

**Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích**

**Fakulta rybářství a ochrany vod**

Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický

Diplomová práce

**Proti americkému brouku! Lze odstranit  
raka signálního z malého toku?**

**Autor:** Bc. Jiří Jakš

**Vedoucí diplomové práce:** Ing. Miloš Buřič, Ph.D.

**Konzultant diplomové práce:** Ing. Jan Kubec, Ph.D.

**Studijní program a obor:** Zemědělská specializace N4106, Rybářství a ochrana vod

**Forma studia:** Prezenční

**Ročník:** 2.

České Budějovice 2020

## **Prohlášení:**

Prohlašuji, že svoji diplomovou práci jsem vypracoval samostatně pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu citované literatury. Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění, souhlasím se zveřejněním své diplomové práce, a to v nezkrácené podobě, případně v úpravě vzniklé vypuštěním vyznačených částí archivovaných FROV JU. Zveřejnění probíhá elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách, a to se zachováním mého autorského práva k odevzdanému textu této kvalifikační práce. Souhlasím dále s tím, aby toutéž elektronickou cestou byly v souladu s uvedeným ustanovením zákona č. 111/1998 Sb. zveřejněny posudky školitele a oponentů práce i záznam o průběhu a výsledku obhajoby kvalifikační práce. Rovněž souhlasím s porovnáním textu mé kvalifikační práce s databází kvalifikačních prací Theses.cz provozovanou Národním registrem vysokoškolských kvalifikačních prací a systémem na odhalování plagiátů.

V Českých Budějovicích, dne 4. 5. 2020

Podpis .....

Jiří Jakš

## **Poděkování:**

Touto cestou bych rád poděkoval vedoucímu práce Ing. Milošovi Buřičovi, Ph.D., který mi pomohl zdárně dokončit tuto diplomovou práci, motivoval mne k výkonu a dával mi všechny potřebné informace, které byly pro tuto práci nezbytné. Nesmím také opomenout konzultanta diplomové práce Ing. Jana Kubce, Ph.D., který se mnou komunikoval a dával mi potřebné rady. Samozřejmě chci tímto poděkovat i svojí rodině, která za mnou stála po celou dobu psaní diplomové práce a nenechala mne na pospas této rozsáhlé práci samotného.

# JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH

Fakulta rybářství a ochrany vod

Akademický rok: 2018/2019

## ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

(projektu, uměleckého díla, uměleckého výkonu)

Jméno a příjmení: Bc. Jiří JAKŠ  
Osobní číslo: V18N000P  
Studijní program: N4106 Zemědělská specializace  
Studijní obor: Rybářství a ochrana vod  
Téma práce: Proti americkému brouku! Lze odstranit raka signálního z malého toku?  
Zadávající katedra: Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický

### Zásady pro vypracování

Evropské ekosystémy čelí čím dál tím více tlaku nepůvodních organismů, z nichž mnohé již mají status druhů invazních. U raka signálního (*Pacifastacus leniusculus*, Dana 1852) je tento status stvrzen i Evropskou směrnicí o nebezpečných invazních druzích. Přestože je rak signální na území ČR již několik desítek let, dostává se nyní i na lokality, kde jeho přítomnost může znamenat hrozbu pro kriticky ohrožené organismy, zejména raka říčního (*Astacus astacus*, Linnaeus, 1758) a perlorodku říční (*Margaritifera margaritifera*, Linnaeus, 1758). Jedná se o lokality na horních tocích řek, popř. na říčkách a potocích. Jednou ze zásad eradikace invazních druhů je včasná reakce, která ale často není možná, neboť výskyt raka signálního začne být zjevný až po etablování populace. Malá velikost toku však dává naději, že by při dostatečném úsilí mohli být raci významně nebo úplně zredukováni. Taková je i modelová lokalita se současným výskytem raka říčního a raka signálního, kde by se měla řešit tato diplomová práce. Otázkou je, zda akce pro sběr amerického raka má smysl z hlediska eradikace, popř. alespoň oslabení populace a zmírnění jejího tlaku na populaci raka říčního. Úsilí z předchozích let tomu zatím nenasvědčuje. Tato diplomová práce má však toto úsilí posílit a systematizovat. Základními cíli práce je kvantifikace populace raka signálního v malém vodním toku v průběhu roku, při odstraňování všech ulovených invazních raků z toku. V návaznosti na data získaná z předchozích let by mělo být jasné, zda taková praxe může pozitivně ovlivnit stav na lokalitě, tj. redukovat populaci a šíření raka signálního, a uvolnit tak tlak na populaci raka říčního, který je vytlačován do horních partií toku. Výsledky práce by mohly mít přesah do reálného managementu populací invazních druhů.

Práce bude podpořena projektem GAČR 19-04431S

Rozsah pracovní zprávy: 50-70 stran  
Rozsah grafických prací: dle potřeby (do 20 stran)  
Forma zpracování diplomové práce: tištěná

### Seznam doporučené literatury:

- Adams, E. (2016). Trapping Aliens: Understanding the Complexities of Controlling Introduced Freshwater Crayfish in the United Kingdom. *Transylvanian Review of Systematical and Ecological Research*, 18(2), 39-52.
- Anderson, L. G. (2015). Managing aquatic non-native species: the role of biosecurity (Doctoral dissertation, University of Leeds).
- Gherardi, F., Aquiloni, L., Diéguez-Uribeondo, J., & Tricarico, E. (2011). Managing invasive crayfish: is there a hope? *Aquatic Sciences*, 73(2), 185-200.
- Holdich, D. M., Reynolds, J. D., Souty-Grosset, C., Sibley P. J., 2009. A review of the ever increasing threat to European crayfish from non-indigenous crayfish species. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 394-395: 11.
- Jackson, M. C., & Britton, J. R. (2014). Divergence in the trophic niche of sympatric freshwater invaders. *Biological Invasions*, 16(5), 1095-1103.
- Kouba, A., Petrušek, A., Kozák, P., 2014. Continental-wide distribution of crayfish species in Europe: update and maps. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 413: 5.
- Manfrin, C., Souty-Grosset, C., Anastácio, P., Reynolds, J., & Giulianini, P. (2019). Detection and Control of Invasive Freshwater Crayfish: From Traditional to Innovative Methods. *Diversity*, 11(1), 5.
- Moorhouse, T. P., Poole, A. E., Evans, L. C., Bradley, D. C., & Macdonald, D. W. (2014). Intensive removal of signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) from rivers increases numbers and taxon richness of macroinvertebrate species. *Ecology and Evolution*, 4(4), 494-504.

- Moorhouse, T. P., & Macdonald, D. W. (2015). Crayfish management in the Upper Thames. *Wildlife Conservation on Farmland: Conflict in the Countryside*, 2, 165.
- Nyström P., 2002. Ecology. In: Holdich D.M. (ed.): *Biology of Freshwater Crayfish*, Blackwell Science Ltd., London, UK, pp. 192-235.
- Nyström, P. (2017). Ecological impact of introduced and native crayfish on freshwater communities: European perspectives. In *Crayfish in Europe as alien species* (pp. 63-85). Routledge.
- 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* 394-395: 12.
- Peay, S., & Dunn, A. M. (2014). The behavioural response of the invasive signal crayfish *Pacifastacus leniusculus* to experimental dewatering of burrows and its implications for eradication treatment and management of ponds with crayfish. *Ethology Ecology & Evolution*, 26(2-3), 277-298.
- Peay, S., Dunn, A. M., Kunin, W. E., McKimm, R., & Harrod, C. (2015). A method test of the use of electric shock treatment to control invasive signal crayfish in streams. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 25(6), 874-880.
- Stanciliffe-Vaughan, A. E. (2015). Sampling UK *Pacifastacus leniusculus* (Dana, 1852): the effect of trapping on population structure (Doctoral dissertation, Anglia Ruskin University).
- Stebbing, P. (2016). The Management of Invasive Crayfish. *Biology and Ecology of Crayfish*, 337.
- Ruokonen, T. J., Sjövik, R., Erkamo, E., Tulonen, J., Ercoli, F., Kokko, H., & Jussila, J. (2018). Introduced alien signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) in Finland – uncontrollable expansion despite numerous crayfisheries strategies. *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems*, (419), 27.

Vedoucí diplomové práce: **Ing. Miloš Buřič, Ph.D.**  
Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický

Konzultant diplomové práce: **Ing. Jan Kubec**  
Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický

Datum zadání diplomové práce: **11. ledna 2019**

Termín odevzdání diplomové práce: **4. května 2020**

V Českých Budějovicích dne 25. února 2019

  
prof. Ing. Pavel Kozák, Ph.D.  
děkan

JIHOČESKÁ UNIVERZITA  
V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH  
FAKULTA RYBÁŘSTVÍ A OCHRANY VOD  
Zaříší 728/II  
389 25 Vodňany (2)

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

# Obsah

<b>1. Úvod</b> .....	<b>7</b>
<b>2. Literární přehled</b> .....	<b>9</b>
2.1. Původní druhy raků v České republice .....	9
2.1.1. Rak říční ( <i>Astacus astacus</i> - Linnaeus, 1758) - Noble crayfish.....	9
2.2. Nepůvodní druhy raků v ČR .....	12
2.2.1 Rak signální ( <i>Pacifastacus leniusculus</i> - Dana, 1852) - Signal crayfish .....	13
2.3. Vliv nepůvodních druhů raků.....	17
2.3.1. Vliv na původní druhy raků .....	17
2.3.2. Vliv na ostatní organismy .....	20
2.3.3. Vliv na habitat a ekosystém .....	22
2.3.4. Vliv na člověka .....	24
2.3.5. Možné pozitivní efekty .....	25
2.4. Možnosti a způsoby eliminace nepůvodních druhů .....	29
2.5. Cíle práce a hypotézy .....	34
<b>3. Materiál a metodika</b> .....	<b>35</b>
3.1. Obecné informace o provedené studii a daném místě odlovu.....	35
3.2. Značení jednotlivých úseků.....	37
3.3. Odlov raků.....	39
3.4. Určování pohlaví, hodnocení stavu, měření a vážení raků .....	41
3.5. Analýza naměřených hodnot a zpracování výsledků .....	46
<b>4. Výsledky</b> .....	<b>47</b>
4.1. Souhrn odlovených raků a dalších zjištěných údajů v jednotlivých měsících a na jednotlivých úsecích.....	47
4.2. Porovnávání množství odlovených raků daných velikostních kategorií v jednotlivých měsících .....	49
4.3. Porovnávání velikosti odlovených raků mezi úseky v jednotlivých měsících.....	52
4.4. Porovnávání velikosti odlovených raků mezi jednotlivými měsíci.....	54
4.5. Porovnávání průměrného počtu raků odlovených za odlov mezi roky 2017-2019.....	55
<b>5. Diskuze</b> .....	<b>58</b>
<b>6. Závěr</b> .....	<b>64</b>
<b>7. Použitá literatura</b> .....	<b>66</b>
<b>8. Seznam příloh</b> .....	<b>77</b>
<b>9. Přílohy</b> .....	<b>78</b>
<b>10. Abstrakt</b> .....	<b>82</b>
<b>11. Abstract</b> .....	<b>83</b>

# 1. Úvod

Sladkovodní raci jsou koryši řádu Decapoda a infrařádu Astacida (případně Astacoidea) (Kozák a kol., 2014). Rak signální (*Pacifastacus leniusculus* - Dana, 1852) patří do nadčeledi Astacoidea a čeledi Astacidae. Původem je tento druh ze severozápadu Severní Ameriky (areál výskytu mezi Tichým oceánem a Skalistými horami) (Taylor a kol., 2007) a u nás je nepůvodní. Jde o silně invazivní druh raka, který se v několika posledních desetiletích nekontrolovatelně šíří napříč Evropou, včetně České Republiky. Jeho šíření je nebezpečné nejen pro naše původní druhy raků, ale může mít negativní vliv na celý ekosystém (Štambergová a kol., 2009).

Rak signální má podobné nároky na optimální prostředí jako rak říční, ale je oproti němu mnohem adaptabilnější. Dokáže přežít podstatně horší podmínky (vyšší teploty vody, znečištění) než naše původní druhy raků a má lepší reprodukční schopnosti. Zároveň je schopen šířit patogen račího moru (*Aphanomyces astaci* - Schikora, 1906), vůči kterému je odolný. Jeho agresivita je také značně vyšší než u našich původních druhů (Kozák a kol., 2014). Při současném trendu nárůstu početností populací raka signálního na úkor původních druhů by se do budoucna mohlo stát, že zaujme místo našich původních druhů raků, které již na našem území nenajdeme. Na rozdíl od ostatních nepůvodních druhů raků v Evropě navíc preferuje prostředí, které svým charakterem odpovídá lokalitám výskytu zbytkových populací raka kamenáče a raka říčního (Souty-Grosset a kol. 2006; Holdich, 2002).

Tato práce se zaměřuje na možnosti jak tomuto šíření zabránit nebo jej alespoň omezit. Konkrétně se zabývá pokusem o eradikaci raka signálního z malého vodního toku, popř. zabránění jeho šíření a omezení velikosti jeho populace a zmírnění tlaku tohoto druhu na raka říčního a na celý ekosystém. Možností je hned několik. Ovšem jejich úspěšnost je stále otázkou. Jelikož rak signální obývá takřka všechny typy habitatů, je obtížné zvolit vhodnou metodu pro daný typ habitatu. Ne všechny metody jsou totiž vždy použitelné. Mimo jiné se také může stát, že při snaze o odstranění nepůvodních druhů raků narušíme (nebo dokonce zničíme) celý ekosystém. Proto je potřeba vždy zvolit vhodnou metodu s ohledem na celý ekosystém (Peay a kol., 2019).

S ohledem na invazi raka signálního nesmíme opomenout, že jeho introdukce přinesla i výhody, jako jeho ekonomické využití (akvakultura a lov z volných vod), které

je patrné zejména ve Skandinávii (Souty-Grosset, 2009). To byl a také pravděpodobně je jeden z důvodů, proč k introdukcím raka signálního došlo, popř. dochází nehledě na jeho samovolné šíření. Nicméně nebezpečí, které rak signální pro celý ekosystém představuje, je silnější než všechny jeho výhody. Z tohoto důvodu je nezbytné zamezit šíření nepůvodních druhů a podporovat původní druhy raků (Štambergová a kol., 2009).



## 2. Literární přehled

### 2.1. Původní druhy raků v České republice

V současnosti se na území naší republiky vyskytuje celkem 6 druhů raků (Patoka a kol., 2016). Z toho pouze 2 druhy řadíme mezi původní. Jedná se o raka říčního (*Astacus astacus* - Linnaeus, 1758) a raka kamenáče (*Austropotamobius torrentium* - Schrank, 1803) (Kozák a kol., 2009). Současná legislativa vnímá jako původní druh také raka bahenního (*Pontastacus leptodactylus* - Eschscholtz, 1823). Tento druh je však původní pouze v Evropě a na území naší republiky byl dovezen v 19. století (Kozák a kol., 2009). Rak říční a rak kamenáč je u nás dle platných právních předpisů zařazen do kategorie kriticky ohrožených živočichů. Nejnižší stupeň ochrany u nás má rak bahenní i přesto, že se jedná o nepůvodní druh (Štambergová a kol., 2009). Všechny tyto vyjmenované druhy raků řadíme do nadčeledi Astacoidea a čeledi Astacidae (Kozák a kol., 2014). Ještě donedávna byl rak kamenáč považován v České republice za téměř vyhynulý druh, který byl lokalizován pouze na 4 lokalitách (Policar a Kozák, 2000; Kozák a kol., 2009; Kozák a kol., 2014). V současné době se však ukázalo, že je rak kamenáč rozšířenější, než se původně očekávalo a byl objeven na 45 lokalitách (Štambergová a kol., 2009). Oproti tomu rak říční je mnohem hojnější a např. během mapování v letech 2004-2005 byl zaznamenán na 681 lokalitách po celém území ČR (Chobot, 2006).

#### 2.1.1. Rak říční (*Astacus astacus* - Linnaeus, 1758) - Noble crayfish

Rak říční u nás patří svou velikostí mezi větší druhy raků. Největší jedinci se mohou dorůstat až 20 cm a hmotnosti kolem 300 g, přičemž obvyklá maximální velikost je do 15 cm a hmotnost do 100 g. S touto velikostí se však setkáme spíše u samců, zatímco samice jsou o něco menší. Poměrně dlouhá je i délka jejich života, která může dosahovat až 20 let (Kozák a kol., 2014).

Raka říčního můžeme od ostatních druhů rozpoznat podle několika ukazatelů. Zbarvení hřbetní strany je obvykle světlehnědé až tmavohnědé. Břišní strana je světlejší, nejčastěji olivově hnědá. Nicméně zbarvení není nejlepším ukazatelem při rozpoznávání druhů, jelikož je velmi závislé na prostředí. Můžeme se setkat dokonce s modrým nebo červeným zbarvením. Na přední straně hlavohruďi najdeme středně dlouhé špičaté

rostrum s hladkými okraji. Povrch hlavohrudi je poměrně hladký, s výrůstky na bocích, ale bez výrazných trnů. V blízkosti báze rostra se nachází dva páry postorbitálních lišt. Samci mají velká klepeta a na svrchní straně jsou zbarvena stejně jako tělo. Zespoda mají klepeta červenou nebo červenohnědou barvu. Na vnitřní straně prstů klepeta najdeme dva vzdálené výrůstky, mezi nimiž se nachází mělká prohlubeň. Samice mají klepeta vždy menší (Kozák a kol., 2009; Kozák a kol., 2014). Samice mají na rozdíl od samců také širší zadeček (abdomen), který je širší z důvodu inkubace vajíček na jeho spodní straně. Hlavní spolehlivý rozdíl jak na první pohled poznat samce od samice je však přítomnost pářících nožek (přeměněný 1. a 2. pár pleopodů) u samců. Zároveň vyústění pohlavní soustavy nalezneme u samců na bázi 5. páru kráčivých nohou (pereopodů), zatímco u samic na 3. páru (Kozák a kol., 2014).

Rak říční má centrum svého výskytu v severní a střední Evropě. Původní areál jeho výskytu je východně ohraničen Ruskem, Běloruskem, Ukrajinou a Gruzii. Západně je jeho původní výskyt ohraničen Francií. Hranici v jižním směru jeho původního výskytu tvoří Řecko a Albánie. Severní hranicí původního výskytu raka říčního je Finsko (Holdich a kol., 2009; Kozák a kol., 2014). Tento druh raka byl nicméně introdukován i do dalších zemí. Rak říční byl vysazen do Nizozemska, Belgie, Lucemburska, Švýcarska, Norska, Švédska (Kozák a kol., 2014) nebo také Anglie a Lucemburska, kde pro tamní obyvatele vždy představoval nepůvodní druh (Holdich a kol., 2006). Co se týče výskytu raka říčního v České republice, tak jeho výskyt je relativně plošný (Štambergová a Kučera, 2009). Lze proto jednoznačně říci, že rak říční patří mezi nejrozšířenější původní druh raka žijící na našem území (Kozák a kol., 2014).

Spektrum biotopů, ve kterých rak říční může žít, je poměrně pestré. Můžeme se s ním setkat ve stojatých i tekoucích vodách, především pak ve velkých potocích. Vyhovují mu také chladné rybníky, zatopené lomy, pískovny, ale třeba i přehradní nádrže. Je ovšem nutno dodat, že tomuto druhu raka nevyhovují intenzivně obhospodařované rybníky (Krupauer, 1982). Preferuje spíše chladnější vody s letní teplotou okolo 19 °C. Život ohrožující jsou teploty nad 25 °C. Od raka signálního se tento původní druh raka liší vyšší odolností k nižšímu pH, kdy se uvádí, že je schopen přežít i hodnoty pH kolem 4. Ideální hodnota nasycení vody kyslíkem je 9-12 mg.l<sup>-1</sup> (Kozák a kol., 2014). Důležitým aspektem pro raka říčního je ve vodním prostředí dostatečné množství úkrytů, bez nichž by rak říční nebyl schopen přežít. Nicméně jako úkryt jsou schopni použít prakticky cokoliv. Mohou

to být například kameny nebo kořenové systémy stromů. Při nedostatku úkrytů jsou schopni hloubit do hlinito-jílovitých břehů nory. Je však nutno dodat, že rak říční trvale špatně snáší bahnité prostředí, které však někdy vyhledává jako možnost pro nalezení potravy (Holdich a kol., 2006). Je schopen pozřít prakticky vše a jako omnivor většinou nemá problém potravu najít.

Životní cyklus raka říčního je specifický poměrně dlouhou dobou potřebnou k dosažení pohlavní dospělosti a malou plodností ve srovnání s nepůvodními druhy raků. Samci raka říčního pohlavně dospívají zpravidla ve 3. roce života při celkové délce těla kolem 7 cm. Samice dospívají obvykle o rok později (Skurdal a kol., 1993; Kozák a kol., 2014). K páření dochází v našich podmínkách koncem září nebo začátkem října (Westin a Gydemo, 1986) při poklesu teploty vody na 8-12 °C a trvá zpravidla 2-3 týdny (Skurdal a Taugbol, 2002; Kozák a kol., 2014). Počet vajíček na pleopodech (tzv. pleopodální plodnost) je v rozmezí 80-200 vajíček v závislosti na velikosti samice. Velikost vajíček je u raka říčního kolem 3 mm (Skurdal a Taugbol, 1994). Inkubace vajíček je závislá na teplotě a trvá nejčastěji 8-9 měsíců, což je kolem 1 900 denních stupňů, tj. je poměrně dlouhá především kvůli dlouhému období diapauzy (Westin a Gydemo, 1986; Kozák a kol., 2014). Vylíhlá ráčata váží kolem 20 mg a po 5-14 dnech se svlékají do 2. vývojového stádia, které začíná přijímat potravu a je již schopné se osamostatnit (Kanta, 2007; Kozák a kol., 2014). Rychlost růstu tohoto druhu je relativně pomalá. V 1. roce života dorůstají raci říční zpravidla do 2 cm, poté přirůstají 1-2 cm ročně. Ve 4. roce života tedy mají okolo 8 cm, přičemž jejich růst je závislý na teplotě vody, potravní nabídce a hustotě populace (Abrahamsson, 1971; Kozák a kol., 2014). Samci i samice raka říčního se v dospělosti svlékají zpravidla 2x ročně, přičemž samice inkubující v daném roce vajíčka pouze 1x ročně (Skurdal a Qvenild, 1986).

Největší aktivitu raka říčního můžeme pozorovat v noci a celkově můžeme tento druh raka považovat za světloplachý, vyhýbající se prosluněným úsekům. Rak říční je aktivní od dubna do listopadu. Mimo tyto měsíce a přes den se skrývá v úkrytech a jeho aktivita je minimální. Výjimkou je pouze období páření, při kterém jsou teploty vody rovněž poměrně nízké (Skurdal a Taugbol, 2002). Výjimečně se můžeme v období od prosince do dubna setkat s velkými adultními jedinci mimo úkryt (Stucki, 2002) nebo s juvenilními jedinci při nedostatku úkrytů (Westin a Gydemo, 1988). Rapidní pokles aktivity můžeme pozorovat rovněž při nízkých teplotách vody pod 4 °C (Lozan, 2000) a při vysokých

teplotách vody nad 20 °C, která pro něj může být nepříznivá při nižším obsahu kyslíku (Kozák a kol., 2014).



Obr. č. 1: Původní rak říční, který je rakem signálním často vytlačován (Foto: J. Ovesný, 2009).

