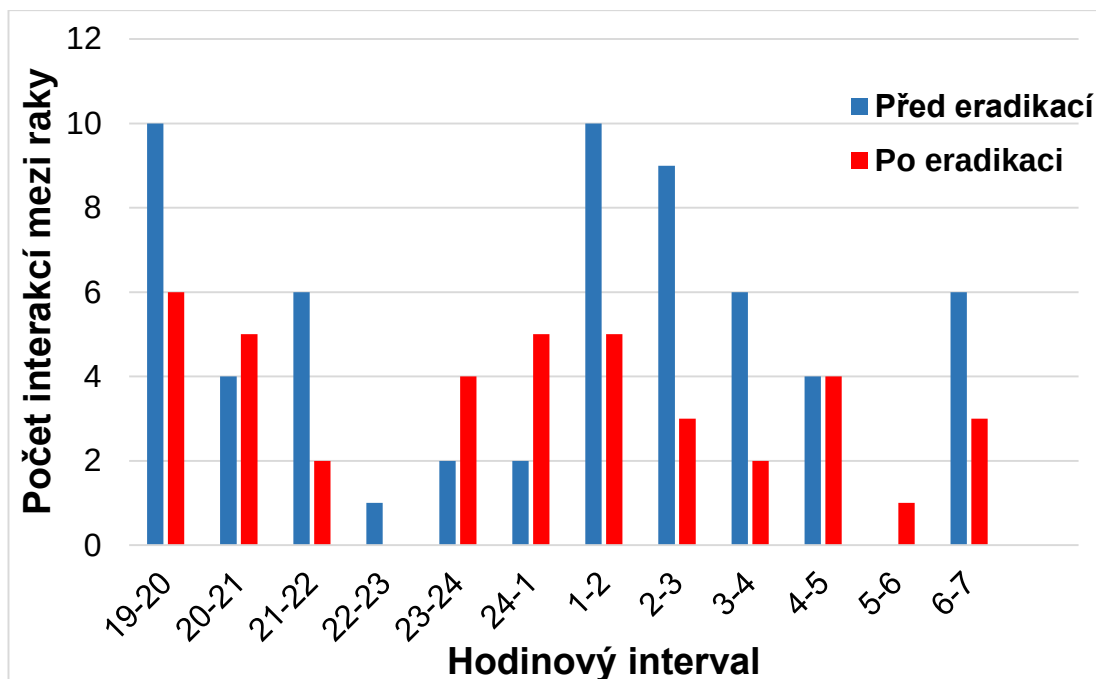
Graf č. 3: Porovnání průměrného počtu raků signálních (ks; průměr $\pm$ směrodatná odchylka) zachycených jednotlivými kamerami před (modře) a po eradikačním zásahu (červeně) v květnu, červenci, srpnu a září v roce 2021 na Křesanovském potoce. Nebyly nalezeny statisticky významné rozdíly mezi skupinami. Celkový efekt: $F(7,42)$, $p < 0,05$.



Graf č. 4: Porovnání průměrného času (s; průměr $\pm$ směrodatná odchylka) stráveného raky signálními mimo úkryt zachycených jednotlivými kamerami před (modře) a po (červeně) v květnu, červenci, srpnu a září v roce 2021 na Křesanovském potoce. Nebyly nalezeny statisticky významné rozdíly. Celkový efekt: $F(7, 2253)$, $p < 0,05$.

5.4. Interakce mezi raky

Při vyhodnocování videí byly také zapisovány interakce mezi raky (souboje). Většinou se jednalo jen o pouhé odstrčení menšího raka větším jedincem. K souboji v pravém slova smyslu docházelo minimálně. V grafu č. 5 znázorňujícím počet interakcí před a po eradikačním zásahu je viditelné, že nejvíce soubojů se odehrálo krátce po setmění, poté následoval útlum a po půlnoci opětovný nárůst. Od druhé hodiny ranní můžeme opět sledovat postupný pokles, který následuje s blížícím se svítáním opětovný nárůst. Je také zřejmé, že k soubojům docházelo častěji před odlovem. V absolutních číslech bylo po dobu experimentu zaznamenáno 60 interakcí před odlovem a 40 po odlovu. Můžeme tedy pozorovat pokles o jednu třetinu. Interakce po odlovu jsou více rozložené v čase, kdy je sice stále patrný vzorec popisovaný výše, ale k nárůstu a opětovnému poklesu interakcí dochází pomaleji.



Graf č. 5: Porovnání souhrnného počtu vzájemných interakcí raků signálních za květen, červenec, srpen a září v roce 2021 na Křesanovském potoce před a po odlovu.

5.5. Protiproudá migrace a překonání příčných překážek v toku

V září byla kamera také namířena na poměrně těžko překonatelnou příčnou bariéru, která byla nahrávána kamerou č. 4. Jak můžeme vidět na obrázcích č. 8 a č. 9, jednalo se o přehrazení většiny toku kameny a naplaveným organickým materiálem, kdy většina průtoku byla nasměrována do malého přelivu vytvářející rychlé, pro raký těžko překonatelné proudění. Bylo pozorováno, že raci snažící se o překonání překážky často neuspěli, avšak neodradilo je to od opakovaných pokusů. Není lehké určit, na kolikátý pokus se to jednotlivým rakům podařilo (není možné rozlišit konkrétní, velikostně podobné jedince), jelikož se stávalo poměrně běžně, že rak došel až k bariéře, kde se o překonání ledabile pokoušel, své pokusy rychle vzdal a vzdálil se. Někdy došlo naopak k překonání bariéry velmi rychle. Matoucí bylo také to, že přímo pod bariérou se vyskytoval úkryt, okolo kterého byla zvýšená aktivita, a tito raci po bariéře občas lezli. Bylo tak těžké určit, zda zamýšleli bariéru překonat a neuspěli, nebo se jednalo jen o běžnou obchůzku.

Celkem bylo v průběhu noci před odlovem pozorováno 7 úspěšných pokusů, kdy se rakům bariéru podařilo překonat. Na obrázku č. 9 je zřetelně viditelný rak, snažící se překonat přeliv. V tomto případě neuspěl, proud byl příliš silný. Tímto nezdarem se však nenechal odradit, a jak můžeme vidět na obrázku č. 10, našel si jinou cestu. Tentokrát se rozhodl celý přeliv obejít po suchu, kdy prolezl skulinkou za kamenem. Úkon mu trval celkem 9 minut a mezi pokusy stihl svést i menší souboj s jiným rakem.

