

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta životního prostředí

Katedra aplikované ekologie



Diplomová práce

**Ohrožení původních druhů raků šířením patogenu
Aphanomyces astaci prostřednictvím invazního raka
signálního na Českomoravské vrchovině**

Ing. Jiří Hladovec

© 2018 ČZU v Praze

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Ing. Jiří Hladovec

Ochrana přírody

Název práce

Ohrožení původních druhů raků šířením patogenu *Aphanomyces astaci* prostřednictvím invazního raka signálního na Českomoravské vrchovině

Název anglicky

The risk to native crayfish due spreading a pathogen agents *Aphanomyces astaci* by invasive signal crayfish in Českomoravská vrchovina

Cíle práce

Doplnění znalostí o aktuálním výskytu raků signálních zavlečených na Českomoravskou vrchovinu a intenzitě jejich zamoření původcem račího moru *Aphanomyces astaci*. Analýza a predikce ohrožení původních druhů raků šířením patogenu prostřednictvím raků signálních. Prověření podmínek lokální koexistence raků signálních a raků říčních.

Metodika

1. Soustředění známých nálezových dat do aplikace GIS a využití aplikace k výběru lokalit pro vlastní průzkum.
2. Průzkum vybraných lokalit ručním odchytem, odběr vzorků pro molekulární detekci
A. *astaci*.
3. Příprava vzorků tkání pro genetickou detekci patogenu (měkká část abdominální kutikuly, telson, uropody, pereopod).
4. Molekulární detekce přítomnosti *A. astaci* v připravených vzorcích bude provedena pomocí qPCR (real time PCR) pracovištěm Přírodovědecké fakulty UK Praha.
5. Zjištěné výsledky budou zpracovány a vyhodnoceny. K predikci ohrožení populací raka říčního šířením patogenu rakem signálním bude využita analýza dat v programu ArcGIS.
6. Příprava tištěného výstupu a nálezových dat ve formě vektorové vrstvy v programu ArcGIS.

Doporučený rozsah práce

40 stran

Klíčová slova

rak signální, nepůvodní druh, račí mor, *Aphanomyces astaci*, rak říční, ohrožené populace, real time PCR

Doporučené zdroje informací

Filipová L. a kol., 2012: Genetická variabilita severoamerických druhů raků introdukovaných do Evropy a promořenost jejich populací původcem račího moru. Autoreferát disertační práce, Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, Katedra ekologie
Kozubíková E., Petrušek A.: 2009. Račí mor – přehled dosavadních poznatků o závažném onemocnění raků a zhodnocení situace v České republice. Bulletin VÚRH Vodňany 45(2–3), 2009.
Štambergová M. a kol., 2009: Raci v České republice. Metodika AOPK ČR, Praha, 255 s.

Předběžný termín obhajoby

2017/18 LS – FŽP

Vedoucí práce

Mgr. Michal Bílý, Ph.D.

Garantující pracoviště

Katedra ekologie

Konzultant

RNDr. Adam Petrušek, Ph.D.

Elektronicky schváleno dne 19. 3. 2018

doc. Ing. Jiří Vojar, Ph.D.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 19. 3. 2018

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Děkan

V Praze dne 11. 04. 2018

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou diplomovou práci "Ohrožení původních druhů raků šířením patogenu *Aphanomyces astaci* prostřednictvím invazního raka signálního na Českomoravské vrchovině" jsem vypracoval samostatně pod vedením vedoucího diplomové práce a odborného konzultanta, s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu použitých zdrojů na konci práce. Jako autor uvedené diplomové práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušil autorská práva třetích osob.

V Praze dne 01. 4. 2018

Poděkování

Rád bych touto cestou poděkoval vedoucímu práce Mgr. Michalovi Bílému, Ph.D. za všestrannou odbornou podporu i nezbytnou administraci. Zvláštní poděkování patří odbornému konzultantovi prof. RNDr. Adamovi Petruskovi, Ph.D., za cenné rady a možnost spolupráce s Katedrou ekologie Přírodovědecké fakulty Univerzity Karlovy, kde byla provedena molekulární detekce přítomnosti patogenu ve tkáňových vzorcích. V této souvislosti děkuji také Bc. Michaele Mojžišové. V neposlední řadě děkuji mojí rodině za trpělivost a podporu.

Ohrožení původních druhů raků šířením patogenu *Aphanomyces astaci* prostřednictvím invazního raka signálního na Českomoravské vrchovině

Abstrakt

Rak signální spolu s rakem pruhovaným patří mezi dva druhy severoamerických raků, které se v Evropě invazně šíří a podílejí se na úbytku populací původních druhů raků. To je spojeno se zavlečením a šířením původce račího moru *Aphanomyces astaci*, který je pro původní druhy evropských raků obvykle devastující. Vzhledem k velikosti, agresivitě a relativní odolnosti vůči znečištění, představuje invazní rak signální pro raka říčního také přímou konkurenci. Práce se zabývá aktualizací faunistického průzkumu výskytu invazního raka signálního na Českomoravské vrchovině a zamořením populací raků parazitem *Aphanomyces astaci*. Cílem je zjistit ve kterých lokalitách je předpoklad aktuálního ohrožení populací říčního raka vlivem šíření raka signálního.

Dostupná nálezová data původních i nepůvodních druhů raků byla strukturovaně soustředěna pomocí aplikace GIS (ArcMap 10.4) v přehledné databázi. Podle ní byl stanoven plán vlastní terénní práce směřující k aktualizaci faunistických dat a k získání tkáňových vzorků pro detekci patogenu. Průzkum byl zaměřen především na lokality s předpokladem blízkého či nebo dokonce sympatrického výskytu raka signálního a raka říčního. Molekulární analýza tkáňových vzorků byla provedena pracovištěm Katedry ekologie Přírodovědecké fakulty Univerzity Karlovy. Zjištěná úroveň patogenu každého vzorku byla hodnocena podle semikvantitativní stupnice a stanovené hodnoty zamoření byly doplněny do databáze. Výsledky detekce jsou prezentovány pomocí tabulek odděleně podle lokalit.

Skutečnost, že žádný ze 102 vzorků nedosáhl průkaznou přítomnost patogenu, dokládá velmi nízké zamoření testovaných populací a podporuje domněnku o velmi nízké přítomnosti parazita v této rozsáhlé metapopulaci signálních raků se společným původem. Je navrženo zohlednění takového předpokladu při rozhodování orgánů ochrany přírody a upozorněno na rizika, která pro šíření a přežívání račího moru představuje přítomnost raků signálních.

Přehled vývoje obou populací vytvořený pomocí GIS aplikace byl použit k formulaci trendů, prognózy a navržení opatření k ochraně perspektivních lokalit raka říčního. Výstupem jsou vedle textového vyhodnocení také geoinformační data.

Práce vedla k prověření aktuálního stavu ve 12 lokalitách s blízkým výskytem obou druhů. Potvrzeno bylo přetrvávání jedné lokality se sympatrickým výskytem obou druhů. V dalších lokalitách došlo k úplnému nahrazení raka říčního rakem signálním. Šetření ve čtyřech lokalitách nasvědčuje tomu, že do těchto lokalit rak signální i přes blízkost výskytu nepronikl. Zjištění podporují předpoklad, že v konkurenci s rakem signálním a bez zásadního vlivu račího moru, může být znečištění vody rozhodujícím faktorem, který spouští zhroucení populace původního druhu a vede k jeho nevratnému nahrazení druhem invazním.

Klíčová slova: nepůvodní druh, račí mor, *Aphanomyces astaci*, rak říční, ohrožené populace

The risk to native crayfish due spreading a pathogen agents *Aphanomyces astaci* by invasive signal crayfish in Českomoravská vrchovina

Summary

Signal crayfish is North American species, invasive in Europe. Together with spiny-cheek crayfish is causing a significant decline of native crayfish in Europe. It is connected with introduction and dissemination of crayfish plague agent *Aphanomyces astaci* usually devastating for native crayfish. Signal crayfish is also direct competitor because of its size, aggression, and relative endurance to pollution.

The matter of the current study is review and updating distributions records of invasive signal crayfish in Českomoravská vrchovina and addition findings of pathogen *Aphanomyces astaci* prevalence in representative crayfish populations there. The aim of this thesis is to point to imminently most endangered local populations of noble crayfish by spreading signal crayfish.

Accessible distributions records both native and non-native species of crayfish was summarised in a GIS database (ArcMap 10.4). This survey was used for a scheme of field inspections. Tissue samples for molecular detection of pathogen prevalence was took. This research was focused firstly to localities with a near or direct (sympatric) contact signal and noble crayfish. Collected samples were tested for the pathogen using quantitative PCR. This analysis was made by Department of Ecology, Faculty of Science, Charles University. Findings was added to GIS database, statistically processed and evaluated. A prediction of noble crayfish threat was formulated. The database beside of printed record is an output of this study.

It was checked out 12 localities with close occurrence both of these crayfish kinds. Persistence of sympatric locality it was confirmed in one case. Total replacements by signal crayfish was find out in other sites. Four sites had been recognized signal crayfish free. This survey supports a supposition about an impact of water pollution for replacement of indigenous crayfish by signal crayfish.

Keywords: non-native species, crayfish plague, *Aphanomyces astaci*, noble crayfish, endangered populations

Obsah

1. Úvod	10
2. Cíl práce	13
2.1 Hlavní cíl práce	13
2.2 Dílčí cíle	13
3. Literární rešerše	14
3.1 Biologie raků	14
3.2 Rak říční	15
3.3 Rak signální	18
3.4 Vznik a vývoj populace raka signálního v zájmovém území	19
3.5 Račí mor a riziko jeho šíření prostřednictvím raka signálního	20
3.6 Interakce obou druhů a vliv raka signálního na ekosystém	23
4. Charakteristika zájmového území	26
5. Metodika	28
5.1 Vytvoření přehledné databáze nálezových dat	28
5.2 Terénní průzkum a odchyt raků	28
5.2.1 Plán průzkumu	28
5.2.2 Charakter a způsob průzkumu.....	29
5.3 Odběr a zpracování tkáňových vzorků	30
5.3.1 Signální raci	30
5.3.2 Říční raci	31
5.4 Molekulární detekce zamoření původcem račího moru	31
5.4.1 Izolace DNA a provedení PCR	31
5.4.2 Vyhodnocení PCR.....	32
5.5 Zpracování dat, příprava textového výstupu	33
6. Výsledky	34
6.1 Výsledky průzkumu	34
6.2 Výsledky detekce patogenu	41
7. Diskuse	49
7.1 Vývoj populací obou druhů na Českomoravské vrchovině	49
7.2 Zamoření račím morem	50
7.2.1 Rak signální.....	50
7.2.2 Rak říční	52
7.3 Interakce druhů, prognóza vývoje a rizik, doporučení	52
7.3.1 Šíření po proudu.....	52
7.3.2 Šíření proti proudu	53
7.3.3 Riziko vypuknutí račího moru	53

8. Závěr.....	54
9. Seznam použitých zdrojů.....	56
10. Seznam příloh	66

1. Úvod

Sladkovodní raci (*Crustacea, Decapoda, Astacida*) jsou často považováni za klíčové druhy sladkovodních stanovišť (Dorn a Wojdak, 2004) nebo ekosystémové inženýry (Creed a Reed, 2004) pro jejich mimořádný vliv na fyzickou strukturu prostředí stejně jako na biologické vztahy. Šíření nepůvodních druhů může významně snížit lokální biodiverzitu sladkých vod a omezit fungování ekosystému na globální úrovni (Sala et al., 2000; Lodge et al., 2000; Simberloff et al., 2013). Nepůvodní druhy raků v Evropě v současnosti převyšují původní druhy v poměru 2:1 a odhaduje se, že mohou během několika příštích desetiletí dominovat úplně, pokud se nezlepší ochrana původních druhů (Holdich et al., 2000). Nepůvodní raci často vytlačují původní evropské druhy přímou konkurencí (Westman and Savolainen, 2001). V Evropě nejrozšířenější severoamerické druhy byly dovezeny v 19. a 20. století. Jde o raka signálního (*Pacifastacus leniusculus*), raka pruhovaného (*Orconectes limosus*) a raka červeného (*Procambarus clarkii*) (Souty-Grosset et al., 2006; Holdich et al., 2009). Tyto druhy amerických raků mají vysokou plodnost, schopnost migrace a jsou agresivní. Jsou také tolerantnější k nepříznivým či měnícím se podmínkám prostředí (Lindqvist & Huner 1999).

Kromě konkurenční zdatnosti uvedených druhů, bylo potvrzeno, že tyto a další druhy amerických raků hostí a rozšiřují oomycetu *Aphanomyces astaci*, Schikora, 1906, (*Oomycetes, Saprolegniales, Saprolegniaceae*-hnilobytkovité) (Kozubíková a Petrusek, 2009). Málo používaný český název je hnileček račí (Cejp, 1959). Parazit způsobuje račí mor (Persson a Söderhäll, 1983; Vey et al., 1983; Diéguez-Uribeondo and Söderhäll, 1993), který je nejničivějším onemocněním pro evropské druhy raků. *A. astaci* je řazen mezi 100 nejzávažnějších invazních organismů (Lowe et al., 2004). Mycelium rostoucí v kutikule raka za vhodných podmínek vytváří sporangia a ta uvolňují do vodního prostředí pohyblivé bičíkaté zoospory. Cerenius a Söderhäll, 1984, prokázali, že pohyblivé zoospory aktivně vyhledávají hostitele. Po přisednutí na račí kutikulu se zoospory přeměňují na cysty, ty klíčí a prorůstají do kutikuly, vytváří se mycelium a cyklus se uzavírá. (Kozubíková a Petrusek, 2009).

U severoamerických raků, díky rychlé a silné imunitní odpovědi, obvykle nedochází k proniknutí mycelia kutikulou, rak přežívá a může se dokonce množit. Nakažený rak je zdrojem dalšího šíření infekce (Söderhäll a Cerenius, 1999). Naopak, infekce původních evropských raků obvykle končí jejich úhynem (Unestam, 1969). Po infekci morem dojde s největší pravděpodobností k vymření celé populace (Taugbol 2004). Imunitní odpověď u evropských, asijských a australských raků je slabá a nakažení jedinci hynou brzy po infekci (Cerenius et al. 2003). Parazit není zastaven v kutikule, prorůstá do tělní dutiny, napadá nervovou tkáň a vnitřní orgány, což rychle způsobuje smrt hostitele (Kozubíková a Petrusek, 2009). Díky moderním molekulárním metodám lze detekovat přítomnost nákazy významně citlivěji než dříve (Oidtmann et al., 2006; Vrålstad et al., 2009; Kozubíková et al., 2009; Strand et al. 2011).

U tkáňových vzorků ze středně až silně zamořených jedinců, lze určit kmeny parazita (genotypové skupiny v rámci vnitrodruhové variability) a tyto kmeny vykazují různou virulenci (Huang et al., 1994; Jussila et al., 2011; Kozubíková et al., 2011; Viljamaa-Dirks et al., 2011; Makkonen et al., 2012; Jussila et al., 2013; Grandjean et al., 2014; Makkonen et al., 2014; Becking et al., 2015).

Šíření severoamerických druhů raků, exotických nákaz a zejména račího moru, je jedním z nejvýznamnějších nebezpečí pro evropské druhy raků. (Füreder et al., 2006).

V přírodě České republiky žijí dva druhy severoamerických raků. Rak pruhovaný a rak signální. Na oba druhy se vztahuje Nařízení EU č. 1143/2014 o prevenci a regulaci zavlečení či vysazování a šíření invazních nepůvodních druhů (Seznam invazních nepůvodních druhů s významným dopadem na Unii, 2016).

Rak pruhovaný vyžaduje teplejší eutrofizované vody (Spitzky, 1973). Tomu odpovídá jeho rozšíření v ČR, kde je rozšířen především ve větších řekách a ústích jejich přítoků. Jak je zřejmé z nálezné databáze AOPK ČR (Štambergová et al., 2009; AOPK ČR ©2017), těžiště výskytu raka pruhovaného v ČR je v oblasti povodí Labe a tedy v Čechách.

Rak signální v Severní Americe využívá nejrůznější typy biotopů, od malých potoků po velké řeky a jezera včetně podhorských jezer (Kouba et al., 2013). V Evropě osidluje obdobné biotopy jako rak říční (Souty-Grosset et al., 2006). Na rozdíl od něho je však tolerantnější k vyšší teplotě vody, ke znečištění a sedimentu na dně (Ďuriš et al., 2013). Rozšířil se do 29 evropských států a je tak nejrozšířenějším nepůvodním rakiem v Evropě (Kouba et al., 2013).

Rak signální byl dovezen do Československa v roce 1980 ze Švédska pod záštitou rybářského svazu a vysazen na čtyřech lokalitách na Moravě. Dovezená ráčata byla vysazena do rybníka Spustík u Křižanova a následně do dalších rybníků (Holzer 1987; Polícar a Kozák, 2000). Z původní oblasti introdukce v okolí Velkého Meziříčí se signální raci rozšířili po proudu i proti proudu do dalších lokalit především v okrese Žďár nad Sázavou a Třebíč (Polícar a Kozák, 2000; Adamec a Janoušek, 2012; Jurek, 2014; AOPK ČR ©2017). V současnosti se tyto raci vyskytují v rybnících i v tekoucích vodách, a to jak v drobných vodotečích, tak v řece Balince a Oslavě. Na Českomoravské vrchovině byl rak signální zjištěn také ve vzdálenější lokalitě od této oblasti, a to u Ujčova poblíž Bystřice nad Pernštejnem (AOPK ČR ©2017; Jurek, 2014). Na severovýchodním okraji Českomoravské vrchoviny byli signální raci zjištěni také ve dvou rybnících jihovýchodně od Poličky (Polícar a Kozák, 2000; Filipová et al., 2006; Kozubíková–Balcarová, 2014; Jurek 2014). Kouba et al. (2013) uvádí, že tato populace raků signálních se rozšířila na další místa a dodává, že o dalším šíření tohoto druhu, zejména v oblasti Vysočiny je dnes (v roce 2013) ale známo poměrně málo. Metapopulace v moravské části Českomoravské vrchoviny, na kterou je zaměřena tato práce, je patrně nejkompaktnějším a největším areálem rozšíření signálního raka u nás.

Přítomnost signálních raků byla zjištěna i v dalších jednotlivých lokalitách v České republice. Jde konkrétně o zjištění raků signálních v řece Jihlavě poblíž Brna (Polícar a Kozák 2000), tři lokality na řece Bobravě v okrese Brno-venkov (Musilová a Janšta, 2004, Štambergová et al., 2009; Jurek, 2014) a v rybníku jižně od Moravských Budějovic (Polícar a Kozák, 2000). V Jižních Čechách se jedná o lokální populace u Jindřichova Hradce (Polícar a Kozák, 2000; Jurek, 2014), u Vodňan (Filipová et al., 2006, Jurek, 2014) a na Domažlicku (Štambergová, 2009). Tyto lokality jsou často blíže k rozsáhlé metapopulaci signálních raků v Rakousku než ke zdrojové oblasti v okolí Velkého Meziříčí a distribuční souvislost těchto populací s metapopulací na Českomoravské vrchovině je nejistá.

Tato práce se zaměřuje na metapopulaci Českomoravské vrchoviny a na možné šíření těchto signálních raků směrem k zemské hranici Čech, a tedy i k hranici povodí Labe. V této oblasti lze s ohledem na předchozí faunistická zjištění (Jurek,

2014; AOPK ©2017) předpokládat interakci tohoto invazního druhu s populacemi původního raka říčního. Cílem práce je posoudit aktuální ohrožení populací říčního raka vlivem šíření raka signálního. Dílčím cílem je také prověření dřívějších zjištění (Kozubíková et al., 2011) o nízké úrovni přítomnosti patogenu ve vzorcích raků pocházejících ze zdejší metapopulace raků signálních. Velmi nízké promoření raků signálních parazitem *Aphanomyces astaci* je možným vysvětlením blízké kooexistence obou druhů ve sledovaném území bez propuknutí račího moru.

Rak říční (*Astacus astacus*, Lineatus, 1758) je Červeným seznamem ohrožených druhů IUCN zařazen do kategorie zranitelný – vulnerable A2 (IUCN, 2017). Dle červeného seznamu ohrožených druhů České republiky je v kategorii ohrožený. Ve smyslu zákona 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny (v platném znění) je rak říční zvláště chráněným živočichem, příloha prováděcího předpisu jej řadí do kategorie kriticky ohrožený. Dle směrnice Rady č. 92/43/EHS, o ochraně přírodních stanovišť, volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin (Směrnice o stanovištích-Habitats Directive) je zařazen do přílohy V (druhy živočichů a rostlin v zájmu společnosti). Ze směrnice o stanovištích vyplývá povinnost pravidelného sledování stavu evropsky významných druhů a typů přírodních stanovišť a podávání hodnotících zpráv.

Agentura ochrany přírody a krajiny ČR zajišťuje u raka říčního monitoring na trvale sledovaných plochách a vede národní nálezovou databázi, která poskytuje dobrý přehled o tomto druhu. O výskytu raka signálního však tato databáze poskytuje jen dílčí informace (AOPK ©2017). Mapováním, které AOPK ČR prováděla v období 2004-2005, byl zjištěn rak signální jen na 5 lokalitách (Chobot, 2006). Přitom v roce 2010 Polícar a Kozák referují o 10 lokalitách a Jurek v roce 2014 v rámci bakalářské práce potvrdil výskyt raka signálního v 19 lokalitách.

Během počáteční fáze této práce byla vytvořena nálezová databáze v GIS (ArcMap 10.4), do které byla přehledně soustředěna všechna publikovaná nálezová data raka signálního pro sledovanou oblast a ve vybraných místech potenciálního kontaktu byla doplněna či aktualizována na základě vlastního průzkumu během roku 2016 a 2017.

Vlastní terénní práce byla zaměřena na aktualizaci výskytu raků v lokalitách s blízkým nebo sympatrickým výskytem obou druhů a na zamoření signálních raků parazitem *Aphanomyces astaci*. Z vybraných populací signálních raků byly proto odebrány tkáňové vzorky pro molekulární detekci patogenu. Analýza, založená na kvantitativní PCR (real time PCR) umožnila detekci přítomnosti a zařazení množství patogenu do stupnice přítomnosti patogenu ve zkoumaných vzorcích. Výsledky detekce byly vloženy do nálezové databáze a vyhodnoceny.

S využitím funkcí GIS aplikace byla formulována predikce vývoje ohrožení populace raka říčního ve vybraných lokalitách. Výstupem je vedle textového vyhodnocení také vektorová vrstva nálezových dat.

2. Cíl práce

2.1 Hlavní cíl práce

Hlavním cílem práce je doplnění znalostí o vývoji a aktuálním rozsahu areálu metapopulace raka signálního ve vztahu k výskytu raka říčního v oblasti Českomoravské vrchoviny.

2.2 Dílčí cíle

- Ověření trvání sympatrického výskytu obou druhů, o kterém svědčí dříve publikované nálezy (Jurek, 2014).
- U vybraných populací raků, ve spolupráci s Katedrou ekologie Přírodovědecké fakulty UK Praha, prověřit přítomnost a intenzitu *A. astaci* a určit intenzitu zamoření. Zjišťování přítomnosti parazita bude zaměřeno především na populace raka signálního s blízkým či dokonce sympatrickým výskytem raka říčního. Přítomnost patogenu bude, byť jen ve velmi omezené míře, testována také u kontaktních populací raků říčních.

Ověření přítomnosti a intenzity zamoření patogenem račího moru u vybraných populací raků bude sloužit k těmto účelům:

 - a) zhodnocení aktuálního nebezpečí přenosu patogenu na raka říčního,
 - b) ověření hypotézy o nízké intenzitě zamoření raků signálních v kontaktních lokalitách s rakem říčním, jako významného faktoru pro vysvětlení relativně stabilní koexistence obou druhů,
 - c) případné zachycení infekce račího moru na racích říčních. Vzhledem k velmi omezené četnosti odběru vzorků, by vypovídající hodnotu měl pouze pozitivní nález.
- Výsledky faunistického průzkumu a případného zachycení přítomnosti původce račího moru zpracovat do GIS aplikace a využít k prognóze vývoje interakce obou druhů raků a ohrožení původního druhu račím morem. Nálezová data ve formě vektorové vrstvy nabídnout k využití pro doplnění veřejně přístupné nálezové databáze VÚV T. G. Masaryka (projekt Predikce nebezpečnosti nepůvodních ryb a raků a optimalizace eradikačních metod invazních druhů).
- Navrhnout nejnaléhavější opatření k omezení negativního vlivu raka signálního na raka říčního ve sledované oblasti.

