

Záchranný program pro raka kamenáče (*Austropotamobius torrentium*) v České republice



2024

Ministerstvo životního prostředí



Záchranný program zpracovala Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky v úzké spolupráci s externími spolupracovníky. Na vzniku textu se podíleli Ing. Jana Hronková (eds.), RNDr. Jitka Svobodová, Mgr. David Fischer, RNDr. Pavel Vlach, Ph.D., Mgr. Tomáš Görner, Ph.D., Ing. Alois Pavlíčko, Ph.D., Mgr. Magdalena Drvotová a Mgr. Lucie Štefanská.

Odbornými oponenty návrhu byli doc. Ing. Jiří Patoka, Ph.D., DiS. a Ing. Pavel Vrána, Ph.D.

Záchranný program byl schválen MŽP k 12. července 2024 pod č.j. MZP/2024/630/840.

Titulní stránka: rak kamenáč (*Austropotamobius torrentium*), foto David Fischer.



Výzkum, který byl podkladem pro finalizaci textu Záchranného programu pro raka kamenáče, byl realizován v rámci projektu SS02030027 Vodní systémy a vodní hospodářství v ČR v podmínkách změny klimatu (Centrum Voda) se státní podporou Technologické agentury ČR a Ministerstva životního prostředí v rámci Programu Prostředí pro život.

Obsah

1	VÝCHOZÍ INFORMACE PRO REALIZACI ZÁCHRANNÉHO PROGRAMU	1
1.1	Taxonomie.....	1
1.2	Rozšíření.....	2
1.2.1	Celkové rozšíření.....	2
1.2.2	Rozšíření v ČR	5
1.3	Biologie a ekologie druhu	8
1.3.1	Nároky na prostředí	8
1.3.2	Rozmnožování a životní strategie	10
1.3.3	Potravní ekologie.....	12
1.3.4	Pohyb, migrace a demografické parametry	12
1.3.5	Role v ekosystému	15
1.4	Příčiny ohrožení druhu	19
1.4.1	Račí mor	19
1.4.2	Škodlivé zásahy do biotopu raka kamenáče.....	21
1.5	Status ochrany	29
1.5.1	Status ochrany na mezinárodní úrovni	29
1.5.2	Legislativní aspekty ochrany druhu v ČR.....	29
1.5.3	Statut ochrany v ostatních zemích s recentním výskytem druhu	29
1.6	Dosavadní opatření pro ochranu druhu	31
1.6.1	Nespecifická ochrana	31
1.6.2	Specifická ochrana	32
2	CÍLE ZÁCHRANNÉHO PROGRAMU	36
3	PLÁN OPATŘENÍ ZÁCHRANNÉHO PROGRAMU.....	37
3.1	Péče o biotop	37
3.1.1	Detailní zhodnocení stavu recentních lokalit a návrh prioritních opatření z hlediska péče o biotop druhu.....	37
3.1.2	Zajištění ochrany a obnovy přirozeného charakteru toků	38
3.1.3	Zajištění vyhovující jakosti vody	40
3.1.4	Usměrnění rybářského hospodaření v tocích s výskytem raka kamenáče	43
3.1.5	Nastavení vhodné péče o vodní nádrže v povodí a hospodaření na nich	44
3.1.6	Realizace biotopových opatření spojených s problematikou račího moru.....	45
3.2	Péče o druh	46

3.2.1	Vytvoření funkčního systému pro řešení krizových situací akutního ohrožení jednotlivých populací raka kamenáče	46
3.2.2	Realizace záchranného depozitního zařízení.....	47
3.2.3	Zlepšení metodického přístupu k záchranným transferům	47
3.2.4	Regulace a eradikace populací invazních druhů raků	47
3.2.5	Prověření možnosti a úspěšnosti navrácení raka kamenáče na původní (po eliminaci či odeznění ohrožujícího faktoru) či náhradní lokalitu	48
3.3	Monitoring.....	48
3.3.1	Monitoring raka kamenáče	48
3.3.2	Monitoring invazních druhů raků.....	49
3.3.3	Monitoring klíčových parametrů prostředí.....	50
3.4	Výzkum	51
3.4.1	Predikce ohrožení raka kamenáče	51
3.4.2	Charakter a vlastnosti biotopu druhu	51
3.4.3	Nemoci	52
3.4.4	Ověření účinnosti metodiky na eradikaci a regulaci invazních druhů raků a využití postupů zásad regulace pro invazní druhy raků	52
3.5	Výchova a osvěta	52
3.5.1	Orgány ochrany přírody	53
3.5.2	Správci vodních toků a vodohospodáři	53
3.5.3	Zpracovatelé hodnocení dle ZOPK	53
3.5.4	Rybáři, rybářské školy.....	54
3.5.5	Ochranářské spolky, záchranné stanice, zoologické zahrady.....	54
3.5.6	Školy, veřejnost, samospráva	55
4	PLÁN REALIZACE	56
5	LITERATURA.....	60
6	PŘÍLOHY.....	74
	Příloha 1 - Morfologie.....	74
	Příloha 2 - Lokality výskytu raka kamenáče v České republice	78
	Příloha 3 - Postup při podezření na nákazu račím morem	83
	Příloha 4 - Obecné zásady monitoringu	85
	Příloha 5 - Seznam zkratk.....	87

SOUHRN ZÁCHRANNÉHO PROGRAMU

Rak kamenáč (*Austropotamobius torrentium*) je zvláště chráněným druhem dle zákona č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, řazeným do kategorie kriticky ohrožený dle vyhlášky č. 395/1992 Sb. Je kriticky ohroženým druhem dle Červeného seznamu bezobratlých ČR (Hejda et al., 2017). Na úrovni EU je prioritním druhem chráněným Směrnicí rady 92/43/EHS o ochraně přírodních stanovišť, volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin, je uveden v Příloze II a V.

Původní rozšíření raka kamenáče v České republice nelze popsat, protože postupné odhalování jeho výskytu pokračuje až do současnosti. Aktuální známý výskyt raka kamenáče je 38 lokalit ve středních, severních a západních Čech včetně jedné izolované populace, která se vyskytuje v Podkrkonoší.

Mezi nejvýznamnější hrozby, kterým rak kamenáč čelí, jsou račí mor a ztráta biotopu druhu. Račí mor, onemocnění, jehož původcem je oomyceta (řasovka) *Aphanomyces astaci*, je pro raka kamenáče (stejně jako pro raka říčního) letální. Aktuálně není znám způsob léčby tohoto onemocnění. Za současných podmínek je v praxi nemožné šíření této choroby účinně zabránit, je však potřebné snažit se o omezení či zpomalení jejího šíření. Primárním hostitelem *Aphanomyces astaci* jsou nepůvodní a invazní druhy raků pocházející ze Severní Ameriky, kteří ale sami při nákaze nehynou a stávají se tak chronickými přenašeči choroby. Na našem území se aktuálně vyskytují tři druhy invazních raků – rak signální (*Pacifastacus leniusculus*), rak pruhovaný (*Faxonius limosus*) a rak mramorovaný (*Procambarus virginalis*). Tyto račí druhy jsou navíc silnými kompetitory autochtonních druhů raků. Zásadní je, že k zavlečení račího moru na lokalitu není nutná přítomnost nakažených raků, i bez hostitele přežijí spory ve vodním prostředí až jeden měsíc. K nákaze postačí jen voda infikovaná sporami račího moru, rybářské vybavení, stroje (např. bagry), nebo živočichové, na jejichž těle spory ulpí. Vycházíme-li z odhadu početnosti celkové populace raka kamenáče v České republice, vymřelo u nás jen za posledních 5 let v důsledku nákazy račím morem až 20 % z celkové populace. Přesto, že račí mor je obrovskou hrozbou pro populace raka kamenáče, ztráta biotopu druhu je v řadě případů ještě zásadnějším problémem, který má ale větší potenciál dosáhnout jeho odstranění. Mezi vlivy, které způsobují ztrátu biotopu, patří např. nevhodné zásahy do koryt vodních toků, znečištění vodních toků, zanášení jemnozrnným materiálem atd. Z posledních let je znám zánik alespoň čtyři lokalit vlivem těchto příčin.