Bohužel zde není možné porovnání s nocí po odlovu, jelikož byl na této lokalitě kámen tvořící bariéru posunut během prolovování, kdy jsou prohledávány všechny potencionální račí úkryty. Došlo k odplavení listů na kameni a v části toku se uvolnil průliv. Sice zde byla rychleji proudící voda, ale již se nejednalo o obtížněji překonatelnou bariéru pro raky.



Obrázek č. 9: Rak pokoušející se o překonání protiproudne migrační bariéry, září roku 2021, kamera č. 4 (foto: autor).



Obrázek č. 10: Rak obcházející migrační protiproudnu bariéru po břehu, září roku 2021, kamera č. 4 (foto: autor).

5.6. Pozorování predace vydrou

V průběhu pozorování byla také třikrát spatřena vydra říční, viz obrázek č. 11, jakožto vrcholový predátor biotopu. Poprvé byla spatřena v červenci na kameře č. 1 v 23:23 hodin (viditelná po dobu 17 vteřin), pak v srpnu na kameře č. 2 v 21:51 hodin (viditelná 5 vteřin) a na kameře č. 8 v 4:27 hodin (viditelná 12 vteřin). Vydry byly pozorovány vždy v den po zásahu a vždy jen procházely, popř. proplouvaly pod kamerou, kdy se zde nezdržely více než pár vteřin. V potoce již od doby masivního rozšíření raka signálního prakticky nežijí žádné ryby. Vzhledem k vysokému počtu zaznamenaných hodin (696) a malého počtu pozorování vydry, to však značí, že by mohly primárně lovit jinde (např. na blízkých rybníčcích) a do tohoto toku zavítat jen pro zpestření jídelníčku raky, popř. využití koryta toku jako preferované migrační cesty. Další pozorování vydry pak je z měsíce června, kdy se ji podařilo zachytit přímo při lovu, a později i konzumaci raka, kterého ulovila v kořenovém systému. Z tohoto měsíce jsme však o kamerové

záznamy a i část vybavení v důsledku bleskové povodně přišli, ale při rychlé ranní kontrole získaných záznamů jsme lovící vydru zpozorovali.



Obrázek č. 11: Vydra říční zachycená při průchodu sledovanou lokalitou v srpnu roku 2021, kamera č. 8 (foto: autor).

6. Diskuze

Rak signální je jedním z nejstarších invazních druhů raků, kteří se v Evropě vyskytují. V průběhu dvacátého století se poměrně hojně rozšířil na většině kontinentu a nahrazuje zde populace původních račích druhů. Peay a Rogers (1999) toto pozorovali například na anglické řece Wharfe, kdy popsali, jak se v toku populace raka signálního postupně rozšiřuje, až po patnácti letech původní raci bělonozí prakticky zmizí a biotop je plně obsazen raky signálními. Stejný jev je pozorován i na námi zkoumané lokalitě, Křesanovském potoce, kdy pozorujeme každým rokem posun horního okraje zón společného výskytu výše proti proudu na úkor původní populace raka říčního.

Naše snaha o co nejpoctivější a pravidelný odlov se ukázala ve vztahu k eradikaci jako velmi málo efektivní. Zdaleka jsme se nepřiblížili tomu, abychom nějak zásadně ovlivnili velikost populace, a tím výrazně zpomalili, nebo dokonce odvrátili migraci raků signálních dál proti proudu. Je tedy očividné, že tato poměrně náročná metoda je zde, a nejspíš i obecně kdekoliv, pro management raků signálních nedostačující. Peay (2001) provedla souhrn zkoumající snahy o eradikaci populací na několika místech za pomoci více metod a zhodnotila, že žádná ekologicky přijatelná metoda nedokáže raky signální z povodí spolehlivě odstranit.

Porovnání celkového množství zachycených raků na videozáznamu před a po odlovu naznačilo mírný pokles (cca o 9 %), jenž však nebyl vyhodnocen jako signifikantní. Problémem s interpretací těchto dat je, že s jistotou nevíme, jaká procentuální část z celkové populace byla odlovena. Pokud by byla odlovena menší část, nežli zmiňovaných 9 %, znamenalo by to pokles aktivity. To je ale při vysokém počtu odlovených raků nepravděpodobné a zřejmě byla odlovena větší část populace. V takovém případě to znamená naopak zvýšení aktivity zbylých raků vedoucí ke zvýšení počtu zaznamenaných jedinců, což má za následek zdánlivé dorovnání počtu zaznamenaných raků před odlovem.

Zvýšení aktivity raků, kteří zůstali po odlovu v toku, si můžeme vysvětlit tím, že i když se jejich počet v daném úseku jednoznačně snížil, jsou vlivem pečlivého ručního odlovu, jehož je součástí obracení kamenů a prohledávání úkrytů, často vyhnáni ze svých původních stanovišť. Raci se tedy po skončení odlovu neměli kam vrátit a museli si hledat

úkryty nové, potažmo „obhlíželi“ nově změněné prostředí a jejich celková aktivita tak byla obecně vyšší. Je důležité vzít v úvahu také narušení sociální hierarchie, která se, jak uvádějí Gherardiová a Daniels (2003), u raků vyskytuje. Při odlovu je totiž z toku odstraněn vysoký počet raků (obvykle těch největších a tudíž dominantních) a zbylí jedinci se snaží ve vzniklém sociálním chaosu prosadit co nejvýše. U těchto bojů o lepší postavení v sociální pyramidě však ke skutečným soubojům příliš nedochází, jelikož se ve většině případů jedná pouze o rituální akt, při kterém si porovnávají vzájemné proporce, kdy slabší rak ustoupí a raci se zbytečně nevysilují a neriskují zranění (Breithaupt a Thiel, 2010). Tato skutečnost by vysvětlovala i nízký počet interakcí zaznamenaných při vyhodnocování videí souvisejících s touto diplomovou prací. Zároveň neklesající aktivita a neměnný čas detekce raků mimo úkryt dokazuje, že raci signální jsou natolik robustním a suveréním druhem, že radikálním zásahem nejsou silně negativně ovlivněni a poměrně rychle se vzpamatují. Neskrývají se tedy někde v bezpečí v obavách před dalším možným, pro ně nebezpečným, vývojem situace v toku.