3. Literární rešerše

3.1 Biologie raků

Skupina raci (Astacida či Astacoida) je z hlediska taxonomie infrařád patřící do řádu desetinožci (Dekapoda), třídy rakovci (Malacostracea), podkmene korýši (Crustacea) a kmene členovci (Artropoda) (Ďuryš, 2013).

Jde o skupinu, které lidé vždy věnovali značnou pozornost ať už z užitkových důvodů či jako objektu vědeckého zájmu (astakologie).

Raci jsou primárně vodní členovci, kteří mají měkké části těla kryté na povrchu chitinovým krunýřem, který slouží nejen k ochraně, ale jako vnější kostra (exoskeleton) i k úponu svalů. Chitinový krunýř (kutikula) vzniká jako produkt pokožky (hypodermis). Má nebuněčný charakter, kromě chitinu obsahuje další organické látky (např. proteiny, glykoproteiny, polymerizované lipidy, fenoly, pigmenty) a je prostoupen minerálními látkami (uhličitanem a fosforečnanem vápenatým), které mu dodávají tvrdost (Ďuryš et al., 2013). Kutikula je v určitých časových intervalech obměňována, což je nezbytnou podmínkou pro růst jedince. Proces výměny krunýře (ecdysis) je stejný u juvenilních i u dospělých jedinců. Jde o cyklicky opakovaný proces, který je řízen hormonálně a představuje kritické období v životě jedince spojené s fyziologickými, biochemickými a anatomickými změnami v organizmu. Rak je ohrožen jak selháním samotného procesu svlékání, tak vyšším nebezpečím predace, a to i ze strany jedinců svého druhu (Reynolds, 2002). U dospělých říčních raků však dochází k synchronizaci svlékání, což riziko kanibalizmu omezuje (Kozák et al., 2013). Samotnému svlečení předchází přípravná fáze, kdy pod starým krunýřem je tvořena nová měkká kutikula. Ta je obnažena během svlékání, kdy stará kutikula praská a rak ji opouští. Krátce před svlékáním má rak takřka dvojnásobnou spotřebu kyslíku a absorbuje velké množství vody. V období po svlečení zůstává nová kutikula nějaký čas měkká a jedinec v tomto období roste. V této době je rak velmi zranitelný, nepřijímá potravu a zůstává v úkrytu. Pro inkrustaci (mineralizaci) kutikuly rak využívá zásobní minerální látky z párových gastrolitů (rakůvek), což jsou vnitřní diskovité útvary obsahující především uhličitan vápenatý. Gastrolity se před svlékáním značně zvětšují, přesto však pokrývají jen zhruba 1/10 potřeby minerálních látek potřebných pro inkrustaci kutikuly. Další minerální látky získává rak ze zásob v hepatopankreasu. Někdy je doplňuje také požíváním starého exoskeletonu (Reynolds, 2002). K rekalifikaci kutikuly obvykle dochází po 2 až 4 dnech a po této době rak začíná normálně přijímat potravu (Reynolds, 2002). Růst a četnost svlékání je ovlivněna řadou abiotických a biotických faktorů. Reynolds (2002) jako nejvýznamnější uvádí dostupnost potravy, teplotou vody a hustotu populace. Dalšími základními faktory jsou pH, chemické složení vody zejména obsah vápníku, kontaminace znečišťujícími látkami, fotoperioda (delší světelný den má pozitivní vliv).

Vysoká hustota populace a nedostatek úkrytů zvyšují agresivitu uvnitř druhu, omezují růst a pravděpodobnost přežití. Hustota populace záleží na podmínkách prostředí i na druhu raků. Na některých lokalitách je menší než 1 ks /m² a někde přesahuje i 10 jedinců na m² (Hogger, 1988).

Reprodukcí raků ovlivňují chemické a fyzikální faktory prostředí především teplota vody a délka dne (Reynolds, 2002). U našich původních raků, stejně jako u raka signálního, probíhá páření na podzim. Během páření samec vytlačuje

spermatofory z ústí pohlavních cest na bázi 5. páru pereopodů a pomocí gonopodů (kopulační nožky vzniklé přeměnou pleopodů) je přilepuje na břišní stranu těla samice v blízkosti vývodů samičích pohlavních cest mezi 3 a 4. párem pereopodů. U čeledi *Cambaridae* (u nás rak pruhovaný) nejsou spermatofory lepeny na povrch těla samice, ale jsou vkládány do dutiny zvané *annulus ventralis*. Interval mezi kopulací a ovulací je různý, může se pohybovat v řádu dnů i týdnů (Holdich, 2002). Ke kladení vajíček z ústí pohlavních cest na bázi 3. páru pereopodů dochází v noci a trvá 2-3 hodiny. Ovulace je stimulována jak pářením, tak i vnějšími vlivy, především poklesem teploty a zkracováním světelného dne (Skrudal a Taugbol, 2002). Samice otočí zadní část abdomenu pod jeho přední část a vytvoří tak uzavřenou dutinu, do které klade vajíčka. Současně je zahájena sekrece slizových žláz (glair glands), které se nacházejí na ventrální straně abdomenu. Uvolněná vajíčka jsou s tímto sekretem míšena pomocí pohybů abdomenu a pleopodů. Dochází k rozpuštění ochranných obalů spermatoforů a následuje oplození vajíček. Oplozená vajíčka jsou díky dalšímu rytmickému pohybu abdomenu přichycena na pleopody (Vogt, 2002). U našich původních raků, stejně jako u raka signálního nosí samice vajíčka přilepená na pleopodech přes celé zimní období. Samice nosí vajíčka na pleopodech, chrání svou snůšku proti predátorům, čistí je, okysličuje pohyby pleopodů a odumřelá vajíčka odstraňuje (Mason, 1970; Burton *et al.*, 2007; Gherardi, 2002; Vogt a Tolley, 2004). Snížení teploty vody pod 5 až 6°C vyvolává fyziologické zpomalení až přerušení vývoje plodu - diapauzu. Délka vývoje se u jednotlivých druhů liší a je silně ovlivněna teplotou vody (Štamberková *et al.*, 2009 ex Štěpán, 1932, Krupauer 1982, Polícar *et al.*, 2004). K líhnutí dochází v našich podmínkách u raka říčního od konce dubna až do července (Polícar *et al.*, 2009). Buřič *et al.* (2007) a také Kouba (2007) shodně uvádějí, že líhnutí rácat raka říčního u nás probíhá koncem května. Po prasknutí obalu vajíčka zůstávají rácata připojena vláknem na pleopodech samice až do jejího svlékání. Malí rácci se plně osamostatňují až po několika svlékáních (Štamberková *et al.*, 2009).

Pro rozlišení pohlaví je bezpečným znakem přítomnost gonopodů u samců, případně umístění vývodů pohlavních orgánů, které jsou u samců u báze 5. páru pereopodů (na 8. hrudním článku), zatímco u samic jsou u báze 3. páru pereopodů na 6. hrudním článku. Pohlaví lze také odlišit podle celkové stavby těla: u dospělých samic je vždy nápadně širší zadeček (abdomen, pleon) oproti samcům. Zadeček dospělých samic je širší než je šířka hlavohrudi a u samců je tomu naopak (Kozák *et al.*, 2013). Věk a velikost při dosažení pohlavní dospělosti se liší podle druhů i podle pohlaví. Reprodukční schopnosti, včetně rychlosti pohlavního dospívání, hrají významnou roli v kompetičních schopnostech jednotlivých druhů a ve vzájemné interakci. Podrobněji je tato problematika pro oba sledované druhy uvedena v části 3.6 (Interakce obou druhů a vliv raka signálního na ekosystém).

3.2 Rak říční

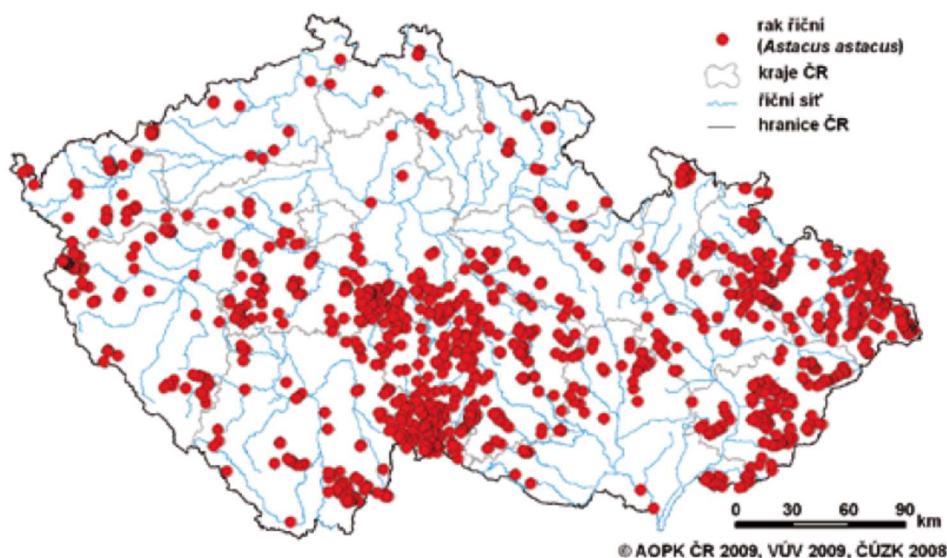
Rak říční patří mezi relativně větší druhy raků. Celková délka těla samců (měřeno od špičky rostra po konec telsonu) dosahuje 15 cm při hmotnosti 250 g. Výjimečně však mohou mít až 20 cm délky a hmotnost více než 300 g. Samice dosahují menších rozměrů, obvykle nepřesahují 15 cm délky těla a 200 g hmotnosti (Kouba *et al.*, 2013). Oproti tomu Souty-Grosset *et al.* (2006) uvádějí maximální délku těla 18 cm. Říční raci se mohou dožívat více než 20 let (Kouba *et al.*, 2013).

Barva raků říčních je poměrně variabilní. Svrchní strana trupu i klepet je nejčastěji hnědá v odstínech od světle červeno-hnědé až po černou. Objevují se ale i modře zbarvení jedinci. Spodní strana těla raků říčních je obvykle světlejší, často olivově hnědá, někdy šedomodrá, vzácněji modrá, modrozelená či dokonce červená. Zbarvení se může během života měnit. Krupauer (1982) uvádí, že krunýř zbarvený do modra mají někteří čerstvě svlečení jedinci. Vzhled těla může být také ovlivněn povlakem epibiontů. Vzhledem k velké proměnlivosti není celkové zbarvení určujícím druhovým znakem. (Kouba et al., 2013). Druhově charakteristické je však červené či červenohnědé zbarvení spodní strany klepet včetně kloubu pevného a pohyblivého prstu klepet. Zbarvení ventrální strany klepet, jejich mohutnost a šířka jsou znakem nápadně odlišujícím raka říčního od raka bahenního.

Morfologickými detaily, které raka říčního spolehlivě odlišují od raka kamenáče jsou: vroubkatá anteneální šupina (oproti hladké u raka kamenáče), dva páry postorbitálních lišt za očima a poměrně dlouhé a špičaté rostrum s výrazným podélným kýlem. Výrazný kýl rostra raka říčního odlišuje i od raka signálního. Další znak, který raka říčního odlišuje od kamenáče i raka signálního, je přítomnost nejméně dvou páry trnů za týlním švem krunýře (Štambergová et al., 2009).

Southy-Grosset et al., k roku 2006, uvádí, že rak říční je znám téměř z celé Evropy, kde se rozšířil zejména po poslední době ledové. Podle Holdicha et al. (2009), je rak říční přítomen ve 39 teritoriích evropského kontinentu (evropských státech a ostrovech). Nepůvodním druhem je v Anglii a introdukovan byl i do Lucemburska (Holdich et al., 2006; Pöckl et al., 2006). Mimo Evropu byl úspěšně introdukovan do Maroka (Kozák et al., 2013 ex Benabid a Khodari, 2000).

V ČR je rak říční rozšířen téměř rovnoměrně a je naším nejhojnějším původním druhem (Štambergová et al., 2009). Nejvýznamnějším zdrojem náleзовých dat pro raka říčního je náleзовá Databáze AOPK ČR (AOPK ČR ©2017). Z těchto náleзовých dat je patrné, že v oblastech nížin (např. Polabí, Poohří, Dyjsko-svratecký úval) jsou zjištění raka říčního spíše řidší. Nápadná je na mapě výskytu souvislá oblast s vyšší hustotou zjištění raka říčního. Jde o západní polovinu Českomoravské vrchoviny a přilehlou jihovýchodní část Středočeského kraje.



Obr. 1: Rozšíření raka říčního v ČR. Podle podkladů AOPK ČR zhotovil Z. Kučera. Literární zdroj: Štambergová et al., 2009.

Je otázkou, do jaké míry je toto rozložení výskytu raka říčního ovlivněno působením člověka včetně industrializace zemědělství a zavlečení raka pruhovaného, který obsazuje především střední a dolní úseky našich řek a je přenašečem račího moru.

Patoka et al. (2016) uvádí řadu historických dokumentů, které dokládají, konzumaci raků na našem území ve středověku a jejich masivní vývoz do zahraničí ještě v polovině 19. století. Lze předpokládat, že šlo především o raky říční, protože rak kamenáč vzhledem k malé velikosti nebyl kulinářsky dobře využitelný a rak bahenní byl do Čech (a následně na Moravu) introdukován až na konci 19. století (Petrušek et al., 2006). Jak uvádí Štambergová et al. (2009), původní rozšíření tohoto druhu na území ČR je v současnosti jen velmi těžko zjištělné. Poukazuje v této souvislosti na vlnu račího moru, která na přelomu 19. a 20. století zdecimovala, do té doby hospodářsky značně významnou, populaci raků říčních na našem území. Následovala snaha o umělý chov a vysazování raků různého původu v řadě lokalit (Lohinský, 1984, Holzer 2000) a to jak raků říčních, tak i jiných druhů.

Významným zdrojem informací o rozšíření raka říčního je Nálezová databáze AOPK ČR (AOPK ČR ©2017). S republikovým mapováním raků začala agentura v roce 2004. Součástí mapování v letech 2004 a 2005 bylo začlenění prověřených dat mapování organizovaného Českým svazem ochránců přírody v 80. letech 20. století (Holzer, 2000). Od roku 2006 zajišťuje AOPK ČR pravidelný monitoring raka říčního a raka kamenáče, jakožto evropsky významných druhů. V této nálezové databázi je i řada údajů k nálezům nepůvodních druhů včetně raka signálního (AOPK ČR ©2017). Nálezová data jsou shromažďována také na internetovém portálu BioLib.cz (Chobot et al., 2016). Další nálezová data formou GIS kompozice jsou dostupná na portálu VÚV T.G. Masaryka (VÚV T.G.M ©2018).

Optimální prostředí pro raka říčního popisuje Lohyňský (1984) jako pomaleji tekoucí potoky a říčky s velkým množstvím přirozených úkrytů. Tento autor dále uvádí, že rak říční dobře přežívá a rozmnožuje se i v náhradních lokalitách jako jsou rybníky, zatopené lomy, pískovny a nádrže. Štambergová et al. (2009), na základě výsledků mapování raků Agenturou ochrany přírody a krajiny ČR, uvádí, že charakteristické prostředí raka říčního jsou toky přírodního charakteru, často meandrující, s rychle se měnícími úseky proudící mělké vody a úseky pomalu tekoucími. Dno toku nejčastěji pokrývají kameny a štěrky. Jako nejcharakterističtější rysem prostředí výskytu raka říčního odborné zdroje uvádějí kořeny dřevin zasahující do koryta toku. Tuto charakteristiku vyzdvihuje i Bohl (1987) jako charakteristický rys prostředí jak pro raka říčního, tak i raka kamenáče. Vliv habitatu zkoumali Sint a Füreder (2004), přičemž nejvyšší hustota populace raků byla zaznamenána na úsecích s přírodním charakterem a s přírodními úkryty pod kameny.

Podle Bohla (1987) je průměrná vzdálenost výskytu raka říčního od pramene 15,1 km. Štambergová et al. (2009) uvádějí, že z hlediska klasifikace řádu vodních toků jde nejčastěji o toky 3 až 4 řádu dle Horton-Strahlera (tedy úseky toků pod třetím či čtvrtým soutokem s tokem stejného nebo vyššího řádu od pramenného úseku). Na základě nálezové databáze AOPK ČR uvádí Štambergová et al. (2009), že nálezy raka říčního jsou v ČR zaznamenány v nadmořských výškách od 155 m.n.m (Dyje u Břeclavi) do 941 m.n.m (Světlohorská nádrž na Šumavě).

3.3 Rak signální

Rak signální je poměrně velký druh. Celková délka (od špičky rostra po konec telsonu) u samic obvykle dosahuje 12 cm, u samců 16 cm. Vzácně jsou zaznamenáváni i větší jedinci. Horní limit hmotnosti je od 200 do 250 g. Předpokládá se, že signální raci se dožívají více než 20 let (Holdich a kol., 2006; Kouba a kol., 2013; Kozák et al., 2015). Velikostí je tedy rak signální zcela srovnatelný s rakem říčním. Také celkové zbarvení těla je u obou druhů podobné. Charakteristickým barevným znakem raka signálního je však bílá, bílo modrá, či tyrkysově modrá "signální skvrna" u spojení pevného a pohyblivého prstu klepete. Tento nápadný znak však není přítomen u všech jedinců. Jak uvádí Jurek (2014) signální skvrna u juvenilních jedinců začíná být patrná od 4 cm celkové délky těla. Oba druhy mají mohutná a široká klepeta, ale klepeta raka signálního jsou hladká stejně jako povrch krunýře, který je vždy bez trnů (Štambergová et al., 2009). To je odlišovací znak od raka říčního i pro mladé, často tmavě zbarvené jedince raka signálního, kteří nemají viditelnou signální skvrnu. Rak signální má, stejně jako rak říční i bahenní, dva páry postorbitálních lišt. Jak upozorňuje Štambergová et al., (2009), u raka signálního je často zadní pár lišt méně vystouplý, a tedy méně nápadný. Morfologickým detailem, který je u raka signálního shodný s rakem kamenáčem, ale dobře jej odlišuje od raka říčního, je chybějící nebo jen slabě naznačený podélný kýl rostra.

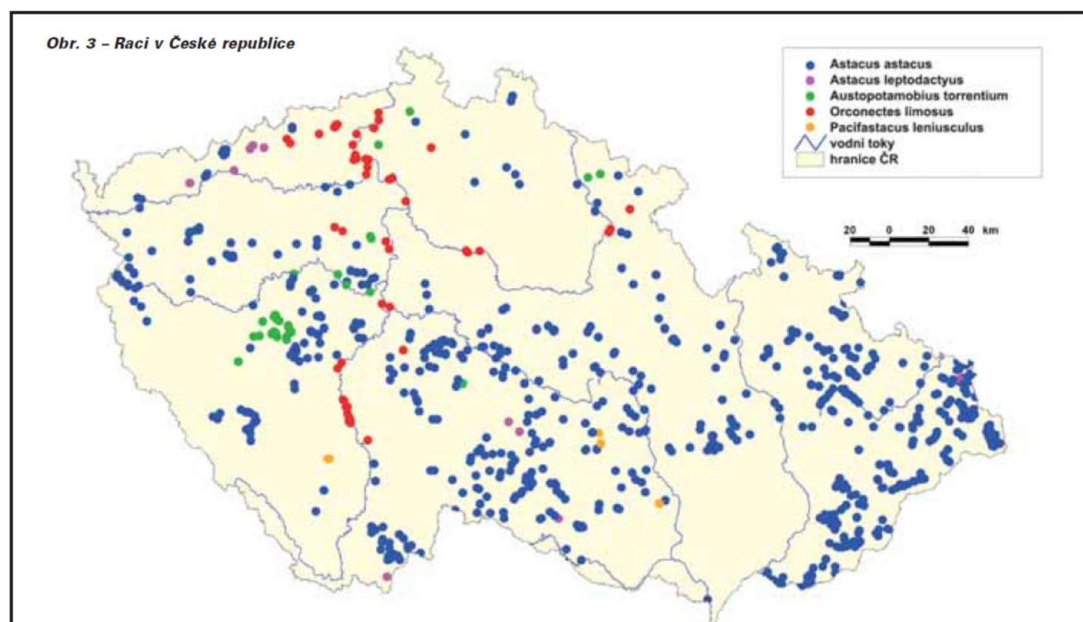
Rak signální vykazuje vysokou vnitrodruhovou diverzitu. Tři poddruhy byly původně popsány jako samostatné druhy: *Pacifastacus leniusculus leniusculus* (Dana, 1852), *P. leniusculus klamathensis* (Stimpson, 1857) a *P. leniusculus trowbridgii* (Stimpson, 1857) (Lewis, 2002; Taylor et al., 2007). Toto členění jiní autoři zpochybnili, a to v souvislosti s překryvem morfologických znaků (Pertusek et al., 2017 ex Miller, 1960; Larson and Olden, 2011) nebo nesouladem s členěním opírajícím se o genetiku (Petrušek et al. ex Larson et al. 2012, 2016). Je zřejmé, že vnitrodruhová členitost se netýká jenom populací v Americe. O vysoké variabilitě signálních raků introdukovaných do Evropy svědčí úvahy, že signální raci v Evropě mohou pocházet z více než jednoho introdukovaného poddruhu (Agerberg and Jansson 1995, Grandjean and Souty-Grosset 1997). Široká genotypová výbava se může podílet na invazním úspěchu tohoto druhu raka v Evropě (Pertusek et al., 2017).

V Severní Americe využívá rak signální nejrůznější typy biotopů, od malých potoků po velké řeky a jezera včetně podhorských jezer (Kouba et al., 2013). V Evropě osidluje obdobné biotopy jako rak říční (Souty-Grosset et al., 2006). Na rozdíl od něho je však tolerantnější k vyšší teplotě vody, ke znečištění a sedimentu na dně (Đuriš et al., 2013). Signální rak se od říčního raka odlišuje i chováním, rychlostí růstu a dospívání, což souvisí s jeho konkurenční převahou oproti říčnímu rakovi a vlivem na ekosystém viz kap. 3.6.

Rak signální se rozšířil do 29 evropských států a je tak nejrozšířenějším nepůvodním rakem v Evropě. (Đuriš et al., 2013). Vývojem populace v ČR, a zejména metapopulace v oblasti Českomoravské vrchoviny, se podrobněji zabývá následující kapitola 4.4.

3.4 Vznik a vývoj populace raka signálního v zájmovém území

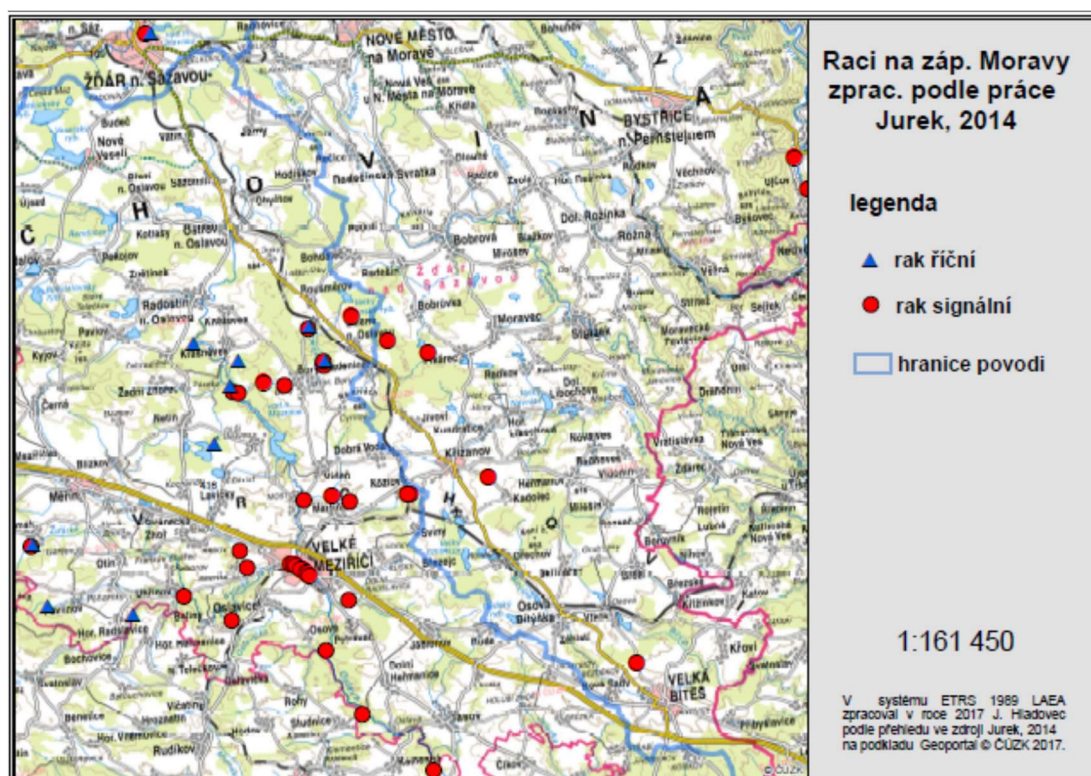
Na Českomoravskou vrchovinu byl rak signální dovezen v roce 1980 ze Švédska pod záštitou rybářského svazu a vysazen na čtyřech lokalitách na Moravě. Dovezená ráčata byla vysazena do rybníka Spustík u Křižanova v počtu 400 ks, dále do rybníka u obce Čáslavice, do rybníka Skříňka u Velké Bíteše a do odstavného ramene řeky Jihlavy u Ivančic. Z rybníka Spustík byl následně loven a vysazován na další místa v okolí (Holzer 1987; Policar a Kozák, 2000). V roce 2004 a 2005 probíhalo rozsáhlé mapování raků organizované Agenturou ochrany přírody a krajiny ČR (dále také AOPK ČR). Některé výsledky a závěry z mapování zveřejnil Chobot (2006). Rak signální byl v rámci tohoto mapování ČR zjištěn pouze v 5 lokalitách. V oblasti Českomoravské vrchoviny byly k nálezům signálního raka zakresleny dvě značky. Podle přiložené mapy z článku je patrné, že v době mapování byl v celé oblasti Českomoravské vrchoviny zcela dominantním druhem rak říční viz obr. 2.