Dlouhodobými cíli záchranného programu je proto dosažení příznivého stavu populace raka kamenáče z hlediska ochrany na území ČR, zachování výskytu raka kamenáče na minimálně 200 km vodních toků a jeho udržení na co největším množství lokalit.

Záchranný program stanovuje okruhy opatření, jejichž realizací je možné pozitivně ovlivnit stav populací raka kamenáče v ČR. Z hlediska péče o biotop se program zaměřuje na péči o hydromorfologické vlastnosti koryt, zajištění vyhovující jakosti vody (stavba a parametry nových a stávajících čistíren odpadních vod, eliminaci otrav, zamezení zanášení koryt jemnozrnným materiálem) a prevenci šíření račího moru. Další opatření spočívají v usměrnění rybářského hospodaření, zejména podpoře přirozené ichtyofauny vodních toků a dále opatření k zajištění dodržování minimálního zůstatkového průtoku. Aktivní péče o druh ve formě záchranných chovů ex situ se v ČR nepředpokládá (pouze deponace jedinců v krizových situacích). Péče o druh bude realizována v případě krizového jednání (záchranné transfery při otravách toku, vysychání, před nákazou račím morem nebo při úpravách koryta) a to na území celé České republiky podle aktuálních problémů. V rámci péče o druh program dále navrhuje opatření pro eliminaci a eradikaci invazních druhů raků i savců. Další opatření se týkají zachování příčných bariér na klíčových místech toku, kde hrozí kontakt s invazními druhy, umístění dočasných bariér, tam kde to je vhodné, nebo záchranné transfery populací v případě akutního ohrožení raka kamenáče. Velký důraz klade záchranný program také na zajištění osvěty veřejnosti a spolupráci s rybáři, správci toků a jinými zájmovými skupinami, ale i zvyšování odborných podkladů pro orgány ochrany přírody.

ACTION PLAN SUMMARY

Stone Crayfish (*Austropotamobius torrentium*) is a specially protected species according to the Czech Act No. 114/1992 Coll., on nature and landscape protection, more specifically it is classified as critically endangered by implementation Decree No. 395/1992 Coll. It is listed as critically endangered animal in the Red List of endangered invertebrate species in the Czech Republic (Hejda et al. 2017). At the EU level, it is a priority species protected by the Council Directive 92/43/EEC on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora, listed in its Annexes II and V.

Original distribution of the Stone Crayfish in the Czech Republic cannot be described, because gradual uncovering of its occurrence keeps going to the present. Current occurrence of the Stone Crayfish is known from 38 localities in Central, Northern and Western Bohemia, including one isolated population at the foothills of the Giant Mountains.

To the most significant threats that the Stone Crayfish is facing belong crayfish plague and habitat loss. Crayfish plague, a disease caused by a water mould *Aphanomyces astaci*, is lethal to the Stone Crayfish (as well as to the European Crayfish). There is currently no known means of treatment for this disease. Under present conditions, it is practically impossible to effectively prevent the spread of the disease, however, it is necessary to try to at least limit the spread or slow it down. Non-native and invasive crayfish species coming originally from North America are the primary hosts of *Aphanomyces astaci*, but they themselves do not die due to the infection, and become chronic carriers of the disease instead. Three species of invasive crayfish currently occur on our territory – Signal Crayfish (*Pacifastacus leniusculus*), Spiny-cheek Crayfish (*Faxonius limosus*) and Marbled Crayfish (*Procambarus virginalis*). Moreover, these crayfish species represent strong competitors for the autochthonous crayfish species. The crucial fact is that no presence of infected crayfish is necessary in order to introduce crayfish plague to a site, the spores can survive in aquatic environment even without a host for almost one month. Therefore, just water infected by the spores of crayfish plague, fishing equipment, machines (e.g. excavators), or animals with the spores attached to their bodies are enough to cause a new infection. Given the total population number estimate for Stone Crayfish in the Czech Republic, it seems that up to 20 % of the total population has died out in the last 5 years as a result of crayfish plague infection. Although crayfish plague is a huge threat to Stone Crayfish populations, habitat loss represents in many cases even a more fundamental problem, luckily with a better potential for elimination. Inappropriate interventions to watercourse beds, watercourse pollution or silting with fine-grained material are examples of impacts that cause loss of suitable habitat for the Stone Crayfish. At least four localities are known to have disappeared due to these causes in recent years.

The long-term goals of the Action Plan are: to achieve a favourable status of Stone Crayfish population (considering its protection on the territory of the Czech Republic), to preserve Stone Crayfish occurrence at a minimum length of 200 km of watercourses and to maintain the species at a maximum possible number of localities.

The Action Plan determines the scope of measures, whose implementation should have a positive effect on Stone Crayfish populations in the Czech Republic. In terms of habitat management, the plan focuses on taking care of the hydromorphological properties of watercourse beds, ensuring adequate water quality (construction and parameters of new and existing wastewater treatment plants, elimination of poisoning cases, prevention of clogging watercourse beds with fine-grained material) and preventing the spread of crayfish plague. Other measures include providing guidelines to fishing management (especially support of the natural ichthyofauna in watercourses) and measures aimed at ensuring compliance with the minimum residual flow. Active species management in the form of ex situ rescue breeding programmes is not expected in the Czech Republic (only deposition of individuals in case of a crisis situation). Species management will be carried out as a reaction to a crisis situation (rescue transfers when a stream is poisoned or drying out, rescue transfers to save individuals from crayfish plague infection or during stream bed modifications). That will be valid for the entire country, according to known issues at the moment. Another measure proposed by the Action Plan as part of the species management is the elimination and eradication of invasive crayfish and mammal species. Further measures concern maintenance of transverse barriers at key points of streams, where there is a risk of contact with invasive species, placement of temporary barriers where appropriate, or rescue transfers of populations in the event of acute threat to the Stone Crayfish. The Action Plan also puts a lot of emphasis on ensuring public education and cooperation with fishermen, stream managers and other interest groups, as well as on increasing the quality of professional documents for nature protection authorities.

1 VÝCHOZÍ INFORMACE PRO REALIZACI ZÁCHRANNÉHO PROGRAMU

1.1 Taxonomie

kmen Arthropoda (členovci)

Pancrustacea (korýši, včetně hmyzu)

třída Malacostraca (rakovci)

podtřída Eumalacostraca

nadřád Eucarida (velkokrunýřovci)

řád Decapoda (desetinožci)

podřád Pleocyemata (vejconosní)

indrařád Astacidea (rakotvární)

nadčeleď Astacoidea Latreille, 1802 (severní raci)

čeleď Astacidae Latreille, 1802 (rakovití)

rod *Austropotamobius* Skorikow, 1907 (rak)

Austropotamobius torrentium (von Paula Schrank, 1803)

Sladkovodní raci (navzájem příbuzné nadčeledi Astacoidea a Parastacoidea) se řadí do infrařádu Astacidea, kam dále patří i mořští humři (Nephropoidea) a méně známá nadčeleď humřici (Enoplometopoidea). Jižní raci (Parastacoidea) se vyskytují na jižní polokouli, známější je rod *Cherax* (Erichson, 1846), který zahrnuje i některé druhy chované v akváriích. Všichni raci vyskytující se v Česku patří do nadčeledi Astacoidea, která zahrnuje tři čeledi. Cambaroididae (Villalobos, 1955) tvoří jediný východoasijský rod *Cambaroides* (Faxon, 1884). Cambaridae (Hobbs, 1942) je velká čeleď s mnoha rody, rozšířená v Severní a Střední Americe, s výjimkou západu kontinentu. Patří sem i v Evropě invazní druhy *Faxonius limosus* (Rafinesque, 1817), *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) a *Procambarus virginalis* Lyko, 2017 („Marmorkrebs“). Evropské původní druhy raků patří do euroasijské čeledi Astacidae, která vedle tří euroasijských rodů zahrnuje i rod *Pacifastacus* (Bott, 1950) s invazním rakem signálním *Pacifastacus leniusculus* (Dana, 1852), který se přirozeně vyskytuje na západě Severní Ameriky (Bracken-Grissom et al., 2014; Crandall & De Grave 2017). V Evropě se přirozeně vyskytují tři rody raků: *Astacus* (Fabricius, 1775), *Austropotamobius* (Skorikov, 1907) a *Pontastacus* (Bott, 1950). Jejich zástupci v Česku jsou rak říční *Astacus astacus* (Linnaeus, 1758), rak kamenáč *Austropotamobius torrentium* a rak bahenní *Pontastacus leptodactylus* (Eschscholtz, 1823), ačkoli poslední jmenovaný je druhem nepůvodním.