Za celé sledované období bylo před odlovem zaznamenáno „pouze“ 60 interakcí mezi raky. Množství interakcí však po odlovech ještě pokleslo, a to o jednu třetinu na celkových 40 interakcí. Při úvaze, že by mohl pokles pouze kopírovat úbytek raků v toku, opět narážíme na skutečnost, že nelze zjistit, jakou část z celkové populace se podařilo odlovit. Pokud by se jednalo právě o jednu třetinu populace, znamenalo by to, že intenzita interakcí se nezměnila. Na jednu stranu bychom mohli očekávat vyšší počet interakcí po odlovu z důvodu narušené sociální hierarchie, jak naznačuje předchozí odstavec. Míra ritualizace vnitrodruhových interakcí je však u raků značná a zřejmě i jen relativně krátká doba postačuje k tomu, aby si novou hierarchii vytvořili velmi záhy, v rámci jednotek hodin (naše odlovy obvykle končily v časných odpoledních hodinách, kdežto nahrávání vybraných úseků začínalo až v 19 hodin). Určitou roli může sehrávat související stres s předchozím prolovením toku a s ním spojená ostražitost a nekonfliktnost zůstavších jedinců.

Testy zkoumající preference podkladu oproti předpokladům neprokázaly, že by se na některých úsecích raci zdržovali nebo vyskytovali více. Náš předpoklad, že v klidnějších částech toku s více úkryty bude také větší hustota raků, byl sice na grafu naznačen, ale pravděpodobně nejen kvůli vysoké variabilitě v rámci jednotlivých dní a hodin, ale také kvůli vysoké hustotě raků na toku, toto nebylo vyhodnoceno jako

statisticky významné. Předpokládáme, že při vysoké hustotě raků mohou být nejvhodnější habitaty obsazeny více a to především dominantními jedinci. Slabší jedinci, kteří se nedokáží prosadit, musí naopak obývat méně vhodná místa v toku. Wutz a Geist (2013) uvádějí přímou korelaci mezi délkou hlavohruďi a velikostí úkrytu. Tedy ráčatům postačí hrubší štěrk, jelikož vhodnější a větší úkryty bývají obsazeny dospělými raky. V mém pozorování však nebyla velikost raků zaznamenávána, tudíž tento faktor nelze v tomto ohledu porovnávat. Z mého subjektivního pocitu z pozorování a z logiky věci však s tímto souhlasím – pro menší jedince je hrubý štěrk dostatečný a velcí raci nutně potřebují větší úkryt (např. pod rozměrnějším kamenem).

Při vyhodnocování získaných videí byla zaznamenána protiproudá migrace raka signálního i přes obtížněji překonatelnou překážku tvořenou větším kamenem, přes který tekla proud vody, který raky pokoušející se dostat dále proti proudu strhával zpět. Po nezdařilém pokusu námi pozorovaný jedinec migrační bariéru obešel po souši. Toto chování pozoroval také Puky (2014) v případě raka pruhovaného.

Na záznamech byla také zachycena vydra říční. Vzhledem k absenci ryb využívá koryto potoka jako migrační koridor mezi řekou Volyňkou a výše položenými rybníky a bezpochyby příležitostně loví i zde se vyskytující raky. Její lov se nám dokonce podařilo zachytit na videozáznam, kdy vydra lovila raky v kořenovém balu zasahujícím do toku. Schopnost vydry lovit několik druhů invazních raků je již popsána z více zemí, například v případě raka červeného ze Španělska, nebo raka signálního ve Velké Británii. V těchto publikacích je ale lov raka signálního popisován pouze jako občasné zpestření jídelníčku v letních měsících a hlavní složku potravy tvořily menší kaprovité ryby (Beja, 1996; Britton a kol., 2017). To, zda vydra na Křesanovském potoce žije výhradně z úlovků raka signálního, není zřejmé. V nedalekém okolí se nacházejí drobné rybníky s rybí obsádkou, ale záznamy na toku bez ryb svědčí, že tento tok je součástí jejího zájmu, kdy jej navštěvuje minimálně za zpestřením jídelníčku raky a nejedná se jen o náhodný výskyt. Georgiev (2007) uvádí, že migrační koridory vydry říční mohou pokrývat až osm kilometrů tekoucích vod, což bez problému pokrývá celý Křesanovský potok s délkou necelých čtyř kilometrů, je tedy pravděpodobné, že toto menší teritorium vykrývá právě lovem na zmiňovaných rybníčcích, popřípadě navštěvuje další lokality v okolí.

Při sledování a vyhodnocování získaných videí jsem si uvědomil, že se jedná částečně o subjektivní metodu. Hlavně v periferních a hůře osvícených částech záznamu bylo někdy těžké některé raky (hlavně ráčata) zpozorovat. Subjektivnost tedy spočívá v tom, kdo dané záznamy vyhodnocuje a jaký má zrak. Je proto vhodné, aby záznamy sledoval pouze jeden člověk a nevytvářel se tak falešný rozdíl v počtu zaznamenaných raků. Problém působily také záznamy v době před západem nebo po východu slunce, kdy vlivem denního světla byla ovlivňována průhlednost a místy se objevovaly odlesky hladiny, pod které nebylo dobře vidět. Další komplikací byla hlavně vlivem dešťů občas měnící se průhlednost vody, která byla zhoršena hlavně v periferních oblastech záznamu a mohlo tak docházet k mírnému ovlivnění výsledných dat. V tomto druhu experimentu se však s tímto musí počítat, jelikož jsou záznamy získávány v přírodě a výsledky zpracovávány manuálně, vliv prostředí a lidský faktor se zde samozřejmě projevuje a je nutné se snažit je co nejvíce eliminovat.

7. Závěr

Tato práce vznikla jako součást rozsáhlejšího výzkumu, který na Křesanovském potoce probíhá již několik let. Součástí výzkumných prací byly i odlovy se snahou o eradikaci zdejší silné populace invazního raka signálního. V této diplomové práci bylo, kromě vypracování literárního přehledu, cílem provést a vyhodnotit experiment, jenž by poskytl lepší porozumění tomu, jaký vliv mají tyto odlovy na danou populaci a přiblížil obecné dění v toku. Rak signální je jedním z nejstarších invazních druhů raků, který je v Evropě velmi hojně zastoupen. I přes tuto skutečnost, však zatím nebylo provedeno mnoho studií o chování tohoto raka v přírodních podmínkách včetně jejich reakce na eradikační snahy.