Obr. 2: Rozšíření raků podle druhů podle mapování AOPK ČR v letech 2004 a 2005. Podle mapování AOPK ČR zhotovil K. Chobot. Literární zdroj: Chobot, 2006.

Navazující monitoring zajišťovaný AOPK ČR (AOPK ČR ©2017) se věnoval především evropsky významným druhům, ale i tak se v databázi z tohoto období objevuje řada nálezů signálních raků v zájmové oblasti (AOPK ČR ©2017 ex Adamec a Janoušek, 2012, Doležalová, 2015, Filipová et al., 2006, Havelka, 2010, Havelka, 2014, Havelka 2016, Havelka et al., 2010, Chlubný, 2005, Jeřábková, 2004, Kouba et al., 2013, Maštera, 2011, Matrková, 2015, Musilová a Janšta, 2004, Švanyga a Adamec, 2015). O dalších nálezech raka signálního v tomto období informují také jednotlivé publikace, články a nálezové zprávy v databázi AOPK ČR neuvedené (Policar a Kozák, 2000; Štambergová et al., 2009; Štambergová a Kučera, 2009, Hladovec, 2012, Kozubíková–Balcarová, 2014). Přehled nálezových lokalit známých do roku 2012 zpracoval a vlastním průzkumem v uvedeném roce prověřil a významně doplnil Jurek (2014). Raci signální, pocházející z původní introdukce do

rybníka Spustlík, byly v té době nalezeni už ve 14 lokalitách v několika okresech včetně řeky Balinky a Oslavy.



Obr. 3: Rozšíření raků v zájmové oblasti podle publikovaných zjištění do roku 2013 podle přehledu, který publikoval Jurek (2014).

Během roku 2017, tedy v době, kdy byla realizována i tato diplomová práce, se také objevila sada dalších nálezových dat raka signálního v nově vzniklé nálezové databáze Výzkumného ústavu vodohospodářského (VÚV T.G.M. ©2017).

3.5 Račí mor a riziko jeho šíření prostřednictvím raka signálního

Kromě konkurenční zdatnosti raka signálního a dalších amerických invazivních druhů, bylo potvrzeno, že tyto raci hostí a rozšiřují oomycetu *Aphanomyces astaci*, Schikora, 1906, (*Oomycetes*, *Saprolegniales*, *Saprolegniaceae*-hnilobytkovitě). Málo používaný český název původce je hnileček račí; Cejp, 1959. Parazit způsobuje račí mor (Persson a Söderhäll, 1983; Vey et al., 1983; Diéguez-Uribeondo and Söderhäll, 1993), který je nejničivějším onemocněním pro evropské druhy raků. *A. astaci* je řazen mezi 100 nejzávažnějších invazivních organismů (Lowe et al., 2004). Mycelium rostoucí v kutikule raka za vhodných podmínek vytváří sporangia a ta uvolňují do vodního prostředí pohyblivé bičíkaté zoospory. Cerenius a Söderhäll (1984), prokázali, že pohyblivé zoospory aktivně vyhledávají hostitele. Po přisednutí na račí kutikulu se zoospory přeměňují na cysty, ty klíčí a prorůstají do kutikuly, vytváří se mycelium a cyklus se uzavírá (Kozubíková a Petrušek, 2009).

U severoamerických raků, díky rychlé a silné imunitní odpovědi, obvykle nedochází k proniknutí mycelia kutikulou, rak přežívá a může se dokonce množit.

Nakažený rak je zdrojem dalšího šíření infekce (Söderhäll a Cerenius, 1999). Naopak, infekce původních evropských raků obvykle končí jejich úhynem (Unestam, 1969). Po infekci morem dojde s největší pravděpodobností k vymření celé populace (Taugbol, 2004). Imunitní odpověď u evropských, asijských a australských raků je slabá a nakažení jedinci hynou brzy po infekci (Cerenius et al., 2003). Parazit není zastaven v kutikule, prorůstá do tělní dutiny, napadá nervovou tkáň a vnitřní orgány, což rychle způsobuje smrt hostitele (Kozubíková a Petrusek, 2009). Díky moderním molekulárním metodám lze detekovat přítomnost nákazy významně citlivěji než dříve (Oidtmann et al., 2006; Vrålstad et al., 2009; Vrålstad et al., 2011; Kozubíková et al., 2009; Strand et al., 2011).

Molekulární detekce ale také přispěla ke zpochybnění absolutní platnosti předpokladu o rychlém a fatálním průběhu kontaktu evropských raků s račím morem. Ten vznikl na základě opakované zkušenosti, že infekce se lavinovitě rozšíří mezi všechny raky v subpopulaci a populace původních raků v dosahu šíření nemoci během krátké doby uhyne a pokud není přítomen americký rak jako rezervoár, vymizí z lokality i samotný patogen. Viljamaa-Dirks et al. (2011) pomocí molekulární analýzy (RAPD PCR) prokázali přítomnost patogenu na rakovi říčním odebraném pět let po odeznění zjevného vzplanutí račího moru ve sledovaném finském jezeře. Vysvětlili tak opakovaná vzplanutí račího moru po reintrodukcii říčních raků v některých finských jezerech, na která už dříve upozornili jiní autoři (Fürst, 1995; Erkamo et al., 2010). Přítomnost patogenu u říčních raků bez známek zjevných klinických příznaků račího moru potvrdili pomocí molekulární analýzy i další práce (Jussila et al., 2011; Vrålstad et al., 2011). Práce týmu Kozubíková et al. (2011), pomocí real-time PCR detekovala přítomnost patogenu na průkazné úrovni (A2) u signálních raků pocházejících z rybníka Ráček II. na severním okraji Českomoravské vrchoviny v okrese Svitavy, ve kterém, jak autoři uvádějí, rak signální a rak říční koexistují bez známek račího moru nejméně 10 let.

U tkáňových vzorků, odebraných ze středně nebo silně zamořených jedinců, lze v rámci vnitrodruhové variability určit genotypové skupiny parazita. Tyto skupiny vykazují různou virulenci (Huang et al., 1994; Jussila et al., 2011; Kozubíková et al., 2011; Viljamaa-Dirks et al., 2011; Makkonen et al., 2012; Jussila et al., 2013; Grandjean et al., 2014; Makkonen et al., 2014; Becking et al., 2015). Genotypová skupina izolovaná z druhu *Astacus astacus* (často z jedince bez akutních klinických příznaků onemocnění) je označována jako genotypová skupina A (Huang et al., 1994) někdy také jako genotyp (kmen) As (Viljama-Dirks, 2013). Genotypové skupiny izolované z raka *Pacifastacus leniusculus* popsal Huang et al. (2008) a označil je jako B a C. Viljama-Dirks (2013) pro ně používá označení Ps1 a Ps2. Genotypová skupina D je spojena s rakem *Procambarus clarkii* (rak červený), podle názvu hostitele je tento genotyp parazita označován jako Pc. Na vzorcích raka druhu *Orconectes limosus* z českého rybníka ve Směčně detekovali Viljama-Dirks et al., (2013) další genotypovou skupinu označenou jako E či genotyp Or. Aktuálně je rozlišováno 5 genotypových skupin. Andersson a Cerenius (2002) použili značení arabskými číslicemi, Oidtmann et al. (2002) obdobně římskými číslicemi. Na nejednotnost označování upozorňuje Svoboda et al. (2016) s doporučením používat pro genotypové skupiny abecední označení (A až E a tak dále) a především rozlišovat mezi označením genotypové skupiny a kmene (strain) parazita.

Vysvětlení případů dlouhodobého přežívání amerických a původních evropských raků je předmětem odborné diskuse i experimentů. Je uváděno několik možných předpokladů a jejich kombinací, které dlouhodobou koexistenci vysvětlují:

- Vyšší rezistence některých populací původních raků (Makkonen et al., 2012, Kokko et al., 2012).
- Přizpůsobení parazita během koexistence s evropskými druhy raků, které vedlo ke snížením virulence vůči těmto druhům raků (Makkonen et al., 2012). Tato hypotéza je uvažována zejména ve vztahu ke genotypové skupině parazita, který patrně způsobil rozsáhlou vlnu račího moru v Evropě v druhé polovině 19. století (kmen A, genotypová skupina As) a který byl identifikován u několika populací říčních raků (Jussila et al., 2011; Viljamaa-Dirks et al. 2011).
- Podmínky prostředí omezující přenos parazita. Zvýšené koncentrace iontů hořčíku inhibují životní pochody *A. astaci* (Persson and Söderhäll 1986). Neobvykle vysoký poměr iontů hořčíku k iontům vápníku ve vodě tureckých jezerech Iznik a Akeshir je považován za možné vysvětlení, proč tamější populace raků bahenních přežila infekci račího moru (Harlioğlu, 2008; Kokko et al., 2012; Petrusek et al., 2012). Podmínky prostředí souvisí také s hustotou populace a charakterem distribuce populace. Nízká hustota populace, labyrintový charakter vodních útvarů a vyšší izolovanost uvnitř metapopulace omezuje přenos patogenu. K delšímu přežívání zoospor, a tedy i dlouhodobému přežívání parazita v populaci, přispívá relativně chladnější voda (Diéguez-Uribeondo et al., 1995; Rezinciuc et al., 2014). Takové podmínky prostředí patrně přispívají k dlouhodobé koexistenci původních a nepůvodních druhů v některých skandinávských vodních systémech (Jussila et al., 2011, Viljamaa-Dirks et al., 2013, Makkonen et al. 2012, Svoboda et al., 2012; Becking et al., 2015). Chronický průběh nákazy v rámci subpopulace s přežíváním parazita i v populaci vnímavých evropských raků, je zároveň předpokladem pro uplatnění výše uvedeného předpokladu o přizpůsobování mezi parazitem a hostitelem. (Viljamaa-Dirks et al., 2011; Nylund and Westman, 2000; Kozubíková et al., 2009).
- Velmi nízká promořenost parazitem u kontaktní populace nepůvodních raků. Tato situace byla zjištěna u raků signálních ze skandinávských jezer (Jussila et al., 2011, Makkonen et al. 2012, Makkonen et al., 2014). Stejně vysvětlení, bylo zjištěno v případech lokální koexistence původních raků s rakem pruhovaným také v podmínkách několika jezer v Polsku a Německu. Zjištěná absence nákazy u raků v těchto relativně izolovaných lokalitách je vysvětlena tím, že zakládající jedinci lokální populace nepůvodních raků nebyli infikováni patogenem (Schrimpf et al., 2013).

Také výsledky Kozubíkové et al. (2011), detekce patogenu u signálních raků v rybnících na Českomoravské vrchovině pomocí citlivé real-time PCR svědčí o relativně nízké intenzitě nákazy (rybníky Stržek, RáčekII, Nad tratí, Spustlík). V rybníku Ráček II existuje podle autorů koexistence signálních raků s raky říčními už nejméně 10 let. Množství genetické informace patogenu v jednotlivých vzorcích testované populace koreluje s podílem pozitivně testovaných jedinců v populaci. Konkrétně u třech rybníků z Českomoravské vrchoviny, u kterých byl ve vzorcích zjištěn patogen v nejnižší průkazné hladině (A2), bylo procento infikovaných jedinců v populaci odhadnuto na mezi 9 a 15 %, v rybníku s vyšší přítomností patogenu ve vzorcích (úroveň A3) byl i relativně vyšší počet pozitivních vzorků a procento infikovaných jedinců bylo odhadnuto na 37 %.

Furst (1995) upozorňuje, že v populacích s latentní nákazou při zvýšení hustoty populace může opět propuknout hromadný úhyn. Oidmann (2000) k latentně nakaženým populacím uvádí, že doba, než dojde k propuknutí hromadného hynutí vnímavých druhů, je různě dlouhá a závisí na hustotě populací raků. Počet zoospor v prostředí je zpočátku pravděpodobně nízký, protože se uvolňují v malém množství jen z přenašečů omezujících růst parazita svým imunitním systémem. Jakmile ale začnou hynout nakažení vnímaví raci, množství zoospor v prostředí se zvýší a nákaza se lavinovitě rozšíří. Kozubíková a Petrušek (2009) konstatují, že i v případech koexistence původních a severoamerických raků s minimální nebo žádnou přítomností *A. astaci* američtí raci stále zůstávají substrátem pro patogen.

3.6 Interakce obou druhů a vliv raka signálního na ekosystém

Riziko šíření račího moru americkými druhy raků, včetně raka signálního, je pro vliv na populace říčních raků klíčový viz předchozí kapitola 4.5. Předpokládá se však, že rak signální představuje zásadní ohrožení říčních raků i bez ohledu na riziko přenosu račího moru.

O kompetenční převaze raka signálního svědčí práce Söderbäcka (1995), který publikoval výsledky terénního výzkumu interakce obou druhů ve švédském jezeře Skillötsjön. Postupné vytlačení původního raka říčního během několika let autor vysvětluje vyšší agresivitou a převahou jedinců signálního raka v přímé kompetici s říčními raky, jejich rychlejším růstem a rychlejším dosažením pohlavní dospělosti.

Dlouhodobý monitoring sympatrické populace obou druhů bez známek vzplanutí infekce račího moru publikoval Westman a Savolainen (2001). Do finského jezera Slickolampi, s původní populací raků říčních, bylo v roce 1971 vysazeno 900 ks ráčat raka signálního dovezených ze Švédska. Populace raků v tomto izolovaném jezeře byla následně až do roku 1999 pravidelně monitorována odlovem do pastí. Z počátku jednoznačně převažovala populace raka říčního (po čtyřech letech od vysazení signálních raků tvořili říční raci takřka 90 % osádky). Podíl říčních raků však víceméně trvale klesal. Po 19 letech od vysazení raků signálních mezi odchycenými raky z jezera trvale početně převážil a po dalších 10 letech sledování, v roce 1999 tvořili říční raci už jen 2 % račí osádky. U raků říčních se v době, kdy populace obou druhů byly početné, objevoval významně vyšší podíl zranění klepet raků říčních oproti nepůvodnímu druhu. V 16. roce od vysazení signálních raků byl počet zranění u říčních raků skoro dvojnásobný. Kromě převahy raka signálního v přímém kontaktu, uvádějí autoři zásadní konkurenční výhodu signálního raka v jeho rychlejší reprodukci. Tato výhoda mohla mít ještě významnější roli v situaci, kdy reprodukce obou druhů byla snížena mezidruhovým pářením a sterilními vajíčky takto spárených samic. Autoři citované práce předpokládají, že se snížením počtu oplodněných samic se populace raka signálního vyrovnala lépe především díky vyšší plodnosti a rychlejšímu dosažení pohlavní dospělosti. Z dlouhodobého sledování interakce obou druhů autoři vyvozují závěr, že rak signální je oproti rak říčnímu konkurenčně zdatnější a je schopen původní druh postupně vytlačit, aniž by interakci ovlivňovala rozdílná odolnost proti račímu moru. Předpoklad autorů o nepřítomnosti patogenu však nebyl doložen laboratorní diagnostikou, ale vychází pouze ze skutečnosti, že během skoro třicetiletého monitoringu nezaznamenali viditelné symptomy vzplanutí račího moru. S přihlédnutím k pozdějším informacím jiných autorů, kteří s využitím molekulární

diagnostiky potvrdili možnost chronické nákazy i u říčních raků (Viljamaa-Dirks a Torssonen, 2008; Viljamaa-Dirks et al., 2011; Kozubková, 2011; Jussila et al., 2011), nelze předpoklad nepřítomnosti patogenu založený pouze na sledování četnosti populace a vizuální kontrole jedinců považovat za spolehlivý.

Vyšší agresivitu signálních raků, a to i v rámci svého druhu, dokládá studie Harrison et al., 2006. Autoři sledovali chování a distribuci různě velkých jedinců v umělém kanále. Zjistili, že populace a rozmístění raků je přísně hierarchizované. Mladí jedinci zůstávají v mělčinách, zatímco ti starší a větší preferují stanoviště v tůních, které také důsledně hájí.

Požadavky raka signálního na prostředí se překrývají s fundamentální ekologickou nikou raka říčního, ale vzhledem k větší přizpůsobivosti a odolnosti rak signální tuto niku přesahuje. Je tolerantnější k vyšší teplotě vody, ke znečištění a sedimentu na dně (Ďuriš et al., 2013). Sibley et al. (2011) uvádí, že tento invazní druh v Anglii osidluje i vody, ve kterých původní druhy nebyly schopny žít z důvodu příliš nízkého pH nebo z důvodu znečištění důlními vodami.

V prostředí, kde je nedostatek úkrytů pod kameny nebo v kořenech dřevin dokáží oba druhy hloubit v jílovitém materiálu břehů úkrytové nory. Jak uvádí Bubb et al. (2006), je tato schopnost hloubení nor u signálního raka mimořádně vyvinutá. Podle pozorování raků signálních v řekách v povodí Temže, je v norovaných úsecích přímo z objemu nor uvolněno více než 3 t materiálu na každý kilometr toku. Ještě podstatně větší množství sedimentů vzniká související destabilizací, urychlením eroze a borcením břehů. Lze předpokládat, že změna bilance a splaveninového režimu může významně ovlivnit fungování postižených ekosystémů. Vzhledem k tomu, že práce vznikala v oblasti, kde signální raci nahradili původní druh raka bělonohého (*Austropotmobius pallipes*) nelze zjištěnou změnu biotopů zcela přejímat i pro naše vodní toky s původním výskytem raka říčního, který, stejně jako rak signální, hloubí zemní nory.

Dlouhodobým vlivem signálního raka na říční společenstva v anglických řekách se podrobně zabýval Mathers et al. (2015). Na základě rozsáhlého a monitorování autoři tohoto projektu konstatovali, že ve všech sledovaných regionech byl zjištěn dlouhodobý vliv tohoto druhu raka na složení bentických společenstev bezobratlých živočichů. Výsledná společenstva se lišila podle jednotlivých regionů a ročního období vzorkování, ale změna struktury na všech lokalitách zůstala po dobu pozorování stabilní a bez známek návratu do původního stavu.

Závěry o významném vlivu populací signálního raka na vodní makrofyta, oslabení makrofauny vodních bezobratlých a redukci rybího potěru i ostatních druhů raků predací a konkurencí uvádějí i další autoři (Nyström a Strand 1996; Guan a Wiles, 1997; Stenroth a Nyström, 2003; Crawford et al., 2006).

Porovnáním potravní niky raka signálního a raka říčního v podmínkách severských jezer se zabývala práce autorů Ercoli et al. (2014). Na základě analýzy stabilních izotopů dusíku a uhlíku ze vzorků raků a jejich předpokládané potravy posuzovali šíři potravní niky těchto druhů. U signálního raka autoři konstatovali schopnost využívat výrazně širší potravní niku. V omezených podmínkách severských jezer se však tato schopnost neuplatňovala a potravní zdroje obou druhů zde byly shodné.

Z hlediska životní strategie je rak říční K-stratég (Reynolds, 2002). V porovnání s tímto druhem vykazuje rak signální některé znaky r-stratéga, jako rychlejší růst a dřívější plodnost (Kozák et al., 2013). Štamberková et al. (2009) uvádí pohlavní dospělost raka signálního ve 2 až třech letech při délce 60 až 90 mm a

upozorňuje i na případy pohlavní dospělosti u tohoto druhu ve věku jednoho roku. U raka říčního odkazuje Štamberková et al. (2009) na práci Laurent et al. (1997), podle které jedinci pohlavně dospívají ve věku 16 měsíců až 5 let, při délce samic 62 až 85 mm a u samců 60 až 70 mm. U obou druhů dochází k páření na podzim v září či říjnu v závislosti na poklesu teploty vody (Abrahamsson, 1971; Kozák et al., 2013 ex Hunter a Lindqvist, 1986; Jurek, 2014). Pro vývoj ráčat raka signálního je ekologickou výhodou o 3 až 4 týdny časnější líhnutí ráčat než u raka říčního ve stejných podmínkách (Kouba, 2007 ex Johnsson, 1995). Abrahamsson (1971) uvádí v průměru o 27 % menší velikost vajec u raka signálního oproti raku říčnímu a usuzuje, že jde o důležitý faktor z hlediska plodnosti. Vysvětluje, že menší velikost vajíček spolu s širším abdomenem, umožňuje samicím raka signálního inkubovat větší množství vajíček.

Sledování pohybové aktivity raka signálního v průběhu roku i denního cyklu a v souvislosti s podmínkami prostředí se zabývá práce Johnson et al. (2014). Z hlediska interakce s původními druhy je zajímavé zjištění o velké variabilitě chování signálních raků v různých podmínkách. Schopnost přizpůsobit aktivitu podmínkám prostředí je dalším dokladem přizpůsobivosti tohoto nepůvodního druhu a dalším aspektem jeho kompetiční převahy. Na vysokou denní i noční aktivitu raka signálního a na jeho vysokou pohyblivost ve srovnání s rakem bělonohým upozorňuje i Bubb et al. (2006).

Studii zaměřenou na porovnání fyziologických funkcí raka říčního a raka signálního během dne zveřejnil Styrišave et al. (2007). Po sedm dní byla průběžně sledována činnost srdce, spotřeba kyslíku a pohybová aktivita u obou druhů a porovnávány rozdíly mezi dnem a nocí (12 hodin tma, 12 hodin světlo). Zatímco během noci byly fyziologické hodnoty u obou druhů bez významných rozdílů, během dne vykazovali raci signální fyziologické hodnoty svědčící o jejich vyšší denní aktivitě oproti rakům říčním. Autoři z výsledků dovozují, že oba druhy jsou noční živočichové, ale rak signální je ve srovnání s rakem říčním na noční aktivitu méně vázán. Výsledky experimentu jsou tedy ve shodě s předpokladem variability a přizpůsobivosti chování raka signálního ve vztahu k cirkadiálnímu rytmu.

Poznatky týkající se migrační schopnosti raka signálního, zjištěné na základě telemetrického sledování, publikoval Bubb (2004). Z výsledků jeho pozorování vyplývá tendence raků signálních migrovat spíše po proudu. Práce uvádí šíření druhu ve sledovaném toku řeky Wharfe v severní Anglii ve směru po proudu rychlostí 1,5 km ročně. Stejný autor v pozdější studii (Bubb, 2006) uvádí aktuální šíření populace signálního raka po proudu téže řeky rychlostí 2 km za rok.

Bernardo et al. (2011) dlouhodobým pozorování populace signálních raků v řece Macas, v povodí Douro v Portugalsku, zaznamenal průměrné šíření populace po proudu o 2,8 km a proti proudu o 1,7 km ročně. Za mimořádných podmínek průtoku však zjistil posun populace po proudu i o 6,7 km/rok.

Hudina et al. (2011) uvádí, že rychlost šíření raka signálního je v některých řekách velmi vysoká zejména po proudu. Sděluje, že v dolním toku řeky Mura v Chorvatsku byla zjištěna rychlost šíření dosahující 18 až 24,4 km ročně.

Moorhouse and MacDonald (2011) při rozsáhlém terénním experimentu s rakem signálním na přítocích řeky Windrush v Anglii zjistili, že vymístění raků z části úseku řeky významně ovlivnilo preferenci šíření raků z okolní uvolněného prostoru tak, že směrem do neobsazeného prostoru se šířili rychleji. Do vymístěného úseku se raci posunuli o 239 m, zatímco za stejný čas se označení raci přemístili do jiných směrů jenom o 187 m. Vliv uvolněného prostoru byl podobně významný jako

vliv proudu na směr šíření: ze 313 jedinců se 174 posunulo po proudu a 139 proti proudu.