## 2.2. Nepůvodní druhy raků v ČR

V současné době se na území naší republiky můžeme setkat se 4 nepůvodními druhy raků z celkových 6 druhů žijících na našem území (Patoka a kol., 2016). Nejpodobnějším druhem našemu původnímu raku říčnímu, co se týče vzhledu i nároků na prostředí, je rak signální. Tento druh se zároveň dorůstá podobných velikostí jako rak říční a rovněž je dlouhověký (Kozák a kol., 2014). Využití podobných vhodných habitatů z něj dělá jeho velkého konkurenta. Zároveň patří do stejné čeledi Astacidae (Štambergová a kol., 2009). Rak signální je původní v Severní Americe a k nám byl dovezen ze Švédska v roce 1980 s úmyslem produkovat tržní raky (Policar a Kozák, 2000). Dalším nepůvodním druhem, který je ovšem původní v Evropě a dnes legislativou považován za původního, je rak bahenní (Kozák a kol., 2009). Tento druh raka rovněž dosahuje poměrně velkých velikostí (Kozák a kol., 2014), avšak pro raka říčního nepředstavuje příliš velké nebezpečí. Rak bahenní také patří do čeledi Astacidae (Štambergová a kol., 2009). Tento

druh byl vysazen na naše území v roce 1892 (Lohniský, 1984), avšak u nás byl jeho výskyt pravděpodobně potvrzen již před tímto vysazením (Dyk, 1953). Menším druhem raka, který pochází ze Severní Ameriky a je řazený do čeledi Cambaridae, se kterým se u nás můžeme setkat v poměrně hojném počtu, je rak pruhovaný (*Faxonius limosus* - Rafinesque, 1817). Tento druh je velice plodný a nebezpečný tím, že je často nakažený patogenem račího moru. Navíc u něj byla zjištěna schopnost se rozmnožovat i fakultativní partenogenezí, tedy je schopen se v případě potřeby rozmnožovat bez opačného pohlaví (Buřič a kol., 2011). Zároveň je odlišný od Evropských druhů raků i obdobím páření (na podzim i na jaře) a kladením vajíček až na jaře (Kozák a kol., 2014). Rak pruhovaný se do České republiky pravděpodobně dostal přirozenou migrací proti proudu řeky Labe z Německa (Petrušek a kol., 2006). Nicméně se postupně vlivem člověka dostával i do dalších lokalit (Kozák a kol., 2014). Posledním nepůvodním druhem raka u nás je rak mramorovaný (*Procambarus virginalis* - Lyko, 2017). Rak mramorovaný, kterého také řadíme do čeledi Cambaridae, je velmi nebezpečný a dobře adaptabilní druh raka, který rychle dospívá, má krátkou dobu inkubace, velmi vysokou plodnost a rozmnožuje se obligátní partenogenezí, tj. známé jsou jen samice, které se množí bez účasti samčího pohlaví (Martin a kol., 2007). Rak mramorovaný je velmi pravděpodobně triploidem raka klamavého (*Procambarus fallax* - Hagen, 1870), který pochází ze Severní Ameriky (Martin a kol. 2016). Na území naší republiky se stále dostává přičiněním nezodpovědných akvaristů, kteří ho s oblibou chovají v akváriích a později po jeho rozmnožení vypouští ráčata do volné přírody (Kozák a kol., 2014).

### **2.2.1 Rak signální (*Pacifastacus leniusculus* - Dana, 1852) - Signal crayfish**

Rak signální patří stejně jako rak říční mezi větší druhy raků. Délka těla samců většinou nepřesahuje 16 cm. Samice jsou o něco menší, většinou s délkou těla do 12 cm. Maximální hmotnost je zpravidla do 250 g. Tento druh raka je dlouhověký s délkou života i nad 20 let (Kozák a kol., 2014).

Zbarvení hřbetní strany těla nabývá barev od světle hnědé přes červenohnědou, ale může být i tmavě hnědé (Kozák a kol., 2014). Podobně jako u všech druhů raků je zbarvení ovlivněno prostředím. Břišní strana těla má světlou barvu a často bývá zbarvena namodrale. Klepeta jsou mohutná. Jejich spodní strana je zbarvena červeně. Na vnitřní straně klepeta se nachází dva vzdálené nevýrazné výrůstky, mezi nimiž je mělká

prohlubeň. Dospělého jedince však od ostatních druhů raků, zejména od raka říčního, není problém rozpoznat, jelikož se na vrchní straně hladkého klepeta nachází tzv. signální skvrna, která má výrazně bílou, případně namodralou barvu. Dobrým rozpoznávacím znakem od ostatních druhů raků je také hladký povrch hlavohrudi, která je na bocích zcela bez trnů. Podobnost hladkého povrchu hlavohrudi s rakem říčním zde sice je, nicméně u raka říčního můžeme z boku hlavohrudi vždy drobný trn najít. Hlavohrud' nese dva páry postorbitálních lišt. Rostrum je relativně dlouhé a velmi ostře špičaté (Štambergová a kol., 2009). Pohlavní dimorfismus je stejný jako u raka říčního (Kozák a kol., 2014).

Domovinou raka signálního je Severní Amerika a jihozápad Kanady (Henttonen a Huner, 1999). Velmi rozšířený je především ve státech Oregon a Washington v řece Columbia (Souty-Grosset a kol., 2006). Areál jeho výskytu zasahuje na severu do Britské Kolumbie a na východě probíhá hranice výskytu Utahem. Na jihu zasahuje do Kalifornie, kam byl dovezen právě z řeky Columbia, kde se uchytil zejména na severu státu (Goldman, 1973; Štambergová a kol., 2009). Tento druh byl však kromě USA úspěšně introdukován také do Evropy a Japonska (Hiruta, 1996; Štambergová a kol., 2009). Do Evropy se rak signální dostal v roce 1959 introdukcí do Švédska, kam byl vysazen jako náhrada za raka říčního, kterého zde zdecimoval račí mor (Souty-Grosset a kol., 2006). Za dalších několik let byli raci signální vysazeni do několika míst v Rakousku a Německu (Spitzky, 1973; Štambergová a kol., 2009). Dnes je tento druh znám z minimálně 24 zemí a to z něho činí nejrozšířenější nepůvodní druh raka v Evropě, kde je nejvíce zastoupen především ve střední Evropě, Skandinávii, Španělsku a Velké Británii (Souty-Grosset a kol., 2006). Do České republiky byl poprvé rak signální introdukován v roce 1980. Místo prvního vysazení však není úplně jisté, neboť jsou o tom vedeny spekulace. Podle Holzera (1987) proběhlo první vysazení do okolí Hradce Králové. Naopak podle autorů Policara a Kozáka (2000) proběhlo první vysazení poblíž Velkého Meziříčí do rybníku Spustík, dále do rybníku u Čáslavic, Velké Bíteše a na odstavené rameno řeky Jihlavy u Ivančic. Úspěšně se však uchytil především v rybníku Spustík a rybníku u Čáslavic, odkud byl dále vysazován na další území v České republice. V současné době je u nás znám z mnoha lokalit, především na jihu a jihovýchodu země (Štambergová a kol., 2009).

Biotoxy raka signálního se typově značně překrývají s rakem říčním. Může jít o malé potoky, velké řeky, pískovny nebo extenzivně obhospodařované rybníky a jiné nádrže. Intenzivně obhospodařované rybníky mu však nevyhovují (Kozák a kol., 2014). Podobná

raku říčnímu je také jeho afinita k chladnějším vodám s dostatkem kyslíku (9-12 mg.l<sup>-1</sup>). Velmi chladné lokality mu však nevyhovují a roste v nich pomalu. Na druhou stranu se dokáže dobře srovnat s vysokou teplotou vody (až 30 °C) a vyšším stupněm zabahnění než rak říční (Holdich a kol., 2006). Lépe než rak říční rovněž snáší i vyšší salinitu. Poměrně náročný je ale na výkyvy pH, kdy na rozdíl od raka říčního, ve vodě s hodnotou nižší než 6 obvykle nevydrží (Štambergová a kol., 2009). Podle stejného kolektivu autorů je rak signální také náročný na obsah kyslíku, avšak při nepříznivých podmínkách je schopen vydržet poměrně dlouhou dobu mimo vodní prostředí (např. ve vlhkých norách nebo úkrytech). Rak signální je velice aktivním druhem a je schopen dlouhých migrací jak po proudu, tak i proti proudu (Souty-Grosset a kol., 2006). Rak signální si také buduje nory a tím přispívá k erozi břehů a celkové změně morfologie břehů (Kozák a kol., 2014). Ostatními aspekty jako jsou nároky na potravu nebo úkryty se od raka říčního příliš neliší. Po shrnutí těchto všech údajů lze jednoznačně konstatovat, že je tento severoamerický druh podstatně adaptabilnější na prostředí než naše původní druhy raků a tím dochází k rozvinutí jeho populace a vytlačování raka říčního a raka kamenáče.

Životní cyklus raka signálního je podobný raku říčnímu. Tento druh se ovšem vyznačuje vyšší plodností a kratší dobou potřebnou k dosažení pohlavní dospělosti. Samci raka signálního zpravidla dospívají ve 2 letech a samice o rok později při celkové velikosti 6-9 cm (Abrahamsson, 1971; Kirjavainen a Westman, 1995; Kozák a kol., 2014). Pleopodální plodnost raka signálního se pohybuje v rozmezí 100-500 vajíček, ale velké samice mohou mít až přes 800 vajíček (Savolainen a kol., 1996; Kozák a kol., 2014). K páření dochází u tohoto druhu na podzim v průběhu října a část období se tak překrývá s rakem říčním (Abrahamsson, 1971). Velikost vajíček je zpravidla do 3 mm a v průběhu embryonálního vývoje dochází k jejímu zvyšování (Kouba, 2007). Délka inkubace vajíček trvá 6-9 měsíců, což nejčastěji odpovídá hodnotě kolem 1 900 denních stupňů (Kozák a kol., 2014). Líhnutí lze tedy pozorovat od března do července (McGriff, 1983). Při stejných podmínkách prostředí lze líhnutí raků signálních pozorovat až o měsíc dříve než u raků říčních (Jonsson, 1995; Kozák a kol., 2014). Vylíhlá ráčata váží kolem 20 mg a k 1. svlékání do dalšího vývojového stádia dochází asi po týdnu. Druhé vývojové stádium, které je rovněž jako u raka říčního samostatné a přijímající potravu, již váží kolem 30 mg a měří 1 cm (Kanta, 2007). Rak signální roste rychleji než naše původní druhy raků a jsou známy případy, kdy na konci svého 1. roku života měřil samec až 4 cm a ve 2. roce života až 8 cm (Abrahamsson, 1971; Kozák a kol., 2014). Obvyklá velikost



je však v 1. roce života okolo 3 cm a ve 2. roce života okolo 6 cm (Westman a kol., 1993). Svlékání u raka signálního je oproti raku říčnímu také odlišné. V průběhu svého 1. roku života se raci signální mohou svléknout až 11x, další rok 2x a od 3. roku života (po dosažení pohlavní dospělosti) se už svlékají pouze 1x ročně (Flint, 1975; Kozák a kol., 2014). Některé studie ale uvádějí i u dospělých raků signální 2-3 svlékání za rok, a to dokonce i u samic (Westman a kol., 1993; Buřič a kol., 2020, in press).

Aktivita raka signálního je téměř shodná s rakem říčním. Rovněž je jeho nejvyšší aktivita v období od dubna do listopadu a končí po období páření. Zrovna tak je jeho aktivita nejvyšší v noci a přes den nacházíme raky signální také v úkrytech, ale v porovnání s rakem říčním s vyšší pravděpodobností pozorování denní aktivity (Stucki, 2002). Rak signální vykazuje vyšší celkovou i denní aktivitu při teplotách vody nad 20 °C ve srovnání s rakem říčním, který už vysoké teploty hůře snáší (Lozan, 2000).



Obr. č. 2: Invazivní rak signální odlovený na Křesánovském potoce u Vimperka (Foto: J. Jakš, 2019).



## 2.3. Vliv nepůvodních druhů raků

Důvody introdukce nepůvodních druhů raků do Evropy jsou zcela jasné. Tyto druhy byly považovány jako ideální pro chov a produkci tržních raků, pro chov v akváriích a zároveň byly nasazovány jako „vhodná“ náhrada zdecimovaných populací původních druhů račím morem (Štambergová a kol., 2009; Kozák a kol., 2014). Nicméně toto neuvážené vysazení do evropských vod a jejich následná migrace a další vysazování i na území České republiky sebou přineslo viditelná rizika. Nepůvodní druhy raků jsou obecně plodnější, mají rychlejší reprodukční cyklus a někteří z nich jsou schopni rozmnožování i několikrát za rok. To z nich činí velmi nebezpečné organismy nejen pro naše původní druhy raků. Díky výše uvedeným parametrům poměrně rychle vytvářejí populace hustější než je obvyklé pro původní druhy raků a s jejich vyšší aktivitou dochází k narušování celých ekosystémů (Kozák a kol., 2014), které vznikaly tisíce až miliony let (Unestam, 1975). Jaké jsou dopady těchto nepůvodních druhů na jednotlivé části ekosystému, je rozebráno v následujících kapitolách. Vzhledem k tématice této práce je největší pozornost věnována především vlivu raka signálního.

### 2.3.1. Vliv na původní druhy raků

Hlavním důvodem úbytku populací původních druhů raků je onemocnění zvané račí mor, který se do Evropy dostal v 19. století (Kozák a kol., 2014). Račí mor je velmi nebezpečné plísnivé onemocnění, které způsobuje parazit hnileček račí (znám především pod vědeckým názvem *Aphanomyces astaci*). Tento parazit - oomyceta - je fylogeneticky blízký hnědým řasám a rozsivkám ze skupiny Heterokonta, avšak způsobem výživy je podobný pravým houbám (Cavalier-Smith a Chao, 2006). Životní cyklus tohoto parazita je poměrně jednoduchý a zahrnuje pouze nepohlavní rozmnožování pomocí tzv. zoospor (Cerenius a kol., 1988; Kozák a kol., 2014). Pro účely této práce však není životní cyklus tohoto parazita příliš důležitý. Důležitější je ovšem jeho původ a hostitelé, pro které je, v případě Evropských druhů, často smrtelný. Patogen je původem ze Severní Ameriky, což dokazuje jeho vztah k severoamerickým rakům, kteří jsou vůči němu značně imunní a slouží především jako jeho přenašeči. Naopak na evropské a australské druhy raků působí velmi negativně a končí většinou jejich úhynem (Unestam, 1969). Důvodem úhynu je pomalejší imunitní reakce a prorůstání parazita do nervových tkání a vnitřních orgánů (Alderman a kol., 1987).

Pro praxi je velmi důležité umět račí mor rozeznat a umět zamezit jeho šíření. V případě velkého množství uhynulých jedinců na jednom místě je nákaza račím morem evidentní zvláště pokud úhyn postupuje proti proudu a nejsou ovlivněny ostatní organismy (ryby), jak by tomu bylo u otrav. Kromě toho lze také pozorovat dezorientovaný pohyb (Krupauer, 1968). Račí mor je možné přenést uhynulými nebo rezistentními raky nebo přenosem zoospor. Nakažení raci se na nová místa dostávají přirozenou migrací, záměrným přenosem lidmi, nezáměrným přenosem lidmi a pomocí račích predátorů. Nebezpečné jsou také račí svlečky, na kterých často bývá parazit identifikován. K další možnosti šíření, ke kterému dochází skrz zoospory, může docházet spolu s vodou a na jakémkoliv předmětu, který přišel s infikovanou vodou do kontaktu. Samozřejmě je možný i přenos spolu s volně žijícími živočichy, např. rybami při vysazování (Kozák a kol., 2014). Zatímco zmíněným přenosům skrz zoospory lze zabránit jen stěží (pouze dezinfekcí předmětů, které přišly do styku s infikovanou vodou), nákazu raky zabránit do jisté míry lze. Například migraci nepůvodních druhů raků a predátorů přenášejících račí mor lze omezit výstavbou bariér nebo jezů, což znamená konflikt s žádoucí migrací ryb a tedy s rybářským hospodařením (Söderhäll a kol., 1977). Podle Kozáka a kol. (2014) je také vhodné k zabránění šíření nakažených raků vysvětlit lidem danou problematiku negativních dopadů, které přináší vysazení nepůvodních druhů do volné přírody. Nicméně jak je zřejmé z těchto všech informací, žádné univerzální řešení k úplnému vyřešení tohoto problému s račím morem neexistuje.

Kromě onemocnění račím morem je nebezpečím pro původní druhy raků hlavně šíření a nekontrolovatelné množení nepůvodních druhů raků. Jak již bylo zmíněno v předchozích kapitolách, tyto invazivní raci jsou adaptabilnější a lépe biologicky vybavení. Ovšem to je jen obecný základ celého problému. Každý druh raka představuje jiné, menší či větší nebezpečí. Největší nebezpečí představují v našich podmínkách severoamerické druhy raků (Kozák a kol., 2014). Mechanismů, kterými tyto raci narušují populace našich původních druhů, je několik. Obecně jsou nepůvodní druhy raků aktivnější a agresivnější, ale mají také podstatně lepší reprodukční strategii a vyšší migrační schopnosti. Zároveň jsou také přenašečem račího moru, jak bylo popsáno výše.

Vysoká aktivita a agresivita nepůvodních druhů raků představuje nebezpečí pro původní druhy z několika důvodů. Nepůvodní druhy jsou schopnější při vyhledávání a získávání potravy. Zároveň se projevuje kompetice mezi původními i nepůvodními raky

o úkryty, kdy vyšší agresivita zaručí nepůvodním druhům vyšší šanci úkryt získat (Dunn a kol., 2009). Ovšem při interakci mezi dvěma druhy o vítězi rozhoduje především velikost těla a klepet (Kozák a kol., 2014). Například v kompetici o úkryt mezi rakem signálním a rakem kamenáčem by úkryt získal s největší pravděpodobností rak signální a to i v případě, že by byl úkryt rakem kamenáčem již obsazen (Vorburger a Ribí, 1999). Ovšem rak signální je schopen vytlačovat i raka říčního, který mu může svou velikostí konkurovat (Söderbäck, 1995). Toto vytlačování původních druhů může v případě oslabené populace dospět až k jejímu zániku, jelikož oslabená populace přijde o úkryty zabrané silnějším nepůvodním druhem, kdy je původní druh bez úkrytu snadnou kořistí pro predátory (Gherardi, 2007b). Vyšší aktivita nepůvodních druhů raků se objevuje v průběhu celého dne. Zatímco autochtonní druhy raků mají aktivitu především v noci (Holdich a kol., 2006), alochtonní druhy raků (především rak signální a pruhovaný) jeví vyšší aktivitu i přes den (Musil a kol., 2010). Tato aktivita přináší nepůvodním rakům více potravy a tím pádem i rychlejší dosažení pohlavní dospělosti a vyšší růst (Reynolds, 2002).

Kromě vysoké aktivity a agresivity nepůvodních druhů raků je nebezpečná také jejich reprodukční strategie. Nepůvodní druhy raků žijící u nás řadíme (v porovnání s těmi původními) mezi tzv. r-stratégy. Tyto druhy rychle pohlavně dospívají, mají vysokou plodnost a rychleji rostou. Mají ale také obvykle kratší život a vyšší úmrtnost potomstva, což ale neplatí pro dlouhověkého raka signálního. Naproti tomu stojí naše původní druhy raků, které řadíme mezi tzv. K-stratégy. Tyto druhy rostou pomaleji, mají nižší plodnost a potřebují delší dobu k dosažení pohlavní dospělosti. Tyto výhody nepůvodních druhů raků zvyšují jejich populační stavy a způsobují větší tlak na původní druhy. I když mezi typické r-stratégy patří u nás rak pruhovaný a rak mramorovaný, projevuje se určitým způsobem r-strategie právě i rak signální a to díky vyšší plodnosti, rychlejšímu růstu a dřívějšímu dosažení pohlavní dospělosti (cca o rok dříve než rak říční) (Kozák a kol., 2014).

Problémem nepůvodních druhů je i jejich dobrá migrační schopnost. Při rychlém šíření nepůvodních druhů a rozvinutí hustých populací dochází k rychlému snížení nosné kapacity prostředí a k vyčerpání dostupných zdrojů, zejména potravy a úkrytů, které využívají i původní druhy (Kozák a kol., 2014). Schopnost migrace a kolonizace je u nepůvodních druhů velmi dobrá a někteří jedinci dokáží denně urazit i stovky metrů

(Buřič a kol., 2009a). Ovšem k této migraci dochází především u jedinců, nikoliv u celé populace (Bubb a kol., 2006). Schopnost migrace se vyjadřuje počtem kilometrů, o které se jednotlivá populace posunula za rok (Kozák a kol., 2014). Značné rozdíly lze přitom vidět po i proti proudu. Například u raka signálního je poproudová migrace podstatně rychlejší než proti proudu. Nicméně jak udává Bubb a kol. (2002), je rak signální schopen migrace o několik stovek metrů denně po i proti proudu. Oproti jiným nepůvodním druhům, jako je například rak pruhovaný, je však schopnost migrace i za těchto podmínek poměrně nízká. Bohužel z těchto všech informací vyplývá, že rychlé migraci nepůvodních druhů nelze žádným způsobem dlouhodobě zabránit a je i velice těžké odhadnout skutečnou rychlost migrace. I přesto, že jsou používány propracované počítačové modely, skutečná rychlost migrace je stále pouze hypotézou (Macisaac a kol., 2007). K zabránění migrace pak často nepomáhají ani překážky v toku, neboť raci jsou schopni migrace i po souši (Puky, 2014; Hossain a kol., 2018).

### **2.3.2. Vliv na ostatní organismy**

Nepůvodní druhy raků přináší jistá rizika i pro další složky biocenózy, než jsou původní druhy raků. Invazní druhy mají negativní vliv i na ostatní vodní bezobratlé živočichy, ryby a vytláčují i obojživelníky (Nyström a kol., 2001). Dochází nejen ke snížení stavů početnosti těchto organismů, ale také k narušení jejich druhového složení (Hobbs a kol., 1989). Toto narušení může vést až k nabourání potravních sítí, jelikož raci konzumují organismy z různých trofických úrovní (Dorn a Wojdak, 2004). Obecně lze konstatovat, že raci mají největší vliv na vodní bezobratlé a ostatní organismy s nižší pohyblivostí (Nyström a kol., 2002; Müllerová, 2017). Toto tvrzení dokázali Crawford a kol. (2006), kteří zkoumali vliv nově introdukovaných raků na vodní společenstva bezobratlých. Zkoumání probíhalo na řece Clyde ve Skotsku. Bylo zjištěno, že hustota bezobratlých živočichů v tomto místě byla téměř poloviční (60 %) ve srovnání s lokalitou bez masivního výskytu nepůvodních druhů.

Raci také mohou přímo predovat na jikrách, vajíčkách a larvách ryb a obojživelníků (Savino a Miller, 1991; Müllerová, 2017). Nepřímo jim mohou konkurovat o potravu a úkryty (Momot, 1995). Toto tvrzení dokázali Nyström a kol. (2001), kteří vyzorovali raka signálního predujícího na pulcích skokana hnědého (*Rana temporaria*), kterým byla způsobena různá subletální zranění. Jiným případem byla introdukce raka červeného

(*Procambarus clarkii* - Girard, 1852) do kalifornských toků. Gamradt a kol. (1997) vypožorovali, že populace raka červeného úplně vytlačila čolka kalifornského (*Taricha torosa*) na souš a tento druh obojživelníka se tak přestal úplně rozmnožovat. Stejně tak bylo již mnohokrát vypožorováno, že po introdukci nepůvodních druhů úplně vymizelo několik druhů obojživelníků, které jim nevládaly konkurovat (Rodríguez a kol. 2005; Müllerová, 2017).