Námi získané výsledky prokázaly, že v aktivitě raků před a po ručním odlovu spojeným s prohledáváním všech dostupných úkrytů v toku není patrný žádný statisticky významný rozdíl jak v jejich počtech, tak v času pozorování. Za daných okolností, kdy bylo z toku odstraněno velké množství raků, se dal očekávat pokles zaznamenaných jedinců dle jednoduché rovnice (méně raků v toku = méně zaznamenaných raků na videozáznamu). Jistý pokles zde byl skutečně zaznamenán, avšak pouze mírný a statisticky neprůkazný (o necelých 9 %). Je těžké odhadnout, jakou procentuální část z původní populace se nám podařilo odlovit (v roce 2021 se celkově jednalo o 3 130 jedinců), ale předpoklad je, že se jednalo o více než zmiňovaných 9 %. Z toho vyplývá, že po odlovu raci pravděpodobně zvýšili svou individuální aktivitu v reakci na rozrušené prostředí, čímž byl jejich počet na kamerových záznamech kompenzován. Předpokládáme tedy, že raci byli odlovem vyhnáni ze svých úkrytů, které byly při odlovu s velkou pravděpodobností narušeny. Museli tak v nově vzniklém prostředí hledat úkryty náhradní. Dalším důvodem ke zvýšení aktivity pak může být narušení sociální hierarchie v toku tím, že z prostředí byl velký počet raků náhle odebrán. Z podstaty ručního odlovu je také větší pravděpodobnost pro odchycení velkých raků na vrcholu pomyslné sociální pyramidy, jelikož jsou při odlovu lépe viditelní a mají menší šanci lovcům uniknout. Zbylí raci se pak v nově se formující sociální struktuře snaží využít vzniklého prostoru a prosadit se.

Na lokalitě se nám také podařilo zachytit protiproudnu migraci, kdy rak signální dokázal obejít nižší příčnou překážku po souši. Tato skutečnost ztěžuje případný management omezení šíření invazních druhů raků do nových částí toku, jelikož to značí pouze omezenou účinnost těchto a podobných uměle vytvořených překážek. Jejich využití tak může mít smysl pouze za specifických podmínek, kdy je zábráněno migraci i po souši.

Na získaných videozáznamech byla spatřena také vydra říční jakožto račí predátor. Vzhledem k nízké frekvenci pozorování však její dopad na sledovanou populaci bude zanedbatelný. V momentě, kdy ani organizované odlovy tisíců raků danou populaci nikterak zásadně neovlivnily, lze považovat občasný úlovek raka vydrou za pomyslnou kapku v moři. Dá se sice předpokládat, že si jako svou kořist přednostně vybírá větší a tedy v sociální pyramidě výše postavené raky, avšak narušení ustanovené hierarchie bude pravděpodobně velmi lokální a omezené.

Použitá metoda získání dat pomocí videozáznamů byla použita právě proto, že jsme chtěli sledovat dění v přírodní lokalitě bez dalších rušivých prvků. Tato metoda však sebou nese jisté nevýhody. Jednou z těchto nevýhod je jistá subjektivnost, kdy záleží nejen na dobrém zraku člověka, jenž záznamy vyhodnocuje, ale také na jeho schopnosti udržet svou pozornost, koncentraci a pečlivost. Další potíže pak působí měnící se podmínky jako např. průhlednost vody při srážkách, nebo odlesk světla při západu a východu slunce.

Celková situace a budoucí vyhlídky na toku nejsou moc pozitivní. Raci signální se pomalu posouvají dále proti proudu a původním rakům říčním zbývá čím dál méně životního prostoru. Bude zajímavé, ale pravděpodobně i smutné sledovat, jak se situace vyvine dále. Je tu možnost budoucího ustálení jakési koexistence na toku, kdy by se mohl v horních částech rak říční ještě udržet. V horních částech toku se stále ještě vyskytuje několik bariér, jejichž překonání rakem signálním si osobně dovedu jen těžko představit, ale obávám se, že si raci signální nakonec nějakou cestu najdou a my budeme svědky smutného konce lokální populace raka říčního. V případě, že překonání těchto překážek bude přeci jen nad jejich možnosti, vždy tu zůstává riziko zavlečení raků signálních výše s dopomocí člověka. Situace je o to smutnější, že se jedná o lokalitu v těsné blízkosti Národního parku Šumava, tedy unikátní lokality, která je jednou z nejcennějších v rámci

České republiky. Počet lokalit s rakem říčním je již nyní velmi nízký. Příkladem je nedaleká nádrž Kramata, která může být teoreticky z řeky Volyňky přímo invadována zkoumanou populací raka signálního přes řeku Spůlku a později Zdíkovský potok. Jedná se sice o poměrně dlouhou a složitou cestu, kterou by musel rak signální urazit, ale v zásadě je to v delším časovém horizontu možné. Opět však ani zde nesmíme zapomínat na možný transport člověkem, jelikož je tato nádrž od pramene Křesanovského potoka vzdálen jen cca jeden kilometr vzdušnou čarou a slouží jako rybářský revír. Tato zvýšená aktivita člověka zmiňované riziko jen zvětšuje.

8. Přehled použité literatury

Abrahamsson, S. A. A., 1971. Density, growth and reproduction in populations of *Astacus astacus* and *Pacifastacus leniusculus* in an isolated pond. *Oikos* 22, 373-380. Dostupné z: <https://doi.org/10.2307/3543861>.

Abrahamsson, S. A. A., Goldman, C. R., 1970. Distribution, density, and production of the crayfish *Pacifastacus leniusculus* (Dana) in Lake Tahoe, California-Nevada. *Oikos* 21, 83-91. Dostupné z: <https://doi.org/10.2307/3543843>.

Anastácio, P. M., Banha, F., Capinha, C., Bernardo, J. M., Costa, A. M., Teixeira, A., Bruxelas, S., 2015. Indicators of movement and space use for two co-occurring invasive crayfish species. *Ecological Indicators* 53, 171-181. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.01.019>.

Beja, P. R., 1996. An analysis of otter *Lutra lutra* predation on introduced American crayfish *Procambarus clarkii* in Iberian streams. *Journal of Applied Ecology* 33, 1156–1170. Dostupné z: <https://doi.org/10.2307/2404695>.

Benejam, L., Saura-mas, S., Torres, F., Macies, M., 2015. Could electric fish barriers help to manage native populations of European crayfish threatened by crayfish plague (*Aphanomyces astaci*). *Management of Biological Invasions* 6, 307-310. Dostupné z: <https://doi.org/10.3391/mbi.2015.6.3.10>.