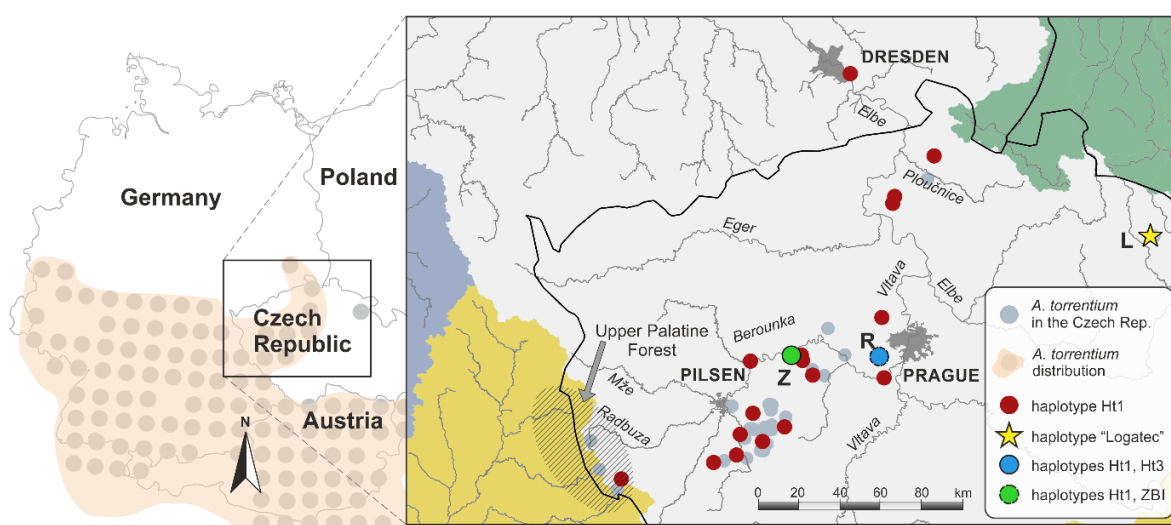
Rod *Austropotamobius* zahrnuje čtyři rozeznávané druhy. Nedávno popsán *Austropotamobius bihariensis* (Pârvulescu, 2019) se vyskytuje v rumunském pohoří Apuseni a je blízké příbuzný raku kamenáči – ve skutečnosti mitochondriální data naznačují, že jde možná o starou, izolovanou linii raka kamenáče v jeho současném vymezení (Pârvulescu, 2019). *Austropotamobius fulcisanus* (Ninni, 1886) je jihoevropský druh rozšířený podél východního pobřeží Jaderského moře, na Apeninském a Iberském poloostrově a na (převážně) jižní straně Alp. Jeho příbuzný *Austropotamobius pallipes* (Lereboullet, 1858) žije v západní Evropě zhruba od Ligurie v severní Itálii po Irsko (Jelić et al., 2016).

Rak kamenáč je rozšířený o něco východněji, převážně v povodí Dunaje, ale zasahuje až do Řecka a evropské části Turecka. Centrem jeho vnitrodruhové diverzity je oblast bývalé Jugoslávie od Slovinska přes Chorvatsko po Černou Horu a Srbsko, kde je řada starých mitochondriálních linií. Na severovýchod sahá výskyt až do povodí Rýna, v Česku a Sasku do povodí Labe. Genetická struktura populací raka kamenáče je ale značně komplikovaná a předpokládá se, že se ve skutečnosti jedná o druhový komplex (Trontelj et al., 2005; Klobučar et al., 2013). Středoevropské populace včetně českých

pravděpodobně vznikly po posledním glaciálu šířením z refugia ležícího někde na úpatí jihovýchodních Alp (Petrusek et al., 2017). Tato hypotéza je podpořena poměrně homogenní genetickou strukturou německých, švýcarských, rakouských a českých populací raka kamenáče (Schubart & Huber 2006; Petrusek et al., 2017).

Ještě poměrně nedávno nebylo jasné, zda je rak kamenáč v Česku původní. Kozák et al. (2002) uváděl výskyt raka kamenáče na pouhých 4 lokalitách. V následujících letech byla sice přítomnost tohoto druhu zaznamenána na dalších 16 lokalitách v oblasti Brd, povodí Úslavy a Úhlavy, na Příbramsku a jižním Plzeňsku (Fischer et al., 2004), ale tyto nálezy bohužel unikly pozornosti evropské astakologické komunity. Tak byly všechny české populace popsány Kozákem et al. (2002) považovány za introdukované a původní výskyt raka kamenáče v povodí Labe byl zpochybňován (Machino & Füreder 2005, Machino & Holdich 2006).

České populace raka kamenáče jsou geneticky uniformní (při hodnocení COI genu mitochondriální DNA, Petrusek et al., 2017). Většina populací (na cca 50 tocích) patří k jedinému



Obr. 1: Výsledky genetické analýzy českých populací raka kamenáče a schéma jeho rozšíření v sousedním Německu (převzato z Petrusek et al. 2017). Z: Zbirožský potok, R: Radotínský potok, L: Luční potok.

haplotypu Ht1, který je dominantní v západní Evropě a vyskytuje se jak u bavorských populací, tak u populace nalezené v Drážďanech v Sasku (Petrusek et al., 2017). Další dva haplotypy zjištěné na Radotínském potoce (Ht3) a Zbirožském potoce (ZBI) představují pouze bodové mutace, lišící se od haplotypu Ht1 pouze o 0,16 % (Petrusek et al., 2017). Výjimku tvoří Luční potok v Podkrkonoší, kde byl zjištěn výskyt haplotypu nalezeného dříve u raků ve Slovinsku, v Itálii a Chorvatsku v blízkosti Slovinských hranic (Schubart & Huber, 2006, Trontelj et al., 2005, Klobučar et al., 2013). Zde lze předpokládat, že jde o vysazenou, nepůvodní populaci (Petrusek et al., 2017).

Morfologie raka kamenáče je podrobně popsána v Příloze 1.