Nyström a kol. (2001) při sledování na rybnících zjistili i další negativní důsledky raka signálního. Při nárůstu jeho populace byly redukovány populace velkých plžů a mlžů. Plži působí jakožto spásači a snižují množství peryfitonu (Phillips a kol., 2009; Müllerová, 2017). Snížení počtů velkých plžů samozřejmě vedlo k výraznému zvýšení množství perifytonu. Celý tento jev poté způsobil přemnožení býložravých pulců, kteří se museli masivnímu množství peryfitonu přizpůsobit. Ovšem to nebyl jediný problém. Rak signální se poté adaptoval na novou kořist a tak následně docházelo k celkovému snížení počtu dospělých žab a pulci byli často viděni se zraněnými ocásky (Nyström a kol. 2001). Dá se předpokládat, že se takto poměrně výrazně měnily i další složky ekosystému navázané na zmíněné sledované organismy.

Mezi složku potravy raků řadíme i bentos (Blumenshine a kol., 2000). Tudíž je zřejmé, že raci jsou schopni ovlivňovat i tyto bezobratlé organismy přímou predací. Jak zjistili ve svém pokusu Rosenfeld a kol. (2019), kteří zjišťovali početnost a velikost bentosu v jezerech v USA, tak zvýšený výskyt raků snižuje početnost bentosu a to především větších druhů a starších vývojových stádií, které jsou pro raky lépe ulovitelné, jako jsou například jepice (*Ephemeroptera*).

Kromě toho jsou raci také významnými kompetitory a predátory ryb všech věkových kategorií (Nyström, 2002; Müllerová, 2017). Na to do jaké míry raci ovlivňují rybí společenstva, má vliv několik faktorů. Mezi tyto faktory patří velikost a hustota raků i ryb, druh raků i ryb, potravní příležitosti, substrát, úkryty, podmínky prostředí apod. (Corkum a Cronin, 2004). Ovšem zda jsou raci přímými predátory ryb nebo zda pouze rybám konkurují, není vždy jasné. Například na jezerech v USA byla zjištěna přímá predace raka *Orconectes rusticus* na jikrách sivena obrovského (*Salvelinus namaycush*), kdy byl jedinec tohoto druhu raka schopen denně zkonsumovat až 5 kusů jiker sivena obrovského (Savino a Miller, 1991). V případě raka signálního a raka říčního predujících na jikrách a váčkovém plůdku lipana podhorního (*Thymallus thymallus*) byl ovšem zjištěn

mnohem vyšší potenciál ovlivnění rybích společenstev (Müllerová, 2017). Během 24 hodin byl rak signální schopen pozřít více než 40 jiker a okolo 30 ks váčkového plůdku, rak říční pak okolo 30, respektive 25 ks. Oproti tomu Rubin a Svensson (1993) vytvořili studii na predaci ryb a raků, kdy zkoumali konkrétně raka říčního a pstruha duhového (*Oncorhynchus mykiss*). Během svého pokusu však nezpozorovali žádnou predaci raka říčního na pstružích jikrách nebo plůdku. Ovšem ani nevyvrátili možnost, že některé agresivnější druhy by na jikrách a plůdku predovat mohly. Často se ale spíše jeví, že raci pouze ryby vytlačují a k predaci dochází jen zřídka. S podobnými výsledky přišli i Stenroth a Nyström (2003), kteří zkoumali vliv raka signálního na pstruha obecného (*Salmo trutta*) a neshledali žádný negativní dopad raků na populace pstruha obecného, který se vyskytoval ve stejné hustotě za přítomnosti raků i bez ní. Na základě těchto experimentů a pozorování se jeví, že raci jsou spíše kompetitory ryb než přímými predátory. Jako kompetitoři totiž konzumují makrofyta, která často bývají substrátem pro výtěry fytofilních druhů ryb a také habitaty pro juvenilní druhy ryb (Rubin a Svensson, 1993; Scheidegger a Bain, 1995). Zároveň také vytlačují ryby z úkrytů a ryby jsou tak zranitelnější ve vztahu k predátorům. Ovšem tento vztah je i zcela opačný, kdy ryby větších velikostí jsou schopny vytlačovat nebo dokonce i konzumovat raky všech velikostí (Rahel a Stein, 1988). Nesmíme zapomenout, že potrava raků a ryb je často velmi podobná a z tohoto důvodu dochází také ke kompetici ryb a raků o potravu (Light, 2005). Nicméně ze všech doposud známých informací nelze jednoznačně říci, do jaké míry jsou ryby a raci kompetitoři a který z těchto živočichů více ovlivňuje toho druhého, jelikož vše závisí na výše zmíněných faktorech.

Kromě raka signálního by jistě nebezpečí mohl do budoucna představovat i rak červený (*Procambarus clarkii* - Girard, 1852). Tento druh raka je totiž schopný do sebe kumulovat těžké kovy a jiné toxické látky, které se poté později hromadí ve vyšších trofických úrovních a dochází tak k přímému ohrožení druhové diverzity a abundance predátorů raků (Souty-Grosset a kol., 2006; Štambergová a kol., 2009).

### **2.3.3. Vliv na habitat a ekosystém**

Ačkoliv jsou raci obecně ekosystému velmi prospěšní a jsou to druhy patřící mezi významné bioindikátory kvality vod (Kozák a kol., 2009), tak je toto tvrzení opřeno o efekt původních druhů a introdukce nepůvodních druhů raků má velmi negativní vliv na

různé složky ekosystému, jak je ostatně patrné i z výše popsaných vlivů na ostatní vodní organismy (Lewis, 2002).

Nepůvodní druhy raků často budují nory a tím způsobují erozi půdy a její sesuvy (Guan, 1994). Tyto změny v tocích mají vliv i na život ostatních organismů, především druhů již zmíněných v předchozí kapitole. Za vůbec nejvíce norujícího raka lze považovat raka červeného, který je schopen svým norováním dokonce poškozovat hráze rybníků (Kouba a kol., 2013). Nicméně u nás je norujícím rakem i rak signální (Souty-Grosset a kol., 2006), který si například u nás buduje velké nory v jílovitém břehu Šípského potoka u Velkého Meziříčí a na dalších tocích (Štambergová a kol., 2009). Jisté nebezpečí v norování ale představuje i rak pruhovaný, který je rovněž schopen budovat i velmi rozsáhlé nory a podporovat erozi půd (Holdich a Black, 2007).

Mimo to jsou nepůvodní raci schopni také likvidovat makrofyta a bentické řasy, které patří taktéž mezi jejich oblíbenou složku potravy a ovlivňují nejen jejich početnost, ale zároveň také druhové složení jednotlivých makrofyt a bentických řas (Nyström, 2002). Dokonce bylo prokázáno, že nepůvodní druhy raků jsou schopny ovlivňovat poměr dusíku a fosforu právě nepřímo jejich potravní aktivitou a ovlivněním potravních řetězců (Vanni, 2002). Makrofyta na našem území likviduje nejvíce ze všech druhů právě rak signální. Tento druh je schopen nejen výrazně snížit početnost submerzních makrofyt, ale někdy dokonce způsobit jejich absolutní zánik (Nyström a Strand, 1996). To opět působí narušení ekosystému jako celku a ovlivnění početnosti jednotlivých druhů organismů (Hobbs a kol., 1989). Navíc také dochází ke snížení obsahu organické hmoty v sedimentech (Holdich a kol., 2009) nebo k výraznému zvýšení zakalení vody, čímž mění jinak zcela čisté vody na zakalené (Štambergová a kol., 2009; Rodríguez a kol., 2003).

Odlišně působí na ekosystém i různé věkové kategorie nepůvodních druhů raků. Jako největší problém se ukázali až subadultní a adultní jedinci, kteří jsou schopni napáchat daleko větší škody na makrofytech a vodních společenstvech živočichů než juvenilní jedinci. Zároveň jsou více aktivní a efektivní v budování nor. Poškození prostředí pak má vliv i na ostatní vodní organismy (Usio a kol., 2009).

### 2.3.4. Vliv na člověka

Nepůvodní druhy raků mají nepřímo vliv i na člověka a jeho činnost, stejně tak jako jsou jeho činností ovlivněny. Tím, že vytlačují původní druhy raků a ostatních organismů nebo ničí přirozený habitat těchto organismů přináší práci především ochranářům přírody a lidem zabývajícím se touto problematikou. Tito lidé poté musí napravovat škody způsobené nepůvodními druhy raků v ekosystému, odlovovat přemnožené nepůvodní druhy a chránit původní druhy živočichů, včetně příslušných repatriací a vysazováním původních druhů raků na místa jejich přirozeného výskytu (Kozák a kol., 2014).

Dále působí nepůvodní norující druhy raků člověku škody přímo na majetku, kdy mohou způsobovat škody na rybnících, u kterých jsou tyto druhy schopny narušovat hráze (Kouba a kol., 2013) a způsobovat eroze půd (Holdich a Black, 2007). Dále také mohou, i když jen zřídka, způsobovat škody rybářům na rybích obsádkách a to především plůdku, čímž mohou trpět nejen produkční rybáři, ale i sportovní, zejména pokud vezmeme v potaz produkci násadových lososovitých ryb (Peay a kol., 2009; Müllerová, 2017). Navíc zde funguje přímá kompetice s rybami o zdroje potravy, úkryty a prostor, čímž mohou zpomalovat růst ryb a jejich správný ontogenický vývoj (Savino a Miller, 1991).

Vliv mohou mít nepůvodní druhy raků nejviditelněji na lososovité ryby odchovávané ve volných vodách, tzv. kapilárách. Na kapilárách bývá odchováván především pstruh obecný (*Salmo trutta*) nebo lipan podhorní (*Thymallus thymallus*). Na tyto druhy ryb mohou mít raci poměrně velký vliv, především na jikry a počáteční vývojová stádia, která jsou pro ně snadnou kořistí (Müllerová, 2017). Pokud se tedy na daném toku vyskytuje vysoký počet jedinců nepůvodních druhů raků, mohou být škody poměrně vysoké, jelikož plodnost pstruha obecného a lipana podhorního není nikterak vysoká a počet vysazených ryb je tedy také pouze omezený (Savino a Miller, 1991), nehledě na současný stav nízkých početností těchto druhů ryb (Randák a kol., 2015). Každopádně je potřeba být v tomto ohledu poněkud zdrženlivý, jelikož například Stenroth a Nyström (2003) zjistili při pozorování jedinců raka signálního a pstruha obecného, že k žádnému výraznému omezování populací mezi těmito druhy příliš nedochází. To je ovšem v rozporu se sledováním Paey a kol. (2009), která popisuje vymizení populace pstruha obecného po invazi raka signálního v malé říčce v Anglii. Navíc totéž nastalo i na Křesánovském potoce (tomuto toku se zároveň věnuje tato práce), kde škody vedly rybáře k zastavení vysazování váčkového plůdku (Buřič, ústní sdělení). Je to přímý důkaz ekonomických



ztrát, které mohou nepůvodní raci působit, ale těch nepřímých může být rovněž řada (Souty-Grosset a kol., 2016).

Naopak v akvaristice se nepůvodní druhy raků jako problém chovatelům nejeví. Lidmi jsou velmi často chovány nepůvodní druhy raků jako je rak červený, rak signální, rak pruhovaný, rak ničivý (*Cherax destructor* - Clark, 1936), rak červenoklepetý (*Cherax quadricarinatus* - von Martens, 1868) a další druhy raků, které ovšem už nejsou obecně známé. Je ovšem velmi důležitá svědomitost chovatelů, kteří v žádném případě nesmí raky vypouštět do volné přírody. Bohužel ale i to se velmi často stává, jelikož chovatelé nechtějí ráčata při přebytku zlikvidovat a tímto chováním podporují nepůvodní druhy raků v páchání všech výše zmíněných škod. K chovu raků v akváriích jejich chovatele většinou přiměje fakt, že raci jsou vhodným a okrasným živočichem pro chov v akváriích a přitom nepůvodní druhy raků nejsou nikterak náročné na podmínky prostředí. Čili jejich chov je poměrně rentabilní, dají se levně pořídit a v některých případech může dokonce přinášet i výdělky. Raky lze také běžně chovat i v rybnících a jiných nádržích s úkryty a dostatkem potravy (Patoka, 2012). V současné době jsou ale hlavní nebezpečné druhy v chovech zakázané viz. Prováděcí nařízení Evropské komise 2016/1141 (EU Regulation No. 1143/2014 and Commission Implementing Regulation No. 2016/1141), které čítá seznam invazních nepůvodních druhů s významným dopadem na Evropskou Unii podle nařízení Evropského parlamentu a Rady (EU) č. 1143/2014.

### 2.3.5. Možné pozitivní efekty

I když přineslo šíření nepůvodních druhů raků v Evropě především negativa, je možné najít i pozitiva. Zejména zaměříme-li se na kvalitu a dobrou chuť masa, tzn. ekonomický efekt lovu a chovu těchto druhů, hlavně raka signálního a červeného. V mnoha místech Evropy se raci chytají, ať už rekreačně nebo komerčně a následně konzumují. Velmi hojně je využíván například rak říční ve Skandinávii, kde patří raci ke klasické kulinářské tradici. Rak říční má obrovský ekonomický a rekreační význam, ale jeho využití může přispět bohužel také k nelegálnímu chovu raka signálního a jiných nepůvodních druhů raků (Souty-Grosset, 2009; Štambergová a kol., 2009). Využívání raků říčních ke konzumaci totiž díky jejich chutnému masu vede ke zvýšení poptávky nejen po nich, ale i po jiném nepůvodním druhu raka. Při nedostatku raků říčních je obvyklou náhradou právě rak signální. Pozitivní efekt je tedy na jednu stranu zřejmý,

jelikož je rak signální velmi hojným druhem a často dochází k jeho aktivnímu chovu (Skandinávie, Velká Británie, Španělsko) (Kozák a kol., 2014). Nicméně na druhou stranu může docházet k dalšímu šíření tohoto druhu a jedná se tedy o věc velmi spornou. Tento problém nastal například právě ve Skandinávských zemích, kde rak signální zaujal místo raka říčního na tradičním trhu (Štambergová a kol., 2009).

Rak signální se získává ve výše zmíněných zemích Skandinávie především komerčním odlovem a odchovy jsou realizovány pouze u raných vývojových stádií. Loveny jsou pomocí vrše s návnadou na švédských a finských jezerech. Jejich produkce je ale nejčastěji založena na přirozené reprodukci a vysazováním račích násad do jezer, kde se následně odlovují (Westman, 1999; Jussila a Mannonen, 2004; Kozák a kol., 2014). Zatímco se průměrná roční produkce raka říčního ve Švédsku pohybuje v rozmezí 50-200 tun, u raka signálního to je již necelých 300 tun (Holdich a kol., 2006; Kozák a kol., 2014). Produkce raka signálního tedy neustále roste, a to i přes obecnou větší popularitu původních druhů raků. Za tím s největší pravděpodobností stojí nelegální vysazování raka signálního (Bohman a kol., 2011). Ještě větší rozdíl mezi produkcí raka říčního a produkcí raka signálního z jezer vykazuje Finsko, které vyprodukuje maximálně 80 tun raka říčního ročně, zatímco u raka signálního dosahují roční produkce rovněž téměř 300 tun (FAO, 2011a,b). Takto by se dalo pokračovat i do dalších zemí Evropy, nicméně tyto země nejsou z hlediska produkce raka signálního tolik významné a často mezi nimi dominuje produkce raka bahenního, který je v Evropě původním druhem (Kozák a kol., 2014).

Za zmínku v Evropě snad ještě stojí pouze odlov a produkce raků ve Velké Británii. Ačkoliv zde dominuje v produkci rak bahenní, který je zde odlovován z volně žijících populací, hned za ním stojí rak signální (Holdich a Rogers, 1997; Kozák a kol., 2014). V této oblasti je rak signální chován extenzivně až polointenzivně. Následně je odlovován z rybníků do vrší. Ačkoliv statistiky FAO (2011a,b) vykazují nulovou produkci tržního raka signálního, tak dle informací, které ve své knize publikuje Kozák a kol. (2014), je produkce raka signálního ve Velké Británii stále aktuální, stejně jako tomu bylo před lety. Nicméně se místní legislativa snaží zabránit dalšímu šíření tohoto raka z chovů do volných vod, protože zde vytlačuje původního raka bělonohého (*Austropotamobius pallipes* - Lereboullet, 1858). Situace však zde je o něco složitější, neboť zde dochází také

k odlovu raků ze zasažených lokalit a následnému přesazování na jiné lokality, čímž se vlastně problém šíření raka signálního přesouvá do jiné oblasti (Peay, 2001).

Mimo již zmíněný průmyslový chov je možné v celé řadě států provozovat také lov rekreační. Rekreační lov se používá pouze pro vlastní spotřebu lovce. V některých evropských zemích je rekreační lov raků dokonce tradicí (Westman, 1991). V případě raka říčního je však rekreační lov v Evropě často regulován pravidly jako jsou minimální lovná délka, hájení, zařízení k lovu, lovené pohlaví či maximální denní úlovek. V České republice nebo například Německu je rak říční chráněn a nesmí být loven ani jinak rušen (Dehus a kol., 1999).

Rak signální může sloužit stejně tak jako ostatní raci i jako potrava pro predátory a to ve všech vývojových stádiích (Stein, 1977). Zatímco juvenilní raci, kteří jako svoji obranu využívají nejčastěji omezení pohybu, slouží jako potrava i pro menší predátory a všežravce, tak adultní raci jsou potravou spíše větších predátorů. To je důsledkem nejen jejich větší velikosti, ale i jejich schopnosti aktivně se bránit predátorům svými mohutnými klepety a únikovými reakcemi (Jurcak a kol., 2016). Raci slouží však jako potrava těm predátorům, kterým jsou zrovna dostupní. Jejich dostupnost může měnit například hloubka vody nebo také období sucha a dešťů či jednoduše jejich populační hustota nebo dostupnost jiné kořisti. Obecně se dá říci, že pro suchozemské predátory jsou lepší potravou větší raci, neboť z nich dostanou více energie než z malých. Pro vodní predátory jsou naopak lepší potravou juvenilové, neboť se dají lépe pohltnout (Wolff a kol., 2016). Mezi predátory raků patří široká škála živočichů. Juvenilní raci mohou sloužit jako potrava i vodním plošticím, larvám šídel, vážek, vodních brouků nebo také invazním blešivcům. Velmi významnými predátory všech věkových kategorií raků jsou také ryby, z nichž asi nejdůležitější je okoun říční (*Perca fluviatilis*), okounek pstruhový (*Micropterus salmoides*), úhoř říční (*Anguilla Anguilla*), pstruh duhový (*Oncorhynchus mykiss*), sumec velký (*Silurus glanis*) nebo kapr obecný (*Cyprinus carpio*) (Štambergová a kol., 2009). Zejména dravé druhy z těchto druhů ryb jsou schopny významně zredukovat generaci malých rácat (Kubinyiová, 2010). Z toho také plyne možné využití nepůvodních druhů jako rybářské nástrahy, neboť naše legislativa k těmto účelům původní druhy používá zakazuje (Svobodová a kol., 2010). Jako další predátory nesmíme opomenout také savce, mezi které patří například vydra říční (*Lutra lutra*) (Britton a kol., 2017) a norek americký (*Mustela vison*) (Fischer a kol., 2009). Poslední zmíněnou

skupinou, které mohou raci jako potrava posloužit, jsou ptáci. Mezi nejvýznamnější patří například volavka popelavá (*Ardea cinerea*) nebo čápi (*Ciconia spp.*) (Štambergová a kol., 2009), ale třeba i divoké kachny (*Anas platyrhynchos*) nebo lysky (*Fulica spp.*) (Holdich a Black, 2007). Jak tedy můžeme vidět, raci (jak původní tak nepůvodní) slouží jako potrava pro mnoho živočichů. Nedá se ovšem ani v tomto smyslu hovořit pouze o pozitivním efektu, neboť raci také redukují potravu svým predátorům. Jejich potravní základna je totiž velmi pestrá a jsou schopni pozřít téměř každou dostupnou potravu včetně zmíněných ryb, které často slouží jako potrava savcům, ptákům nebo větším rybám (Štambergová a kol., 2009).

Raci mají obecně mnoho dalších důležitých funkcí v ekosystému. Například mohou sloužit jako vynikající indikátory znečištění vod a jejich kvality (Füreder a Reynolds, 2003). Ačkoliv jsou vynikajícími indikátory i nepůvodní druhy raků, jako je například rak signální, nejlepšími indikátory vodního znečištění (do jisté míry) zůstávají naše původní druhy raků (rak říční a rak kamenáč) (Pârvulescu a kol., 2011). V řadě zemí je dokonce rak jako druh považován za vůbec nejlepší bioindikátor ze všech živočichů žijících ve vodním prostředí, neboť poutá jako druh velkou pozornost lidí (Edsman a kol., 2010). Dále jsou raci schopni zpracovávat velké množství nadbytečného detritu (Olsson a kol., 2008) či zpracovávat rostliny a jejich drcením vytvářet částice dostupné sběračům (Nyström 2002). Konkrétně rak signální například redukuje nadbytečné vodní porosty v Severní Americe v jezeru Tahoe (Goldman, 1973). Norující raci dokonce mohou působit pozitivně proti erozi půdy tím, že posilují zastoupení rostlin prorůstajících břehem. Jejich nory dokonce mohou fungovat jako potrubí pro vodu a plyny špatně okysličené rašelinové půdy (Richardson, 2007).

Na první pohled by se zdálo, že introdukce nepůvodních druhů raků je věc prospěšná, jelikož jako ostatní druhy raků mají mnoho pozitivních vlivů. Nicméně si musíme uvědomit, jaká rizika nepůvodní druhy raků přináší. Nepůvodní druhy raků jsou podstatně lépe biologicky vybaveny a jsou schopny větší adaptability, nicméně jejich negativní vlivy převažují a proto jsou naše původní druhy raků nezastupitelné. V případě rozšíření nepůvodních druhů a ztrátě původních totiž dochází ke změnám celého ekosystému, což obvykle vede ke ztrátě biodiverzity, popř. dalším nežádoucím změnám (Kozák a kol., 2014).

## 2.4. Možnosti a způsoby eliminace nepůvodních druhů

Kontinuální snaha o eliminaci nepůvodních druhů raků může přispět k oslabení jejich populace. Provádí se především z důvodu snížení početnosti nepůvodních druhů raků a tím ke zvýšení početnosti těch původních. Můžeme tím zabránit či zpomalit další šíření nepůvodních druhů raků do dalších lokalit. Zároveň se tím snažíme odlehčit ekosystému, který je nepůvodními druhy neustále poškozován. Musíme však vždy brát v potaz možné negativní důsledky eliminací raků na ekosystém, což je v řadě případů nepřipustné a jednat pouze v zájmu ochrany ekosystému a původních druhů raků (Fischer a kol., 2009).