Wutz a Geist (2013) se provedli terénní experiment sledující migrační chování raka signálního. Pokus byl proveden na 400 m úseku řeky Moosach nedaleko Mnichova. Původní populace říčních raků byla v době experimentu už několik desetiletí nahrazena rakem signálním. Pokus byl založen na metodě CMR (capture-mark-recapture) a probíhal během června až září. Označeno bylo 1599 jedinců z nichž 17,4 % bylo znovu chyceno. Obecně nebyl zjištěn významný rozdíl mezi pohybem po proudu a protiproudu. Tento rozdíl však byl významný podle pohlaví, kdy samci se významně více pohybovali po proudu a samice proti proudu. Postup samic proti proudu autoři dávají do možné souvislosti s kompenzací snosu čerstvě osamostatněných rácat proudem. Dosažená vzdálenost během 3 měsíců trvání pokusu činila u samců průměrně 80 m, u samic 65 m. Raci o průměrné délce 53 mm urazili průměrnou vzdálenost přes 70 m.

Wutz a Geist (2013) také vyjadřují úvahu, že říční jezy nejsou trvalou migrační bariérou a pohyb populace pouze pozdrží. V souvislosti se schopností raků při překonávání migračních bariér Nylund a Westman (1995) zmiňují, že rychlost šíření populace záleží na její hustotě a migrační aktivitě, ale také na přítomnosti překážek v toku (jezy, hráz, vodopády), které mohou šíření bránit. Práce Kozubíkové et al. (2009) uvádí, že ve dvou případech bylo šíření infekce račího moru zastaveno hrází rybníka. Peay a Rogers (1999) vyzorovali, že přírodní překážky jako dnové stupně, jezy a vodopády zpomalují i poproudové šíření populace, ale jen do doby, kdy populace dosáhne určité hustoty a kdy dostatek jedinců překoná bariéru. Holdich (2014) uvádí, rak signální dobře šplhá a je schopen poradit si se strmými jezovými skluzy a vodopády.

Frings et al. (2013) zjistil, že rak signální dokáže ve vodě prudkým impulzním pohybem vzad překonávat krátké dnové prahy a stupně do délky 35 cm, a to proti proudu o rychlosti 0,44 m/s. Autor odhaduje, že proud o rychlosti 0,65 m/s by rak takto překonat nedokázal.

4. Charakteristika zájmového území

Tato práce se zabývá metapopulací vzniklou z vysazení signálního raka do rybníka Spustlík nedaleko Křižanova v okrese Žďár nad Sázavou. Druh se rozšířil do dalších oblastí západní Moravy. Jádro současného výskytu je ve východní polovině Českomoravské vrchoviny, v kraji Vysočina. Hydrologicky se jedná především o povodí řeky Oslavy a Svratky náležející do oblasti povodí Dyje, mezinárodního povodí Dunaje, a tedy úmoří Černého moře. Výjimkou je potok Staviště ve Žďáru nad Sázavou, který ústí do řeky Sázavy. Zavlečením raka signálního na tuto lokalitu, které zaznamenal J. Havlík v roce 2009 (AOPK ČR©2017), došlo k překročení hranice evropského rozvodí. Práce je zaměřena právě na území, které je spojeno s nebezpečím šíření populace tohoto invazního druhu směrem k česko-moravské zemské hranici a rizikem následného rychlého šíření v povodí Labe.

Zkoumané lokality se nacházejí poblíž centrální části Českomoravské vrchoviny a zahrnují drobné vodní toky, říčku Balinku a horní tok řeky Oslavy.

Provedená šetření se týkala nejen proudících úseků, ale také rybníků a vodních nádrží. Z navštívených lokalit s nálezem signálních raků byl v nejvyšší nadmořské výšce potok Staviště ve Žďáru nad Sázavou ve výšce 565 m.n.m. Z

kontrol v povodí Svratky měl nejvyšší polohu rybník Dolní Tis v nadmořské výšce 530 m.n.m. a v povodí Oslavy to byl úsek potoka Žďárka ve výšce 545 m.n.m. Nejnižší bylo šetření provedeno v řece Oslavě ve Velkém Meziříčí na úrovni 419 m.n.m.

Zkoumaná oblast má charakter vrchoviny či pahorkatiny s relativně hustou sítí drobných vodních toků. Tvoří pramennou oblast odvodňovanou řekami Svratkou, Oslavou. Za hranicí evropského rozvodí pak řekou Sázavou.

Řeka Oslava pramení v severní části Českomoravské vrchoviny jihozápadně od Žďáru nad Sázavou u obce Česká Mez v nadmořské výšce cca 567 m n. m. Dále protéká soustavou rybníků u Nového Veselí a pokračuje jižním směrem k městu Velké Meziříčí, před kterým je na řece Oslavě vybudována přehrada Mostišť. Oslava ústí do řeky Jihlavy v Ivančicích (Povodí Moravy, s. p. ©2009).

Svratka pramení severně od Žďáru nad Sázavou u obce Cíkháj na úbočí Křivého javora a Žákovy hory (810 m n. m.) ve Žďárských vrších, ve výšce cca 772 m n. m. a ústí do Dyje u Novomlýnských nádrží (Povodí Moravy, s. p. ©2009). Řeka samotná nebyla předmětem průzkumu, ale je sběrníci vyššího řádu pro severní část zájmového území včetně zkoumaného rybníka Dolní Tis a také pro rybník Spustlík, který byl původním místem vysazení signálních raků v této oblasti.

Průměrný roční úhrn srážek na většině zájmového území je 600 až 650 mm, nejvýše položené lokality poblíž rozvodí Dunaj-Labe pak dosahují průměru 650-700 mm ročně. Klima lze charakterizovat jako mírně teplé-vrchovinné (B5) s průměrnou roční teplotou 5 až 6°C. Ve vrcholových částech rozvodí je klima chladnější (Syrův a Brva, 1958). Podle Quitta (Quitt, 1984) se jedná o oblast mírně teplou v kategorii převážně MT5, poblíž rozvodí i MT3. Průměrná červencová teplota v klimatické oblasti MT5 je 16 až 17°C.

Lokalita potoka odtékajícího z rybníka Staviště je v městské aglomeraci Žďáru nad Sázavou, okolí soutoku řeky Balinky s Oslavou je v zástavbě Velkého Meziříčí. Okolí ostatních zkoumaných lokalit má charakter hospodářsky využívané leso-zemědělské krajiny, místy až krajiny rybníční. Rybníční hospodářství je často značně intenzivní. Některé rybníky jsou součástí větších hospodářských celků, které zasahující do více dílčích povodí. Lesy jsou převážně smrkové, listnaté dřeviny mají převahu většinou jen v břehových porostech lemujících vodní toky v otevřené zemědělské krajině.

Nejsevernější z kontrolovaných lokalit (Staviště ve Žďáru nad Sázavou) je součástí území rozsáhlého CHKO Žďárské vrchy. Na CHKO z jihu navazuje Přírodní park Bohdalovsko. Část údolí řeky Balinky je součástí Přírodního parku Balinské údolí. V širším území se nacházejí také prvky Natura 2000: EVL Rybník u Zadního Zhořce a EVL Rybníky u Rudolce. V ose SZ-JV území přetíná dálnice D1.

Geologickým podkladem dotčené oblasti je pestrá skupina moravského moldanubika tvořená převážně žulami a rulami. Kromě ojedinělých drobných vloček vápenců a erlanů se jedná o krystalické horniny s nedostatkem vápníku, které se jako mateční horniny podílí na vzniku kyselých půd. Pedologicky převažuje kambizem, v trvale zamokřených územích také pseudoglej, v prameništích rašelinné půdy (Čech et al., 2002).

5. Metodika

5.1 Vytvoření přehledné databáze nálezových dat

Pomocí software ArcGIS 10.4 (ESRI ©2015) byla vytvořena nálezová databáze. Základní mapová kompozice byla vytvořena s použitím liniových vrstev vodních toků a povodí, polygonových vrstev vodních ploch DIBAVOD (VÚV T. G. Masaryka ©2016) upravených funkcí CLIP na rozsah zájmového území. Dále byla kompozice připojena ke službě WMS Geoportálu ČÚZK-Základní mapy České republiky (ČÚZK ©2010). Pro mapovou kompozici byl použit souřadnicový systém ETRS 1989 LAEA.

Formou vektorových bodů byla do databáze zanesena publikovaná nálezová data raka signálního z nálezové databáze AOPK ČR (AOPK ČR ©2017). Údaje byly od AOPK ČR získány bezplatně na základě licenční smlouvy. Dále byly doplněny nálezy publikované v dalších pramenech (Policar a Kozák, 2000; Štambergová et al., 2009; Štambergová a Kučera, 2009, Hladovec, 2012, Kozubíková–Balcarová, 2014). Grafická složka byla tvořena vektory (body, linie, polygony). V případě údajů z nálezové databáze AOPK ČR byla grafická složka propojena s příslušnými atributy pomocí funkce JOIN. U nálezů z ostatních pramenů byly doplněny tyto atributy: číslo lokality, název lokality, označení vodního útvaru, rok prvního zjištění. Do atributové tabulky lokalit, které prověřoval Jurek (2014), byl rovněž vložen výsledek jeho kontroly (hodnoty 1/0).

Do mapy byla v průběhu práce doplněna data z vlastních zjištění a tato vektorová vrstva byla připravena pro poskytnutí do veřejně přístupné nálezové databáze.

5.2 Terénní průzkum a odchyt raků

5.2.1 Plán průzkumu

Na základě zhodnocení shromážděných informací v mapové kompozici a s ohledem na výsledky jednání s jednatelem MO MRS ve Velkém Meziříčí a vedoucím střediska rybářství firmy Maria Podstatzka-Lichtensteinová, byl stanoven návrh předběžného plánu vlastních terénních šetření. Cílem šetření bylo aktualizovat či doplnit shromážděné informace o areálu výskytu obou druhů raků v zájmovém území. Výběr lokalit byl následně konzultován na společné schůzce se školitelem a odborným konzultantem. Plán byl průběžně aktualizován s ohledem na zjištění v terénu.

Terénní šetření byla prováděna v roce 2016 a 2017. Zápisy k průběhu a výsledkům prováděných šetření jsou součástí přílohy. V roce 2017, po získání nezbytného vybavení a materiálu, byl průzkum spojen také s odběrem tkáňových vzorků pro molekulární detekci přítomnosti *A. astaci*.

5.2.2 Charakter a způsob průzkumu

Průzkum neměl charakter inventarizačního průzkumu a nekladl si za cíl stanovení populační hustoty. Posuzování populační hustoty odhadem podle počtu odchycených raků za časový úsek či vztahení počtu jedinců k délce prozkoumaného úseku toku poskytuje spíše orientační informaci než relevantní údaj. Navíc lokality měly různorodý charakter a podmínky průzkumu se měnily i v čase. Pro spolehlivější posouzení populační hustoty by bylo třeba použít metodu CMR (capture-mark-recapture), která je ale časově i finančně náročná. Průzkum byl zaměřen především na zjištění přítomnosti raků a jejich odchyt ke jejich kontrole, případně k odběru tkáňových vzorků. Informace o hustotě populace byla u lokalit uváděna pouze jako orientační informace v poznámce.

Metoda průzkumu a odchytu raků byla přizpůsobována především typu a stavu vodního útvaru, intenzitě výskytu raků a ve vodních tocích také průtoku, průhlednosti a teplotě vody.

Rybníky byly kontrolovány v době výlovů, resp. krátce po výlovu, pochůzkou se zaměřením na úkryty raků podle typu dna, tedy především kamenité hráze, manipulační objekty, jednotlivé kameny v ploše obnaženého dna, břehy atd.

Ve vodních tocích byl použit přímý průzkum s odchycem do ruky nebo s pomocí sítky. Vzhledem k charakteru toků a příznivým hydrologickým podmínkám nebylo, až na jednu výjimku, třeba použít pasti (vrše). Průzkum byl prováděn v teplé části roku a převážně po setmění, kdy jsou raci aktivnější, jsou častěji mimo úkryty a jejich zjištění a odchyt ve volné vodě s použitím silné svítilny je snazší. Pokud byl prováděn průzkum během dne, byla kontrola zaměřena především na úkryty pod kameny. V místech s jílovitým dnem a nedostatkem kamenů také v norách, případně ve škvírách kamenných opevnění břehů či v kořenech dřevin. Průzkum probíhal pouze v době mimo mimořádně vysoké průtoky či zkalení po prudkých deštích, vypouštění rybníků a podobně.

Odchycení jedinci byli prohlédnuti, byl určen druh, pohlaví, délka těla (od konce telsonu po konec rostra), délka a šířka obou klepet, stav jedince (živý/mrtvý) a jeho případná specifika-poškození, melaninové skvrny, vajíčka, stav čerstvě po svlečení, netypické zbarvení, povlaky nálevníků, potočnice a podobně. Každý nález dostal své evidenční číslo a byl spojen se zápisem o provedeném odchytu, který obsahuje určení lokality, datum, čas, počasí. Dále byl doplněn údaj o odběru tkáňových vzorků. Pro každý průzkum a lokalitu byl zaznamenán aktuální stav v době odchytu (stav vody, zákal, případně další specifika např. zápach, barva apod.) a charakter toku a břehů. Každý zápis z odchytu byl doplněn mapkou se zákresem zkoumaného úseku.

Během terénního průzkumu byla důsledně dodržována prevence možného přenosu původce račího moru mezi jednotlivými lokalitami. Na zjištěné jedince raka signálního byl vždy pohlíženo jako na přenašeče račího moru. Při každém přejezdu na další lokalitu byla provedena výměna namočeného vybavení (holínky, sítky) za připravené suché vybavení a pokud již nebylo nekontaminované vybavení k dispozici a byla v terénu provedena dezinfekce všech namočených částí vybavení roztokem Savo originál.

5.3 Odběr a zpracování tkáňových vzorků

Použitá metodika vycházela především z rad odborného konzultanta a souvisejících publikací (Oidtmann et. al., 2006; Vrálstad et al., 2009; Kozubíková et al., 2011). Postup byl podle druhu raků odlišný.

U signálních raků byly vzorky odebírány ze zabitých raků a vzorky obsahovali tkáň z různých částí těla (abdominální kutikulu, telson s uropody, pereopody).

U raků říčních byl odběr tkáňového vzorku prováděn z živého jedince. Byl proto prováděn tak, aby negativní vliv na vzorkovaného jedince byl minimalizován. U tohoto druhu byl odebrán pouze pereopod a části uropodu, tedy části těla, které u raků dobře regenerují.

Odebrány byly vzorky celkem ze 102 jedinců, 91 raků signálních a 11 jedinců raka říčního. Vzorky pocházeli ze 7 lokalit s blízkým výskytem obou druhů. V jednom případě pocházely vzorky obou druhů ze stejné lokality se sympatrickým výskytem (řeka Oslava bezprostředně nad vzduťm nádrže Mostiště). Četnost vzorků z jednotlivých lokalit byla u vzorků raků signálních od 9 ks do 28 ks, u raků říčních v počtu od 3 do 4 ks. Malá velikost vzorků u raků říčních souvisí se snahou minimalizovat negativní vliv na zvláště chráněný druh. V souvislosti s odlišnou metodikou odběru vzorků podle druhu raků, byly pro analýzu použity odlišné části těla raků.

Maximální četnost všech vzorků byla předem limitována celkovým počtem, analýz vzorků, které mohly být provedeny v rámci spolupráce s Katedrou ekologie Přírodovědecké fakulty Univerzity Karlovy. Projekt předpokládal jako optimální získání alespoň tkáňových vzorků z 25 jedinců na každou testovanou populaci raků signálních. Skutečná četnost vzorků se ale odvíjela od praktických možností odchyty raků v lokalitě, zajištění jejich přepravy a bezodkladného zpracování tkáňových vzorků.

5.3.1 Signální raci

U raků signálních byli odchycení raci určeni k odběru tkáňových vzorků živí umístěni do jednotlivých plastových nádob tak, aby byli přepravováni odděleně a byla vyloučena možnost přenosu infekce mezi jedinci přímým kontaktem. Každá nádoba s rakem byla označena identifikačním číslem podle záznamu o odchyty. Raci byli, co nehumánněji, usmrceni v chloroformových výparech. Při manipulaci s raky a přípravě tkáňových vzorků byly důsledně používány latexové rukavice vyměňované pro každého jedince.

Bezprostředně po usmrcení jedince, kontrole a doplnění jeho popisu v tabulce nálezů, byla odebrána měkká část abdominální kutikuly, celá ploutvička (telson a uropody odstřižené na bázi) a 2 pereopody odstřižené na bázi. Takto odebraný tkáňový vzorek byl vložen do plastové Ependorffovi zkumavky, zkumavka doplněna 96 % čistým lihem, uzavřena a označena.

Pro oddělování tkáně byly používány nůžky, pitevní podložka. Nůžky byly po každém odběru otřeny buničinou a vydezinfikovány protažením v plamenu plynového vařiče a pitevní podložka vyměněna. Práce byla prováděna tak, aby nemohlo dojít ke kontaminaci vzorků cizorodou DNA. Vzorky byly do předání k analýze skladovány v mrazicím boxu při -18 °C.

5.3.2 Říční raci

Na rozdíl od signálních raků byl odběr vzorků z jedinců raka říčního prováděn tak, aby negativní vliv na jedince byl co možná minimální.

Odběr tkáňového vzorku z raků říčních byl proveden pouze ve vybraných lokalitách, a to v lokalitách se sympatrickým či velmi blízkým výskytem raka signálního. Jedinec byl po odlovu nejprve prohlédnut, změřen a byla provedena jeho fotodokumentace. Bezprostředně následující odběr tkáně spočíval v odebrání (odstřížení) jednoho pereopodu (kráčivé nohy) a části jednoho uropodu (části jednoho článku ocasní ploutvičky). Takto získaný vzorek byl vložen do zkumavky a dolit 96 % lihem a označen. Rak je schopen oddělenou část uropodu i končetinu regenerovat. Celý zákrok probíhal přímo na místě odchyty a trval maximálně několik minut (do 5 minut). Rak byl pak vypuštěn na místě odchyty. Veškerá manipulace s rakem a tkáňovým vzorkem byla prováděna v jednorázových latexových rukavicích měněných po každém jedinci, nůžky použité na oddělování vzorku byly po každém použití ořeny buničinou a protaženy plamenem (turistický plynový vaříč).

Manipulace s říčními raky včetně odběru tkáňového vzorku byla prováděna na základě výjimky podle § 56 zákona č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny (v platném znění) ze základních ochranných podmínek zvláště chráněných živočichů udělené orgánem ochrany přírody (Odbor životního prostředí a zemědělství Krajského úřadu Kraje Vysočina).

5.4 Molekulární detekce zamoření původcem račího moru

Molekulární analýza tkáňových vzorků byla provedena pracovištěm Katedry ekologie Přírodovědecké fakulty Univerzity Karlovy pod vedením prof. Adama Petruska. Byla použita kvantitativní polymerázová řetězová reakce (qPCR) s cílem stanovit přítomnost a intenzitu zamoření parazitem *Aphamonyces astaci*.

Analyzovány byly vzorky celkem ze 102 jedinců, 91 raků signálních a 11 jedinců raka říčního, vzorky pocházeli ze 7 lokalit.

Pro analýzu signálních raků byla k dispozici tkáň z několika částí raka, konkrétně abdominální kutikula, telson s uropody a pereopody. K izolaci DNA u tohoto druhu byla vždy použita abdominální kutikula a u vzorků z malých jedinců také vzorky z dalších odebraných částí těla.

U raků říčních mohla být pro analýzu použita pouze tkáň z pereopodu a části uropodu z důvodu minimalizace negativního vlivu na jedince zvláště chráněného druhu při odběru tkáňového vzorku.

Pro detekci původce račího moru ve vzorcích tkáně, byla použita kvantitativní polymerázová řetězová reakce qPCR (real-time PCR). Použitá metoda vykazuje vysokou citlivost a specifitu pro původce račího moru a je doporučována jako v současnosti nejvhodnější detekce napadení raků patogenem *A. astaci* (Tuffs & Oidtmann, 2011).

5.4.1 Izolace DNA a provedení PCR

Konkrétní informace k použité metodice izolace DNA a provedení real-time PCR byly poskytnuty osobním sdělením odborným konzultantem prof. A. Petruskem a Bc. Michaelou Mojžišovou z týmů Katedry ekologie Přírodovědecké fakulty

Univerzity Karlovy. Použitá metoda detekce vychází z práce Vrålstad et al. (2009) s mírnými odlišnostmi režimu PCR (Svoboda et al., 2014).

Z každého vzorku bylo pro analýzu odebráno 40-50 mg tkáně. Tkáň byla vložena do třecí misky a zmrazena tekutým dusíkem a rozdrcena. Následně byla z takto připraveného vzorku DNA extrahována s použitím Dneasy tissue kit (QIAGEN) a podle manuálu tohoto kitu (QIAGEN ©2006).

Izolovaná DNA byla testována na *A. astaci* pomocí TaqMan MGB (minor groove binder) kvantitativní PCR (real time PCR, qPCR) podle Vrålstad et al. (2009) s těmito změnami: zvýšení teploty během hybridizace (annealing) na 58°- 60°C a zkrácením fáze syntézy ze 60s na 30s (Svoboda et al. 2014). Reakce probíhala v termocykleru iQ5 Multicolor, výrobce Bio-Rad pro 96 jamkový reakční blok (plato). Použit byl TaqMan Universal PCR Master Mix, výrobce Applied Biosystems, specifické primery pro *Aphanomyces astaci* (AphAstITS-39F a AphAstITS- 97R) a specifická MGB sonda (AphAstITS-60P) s fluorescenční značkou FAM a zhášecem Tamra (Applied Biosystems).

Z důvodu testování případné inhibice, která může ovlivnit citlivost detekce patogenu, byl každý izolát současně analyzován dvakrát, a to neřaděný a v desetinásobném zředění (Vrålstad et al. 2009; Strand et al. 2011).

K detekci falešné positivity byly ke každé skupině vzorků (reakčnímu bloku) zařazeny negativní kontroly (no-template control, NTC), ve kterých byl templát nahrazen vodou (PCR-grade). V případě falešné positivity NTC, ke kterému došlo během jedné z reakcí, byly výsledky reakce vyřazeny a celý proces včetně izolace DNA byl zopakován. U všech dalších reakcí zůstaly NTC negativní. Hodnoceny tedy byly pouze výsledky reakcí s negativní NTC. Získaná data byla analyzována pomocí iCycler iQ software (Bio-Rad). Vliv možné inhibice PCR byl hodnocen rozdílem hodnot C_t (C_t = počet cyklů potřebných k překročení prahové hodnoty) pro neřaděné a desetinásobně naředěný templát. Předpokládaný rozdíl při desetinásobném ředění je podle standardní křivky (100 % účinnost v každém cyklu) je 3,32. Bylo stanoveno považovat odchylku C_t od standardu o 0,05 (15%) za přípustnou. Menší hodnoty rozdílu mezi naředěným a neřaděným templátem než 3,27 by byly považovány za významně svědčící o inhibici v neřaděném templátu. Během žádné z reakcí nebyla tato limitní hodnota překročena. Pomocí programu Bio-Rad byla provedena také kontrola průběhu efektivitu reakce korelací hodnot síly signálu v jednotlivých cyklech reakce se standardní křivkou.

5.4.2 Vyhodnocení PCR

Jednotlivé analyzované vzorky byly podle výsledné hodnoty C_t zařazeny do srovnávací semikvantitativní stupnice hodnot A0 až A7, vyjadřující intenzitu přítomnosti patogenu *A. astaci* ve vzorku (Vrålstad et al., 2009; Kozubíková et al. 2011). Limit detekovatelnosti patogenu (LOD-limit of detection) je metodou stanoven na 5 PUF (PUF-PCR forming units) tj. 5 molekul hledané genetické informace v původním vzorku což odpovídá C_t 39 (překročení prahové hodnoty v 39 cyklu) a méně. Limit možné kvantifikace sledované genetické informace v původním vzorku (LOQ-limit of quantification) je 50 PFU. Pro vzorky kategorie A2 lze z tabulky standardní průkaznosti odečíst také odpovídající hodnotu PFU pro zpětnou kvantifikaci genetického materiálu ve vzorku.

Použitá stupnice pro hodnocení přítomnosti patogenu dle Kozubíková et al. (2011) je v překladu uvedena v části 6.2 (Výsledky detekce patogenu).