1.2 Rozšíření

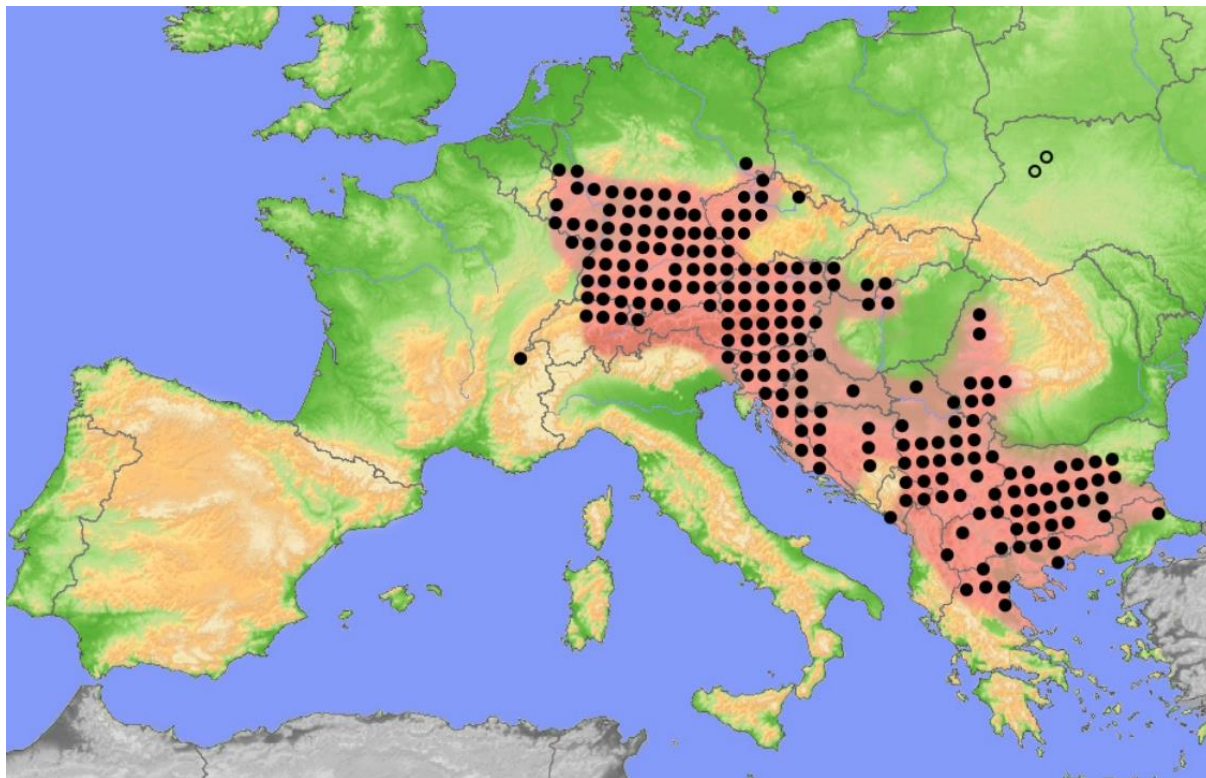
1.2.1 Celkové rozšíření

Jádrem rozšíření raka kamenáče jsou Dinárské Alpy. Zde druh patrně vznikl a ležela zde i jeho glaciální refugia (Albrecht 1983; Trontelj et al., 2005; Klobučar et al., 2013). Tamní genetická diverzita je stará,

a zůstává tak otázkou, zda některé linie nepředstavují již samostatné druhy (Petrusek et al., 2017), tak jak to navrhuje Pârvulescu (2010) pro izolovanou a podobně starou linii z pohoří Apuseni v Rumunsku. Rak kamenáč *sensu stricto*, tedy genetická linie zahrnující typovou lokalitu druhu v Bavorsku (von Paula Schrank, 1803) i naše populace, se oddělil patrně během pliocénu. Středoevropské a západoevropské populace vznikly pravděpodobně po posledním glaciálu v rámci jedné kolonizační vlny vycházející z refugia ležícího někde na úpatí jihovýchodních Alp (Klobučar et al., 2013, Petrusek et al., 2017). Šíření probíhalo převážně v povodí Dunaje, v menší míře pak v přiléhajících povodích. Do povodí Labe se rak kamenáč dostal pravděpodobně v oblasti Českého lesa, kde leží rozvodí Labe a Dunaje (Petrusek et al., 2017).

Rozšíření raka kamenáče shrnuje Obr. 2 (viz Kouba et al., 2014). Aktuálně se rak kamenáč vyskytuje minimálně ve 20 evropských zemích. Např. v Albánii byl rak kamenáč zaznamenán v Trektani v povodí řeky Drin (Bott, 1972).

V Bosně a Hercegovině byl tento druh nalezen ve Višegradu na řece Drině (Bott, 1972), stejný autor uvádí raka kamenáče z řeky Trbišnjica, nicméně tento údaj byl korigován. Poslední průzkumy ukázaly, že kamenáč je v Bosně a Hercegovině rozšířený i v malých podhorských tocích v povodí řek Bosna a Uma (Trožic-Borovač, 2011).



Obr. 2: Areál rozšíření raka kamenáče, upraveno podle Kouby et al. (2014). Černé body – pole síťového mapování s výskytem raka kamenáče, černé kroužky – nespolehlivé údaje z Ukrajiny, růžová plocha – předpokládaný přirozený výskyt.

V Bulharsku se aktuálně vyskytuje na více než 100 lokalitách, především v jihozápadní hornaté a centrální části Bulharska (Todorov et al., 2014.) Pravděpodobně se vyskytuje i v povodí Rezovské, hraničního toku s Tureckem, protože na turecké straně se v povodí této řeky vyskytuje (Holdich, 2002).

V Černé Hoře rak kamenáč žije v přítocích jezera Skadar, v řekách Crnojevica u Rijeky-Crnojevice, v potoce Radomir pod Građaním, v řece Velja v Ovtčici (Machino & Đuriš 2004) a v potoce v

Donje Selo (Trontelj et al., 2005). Machino & Holdich (2006) zjistili přítomnost tohoto druhu také v řekách Tara a Lim v povodí Dunaje.

Ve Francii je v současnosti výskyt evidován v Dolním Porýní a Moselsku (Machino & Holdich 2006); ještě v 19. stol. se vyskytoval i v Alsasku. Jedna izolovaná populace byla zjištěna v Savojsku, ale vzhledem k tomu, že tato populace nese haplotyp odpovídající populacím žijícím v Dinárském krasu, předpokládá se, že se jedná o populaci introdukovanou (Grandjean, 2012).

V Chorvatsku je rak kamenáč nejhojnějším druhem raka, jeho výskyt je evidován na více než 100 lokalitách (Maguire et al., 2011).

V Itálii se rak kamenáč vyskytuje jen v oblasti Udine, kde byl objeven teprve v roce 1996 (Machino, 1997), aktuálně se zde vyskytuje pouze ve dvou populacích. Není nicméně jisté, zda se jedná o přirozeně se vyskytující populace, nebo o populace introdukované z Německa či Rakouska (Machino & Holdich 2006).

V Lichtenštejnsku se rak kamenáč v minulosti vyskytoval, ale vymřel na račí mor (Bohl 1987). Aktuálně výskyt raka kamenáče na území Lichtenštejnska evidován není (Machino & Holdich 2006).

V Lucembursku je rak kamenáč velmi vzácný, je zde na pokraji vyhynutí. Nicméně stále zde žije na několika málo místech. Není zřejmé, zda je jeho výskyt přirozený, nebo byl rak na území Lucemburska introdukován (Machino & Holdich 2006).

Přítomnost raka kamenáče v Severní Makedonii na desítkách lokalit napříč zemí recentně potvrdila Slavevska-Stamenković et al. (2017).

V Maďarsku dosud nebyla realizována plošná studie zaměřená na zmapování výskytu raků, takže přes 70 % území je dosud neprobádáno (Machino et Holdich 2006). Rak kamenáč se vyskytuje pouze severně od Budapešti (Machino & Holdich 2006).

V Německu uvádí Renz & Breithaupt (2000) výskyt raka kamenáče v oblasti od horního Porýní v blízkosti Kolína nad Rýnem, přes severní přítoky Mohanu až po Dunaj na jihu, tj. v Bavorsku a Bádensku-Württembersku. Bohl (1999) popsal v Bavorsku více než 100 populací raka kamenáče. Martin et al. (2008) našel izolovanou populaci raka kamenáče v blízkosti Drážďan v Sasku.

V Rakousku představuje rak kamenáč široce rozšířený druh raka (Pöckl, 1999), žijící především ve vyšších a lesnatých oblastech. V jezerech není příliš hojný, nicméně se vyskytuje např. v tyrolském Haldensee (1126 m n. m.) a Plansee ve výšce 976 m n. m. (Füreder & Machino 1999).