Breithaupt, T., Thiel, M., 2010. Chemical communication in crustaceans. Springer Science and Business Media.

Brewis, J. M., Bowler, K., 1985. A study of reproductive females of the fresh water crayfish *Austropotamobius pallipes*. *Hydrobiologia* 121, 145-149. Dostupné z: <https://doi.org/10.1007/BF00008717>.

Brinck, P., 1977. Developing crayfish populations. *Freshwater Crayfish* 3, 211-228.

Brinck, P., 1983. An ecologist's approach to dealing with the loss of *Astacus astacus*. *Freshwater Crayfish* 5, 21-34.

Britton, J. R., Berry, M., Sewell, S., Lees, C., Reading, P., 2017. Importance of small fishes and invasive crayfish in otter *Lutra lutra* diet in an English chalk stream. Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems 13. Dostupné z: <https://doi.org/10.1051/kmae/2017004>.

Bubb, D. H., Lucas, M. C., Thom, T., 2004. Movement and dispersal of the invasive signal crayfish *Pacifastacus leniusculus* in upland rivers. Freshwater Biology 49, 357-368. Dostupné z: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2426.2003.01178.x>.

Bubb, D. H., Thom, T. J., Lucas, M. C., 2006. Movement patterns of the invasive signal crayfish determined by PIT telemetry. Canadian Journal of Zoology 84, 1202-1209. Dostupné z: <https://doi.org/10.1139/z06-100>.

Buřič, M., Haubrock, P. J., Veselý, L., Kozák, P., Kouba, A., 2021. Effective investments due to seasonal morphological changes? Possible reasons and consequences of allometric growth and reproduction in adult signal crayfish *Pacifastacus leniusculus* (Dana, 1852). Canadian Journal of Zoology 99, 85-96. Dostupné z: <https://doi.org/10.1139/cjz-2020-0155>.

Buřič, M., Kouba, A., Kozák, P., 2009b. Spring mating period in *Orconectes limosus*: the reason for movement. Aquatic Sciences 71, 473-477. Dostupné z: <https://doi.org/10.1007/s00027-009-0102-6>.

Buřič, M., Kozák, P., Kouba, A., 2009a. Movement patterns and ranging behavior of the invasive spiny-cheek crayfish in a small reservoir. Archiv für Hydrobiologie 174, 329-337.

Cerenius, L., Bangyeekhun, E., Keyser, P., Söderhäll, I., Söderhäll, K., 2003. Host prophenoloxidase expression in freshwater crayfish is linked to increased resistance to the crayfish plague fungus, *Aphanomyces astaci*. Cellular Microbiology 5, 353-357. Dostupné z: <https://doi.org/10.1046/j.1462-5822.2003.00282.x>.

Cerenius, L., Söderhäll, K., 1984. Chemotaxis in *Aphanomyces astaci*, an arthropod parasitic fungus. Journal of Invertebrate Pathology 43, 278-281. Dostupné z: [https://doi.org/10.1016/0022-2011\(84\)90150-2](https://doi.org/10.1016/0022-2011(84)90150-2).

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

Crawford, L., Yeomans, W. E., Adams, C. E., 2006. The impact of introduced signal crayfish *Pacifastacus leniusculus* on stream invertebrate communities. Aquatic Conservation:

Marine and Freshwater Ecosystems 16, 611–621. Dostupné z: doi:10.1002/aqc.761Seznam obrázků, tabulek a grafů.

Davis, K., Huber, R., 2007. Activity patterns, behavioural repertoires, and agonistic interactions of crayfish: a non-manipulative field study. Behaviour 144, 229-247. Dostupné z: <https://doi.org/10.1163/156853907779947300>.

Diehl, K. M., Storer, N. M., Wells, H. D., Davis, D. A., Loughman, Z. J., Graham, Z. A., 2022. On the surface or down below: Field observations reveal a high degree of surface activity in a burrowing crayfish, the Little Brown Mudbug (*Lacunicambarus thomai*). Plos one 17. Dostupné z: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0273540>.

Filipová, L., Petrusek, A., Kozák, P., Policar, T., 2006. *Pacifastacus leniusculus* (Dana, 1852) – rak signální. In: Mlíkovský, J., Stýblo, P., Nepůvodní druhy fauny a flóry České republiky. ČSOP, Praha, 239-240.

Füreder, L., 2002. Flusskrebse in Tirol: Vorkommen, Verbreitung, ökologische Bedeutung und Gefährdung. Natur in Tirol, Naturkundliche Beiträge der Abteilung Umweltschutz 10, 130.

Galib, S. M., Findlay, J. S., Lucas, M. C., 2020. Strong impacts of signal crayfish invasion on upland stream fish and invertebrate communities. Freshwater Biology 66, 223–240. Dostupné z: <https://doi.org/10.1111/fwb.13631> 10.1111/fwb.13631.

Georgiev, D., 2007. Study on the home range of the resident female otter (*Lutra lutra*), (carnivora, mammalia) in south-east Bulgaria. Acta Zoologica Bulgarica 59, 165-172.

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

Hobbs H. H., 1988. Crayfish distribution, adaptive radiation and evolution. In Freshwater crayfish. Biology management and exploitation, edited by D. M. Holdich and R. S. Lowery, 52-82.

Hogger, J. B., 1986. Aspects of the introduction of 'signal crayfish' *Pacifastacus leniusculus* (Dana), into the southern United Kingdom. Aquaculture 58, 27-44. Dostupné z: [https://doi.org/10.1016/0044-8486\(86\)90154-7](https://doi.org/10.1016/0044-8486(86)90154-7).

Holdich, D. M., Haffner, P., Noël, P., Carral, J., Föderer, L., Gherardi, F., Machino, Y., Madec, J., Pöckl, M., Šmietana, P., Taugbol, T., Vigneux, E., 2006. Species files. In: Souty-Grosset, C., Holdich, D. M., Noël, P. Y., Reynolds, J. D., Haffner, P., Atlas of Crayfish in Europe, 49-130.

Holdich, D. M., Rogers, W. D., 1992. Crayfish populations in the British Isles: farming, legislation, conservation and management. Finnish Fisheries Research 14, 23-32.