Možností eliminace nepůvodních druhů raků je několik. Jako první lze zmínit vůbec nejjednodušší metodu pro eliminaci nepůvodních druhů raků a tou je odlov do ruky (případně sítě) s následnou likvidací raků. Tato metoda je vhodná v tekoucích vodách s hloubkou do 50-60 cm (Kozák a kol., 2014). Postup je takový, že lovci jdou proti proudu kvůli zabránění zakalení vody a loví raky pod kameny, v bahně, norách, spadlých větvích a dalších překážkách. V některých případech se můžeme dokonce setkat s raky i ve volném prostoru, kdy vylézají zjišťovat situaci v okolí (vlastní pozorování). Vlastní lov by měl být co nejrychlejší, aby rak nestačil uniknout. Touto metodou lze odlovit juvenilní i adultní jedince. Zároveň je tato metoda velmi levná. Nicméně úspěšnost závisí především na schopnosti lovců a je poměrně sporná. Musíme také počítat s tím, že touto metodou se nelze zbavit všech jedinců a i v případě dobrého výsledku hrozí nebezpečí opětovného šíření raků v dalších letech.

Jako další metody lze považovat odlov do vrší, záťahových a podložních sítí, pastí (Peay, 2001), na proutek s návnadou, odlov do rakovek, elektrickým agregátem nebo potápěním. Odlov do vrší, různých pastí, na proutek s návnadou a do rakovek lze použít téměř na všech typech vod. Elektrický agregát bychom mohli použít spíše na menších tocích s hloubkou do 50-60 cm. Odlov raků potápěním nebo do záťahových a podložních sítí by naopak mohl připadat v úvahu na vodách s větší hloubkou, jako jsou jezera nebo údolní nádrže, popřípadě rybníky. Po odlovu se mohou raci zlikvidovat. Nicméně úspěšnost těchto metod je poměrně nízká a proto nejsou tyto metody vhodné k eliminaci nepůvodních druhů raků. Navíc se jedná o metody vysoce selektivní, kdy je zpravidla nemožné odlovovat menší velikostní kategorie raků. Jako jedinou vhodnou metodu k eliminaci by šlo ještě považovat odlovení elektrickým agregátem, kdy se odloví větší počet raků různých věkových kategorií. Nicméně tato metoda je nebezpečná i pro

původní druhy raků (Kozák a kol., 2014). Přes nízkou efektivitu a selektivitu odlovu raků do vrší je tato metoda uvedena jako vhodná k oslabování populace raka signálního (Moorhouse a MacDonald, 2011).

Šíření nepůvodních druhů raků mohou zabránit i úpravy vodních toků, zejména vytváření migračních bariér (příčné stupně, jezy apod.). Ačkoliv tyto bariéry zamezují migracím ryb a z pohledu rybářů jsou tedy zcela neakceptovatelné, podobně působí i na raky, kteří je teoreticky nejsou schopni překonat. V tomto případě je jejich účinek značně pozitivní a zabraňuje nejen šíření raků jako takových, ale i přenášení račího moru (Štambergová a kol., 2009). Stejně tak lze využít i uměle nastražených překážek určených na zastavení šíření nepůvodních druhů raků. Využít se dá například různých slovacích jímek ve vodním toku nebo umístění oplocení. Nicméně tímto způsobem nebyla zjištěna žádná výrazná účinnost na snížení populací raka signálního ve volných vodách. Jedinou možností využití těchto metod by mohlo být pouze umístění oplocení například na rybník zasažený populací raka signálního pro zastavení jeho šíření a následnou likvidaci jeho slovením nebo vytrávením biocidem z tohoto místa (Peay, 2001). Jasnou limitací překážek v toku je schopnost raků pohybovat se po souši a danou překážku obejít (Krieg a Zenker, 2015).

Jako další způsob eradikace raka signálního se dá uvažovat vysazování několikanásobně většího množství rybích predátorů, než je obvyklé. Tento způsob by mohl být použitelný pro eliminaci zejména juvenilních stádií raků signálních a jiných nepůvodních druhů (Aquiloni a kol., 2010). Jako predátor pro tyto účely by mohl posloužit například úhoř říční (*Anguilla Anguilla*), okoun říční (*Perca fluviatilis*) nebo jelec tloušť (*Squalius cephalus*). O použití tohoto způsobu se uvažovalo především v menších řekách. Nicméně uplatňování této metody je velmi sporné, neboť rak signální (a raci obecně) žije skrytě a buduje nory, do kterých je schopný se v případě nebezpečí velmi rychle schovat a proto je velmi nesnadnou kořistí pro predátory. Proto se dnes od těchto myšlenek postupně upouští (Peay, 2001).

Uvažováno bylo také o umělém rozšíření nemoci, která by byla selektivní pouze k nepůvodním druhům raků. Nicméně o žádné takové selektivní nemoci není nic známo. Jako jediné známé onemocnění, o kterém by se dalo uvažovat, je račí mor. Ten by ale zasáhl všechny druhy raků a nejvíce právě ty původní, které jsou k tomuto onemocnění

daleko náchylnější. Proto se i od těchto myšlenek postupně upouští, jelikož by to bylo příliš nebezpečné pro celý ekosystém (Peay, 2001).

Na přítocích jezera Tahoe v Kalifornii byl dokonce zjištěn pozitivní efekt povodní na omezení šíření raka signálního. Před příchodem velkých srážek se v tomto jezeru vyskytoval velký počet tohoto druhu raka. Bouřky a přívalové deště však přinesly zvýšení vodní hladiny a proudu, což se pozitivně projevilo rapidním snížením počtu raků signálních, které tato situace donutila migrovat po proudu. Rak signální je totiž schopný migrovat proti proudu jen velmi omezeně. V případě eradikace se tedy jeví jako možnost umístit v době vyšších průtoků po proudu sítě, do kterých by se invazivní druhy raků podařilo zachytit a poté eliminovat (Kerby a kol., 2005).

Velmi účinnou metodou, ale zároveň metodou nejradikálnější, je trávení raků neselektivním biocidem. Tuto metodu je možné použít především na malých rybnících, zatopených lomech či jezerech s výměrou do 2,5 ha a menších vodních tocích (Kozák a kol., 2014). Tato metoda má velmi rychlý dopad na populace raků, ale je opravdu účinná pouze tehdy, pokud je výskyt nežádoucích druhů raků zjištěn včas, ideálně do jednoho roku. Pokud je populace již etablovaná, raci jsou schopni i tuto eradikaci přežít (v hlubokých norách, únikem z vodního prostředí) (Štambergová a kol., 2009). V několika zemích Evropy již byla tato metoda odzkoušena. Například ve Velké Británii bylo použito přírodní pyrethrum (používané běžně jako insekticid) a úspěšnost eradikace byla cca 50 %. Z celkem šesti ošetřených lokalit se povedlo raka signálního odstranit celkem ze tří lokalit. V Norsku byl proveden podobný pokus, kdy byl použit syntetický pyrethroid cypermethrin. Z celkem dvou ošetřených lokalit se povedlo raka signálního eradikovat v obou lokalitách. Podobného výsledku dosáhli také ve Švédsku, kde byl použit opět syntetický pyrethroid, tentokrát se však jednalo o deltamethrin. Ze tří ošetřených lokalit se povedlo raka signálního eradikovat ze všech tří lokalit. Na těchto příkladech můžeme jednoznačně vidět vysokou účinnost aplikace biocidu při eradikacích nepůvodních druhů raků. Při aplikaci biocidu však musíme brát v úvahu velikost lokality, složitost stanovišť, environmentální rizika, spolupráci vlastníků pozemků a dostupnost financování. Zároveň musíme brát v potaz pečlivé dávkování biocidů a stupeň zamoření nepůvodními druhy raků. Navíc by z lokality měly být předem v co největší míře odloveny necílové organismy, jako např. ryby, obojživelníci apod. Jednoznačnou nevýhodou této metody je fakt, že spolu s raky vyhubíme téměř veškerý ostatní život na lokalitě i to, že použité látky

mohou danou lokalitu kontaminovat na několik let a akumulovat se v potravních řetězcích (Peay a kol., 2019).

Šíření nepůvodních druhů raků se také dá zabránit destrukcí jejich habitatu. To se provádí tak, že se z vodního toku a jeho bezprostředního okolí odstraní všechny možné úkryty, které by mohly sloužit jako útočiště pro raky. Ve Velké Británii byl nahlášen úspěch odstranění nepůvodních druhů raků právě tímto způsobem na rybníku Llanfihangel. Nicméně je potřeba si uvědomit, že tímto způsobem neničíme jen populace nepůvodních druhů raků, ale i dalších živočichů a jejich habitatu (Peay, 2001).

Jako předposlední možnost eradikace nepůvodních druhů raků si zde zmíníme použití feromonů jako atraktantu k odchyту raka signálního. Feromony jsou chemické látky, které stimulují reprodukční chování obou pohlaví raků (Stebbing a kol., 2003). Jejich použití v podstatě spočívá v tom, že lákají raka jednoho pohlaví k místu, kde se nachází rak s opačným pohlavím. V praxi je možné právě tyto feromony použít k nalákání raků do pastí a poté je eliminovat (Stebbing a kol., 2004). Gherardi a kol. (2011) uvádí, že tato metoda je vhodná především pro středně velké řeky. Ačkoliv zní tato metoda jako velice vhodná a dobře použitelná, stále však má ještě co zlepšovat. Stále ještě není totiž známo vše o funkcích feromonů, jejich produkci, uvolňování, přenosu ve vodě a následné detekci. Navíc je limitace této metody dána jejím principem, tzn. je účinná jen na pohlavně dospělé raky a tudíž cílená jen na část populace (Stebbing a kol., 2004; Aquiloni a Gherardi, 2010).

Poslední možností, jak zabránit šíření nepůvodních druhů raků, kterou zde zmíníme, je sterilizace a následné vypouštění neplodných samců především do menších vodních toků (Gherardi a kol., 2011). Toho se dá dosáhnout několika způsoby. Například můžeme využít chemických preparátů. Jako vhodnější a šetrnější k životnímu prostředí se však ukazuje použití ionizující záření (Holdich a kol., 1999). Ionizující záření je schopno inhibovat nebo úplně zastavit růst gonád a to způsobuje částečnou nebo úplnou sterilitu samců. To způsobí nejen zastavení šíření genetické informace těchto jedinců, ale i jejich sníženou konkurenceschopnost vůči ostatním jedincům a kratší délku jejich života (Lux a kol., 2002). To sice může znít na jednu stranu pozitivně, nicméně zde vzniká ten problém, kdy si samci nejsou schopni kvůli snížené konkurenceschopnosti najít vhodnou samici k rozmnožování. Je tedy nutné najít takovou dávku ozáření, která způsobí sterilitu a zároveň nesníží reprodukční zdatnost daného samce, což povede k neúspěšnému pokusu



o rozmnožení. Toto se již povedlo například u několika druhů hmyzu. Tato metoda počítá s tím, že vysazení sterilní samci kompetují se samci v toku o samice, aniž by ale přispěli k úspěšnému rozmnožování. I proto lze pochybovat o její efektivitě (Aquiloni a kol., 2009).

V každém případě musíme při všech těchto metodách eradikace nepůvodních druhů raků brát v úvahu působení na necílové organismy či ekosystém a rozhodnout se především podle stupně zamořeni nepůvodními druhy raků a výskytu ostatních organismů v dané lokalitě. Ne všechny metody je totiž možné vždy a všude použít. Například při menším stupni zamořeni nepůvodními druhy raků je potřeba volit méně invazivní metody a při větším stupni zamořeni můžeme zvážit použití invazivnějších metod. Vše se ovšem odvíjí od dané situace na dané lokalitě. Vždy je však nejdůležitější nezanedbávat prevenci a snažit se aby k zamořeni nepůvodními druhy raků vůbec nedocházelo (Peay a kol., 2019).

Tab. č. 1: Shrnutí metod používaných k eliminaci nebo regulaci nepůvodních druhů raků včetně kritérií použitelnosti jako: velikost populace (počet nepůvodních raků v cílené populaci), velikost oblasti (velikost oblasti napadnuté cílenou populací nepůvodních druhů raků), druhová specifická (schopnost ovlivnit pouze cílený druh), dopad na ekosystém (napáchané škody v ekosystému), čas (doba účinnosti metody), nákladovost (finanční náklady při použití metody), účinnost (schopnost eliminovat nebo regulovat cílený nepůvodní druh). Efektivita metody: + nízká; ++ střední; +++ vysoká; - nepodstatná; ? neznámá. Upraveno podle Gherardi a kol. (2011).

Metody odlovu	Velikost populace	Velikost oblasti	Druhová specifická	Dopad na ekosystém	Čas	Nákladovost	Účinnost
Pastí	+++	++	+	+	+++	+++	+++
Elektrický agregát	++	+	++	+	+	+	+
Do ruky	+	+	+++	+	+	+	+
Bariéry	-	+	++	++	+++	+++	++
Vysazení predátorů	+++	++	++	+	+	++	++
Rozšíření nemoci	-	-	+++	?	+	+	+++
Vytrávení raků	-	+	+	+++	+++	++	+++
Vypouštění neplodných samců	+	+	+++	+	+++	++	?
Lákání feromony	-	++	+++	+		+	+

## 2.5. Cíle práce a hypotézy

Nepůvodní druhy raků způsobují svým výskytem ve sladkovodních ekosystémech mnoho problémů. Mají tendenci se nekontrolovatelně rozmnožovat a negativně ovlivňují původní druhy raků, všechny ostatní zde žijící organismy a jejich prostředí. Jednou z možností nepůvodní druhy omezit může být jejich intenzivní odlov. Cílem této diplomové práce je pokusit se pomocí pravidelného intenzivního odlovu eradikovat nebo významně omezit populaci nepůvodního raka signálního z malého toku a snížit tak tlak na původní populaci raka říčního vyskytujícího se na stejném toku. Dalším cílem je zjistit strukturu populace raka signálního v toku a jak se tato populační struktura mění v průběhu intenzivních odlovů. Zároveň je cílem zjistit, zda se vůbec vyplatí pokoušet se tímto způsobem populaci redukovat. V rámci naplánovaných cílů práce jsme stanovili několik hypotéz:

- 1/ Intenzivním odlovem nebude možné odlovit všechny jedince raka signálního.
- 2/ Intenzivním odlovem výrazně změníme strukturu dané populace raka signálního (poměr různých velikostních skupin raků, poměr pohlaví).
- 3/ Intenzivním odlovem výrazně zredukujeme populaci raka signálního, což pomůže populaci raka říčního výše proti proudu.

### 3. Materiál a metodika

#### 3.1. Obecné informace o provedené studii a daném místě odlovu

Odlovy jedinců raka signálního probíhaly každý měsíc v období od 12. dubna 2019 do 20. listopadu 2019. Pro odlovy byl do této práce vybrán 450 metrů dlouhý úsek na Křesánovském potoce ve Vimperku ohraničený na dolní hranici malým jízkem a betonem vydlážděným profilem a na horní hranici rovněž jízkem a betonovým korytem pod viaduktem silnice (Obr. 3). Křesánovský potok je členitý potok, který rakům nabízí dostatečný počet úkrytů a ideální podmínky pro přežití (Obr. 4). Tento malý tok byl vybrán na základě informací o velkém počtu jedinců raka signálního, kteří se do potoka dostali pravděpodobně z rybníka, který se nachází nedaleko toku před místní restaurací Vodník (Obr. 5). Do tohoto rybníka byli raci signální dovezeni již v minulosti.



Obr. č. 3: Jízek nacházející se pod viaduktem, na kterém celý odlovný úsek končí (Foto: J. Jakš, 2019).





Obr. č. 4: Úsek toku s vysokou členitostí (Foto: J. Jakš, 2019).



Obr. č. 5: Rybník před restaurací Vodník, ze kterého se rak signální dostal do Křesánovského potoka (Foto: J. Jakš, 2019).

Úsek Křesánovského potoka, kde studie probíhala, lze charakterizovat šířkou od 1 do 1,6 m a hloubkou od 5 do 30 cm s výjimkou tůň pod jízkem na horní hranici úseku. V naprosté většině případů je substrát dna kamenitý, v pomalejších úsecích písčítý. V několika tůních potom můžeme najít i jemný bahnitý substrát. Úkryty pro raky zde tvoří prostory pod kameny, kořenové systémy stromů a prostory pod břehy (podemleté břehy a nory). Okolí toku je tvořeno lesy a loukami a nedaleko toku se nachází také vojenský prostor.

### **3.2. Značení jednotlivých úseků**

Před samotným započítáním odlovů byly označeny úseky po 50 metrech. Celkový úsek, na kterém byli raci odlovováni, měřil 450 metrů, tzn. tvořilo ho 9 úseků. Tyto úseky byly již začátkem dubna 2019 označeny červenou ekologickou barvou na stromech a kamenech, popř. pomocí dřevěných kolíků. Označeny byly hranice jednotlivých úseků a zároveň byly zhotoveny značky po 10 metrech pro lepší orientaci při odlovu. Pro označení desetimetrových úseků bylo použito označení ve tvaru velké červené tečky (Obr. 6). Pro označení padesátimetrových úseků bylo použito označení čísel, které znamenaly začátek a konec tohoto úseku (např. 0, 50, 100, atd.) (Obr. 7). Toto rozdělení lokality sloužilo pro určení prostorové distribuce raků na začátku a v průběhu odlovů.

Podle jednotlivých hlavních úseků byla také označena plastová vědra používána k uchování odlovených raků. Každé použité vědro mělo označený začátek a konec hlavního úseku (např. 50-100, 150-200, apod.). Stejně jako u značení úseků, byla vědra označena červenou ekologickou barvou ve spreji (Obr. 7).





Obr. č. 6: Označení desetimetrového úseku ekologickou červenou barvou (Foto: J. Jakš, 2019).



Obr. č. 7: Označení padesátimetrového úseku a vědra pro uchovávání raků ekologickou červenou barvou (Foto: J. Jakš, 2019).



### 3.3. Odlov raků

Odlov raků provádělo vždy celkem 6 lidí rozdělených do 2 tříčlenných skupin. Každá skupina měla svoje vybrané úseky, které odlovovala. Obvykle první skupina začínala na úseku od 0 m a druhá začínala odlovovat na úseku od 200 m výše. Úseky byly pro každou skupinu rozděleny rovnoměrně na základě členitosti toku a s tím spojeným počtem vyskytujících se raků. Odlov probíhal vždy pouze přes den.

Raci byli odlovováni rukou a do akvarijní síťky o velikosti rámu 24 x 20 cm a délce síťky 55 cm (Obr. 8). Pro lepší bezpečnost práce a pohodlí měli všichni členové týmu při odlovu neoprenové rukavice. Postupovalo se proti proudu, čímž bylo sníženo zakalení vody a tím pádem umožněn snazší odlov. Při odlovu byly prohledávány všechny úkryty, jako jsou kameny, spadlé větve, listy, případně nory. Zároveň se sledovala přítomnost volně se pohybujících raků korytem. Odlov probíhal tím způsobem, že ve směru od úkrytu po proudu se umístila síťka, poté se úkryt (obvykle kamen) nadzvedl a prostor prolovil (síťkou nebo rukou) (Obr. 8). V některých případech (tůň s vrstvou listů na dně) se síťkou smýkalo po dně a probíral se nalovený materiál. V případě, že byli raci pozorováni v noře, tak se odlovili tím způsobem, že některý z členů skupiny sáhl do nory rukou a raky z nory vytáhl. V případech, ve kterých se v daném úseku nacházely tůně bez většího množství úkrytů, se postupovalo pomalým krokem proti proudu a raci se pozorovali pouze pohledem. Poté se v případě spatření raka okamžitě přistoupilo k jeho odlovení.



Obr. č. 8: Síťka používaná pro odlov raků a způsob odlovu (Foto: J. Jakš, 2019).

Odlovení raci signální se uchovávali ve vědrech černé barvy o objemu 10 litrů (Obr. 7). Dno vědra bylo vystláno vlhkou trávou, případně bylo do vědra přidáno malé množství vody z důvodu nebezpečí vyschnutí žaber. Jak již bylo řečeno, celkem bylo 9 věder označených padesátimetrovými úseky, ve kterých se raci z těchto úseků uchovávali. Vědra z každého úseku byla po jeho odlovení skryta v blízkosti kóty označující konec daného úseku a začátek nového úseku a na další úsek bylo použito vědro nové. V případě náhodného odlovení raka říčního nebo ryby byli tyto živočichové šetrně puštěni zpět do toku se zaznamenáním jejich přítomnosti.

Tímto způsobem probíhal odlov všech úseků od 0 do 450 metrů. Po jejich odlovení se všechna vědra ponechaná u označených kót sebrala a přesunula k automobilu. V případě dobrého počasí byli raci měřeni a váženi přímo v terénu. V opačném případě proběhl jejich převoz na experimentální pracoviště Fakulty rybářství a ochrany vod Jihočeské univerzity ve Vodňanech, kde byli raci měřeni a váženi. Přeprava raků proběhla vždy co nejrychleji z důvodu přežití odlovených raků. Raci byli v průběhu přepravy uchováni ve stále stejných vědrech v kufříku.



### 3.4. Určování pohlaví, hodnocení stavu, měření a vážení raků

Po každém odlovu proběhlo v místě odlovu nebo ve Vodňanech určování pohlaví, hodnocení stavu raků, měření a vážení jedinců raka signálního. Skupiny zůstaly stále stejné, kdy jeden člen z tříčlenné skupiny měl vždy za úkol raky měřit, určovat pohlaví a hlásit poznámky o stavu raků, druhý vážit a poslední všechny údaje zapisovat do přehledné tabulky. Stejným způsobem postupovaly obě skupiny, kdy každá skupina hodnotila raky z jiných úseků (tedy jednotlivých věder). Všechny hodnoty pro každého jedince raka signálního byly zapisovány do tabulek pod úsek, ve kterém byli jedinci odloveni.

Nejprve bylo u všech jedinců určováno pohlaví. To se určovalo tak, že se rak otočil spodní částí těla vzhůru a byly pozorovány známky pohlavního dimorfismu, které nám byly důkladně vysvětleny vedoucím práce. Samce jsme poznali tak, že měl na 5. páru pereopodů (kráčivých končetin) vyústění pohlavních vývodů a první dva páry pleopodů (zadečkových nožek) přeměněny v tzv. kopulační nožky (gonopody). Okamžitě jsme tedy samce na základě tohoto poznání byli schopni určit, neboť tyto kopulační nožky vypadají jako dva bílé výčnělky viditelné na první pohled (Obr. 9). Oproti tomu samice jsme určovali tak, že měly vyústění pohlavních cest na 3. páru pereopodů (kráčivých končetin). Pleopod (zadečková nožka) 1. páru je u samic zakrnělý a není tedy tak viditelný. Některé samice měly dokonce viditelná vajíčka a jejich určování tak bylo jednodušší (Obr. 10). Pokud měl tedy rak viditelné kopulační nožky, byl určen jako samec. Pokud rak kopulační nožky viditelné neměl, byl určen jako samice. Pokud byl jedinec určen jako samec, byl zapsán do tabulek pod zkratkou M (Male) a pokud byl jedinec určen jako samice, byl zapsán do tabulek pod zkratkou F (Female) (Obr. 13).



Obr. č. 9: Viditelné kopulační nožky u samce raka signálního při rozpoznávání pohlaví (Foto: M. Kutá, 2019).