V Rumunsku je rak kamenáč popisován již Entzem (1909), který výskyt tohoto druhu lokalizoval na jihozápadní Transylvánii a západní Valašsko. Pârvulescu et al. (2013) recentně zjistil výskyt tohoto druhu na 123 lokalitách.

V Řecku provedl poslední revizi výskytu Perdikaris et al. (2017); výskyt raka kamenáče je v Řecku vázán na sever, od východní Makedonie a Thrákie, přes centrální a západní Makedonii a při severní hranici Thesálie, konkrétně v přítocích řek Aliakmonas, Axios, Strymonas and Nestos. Druh se také vyskytuje v Prespanských jezerech. Ověření vyžaduje výskyt tohoto druhu v povodí řeky Aliakmonas na poloostrově Chalkidiki a v přítocích řeky Evros.

Matis (1971) popsal výskyt tohoto druhu na Slovensku v potoce Teplička v Trenčianských Teplicích, ve Vydrici (=Bystrica) v Bratislavě a ve Váhu u Trenčína. Ve Váhu se již kamenáč nevyskytuje (Machino et Holdich 2006). Stloukal & Havráneková (2005) našli celkem 6 toků obývaných rakem kamenáčem v povodí Vydrice v Bílých Karpatech.

Ve Slovinsku je přítomnost raka kamenáče reportována Budhinou (1989), s tím, že jeho výskyt je vázán pouze na území Slovinska v povodí Dunaje. Novější údaje nejsou známy.

V Srbsku byl výskyt raka kamenáče recentně doložen na desítkách lokalit a jedná se zde o nejhojnější druh raka (Simić et al., 2008).

Ve Švýcarsku se rak kamenáč vyskytuje v mnoha tocích a některých jezerech na severovýchodě země (Stucki & Staub 1999). Hefti & Stucki (2006) našli tento druh ve více než 90 polích síťového mapování v rastru 5×5 km.

Výskyt raka kamenáče v Turecku je vázán na tureckou Thrákii, kde byl nalezen ve dvou tocích směřujících do Černého moře nedaleko bulharských hranic (Güner & Harlioğlu 2009).

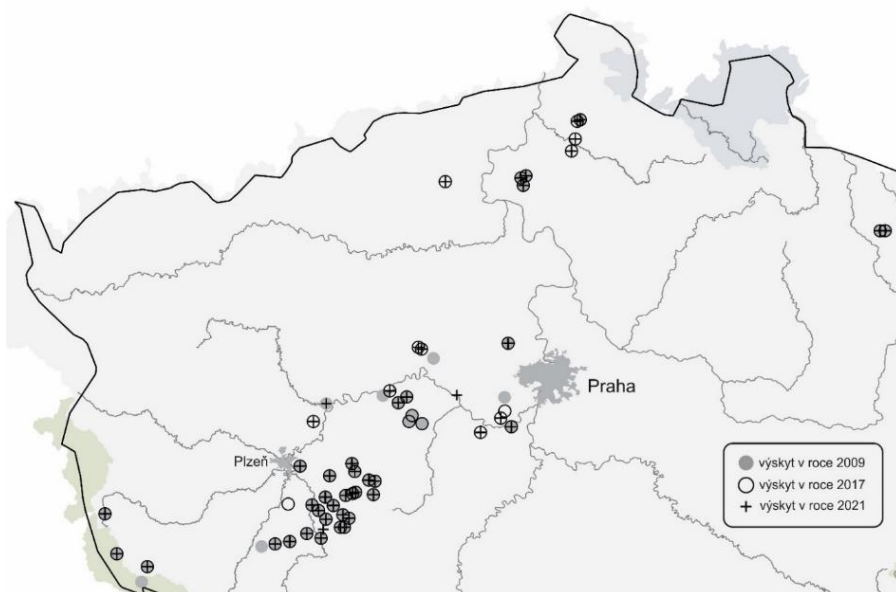
Údaj o výskytu raka kamenáče na Ukrajině, v řece Stokhod u Kiseliny (Volyňská oblast), udávaný Starobogatovem (1995) na základě Karamanových studií sbírek raků v mnichovském muzeu (Karaman, 1962) je nedůvěryhodný.

1.2.2 Rozšíření v ČR

1.2.2.1 Historické rozšíření

Původní rozšíření raka kamenáče v Česku nelze popsat, protože postupné odhalování jeho výskytu pokračuje až do současnosti. Rozsah známého rozšíření v minulosti tak reflektuje spíše stav znalostí než vývoj skutečného rozšíření. Výskyt raka kamenáče byl na území Česka poprvé spolehlivě doložen na základě existence dvou exemplářů tohoto druhu z Řevnic u Prahy ve sbírkách Národního muzea (Entz 1909). Lokální výskyt pak byl v minulosti zmiňován např. v práci Peciny (1979), Mouchy (1981) nebo Lenského (1982). První skutečnou revizi údajů o výskytu raka kamenáče na celém území České republiky ale provedl až Lohniský (1984), který sestavil seznam věrohodných nálezů na celkem 8 lokalitách. Vedle Řevnic (neznámo v kterém toku) to byly Luční potok, Týnecký potok (lokalita Zákolanský potok), Radotínský potok u Chýnice, Klíčava, Ryšava (přítok Rakovnického potoka, který se vlévá do Berounky), Úpořský potok a Křečovický potok nedaleko Neveklova na Benešovsku.

Poznání skutečného stavu populací raka kamenáče se výrazně posunulo až v letech 2002–2003, kdy byl proveden podrobný průzkum většiny malých vodních toků v povodích řeky Úslavy, Úhlavy a Radbuzy, v povodí Mže až do Stříbra, dále všech malých toků v Brdech a většiny toků na území okresu Příbram. Rak kamenáč byl v rámci tohoto mapování zjištěn v 16 různých tocích, z toho v 10 tocích v povodí Úslavy, kde šest z nich tvoří souvislý areál (prakticky celé povodí Bradavy – viz dále (Fischer & Fischerová, 2002, 2003; Fischer et al., 2004). Tento průzkum určil oblast Brd a navazující jihovýchodní Plzeňsko jako pravděpodobně nejvýznamnějším územím v rámci celého areálu rozšíření tohoto druhu v České republice. Intenzivní mapování probíhalo i v dalších letech (např. Chobot 2006, Vlach et al. 2009). Od roku 2012 do roku 2015 probíhalo rozsáhlé mapování výskytu raka kamenáče v mapových polích s již prokázaným výskytem tohoto druhu a v polích sousedních (Obr. 3). Celkem bylo vymapováno 96 polí, ve kterých bylo prohledáno 1110 mapovacích profilů. Na 111 mapovaných profilech byl nalezen rak kamenáč, na 99 profilech rak říční, na 6 profilech rak bahenní, a dále se na 5 profilech vyskytoval rak signální a na dalších 3 profilech rak pruhovaný. V roce 2016 bylo provedeno detailní mapování výskytu raků v CHKO Brdy (Vlach & Fischer 2015). V letech 2017–2019 proběhl monitoring všech známých lokalit (Vlach 2017, 2018, 2019), který opět odhalil i některé nové lokality.



Obr. 3: Výskyt raka kamenáče v Česku

1.2.2.2 *Recentní rozšíření*

Současné znalosti o výskytu raka kamenáče v Česku jsou shrnuty v Příloze 2. Aktuálně je evidováno 38 lokalit, resp. potoků s doloženým současným výskytem druhu, které jsou pro potřeby ZP považovány za jednotlivé místní populace. Celkem evidujeme 44 lokalit, na kterých se rak kamenáč nachází, nebo se zde nacházel v minulých letech a vlivem račího moru nebo z jiných příčin zde nebyl posledními průzkumy jeho výskyt opětovně potvrzen. Data vychází především z monitoringu v roce 2019 a v roce 2021.