5.5 Zpracování dat, příprava textového výstupu

Přehled faunistických šetření byl zpracován v tabulce s uvedením základních údajů ke každé lokalitě se zjištěním raků. Průměrná délka těla kontrolovaných jedinců podle lokalit, odděleně podle druhu, byla vyjádřena krabicovými grafy. Poměr pohlaví kontrolovaných jedinců formou koláčových grafů podle lokalit a podle druhů celkem. Údaj o délce těla a šířce klepete raků každého měřeného jedince signálního raka byl zanesen do bodového grafu. V případě samic, kde hodnoty vytvářejí jasnou směrnicí trendu, byl uveden i vzájemný poměr průměrných hodnot těchto tělesných rozměrů (délka těla/šířka klepete). U říčních raků tyto údaje zpracovávány nebyly, protože sada získaných dat byla příliš malá. Vstupní data tělesných rozměrů všech měřených raků jsou součástí přílohy. Zpracování bylo provedeno pomocí programu Microsoft Office Excel 365.

Vyhodnocené výsledky molekulární detekce byly zpracovány do tabulek podle jednotlivých lokalit se zvýrazněním naměřených hodnot.

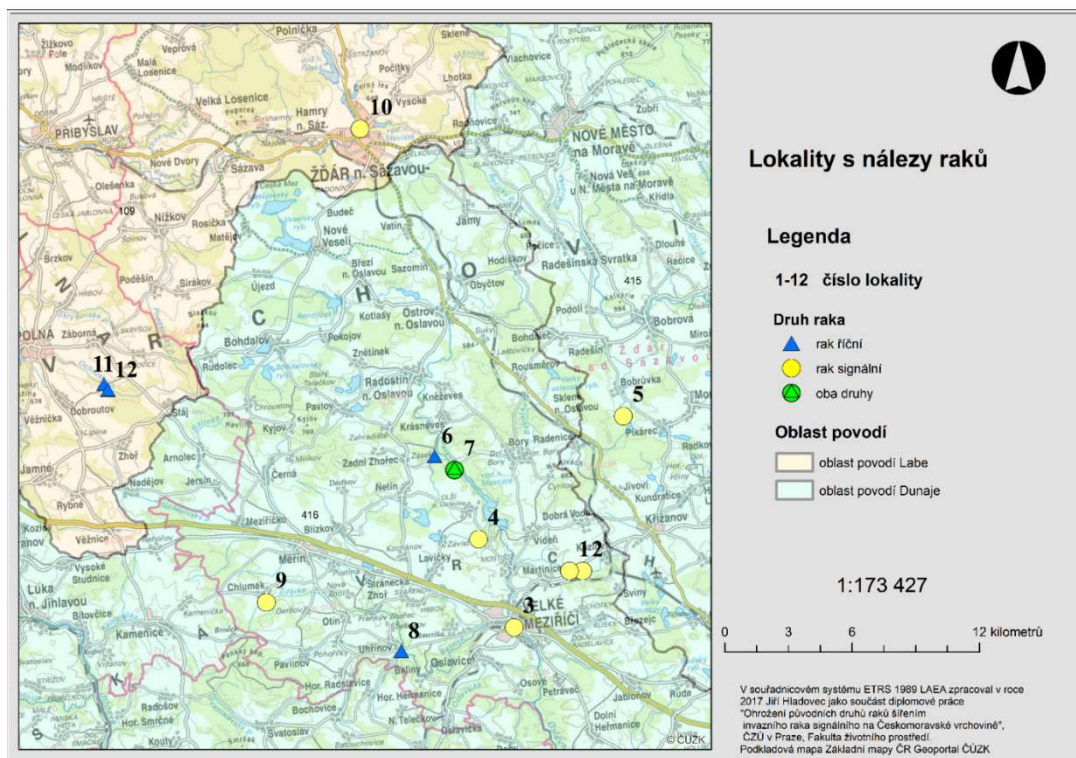
Text práce vznikl s použitím programu Microsoft Office Word 365.

6. Výsledky

6.1 Výsledky průzkumu

Během práce se podařilo prověřit stav 12 lokalit s výskytem raků. Ze tří lokalit se dříve zjištěným sympatrickým výskytem bylo v jednom případě trvání koexistence potvrzeno (lok. č. 7 - nad nádrží Mostiště), v jednom případě bylo zjištěno úplné nahrazení říčních raků rakiem signálním (lok. č. 9 - Chlumek) a na dvou lokalitách byla potvrzena pouze existence říčních raků. Nezjištěním signálních raků v těchto lokalitách během kontroly jejich přítomnost zcela nevylučuje (lok. 11 a 12 - r. Čihadlo).

Bylo potvrzeno přetrvávání silné subpopulace raka signálního v potoce pod rybníkem Staviště ve Žďáru nad Sázavou, jde o jedinou lokalitu raka signálního, kterou tento průzkum potvrdil na české straně evropského rozvodí. Raci byli zastíženi i bezprostředně u ústí potoka do řeky Sázavy. Stabilní a početná populace v současnosti prokazatelně dosahuje až k ústí potoka do řeky Sázavy (kontrola lokality č. 10 dne 10. 8. 2017).

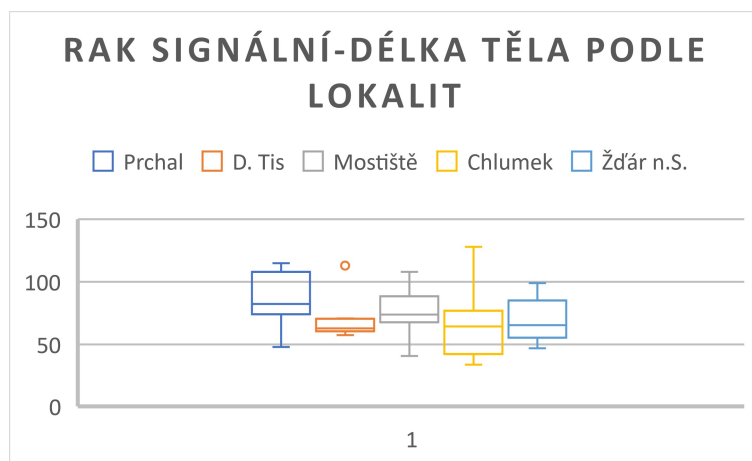


Obr. 4: Kontrolované lokality s nálezem raků (s použitím ArcGIS10 a vrstvy z Geoportálu ČÚZK). Lokality jsou označeny dle následující tab. 1

č.	datum šetření	GPS	označení lokality	vodní tok	dílčí povodí	druh	hustota popu.	habitat
1	9.8.2016	49°22'31.231"N, 16°3'1.971"E	Šípský potok, pod silnicí	Šípský p.	Oslava	P	nízká	drobný tok s břehovým porostem olše lepkavé, louky, pole, zákal, sinice
2	9.8.2016	49°22'24.610"N, 16°3'45.269"E	Šípský potok, u lesa Šíp	Šípský p.	Oslava	P	nízká	drobný vodní tok, louka, smrkový les, smíšený břehový porost, zákal, sinice
3	12.8.2016	49°21'8.856"N, 16°0'58.111"E	Velké Meziříčí	ř. Oslava	Oslava	P	střední	regulovaný tok v městské aglomeraci, jednotlivé kameny, sediment, zákal, znečištění
4	31.3.2017	49°23'26.632"N, 15°59'48.051"E	rybník Prchal	Závistký p.	Oslava	P	vysoká	rybník, snížená hladina, úkryty pod kameny záhozu hráze i v zátopě, pole, louky
5	7.4.2017	49°26'11.587"N, 16°5'54.579"E	rybník Dolní Tis	Luční p.	Svratka	P	střední	rybník po vypuštění, bahnitě dno, úkryty v kamenitých částech dna a břehů, louky
6	15.7.2017	49°25'38.251"N, 15°58'27.491"E	Zátoky	p. Zátoky	Oslava	A	nízká	drobný potok, zahloubený a meandrující, sedimenty, málo úkrytů, smrkový les
7	17.7.2017 10.8. 2017	49°25'14.585"N, 15°59'8.919"E	Mostiště	ř. Oslava	Oslava	P A	vysoká nízká	řeka v začátku vzdutí přehrady Mostiště, během kontroly proudící v kamenitém přírodním řečišti, sedimenty, mírný zákal, druhově pestré zarybnění, smrkový les
8	10.8.2017	49°20'45.156"N, 15°56'33.424"E	Uhřínov	ř. Balinka	Oslava	A	nízká	meandrující členitý potok s břehovými porosty vrby a olše, sediment, louky
9	10.8.2017	49°22'17.205"N, 15°51'28.837"E	Chlumek	p. Žďárka	Oslava	P	vysoká	drobný potok s nízkým průtokem, kamenité dno, úzký lem břehového porostu s převahou olše, vně pastvina
10	10.8.2017	49°34'1.941"N, 15°56'41.154"E	Žďár nad Sázavou	odtok r. Staviště	Sázava	P	vysoká	drobný vodní tok v upraveném korytě, úkryty ve spárách zdí, pod jednotlivými kameny na dně, městská zástavba
11	10.8.2017	49°28'7.979"N, 15°45'45.573"E	pod r. Čihadlo	Ochozský potok	Sázava	A	vysoká	potok, kromě vývařiště pod hrází přírodní charakter, členitý meandrující tok, smrkový les
12	10.8.2017	49°27'58.504"N, 15°45'53.046"E	pod r. Dolní Ochozský	Ochozský potok	Sázava	A	střední	potok, olšina mezi dvěma rybníky, sedimenty v ploché údolnici, mezi rybníky, usazeniny, olše lepkavá, rákos

Tab. 1: Lokality s nálezy raků. Zeleně jsou označeny lokality s odběrem vzorků. P=*Pacifastacus leniusculus*, A=*Astacus asta*

Byly zjištěny základní údaje (druh, tělesné rozměry, pohlaví, zjevné odchylky od normálu) u 108 jedinců ze 12 lokalit. Podrobné záznamy o kontrolovaných jedincích jsou v Příloze č. 1 (Záznamy k měřeným jedincům). Charakteristiky populace v jednotlivých lokalitách byly vyhodnoceny a porovnány.



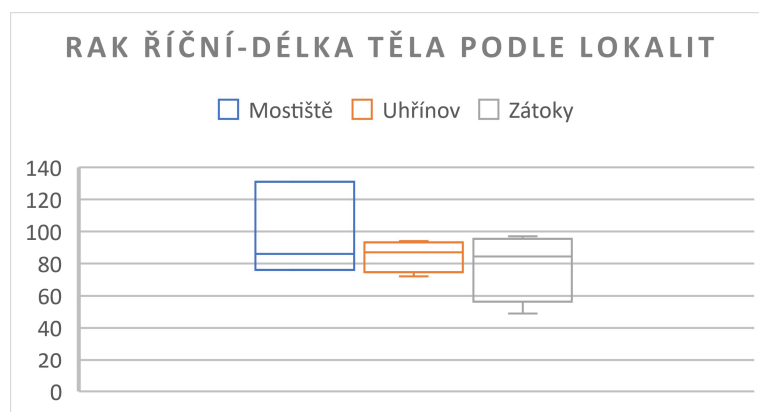
Obr. 5: Porovnání průměrné délky těla raků signálních podle lokalit

	Prchal lok. č.4	D. Tis lok. č. 5	Mostiště lok. č. 7	Chlumeck lok. č. 9	Žďár n.S lok. č.10	rak sig.
počet vzorků	16	9	20	28	18	91
průměrná dt	67,37	69,17	74,65	64,75	68,44	74,64
směr. odchylka	15,86	17,01	16,81	22,63	16,84	20,58

Tab. 2: Průměrná délka těla raků signálních podle lokalit (v mm). Čísla lokalit jsou uvedena v návaznosti na tab. 1.

Komentář k výsledkům porovnání délky těla raků signálních (obr. 5, tab. 2):

Přítomnost všech velikostních kategorií byla zjištěna v lokalitě Chlumeck, ale převažovala malá ráčata. Opačné výsledky jsou z lokality Prchal (rybník po vypuštění, průzkum se uskutečnil 31. března), kde mezi odchycenými raky zcela chybí jedinci menší velikosti. Výsledek sběru raků ve vypuštěném rybníku Dolní Tis naopak svědčí o přítomnosti pouze drobných jedinců s výjimkou ojedinělého nálezu velkého raka. Délka těla raků z ostatních lokalit nevykazuje mimořádné odchylky od očekávání.



Obr. 6: Porovnání průměrné délky těla raků říčních podle lokalit

	Mostiště lok. č. 7	Uhřínov lok. č. 8	Zátoky lok. č. 6	rak říční
počet vzorků	3	4	4	11
průměrná dt	97,67	85,00	78,75	86,18
směr. odchylka	29,30	9,83	21,36	19,99

Tab. 3: Průměrná délka těla raků říčních podle lokalit (v mm). Čísla lokalit jsou uvedena v návaznosti na tab. 1.



Komentář k výsledkům porovnání délky těla raků říčních (obr. 6, tab. 3) a porovnání zjištěné průměrné délky mezi měřenými jedinci obou druhů:

Zjištěna byly značné rozdíly mezi lokalitami Mostiště a Uhřínov. V první lokalitě byli zastoupeni pouze velcí jedinci (od 76 mm), ve druhé byla průměrná velikost menší. Nejvyrovnanější hodnoty délky těla měli měření raci z lokality Uhřínov.

Průměrná délka těla všech měřených raků signálních (91 jedinců) činí 74,64 mm, stejný ukazatel u raků říčních (11 jedinců) je 86,11 mm.

poměr pohlaví- r. sig.	Prchal	Dolní Tis	Mostišť	Chlumek	Žďár n. S.	sig. celkem
počet určených pohlaví	16	9	20	28	18	86
sex index (M:n)	0,69	0,56	0,21	0,37	0,61	0,47
legenda: ■ samci ■ samice						

Obr. 6: Rak signální-sex index (počet samců/počtu jedinců)

poměr pohlaví-druhy	rak říční celkem	rak signální celkem
počet určených pohlaví	9	86
sex index (M:n)	0,22	0,468
legenda: ■ samci ■ samice		

Obr. 7: Oba druhy-sex index (počet samců/počtu jedinců)

Komentář k výsledkům poměru pohlaví:

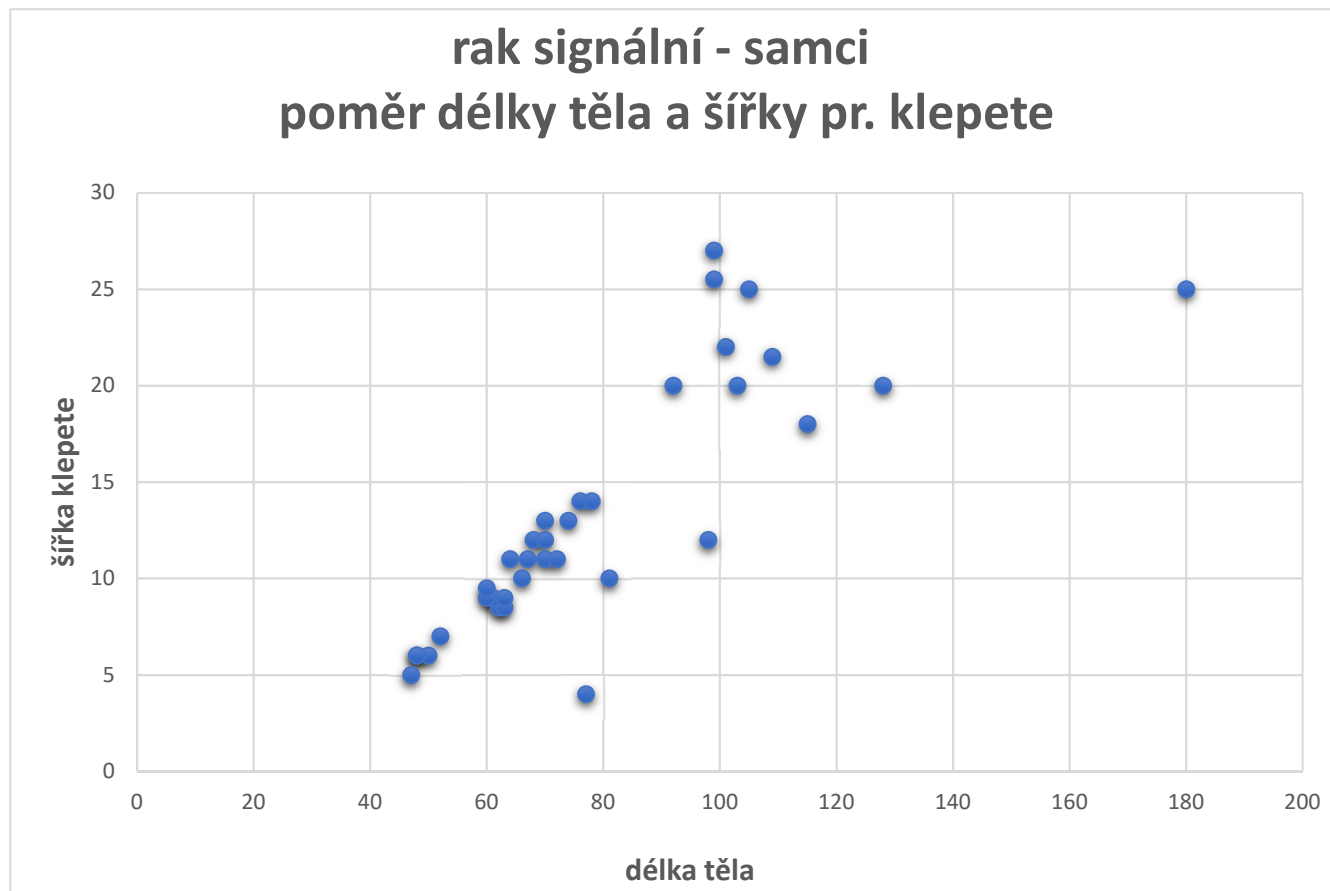
Zastoupení pohlaví mezi lokalitami signálních raků vykazuje značné rozdíly. Ve vypuštěném rybníku Prchal (lokal. č. 4) převažovali samci (sex index 0,69, vzorek 16 jedinců). Nevyrovnaný poměr pohlaví byl zjištěn: ve Žďáru nad Sázavou (lokal. č. 10), kde převažovali samci (index 0,61, vzorek 18 jedinců), v lokalitě Mostišť (lokal. č. 7), kde převažovaly samice (index 0,21, vzorek 20 jedinců) a více samic bylo i ve vzorku z Chlumku (lokalita č. 9, index 0,37, vzorek 28 jedinců).

Zastoupení pohlaví mezi lokalitami raka říčního nebylo hodnoceno z důvodu malé četnosti vzorků tohoto druhu. Bylo však porovnáno zastoupení mezi druhy celkem. Zatímco u raka signálního sex index odpovídal očekávání a činil 0,46, u raka říčního značně převažovaly samice a index činil 0,22.



Obr. 8: Poměr délky těla (dt) a šířky klepete (šk) u samic raka signálního

Poměr délky těla a šířky klepete u samic raka signálního vykazuje lineární přímou závislost. Poměr průměrné délky těla k šířce klepete je 6,72.



Obr. 9: Poměr délky těla a šířky klepete u samců raka signálního. Spojnice trendu u větších jedinců je nejasná.

Závislost délky těla a šířky klepete u samců raka signálního není tak zřejmá jako samic a zvláště u větších jedinců vykazuje značné odchylky.

6.2 Výsledky detekce patogenu

úroveň patogenu	PFU vzorku	odpovídající Ct	výsledek	interpretace
A0	0 nebo Ct mimo limit	Ct neurčeno nebo $Ct > 41,0$	nedetekováno	negativní
A1	detekce pod LOD $PFU_{obs} < 5$ PFU	$41,0 \geq Ct_{obs} > 39,0$	detekováno pod LOD	stopové množství-nevěrohodná detekce
A2	$LOD \leq PFU_{obs} < LOQ = 50$ PFU	$39,0 \geq Ct_{obs} > 34,7$	detekováno	velmi nízká hladina patogenu (pod LOQ)
A3	$LOQ \leq PFU_{obs} < 10^3$ PFU	$34,7 \geq Ct_{obs} > 30,0$	detekováno	nízká hladina patogenu
A4	10^3 PFU \leq PFU _{obs} $< 10^4$ PFU	$30,0 \geq Ct_{obs} > 26,2$	detekováno	střední hladina patogenu
A5	10^4 PFU \leq PFU _{obs} $< 10^5$ PFU	$26,2 \geq Ct_{obs} > 22,6$	detekováno	vysoká hladina patogenu
A6	10^5 PFU \leq PFU _{obs} $< 10^6$ PFU	$22,6 \geq Ct_{obs} > 18,5$	detekováno	velmi vysoká hladina patogenu
A7	10^6 PFU \leq PFU _{obs}	$Ct_{obs} \leq 18,5$	detekováno	mimořádně vysoká hladina patogenu

Tab. 4: Semikvantitativní stupnice hodnot A0 až A7, vyjadřující intenzitu přítomnosti patogenu *A. astaci* ve vzorku (Kozubíková et al. 2011, překlad z angličtiny) použitá pro hodnocení vzorků v následující tabulkách k výsledkům detekce (tab. 5 -10).

Zkratky použité v tab. 4:

LOD _{abs} :	(absolute limit of detection)	absolutní práh detekovatelnosti
LOQ _{abs} :	(absolute limit of quantification)	práh kvantifikovatelnosti
PFU:	(PCR forming units)	počet replikovatelných vláken DNA
PFU _{obs}	(the estimated PFU in the PCR)	stanovení PFU podle průběhu PCR
Ct	(cycle threshold)	pořadí cyklu PCR s překročením prahové hodnoty fluorescenčního signálu
Ct _{obs} :	(the observed Ct)	Ct zaznamenané během PCR

rybník Prchal											
31.3. 2017, vypuštěný rybník po výlovu, bahno, pod kameny, raci v celé ploše zátopy-stovky, všechny velikosti											
č. vz.	ozna. vzorku	datum nálezu (2017)	druh	sex	poznámka	délka těla	datum izolace (2017)	datum analýzy (2017)	Ct neřaděný vzorek	Ct 10 x řaděný vzorek	úroveň patogenu dle tab.5
1	Prc1	31.3.	sig.	F	živý, 99 vaj.,2 mm	67	8.11	5.12.	46,46	N/A	A0
2	Prc2	31.3	sig.	M	živý	81	8.11	5.12.	N/A	N/A	A0
3	Prc3	31.3	sig.	M	živý	76	8.11	5.12.	N/A	N/A	A0
4	Prc4	31.3	sig.	F	živý, 31 vaj., 2,5mm	109	8.11	5.12.	N/A	N/A	A0
5	Prc5	31.3	sig.	M	živý, bez typ skvrn, tenká klepeta bez zubu,	115	8.11	5.12.	44,10	48,11	A0
6	Prc6	31.3	sig.	F	mrtvý, 90 vaj., 2 mm	76	8.11	5.12.	N/A	N/A	A0
7	Prc7	31.3	sig.	M	živ., klep.- skvrna jasná, klep. robusní se zub.	111	8.11	5.12.	47,64	N/A	A0
8	Prc8	31.3	sig-	M	živý, tmavý bez skvrn	62	8.11	5.12.	N/A	N/A	A0
9	Prc9	31.3	sig.	M	živý, skvrna pouze bílá, zub nevýrazný	103	8.11	5.12.	N/A	N/A	A0
10	Prc10	31.3	sig.	M	živý, skvrny jasné, se zubem	99	8.11	5.12.	N/A	N/A	A0
11	Prc11	31.3	sig.	M	živý, skvrny jasné, se zubem	105	8.11	5.12.	43,00	47,63	A0
12	Prc12	31.3	sig.	M	živý,	74	8.11	5.12.	N/A	N/A	A0
13	Prc13	31.3	sig.	F	živý, 85 vaj., 2 mm	84	8.11	5.12.	N/A	N/A	A0
14	Prc14	31.3	sig.	F	živý	75	8.11	5.12.	N/A	N/A	A0
15	Prc15	31.3	sig.	M	mrtvý	48	8.11	5.12.	N/A	N/A	A0
16	Prc16	31.3	sig.	M	živý, jasné skvrny,	109	8.11	5.12.	N/A	N/A	A0

Tab. 5: Výsledky detekce *Aphanomyces astaci* u vzorků z rybníka Prchal (lokal. č .4).

F=samice, M=samec, sig.=rak signální, N/A=nestanoveno. Vzorky, u kterých bylo určeno $C_{t_{obs}}$ jsou zvýrazněny zeleně.