Dále bylo člověkem, který měřil a určoval pohlaví raků, sledováno ještě několik dalších věcí. Přímým pohledem se například určovalo, zda jde o samici s vajíčky, raka bez levého nebo pravého klepeta, případně zda již jednotlivým rakům rostou nová klepeta (regeneráty). Tyto údaje se do tabulek zapisovaly do poznámek. Zkratky jednotlivých poznámek se zapisovaly následovně. Ztráta levého klepeta byla pod zkratkou L0 a ztráta pravého klepeta byla pod zkratkou P0. Nově přirostlé levé klepeto bylo pod zkratkou L.reg., nově přirostlé pravé klepeto bylo pod zkratkou P.reg. Samice s vajíčky se do poznámek psala pouze pod zkratkou vajíčka, případně eggs. Celou tabulku je možné vidět na Obr. č. 13.



Obr. č. 10: Samice raka signálního s vajíčky a levým regenerátem (Foto: M. Kutá, 2019).

Následovalo měření raků. Raci se měřili za pomoci posuvného měřítka (Obr. 11). U jedinců raka signálního byla měřena pouze délka hlavohrudi, ze které lze v případě potřeby celkovou délku raka odhadnout (tvoří přibližně dvojnásobek délky hlavohrudi). Délka hlavohrudi se měřila od špičky rostra až k nejzazšímu okraji hlavohrudi. Měřilo se s přesností na 0,1 mm. Stejně tak jako ostatní parametry se i délka hlavohrudi zapisovala do tabulek. Délka hlavohrudi se do tabulek zapisovala pod zkratkou CL (Carapax length).





Obr. č. 11: Měření hlavohrudi raka signálního posuvným měřítkem (Foto: J. Jakš, 2019).

Vážení raků bylo dalším krokem, který následoval po měření jednotlivých raků. Raci byli váženi na malé laboratorní váze v misce (Obr. 12). Miska byla vždy na váze vytárována, aby do hmotnosti nebyla započítána váha misky, popř. zbytkové vody a nedocházelo k chybným hodnotám. Poté se raci jednotlivě pokládali do misky a byli váženi. Vážilo se s přesností na 0,1 g. Váha byla do tabulek zapisována pod zkratkou W (Weight).



Obr. č. 12: Vážení raka signálního (Foto: J. Jakš, 2019).

date: 20.11. locality: 0 - VIMPERK code:

No.	point No.	species	TL	SL	W	notes
1		M	14,8		2,6	LO
2		M	13,5		2,9	
3		F	17,2		2,1	
4		M	14,8		1,9	
5		F	15,0		2,9	
6		F	20,0		2,6	
7		M	20,1		3,5	
8	14	MAX JUVENIL				
9						
10			50 - 100			
11		M	40,4		2,1	
12		F	35,4		1,0	
13		F	29,8		2,0	PREG
14		F	24,9		1,6	
15		M	22,5		2,8	
16		M	21,1		2,9	
17		M	22,4		2,2	
18		F	20,2		2,4	
19		M	21,2		2,9	
20		M	21,6		2,9	
21		M F	20,1		2,1	
22		M	20,7		2,2	
23						
24			100 - 150			
25		M	40,9		2,3	LRSTONEPOK
26		M	38,4		2,6	
27		M	25,9		1,4	P2
28		M	25,5		1,4	
29		F	22,5		1,2	
30		MAX JUVENIL				
31						
32			150 - 200			
33		M	41,3		2,0	LRREG
34		M	40,2		2,9	
35		M	29,9		2,1	
36		F	25,4		1,8	
37						
38		MAX JUVENIL				
39		M	20,7		2,6	
40						
41						
42						
43						
44						
45						
46						
47						
48						
49						
50						
51						
52						
53						
54						
55						

Obr. č. 13: Tabulka k zapisování naměřených hodnot (Foto: J. Jakš, 2019).

V případě velkého množství juvenilních raků, kdy byli jedinci raka signálního menší než 20 mm, se změřilo a zvažilo jen prvních 30 jedinců a zbytek jedinců se pouze spočítal a udělal se u nich aritmetický průměr u délky hlavohrudi a hmotnosti.

Všichni změřeni raci se poté vysadili do venkovních experimentálních žlabů, zabezpečených proti úniků raků. Tito raci dále posloužili k vědeckým účelům a jako gastronomický zážitek pro studenty.

Poté následovalo přepsání těchto hodnot do programu Microsoft Excel a analýza jednotlivých naměřených hodnot. Data byla porovnána s odlovy provedenými zaměstnanci VÚRH v předchozích letech (2017 a 2018).

### **3.5. Analýza naměřených hodnot a zpracování výsledků**

Statistické vyhodnocení výsledků bylo provedeno použitím programu Statistica, verze 13 (StatSoft, Tulsa, USA). Průměrná velikost raků odlovených v jednotlivých úsecích toku, celková průměrná velikost raků mezi jednotlivými odlovy a změny v početnosti raků odlovených v roce 2019 a odlovených v předchozích letech byly testovány Kruskal-Wallisovým testem. Neparametrický test byl použit z důvodu různých rozptylů dat ověřených pomocí Levenova testu. Populační struktura raků byla hodnocena početností jednotlivých velikostních skupin raků a znázorněna pomocí histogramů. Provedené testy byly provedeny na hladině významnosti  $\alpha = 0,05$ .

## 4. Výsledky

### 4.1. Souhrn odlovených raků a dalších zjištěných údajů v jednotlivých měsících a na jednotlivých úsecích

Tabulka č. 2 uvádí celkové počty odlovených raků a dalších zjištěných údajů v jednotlivých měsících za všechny úseky dohromady. V tabulce je také uveden poměr pohlaví a juvenilních raků, počet samic s vajíčky a s ráčaty, čímž se rozumí 1. a 2. vývojové stádium ráčat po vylíhnutí přisedlé na samici. Dále jsou uvedeny počty samic se žlázami, čímž se rozumí žlázy patrné na spodní straně abdomenu samice dozrávající v době před rozmnožováním. Jedinci raka signálního o délce hlavohruď menší než 20 mm byli označeni jako juvenilní, tj. pohlaví u nich určováno nebylo. Z tabulky je na první pohled patrné, že pohlaví bylo vždy přibližně v poměru 1:1 jen s drobnými odchylkami v průběhu roku. Počet odlovených raků měl od dubna do srpna stoupající tendenci. Poté začal postupně klesat a v listopadu se již odlovilo pouze několik jedinců.

V období od dubna do června byly odlovovány samice s vajíčky, ráčata byla u samic sledována v červnu a červenci. V srpnu pak již byly loveny samice znovu připravené k reprodukci - s přítomností žláz na spodní straně abdomenu byly připraveny k páření.

Poměrně vysoké bylo množství poraněných raků v populaci, tj. raků, kterým klepeta chyběla nebo se regenerovala po jejich předchozí ztrátě. Průměrně se jednalo o  $15,3 \pm 4,5$  % jedinců s největším poměrem v květnu (22,5 %) a nejnižším v listopadu (7,2 %).

Tab. č. 2: Souhrnná tabulka celkového počtu odlovených raků signálních, poměru samců, samic a juvenilních raků, počet samic s viditelnými žlázami, s vajíčky a vylíhlými ráčaty a počet raků s chybějícími nebo regenerujícími klepety a poměr poraněných raků (s chybějícími nebo regenerujícími klepety) k celkovému úlovku zjištěnému v průběhu odlovů na Křesánovském potoce od dubna do listopadu 2019.

Měsíc	Duben	Květen	Červen	Červenec	Srpen	Září	Říjen	Listopad
Celkem odlovených raků	196	244	734	1198	1510	1035	681	64
Počet samců	90	95	252	337	260	256	143	23
Počet samic	92	116	239	370	376	240	129	17
Počet juvenilů	14	33	243	491	874	539	409	24
Poměr samců (%)	45,9	38,9	34,3	28,1	17,2	24,7	21,0	35,9
Poměr samic (%)	46,9	47,5	32,6	30,9	24,9	23,2	18,9	26,6
Poměr juvenilů (%)	7,1	13,5	33,1	41,0	57,9	52,1	60,1	37,5
Počet samic s vajíčky	14	15	14	0	0	0	1	1
Počet samic s ráčaty	0	0	11	1	0	0	0	0
Počet samic se žlázami	0	0	0	0	55	43	0	0
Počet raků s regeneráty	15	25	48	79	104	68	24	2
Raci s chybějícími klepety	20	30	65	139	106	64	25	7
Poraněných raků (%)	17,9	22,5	15,4	18,2	13,9	12,8	7,2	14,1

Tabulka č. 3 udává celkové počty odlovených raků a dalších zjištěných údajů v jednotlivých 50 metrových úsecích sledovaného toku. V tabulce je rovněž uveden poměr pohlaví a juvenilních raků, počet samic s vajíčky a s ráčaty. Dále jsou uvedeny počty samic se žlázami. Jedinci raka signálního o délce hlavohruďi menší než 20 mm byli označeni jako juvenilní. Z tabulky je na první pohled patrné, že pohlaví bylo na daných úsecích vždy přibližně v poměru 1:1 jen s drobnými odchylkami.

Z tabulky je patrné, že nejvíce raků se odlovilo na úseku 200-250 m s počtem 1 104 kusů a nejméně raků se odlovilo na úseku 0-50 m s počtem 352 raků. Počet odlovených raků většinou odpovídal počtu úkrytů a celkové členitosti toku. V úsecích, kde úkryty poskytovaly zejména prostory pod břehy, byly s mírnou převahou zastoupeny samice.



Tab. č. 3: Souhrnná tabulka celkového počtu odlovených raků signálních v jednotlivých 50 metrových úsecích toku, poměru samců, samic a juvenilních raků, počet samic s viditelnými žlázami, s vajíčky a vylíhlými ráčaty a počet raků s chybějícími nebo regenerujícími klepety a poměr poraněných raků (s chybějícími nebo regenerujícími klepety) k celkovému úlovku zjištěnému v průběhu odlovů na Křesánovském potoce v roce 2019.

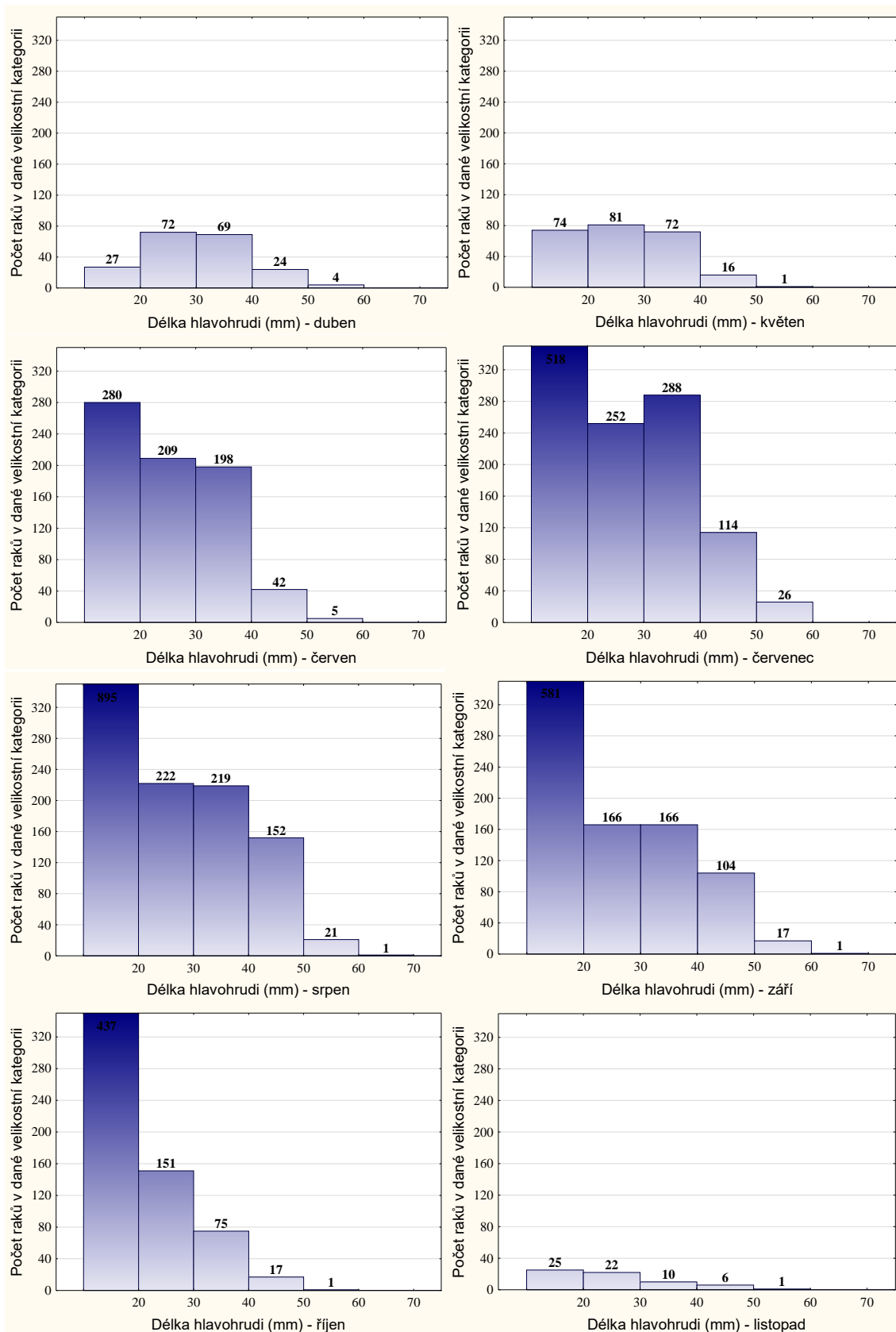
Úsek	0-50	50-100	100-150	150-200	200-250	250-300	300-350	350-400	400-450
Celkem odlovených raků	352	427	467	656	1104	854	715	589	498
Počet samců	112	112	117	203	257	193	163	162	137
Počet samic	127	117	120	172	318	206	195	169	155
Počet juvenilů	113	198	230	281	529	455	257	258	206
Poměr samců (%)	31,8	26,2	25,1	20,9	23,3	22,6	22,8	27,5	27,5
Poměr samic (%)	36,1	27,4	25,7	26,2	28,8	24,1	27,3	28,7	31,1
Poměr juvenilů (%)	32,1	46,4	49,2	42,8	47,9	53,3	49,9	43,8	41,4
Počet samic s vajíčky	1	1	1	3	16	5	7	11	0
Počet samic s ráčaty	0	0	0	3	3	2	2	0	2
Počet samic se žlázami	2	10	9	8	12	9	19	7	22
Počet raků s regeneráty	22	21	25	46	75	58	56	31	31
Raci s chybějícími klepety	41	24	33	58	82	75	60	40	41
Poraněných raků (%)	17,9	10,5	12,4	15,9	14,2	15,6	16,2	12,1	14,5

#### 4.2. Porovnávání množství odlovených raků daných velikostních kategorií v jednotlivých měsících

V následujících histogramech (Graf č. 1) jsou uvedeny počty raků (vertikální osa) v různých velikostních kategoriích (uvedených jako délka hlavohrudi v milimetrech - horizontální osa). Přesný počet raků v dané velikostní kategorii je vždy uveden indexem nad sloupcem.

Jak je patrné z histogramu, v dubnu byl počet odlovených raků poměrně nízký. Převažovali především raci s délkou hlavohrudi 20-30 mm a 30-40 mm. Raků s menší či větší délkou hlavohrudi bylo méně a raci s délkou hlavohrudi větší než 50 mm byli jen v počtu 4 kusů. V květnu byla situace podobná. Raků se opět povedlo odlovit relativně

málo, ale více než předchozí měsíc. Raků s délkou hlavohrudi pod 20 mm bylo oproti dubnu více. Délku hlavohrudi větší než 50 mm již měl pouze 1 odlovený rak. V červnu již začal počet odlovených raků výrazně stoupat. Největší počet raků byl zaznamenán s délkou hlavohrudi menší než 20 mm. Nad 50 mm se podařilo odlovit 5 kusů. V červenci se počet odlovených raků opět zvýšil. Počet raků s délkou hlavohrudi pod 20 mm byl téměř dvojnásobek počtu celkem ulovených raků v červnu. Výrazně se zvedl také počet raků s délkou hlavohrudi 40-50 mm a 50-60 mm s počtem 114 a 26 kusů. V srpnu byl počet odlovených raků nejvyšší. Výraznou převahu měli opět raci s délkou hlavohrudi pod 20 mm. Poměr této velikostní kategorie se oproti ostatním měsícům ještě zvýšil. Raků s délkou hlavohrudi 40-50 mm bylo také podstatně více, a to 152 kusů. Počet raků s délkou hlavohrudi 50-60 mm se nepatrně snížil na 21 kusů. Poprvé se povedlo odlovit také 1 kus raka s délkou hlavohrudi nad 60 mm. V září se začal počet odlovených raků postupně snižovat. Převahu opět měli raci s délkou hlavohrudi pod 20 mm. Raků s délkou hlavohrudi 50-60 mm se odlovilo 17 kusů. Opět se povedlo odlovit 1 kus raka s délkou hlavohrudi nad 60 mm. V říjnu se počet odlovených raků opět snížil. Největší počet stále tvořili juvenilní raci s délkou hlavohrudi pod 20 mm. Výrazně klesl poměr počtu odlovených raků ve velikosti 30-40 mm, který tvořil pouze přibližně polovinu počtu raků s délkou hlavohrudi 20-30 mm. Raků s délkou hlavohrudi 40-50 mm bylo 17 kusů. Raka s délkou hlavohrudi 50-60 mm se povedlo odlovit pouze jednoho a nad 60 mm již žádný rak neměl. V listopadu již odlovených raků výrazně ubylo a tento měsíc se odlovilo nejméně raků. Mírnou převahu měli raci s délkou hlavohrudi pod 20 mm. Následovali raci s délkou hlavohrudi 20-30 mm. Délku hlavohrudi 40-50 mm mělo pouze 6 kusů. Pouze 1 kus měl délku hlavohrudi 50-60 mm a žádného většího raka se opět odlovit nepovedlo.



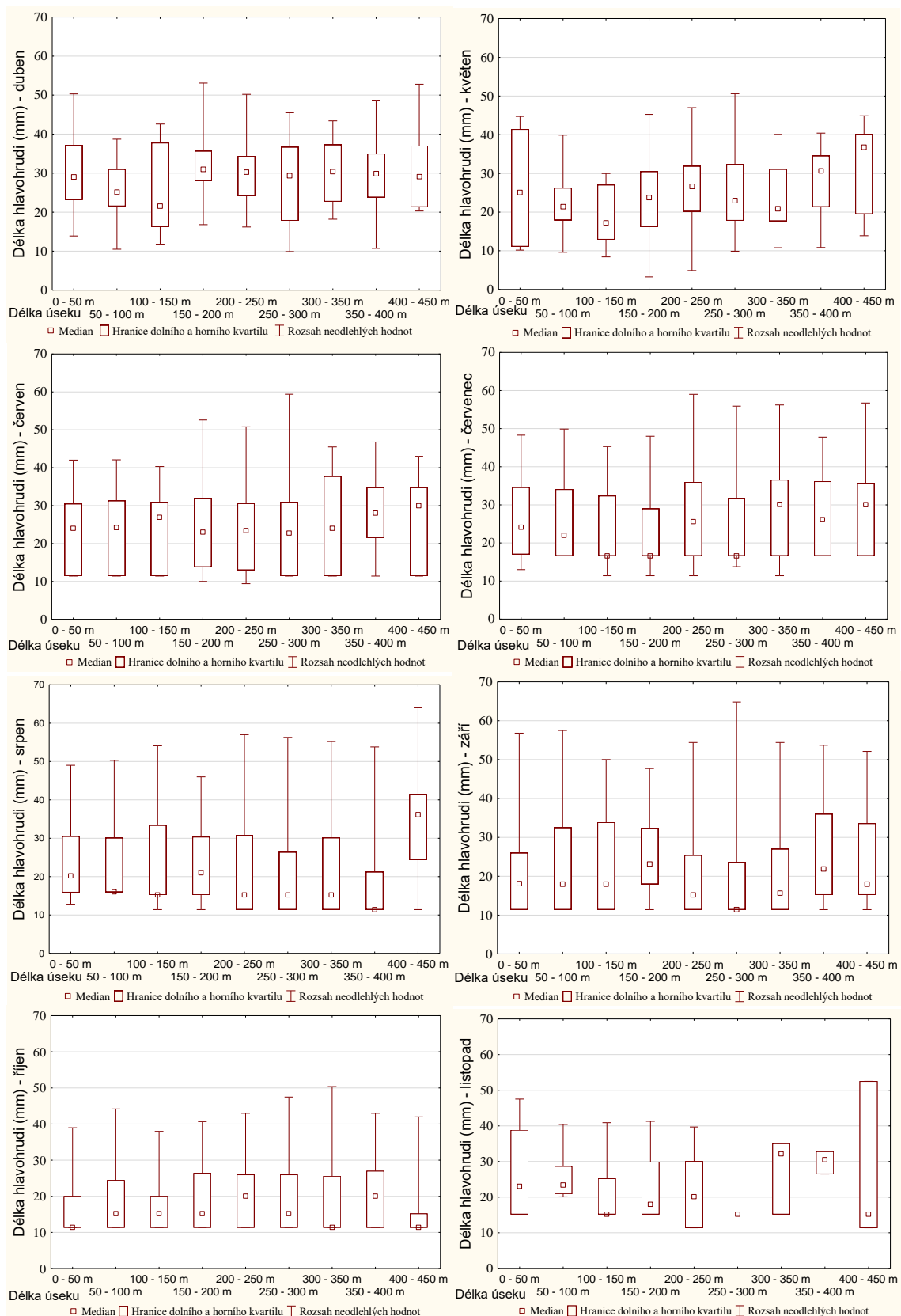
Graf č. 1: Porovnání početnosti jednotlivých velikostních kategorií raků (počty uvedeny nad jednotlivými sloupci) signálních ulovených v průběhu odlovů na Křesánovském potoce v období od dubna do listopadu 2019.

### 4.3. Porovnávání velikosti odlovených raků mezi úseky v jednotlivých měsících

V následujících grafech (Graf č. 2) jsou uvedeny mediány, hranice dolních a horních kvartilů (25-75 %) a rozsahy hodnot (min-max) velikosti raků pro jednotlivé úseky v daných měsících. Velikost raků je udávána v milimetrech jako délka hlavohruď označená na vertikální ose. Úseky jsou rozděleny po 50 metrech a jsou vyznačeny na horizontální ose. Pro grafické znázornění je vybrán krabicový graf.

Jak je patrné z grafu, v dubnu se medián pohybuje téměř na všech úsecích kolem 30 mm. Výjimkou je pouze úsek 100-150 m, kde dosáhly hodnoty lehce nad 20 mm. V květnu jsou již mediány různé, avšak významně se neliší. Nejvyšší medián je možné vidět na posledním úseku (38 mm). V červnu jsou v mediánech minimální odchylky a nejvyšší hodnota mediánu je opět na posledním úseku (30 mm). V červenci je možné vidět drobné odchylky v mediánech a to na úsecích 100-150, 150-200 a 250-300 m. Medián je na těchto úsecích poprvé pod hodnotu 20 mm na více než jednom úseku. V srpnu se mediány oproti předchozím měsícům obecně snížily a na většině úseků jsou pod hodnotou 20 mm. Výrazně viditelnou výjimkou je pouze poslední úsek, kde je medián pod hranicí 40 mm. V září je situace podobná jako v srpnu, avšak i na posledním úseku je medián pod 20 mm. V říjnu již žádný medián nepřesahuje hodnotu 20 mm. V listopadu jsou mediány i hranice kvartilů různé z důvodu nižšího počtu odlovených raků.