Těžiště výskytu raka kamenáče v Česku leží jihovýchodně od Plzně. Nejsouvislejší je výskyt v povodí Bradavy (přítok Úslavy), na který pak navazují populace v některých přiléhajících povodích, což zahrnuje výskyty v okolí Blovic nebo brdské populace. V povodí Berounky má výskyt podobu spíše málo rozsáhlých izolovaných výskytů v jejích menších přítocích. Stranou těchto je pak populace v Zákolanském potoce, který se vlévá do Vltavy.

Oddělenou skupinu výskytů představují čtyři lokality v Českém lese, na rozvodí Dunaje a Labe. Oblast byla postižena račím morem a není zde žádný rozsáhlejší výskyt. Izolované od ostatních i navzájem jsou lokality v Českém středohoří, které leží ve třech různých povodích: jeden z toků se vlévá do Labe, dva (naproti sobě přes řeku) do Ploučnice a jeden do Bíliny.

Zvláštní případ je zcela izolovaná populace v povodí Čisté u Hostinného v Podkrkonoší, u které se na základě genetické analýzy předpokládá, že vznikla vypuštěním dovezených raků (Petrusek et al., 2017).

1.2.2.3 *Trendy v rozšíření*

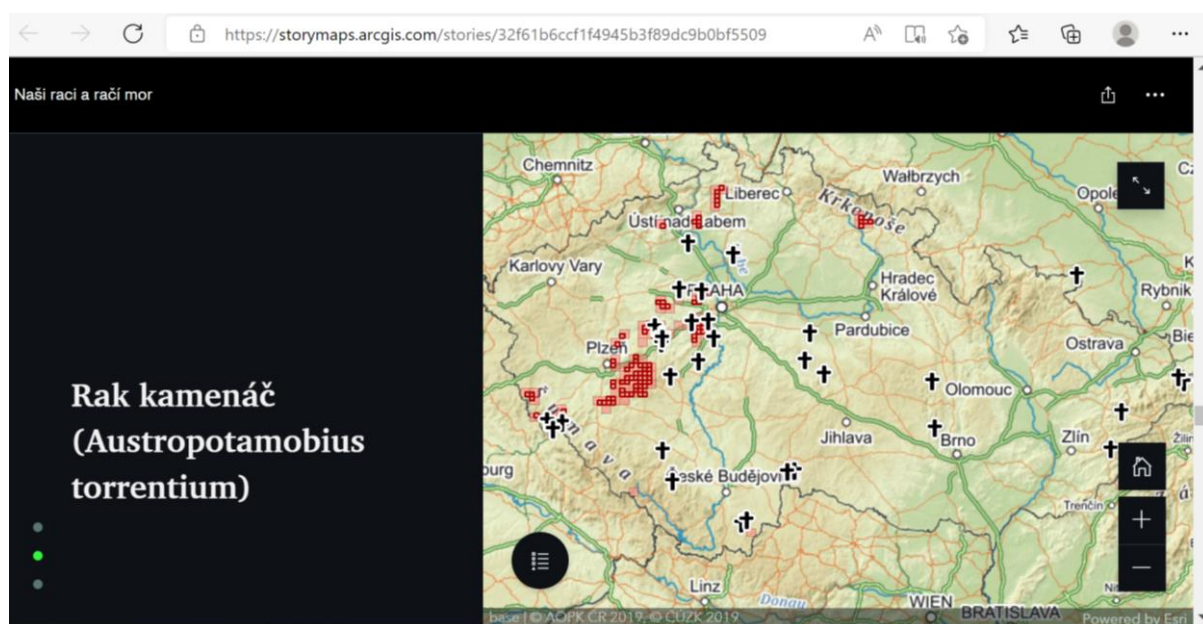
Jak je zřejmé z předchozích kapitol, rozšíření raka kamenáče v Česku nebylo donedávna dobře známé. Nelze proto celkový trend ve vývoji rozšíření kvantitativně hodnotit, můžeme ale bezpečně předpokládat, že nově objevené lokality nejsou důsledkem šíření druhu, ale lepší prozkoumanosti území. Přestože mnoho lokalit je známo poměrně krátce, stačilo už u některých od jejich objevení dojít k poklesu početnosti nebo vymizení populace (na části toku nebo k celkovému vymizení celé populace). I vzhledem k příčinám lokálních extinkcí, jako jsou technické úpravy toků, vodohospodářské havárie (otravy) a račí mor, je pravděpodobné, že dlouhodobý trend v rozšíření raka kamenáče je

sestupný. Není však možné dovodit, zda dochází k rychlejšímu nebo pomalejšímu úbytku v porovnání s předchozími desetiletími.

Od roku 2000 vymizely populace raka kamenáče z lokalit Vlčí (Kbelský) potok (2012, otrava), Medvědí potok (2015, pravděpodobně v důsledku račího moru), Zbirožský potok (okolo 2015, příčina neznámá), Radotínský potok (2017, račí mor; Mojžíšová et al., 2020) a Stroupinský potok (2018, račí mor; Mojžíšová et al., 2020). Ani opakované hledání (2017–2019) nepotvrdilo výskyt ve Švarcavě a Nebílovském potoce, ale v obou případech nelze řídký výskyt vyloučit; přinejmenším populace v Nebílovském potoce nebyla početná a ve Švarcavě se raci vyskytovali hlavně na soukromých pozemcích, kam je omezený přístup. Proto zde nelze výskyt vyvrátit ani potvrdit. Vedle toho došlo k redukci rozsahu výskytu na některých dalších lokalitách: rak kamenáč vymizel v Milínovském potoce (lokalita Bradava, zřejmě vliv bahna z rybníků na toku a vysychání), v Bolkovském potoce (lokalita Čistá, technická úprava koryta), ve velké části potoka Úpoř (račí mor; Kozubíková-Balcarová et al., 2014), v části povodí Kornatického potoka (račí mor, Mojžíšová et al., 2020) a v Lidickém potoce a velké části Zákolanského potoka (lokalita Zákolanský potok, kombinace račího moru, znečištění vody, rozšiřující se zástavba v povodí, vnos jemných sedimentů; Kozubíková-Balcarová et al., 2014, Fischer et al., 2015). Vedle toho rak kamenáč zmizel z některých trvalých monitorovacích ploch na dalších lokalitách. Alarmující je výrazný a stále pokračující úbytek početnosti na Příchovickém potoce (EVL Zlatý potok, předmět ochrany rak kamenáč), patrně pod vlivem ČOV ve Skašově. Velký pokles početnosti byl zaznamenán i na Valdeckém potoce; příčinou mohou být opakující se sucha a hromadění organického materiálu. Ve dvou případech naopak ale došlo k opětovnému nálezu na lokalitě, kde druh nebyl po řadu let nalezen a kde se předpokládá, že důvodem vymizení byla nákaza račím morem (Kozubíková & Petrusek 2009, Vlach 2018, 2019). Jde o Bertínský potok (přítok Střely, nenalezen mezi lety 2009 – 2018) a Hýskovský potok (přítok Berounky, nenalezen mezi lety 2006 – 2019).

V roce 2018 proběhla masivní vlna račího moru v povodí Stroupinského potoka. Zasáhla tři toky s výskytem raka kamenáče – Stroupinský potok a jeho dva přítoky Kublovský a Bzovský potok. Ještě v roce 2020 zjistili Vlach et al. (2020) v povodí malou, ale dobře detekovatelnou přítomnost patogenu račího moru.

Aktuální rozšíření i historický výskyt raka kamenáče na území ČR včetně lokalit výskytu račího moru zobrazuje tzv. story mapa v mapové galerii AOPK ČR pod názvem: Naši raci a račí mor (viz: <https://aopkcr.maps.arcgis.com/>).



Obr. 4: Ilustrační zobrazení recentního výskytu raka kamenáče – snímek obrazovky ze story mapy „Naši raci a račí mor“ (2024).