Ibbotson, A. T., Furse, M. T., 1995. Literature review of the ecology of the signal crayfish *Pacifastacus leniusculus* and its impacts upon the white clawed crayfish *Austropotamobius pallipes*.

Jonsson, A., 1995. Life history differences between crayfish *Astacus astacus* and *Pacifastacus leniusculus* in embryonic and juvenile development, laboratory experiences. Freshwater Crayfish 8, 170-178.

Jurek, L., 2014. Biologie a invazivní šíření raka signálního (*Pacifastacus leniusculus*) na Vysočině. Bakalářská práce. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích. Fakulta rybářství a ochrany vod. České Budějovice.

Kanta, J., 2007. Porovnání postembryonálního vývoje původních a nepůvodních druhů raků. Diplomová práce. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod. České Budějovice.

Kawai, T., Nakata, K., Hamano, T., 2002. Temporal changes of the density for two crayfish species, the native *Cambaroides japonicus* (De Haan) and the alien *Pacifastacus leniusculus* (Dana), in natural habitats of Hokkaido, Japan. Freshwater Crayfish 13, 198-206.

Klosterman, B. J., Goldman, C., 1983. Substrate selection behaviour of the crayfish *Pacifastacus leniusculus*. Freshwater Crayfish 5, 254-267.

Kouba, A., Kanta, J., Buřič, M., Polícar, T., Kozák, P., 2010. The effect of water temperature on number of moults and growth of juvenile noble crayfish (*Astacus astacus*). Freshwater Crayfish 17, 37-41. ISBN 978-951-27-1322-6.

Kouba, A., Petrusek, A., Kozák, P., 2014. Continental-wide distribution of crayfish species in Europe: update and maps. Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems 5. Dostupné z: doi:10.1051/kmae/2014007.

Kouba, A., Tíkal, J., Císař, P., Veselý, L., Fořt, M., Příborský, J., Patoka, J., Buřič, M., 2016. The significance of droughts for hyporheic dwellers: evidence from freshwater crayfish. Scientific Reports 6. Dostupné z: <https://doi.org/10.1038/srep26569>.

Kozák P., Buřič M., Kanta J., Kouba A., Hamr P., Polícar T., 2009. The effect of water temperature on number of moults and growth of juvenile signal crayfish *Pacifastacus leniusculus* Dana. Czech Journal of Animal Science 54, 286-292.

Kozák, P., Buřič, M., Polícar, T., 2007. Metodika lovu raků. Edice Metodik (technologická řada), VÚRH JU, Vodňany 81.

Kozák, P., Stupka, Z., Hamáčková, J., 2001. Vyhodnocení únikovosti raků z odchytových pastí (vrší). Bulletin VÚRH Vodňany 37, 124 – 128.

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. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2020.e01421>.

Kubec, J., 2012. Elektrostimulace spermiace u raků. Bakalářská práce. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích. Fakulta rybářství a ochrany vod. České Budějovice.

Lewis, S. D., 2002. *Pacifastacus*. In: Holdich, D. M., Biology of Freshwater Crayfish. Blackwell Science, 511-540.

Lowery, R. S., Holdich, D. M., 1988. *Pacifastacus leniusculus* in North America and Europe, with details of the distribution of introduced and native crayfish species in Europe. In: Freshwater crayfish: biology, management and exploitation. Edited by D. M. Holdich and R. S. Lowery, 283-308. ISBN 9780709937920.

Lozán, J. L., 2000. On the threat to the European crayfish: a contribution with the study of the activity behaviour of four crayfish species (Decapoda: *Astacidae*). Limnologica 30, 156-161. Dostupné z: [https://doi.org/10.1016/S0075-9511\(00\)80010-9](https://doi.org/10.1016/S0075-9511(00)80010-9).

Martin, A. L., Moore, P. A., 2007. Field observations of agonism in the crayfish, *Orconectes rusticus*: shelter use in a natural environment. Ethology 113, 1192-1201. Dostupné z: doi: 10.1111/j.1439-0310.2007.01429.x.

Mason, J. C., 1975. Crayfish production in a small woodland stream. Freshwater Crayfish 2, 449-479.

Mathers, K. L., Chadd, R. P., Dunbar, M. J., Extence, C. A., Reeds, J., Rice, S. P., Wood, P. J., 2016. The long-term effects of invasive signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) on instream macroinvertebrate communities. *Science of the Total Environment* 556, 207-218. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.215>.

Mathews, L., 2011. Mother - offspring recognition and kin-preferential behaviour in the crayfish *Orconectes limosus*. *Behaviour* 148, 71-87. Dostupné z: <https://doi.org/10.1163/000579510X548600>.

Matthews, M., Reynolds, J. D., 1990. Laboratory investigations of the pathogenicity of *Aphanomyces astaci* for Irish freshwater crayfish. *Hydrobiologia* 203, 121-126. Dostupné z: <https://doi.org/10.1007/BF00005680>.

McGriff, D., 1983. The commercial fishery for *Pacifastacus leniusculus* in the Sacramento River-San Joaquin delta. *Freshwater Crayfish* 5, 403-417.

Nilsson, N. A., 1984. The niche concept and the introduction of exotics. EIFAC Technical Paper 42, 496-509.

Peay, S., 2001. Eradication of alien crayfish populations. Bristol, UK: Environment Agency.

Peay, S., 2004. A cost-led evaluation of survey methods and monitoring for white-clawed crayfish – lessons from the UK. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* 372-373. Dostupné z: <https://doi.org/10.1051/kmae:2004008>.

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. Dostupné z: <https://doi.org/10.1051/kmae/2010003>.

Peay, S., Hirst, D., 2003. A monitoring protocol for white-clawed crayfish. *Management and Conservation of Crayfish* 39.

Peay, S., Rogers, D., 1999. The peristaltic spread of signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) in the river Wharfe, Yorkshire, England. *Freshwater Crayfish* 12, 665-677.

Pöckl, M., Holdich, D. M., Pennerstorfer, J., 2006. Identifying native and alien crayfish species in Europe. *European Project CRAYNET*, 47.