Přítomnost patogenu nebyl prokázána u žádného vzorku z lokality a žádný vzorek nepřesáhl úroveň A0. Hodnoty Ct byla stanovena u vzorků ze 4 jedinců.

rybník Dolní Tis											
Vypuštěný rybník na Lučním potoce. Raci pod kameny v několika částech zátopy.											
č. vz.	ozn. vzorku	datum nálezu (2017)	druh	sex	poznámka	délka těla	datum izolace (2017)	datum analýzy (2017)	Ct neřaděný vzorek	Ct 10x řed. vzorek	úroveň patogenu dle tab. 5
17	Tis1	31.3.	sig.	F	živý, pouze světlé skvrny	71	23.7.	2.10.	N/A	N/A	A0
18	Tis2	31.3.	sig.	M	živý, pig. skvrny na bázi klepete a pereopodu	61	8.11.	5.12.	40,1	43,14	A1
19	Tis3	31.3.	sig.	M	živý, málo patrná signální skvrna	63	23.7.	2.10.	N/A	N/A	A0
20	Tis4	31.3.	sig.	M	živý, bílé skvrny výrazné	60	19.8.	2.10.	N/A	N/A	A0
21	Tis5	31.3.	sig.	F	živý, pigmentované končetiny (do vzorku)	57,5	19.8.	2.10.	N/A	N/A	A0
22	Tis6	31.3.	sig.	F	živý	64	19.8.	2.10.	43,48	N/A	A0
23	Tis7	31.3.	sig.	M	živý	63	19.8.	2.10.	N/A	N/A	A0
24	Tis8	31.3.	sig.	M	živý	70	19.8.	2.10.	N/A	N/A	A0
25	Tis9	31.3.	sig.	F	živý, skvrna bílá do modra	113	19.8.	2.10.	N/A	N/A	A0

Tab. 6: Výsledky detekce *Aphanomyces astaci* u vzorků z rybníka Dolní Tis (lok. č. 5).

Přítomnost patogenu nebyl prokázána u žádného vzorku z lokality. Vzorek č. 18 dosáhl úrovně A1 (označen žlutě), ostatní nepřesáhly úroveň A0. Ct_{obs} bylo určeno u vzorku č. 22 (zeleně).

potok Zátoky (PB přítok Oslavy u obce Zásoka) nad r. Ústecký. Kamenité dno s místy silnou vrstvou sedimentů, mírně kalná voda, smrkový les.											
č. vz.	ozn. vz.	datum nálezu (2017)	druh	sex	poznámka	délka těla	datum izolace (2017)	datum analýzy (2017)	Ct neřaděný vzorek	Ct 10 x řed. vzorek	úroveň patogenu dle tab.5
26	Zat1-r	7.4.	říč.	F	živý, zbytky vajíček	91	22.7.	2.10.	45,53	A/N	A0
27	Zat2-r	7.4.	říč.	F	živý, povlak epibiontů	97	22.7	2.10.	A/N	A/N	A0
28	Zat3-r	7.4.	říč.	F	živý	78	8.11.	5.12.	A/N	A/N	A0
29	Zat4-r	7.4.	říč.	N/A	živý	49	22.7	2.10	A/N	A/N	A0

Tab. 7: Výsledky detekce *Aphanomyces astaci* u vzorků z potoka Zátoky (lok. č. 6). Vzorky, u kterých bylo určeno $C_{t_{obs}}$ (viz tab. 4) jsou zvýrazněny zeleně. říč.=rak říční.

Přítomnost patogenu nebyl prokázána u žádného vzorku z lokality Zátoky a žádný vzorek nepřesáhl úroveň A0.

řeka Balinka, obec Uhřínov , pod soutokem se Svatoslavským p., 49°20'45.156"N, 15°56'33.424"E. Přírodní meandrující tok, tůň, kamenité, členité dno, místy hodně sedimentů, mírně zakalená voda.											
pořadí vzorku	označení vzorku	datum nálezu (2017)	druh	sex	poznámka	délka těla	datum izolace (2017)	datum analýzy (2017)	Ct neřaděný vzorek	Ct 10 x ředěný v.	úroveň patogenu dle tab.5
43	UH1r	10.8.	říč.	M	živý	83	12. 10.	13.11.	A/N	A/N	A0
44	UH2r	10.8	říč.	A/N	živý	94	12. 10	13.11.	A/N	A/N	A0
45	UH3r	10.8	říč.	F	živý	91	12. 10	13.11.	39,01	A/N	A1
46	UH4r	10.8	říč.	F	živý	72	12. 10	13.11.	A/N	A/N	A0

Tab. 8: Výsledky detekce *Aphanomyces astaci* u vzorků z lokality Uhřínov (lok. č. 8). Přítomnost patogenu nebyla prokázána u žádného vzorku z lokality. Vzorek č. 18 dosáhl úrovně A1 (označen žlutě), ostatní nepřesáhly úroveň A0.

Oslava nad vzdutím přehrady Mostiště. Sympatrický výskyt.											
Přírodní řečiště, proudící, mělko, místy hlubší tůň, kamenité dno, zarybněné, rákos, smíšený les.											
č. vz.	označení vzorku	datum nálezu	druh	sex	poznámka	délka těla	datum izolace	datum analýzy	Ct neřaděný	Ct 10 x řed.	úroveň pat. dle tab. 5
32	Bab1-r	15.7.	říč.	M	živý, u ostrůvku	131	19.8.	2.10.	A/N	A/N	A0
33	Bab2-r	15.7	říč.	F	živý, zbytky vajíček, u ostrůvku	86	19.8.	2.10.	A/N	A/N	A0
35	Bab3-r	15.7	říč.	F	živý, u ostrůvku	76	19.8.	2.10.	A/N	44,61	A0
30	Bab4	15.7	sig.	F	živý, 10 m nad ostrůvkem	90	1.10	2.10.	A/N	A/N	A0
31	Bab5	15.7	sig.	F	živý,	41	1.10	2.10.	A/N	A/N	A0
34	Bab6	15.7	sig.	F	živý	67	1.10	2.10.	A/N	A/N	A0
36	Bab7	15.7	sig.	F	živý, čerstvě svlečený, rakůvky	75	1.10	2.10.	A/N	A/N	A0
37	Bab8	15.7	sig.	F	živý	91	1.10	2.10.	A/N	A/N	A0
38	Bab9	15.7	sig.	F	živý	84	1.10	2.10.	A/N	A/N	A0
39	Bab10	15.7	sig.	M	živý	70	1.10	2.10.	A/N	A/N	A0
40	Bab11	15.7	sig.	F	živý	73	1.10	2.10.	A/N	A/N	A0
41	Bab12	15.7	sig.	F	živý, pravé klepeto náhradní	44	1.10	2.10.	A/N	A/N	A0
47	OSL1	10. 8	sig.	F	chybí dva pereopody	91	3.10.	13.11.	A/N	A/N	A0
48	OSL2	10. 8	sig.	F	živý	97	3.10.	13.11.	A/N	A/N	A0
49	OSL3	10. 8	sig.	F	živý	108	3.10.	13.11.	A/N	A/N	A0
50	OSL4	10. 8	sig.	M	živý	78	3.10.	13.11.	A/N	A/N	A0
51	OSL5	10. 8	sig.	F	živý	79	3.10.	13.11.	A/N	A/N	A0
52	OSL6	10. 8	sig.	F	živý	73	3.10.	13.11.	A/N	A/N	A0
53	OSL7	10. 8	sig.	F	živý	74	3.10.	13.11.	A/N	A/N	A0
54	OSL8	10. 8	sig.	F	chybí jeden pereopod a levé klepeto	71	3.10.	13.11.	A/N	A/N	A0
55	OSL9	10. 8	sig.	M	chybí levé klepeto	52	3.10.	13.11.	A/N	A/N	A0
56	OSL10	10. 8	sig.	F	levé klepeto je náhradní	61	3.10.	13.11.	A/N	A/N	A0
57	OSL11	10. 8	sig.	M	levé klepeto chybí	74	3.10.	13.11.	A/N	A/N	A0

Tab. 9: Výsledky detekce *Aphanomyces astaci* u vzorků z lokality Mostiště (lok. č. 7). Přítomnost patogenu nebyla prokázána u žádného vzorku z lokality.

Potok Žďárka, lokalita Chlumek

Drobný potok mezi zemědělskými pozemky (pole, pastvina) s úzkým břehovým porostem olše lepkavé, kopřiva dvoudomá.

Minimální průtok, kamenité dno s dostatkem úkrytů.

číslo vz.	ozn. vz.	datum nálezu (2017)	druh	sex	poznámka	dél. těla	datum izola. (2017)	datum analýzy (2017)	Ct neřed vz.	Ct 10 x řed.	úroveň patogenu
58	ŽD1	10.8.	sig.	F	živý	71	11.10.	28.11.	A/N	A/N	A0
59	ŽD2	10.8.	sig.	F	živý	97	11.10.	28.11.	A/N	A/N	A0
60	ŽD3	10.8.	sig.	F	živý	88	11.10.	28.11.	A/N	A/N	A0
61	ŽD4	10.8.	sig.	F	živý, zkrácená obě klepeta	80	11.10.	28.11.	A/N	A/N	A0
62	ŽD5	10.8.	sig.	M	živý	72	11.10.	28.11.	A/N	A/N	A0
63	ŽD6	10.8.	sig.	F	živý, levé klepeto náhradní-drobné	85	11.10.	28.11.	A/N	A/N	A0
64	ŽD7	10.8.	sig.	F	živý, pravé klepeto chybí	72	11.10.	28.11.	A/N	A/N	A0
65	ŽD8	10.8.	sig.	M	živ., pravé chybí, levé kl. náhradní, čer. svlečený	77	11.10.	28.11.	A/N	A/N	A0
66	ŽD9	10.8.	sig.	F	živý	71	11.10.	28.11.	A/N	A/N	A0
67	ŽD10	10.8.	sig.	F	živý, pr. klepeto chybí	77	11.10.	28.11.	A/N	A/N	A0
68	ŽD11	10.8.	sig.	F	živý, pr. klepeto chybí	41	11.10.	28.11.	A/N	A/N	A0
69	ŽD12	10.8.	sig.	M	živý, obě klepeta chybí	37	2.11.	28.11.	A/N	A/N	A0
70	ŽD13	10.8.	sig.	M	živý, levé kl. chybí	101	2.11.	28.11.	A/N	A/N	A0
71	ŽD14	10.8.	sig.	M	živý, levé kl. náhradní drobné	60	2.11.	28.11.	A/N	A/N	A0
72	ŽD15	10.8.	sig.	M	živý, chybí levé kl.	128	2.11.	28.11.	A/N	A/N	A0
73	ŽD16	10.8.	sig.	F	2 x potočnice, chybí obě klepeta	57	2.11.	28.11.	A/N	A/N	A0
74	ŽD17	10.8.	sig.	M	živý	66	2.11.	28.11.	A/N	A/N	A0
75	ŽD18	10.8.	sig.	F	živý	74	2.11.	28.11.	A/N	A/N	A0
76	ŽD19	10.8.	sig.	F	živý	53	2.11.	28.11.	A/N	A/N	A0
77	ŽD20	10.8.	sig.	M	živý	47	2.11.	28.11.	A/N	A/N	A0
78	ŽD21	10.8.	sig.	F	levé. klepeto chybí	63	2.11.	28.11.	A/N	A/N	A0
42	ŽD22	10.8.	sig.	M	živý	50	2.11.	28.11.	A/N	A/N	A0
79	ŽD23	10.8.	sig.	F	levé kl. chybí	54	2.11.	28.11.	A/N	A/N	A0

80	ŽD24	10.8.	sig.	F	živý	41	2.11.	28.11.	A/N	A/N	A0
81	ŽD25	10.8.	sig.	A/N	živý	41	2.11.	28.11.	A/N	A/N	A0
82	ŽD26	10.8.	sig.	A/N	živý	34	2.11.	28.11.	A/N	A/N	A0
83	ŽD27	10.8.	sig.	A/N	živý	36	2.11.	28.11.	A/N	A/N	A0
84	ŽD28	10.8.	sig.	A/n	živý	40	2.11.	28.11.	A/N	A/N	A0

Tab. 9: Výsledky detekce *A. astaci* v lokalitě Chlumek (lok- č. 9), potok Žďárka.

U žádného vzorku z lokality nebyla zjištěna přítomnost patogenu, žádný vzorek nepřesáhl úroveň A0 a u žádného vzorku nebylo identifikováno překročení prahové hodnoty fluorescenčního signálu ($C_{t_{obs}}$)

Žďár nad Sázavou, odtok z rybníku Staviště

Zpevněné koryto kamennou dlažbou s poškozeným spárováním, s jednotlivými kameny v korytě, v okolí městská zástavba, komunikace, trávník. Malý průtok, červené zabarvení, špatná průhlednost, mírný západ.

Raci byli dopravováni ke zpracování pohromadě.

číslo vzorku	označení vzorku	datum nález (2017)	druh	sex	poznámka	délka těla	datum izolace (2017)	datum analýzy (2017)	Ct neřaděný vzorek	Ct 10 x řaděný v.	úroveň patogenu dle tab. 5
85	RS1	10. 8.	sig.	M	živý, levé klepeto náhradní	92	5.10.	13.11	A/N	A/N	A0
86	RS2	10. 8.	sig.	M	živý	67	5.10.	13.11	A/N	A/N	A0
87	RS3	10. 8.	sig.	M	živý	64	5.10.	13.11	A/N	A/N	A0
88	RS4	10. 8.	sig.	M	živý	54	5.10.	13.11	A/N	A/N	A0
89	RS5	10. 8.	sig.	F	živý	59	5.10.	13.11	A/N	A/N	A0
90	RS6	10. 8.	sig.	F	živý	47	5.10.	13.11	A/N	A/N	A0
91	RS7	10. 8.	sig.	M	živý	68	5.10.	13.11	A/N	A/N	A0
92	RS8	10. 8.	sig.	M	živý	48	5.10.	13.11	A/N	A/N	A0
93	RS9	10. 8.	sig.	M	živý	56	5.10.	13.11	A/N	A/N	A0

94	RS10	10. 8.	sig.	M	živý	51	10.10.	13.11	A/N	A/N	A0
95	RS11	10. 8.	sig.	M	živý	99	10.10.	13.11	A/N	A/N	A0
96	RS12	10. 8.	sig.	F	živý	85	10.10.	13.11	A/N	A/N	A0
97	RS13	10. 8.	sig.	F	živý	86	10.10.	13.11	A/N	A/N	A0
98	RS14	10. 8.	sig.	M	živý	70	10.10.	13.11	A/N	A/N	A0
99	RS15	10. 8.	sig.	F	živý	71	10.10.	13.11	A/N	A/N	A0
100	RS16	10. 8.	sig.	F	živý	61	10.10.	13.11	A/N	A/N	A0
101	RS17	10. 8.	sig.	M	živý	98	10.10.	13.11	A/N	A/N	A0
102	RS18	10. 8.	sig.	F	živý	56	10.10.	13.11	A/N	47,25	A0

Tab. 10: výsledky detekce *A. astaci* v lokalitě Žďár nad Sázavou (lokal. č. 10), odtok z rybníka Staviště.

U žádného vzorku z lokality nebyla zjištěna přítomnost patogenu, žádný vzorek nepřesáhl úroveň A0. Překročení prahové hodnoty fluorescenčního signálu ($C_{t_{obs}}$) bylo identifikováno pouze u vzorku č. 102 (označeno zeleně).

Komentář k výsledkům podle druhů:

Rak signální: Byly analyzovány vzorky z 91 jedinců raka signálního z 5 lokalit. V žádném ze vzorků nebyl parazit prokazatelně detekován. Nejvyšší dosažená úroveň A1 (jedinec z lokality č.5 - Dolní Tis) může naznačovat stopové množství DNA patogenu, ale detekce v této hladině není považována za věrohodnou.

Rak říční: Žádný ze vzorků nepřesáhl úroveň A1 dle stupnice hodnocení, a nic tedy věrohodně nesevídčí o nálezů račích moru. Jeden vzorek přesáhl úroveň A0 a byl hodnocen v úrovni A1. Z každé lokality jeden vzorek přesáhl mezní hodnotu fluorescenčního záblesku, takže u třech vzorků byla stanovena hodnota C_t . Podrobné záznamy k hodnocení jednotlivých vzorků jsou součástí v přílohy.

7. Diskuse

7.1 Vývoj populací obou druhů na Českomoravské vrchovině

Rak signální byl na počátku 80-tých let minulého století vysazen do několika rybníků v okolí Velkého Meziříčí. Do období let 2004 a 2005 už tito raci pronikli do navazujících potoků, jak o tom svědčí mapování raků provedené v roce 2004 a 2005 AOPK ČR, konkrétně zjištění raků signálních v Šípském potoce v roce 2004 a v potoce Babačka v roce 2005 (AOPK ČR ©2017, Chobot, 2006). Šíření do potoků bylo patrně již spontánní, tedy bez záměrného vlivu člověka, ale podpořené vypouštěním rybníků při výlovech.

Existence subpopulace raka signálního v potoce pod rybníkem Staviště ve Žďáru nad Sázavou, zjištěná poprvé v roce 2010, je zcela jistě výhradně důsledkem transportu raků člověkem, nejspíše v souvislosti s rybářským hospodařením. V tomto případě jde o jedinou doloženou stabilní populaci, která se dostala přes evropské rozvodí a má proto klíčový potenciál pro rychlé poproudé šíření raků signálních do oblasti povodí Labe. Vzhledem k tomu, že stabilní a početná populace v současnosti prokazatelně dosahuje až k ústí potoka do řeky Sázavy (kontrola lokality č. 10 dne 10. 8. 2017) lze předpokládat, že k šíření do řeky už aktuálně dochází. S přihlédnutím k vývoji v povodí Oslavy i odborným pramenům (Bubb et al., 2006; Bernardo et al., 2011; Hudina et al., 2011) lze v řece očekávat zvýšení rychlosti dalšího šíření.

Zrychlení šíření populace v období mezi lety 2006 a 2012 dokládá řada nových nálezů z tohoto období (AOPK ČR ©2017), které přehledně shrnul, ověřil a doplnil Jurek (2014). V některých případech šlo zjevně o převoz raků, nejspíše v souvislosti s hospodařením na rybnících. Příkladem je rybník Dolní Tis, kde byl rak signální zdokumentován v roce 2012. Rybník Dolní Tis je odvodňovaný do dílčího povodí Svatky. Od rybníků v okolí Křižanova, už dříve osazených nepůvodním rakem (rybník Spustlík), je oddělen rozvodím Oslava-Svatka. S rybníky u Křižanova je však spojen vlastnickým vztahem a společným rybníčním hospodářstvím.

Z nálezů lze ale také dovozovat i přirozené šíření vodními toky. Příkladem jsou na zjištění v potocích Šípský 2004, Babačka 2005 a pozdější nálezy v navazujících tocích vyšších řádů (dolní tok Balinky 2012, Oslava 2012). O mimořádně rychlém šíření řekou Oslavou pod Velkým Meziříčím svědčí nálezy Jurka (2014), který signální raky v roce 2013 našel dokonce více než 15 km po proudu od Velkého Meziříčí u obce Kamenná nedaleko Tasova.

Zjištěný vývoj šíření dobře odpovídá publikovaným zjištěním uvádějících podstatně rychlejší šíření raka po proudu a zejména ve větších tocích (Bubb et al., 2006; Bernardo et al., 2011; Hudina et al., 2011). Přirozené šíření proti proudu z provedených kontrol nelze na základě starších zjištění sledovat. Doložena jsou ale převládnutí signálních raků v některých lokalitách s dříve zjištěným se sympatrickým výskytem. Takovým případem je zřejmě lokalita Chlumeck na potoce Žďárka (lok. č. 9), kde v roce 2013 Jurek zastihl oba druhy a během šetření v rámci této práce (2017) už byla zastižena jen mimořádně silná populace raka signálního. Doložené případy šíření raka signálního do vyšších poloh či dokonce přes rozvodí jsou nepochybně dílem člověka.

Ústup raka říčního v jádrové oblasti dlouhodobého rozšíření signálních raků (okolí Křižanova a Velkého Meziříčí) je z absence aktuálních nálezů říčních raků zjevný. Populace říčních raků na okrajích metapopulace raků signálních, a především výše proti proudu, jsou však relativně stabilní, konkrétně přetrvávají v blízkosti raků signálních už nejméně 5 let (potok Zátoky, sympatrická populace v Oslavě nad vzduším přehradou Mostiště, řeka Balinka u Uhřínova, tj. kontrolované lokality č. 6, 7, 8). Udržení subpopulace říčních raků bylo zjištěno

také v druhém případě zavlečení signálního raka přes hranici rozvodí Dunaj-Labe. Jde o nález raka signálního v rybníku Čihadlo u Polné z roku 2015. Během kontroly se zde raka signálního nepodařilo potvrdit. Naopak, pod i nad rybníkem Čihadlo (lokality č.11 a 12) byla zjištěna výhradně populace raka říčního.

Porovnání délky průměrné těla jedinců raka signálního mezi lokalitami i porovnání průměru délky těla mezi oběma druhy, může být zatíženo chybou. Odchylení a měření jedinci nejspíše zcela nevypovídají o proporcionálnímu složení šetřených populací, protože velikost odchycených jedinců byla ovlivněna různými podmínkami odchyty jedinců v jednotlivých lokalitách. Zjištěné rozdíly v délce těla mezi populacemi signálních raků ani mezi oběma druhy nejsou zásadní a mohou být značně ovlivněny popsáním zkreslením. U raků říčních se navíc jednalo o málo početné vzorky.

Zastoupení pohlaví mezi lokalitami signálních raků vykazuje značné rozdíly. Ve vypuštěném rybníku Prechal (lokal. č. 4) převažovali samci (sex index 0,69, vzorek 16 jedinců). Zde kontrola probíhala 31. března lze tedy uvažovat o odlišné preferenci stanovišť samicemi v souvislosti s přípravou na líhnutí. Na tuto možnost upozornil Wutz a Geist (2013), ale v prostředí řeky. Nevyrovnaný poměr pohlaví byl ale zjištěn i během odchytů v letních měsících a to v těchto lokalitách: v potoku ve Žďáru nad Sázavou (lokal. č. 10) převažovali samci (index 0,61, vzorek 18 jedinců), v lokalitě Mostišť (lokal. č. 7) převažovali samice (index 0,21, vzorek 20 jedinců) a více samic bylo i ve vzorku z Chlumku (lokalita č. 9, index 0,37, vzorek 28 jedinců). Zjištěné odchylky od indexu pohlaví však nevybočují z údajů popsaných v literatuře. Vlach et al. (2010) uvádějí, ve studii zaměřené na raka kamenáče, zjištěný rozsah indexu pohlaví 0,31-0,72.

Zjištění závislosti délky těla a šířky klepete má význam pro odlišení původního a náhradního klepete. Četnost zranění klepet může být ukazatelem intenzity vnitrodruhové konkurence a u sympatrických populací i konkurence mezidruhové (Westman a Savolainen, 2001). Zřejmá lineární závislost, která je z výsledku zřejmá u samic. U samců nebyla závislost tak zřejmá a hodnoty byly značně rozptýlené zvláště u větších jedinců. Vysvětlením je, že hodně jedinců mělo klepeta náhradní. Rozdíl mezi samci a samicemi má patrně souvislost s s reprodukčním chováním samců u kterých dochází k častějším vzájemným soubojům a zraněním klepet.

7.2 Zamoření račím morem

7.2.1 Rak signální

V žádném ze vzorků nebyl původce račího moru prokázán na průkazní úrovni a stopy na úrovni A1 byly jen ve dvou případech. Statistickou závislost relativní četnosti pozitivních nálezů v populaci a množství zjištěné DNA parazita v pozitivních vzorcích jedinců publikovala Kozubíková et al. (2011). Popisuje vztah těchto hodnot jako logistickou funkci, kde s narůstajícím procentem výskytu statisticky narůstá i intenzita nákazy jedince. Pokud vztáhneme toto zjištění i na úroveň přítomnosti patogenu A1, můžeme konstatovat, že dosažený výsledek tomuto pravidlu vyhovuje: zjištěna byla velmi nízká incidence A1 populaci (1,1%), při velmi nízké průměrné hladině množství patogenu v jedinci.

Hladinu A1 dosáhl vzorek jedince z rybníka Dolní Tis. Přestože jde o tak malé množství DNA patogenu, že výsledek nelze považovat za prokázanou detekci původce račího moru, lze jej považovat za náznak přítomnosti původce. Z této lokality bylo odebráno a analyzováno 9 jedinců. Hustota populace byla odhadnuta jako střední. Rybník Dolní Tis má

rozlohu 11 ha. V bezprostřední blízkosti je rybní Horní Tis (10 ha zátopy), kde byli signální raci zjištěni v roce 2012. Počet vzorků z této lokality je tedy relativně malý a z výsledku nelze s vyšší spolehlivostí na nepřítomnost patogenu usuzovat. Dosažení hladiny A1 při relativně malém počtu odebraných vzorků a s ohledem na úměru mezi intenzitou zamoření jedince a populace, považují spíše za náznak sporadické přítomnosti patogenu v subpopulaci tohoto rybníka.