1.3 Biologie a ekologie druhu

1.3.1 Nároky na prostředí

1.3.1.1 Charakter toku

Rak kamenáč obývá především menší toky s přirozeným charakterem koryta (meandry, velká hloubková variabilita) (Pöckl, 1999). Bohl (1987) na základě analýzy vzdálenosti račích lokalit od pramene zjistil výskyt populací raka kamenáče průměrně 2,1 km od prameniště ve srovnání s rakem říčním, jenž je nacházen v průměrné vzdálenosti 15,1 km. Tentýž autor se ale zmiňuje i o výjimce, kdy byl rak kamenáč nalezen pod stanovištěm raka říčního. Analogický je i výskyt obou druhů ve sledované Zubřině na Domažlicku. Rak říční se zde překvapivě vyskytuje v horní části úseku obývaného kamenáčem, jádro jeho populace je však výše v přítocích a rybnících s nižší kvalitou vody. Obdobně je tomu i např. na Padrtském potoce (Fischer et al., 2004). Vlach et al. (2009) uvádí, že rak kamenáč byl zjištěn v České republice v úsecích se šířkou 0,7 m – 7,5 metrů. Bohl (1987) udává v Bavorsku průměrnou šířku toků obývaných *A. torrentium* 1,47 m, Kappus et al. (1999) v Baden – Württembersku uvádí 1 – 2 m při maximálním rozmezí šířek 0,5 – 50 m, Streissl & Hödl (2002) 1,6 – 5,2 m a Renz & Breithaupt (1999) potom od 0,8 do 2 m. Kappus et al. (1999) uvádí průtoky na kamenáčových lokalitách v Německu (Baden-Württemberg) průměrně 0,005 – 0,015 m³.s⁻¹, přičemž nenalezl kamenáče v tekoucích vodách mimo mezní hodnoty průtoky 0,002 m³.s⁻¹ a 0,05 m³.s⁻¹. To odporuje údajům z vod České republiky, kde kamenáč běžně obývá i níže položené úseky středně velkých toků s průtoky nad 0,5 m³.s⁻¹. Kamenáč se vyskytuje i v občasné vysychajících tocích s průtokem pod 0,1 m³.s⁻¹ i v ústí toků s průměrným průtokem přesahujícím 0,5 m³.s⁻¹.

Literární údaje o nadmořské výšce toků, kde se *A. torrentium* nachází, se různí. Kappus et al. (1999) a Vogt et al. (1999) uvádějí 180 – 549 m n. m. pro Bádensko-Württembersko, Bohl (1987) 310 – 820 m n. m. pro Bavorsko, Renz & Breithaupt (2000) toky s nadmořskou výškou 400 – 500 m n. m. pro Jižní Německo. Za zmínku stojí nálezy od 510 – 810 m n. m. ve Slovinsku (Machino 1997) a snad i nejvýše doložené populace *A. torrentium* v Severním Tyrolsku (Rakousko) v 838 – 1124 m n. m. (Füreder & Machino 1999). Ještě výše ale nalezl kamenáče Todorov (2014) v Bulharsku, kde zjistil jeho přítomnost v nadmořské výšce 1342 m. V České republice byl původně uváděn výskyt od 335 m n. m. na Křivoklátsku po 425 m n. m. v Podkrkonoší (Đuriš et al. 2001), nicméně později byl v oblasti západních Čech kamenáč zjištěn v nadmořských výškách 360 – 630 m n. m. (Fischer et al., 2004). Nejvyšším místem s prokázaným výskytem raka kamenáče je 640 m. n. m. na Bílém potoce (pramenný tok Bradavy), kolem 600 m. n. m. se vyskytují kamenáči i na dalších Brdských potocích a nově také na přítoku Novosedleckého potoka v Českém lese. Vlach et al. (2009) poté zjistili výskyt raka kamenáče i v nížinných tocích (např. Zákolanský potok s výskytem druhu mezi 235 – 265 m n. m., Radotínský potok na JZ okraji Prahy v n. v. cca 240 m, nebo Hýskovský potok (rovněž 240 m n. m.).

Rak kamenáč se vyskytuje v tocích s různým charakterem substrátu (Pöckl, 1999, Renz & Breithaupt 2000), i když preferuje substrát větší zrnitosti (Streissl & Hödl 2002). V České republice se vyskytuje převážně v úsecích s písčitým, štěrkovitým až kamenitým dnem, ale nalezneme jej i v tocích s jílovým dnem, ve kterém si budují nory (Chocenický potok, Zákolanský potok, Rakovský potok, Radotínský potok). Místy se vyskytuje i v tvrdě regulovaných úsecích s kamennou dlažbou (Bradava, Mítovský potok, Příchovický (Zlatý) potok).

Maximální rychlost proudu na lokalitách raka kamenáče uvádí Bohl (1987) 0,2 – 0,3 m.s⁻¹, Renz & Breithaupt (2000) 0,15 – 0,56 m.s⁻¹.

Toky obývané raka kamenáčem jsou často zastíněny vegetací (Bohl 1987), převládají dřeviny. Terestrické prostředí raka kamenáče je Bohlem (1987) odstupňováno v sestupném pořadí preferencí: 1. jehličnaté lesy, 2. listnaté lesy, 3. pastviny, 4. mechové porosty, 5. travnaté louky, 6. osídlení, 7. zemědělství. V České republice najdeme lokality odpovídající všem těmto popsaným prostředím, včetně úseků toků protékajících většími městy, např. Bradava ve Spáleném Poříčí nebo Nezvěsticích, Luční potok v Rudníku, či odlesněnou krajinou u Padrtského potoka nebo Příkosického potoka (Vlach et al. 2009).

1.3.1.2 Výskyt ve stojatých vodách

Souty-Grosset et al. (2006) citují autory Troschel & Dehus (1993) a Dehus (2000), kteří, obdobně jako Renz & Breithaupt (2000), kromě výskytu ve výše položených tocích, zmiňují i výskyt raka kamenáče v několika jezerech a rybnících na území Bádenska-Würtemberska v Německu. Stejně tak jsou kamenáči reportováni z jezer v Rakousku (Füreder & Machino 1999) nebo z Prespeských jezer v Řecku (Perdikaris et al., 2017).

Výskyt raka kamenáče ve stojatých vodách byl v České republice zaznamenán na Zákolanském potoce, v soustavě průtočných jezírek (z části vybetonovaných a zanesených vrstvou bahna) propojených bývalým mlýnským náhonem v areálu Nového Mlýna (Štambergová et al., 2009) a rovněž v Okořském rybníce (D. Fischer, J. Svobodová, P. Vaňhát, osobní sdělení). Rak kamenáč byl zaznamenán i v rybníce na horním úseku Úpořského potoka (Z. Ďuriš, osobní sdělení). Celkem početná populace raka kamenáče byla nalezena rovněž v rybníku v obci Pazderna (J. Svobodová, osobní sdělení), který leží na bezejmenném přítoku Zákolanského potoka.

1.3.1.3 Nároky na jakost vody

Znečišťování povrchových vod chemickými látkami představuje ohrožení vodního prostředí účinky, jako jsou například akutní a chronická toxicita u vodních organismů, akumulace znečišťujících látek v ekosystému a úbytek stanovišť a biologické rozmanitosti, ale také ohrožení lidského zdraví (směrnice EP 2013/39/EU).

Rak kamenáč patří mezi vodní živočichy, kteří jsou závislí na vysoké kvalitě celkového ekosystému. Je považován za lepší bioindikátor jakosti vod než je rak říční (Pöckl & Streissl 2005), poslední výzkumy však ukazují, že nároky na jakost vody u obou druhů jsou přibližně stejné (Svobodová et al. 2012), nebo že v některých parametrech je rak kamenáč dokonce méně náročný než rak říční. Nicméně platí, že na lokalitách, kde stabilní populace raků dosahuje vysoké abundance, je celková kvalita ekosystému na vysoké úrovni, a to včetně jakosti vody.