Nicméně v rámci výše popsaných parametrů nebyly zjištěny statisticky významné rozdíly mezi jednotlivými úseky ani v jednom z provedených odlovů.



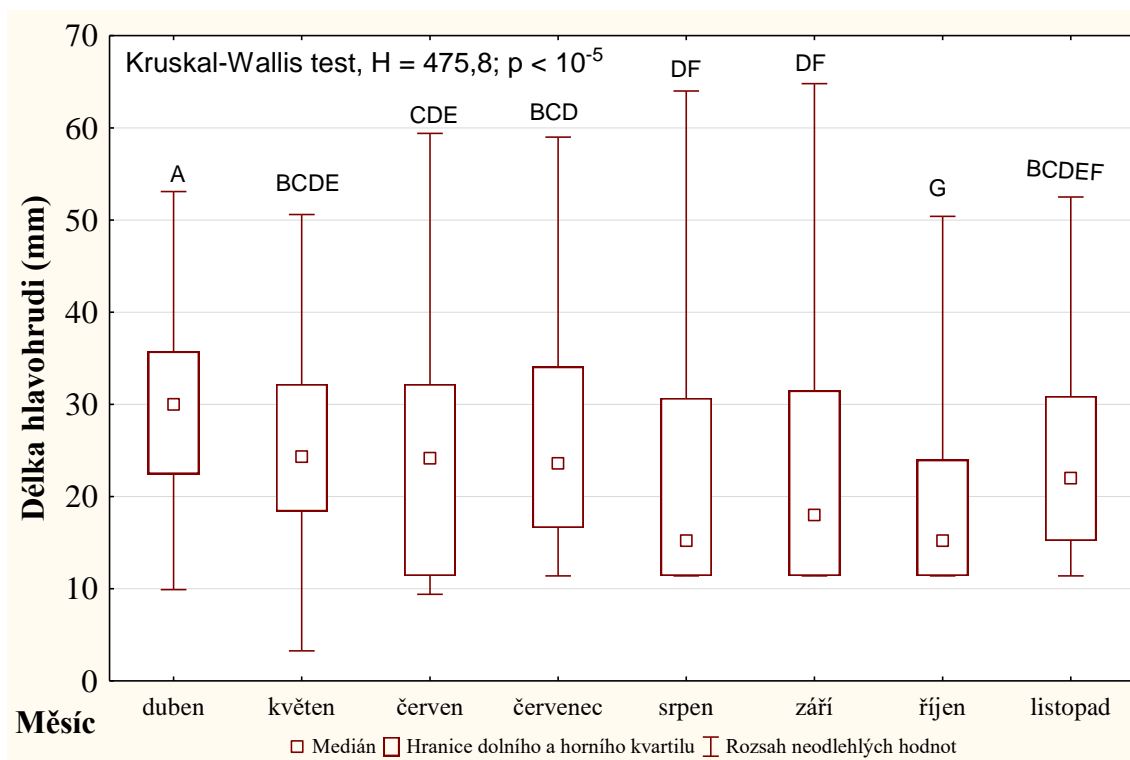
Graf č. 2: Porovnávání velikosti raků signálních ulovených v jednotlivých sledovaných úsecích na Křesánovském potoce při jednotlivých odlovech v období od dubna do listopadu 2019. Graf uvádí medián délky hlavohruďi raků, hranice dolního a horního kvartilu (25-75 %) a rozsah hodnot (min-max) velikosti raků pro jednotlivé úseky v daných měsících.

#### 4.4. Porovnávání velikosti odlovených raků mezi jednotlivými měsíci

V následujícím grafu (Graf č. 3) jsou uvedeny velikosti raků v jednotlivých měsících. Velikost raků je udávána jako délka hlavohruď v milimetrech. Pro porovnávání je opět vybrán krabicový graf.

Hodnoty zjištěné v jednotlivých měsících odlovů se mezi sebou statisticky významně liší ( $H = 475,8$ ;  $p < 10^{-5}$ ), jak uvádí graf níže. Nejvyšší medián je možné pozorovat hned v dubnu, kdy má hodnotu 30 mm. Naopak nejnižší medián je možné pozorovat v srpnu a říjnu, kdy dosahuje hodnoty pouze 15 mm. Hranice dolního i horního kvartilu jsou nejvyšší také v dubnu. Nejnižší hranice dolního i horního kvartilu je možné pozorovat v říjnu. Nejnižší rozsah hodnot je možné pozorovat také v říjnu, kdy se pohybuje od 11 do 50 mm. Nejvyšší rozsah hodnot je možné vidět v září. Pohybuje se od 11 do 65 mm.

Při porovnávání měsíců chronologicky můžeme vyčíst toto. V dubnu jsou medián i hranice obou kvartilů nejvyšší. Rozsah hodnot se pohybuje od 10 do 53 mm. V květnu se medián snižuje na 24 mm a zároveň se snižují i hranice obou kvartilů. Rozsah hodnot se pohybuje v rozmezí 3-50 mm. V červnu zůstává medián přibližně stejný. Stejně tak zůstává stejná i hranice horního kvartilu. U hranice dolního kvartilu je možné vidět pokles. Rozsah hodnot se pohybuje od 10 do 60 mm. V červenci je medián stále stejný. Hranice dolního i horního kvartilu vzrostly. Rozsah hodnot se pohybuje od 11 do 59 mm. V srpnu medián výrazně klesá na hodnotu 15 mm. Stejně tak klesají i hranice obou kvartilů. Rozsah hodnot se pohybuje od 11 do 64 mm. V září medián mírně vzrůstá na hodnotu 18 mm. Hranice kvartilů jsou přibližně stejné jako předchozí měsíc. Rozsah hodnot se pohybuje od 11 do 65 mm. V říjnu medián opět klesá na hodnotu 15 mm. Hranice dolního i horního kvartilu jsou v tento měsíc nejnižší. Rozsah hodnot se pohybuje od 11 do 50 mm. V listopadu medián opět vzrůstá na hodnotu 22 mm. Hranice dolního i horního kvartilu také vzrůstají. Rozsah hodnot se pohybuje od 11 do 52 mm.



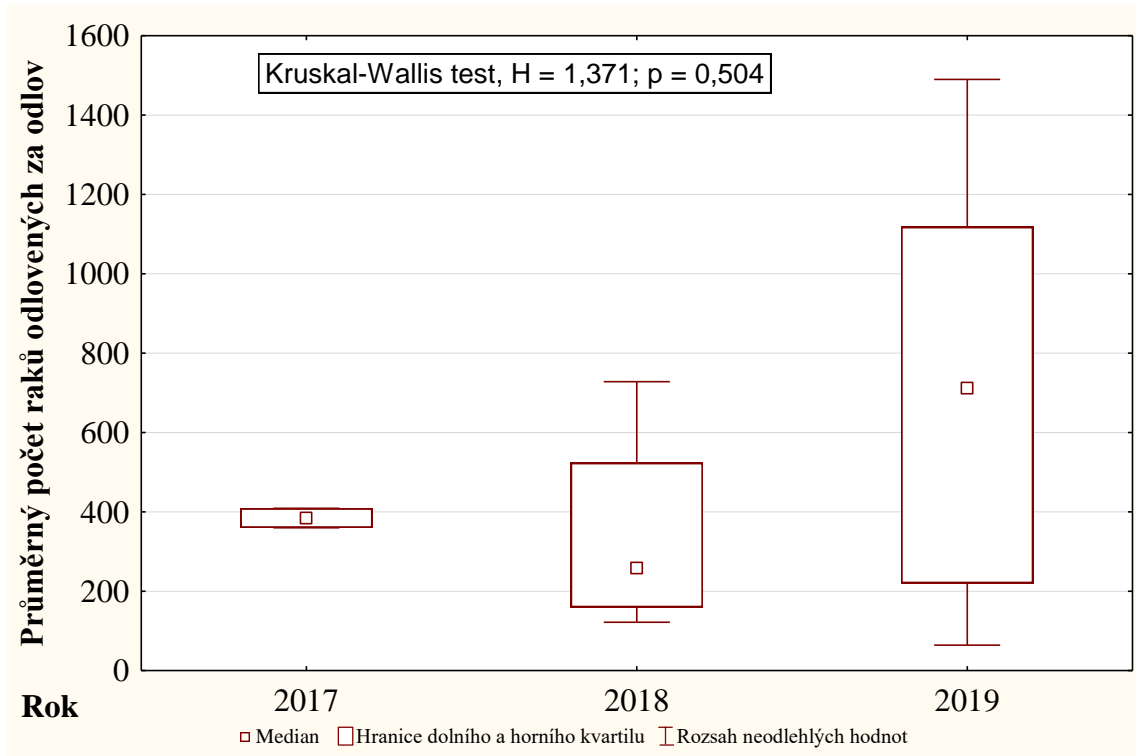
Graf č. 3: Porovnávání velikosti raků signálních ulovených na Křesánovském potoce při jednotlivých odlovech v období od dubna do listopadu 2019. Graf uvádí medián délky hlavohrudi raků, hranice dolního a horního kvartilu (25-75 %) a rozsah hodnot (min-max) velikosti raků pro jednotlivé úseky v daných měsících. Statisticky významné rozdíly jsou označeny různými indexy u jednotlivých grafů.

#### 4.5. Porovnávání průměrného počtu raků odlovených za odlov mezi roky 2017-2019

V následujícím grafu (Graf č. 4) jsou uvedeny střední hodnoty počtu raků odlovených při odlovech v roce 2017, 2018 a 2019. V roce 2017 proběhl odlov ve 4 termínech (6., 13. září a 11., 18. října) stejně jako v roce 2018 (5. dubna, 7. května, 12. června a 25. října). V roce 2019 proběhl odlov v 8 termínech (12. dubna, 17. května, 13. června, 12. července, 19. srpna, 13. září, 11. října a 20. listopadu).

Jak je možné vyčíst z grafu, v roce 2017 je medián odlovených raků 385 kusů. Hranice dolního kvartilu je 360 kusů a hranice horního kvartilu je 409 kusů. V tomto rozmezí se pohybuje i rozsah hodnot. V roce 2018 medián klesá na 258 kusů. Hranice dolního kvartilu je 160 kusů a hranice horního kvartilu je 524 kusů. Rozsah hodnot je od 122 do 728 kusů. V roce 2019 medián prudce vzrůstá na 712 kusů. Hranice dolního kvartilu vzrostla na 220 kusů a hranice horního kvartilu na 1 119 kusů. Rozsah hodnot je

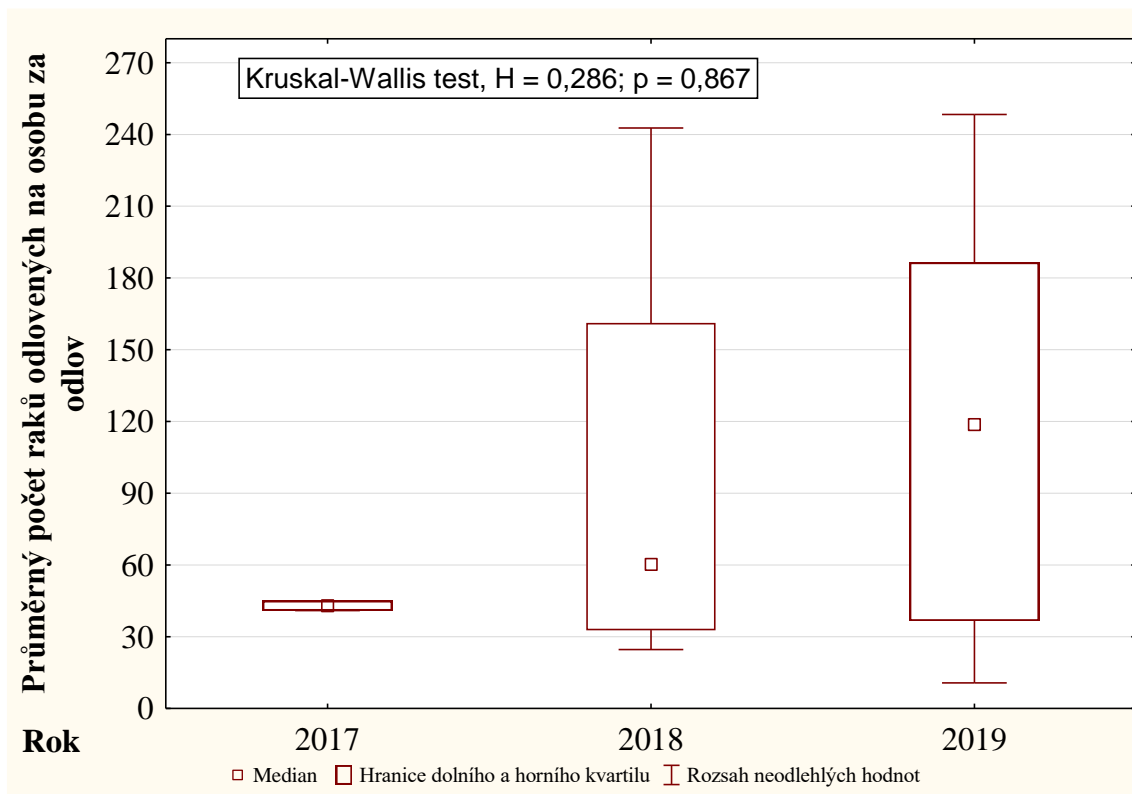
v rozmezí 64-1 490 kusů. Přesto, že je počet raků ulovených v roce 2019 viditelně vyšší, tento rozdíl není statisticky významně rozdílný.



Graf č. 4: Porovnávání počtu raků signálních ulovených na Křesánovském potoce při odlovech v letech 2017, 2018 a 2019. Graf uvádí medián počtu ulovených raků, hranice dolního a horního kvartilu (25-75 %) a rozsah hodnot (min-max) v daných letech.

V následujícím grafu (Graf č. 5) jsou uvedeny střední hodnoty počtu raků odlovených v přepočtu na osobu lovce a odlov v jednotlivých letech 2017, 2018 a 2019. V tomto případě je medián v roce 2017 v počtu 43 kusů. Hranice dolního kvartilu je 41 kusů a hranice horního kvartilu je 45 kusů. Rozsah hodnot se taktéž pohybuje v tomto rozmezí. V roce 2018 medián vzrůstá na 60 kusů. Hranice dolního kvartilu je 33 kusů a hranice horního kvartilu je 161 kusů. Rozsah hodnot se pohybuje v tomto roce od 25 do 243 kusů. V roce 2019 medián prudce vzrůstá na 119 kusů. Hranice dolního kvartilu je 37 kusů a hranice horního kvartilu je 186 kusů. Rozsah hodnot se pohybuje od 10 do 252 kusů. Množství ulovených raků signálních při jednotlivých odlovech a přepočtených na 1 osobu lovce se mezi sledovanými roky statisticky významně neliší.





Graf č. 5: Porovnávání počtu raků signálních ulovených na Křesánovském potoce při odlovech v letech 2017, 2018 a 2019 a přepočtených na osobu 1 lovce. Graf uvádí medián počtu ulovených raků na lovce a odlov, hranice dolního a horního kvartilu (25-75 %) a rozsah hodnot (min-max) v daných letech.

## 5. Diskuze

Nepůvodní druhy raků přinášejí mnoho nepříznivých důsledků pro celý ekosystém, jak již bylo rozvedeno v předchozích kapitolách. Jedním z těchto nepůvodních druhů raků je rak signální. Záměrem této práce tedy bylo zjistit, zda je možné tento druh nepůvodního raka eradikovat nebo alespoň značně snížit jeho počty na lokalitě a pomoci tak původnímu raku říčnímu jednou z nejméně invazivních metod a tou je odlov raků do ruky, případně sítě. Křesánovský potok je malý tok a z toho důvodu dává smysl, že by tato metoda zde mohla být úspěšná a že se při kontinuálním odlovu povede většinu raků signálních odstranit a pomůže se tak raku říčnímu. Otázkou je však úspěšnost eradikací nepůvodních druhů obecně, natož odlovem raků do ruky, byť v tak omezeném prostoru.

Genovesi (2011) uvádí, že při provedení více než 1 000 pokusů o eradikaci na různých místech po celém světě se úspěšně podařilo eradikovat nepůvodní druh raka v 86 % případů. Navíc metody, které se dají pro tyto účely využít, jsou stále zdokonalovány. Zmíněná procentuální úspěšnost se tedy zdá být velmi vysoká a snaha o eradikaci tedy může mít smysl a ve většině případů se tato snaha také setkává s úspěchem.

Ovšem metod používaných pro eradikaci nepůvodních druhů raků je mnoho a často jsou poměrně radikální. V našem případě jsme se pokoušeli pouze o odlov raků do ruky (sítě). Největší úspěšnost má eradikace raků neselektivním biocidem, tj. vytrávení lokality (Peay a kol., 2009). Tato metoda pro svou vysokou účinnost značně zvyšuje celkovou procentuální úspěšnost eradikací. Peay a kol. (2019) uvádí, že v řadě případů byla úspěšnost této metody až 100 % a rak signální se po monitoringu v dalších letech v tocích s použitím biocidu již neobjevoval. Avšak totální vytrávení toků je metoda velmi nebezpečná pro celý ekosystém (Peay, 2001) a z toho důvodu nebyla a není v případě České Republiky použitelná. Navíc může způsobit dlouhodobou kontaminaci lokality (Peay a kol., 2019).

Dosud nikdo nepublikoval konkrétní výsledky o úspěšnosti odlovu nepůvodních druhů raků signálních metodou odlovu raků do ruky (sítě). Metodu odlovu do vrší, tedy metodu nejbližší té naší, vyzkoušeli Wright a Williams (2000). Tito autoři použili pro odlov raků vrše s velikostí 50 x 20 cm a jako návnadu používali kousky malých ryb. Odlovný úsek byl 250 m dlouhý. Pokus probíhal na řece Stour ve Velké Británii. Pro odlov bylo použito 12 párů pastí. Odlov probíhal v roce 1997 od září do prosince, v roce

1998 od června do prosince, v roce 1999 po celý rok a v roce 2000 od ledna do května. Vrše byly každý týden pravidelně kontrolovány. V roce 1997 bylo těmito autory odchyceno celkem 68 raků. V roce 1998 bylo odchyceno celkem 794 raků. Následující rok to bylo již 2 028 raků a v roce 2000 to bylo dalších 201 raků. Za celé období odlovu (28 měsíců) bylo tedy z daného úseku odloveno celkem 3 091 raků na 200 m toku. Tito autoři ve své práci poznamenali, že počet odlovených raků byl ovlivněn mnoha faktory. Navíc odlov raků do vrší byl selektivní, neboť nebyl schopen odchytit jedince s délkou hlavohrudi pod 18 mm. Nicméně jejich pokus dokázal, že odlov raků do vrší nedokáže raka signálního z toku eradikovat, neboť se počet odlovených raků v jednotlivých letech výrazně nesnižoval. Zároveň tito autoři v závěru poukazují na tři důležité věci, které je potřeba si při odlovu uvědomit. Největší počet raků lze odchytit od srpna do října vzhledem k jejich největší potravní a následně reprodukční aktivitě v těchto měsících (Reynolds, 2002). V zimním období naopak dochází k výrazné redukci počtu odlovených jedinců raka signálního a aktivita narůstá opět až s vyšší teplotou vody. Největší počet samců je možné odlovit na podzim a největší množství samic naopak v létě. Tato metoda se zdá být našemu pokusu nejbližší. Jak to tedy ale je s odlovem raků do ruky?

Odlov raků do ruky je bezpečná metoda pro ekosystém a jedná se o velmi levnou metodu odlovu. V případě odlovu na malém toku se tedy zdá být nejpříjemnější metodou (Gherardi a kol., 2011). Odlov touto metodou však má úspěšnost značně nižší, zejména ve větších tocích a nádržích (Peay a kol., 2009). V případě našeho pokusu o eradikaci raka signálního na Křesánovském potoce počet raků od dubna, kdy se s eradikací začalo, postupně stoupal až do srpna. Eradikace se tedy jevila jako neúspěšná. Neustále se zvyšující počty odlovených raků vyvolávaly dojem, že eradikace naopak podporuje raky uvolňováním prostoru pro mladší jedince k vyšší intenzitě pohybu. Zlom však nastal v dalších měsících, kdy se začal počet raků postupně snižovat. V listopadu, který byl posledním měsícem odlovu, byl dokonce počet odlovených raků již pouze v počtu 64 kusů, což je v porovnání se Srpnem (1510 kusů) zanedbatelné množství. Naopak při odlovu do vrší, který provedl Wright a Williams (2000), se podařilo největší množství raků odlovit na podzim. Tento výsledek vede k dojmu, že se eradikace opravdu povedla a výskyt raka signálního byl v malém toku značně zredukován, i když se nepovedlo odstranit všechny jedince.

To ovšem nemusí být pravda a pravděpodobně ani není. Je potřeba si uvědomit, že aktivita raků je ve vysoké míře ovlivněna teplotou vody a délkou světelného dne. Se vzrůstající teplotou aktivita roste a s klesající teplotou aktivita naopak klesá (Kozák a kol., 2014). Teplota i délka světelného dne je v průběhu celého roku v různých měsících odlišná a tím může být ovlivněn i počet odlovených raků. Což tedy znamená, že snižující se počet odlovených raků v průběhu podzimu nemusel být vůbec způsoben vysokou úspěšností odlovu, ale spíše souvisel se snižující se aktivitou raků a jejich stažení do hlubokých nor pod břehy. Dalším důvodem pro snížení úlovku je dokončené páření raků a naklazení vajíček samicemi, po kterém se výrazně snižuje aktivita nejen samic, které se po dobu inkubace vajíček ukrývají, ale i samců (Reynolds, 2002; Buřič a kol., 2009b).

V létě je aktivita raků vysoká především v nočních hodinách, kdy si raci začínají shánět potravu a vylézají z úkrytů (Hamrin, 1987; Westin a Gydemo, 1988). Během denních hodin jsou raci spíše v úkrytech (Westman, 1973). Na podzim, obvykle od září do listopadu (v závislosti na teplotě vody) začíná také období páření, kdy raci mají aktivitu vyšší nejen v noci, ale také přes den (Kozák a kol., 2014). Rak signální vykazuje cirkadiánní rytmus, ale doba trvání aktivity souvisí s délkou tmavé periody (Flint, 1977). Tento druh je rovněž aktivní především v noci (Kozák a kol., 2014) a nejvyšší aktivitu vykazuje rak signální především v létě (Bubb a kol., 2004). A právě to může být důvodem, proč se v létě povedlo odlovit největší počet raků. V rámci odlovů jsme ovšem sledovali i vysokou denní aktivitu raků, kdy se velké množství raků volně pohybovalo korytem, zejména právě v letních měsících. Pokud nás ale zajímá úspěšnost použité eradikační metody, je vhodné provést odlov několik let po sobě a výsledky porovnat vždy ve stejný měsíc v každém roce. V našem případě je možné porovnat rok 2019 a roky 2017 a 2018, kdy na lokalitě rovněž probíhaly odlovy.