- Policar, T., Kozák, P., 2000. Výskyt raků v ČR. Bulletin VÚRH Vodňany 36, 18-22.
- Policar, T., Kozák, P., 2004. Vliv metody odlovu a ročního období na velikost a složení úlovků raka říčního (*Astacus astacus*) ve Světlohorské nádrži v CHKO Šumava. Aktuality Šumavského výzkumu, 180 – 185.
- Puky, M., 2014. Invasive crayfish on land: *Orconectes limosus* (Rafinesque, 1817) (*Decapoda: Cambaridae*) crossed a terrestrial barrier to move from a side arm into the Danube River at Szeremle, Hungary. Acta Zoologica Bulgarica 7, 143–146.
- Rahel, F. J., 2007. Biogeographic barriers, connectivity and homogenization of freshwater faunas: it's a small world after all. Freshwater Biology 52, 696-710. Dostupné z: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2006.01708>.
- Rahel, F. J., Stein, R. A., 1988. Complex predator-prey interactions and predator intimidation among crayfish, piscivorous fish, and small benthic fish. Oecologia 75, 94-98. Dostupné z: <https://doi.org/10.1007/BF00378819>.
- Riebel, M., 2020. Aktualizace rozšíření raka signálního (*Pacifastacus leniusculus*) na Vysočině. Bakalářská práce. Univerzita Palackého v Olomouci. Přírodovědecká fakulta. Olomouc.
- Savolainen, R., Westman, K., Pursiainen, M., 1996. Fecundity of Finnish noble crayfish, *Astacus astacus*, and signal crayfish, *Pacifastacus leniusculus*, in various natural habitats and in culture. Freshwater Crayfish 11, 319-338.
- Shimizu, S. J., Goldman, C. R., 1983. *Pacifastacus leniusculus* (Dana) production in the Sacramento River. Freshwater Crayfish 5, 210-228.
- Skurdal, J., Taugbøl, T., 2002. *Astacus*. Biology of Freshwater Crayfish, 467-510. ISBN 063205431X.
- Soderback, B., 1993. Population regulation in two co-occurring crayfish species. Acta Universitatis Upsaliensis 434, 29.
- Söderhäll, K., Cerenius, L., 1999. The crayfish plague fungus: History and recent advances. Freshwater Crayfish 12, 11-35.
- Stucki, T. P., 2002. Differences in live history of native and introduced crayfish species in Switzerland. Freshwater Crayfish 13, 463-476.

Svärdson, G., 1995. The early history of signal crayfish introduction into Europe. *Freshwater Crayfish* 8, 68-77.

Svoboda, J., 2011. Přenos a detekce račího moru v experimentálních podmínkách. Diplomová práce. Univerzita Karlova v Praze. Přírodovědecká fakulta. Praha.

Štambergová, M., Kučera, Z., 2009. Celoplošné mapování a monitoring populací raků v ČR. *Bulletin VÚRH Vodňany* 45, 91-99.

Štambergová, M., Svobodová, J., Kozubíková, E., 2009. Raci v České republice. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha, 255.

Taylor, C. A., Schuster, G. A., Cooper, J. E., DiStefano, R. J., Eversole, A. G., Hamr, P., Hobbs, H. H., Robison, H. W., Skelton, C. E., Thoma, R. F., 2007. A reassessment of the conservation status of crayfishes of the United States and Canada after 10+ years of increased awareness. *Fisheries* 32, 372-389. Dostupné z: [https://doi.org/10.1577/1548-8446\(2007\)32\[372:AROTCS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8446(2007)32[372:AROTCS]2.0.CO;2).

Thomas, J. R., James, J., Newman, R. C., Riley, W. D., Griffiths, S. W., 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. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.applanim.2015.11.020>.

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

Ungureanu, E., Mojžišová, M., Tangerman, M., Ion, M. C., Pârvulescu, L., Petrussek, A., 2020. The spatial distribution of *Aphanomyces astaci* genotypes across Europe: introducing the first data from Ukraine. *Freshwater Crayfish* 25, 77-87. Dostupné z: <https://doi.org/10.5869/fc.2020.v25-1.077>.

Usio, N., Nakata, K., Kawai, T., Kitano, S., 2007. Distribution and control status of the invasive signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) in Japan. *Japanese journal of limnology* 68, 471-482.

Vogt, G., 2013. Abbreviation of larval development and extension of brood care as key features of the evolution of freshwater Decapoda. *Biological Reviews* 88, 81-116. Dostupné z: <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2012.00241.x>.

Westman, K., Savolainen, R., Pursiainen, M., 1999. Development of the introduced North American signal crayfish, *Pacifastacus leniusculus* (Dana), population in a small Finnish forest lake in 1970-1997. Boreal Environment Research 4, 387 – 407.

Wutz, S., Geist, J., 2013. Sex-and size-specific migration patterns and habitat preferences of invasive signal crayfish *Pacifastacus leniusculus* (Dana). Limnologica 43, 59-66. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.limno.2012.02.002>.

Yamamoto, Y., 2010. Contribution of bioturbation by the red swamp crayfish *Procambarus clarkii* to the recruitment of bloom-forming cyanobacteria from sediment. Journal of limnology 69, 102– 111. Dostupné z: [doi:10.4081/jlimnol.2010.102](https://doi.org/10.4081/jlimnol.2010.102).

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, 554–558. Dostupné z: [doi:10.1017/s1751731117001744](https://doi.org/10.1017/s1751731117001744).

Yazicioglu, B., Linhartova, Z., Niksirat, H., Kozák, P., 2014. First report of intersex in the signal crayfish *Pacifastacus leniusculus* (Dana, 1852). Crustaceana 87, 1559-1566. Dostupné z: <https://doi.org/10.1163/15685403-00003370>.

8.1. Seznam obrázků

Obrázek č. 1: Perokresba hlavohrudi raka signálního (Kubec, 2012; upraveno).	11
Obrázek č. 2: Výskyt raka signálního v Evropě (Kouba a kol., 2014).	13
Obrázek č. 3: Rozšíření raka signálního na území České republiky (Riebel, 2020; upraveno).....	14
Obrázek č. 4: Noční a denní aktivita vybraných druhů raků v závislosti na teplotě (Lozán, 2000; upraveno).	22
Obrázek č. 5: Preferovaná hloubka v závislosti na délce hlavohrudi (Wutz a Geist, 2013; upraveno).	23
Obrázek č. 6: Preferované podloží v závislosti na délce hlavohrudi (Wutz a Geist, 2013; upraveno).	24
Obrázek č. 7: Poškozený rak říční ulovený v roce 2017 na Křesanovském potoce v úseku s dominantním rakem signálním (foto: Miloš Buřič).	31
Obrázek č. 8: Příklad instalace kamerového systému (kamery č. 4, 5 a 6; srpen 2021) (foto: autor).....	32
Obrázek č. 9: Rak pokoušející se o překonání protiproudne migrační bariéry, září roku 2021, kamera č. 4 (foto: autor).	41
Obrázek č. 10: Rak obcházející migrační protiproudnu bariéru po břehu, září roku 2021, kamera č. 4 (foto: autor).	42
Obrázek č. 11: Vydra říční zachycená při průchodu sledovanou lokalitou v srpnu roku 2021, kamera č. 8 (foto: autor).	43