V ostatních lokalitách byla u vzorků ze raků signálních zaznamenána pouze úroveň A0 a testované vzorky jsou tedy jednoznačně negativní. S odlišnou četností podle lokalit byla v některých vzorcích byla během analýzy zaznamenána hodnota fluorescenčního záblesku překračující prahovou hodnotu a určeno Ct. Protože však hodnoty Ct vyšší než je úroveň stupně A1 ($Ct_{obs} > 41$) nejsou pro hodnocení přítomnosti patogenu průkazné, bylo by hodnocení četnosti pouhého dosažení Ct spekulativní.

Výsledek detekce patogenu je zvláště zajímavý v lokalitách s aktuálně či relativně nedávnou koexistencí obou druhů. Lokalita Chlumeck na potoce Žďárka je případem, kde koexistence byla zjištěna v roce 2013 (Jurek, 2014), ale během šetření v rámci této práce už byla v tomto potůčku zastížena jen hustá populace raka signálního. Všech 28 odebraných vzorků bylo negativních, a žádný nepřekonal hladinu A0, a dokonce se ani v jednom případě nepodařilo stanovit Ct. Populace je omezena podmínkami malého potoka a četnost odebraných vzorků z lokality je relativně vysoká. S vysokou pravděpodobností lze předpokládat, že v této populaci skutečně patogen přítomen není. A pravděpodobně zde nebyl ani v době, kdy zde vymizel původní populace raka říčního. Zjevně se jedná o případ úplného nahrazení říčního raka rakem signálním na základě jeho vyšší odolnosti k podmínkám prostředí a dalším kompetičním výhodám tohoto druhu, ale bez vlivu račího moru. Roli zde mohla sehrát i znečištění toku, které v této lokalitě v době existence sympatrické populace zmiňuje Jurek (2014).

Lokalitou s koexistencí obou druhů, potvrzenou i během této práce je řeka Oslava bezprostředně nad vzdušným nádrže Mostiště (lokalita č. 7). Také zde zjištění ukazuje na pravděpodobnou na absenci patogenu. Z lokality bylo analyzováno 20 jedinců raka signálního a 3 raci říční. U žádného z 23 testovaných raků nebyla přítomnost patogenu zjištěna a žádný nepřekonal hladinu A0. Ct bylo stanoveno pouze u jediného jedince, a to jednoho ze tří raků říčních. Pravděpodobná nepřítomnost patogenu v populaci signálních raků, vysvětluje koexistenci obou druhů v této lokalitě, která trvá už nejméně od roku 2013 (Jurek, 2014).

Zjištění, v návaznosti na předchozí výsledky Kozubíkové, posilují hypotézu o velmi nízké přítomnosti patogenu zdejších signálních raků patogenem, jako vysvětlení dlouhodobější existence sympatrických lokalit raků říčních v oblasti. Možností vysvětlení vzniku tohoto stavu mohly přispět různé historické okolnosti. Švédská populace, ze které raci dovezení v roce 1980 pocházeli, mohla být prostá nákazy. K redukci patogenu mohla přispět i skutečnost, že šlo o malá ráčata, u kterých je díky častému svlékání patogen v kutikule vzácnější. Další možností je i vliv úzkého hrdla a náhody během prvních roků po introdukci. Patrně tedy jde o tzv. efekt zakladatele. Připustit je třeba i možnost snížení promořenosti populace raků signálních v čase, což některé odborné prameny naznačují (Matasová et al., 2011).

Práce dokládá převahu invazního druhu i bez vlivu račího moru, a to zejména tam, kde kompetiční výhody signálního raka posiluje i zhoršení podmínek prostředí, vůči kterému je signální rak odolnější. Příkladem je rychlé šíření raka signálního v úseku řeky Oslavy protékajícím zástavbou Velkého Meziříčí, kde je řeka zjevně znečištěná a v úseku pod městem. Dále výhradní výskyt r. signálních v eutrofizovaných drobných tocích v zemědělské krajině např. Šípský potok nebo vývoj v lokalitě Chlumeck na potoce Žďárka, kde Jurek (2014) zmiňuje ještě v době sympatrického výskytu silnou eutrofizaci.

V souvislosti s račím morem je zároveň třeba mít na paměti, že i nenakažený signální rak je potencionálním vektorem, který v případě zanesení patogenu, může přispět k rychlé a fatální likvidaci kontaktních populací raka říčního (Furst, 1995; Petrusek; Kozubíková et al., 2011).

7.2.2 Rak říční

Žádný ze vzorků nepřesáhl úroveň A1 dle stupnice hodnocení, a nic tedy věrohodně nesvědčí o nálezu račího moru. Jeden vzorek přesáhl úroveň A0 a byl hodnocen v úrovni A1. Z každé lokality jeden vzorek přesáhl mezní hodnotu fluorescenčního záblesku, takže u třech vzorků byla stanovena hodnota Ct. Podrobné záznamy k hodnocení jednotlivých vzorků jsou součástí v přílohy.

Přestože výsledek analýzy v úrovni pod A0 není věrohodným důkazem o přítomnosti patogenu, je zajímavé, že výsledky naznačují spíše stopy patogenu u raků říčních než u raků signálních. U raků říčních je relativně vyšší četnost stanovení Ct (27,3% u r. říčních, 7,7% u r. signálních), relativně čtenější překročení hodnoty A0 (9,1% u r. říčních, 1,1% u raků signálních,) a hodnota Ct 39,01 u říčního raka z lokality Uhřínov, hodnoceného ve stupni A1, je ze všech hodnocených vzorků nejbliže k hranici úrovně A2 ($39,0 \geq C_{\text{tobs}} > 34,7$). U raka signálního je nejbliže hodnota Ct 40,1. Zatímco vzorky z raků říčních sestávaly pouze z pereopodu a části uropodu, u signálních raků byl k analýze navíc telson a abdominální kutikula, což pravděpodobnost detekce u říčních raků spíše snižuje.

Vzhledem k velmi malému počtu vzorků z raků říčních i skutečnosti, že se tyto úvahy týkají hodnot pod průkaznou spolehlivostí analýzy, nelze bez dalšího průzkumu z tohoto náznaku činit závěry.

7.3 Interakce druhů, prognóza vývoje rizik, doporučení

Lze očekávat odlišný vývoj a působení populace raků signálních ve směru po proudu od stávajícího rozšíření tohoto druhu oproti lokalitám, které se nacházejí proti proudu nad současným výskytem raků signálních.

7.3.1 Šíření po proudu

Ve směru po toku a zejména u větších toků jako je Oslava, Svratka nebo Sázava ve kterých vznikne stabilní populace signálních raků, je pravděpodobné rychlé šíření, kterému nelze účinně bránit. Přirozená rychlost šíření signálních raků v těchto tocích se dá očekávat v jednotkách kilometrů ročně, vyšší rychlost lze čekat v teplejších oblastech na středních a dolních částech toků.

V případě řeky Oslavy je tato situace už skutečností a populace se na tomto toku po proudu rozšířila a postupuje mimo oblast Českomoravské vrchoviny.

Povodí Svratky se průzkum v rámci této práce dotkl pouze v souvislosti s přítoky (rybník Dolní Tis na potoce na Lučním potoce lok. č. 5). Dalším zdrojem šíření signálních raků mohou být signální raci v rybnících a sádkách u Ujčova (Jurek, 2014), které jsou přímo spojeny s řekou Svratkou. Bylo by velmi vhodné v okolí této lokality prověřit aktuální stav, a to jak v lokalitě původního zjištění, tak i v řece.

Nebezpečí poproudého šíření signálních raků řekou Sázavou a dále do oblasti povodí Labe je velmi reálné a rozhodně má smysl se tímto aktuálním problémem bezodkladně

zabývat. Prvním krokem by měl být průzkum řeky pod ústím odtoku z rybníka Staviště. Pokud se nepotvrdí existence populace v Sázavě lze zvážit technické možnosti eradikace signálních raků v potoce nebo alespoň pravidelné odstraňování větších jedinců signálních raků z populace v potoce s cílem snížit migrační tlak do řeky.

7.3.2 Šíření proti proudu

Ochrana populací říčních raků nad lokalitami současného rozšíření signálních raků má větší naději na úspěch. Šíření signálních raků člověkem je zjevně podstatně významnější než přirozená disperze populace. Po zavlečení těchto raků do rybníků v oblasti rozvodí je vysoká pravděpodobnost průnik do odvodňujícího vodního toku, stabilizace populace a další šíření po proudu. Hráže a bariery na toku sice mohou šíření populace zpomalit, ale šíření po proudu už nezastaví. Vzhledem k pravděpodobně minimálnímu zamoření populace račím morem je možná časově omezená koexistence obou druhů možná. K převážení signálního raka v takových lokalitách dojde postupně díky vyšší reprodukční zdatnosti, lepšímu využití potravních zdrojů a bojovnosti signálního raka nebo rychle v případě zhoršení kvality vody či zavlečení nákazy račího moru.

Každé šíření signálních raků do blízkosti původního druhu navíc zvyšuje ničivost potenciální hrozby vypuknutí račího moru.

7.3.3 Riziko vypuknutí račího moru

V souvislosti s existencí blízkých či dokonce sympatrických populací obou druhů v oblasti by zavlečení račího moru mělo mimořádně fatální následky. V oblastech rozšíření signálních raků by následky byly trvalé, protože signální raci by sloužili jako trvalý rezervoár nákazy.

Největší naději na přežití mají populace raků říčních v izolovaných horních částech sítě vodních toků, tedy poblíž evropského rozvodí. Důvodem je nejenom horší schopnosti přirozeného šíření raků signálních proti proudu, ale naději na přežití původního druhu v tomto prostředí zvyšuje i členitost sítě vodních toků a chladnější klima. Při účinném omezení vlivu člověka je reálná naděje populace říčních raků v těchto lokalitách ochránit. Stejně jako u prevence šíření nepůvodních raků je i pro prevenci zavlečení račího moru nutné ovlivnit především postupy uživatelů rybníků. Zavlečení račího moru však mohou způsobit i další skupiny a jednotlivci. Informovanost je třeba zaměřit také na sportovní rybáře, vodohospodářské firmy, obce a širokou veřejnost.

8. Závěr

Na základě shromážděných a vyhodnocení publikovaných zpráv, doplněných vlastními kontrolami vybraných lokalit, bylo zjištěno, že během dvou prvních desetiletí od vysazení do několika rybníků v oblasti, pronikli signální raci do navazujících potoků, kde vytvořili stabilní populace. V období zhruba od roku 2004 do roku 2013 došlo ke zrychlení šíření do dalších vodních toků i rybníků, včetně říčních toků Balinky a Oslavy. Následné šíření řekou Oslavou pokračuje i mimo Českomoravskou vrchovinu.

V povodí řeky Svratky lze očekávat podobný vývoj, nebude-li přijat a realizován plánovitý postup prevence. Aktuálním hlavním potenciálním zdrojem šíření do řeky jsou vodní nádrže u Ujčova, ale i rybník Dolní Tis poblíž hranice rozvodí Oslavy. Prvním krokem by mělo být prověření situace u Ujčova. Dále izolace a eradikace nebo alespoň tlumení populace v komplexu rybníků Horní a Dolní Tis.

Mimořádnou pozornost vyžaduje lokalita ve Žďáru nad Sázavou, která hrozí nevratnou invazí do řeky Sázavy a trvalým šířením raka signálního v povodí Vltavy (oblast povodí Labe). Pokud už nedošlo k vytvoření životaschopné populace v Sázavě, je pro odvrácení tohoto scénáře nutná eradikace populace raků signálních v odtoku z rybníka Staviště nebo alespoň pravidelné odstraňování větších jedinců pro zmírnění migračního tlaku.

Významným přínosem jsou zjištění vyplývající z výsledků detekce parazita *A. astaci* ve vzorcích z jedinců obou druhů z vybraných lokalit. Byly analyzovány vzorky celkem ze 102 jedinců ze 7 lokalit. Ze 91 analyzovaných vzorků signálního raka nebyl žádný vyhodnocen jako pozitivní a pouze jeden dosáhl úrovně A0 podle použité stupnice interpretovaný jako "stopové množství-nevěrohodná detekce".

Výsledek detekce patogenu signálních raků je především potvrzení předchozích zjištění Kozubíkové et al. (2011) o velmi nízké přítomnosti patogenu *A. astaci* ve vzorcích raků signálních z této oblasti. V návaznosti na výsledky této práce je posílen předpoklad o velmi nízké přítomnosti patogenu v celé metapopulaci pocházející z rácat dovezených v roce 1980 do rybníka Spustlík související nejspíše s efektem zakladatele. Zjištěná absence patogenu vede i k vysvětlení případů koexistence obou druhů v oblasti.

Pro praktické rozhodování orgánů ochrany přírody z toho plynou tyto závěry:

- zjištění přítomnosti i většího počtu jedinců signálních raků neznamená, že v lokalitě neexistuje současně populace raků říčních. To může být důležité při rozhodování v souvislosti s povolováním zásahů do vodních toků, které mohou být pro chráněný druh devastující.
- zesílení negativních vlivů prostředí (např. zhoršení kvality vody) může zvrátit rovnováhu mezi oběma druhy a vést k rychlému nahrazení původního druhu druhem invazním. Sympatrické populace říčních raků je třeba v tomto smyslu považovat za citlivější ke vlivu prostředí.
- Pokud dojde k zavlečení či posílení přítomnosti račího moru, nebude možné v blízkosti signálních raků populaci raků říčních obnovit, protože nepůvodní druh bude nejen expandovat na uvolněné místo, ale bude také trvalým rezervoárem nákazy

Výsledky detekce u říčních raků, provedené pouze na malém počtu vzorků ze třech lokalit přítomnost račího moru neprokázali. Výsledky u tohoto druhu se však nápadně lépe než u testovaných raků signálních blíží k hodnotám prokazujících přítomnost patogenu. Bylo by proto vhodné v této souvislosti další šetření.

Byly zjištěny také základní údaje raků odchycených během šetření ve vybraných lokalitách u 108 jedinců ze 12 lokalit. Podrobné záznamy o kontrolovaných jedincích jsou součástí přílohy (Příloha č. 1 Záznamy k měřeným jedincům). Charakteristiky populace v

jednotlivých lokalitách byly vyhodnoceny a vzájemně mezi lokalitami porovnány (délka těla, zastoupení pohlaví). U raků signálních byla také vyhodnocena závislost délky těla a klepete u samců a u samic. Znalost tohoto tělesného rozměru má význam pro odlišení původního a náhradního klepete. Četnost náhradních klepet může být ukazatelem intenzity vnitrodruhové konkurence a u sympatrických populací i mezidruhové konkurence.

Pro ochranu nejperspektivnějších populací říčních raků na drobných tocích v blízkosti evropského rozvodí je zcela nezbytné zamezit dalšímu šíření signálních raků do rybníků v této oblasti v souvislosti s jejich užíváním. Zároveň je třeba posilovat prevenci zavlečení račího moru, a to nejen přímo do míst s výskytem raků říčních. Je třeba předcházet i zavlečení patogenu račího moru mezi zdejší raky signální z vnějšku, např. od signálních raků s jiným původem metapopulace či přenosu od raka pruhovaného. Nežádoucí je i výměna jedinců mezi zdejšími subpopulacemi raka signálního nebo vysoká lokální hustota populace. Likvidace větších jedinců v rizikových lokalitách může být použita nejen ke snížení tlaku na šíření do dalších částí říční sítě, ale může sloužit i jako prevence eskalace nákazy v lokalitách s vysokou hustotou populace. Umělé snižování hustoty populace je potřebné zvláště tam, kde není funkční ekosystém a tlak predátorů raků chybí nebo je nedostatečný.

Vzhledem k rozsahu současného rozšíření signálního raka, počtu blízkých lokalit obou druhů, existujícím rizikům pro raka říčního a potenciálu tohoto území pro dlouhodobé přežití raka říčního v ČR, by bylo na místě bezodkladně posílit aktivních opatření k prevenci šíření raka signálního a snižování rizika vzplanutí račího moru. Součástí by měl být také soustavný monitoring nejen raka říčního, ale i raka signálního v této oblasti.

9. Seznam použitých zdrojů

ABRAHAMSSON S. A. A., 1971: Density, growth and reproduction in populations of *Astacus astacus* and *Pacifastacus leniusculus* in an isolated pond. *Oikos* 22: 373–380.

ABRAHAMSSON S. A. A., 1971: Density, growth and reproduction in populations of *Astacus astacus* and *Pacifastacus leniusculus* in an isolated pond. *Oikos* 22, 373–380.

AGERBERG A., JANSSON H., 1995: Allozymic comparisons between three subspecies of the freshwater crayfish *Pacifastacus leniusculus* (Dana), and between populations introduced to Sweden. *Hereditas* 122:33–39.

ANDERSSON M.G., CERENIUS L., 2002: Analysis of chitinase expression in the crayfish plague fungus *Aphanomyces astaci*. *Diseases of Aquatic Organisms* 51, 139–147.

AOPK ČR, ©2017: Nálezová databáze AOPK ČR. Data k nálezům raka říčního a raka signálního poskytnuta dle Licenční smlouvy č. 08535/SOPIP/17.

AOPK ČR, ©2018: Ústřední seznam ochrany přírody. (on line) [cit. 2018-03-24], dostupné z <http://drusop.nature.cz/portal/>.

BECKING T., MRUGAŁA A., DELAUNAY C., 2015: Effect of experimental exposure to differently virulent *Aphanomyces astaci* strains on the immune response of the noble crayfish *Astacus astacus*. *Journal of Invertebrate Pathology* [online]. 132, 115-124 [cit. 2018-03-24]. DOI: 10.1016/j.jip.2015.08.007. ISSN 00222011.

BERNARDO J. M., COSTA A. M., BRUXELAS S., TEIXEIRA A., 2011: Dispersal and coexistence of two non-native crayfish species (*Pacifastacus leniusculus* and *Procambarus clarkii*) in NE Portugal over a 10-year period. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* [online]. 10(401) [cit. 2018-03-24]. DOI: 10.1051/kmae/2011047. ISSN 19619502.

BioLib, z.s., ©2017: Databáze BioLib.cz, dostupné z <https://www.biolib.cz/cz/speciesmapping/id3/?sectid=1>.

BOHL E., 1987: Comparative studies on crayfish brooks in Bavaria (*Astacus astacus* L., *Austropotamobius torrentium* Schr.). *Freshwater Crayfish*, 7, 287-294.

BUBB D. H., 2004: Spatial ecology of white-clawed crayfish *Austropotamobius pallipes* and signal crayfish *Pacifastacus leniusculus* in upland rivers, northern England [online]. [cit. 2018-03-24]. ISSN edsble.

BUBB D. H., LUCAS M. C., THOM T. J., 2006: Movement, dispersal and refuge use of co-occurring introduced and native crayfish. *Freshwater Biology* [online]. 51(7), 1359 - 1368 [cit. 2018-03-24]. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2006.01578.x. ISSN 00465070.

BURTON T., KNOTT B., JUDGE D., VERCOE P., BREARLEY A., 2007: Embryonic and Juvenile Attachment Structures in *Cherax cainii* (Decapoda: Parastacidae). *The American Midland Naturalist* [online]. 157(1), 127-136 [cit. 2018-03-25]. ISSN 00030031.

- BUŘIČ M., KOZÁK P., KANTA J., KOUBA A., POLICAR T., 2007: Vliv teploty vody na počet svlékání a růst juvenilního raka signálního (*Pacifastacus leniusculus* D.). Bulletin VÚRH Vodňany 43 (1): 16–26.
- CEJP K., 1959: Oomycetes I. Flora ČSR, řada B mykologicko-lichenologická, sv.2. Nakladatelství ČSAV.
- CERENIUS L., BANGYEEKHUN E., KEYSER P., SÖDERHÄLL I., SÖDERHÄLL K., 2003: Host prophenoloxidase expression in freshwater crayfish is linked to increased resistance to the crayfish plague fungus, *Aphanomyces astaci*. Cellular Microbiology 5, 353-357. doi: 10.1046/j.1462-5822.2003.00282.x
- CERENIUS L., SÖDERHALL K., 1984: Chemotaxis in *Aphanomyces astaci*, an arthropod parasitic fungus. Journal of Invertebrate Pathology, 43: 278-281.
- ČECH L., ŠUMPICH J., ZABLOUDIL V. a kol., 2002: Jihlavsko. In: Mackovič P., Sedláček M. (eds.): Chráněná území ČR, svazek VII. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR a EkoCentrum Brno, Praha, 528 pp.
- ČÚZK, ©2010: Geoportál ČÚZK, služba WMS -Základní mapy České republiky. (on line) [cit. 2016-01-22], dostupné z <http://geoportal.cuzk.cz/>.
- CREED J. R. P., REED J. M., 2004: Ecosystem engineering by crayfish in a headwater stream. J. N. Am. Benthol. Soc. 23, 224–236.
- DIÉGUEZ-URIBEONDO J., HUANG T. S., CERENIUS L., SÖDERHÄLL K., 1995: Physiological adaptation of an *Aphanomyces astaci* strain isolated from the freshwater crayfish *Procambarus clarkii*. Mycol. Res. 99, 574–578.
- DIÉGUEZ-URIBEONDO, J. a K. SÖDERHÄLL, 1993: *Procambarus clarkii* Girard as a vector for the crayfish plague fungus, *Aphanomyces astaci* Schikora. Aquaculture [online]. 24(6), 761-765 [cit. 2018-03-24]. ISSN 0266996X.
- ĎURIŠ Z., 2013: Systematika raků. 13-36. In: Kozák P., Ďuriš Z., Petrusek A., Buřič M., Horká I., Kouba A., Kozubíková E., Policar T., 2013: Biologie a chov raků. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod, 418 s.
- ĎURIŠ Z., HORKÁ I., BUŘIČ M., KOZÁK P., 2013: Ekologie raků. 225–247. In: Kozák P., Ďuriš Z., Petrusek A., Buřič M., Horká I., Kouba A., Kozubíková E., Policar T., 2013: Biologie a chov raků. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod, 418 s.
- ERCOLI F., 2014: A comparison of the impacts of introduced signal crayfish and native noble crayfish in boreal lake ecosystems [online]. [cit. 2018-03-24]. DOI: 10.1007/s10530-014-0645-x.
- ERKAMO E., RUOKONEN T., ALAPASSI T., RUOKOLAINEN T., JÄRVENPÄÄ T., TOLONEN J., KIRJAVAINEN J., 2010: Evaluation of crayfish stocking success in Finland. Freshwater Crayfish 17, 77-83.

- FILIPOVA L., PETRUSEK A., KOZAK P., POLICAR T., 2006: *Pacifastacus leniusculus* (Dana, 1852) - rak signalni. In: J. Mlikovsky & P. Styblo (eds.). *Nepůvodní druhy fauny a flory České republiky*. ČSOP. 239-240. Praha.
- FRINGS R. M., VAEßEN S. C. K., GROß H., ROGER S., SCHÜTTRUMPF H., HOLLERT H., 2013: Fish-passable barrier to stop the invasion of non-indigenous crayfish. *Biological conservation* [online]. 159 [cit. 2018-03-25]. DOI: 10.1016/j.biocon.2012.12.014. ISSN 00063207.
- FURST M., 1995: On the recovery of *Astacus astacus* L. populations after an epizootic of the crayfish plague (*Aphanomyces astaci* Shikora). - *Freshwater Crayfish*, 8: 565-576.
- GRANDJEAN F., SOUTY-GROSSET C., 1997: Preliminary results on the genetic variability of mitochondrial DNA in the signal crayfish, *Pacifastacus leniusculus* Dana. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences - Series III - Sciences de la Vie* 320:551–556.
- GRANDJEAN F., VRÁLSTAD T., DIÉGUEZ-URIBEONDO J., JELIĆ M., MANGOMBI J., DELAUNAY C., FILIPOVÁ L., REZINCIUC S., KOZUBÍKOVÁ-BALCAROVÁ E., GUYONNET D., 2014: Microsatellite markers for direct genotyping of the crayfish plague pathogen *Aphanomyces astaci* (Oomycetes) from infected host tissues. *Veterinary Microbiology* 170, 317-324. doi: 10.1016/j.vetmic.2014.02.020
- GUAN R., WILES P.R., 1996: Growth, density and biomass of crayfish, *Pacifastacus leniusculus*, in a British lowland river. *Aquac. Living Resour* 9, 265–272
- HARLIOĞLU M. M., 2008: The harvest of the freshwater crayfish *Astacus leptodactylus* Eschscholtz in Turkey: harvest history, impact of crayfish plague, and present distribution of harvested populations. *Aquaculture International*, 16: 351–360.
- HARRISON M. L., HOOVER T. M., RICHARDSON J. S., 2006: Agonistic behaviors and movement in the signal crayfish *Pacifastacus leniusculus*: can dominance interactions influence crayfish size-class distributions in streams? *Can. J. Zool.* 84, 1495–1504.
- HLADOVEC J., 2012: Zpráva k zoologickému průzkumu-výskyt raka říčního; Velké Meziříčí. Stanice Pavlov, o.p.s., 5. Zpráva, nepublikováno. Dep. Záchránná Stanice Pavlov.
- HOGGER J. B., 1988: Ecology, population biology and behavior. In: Holdich D.M. and Lowery R.S. (eds.), *Freshwater crayfish: Biology, Management and Exploitation*, The University Press, Cambridge, 114–144.
- HOLDICH D. M., HAFFNER P., NOËL P., 2006. Species files. In: Souty-Grosset, C., Holdich, D.M., Noël, P.Y., Reynolds, J.D., Haffner, P. (eds.), *Atlas of Crayfish in Europe*, Muséum national d'Histoire naturelle, Paris, Patrimoines naturels, 64, pp. 50–129.
- HOLDICH D.M., JAMES J., JACKSON C., PEAY S., 2014: The North American signal crayfish, with particular reference to its success as an invasive species in Great Britain. *Ethology Ecology and Evolution* 26, 232-262. doi: 10.1080/03949370.2014.903380
- HOLDICH, D.M., 2002: *Biology of Freshwater Crayfish*. - Blackwell Science Ltd., 702 pp. Oxford.