V letech 2017 a 2018 však odlovy probíhaly jen několikrát během sezóny a ne pravidelně jako v roce 2019. Celkový roční úlovek byl proto výrazně nižší. Nicméně rozdíly v počtech odlovených raků byly poměrně markantní. Porovnáme-li odlov, který proběhl 13. srpna 2017 a 13. srpna 2019, dostaneme se na úplně jiná čísla. V roce 2017 bylo odloveno v tomto termínu celkem 166 raků signálních na 300 metrech toku. Pár dní před tímto odlovem (6. srpna) se odchytlo 194 raků na stejném úseku. V roce 2019 to bylo v termínu 13. srpna již 1510 raků na 450 metrech toku v jeden den. Nutno dodat, že odlov proběhl při stejné velikosti skupin. Stejný rozdíl byl vidět v říjnu. V termínu 11.

října 2017 se odlovilo 199 raků. O 7 dní později se odlovilo 210 raků. V termínu 11. října 2019 se v průběhu jednoho dne odlovilo 681 raků. Opět při stejné velikosti skupin. Rok 2018 již přinesl rozdíly oproti roku 2019 o něco menší. V termínu 5. dubna 2018 odchytila skupina 3 odborných pracovníků 122 kusů raků na 300 metrech toku. V roce 2019 (12. dubna) odchytila skupina 6 lidí 196 raků na 450 metrů toku. V termínu 7. května 2018 skupina 3 odborných pracovníků odlovila 319 raků na 300 metrech toku, zatímco 17. května 2019 odlovila skupina 6 lidí pouze 244 raků na 450 metrech toku. V termínu 12. června 2018 odlovila skupina odborných pracovníků na 300 metrech toku 728 raků. V termínu 13. června 2019 odlovila větší skupina 6 lidí 734 raků na 450 metrech toku. V termínu 25. října 2018 odlovila skupina 3 odborných pracovníků 197 raků na 300 metrech toku. Oproti tomu 11. října 2019 odlovila skupina 6 lidí 681 raků na 450 metrech toku.

Jelikož odlov neprobíhal v roce 2017 a 2018 v pravidelných termínech jako v roce 2019, počty odlovených raků se těžko porovnávají. Pokud bychom chtěli větší vypovídající hodnotu mezi jednotlivými roky, museli bychom odlov provést každý měsíc v přibližně stejnou dobu na stejném úseku. To je ale časově velmi náročné a nejspíše by to stejně postrádalo smysl. Případně to může být námětem pro další práce. Na první pohled však podle výsledků můžeme vidět, že se meziroční počet raků na dané lokalitě nesnižuje, naopak narůstá, což lze ve výsledcích vidět i v případě převedení přepočtu odlovených raků za odlov na 1 lovce. Avšak počet odlovených raků koresponduje i s počasím či zkušeností lovců (Kozák a kol., 2007).

Podíváme-li se na velikost odlovených raků napříč jednotlivými měsíci, můžeme ve výsledkové části vidět, že se nám medián délky hlavohrudi od dubna do srpna postupně snížil z 30 až na 15 mm. Tato čísla ukazují, že se nám velikost odlovovaných raků snižovala. To ovšem není způsobeno tím, že bychom vychytali velké raky z toku. Je to způsobeno především tím, že po líhnutí a osamostatnění ráčat dochází k jejich odchytu. K líhnutí ráčat dochází u raka signálního většinou v průběhu dubna-června podle teploty vody (Kozák a kol., 2009). Ráčata poté procházejí vývojovými stádii u matky, kdy se při druhém vývojovém stádiu začínají osamostatňovat a při třetím stádiu jsou již raci plně samostatní (Kozák a kol., 2014). Z tohoto důvodu jsme tedy až do srpna chytali stále větší množství malých velikostí raků. Od srpna do listopadu se nám potom medián opět zvyšuje s výjimkou října, kdy je nepatrně nižší než v září. V listopadu tím, jak juvenilní raci rostli,

je medián délky hlavohrudi zase o něco vyšší a to 22 mm. Pokud se však podíváme na velikost odlovených raků napříč jednotlivými úseky, zjistíme, že se velikost odlovených raků v jednotlivých úsecích příliš neměnila. Respektive žádný z úseků nevykazuje statisticky významný rozdíl ani v jednom měsíci.

Největší počet odlovených raků vykazovaly prostřední úseky. To bylo způsobeno členitostí toku, která byla v těchto úsecích značně vyšší s velkým množstvím úkrytů pro raky. Podle Kozáka a kol. (2014) odpovídá množství odlovených raků množství úkrytů na daném úseku. Z našeho pozorování však můžeme říci, že raci signální často vyložené ze zvědavosti opouštějí své úkryty při zpozorování lovců (nebo spíše otřesů v toku) a často lovcům vycházeli vstříc.

Poměr pohlaví byl po celé období intenzivních odlovů přibližně v poměru 1:1. Rozdíly v poměru pohlaví byly jen minimální. Na jaře trochu výrazněji převažovaly samice, na podzim, především v listopadu, naopak samci. Tvrzení Wrighta a Williamse (2000), které tvrdilo, že na podzim lze odlovit větší množství samců se tedy potvrdilo. Zvýšené množství odlovených samic v létě se s výjimkou června potvrdilo také. Do jaké míry je to dílem náhody však odhadnout nelze. Zvýšený poměr odlovených samců na podzim může být již zmíněný efekt toho, že samice již nakladly vajíčka a ukryly se. Každopádně lze jednoznačně konstatovat, že intenzivní odlov nezpříčinil změnu v poměru pohlaví raků žijících v tomto toku. Každý měsíc se většinou situace lehce měnila ve prospěch jiného pohlaví, výrazné rozdíly však nebyly.

Několikrát již byla zmíněná i zvýšená agresivita nepůvodních raků, kterou popisuje mnoho autorů (Kozák a kol., 2014; Peay a kol., 2019; Štambergová a kol., 2009). Kromě měsíce října dosáhl počet poraněných raků vždy hranice vyšší než 10 %. V měsíci květnu to bylo dokonce 22,5 %. To jednoznačně svědčí nejen o vysoké agresivitě raků signálních, ale i o jejich vnitrodruhové konkurenci, kterou popisuje také Štambergová a kol. (2009). V průběhu odlovů se nám také povedlo odlovit několik kusů raků říčních v horních úsecích. Všichni tyto raci byli bez klepet, o které přišli pravděpodobně v důsledku obrany před rakem signálním a dále se již nemohli ani bránit dalšímu nebezpečí a také tím měli ztížené vyhledávání potravy nebo udržení vhodného úkrytu. Tohle i všechny ostatní negativní vlivy ukazují na potřebnou záchranu původních druhů raků a nutnost eradikace nepůvodních druhů. Má ale smysl provádět odlov raků do ruky (sít'ky)?

Odpovědí na to, zda má eradikace odlovem raků do ruky (síťky) smysl, by tato odpověď zněla pravděpodobně ne. Můžeme si tedy vše ještě krátce shrnout. Ačkoliv jsme se raky signální pokoušeli pravidelně odlovovat a výsledky se po vysokém počtu odlovených raků v létě zdály pozitivní s klesajícími počty odlovených raků na podzim, vše pravděpodobně zapříčinila pouze snížená aktivita raků. Rovněž se nám pravděpodobně nepovedlo narušit ani věkovou strukturu raků, jelikož snižující se velikosti odlovených raků byly zapříčiněny líhnutím raků na jaře. Poměr pohlaví rovněž nebyl nijak výrazně pozměněn a už vůbec se nepovedlo odlovit všechny jedince raka signálního, což dokázalo i porovnání odlovů mezi roky 2017-2019. Dokonce se ani nepovedlo výrazně zredukovat počet jedinců raka signálního, jelikož snižující se počet odlovených raků odpovídal aktivitě a počasí. Od roku 2017 nedošlo ani k žádnému výraznému meziročnímu snížení počtu odlovených raků. Lepší výsledky bychom možná dostali v případě, kdybychom po celé 3 roky prováděli každý měsíc kontinuální odlov pokaždé pravidelně ve stejnou dobu se stejnou odlovovací četou. Vzhledem k našim výsledkům k tomu pravděpodobně dojde během roku 2020. Ovšem celková úspěšnost eradikací je značně vysoká a proto by mohlo mít smysl použít jinou metodu. Ovšem je důležité vždy vzít v potaz dopad na ekosystém, velikost toku, stupeň invaze nepůvodních druhů raků a výskyt původních druhů raků a v každém případě nezanedbávat prevenci a nepůvodní druhy (nejen) raků do našich vod nevypouštět (Peay a kol., 2019).

## 6. Závěr

Cílem této práce bylo zjistit možnost využití metody odlovu raků do ruky nebo síťky k eradikaci raka signálního v malém toku. Rak signální je nebezpečným druhem raka původem ze Severní Ameriky a tento druh přináší pro celý ekosystém mnohá nebezpečí a proto by se mělo udělat vše pro to, aby se počet raků signálních v našich tocích snižoval. Nicméně výsledky této práce dokazují, že touto metodou raka signálního eradikovat prakticky nelze. Podobnou úspěšnost by pravděpodobně mělo využití této metody u kteréhokoliv jiného nepůvodního druhu raka. Úspěšnost jiných metod však je značně vyšší a proto by mohla být využita k eradikaci nepůvodního druhu raka jiná metoda. Při výběru těchto metod ovšem musíme brát v potaz negativní dopady a vybírat takovou metodu, která by byla účinná a zároveň měla co nejmenší negativní dopad na ekosystém. Pro tuto práci byly stanoveny tři základní hypotézy, na které můžeme odpovědět takto:

### **1/ Intenzivním odlovem nebude možné odlovit všechny jedince raka signálního.**

Tato hypotéza se nám potvrdila. Intenzivním odlovem se opravdu všechny jedince raka signálního odlovit nepovedlo. Počet odlovovaných raků se od roku 2017 do roku 2019 spíše naopak zvyšoval. V rámci odlovů, které probíhaly v roce 2019 od dubna do listopadu, se po rapidně zvyšujících počtech odlovených raků v létě sice počet raků odlovených v listopadu podstatně snížil na pouhých 64 kusů, nicméně lze tento nízký počet přisuzovat snížené aktivitě raků na podzim. Intenzivním odlovem raků do ruky nebo síťky tedy odlovit všechny jedince raka signálního nelze.

### **2/ Intenzivním odlovem výrazně změníme strukturu dané populace raka signálního (poměr různých velikostních skupin raků, poměr pohlaví).**

Tato hypotéza není pravdivá. Poměr různých velikostních skupin raků se sice průběžně měnil, avšak zvýšený poměr juvenilů v létě (až 60,1 %) lze spíše přidružit vyššímu počtu nové generace raků. V listopadu se opět poměr juvenilů snížil (37,5 %). Poměr pohlaví byl po celé období přibližně v poměru 1:1. Struktura populace raka signálního intenzivním odlovem tedy nijak výrazně ovlivněna nebyla.



**3/ Intenzivním odlovem výrazně zredukujeme populaci raka signálního, což pomůže populaci raka říčního výše proti proudu.**

Tato hypotéza zdá se rovněž není platná. K meziročnímu snížení počtu odlovených raků signálních nedošlo. Naopak se počet odlovených raků ještě zvýšil. V rámci roku 2019 nejdříve docházelo ke zvýšení počtu odlovovaných raků a následnému snížení, avšak to bylo důsledkem podzimního ochlazování a snižující se aktivity raků, nikoliv úspěšností eradikace. Rak signální bude tedy v tomto toku dále vytlačovat a decimovat populace raka říčního, který už má v Křesánovském potoce jen několik málo zástupců.

## 7. Použitá literatura

- Abrahamsson, S.A.A.**, 1971. Density, growth and reproduction in populations of *Astacus astacus* Linné. *Oikos* 17: 96-107 s.
- Alderman, D.J., Poldglase, J.L., Frayling, M.**, 1987. *Aphanomyces astaci* pathogenic under laboratory and field conditions. *Journal of Fish Diseases* 10: 385-393 s.
- Aquiloni, L., Becciolini, A., Berti, R., Porciani, S., Trunfio, C., Gherardi, F.**, 2009. Managing invasive crayfish: use of X-ray sterilisation of males. *Freshwater Biology* 54 (7): 1510-1519 s.
- Aquiloni, L., Brusconi, S., Cecchinelli, E., Tricarico, E., Mazza, G., Paglianti, A., Gherardi, F.**, 2010. Biological control of invasive populations of crayfish: the European eel (*Anguilla anguilla*) as a predator of *Procambarus clarkii*. *Biological Invasions* 12 (11): 3817-3824 s.
- Aquiloni, L., Gherardi, F.**, 2010. The use of sex pheromones for the control of invasive populations of the crayfish *Procambarus clarkii*: a field study. *Hydrobiologia* 649 (1): 249-254 s.
- Blumenshine, S.C., Lodge, D. M., Hodgson, J.R.**, 2000. Gradient of fish predation alters body size distributions of lake benthos. *Ecology* 81: 374-386 s.
- Bohman, P., Degerman, E., Edsman, L., Sers, B.**, 2011. Exponential increase of signal crayfish in running waters in Sweden - due to illegal introductions? *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 401: 23 s.
- 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 & Management of Aquatic Ecosystems* 418: 13 s.
- Bubb, D.H., Lucas, M.C., Thom, T.J.**, 2002. Winter movements and activity of signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) in an upland river, determined by radio telemetry. *Hydrobiologia* 483: 111-119 s.
- Bubb, D.H., Thom, T.J., Lucas, M.C.**, 2006. Movement, dispersal and refuge use of co-occurring introduced and native crayfish. *Freshwater Biology* 51: 1359-1368 s.
- Bubb, D.H., Thom, T.J., Lucas, M.C.**, 2004. Movement patterns of the invasive signal crayfish *Pacifastacus leniusculus* in upland rivers. *Freshwater Biology* 49: 357-368 s.

- Buřič, M., Haubrock, P.J., Veselý, L., Fořt, M., Kozák, P., Kouba, A., 2020.** Effective investments due to seasonal morphological changes? Reasons and consequences of allometric growth in adult signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) (Dana 1852). *Zoology* (in press).
- Buřič, M., Hulák, M., Kouba, A., Petrusek, A., Kozák, P., 2011.** A successful crayfish invader is capable of facultative parthenogenesis: a novel reproductive mode in decapod crustaceans. *PLoS one*, 6 (5), e20281.
- Buřič, M., Kouba, A., Kozák, P., 2009b.** Spring mating period in *Orconectes limosus*: The reason for movement! *Aquatic Sciences-Research Across Boundaries* 71 (4): 473-477 s.
- Buřič, M., Kozák, P., Kouba, A., 2009a.** Movement patterns and ranging behaviour of the invasive spiny-cheek crayfish in a small reservoir tributary. *Fundamental and Applied Limnology/ Archiv für Hydrobiologie* 174: 329-337 s.
- Cavalier-Smith, T., Chao, E.E.Y., 2006.** Phylogeny and Megasytematics of Phagotrophic Heterokonts (Kingdom Chromista). *Journal of Molecular Evolution* 62: 388-420 s.
- Cerenius, L., Söderhäll, K., Persson, M., Axajon, R., 1988.** The crayfish plague fungus (*Aphanomyces astaci*) diagnosis, isolation, and pathology. *Freshwater Crayfish* 7: 131-144 s.
- Corkum, L.D., Cronin, D.J., 2004.** Habitat complexity reduces aggression and enhances consumption in crayfish. *Journal of Ethology* 22 (1): 23-27 s.
- 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 (6): 611-621 s.
- Dehus, P., Phillipson, S., Bohl, E., Oudtmann, B., Keller, M., Lechleiter, S., 1999.** German conservation strategies for native crayfish species with regard to alien species. In: Gherardi, F., Holdich, D.M. (Eds), *Crayfish in Europe as Alien Species. How to Make the Best of a Bad Situation?*: 149-159 s.
- Dorn, N.J., Wojdak, J.M., 2004.** The role of omnivorous crayfish in littoral communities. *Oecologia* 140: 150-159 s.
- Dunn, J.C., McClymont, E.H., Christmas, M., Dunn, A.M., 2009.** Competition and parasitism in the native White Clawed Crayfish (*Austropotamobius pallipes*) and the invasive Signal Crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) in the UK. *Biological Invasions* 11: 315-324 s.
- Dyk, V., 1953.** Hospodářská hodnota raka říčního a bahenního. *Sborník Československé akademie zemědělských věd (řada B) XXVI* (1-2): 143-148 s.

- Edsman, L., Füreder, L., Gherardi, F., Souty-Grosset, C.**, 2010. *Astacus astacus*. In: IUCN 2010. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2. Publ. Internet. <http://www.iucnredlist.org> [accessed February 2013].
- FAO**, 2011a. Fisheries and Aquaculture Information and Statistics Service - 04/07/2011. <http://www.fao.org/fishery/statistics/global-aquaculture-production/query/en>.
- FAO**, 2011b. Fisheries and Aquaculture Information and Statistics Service - 04/07/2011. <http://www.fao.org/fishery/statistics/global-capture-production/query/en>.
- Fischer, D., Vlach, P., Svobodová, J., Kozubíková, E.**, 2009. Strategie ochrany autochtonních druhů raků v České republice. Konceptní materiál, MŽP, Praha, 58 s.
- Flint, R.W.**, 1975. Growth in a population of the crayfish *Pacifastacus leniusculus* from subalpine lacustrine environment. Journal of the Fisheries Reserch Board of Canada 32: 2433-2440 s.
- Flint, R.W.**, 1977. Seasonal activity, migration and distribution of the crayfish, *Pacifastacus leniusculus*, in Lake Tahoe. The American Midland Naturalist 97: 280-292 s.
- Füreder, L., Reynolds, J.D.**, 2003. Is *Austropotamobius pallipes* a good bioindicator? Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture: 157-371 s.
- Gamradt, S., Kats, L.B., Anzalone, C.G.**, 1997. Aggression by non-native crayfish deters breeding in California newts. Conservation Biology 11 (3): 793-796 s.
- Genovesi, P.**, 2011. Are we turning the tide? Eradication in times of crisis: how the global community is responding to biological invasions, 1–8 s. In: Veitch C.R. et al., Eds. Island invasives: eradication and management. Gland, Switzerland: IUCN: 1-8 s.
- Gherardi, F., Aquiloni, L., Diéguez-Uribeondo, J., Tricarico, E.**, 2011. Managing invasive crayfish: is there a hope? Aquatic Sciences 73 (2): 185-200 s.
- Gherardi, F.**, 2007b. Biological invasions in inland waters an overview. In: Gherardi, F. (Ed.), Biological invaders in inland waters: profiles, distribution, and threats, Springer, Dordrecht, The Netherlands, 3-26 s.
- Goldman, C.R.**, 1973. Ecology and physiology of the California crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) (Dana) in relation to its suitability for introduction into European waters. Freshwater Crayfish 1: 105-120 s.
- Guan, R.Z.**, 1994. Burrowing behaviour of signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) (Dana), in the River Great Ouse, England, Freshwater Forum 4: 155-168 s.

- Hamrin, S.**, 1987. Seasonal crayfish activity as influenced by fluctuating water levels and presence of fish predators. *Holarctic Ecology* 10: 45-51 s.
- Henttonen, P., Huner, J.V.**, 1999. The introduction of alien species of crayfish in Europe: A historical introduction. - In: F. Gherardi, D.M. Holdich (eds.). *Crayfish in Europe as alien species. How to make the best of a bad situation?* Rotterdam, *Crustacean Issues* 11: 13-22 s.
- Hiruta, S.**, 1996. The presence of signal crayfish in Hokkaido, Japan, *Crayfish News* 19 (1): 12 s.
- Hobbs, H.H., Jass, J.P., Huner, J.V.**, 1989. A review of global crayfish introductions with particular emphasis on two North American species (*Decapoda, Cambaridae*). *Crustaceana* 56 (3): 299-316 s.
- Holdich, D., Black, J.**, 2007. The spiny-cheek crayfish (*Orconectes limosus*) (Rafinesque, 1817) (*Crustacea: Decapoda: Cambaridae*), digs into the UK. *Aquatic Invasions* 2 (1): 1-16 s.
- Holdich, D.M.**, 2002. *Biology of Freshwater Crayfish*. Blackwell Science Ltd.: 192-235 s.
- Holdich, D.M., Gydemo, R., Rogers, W.D.**, 1999. A review of possible methods for controlling nuisance populations of alien crayfish. In: *Crayfish in Europe as Alien Species. How to Make the Best of a Bad Situation?* (Eds F. Gherardi & D.M. Holdich),. A.A. Balkema, Rotterdam, The Netherlands: 245-270 s.
- 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. (Eds.), *Atlas of Crayfish in Europe*. Muséum national d'Histoire naturelle: 49-130 s.
- Holdich, D.M., Reynolds, J.D., Souty-Grosset, C., Sibley, P.J.**, 2009. A review of the ever increasing threat to European crayfish from non-indigenous crayfish species. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 11: 394-395 s.
- Holdich, D.M., Rogers, W.D.**, 1997. The white-clawed crayfish (*austropotamobius pallipes*) in Great Britain and Ireland with particular reference to its conservation in Great Britain. *Bulletin Francais de la Pêche et dela Pisciculture* 347: 597-616 s.
- Holzer, M.**, 1987. Akce Rak po roce. *Naší přírodou* 4: 74-75 s.
- Hossain, M. S., Patoka, J., Kouba, A., Buřič, M.**, 2018. Clonal crayfish as biological model: a review on *marbled crayfish*. *Biologia* 73 (9): 841-855 s.
- Chobot, K.**, 2006: Mapování raků v AOPK ČR. - *Ochrana přírody, Praha*, 61 (2): 57-59 s.

- 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 s.
- Jurcak, A. M., Lahman, S. E., Wofford, S. J., Moore, P. A.**, 2016. Behavior of Crayfish. In: *Biology and Ecology of Crayfish*. CRC Press: 117-131 s.
- Jussila, J., Mannonen, A.**, 2004. Crayfisheries in Finland a short overview, *Bulletin Francais de la Pêche et de la Pisciculture*: 263-373 s.
- Kanta, J.**, 2007. Porovnání postembryonálního vývoje původních a nepůvodních druhů raků. Diplomová práce. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, České budějovice, 104 s.
- Kerby, J.L., Riley, S.P.D., Kats, L.B., Wilson, P.**, 2005. Barriers and flow as limiting factors in the spread of an invasive crayfish (*Procambarus clarkii*) in southern California streams. *Biological Conservation* 126 (3): 402–409 s.
- Kirjavainen, J., Westman, K.**, 1995. Development of an introduced signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) (Dana) population in small Lake Karisjarvi in central Finland. *Freshwater Crayfish* 10: 140-150 s.
- Kouba, A.**, 2007. Porovnání embryonálního vývoje původních a nepůvodních druhů raků. Diplomová práce. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, České Budějovice, 82 s.
- Kouba, A., Buřič, M., Petrušek, A.**, 2013. Druhy raků v Evropě. In: Kozák, P. (Eds.), *Biologie a chov raků*. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, FROV, Vodňany, 75-152 s.
- Kozák, P., Buřič, M., Kouba, A.**, 2014. Reprodukce a životní cyklus. In: Kozák, P., (Ed.), *Biologie a chov raků*. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, FROV České Budějovice, 189-222 s.
- Kozák, P., Buřič, M., Polícar, T.**, 2007. Metodika lovu raků. Edice Metodik (technologická řada), VÚRH JU Vodňany 81: 24 s.
- Kozák, P., Polícar, T., Buřič, M., Kouba, A.**, 2009. Základní morfologické znaky k rozlišení raků v ČR (druhé přepracované vydání). Edice Metodik (technologická řada), FROV JU Vodňany 92: 27 s.
- Krieg, R., Zenker, A.**, 2015. Heimische Flusskrebse in Bedrängnis. *Wasser Energie Luft* 107: 219-224 s.
- Krupauer, V.**, 1968. Zlatý rak. Nakladatelství České Budějovice, České Budějovice, 109 s.
- Krupauer, V.**, 1982. Raci. Český rybářský svaz, Pardubice, 67 s.