8.2. Seznam tabulek

Tabulka č. 1: Porovnání reprodukčních parametrů.....	17
Tabulka č. 2: Celkový i průměrný počet odlovených raků signálních (<i>Pacifastacus leniusculus</i>) a celkový počet odlovených raků říčních (<i>Astacus astacus</i>) za roky 2017 – 2022 (Buřič, nepublikováno).....	30
Tabulka č. 3: Přibližný popis lokalit nahrávaných jednotlivými kamerami na Křesanovském potoce v roce 2021.	34

8.3. Seznam grafů

Graf č. 1: Průměrný počet (ks; průměr ± směrodatná odchylka) zaznamenaných jedinců raka signálního před (vlevo) a po eradikačním zásahu (vpravo) během čtyř měsíčních odlovů v květnu, červenci, srpnu a září v roce 2021 na Křesanovském potoce. Nebyly nalezeny statisticky významné rozdíly mezi skupinami. Mann-Whitneyův U; test, $p < 0,05$	36
Graf č. 2: Porovnání průměrného času (s; průměr ± směrodatná odchylka) stráveného raky signálními mimo úkryt před (vlevo) a po eradikačním zásahu (vpravo) během čtyř měsíčních odlovů v květnu, červenci, srpnu a září v roce 2021 na Křesanovském potoce. Nebyly nalezeny statisticky významné rozdíly mezi skupinami. Mann-Whitneyův – Z test, $p < 0,05$	37
Graf č. 3: Porovnání průměrného počtu raků signálních (ks; průměr ± směrodatná odchylka) zachycených jednotlivými kamerami před (modře) a po eradikačním zásahu (červeně) v květnu, červenci, srpnu a září v roce 2021 na Křesanovském potoce. Nebyly nalezeny statisticky významné rozdíly mezi skupinami. Celkový efekt: $F(7,42)$, $p < 0,05$	38
Graf č. 4: Porovnání průměrného času (s; průměr ± směrodatná odchylka) stráveného raky signálními mimo úkryt zachycených jednotlivými kamerami před (modře) a po (červeně) v květnu, červenci, srpnu a září v roce 2021 na Křesanovském potoce. Nebyly nalezeny statisticky významné rozdíly. Celkový efekt: $F(7, 2253)$, $p < 0,05$	39
Graf č. 5: Porovnání souhrnného počtu vzájemných interakcí raků signálních za květen, červenec, srpen a září v roce 2021 na Křesanovském potoce před a po odlovu.	40

9. Abstrakt

Rak signální je jedním z nejstarších invazních druhů raků v Evropě, jenž na nově invadovaných lokalitách působí ekologické a často i ekonomické škody. Na Křesanovském potoce je možnost průběh jeho invaze a s ní spojených problémů sledovat v reálném čase a provádět tak výzkum těchto procesů. Na toku jsou již šest let prováděny pravidelné eradikační zásahy. Výzkum detailnějších a komplexnějších vlivů těchto aktivit na populaci raků jako celek a případné změny v chování jedinců však nebyl prozatím realizován. Pro získání relevantních dat k tomuto účelu bylo v rámci této diplomové práce použito nahrávání situace v toku v měsíčních cyklech od května do září roku 2021, kdy byly záznamy získávány noc před plánovaným důkladným ručním prolovením toku a noc poté (co do počtu a aktivity pozorovaných raků). Výsledky pozorování neprokázaly, že by odlov změnil celkové dění v toku. Při vysokém počtu odlovených raků to znamená, že oslabená populace raků po odlovu prokázala stejnou celkovou aktivitu, jako populace v kompletním počtu před odlovem (patrně v důsledku zvýšení individuální aktivity v reakci na odlov a rozrušení habitatu). Dále výsledky pozorování podtrhují již dříve předpokládanou nízkou úspěšnost eradikačních snah na dané lokalitě a navíc potvrzují, že pro raky signální do jisté míry příčné překážky v toku nejsou skutečnou bariérou. Zjištěné výsledky pomohou lépe pochopit vliv eradikačních zásahů na populace raků signálních. Vzhledem k tomu, že se jednalo o první námi prováděný výzkum tohoto charakteru, otevírá tato diplomová práce určitý prostor k úpravě a dalšímu vývoji metodických postupů, ale nastoluje i množství nových otázek, na kterých je třeba dále pracovat. Finálním cílem těchto snah je pak zlepšení managementových zásahů vůči invaznímu raku signálnímu.

Klíčová slova: Rak signální, Křesanovský potok, Aktivita raků, Invazní druhy, Migrace raků

10. Abstract (English)

The signal crayfish is one of the oldest invasive crayfish species in Europe, causing ecological and often economic damage in newly invaded locations. The invasion and associated problems can be monitored in real-time on the Křesanovský brook, where regular eradication measures have been carried out for six years. However, the detailed and comprehensive impact of these activities on the crayfish population as a whole and any changes in individual behaviour have not yet been studied in detail. To obtain relevant data for this purpose, this thesis video-recorded the situation in the stream in monthly cycles from May to September 2021, with recordings taken the night before and the night after thorough manual crayfish catching in the brook, evaluating the number and activity of observed crayfish. The results did not show that the trapping had changed the overall crayfish activity. Even with a high number of captured crayfish, the weakened crayfish population after trapping showed the same overall activity as the complete population before trapping (presumably due to an increase in individual activity in response to catching and accompanied habitat disturbance). Furthermore, the results underline the previously assumed low success rate of eradication efforts at the site and confirm that barriers in the stream are not sufficient to stop the signal crayfish spread. These findings will help to better understand the impact of eradication measures on signal crayfish populations. As this was the first research of its kind, this thesis opens up opportunities for methodological improvements and further development, as well as posing many new questions that need to be addressed. The ultimate goal of these efforts is to improve management interventions against invasive signal crayfish.

Key words: Signal crayfish, Stream Křesanovský, Crayfish activity, Invasive species, Crayfish migration