- HOLZER M., 1987: Akce Rak po roce. Naši přírodou 4, 74-75.
- HOLZER M., 2000: Raci v České republice. Ochrana přírody 55, 10, 291-294.
- HUANG T., CERENIUS L., SÖDERHÄLL K., 1994: Analysis of genetic diversity in the crayfish plague fungus, *Aphanomyces astaci*, by random amplification of polymorphic DNA. *Aquaculture* 126, 1-9. doi: 10.1016/0044-8486(94)90243-7
- HUDINA S., LUCIĆ A., ŽGANEC K., JANKOVIĆ S., 2011: Characteristics and movement patterns of a recently established invasive *Pacifastacus leniusculus* population in the river Mura, Croatia. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* [online]. 37(403) [cit. 2018-03-24]. DOI: 10.1051/kmae/2011068. ISSN 19619502.
- CHOBOT K., 2006: Mapování raků v AOPK ČR. *Ochrana přírody*, 61, 2, 57-59. Praha.
- CHOBOT K., PAVLÍČKO A., ŠTAMBERGOVÁ M., 2016: Mapa rozšíření *Pacifastacus leniusculus* v České republice. In: Zicha O. (ed.) *Biological Library – BioLib*. Citováno 28.07.2016. Dostupné na: <http://www.biolib.cz/cz/taxonmap/id127/>.
- IUCN, ©2017: The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2017-3, (online) [cit. 2018-03-24], dostupné z www.iucnredlist.org.
- JOHNSON M. F., RICE S. P., REID I., 2014: The activity of signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) in relation to thermal and hydraulic dynamics of an alluvial stream, UK. *Hydrobiologia* [online]. 723(1), 41-54 [cit. 2018-03-24]. DOI: 10.1007/s10750-013-1708-1. ISSN 00188158.
- JUREK L., 2014: Biologie a invazivní šíření raka signálního (*Pacifastacus leniusculus*) na Vysočině. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod, 112. Bakalářská práce. Nepublikováno. Dep: JU, Fakulta rybářství a ochrany vod.
- JUSSILA J., KOKKO H., KORTET R., MAKKONEN J., 2013: *Aphanomyces astaci* PsI-genotype isolates from different Finnish signal crayfish stocks show variation in their virulence but still kill fast. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 411, art. no. 10.
- JUSSILA J., MAKKONEN J., VAINIKKA A., KORTET R., KOKKO H. 2011: Latent crayfish plague (*Aphanomyces astaci*) infection in a robust wild noble crayfish (*Astacus astacus*) population. *Aquaculture* 321, 17-20. doi: 10.1016/j.aquaculture.2011.08.026
- KOKKO H., KOISTINEN L., HARLIOĞLU M. M., MAKKONEN J., AYDIN H., JUSSILA J. 2012: Recovering Turkish narrow clawed crayfish (*Astacus leptodactylus*) populations carry *Aphanomyces astaci*. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 404, 12 1-7. doi: 10.1051/kmae/2012006
- KOUBA A., 2007: Porovnání embryonálního vývoje původních a nepůvodních druhů raků. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Zemědělská fakulta, katedra Rybářství, 82. Diplomová práce. Nepublikováno. Dep. JU, Zemědělská fakulta.

- KOUBA A., BUŘIČ M., PETRUSEK A., 2013: Druhy raků v Evropě. In: *Biologie a chov raků*. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod, Vodňany, 1. vydání, 418 s.
- KOUBA A., KOZÁK P., PETRUSEK A., 2014: Continental-wide distribution of crayfish species in Europe: update and maps [online]. [cit. 2018-03-24]. DOI: 10.1051/kmae/2014007.
- KOZÁK P., BUŘIČ M., KOUBA A., 2013: Reprodukce a životní cyklus. In: *Biologie a chov raků*. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod, Vodňany, 1. vydání, 418 s.
- KOZUBÍKOVÁ, E. PETRUSEK A., 2009: Račí mor - přehled dosavadních poznatků o závažném onemocnění raků a zhodnocení situace v České republice. *Bulletin VURH*, Vodňany, 45, 2-3, 34-57.
- KOZUBÍKOVÁ E., FILIPOVÁ L., KOZÁK P., ĎURIŠ, Z., MARTÍN M. P., DIEGUEZ-URIBEONDO J., OIDTMANN B., PETRUSEK A., 2009: Prevalence of the crayfish plague pathogen *Aphanomyces astaci* in invasive American crayfishes in the Czech Republic. *Conservation Biology*, 23, 5, 1204-1213.
- KOZUBÍKOVÁ E., VILJAMAA-DIRKS S., HEINIKAINEN S., PETRUSEK A., 2011: Spiny-cheek crayfish *Orconectes limosus* carry a novel genotype of the crayfish plague pathogen *Aphanomyces astaci*. *Journal of invertebrate pathology* [online]. 108(3) [cit. 2018-03-24]. DOI: 10.1016/j.jip.2011.08.002. ISSN 00222011.
- KOZUBÍKOVÁ E., VRÁLSTAD T., FILIPOVÁ L., PETRUSEK A., 2011: Re-examination of the prevalence of *Aphanomyces astaci* in North American crayfish populations in Central Europe by TaqMan MGB real-time PCR. *Diseases of Aquatic Organisms* 97, 113-125. doi: 10.3354/dao02411
- KOZUBÍKOVÁ-BALCAROVÁ E., BERAN L., ĎURIŠ Z., FISCHER D., HORKÁ I., SVOBODOVÁ J., PETRUSEK A., 2014: Status and recovery of indigenous crayfish populations after recent crayfish plague outbreaks in the Czech Republic. *Ethology Ecology* [online]. 26(2/3), 299-319 [cit. 2018-03-24].
- KRUPAUER V., 1982: *Raci*. Český rybářský svaz, 69 pp, Pardubice.
- LARSON E. R., OLDEN J. D., 2011: The state of crayfish in the Pacific Northwest. *Fisheries* 36: 60–73.
- LEWIS S. D., 2002: *Pacifastacus*. In: Holdich, D.M. (Ed.), *Biology of Freshwater Crayfish*. Blackwell Science Ltd., Oxford, pp. 551–540.
- LINDQVIST O. V., HUNER J. V., 1999: Life history characteristics of crayfish: What makes some of them good colonizers? In: F. Gherardi, Holdich D. M. (eds.). *Crayfish in Europe as alien species. How to make the best of a bad situation?* *Crustacean Issues* 11. 23-30. Rotterdam.

- LODGE D. M., TAYLOR C. A., HOLDICH D. M., SKURDAL J., 2000: Nonindigenous crayfishes threaten North American freshwater biodiversity: lessons from Europe. *Fisheries* 25 (8): 7–20.
- LOHNINSKÝ K., 1984: Rozšíření raků ve východních Čechách a jeho změny v posledních desetiletích. *Zpravodaj krajského muzea východních Čech*, 2, 5-28.
- LOWE S., BROWNE M., BOUDJELAS S., DE POORTER M., 2004: 100 of the world's worst invasive alien species. A selection from the Global Invasive Species Database. The Invasive Species Specialist Group (ISSG), a specialist group of the Species Survival Commission (SSC) of the IUCN, Gland.
- MAKKONEN J., JUSSILA J., KORTET R., VAINIKKA A., KOKKO H., 2012: Differing virulence of *Aphanomyces astaci* isolates and elevated resistance of noble crayfish *Astacus astacus* against crayfish plague. *Diseases of Aquatic Organisms* 102, 129-136. doi: 10.3354/dao02547.
- MAKKONEN J., KOKKO H., VAINIKKA A., KORTET R., JUSSILA J., 2014: Dose-dependent mortality of the noble crayfish (*Astacus astacus*) to different strains of the crayfish plague (*Aphanomyces astaci*). *Journal of Invertebrate Pathology* [online]. 115, 86-91 [cit. 2018-03-25]. DOI: 10.1016/j.jip.2013.10.009. ISSN 00222011.
- MASON J. C., 1970: Maternal-Offspring Behavior of the Crayfish, *Pacifastacus trowbridgi* (Stimpson). *The American Midland Naturalist* [online], 84(2), 463-473 [cit. 2018-03-25]. DOI: 10.2307/2423861. ISSN 00030031.
- MATASOVÁ K., KOZUBKOVÁ E., SVOBODA J., JAROŠÍK V., PETRUSEK A., 2011: Temporal variation in the prevalence of crayfish plague pathogen (*Aphanomyces astaci*) in three Czech spiny-cheek crayfish populations. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*. 401, 14.
- MATHERS K. L., CHADD R. P., DUNBAR M. J., EXTENCE C. A., REEDS J., RICE S. P., WOOD P. J., 2016: The long-term effects of invasive signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) on instream macroinvertebrate communities. *Science of the Total Environment* [online]. 556, 207-218 [cit. 2018-03-24]. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.01.215. ISSN 00489697.
- MOMOT W. T., 1995: Redefining the role of crayfish in aquatic ecosystems. *Fisheries Science* 3: 33–63.
- 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, 2370–2377. doi:10.1111/j.1365-2427.2011.02659.x.
- MOORHOUSE T. P., MACDONALD D.W., 2011: Immigration rates of signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) in response to manual control measures. *Freshwater Biology* [online]. 56(5), 993-1001 [cit. 2018-03-24]. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2010.02528.x. ISSN 00465070.

- NATHAN J. D., WOJDAK J. M., 2004: The Role of Omnivorous Crayfish in Littoral Communities. *Oecologia* [online]. 140(1), 150 [cit. 2018-03-24]. DOI: 10.1007/s00442-004-1548-9. ISSN 00298549.
- NYLUND V., WESTMAN K., 2000: The Prevalence of Crayfish Plague (*Aphanomyces astaci*) in Two Signal Crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) Populations in Finland. *Journal of Crustacean Biology* [online], 20(4), 777-785 [cit. 2018-03-25]. ISSN 02780372.
- NYSTRÖM P., STRAND J. A., 1996: Grazing by a native and an exotic crayfish on aquatic macrophytes. *Freshwater Biology*, 36, 673–682.
- OIDTMANN B., GEIGER S., STEINBAUER P., CULAS A., HOFFMANN R.W., 2006: Detection of *Aphanomyces astaci* in North American crayfish by polymerase chain reaction. *Diseases of Aquatic Organisms* 72, 53-64. doi: 10.3354/dao072053
- OIDTMANN B., HEITZ E., ROGERS D., HOFFMAN R. W., 2002: Transmission of crayfish plague. *Diseases of Aquatic Organisms* 52, 159-167. doi:10.3354/dao052159.
- PEAY S., ROGERS D. R., 1999: The peristaltic spread of signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) in the River Wharfe, Yorkshire, England. *Freshwater Crayfish*, 12, 665–676.
- PERSSON M., SÖDERHÄLL K., 1983: *Pacifastacus leniusculus* (Dana) and its resistance to the parasitic fungus *Aphanomyces astaci* Schikora. *Freshwater Crayfish* 5, 292–298.
- PERSSON M., SÖDERHÄLL K., 1986: CaCl₂-induced germination and peptidase secretion in *Aphanomyces astaci*. *Experimental mycology* 10, 205-213.
- PETRUSEK A., FILIPOVÁ L., ĎURIŠ Z., HORKÁ, I., KOZÁK P., POLICAR T., ŠTAMBERGOVÁ M., KUČERA Z., 2006: Distribution of the invasive spinycheek crayfish (*Orconectes limosus*) in the Czech Republic. Past and present. *Bulletin Francais de la Peche et de la Pisciculture*, 380-381: 903-918.
- PETRUSEK A., FILIPOVÁ L., KOZUBÍKOVÁ-BALCAROVÁ E., GRANDJEAN F., 2017: High genetic variation of invasive signal crayfish in Europe reflects multiple introductions and secondary translocations. *Freshwater Science* [online]. 36(4), 838-850 [cit. 2018-03-24]. DOI: 10.1086/694866. ISSN 21619549.
- PETRUSEK A., KOUBA A., KOZÁK P., 2012: PCR detection of the crayfish plague pathogen in narrow-clawed crayfish inhabiting Lake Egirdir in Turkey. *DISEASES OF AQUATIC ORGANISMS* [online]. 98(3), 255-259. [cit. 2018-03-24]. ISSN 01775103.
- PÖCKL M., HOLDICH D. M., PENNERSTORFER J., 2006: Identifying native and alien crayfish species in Europe. European Project CRAYNET, 47 pp.
- POLICAR T., KOZÁK P., 2000: Výskyt raků v ČR. *Bulletin VÚRH Vodňany*, 36 (1–2), 18–22.
- POLICAR T., KOZÁK P., KOUBA A., BUŘIČ M., 2009: Základní aspekty produkce raka říčního v Evropě. *Bulletin VÚRH Vodňany*, 45, 2-3, 66-81.

- POLICAR T., SIMON V., KOZÁK P., 2004: Egg incubation in the noble crayfish (*Astacus astacus* L.): the effect of controlled laboratory and outdoor ambient condition on hatching success, growth and survival rate of juveniles. *Bulletin Francais de la Peche et de la Pisciculture*, 372-373: 411-423.
- POVODÍ MORAVY, s.p., ©2009: Plán oblasti povodí Dyje. (on line) [cit. 2018-03-24], dostupné z <http://www.pmo.cz/pop/2009/Dyje/end/index.html>.
- QIAGEN, ©2006: DNeasy ®Blood & Tissue Handbook. (on line) [cit. 2017-06-04], dostupné z http://diagnostics1.com/MANUAL/General_Qiagen.pdf.
- QUITT E., 1984: Klima Jihomoravského kraje. Krajský pedagogický ústav v Brně, Brno, 164.
- REYNOLDS J. D., 2002: Growth and Reproduction. In: D.M. Holdich (ed.). *Biology of Freshwater Crayfish*. Blackwell Science Ltd. 152-191. Oxford.
- REZINCIUC S., GALINDO J., MONTSERRAT J., DIÉGUEZ-URIBEONDO J., 2014: AFLP-PCR and RAPD-PCR evidences of the transmission of the pathogen *Aphanomyces astaci* (Oomycetes) to wild populations of European crayfish from the invasive crayfish species, *Procambarus clarkii*. *Fungal Biology* 118, 612–620.
- SALA O. E., CHAPIN III F. S., ARMESTO J. J., BERLOW R., BLOOMFIELD J., DIRZO R., HUBER-SANWALD E., HUENNEKE L. F., JACKSON R. B., KINZIG A., LEEMANS R., LODGE D., MOONEY H. A., OESTERHELD M., POFF N. L., SYKES, M. T., WALKER B. H., WALKER M., WALL D. H., 2000: Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287 (5459), 1770–1774.
- SCHRIMPF A., MAIWALD T., VRÅLSTAD T., SCHULZ H.K., ŠMIETANA P., SCHULZ R., 2013: Absence of the crayfish plague pathogen (*Aphanomyces astaci*) facilitates coexistence of European and American crayfish in central Europe. *Freshwater Biology* 58, 1116-1125. doi: 10.1111/fwb.12112.
- SIMBERLOFF D, J. MARTIN, GENOVESI P., 2013: Impacts of biological invasions. *Trends in Ecology* [online]. 28(1), 58-66 [cit. 2018-03-25].
- SINT D., FUREDER L., 2004: Reintroduction of *Astacus astacus* L. in East Tyrol, Austria. *Bulletin Francais de la Peche et de la Pisciculture*, 372-373, 301-314.
- SKURDAL J., TAUGBOL T., 2002: *Astacus*. In: Holdich D.M. (ed.). *Biology of Freshwater Crayfish*. Blackwell Science Ltd., 467-510, Oxford.
- 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* [online]. 33(2), 291-304 [cit. 2018-03-24]. ISSN 00465070.
- SODERHALL K., CERENIUS L., 1999: The crayfish plague fungus: History and recent advances. *Freshwater Crayfish*, 12, 11-35.

- SOUTY-GROSSET C., HOLDICH D. M., NOEL P. Y., REYNOLDS J. D., HAFFNER P., 2006: Atlas of crayfish in Europe. Museum National d'Histoire Naturelle, Patrimoines Naturels, 64, 187 pp., Paris.
- SPITZY R., 1973: Crayfish in Austria: History and actual situation. *Freshwater Crayfish*, 1, 10-14.
- STENROTH P., NYSTRÖM P., 2003: Exotic crayfish in a brown water stream: effects on juvenile trout, invertebrates and algae. *Freshwater Biology* 48, 466–475.
- STRAND D. A., HOLST-JENSEN A., VILJUGREIN H., EDVARDESEN B., KLAVENESS D., JUSSILA J., VRÅLSTAD T., 2011: Detection and quantification of the crayfish plague agent in natural waters: direct monitoring approach for aquatic environments. *Diseases of Aquatic Organisms* 95, 9-17. doi: 10.3354/dao02334.
- STYRISHAVE B., BOJSEN B. H., WITTHØFFT H., ANDERSEN O., 2007: Diurnal variations in physiology and behaviour of the noble crayfish *Astacus astacus* and the signal crayfish *Pacifastacus leniusculus*. *Marine* [online]. 40(1), 63-77, [cit. 2018-03-24]. DOI: 10.1080/10236240701241538. ISSN 10236244.
- SVOBODA J., STRAND D. A., VRÅLSTAD T., GRANDJEAN F., EDSMAN L., KOZÁK P., KOUBA A., FRISTAD R. F., KOCA S. B., PETRUSEK A., 2014: The crayfish plague pathogen can infect freshwater-inhabiting crabs. *Freshwater Biology* 59, 918-929. doi: 10.1111/fwb.12315.
- SVOBODA J., MRUGAŁA A., KOZUBÍKOVÁ-BALCAROVÁ E., PETRUSEK A., 2016: Hosts and transmission of the crayfish plague pathogen *Aphanomyces astaci*: *Journal of Fish Diseases*, doi:10.1111/jfd.12472.
- SVOBODA J., STRAND D. A., VRÅLSTAD T., GRANDJEAN F., EDSMAN L., KOZÁK P., KOUBA A., FRISTAD R. F., KOCA S. B., PETRUSEK A., 2014: The crayfish plague pathogen can infect freshwater-inhabiting crabs. *Freshwater Biology* 59, 918-929. doi: 10.1111/fwb.12315.
- ŠTAMBERGOVÁ M., KUČERA Z., 2009: Celoplošné mapování a monitoring populací raků v ČR. *Bulletin VÚRH Vodňany* 45 (2–3): 91–99.
- ŠTAMBERGOVÁ M., SVOBODOVÁ J., KOZUBÍKOVÁ E., 2009: Raci v České republice. *Agentura ochrany přírody a krajiny ČR*. Praha, 255 s.
- SYROVÝ S., BRVA F., 1958: Atlas podnebí Československé republiky. Ústřední Správa Geodesie a Kartografie. Praha.
- TAUGBØL T., 2004: Reintroduction of noble crayfish *astacus astacus* after crayfish plague in Norway. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, (372-373), 315-328 [cit. 2018-03-24]. DOI: 10.1051/kmae:2004006. ISSN 19619502.

TAYLOR C. A., SCHUSTER G. A., COOPER J. E., DISTEFANO R. J., EVERSOLE A. G., HAMR P., HOBBS H. H., ROBISON H. W., SKELTON C. E., THOMA R. F., 2007: A Reassessment of the Conservation Status of Crayfishes of the United States and Canada after 10 Years of Increased Awareness. *Fisheries* 32, 372–38.

TUFFS S., OIDTMANN B., 2011: A comparative study of molecular diagnostic methods designed to detect the crayfish plague pathogen, *Aphanomyces astaci*. *Veterinary Microbiology* 153, 343-353. doi: 10.1016/j.vetmic.2011.06.012

UNESTAM T., 1969: On the Adaptation of *Aphanomyces astaci* as a Parasite. *Physiologia Plantarum* [online]. 22(2), 221-235 [cit. 2018-03-24]. DOI: 10.1111/1399-3054.ep17406765. ISSN 00319317.

VEY A., SÖDERHÄLL K., AJAXON R., 1983: Susceptibility of *Orconectes limosus* Raff. to the crayfish plague, *Aphanomyces astaci* Schikora. *Freshwater Crayfish* 5, 284–291.

VILJAMAA-DIRKS S., HEINIKAINEN S., NIEMINEN M., VENNERSTRÖM P., PELKONEN S. 2011: Persistent infection by crayfish plague *Aphanomyces astaci* in a noble crayfish population a case report. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* 31, 182–188.

VILJAMAA-DIRKS S., HEINIKAINEN S., TORSSONEN H., PURSIAINEN M., MATTILA J., PELKONEN S., 2013: Distribution and epidemiology of genotypes of the crayfish plague agent *Aphanomyces astaci* from noble crayfish *Astacus astacus* in Finland. *Diseases of Aquatic Organisms* 103, 199–208. doi:10.3354/dao02575.

VLACH P., HULEC L., FISCHER D., 2009: Recent distribution, population densities and ecological requirements of the stone crayfish (*Austropotamobius torrentium*) in the Czech Republic. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 13: 394-395.

VOGT G., 2002: Functional anatomy. In *Biology of Freshwater Crayfish* (ed. Holdich D. M.), Oxford: Blackwell, pp. 53–151.

VOGT G., TOLLEY L., SCHOLTZ G., 2004: Life stages and reproductive components of the marmorkrebs (marbled crayfish), the first parthenogenetic decapod crustacean. *Journal of Morphology* 261: 286–311.

VRÅLSTAD T., JOHNSEN S. I., FRISTAD R. F., EDSMAN L., STRAND D., 2011: Potent infection reservoir of crayfish plague now permanently established in Norway. *Diseases of Aquatic Organisms* [online]. 97(1), 75-83 [cit. 2018-03-24]. DOI: 10.3354/dao02386. ISSN 01775103.

VRÅLSTAD T., KNUTSEN A. K., TENGS T., HOLST-JENSEN A., 2009: A quantitative TaqMan® MGB real-time polymerase chain reaction based assay for detection of the causative agent of crayfish plague *Aphanomyces astaci*. *Veterinary Microbiology* 137, 146-155. doi: 10.1016/j.vetmic.2008.12.022. ISSN 03781135.

VÚV T. G. Masaryka, ©2016: Digitální databáze vodohospodářských dat (DIBAVOD). (on line) [cit. 2017-02-24], dostupné z <http://www.dibavod.cz/>.

VÚV T. G. MASARYKA, ©2017: Predikce nebezpečnosti nepůvodních ryb a raků a optimalizace eradikačních metod invazních druhů. (on line) [cit. 2018-03-24], dostupné z <https://heis.vuv.cz/data/webmap/datovesady/projekty/raci2017/>.

WESTMAN K., SAVOLAINEN R., 2001: Long term study of competition between two co-occurring crayfish species, the native *Astacus astacus* L. and the introduced *Pacifastacus leniusculus* Dana, in a Finnish lake. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, Vol 0, Iss 361, Pp 613-627 (2001) [online]. (361), 613-627. [cit. 2018-03-24]. DOI: 10.1051/kmae:2001008. ISSN 19619502.

WESTMAN K., SAVOLAINEN R., JULKUNEN M., 2002: Replacement of the native crayfish *Astacus astacus* by the introduced species *Pacifastacus leniusculus* in a small, enclosed Finnish lake: a 30-year study. *Ecography* 25, 53-73. doi: 10.1034/j.1600-0587.2002.250107.x.

WUTZ S., GEIST J., 2013: Research Paper: Sex-and size-specific migration patterns and habitat preferences of invasive signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus* Dana). *Limnologia* [online]. 43(2), 59-66 [cit. 2018-03-24]. DOI: 10.1016/j.limno.2012.02.002. ISSN 00759511.

10. Seznam příloh

1. Záznamy k měřeným jedincům
2. Zápisy z šetření
3. Mapa "Rak signální a rak říční v zájmové oblasti podle nálezů od roku 2013"