- Kubínyiová, E.**, 2010. Rozšíření a ekologie raka kamenáče a raka říčního v povodí Zákolanského potoka. Univerzita Karlova v Praze. Diplomová práce, 15-19 s.
- Lewis, S.D.**, 2002. *Pacifastacus*. In: Holdich, D.M. Biology of Freshwater Crayfish. Blackwell Science Ltd.: 511-540 s.
- Light, T.**, 2005. Behaviour effects of invaders: alien crayfish and native sculpin in a California stream. *Biological Invasions* 7 (3): 353-367 s.
- Lohniský, K.**, 1984. Rozšíření raků ve východních Čechách a jeho změny v posledních desetiletích. *Zpravodaj Krajského muzea východních Čech* 2: 5-28 s.
- Lozan, 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* 2000 30 (1): 156-166 s.
- Lux, S.A., Vilardi, J.C., Liedo, P., Gaggi, K., Calcagno, G.E., Munyiri, F.N., Vera, M.T., Manso, F.**, 2002. Effects of irradiation on the courtship behaviour of medfly (*Diptera: Tephritidae*) mass reared for the sterile insect technique. *Florida Entomologist* 85: 102-112 s.
- Macisaac, H.J., Herborg, L.M., Muirhead, J.R.**, 2007. Modeling biological invasions of inland waters. In: Gherardi, F., (Ed.), *Biological invaders in inland waters: profiles, distribution, and threats*. Springer, Dordrecht, The Netherlands: 347-368 s.
- Martin, P., Kohlmann, K., Scholtz, G.**, 2007. The partenogenetic Marmorkrebs (*Marbled crayfish*) produces genetically uniform offspring. *Naturwissenschaften* 94: 843-846 s.
- Martin, P., Thonagel, S., Scholtz, G.**, 2016. The parthenogenetic Marmorkrebs (*Malacostraca: Decapoda: Cambaridae*) is a triploid organism. *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research* 54 (1): 13-21 s.
- McGriff, D.**, 1983. Growth, maturity, and fecundity of the crayfish, *Pacifastacus leniusculus*, from the Sacramento-San Joaquin Delta. *California Fish and Game* 69: 227-242 s.
- Momot, W.T.**, 1995. Redefining the role of crayfish in aquatic ecosystems. *Reviews in Fisheries Science* 3 (1): 33-63 s.
- Moorhouse, T.P., Macdonald, D.W.**, 2011. The effect of manual removal on movement distances in populations of signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*). *Freshwater Biology* 56 (11): 2370-2377 s.



- Müllerová, L.**, 2017. Reciproční predace mezi nepůvodními raky a lososovitými rybami, Kdo koho žere?. Diplomová práce. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, České Budějovice, 12-14 s.
- Musil, M., Buřič, M., Polícar, T., Kouba, A., Kozák, P.**, 2010. Comparison of day and night activity between noble (*Astacus astacus*) and spiny-cheek crayfish (*Orconectes limosus*). *Freshwater Crayfish* 17: 189-193 s.
- Nyström, P.**, 2002. Chapter 5. Ecology. In: *Biology of Freshwater Crayfish*. Holdich DM (ed.). Blackwell Science: 192-235 s.
- Nyström, P., Strand, J.A.**, 1996. Grazing by a native and an exotic crayfish on aquatic macrophytes. *Freshwater Biology* 36: 673-682 s.
- Nyström, P., Svensson, O., Lardner, B., Brönmark, C., Granéli, W.**, 2001. The influence of multiple introduced predators on a littoral pond community. *Ecology* 82 (4): 1023-1039 s.
- Olsson, K., Nyström, P., Stenroth, P., Nilsson, E., Svensson, M., Granéli, W.**, 2008. The influence of food quality and availability on trophic position, carbon signature, and growth rate of an omnivorous crayfish. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 65 (10): 2293-2304 s.
- Ovesný, J.**, FotoAparát – rádce fotografa [online]. Praha: Photohint. Vydáno 24. 9. 2009 [cit. 9.11. 2019]. Dostupné na: <https://www.fotoaparát.cz/fotogalerie/fotografie/302365/>.
- Pârvulescu, L., Pacioglu, O., Hamchevici, C.**, 2011. The assessment of the habitat and water quality requirements of the stone crayfish (*Austropotamobius torrentium*) and noble crayfish (*Astacus astacus*) species in the rivers from the Anina Mountains (SW Romania). *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 12: 401 s.
- Patoka, J.**, 2012. Chov raků v akváriích [Crayfish breeding in aquaria]. Certifikovaná metodika, ČZU, Praha. 44 s.
- Patoka, J., Buřič, M., Kolář, V., Bláha, M., Petrtýl, M., Franta, P., Tropek, R., Kalous, L., Petrusek, A., Kouba, A.**, 2016. Predictions of marbled crayfish establishment in conurbations fulfilled: Evidences from the Czech Republic. *Biologia* 71 (12): 1380-1385 s.
- Peay, S.**, 2001. Eradication of alien crayfish populations. Environment Agency: 48-67 s.
- 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 s.

- Peay, S., Johnsen, S., Bean, C., Dunn, A., Sandodden, R., Edsman, L.,** 2019. Biocide Treatment of Invasive Signal Crayfish: Successes, Failures and Lessons Learned. *Diversity* 16: 2-26 s.
- Petrusek, A., Filipová, L., Ďuriš, Z., Horká, I., Kozák, P., Policar, T., Štambergová, M.,** 2006. Distribution of the invasive spiny-cheek crayfish (*Orconectes limosus*) in the Czech Republic: history and present. *Bulletin Francais de la Pêche et de la Pisciculture*: 380-918 s.
- Phillips, I.D., Vinebrooke, R.D., Turner, M.A.,** 2009. Experimental reintroduction of the crayfish species *Orconectes virilis* into formerly acidified Lake 302S (Experimental Lakes Area, Canada). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 66 (11): 1892-1902 s.
- Policar, T., Kozák, P.,** 2000. Výskyt raků v ČR. *Bulletin VÚRH Vodňany* 36 (1-2): 18-22 s.
- 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., Stein, R.A.,** 1988. Complex predator-prey interactions and predator intimidation among crayfish, piscivorous fish, and small benthic fish. *Oecologia* 75 (1): 94-98 s.
- Randák, T., Slavík, O., Kubečka, J. kol.,** 2015. Rybářství ve volných vodách. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod, Vodňany, 434 s.
- Reynolds, J.D.,** 2002. Growth and reproduction. In: Holdich, D.M. (Ed.), *Biology of Freshwater Crayfish*. Blackwell Science Ltd.: 152-191 s.
- Richardson, A.M.M.,** 2007. Behavioral ecology of semiterrestrial crayfish. In: *Evolutionary ecology of social and sexual systems: Crustaceans as model organisms*. Duffy JE and Thiel M (eds). Oxford University Press: 38-319 s.
- Rodríguez, C.F., Bécares, E., Fernández-Aláez, M.,** 2003. Shift from clear to turbid phase in Lake Chozas (NW Spain) due to the introduction of American red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*). *Hydrobiologia* 506 (1-3): 421-426 s.
- Rodríguez, C.F., Bécares, E., Fernandez-Aláez, M., Fernandez-Aláez, C.,** 2005. Loss of diversity and degradation of wetlands as a result of introducing exotic crayfish. *Biological Invasions* 7: 75-85 s.
- Rosenfeld, J., Campbell, K., Leung, E., Bernhardt, J.,** 2019. Effects of alien crayfish on macrophytes and benthic invertebrates in Enos Lake: implications for hybridization of limnetic and benthic stickleback species pairs, 9-11 s.

- Rubin, J., Svensson, M.**, 1993. Predation by the noble crayfish (*Astacus astacus*) (L.), on emerging fry of sea trout (*Salmo trutta*) (L.). *Nordic Journal of Freshwater Research* 68: 100-104 s.
- Savino, J.F., Miller, J.E.**, 1991. Crayfish (*Orconectes virilis*) feeding on young lake trout (*Salvelinus namaycush*): effect of rock size. *Journal of Freshwater Ecology* 6 (2): 161-170 s.
- Savolainen, R., Westman, K., Pursiainen, M.**, 1996. Fecundity of Finnish noble crayfish (*Astacus astacus*) L., and signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) in various natural habitats and in culture. *Freshwater Crayfish* 11: 319-338 s.
- Scheidegger, K.J., Bain, M.B.**, 1995. Larval fish distribution and microhabitat use in freeflowing and regulated rivers. *Copeia* 1995 (1): 125-135 s.
- Skurdal, J., Qvenild, T.**, 1986. Growth, maturity and fecundity of *Astacus astacus* in Lake Steinsfjorden, SE Norway. *Freshwater Crayfish* 6: 182-186 s.
- Skurdal, J., Qvenild, T., Taugbol, T., Garnas, E.**, 1993. Long term study of exploitation, yield and stock structure of noble crayfish (*Astacus astacus*) in Lake Steinsfjorden. *Freshwater Crayfish* 9: 118-133 s.
- Skurdal, J., Taugbol, T.**, 1994. Do we need harvest regulations for European crayfish? *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 4: 461-485 s.
- Skurdal, J., Taugbol, T.**, 2002. *Astacus*. In: Holdich, D.M. (Ed.), *Biology of Freshwater Crayfish*. Blackwell Science Ltd.: 467-510 s.
- Söderbäck, B.**, 1995. Replacement of the native crayfish *Astacus astacus* by the introduced species *Pacifastacus leniusculus* in a Swedish lake: Possible causes and mechanisms. *Freshwater Biology* 33: 291-304 s.
- Söderhäll, K., Svensson, E., Unestam, T.**, 1977. An inexpensive and effective method for elimination of the crayfish plague: barriers and biological control. *Freshwater Crayfish* 3: 333-342 s.
- Souty-Grosset, C.**, 2009. Ochrana původních - evropských sladkovodních raků: recentní příklady z Evropy. - Odborný seminář Ochrana raků v kontextu s rybářským hospodařením. Sborník abstraktů a vybraných přednášek: 5-12 s.
- Souty-Grosset, C., Anastacio, P. M., Aquiloni, L., Banha, F., Choquer, J., Chucholl, C., & Tricarico, E.**, 2016. The red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*) in Europe: impacts on aquatic ecosystems and human well-being. *Limnologia* 58: 78-93.

- Souty-Grosset, C., Holdich, D.M., Noël, P.Y., Reynolds, J.D., Haffner, P.** (eds.), 2006. Atlas of crayfish in Europe. - Muséum National d'Histoire Naturelle, Patrimoines Naturels. Paris 64: 187 s.
- Spitzky, R.**, 1973. Crayfish in Austria: History and actual situation. *Freshwater Crayfish* 1: 10-14 s.
- Stebbing, P.D., Bentley, M.G., Watson, G.J.**, 2003. Mating behaviour and evidence for a female released courtship pheromone in the signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*). *Journal of Chemical Ecology* 29: 465-475 s.
- Stebbing, P.D., Watson, G.J., Bentley, M.G., Fraser, D., Jennings, R., Rushton, S.P., Sibley, P.J.**, 2004. Evaluation of the capacity of pheromones for control of invasive non-native crayfish. *English Nature Research Reports No. 578*, English Nature: 9-13 s.
- Stein, R. A.**, 1977. Selective Predation, Optimal Foraging, and the Predator-Prey Interaction Between Fish and Crayfish. *Ecology* 58 (6): 1237-1253 s.
- Stenroth, P., Nyström, P.**, 2003. Exotic crayfish in a brown water stream: effects on juvenile trout, invertebrates and algae. *Freshwater Biology* 48: 466-475 s.
- Stucki, T.P.**, 2002. Differences in live history of native and introduced crayfish species in Switzerland. *Freshwater crayfish* 13: 463-476 s.
- Svobodová, J., Vlach, P., Fischer, D.**, 2010. Legislativní ochrana raků v České republice a ostatních státech Evropy. *VTEI. Ročník 52. ISSN 0322 – 8916*.
- Štambergová, M., Kučera, Z.**, 2009. Celoplošné mapování a monitoring populací raků v ČR. *Bulletin VÚRH Vodňany* 45 (2-3): 91-99 s.
- Štambergová, M., Svobodová, J., Kozubíková, E.**, 2009. Raci v České republice. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha, 255 s.
- Taylor, C.A., Schuster, G.A., Cooper, J.E., DiStefano, R.J., Eversole, A.G., Hamr, P., Hoobs, 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 s.
- 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 s.
- Unestam, T.**, 1975. The dangers of introducing new crayfish species. - *Freshwater Crayfish* 2: 557-561 s.

- Usio, N., Kamiyama, R., Saji, A., Takamura, N.,** 2009. Size-dependent impacts of invasive alien crayfish on a littoral marsh community. *Biological Conservation* 142 (7): 1480-1490 s.
- Vanni, M.J.,** 2002. Nutrient cycling by animals in freshwater ecosystems. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 33: 341–370 s.
- Vorburger, C., Ribí, G.,** 1999. Aggression and competition for shelter between a native and an introduced crayfish in Europe. *Freshwater Biology* 42: 111-119 s.
- Westin, L., Gydemo, R.,** 1988. The locomotor activity of juvenile noble crayfish (*Astacus astacus*) and the effects of shelter availability. *Aquaculture* 68: 361-367 s.
- Westin, L., Gydemo., R.,** 1986. Influence of light and temperature on reproduction and moulting frequency in the crayfish, *Astacus astacus*. *Aquaculture* 52: 43-50 s.
- Westman, K.,** 1973. Cultivation of the American crayfish *Pacifastacus leniusculus*. *Freshwater Crayfish*: 211-220 s.
- Westman, K.,** 1991. The crayfish fishery in Finland – its past, present and future. *Finnish Fisheries Research* 12: 187-216 s.
- Westman, K.,** 1999. Review of historical and recent crayfish fishery, catch, trade and utilisation in Finland, *Freshwater Crayfish* 12: 495-505 s.
- Westman, K., Savolainen, R., Pursiainen, M.,** 1993. A comparative study on the growth and moulting of the noble crayfish (*Astacus astacus*) (L.) and the signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) (Dana), in a small forest lake in southern Finland. *Freshwater Crayfish* 9: 451-465 s.
- Wolff, P. J., Taylor, CH. A., Heske, E. J., Schooley, R. L.,** 2016. Predation risk for crayfish differs between drought and nondrought conditions. *Freshwater Science* 35: 91-102 s.
- Wright, R., Williams, M.,** 2000. Long term trapping of signal crayfish at Woxie on the River Stour, Essex. *Crayfish conference Leeds.*: 75-78 s.

## **8. Seznam příloh**

Obr. č. 14: Satelitní mapa lokality a okolí.

Obr. č. 15: Satelitní mapa lokality a okolí ve 3D.

Obr. č. 16: Začátek prvního úseku, na kterém probíhal odlov.

Obr. č. 17: Další členitá část toku.

Obr. č. 18: Samice raka signálního s ráčaty.

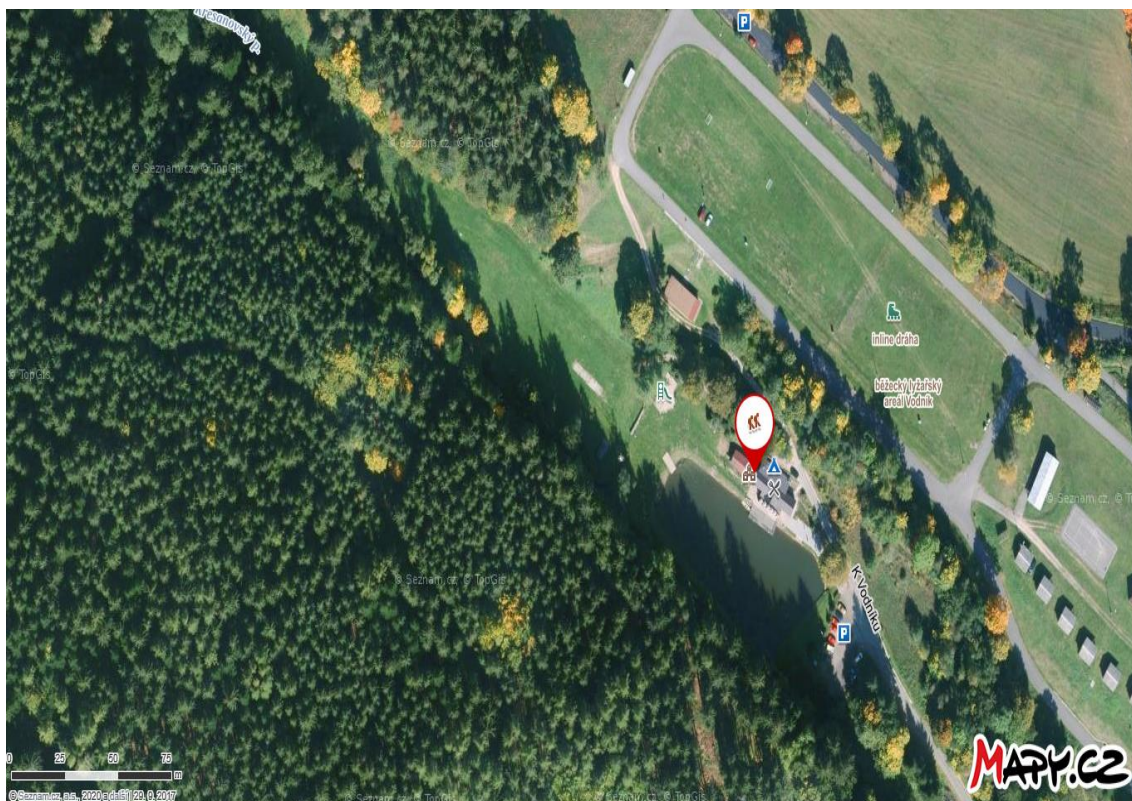
Obr. č. 19: Přechovávání menšího počtu raků.

Obr. č. 20: Viditelná nora vytvořená rakem signálním v rybníku u restaurace Vodník.

Obr. č. 21: Nory vytvořené rakem signálním na Křesánovském potoku.



## 9. Přílohy



Obr. č. 14: Satelitní mapa lokality a okolí (upraveno z mapy.cz, 2019).



Obr. č. 15: Satelitní mapa lokality a okolí ve 3D (upraveno z mapy.cz, 2019).





Obr. č. 16: Začátek prvního úseku, na kterém probíhal odlov (Foto: J. Jakš, 2019).



Obr. č. 17: Další členitá část toku (Foto: M. Kutá, 2019).





Obr. č. 18: Samice raka signálního s ráčaty (Foto: J. Jakš, 2019).



Obr. č. 19: Přechovávání menšího počtu raků (Foto: M. Kutá, 2019).





Obr. č. 20: Viditelná nora vytvořená rakem signálním v rybníku u restaurace Vodník (Foto: J. Jakš, 2019).



Obr. č. 21: Nory vytvořené rakem signálním na Křesánovském potoku (Foto: J. Jakš, 2019).

## 10. Abstrakt

### Proti americkému brouku! Lze odstranit raka signálního z malého toku?

Biologická invaze v podobě nepůvodních druhů raků je velkým problémem pro celý ekosystém. Nepůvodní druhy raků mají podstatně lepší biologickou výbavu a schopnost adaptability k prostředí, ve kterém žijí. To z nich činí velmi nebezpečné živočichy nejen pro naše původní druhy raků. Jedním z těchto nebezpečných nepůvodních druhů je rak signální (*Pacifastacus leniusculus* - Dana, 1852). Tento druh raka k nám byl dovezen ze Severní Ameriky z ekonomických důvodů. V době introdukce tohoto nepůvodního druhu se však nepočítalo s tak masivním rozšířením na úkor našich původních druhů. Nicméně k tomu již došlo a je tedy potřeba počty raků signálních redukovat a tím významně pomoci celému ekosystému.

Možností jak redukovat populace raka signálního a dalších nepůvodních druhů raků je několik. Právě tento fakt byl námětem pro tuto práci a bylo potřeba už jen vybrat vhodnou metodu. Nakonec byla pro tuto práci vybrána jedna z nejméně invazivních metod a tou je odlov raků do ruky a síťky. Jako lokalita byl vybrán Křesánovský potok u Vimperka, ve kterém se nachází silná populace raka signálního. Tento druh již zde výrazně zredukoval všechny typické zástupce ryb, které běžně žily v tomto potoce, a také výrazně zredukoval počty původních raků říčních (*Astacus astacus* - Linnaeus, 1758). Ty je možné zde vidět už jen výjimečně a ještě často ve špatném stavu. Před započítáním této práce však zůstávalo otázkou, jak bude tato metoda odlovu úspěšná.

Podle současných teoretických znalostí má metoda odlovu raků do ruky nebo síťky nízkou úspěšnost a není za pomoci této metody možné raka signálního z toku zcela odstranit. Nikdo však podobnou studii neprováděl u malého dostupného toku a bylo tedy na místě takovou studii provést a právě to je náplní této práce. Po provedení intenzivních odlovů v období od dubna do listopadu bylo zjištěno, že touto metodou raka signálního ani z malého toku opravdu nejsme schopni odstranit a ani nijak výrazně zredukovat počet raků signálních žijících v tomto toku. Ovšem existuje několik alternativ, které je možné využít. Tyto alternativy lze objevit v této práci.

**Klíčová slova:** rak signální, nepůvodní druhy, Křesánovský potok, eradikace

## 11. Abstract

### **Against the American beetle! Is it possible to remove a signal crayfish from a small stream?**

Biological invasion by invasive alien crayfish species is a serious problem for the whole ecosystem. Non-native crayfish species have significantly better biological equipment and ability to adapt to the environment in which they live. This makes them very dangerous animals not only for our native crayfish species. One of these dangerous alien species is the signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus* - Dana, 1852). This species was imported from North America because of economic reasons. At the time of introduction of this non-native species, such massive spreading was not expected as well as negative impacts on native species. Now it is necessary to reduce the number of crayfish and thus significantly help the whole ecosystem.

There are several ways how to reduce the population of signal crayfish and other non-native crayfish species. It was the subject of this work and it was only necessary to choose the appropriate method. Finally, one of the least invasive methods was chosen for this work, which is catching crayfish by hand and the net. The Křesánovský brook near Vimperk was chosen as a locality, where is located the dense population of the signal crayfish. This species already significantly reduced all the typical fish species that normally lived in this trout brook, and also significantly reduced the number of native crayfish (*Astacus astacus* - Linnaeus, 1758). This species can be seen there only rarely and often of a poor fitness. At the beginning of presented work, the main question was how successful this catch method would be.

According to current theoretical knowledge, the method of catching crayfish by hand with net has a low success rate and it is not possible to remove the crayfish completely from the stream using this method. However, no one has conducted such a study at small accessible stream and it was therefore appropriate to carry out such a study. After intensive catches in the period from April to November, it was found that we are not able to remove or significantly reduce the number of crayfish living in this stream. However, there are several alternatives that can be used. These alternatives can be found in this work.

**Keywords:** signal crayfish, alien species, Křesánovský brook, eradication