Mezi parametry, které mají významný vliv na populace raka kamenáče v toku, patří organické znečištění, a to hlavně amonné ionty, toxický volný amoniak a dusitany (Svobodová et al., 2008, Svobodová et al., 2012). Z těchto parametrů je nejdůležitější toxický volný amoniak, který je schopen pronikat buněčnými membránami vodních živočichů (Pitter, 1999). Obsah volného amoniaku ve vodě a jeho toxicita jsou ovlivněny dalšími chemickými a fyzikálními parametry vody: množstvím amonných iontů, pH, teplotou a množstvím rozpuštěného kyslíku, s jehož poklesem ve vodě vzrůstá toxicita volného amoniaku (Svobodová et al., 1987). Významné jsou rovněž nerozpuštěné látky, které sedimentují na dně toku v místech výskytu raků a mohou se usazovat i na žábách raků. Nejvyšší koncentrace nerozpuštěných látek bývají pod rybníky při jejich vypouštění nebo pod zemědělsky obhospodařovanými plochami, hlavně v místech, kde orba probíhá až na hranu toku. Pod špatně fungujícími čistírnami odpadních vod dochází k usazování jemných kalů, jak na dně toku pod ČOV, tak

jsou i unášeny dále po proudu. Mezi nerozpuštěné látky (NL) patří v přírodních a užitkových vodách hlinitokřemičitany, hydratované oxidy kovů (železa, manganu a hliníku), fytoplankton, zooplankton, organický detrit, tuky, oleje aj. Na těchto tuhých fázích se do značné míry sorbuje řada toxických anorganických látek (kovů) a organických látek (Pitter 1999). Nerozpuštěné látky způsobují tedy nejen ztrátu úkrytových kapacit, ale zhoršují i jakost vody.

Na rozdíl od ostatních citlivých vodních živočichů neovlivňují raka kamenáče mírně zvýšené koncentrace fosforu a dusičnanů (Svobodová et al., 2008, Svobodová et al., 2012).

Vlach et al. (2013) hodnotil kvalitu vody (pH, rozpuštěný kyslík, BSK₅, obsah nerozpuštěných částic, NH₃, NH₄⁺, NO₂⁻, NO₃⁻, P, Ca²⁺, SO₄²⁻) ve vztahu k početnosti raka kamenáče na všech známých lokalitách tohoto druhu v České republice. Ačkoliv byly zjištěny statisticky významné rozdíly mezi lokalitami ve všech sledovaných parametrech, z naměřených dat nevyplynul přímý vliv kvality vody na početnost raků. Hodnocení bylo nejspíš ovlivněno nízkým počtem dat o jakosti vody a nebyly vzaty v úvahu další parametry ovlivňující biotop.

Přesto, že výše uvedené analýzy ukazují, že rak kamenáč je, co se týká jakosti vody, tolerantnějším druhem, než bylo v minulosti předpokládáno, máme bohužel dostatek dokladů o jeho citlivosti ke znečištění vody. Kvůli akutnímu znečištění došlo na několika lokalitách k dramatickému snížení až vymizení populace (EVL Zákolanský potok, EVL Bezejmenný přítok Trojhorského potoka, EVL Zlatý potok).

1.3.2 Rozmnožování a životní strategie

1.3.2.1 Dosažení pohlavní zralosti

Raci kamenáči jsou pohlavně vyspělí ve druhém až čtvrtém roce života, kdy se délka jejich těla obvykle pohybuje v rozmezí od 35 mm do 50 mm (Souty-Grosset et al., 2006). Délka, při které rak kamenáč dosahuje pohlavní zralosti, je hodně variabilní a v různých oblastech jeho areálu se může výrazně lišit (Streissl & Hödl 2002; Maguire et al., 2005; Huber & Schubart 2005) a dospělost může být dosahována dokonce až při velikostech přesahujících 60 mm. Na základě analýzy délek samic s vajíčky (Veselovský & Brichcín 2017) byl medián délky pohlavně zralé samice v ČR stanoven jako 57,2 mm, pohlavní zralosti v ČR však dosahují i jedinci menší než 45 mm; dokonce byly nalezeny pohlavně zralé samice o délce těla kolem 40 mm (Pavel Vlach, David Fischer, *vlastní data*).

Pohlavní zralost samic značí tzv. glair glands, neboli cementové žlázy, které jsou charakteristické svým bílým zbarvením a jsou patrné již několik týdnů před začátkem vlastního páření.

1.3.2.2 Páření

Rozmnožování raka kamenáče probíhá na podzim, zpravidla v říjnu až listopadu (Štambergová et al., 2009). Pohlavně zralí jedinci v těchto měsících zvyšují svoji aktivitu, a především samci aktivně vyhledávají samice vhodné pro rozmnožování. Nástup reprodukce je ovlivněn řadou faktorů, mezi nejvýznamnější patří teplota vody a délka denního světla, ale také množství pohlavních hormonů (Kozák et al., 2014).

Při páření samec umísťuje spermatofory k pohlavním vývodům samice, které se nachází na bázi třetího páru pereopodů. Spermatofory samice nosí pod zadečkem do té doby, než začne klást vajíčka. K tomu dochází po několika hodinách až dnech (Štambergová et al., 2009). Během páření dochází na

spodní straně zadečku samice k dozrávání světlých bílkovinných (cementových) žláz. Ty pak vytváří sekret postupně narušující stěnu spermatoforů, ze kterých se uvolňují nepohyblivé spermie.

Rubolini et al. (2007) provedli studii, ve které uvádí, že úspěšnost páření mladých jedinců *A. pallipes* je větší než u starších jedinců. Vycházeli z faktu, že naměřený objem ejakulátu starších jedinců a jejich schopnost oplodnit je nižší než u mladších jedinců. U raka kamenáče podobná studie dosud nebyla provedena.

1.3.2.3 Snůška, líhnutí a péče o potomstvo

Při kladení samice vytváří dutinu pro vajíčka tak, že ohýbá zadeček pod hlavohrudí. Poté se samice otočí na karapax a pohlavními vývody vytlačuje vajíčka na bázi třetího páru pereopodů. Následně dochází ke splnutí vajíček se slizem na spodní straně zadečku a nepohyblivé spermie se spojí s vajíčky; jedná se tedy o vnější oplození. Vajíčka jsou připojena k pleopodům samice tenkými vlákny.

Velikosti snůšek se pohybují zpravidla v rozmezí od 40 do 100 vajíček (Štambergová et al., 2009), v závislosti na velikosti samice (Huber & Schubart 2005; Veselovský & Brichcín 2017). Veselovský & Brichcín (2017) analyzovali počty vajíček u samic raka kamenáče na devíti tocích v České republice. Počty vajíček na jednotlivých tocích se u jednotlivých samic pohybovaly mezi 6 – 90. Průměrně to bylo 44 – 58 vajíček na jednu samici. Nebyly zjištěny statisticky významné rozdíly v počtu vajíček mezi toky. Hubenova et al. (2010) zjistila v Bulharsku v řece Mrachenik jako maximum 125 vajíček, Maguire et al. (2005) uvádí z Chorvatska jako zjištěné maximum 104 vajíček. Naopak podobnou maximální velikost snůšky, jako byla zjištěna v práci Veselovského & Brichcína (2017), tedy 93 vajíček, uvádí z Rakouska Streissl & Hödl (2002). Nejnověji Vlach a Vaňková (2021) našli na 6 tocích v Plzeňském kraji snůšku o početnosti 88 vajíček, když se průměrný počet vajíček na jednu samici pohyboval mezi hodnotami 36 (Mítovský potok) až 69 (Zubřina).

Zjištěná nejpočetnější snůška v ČR, 90 vajíček, je patrně podhodnocena. Největší samice, jejíž snůška byla hodnocena v případě Veselovského & Brichcína (2017), měla délku jen 82 mm. Vlach & Valdmanová (2015) uvádí délku samic v ČR až přes 90 mm; takto velké samice by mohly mít i početnější snůšku. Nicméně početnost snůšky ve vztahu k velikosti nelze brát absolutně; již zmíněná samice o délce 82 mm chycená na Zákolanském potoce měla podprůměrně početnou snůšku vzhledem k lokalitě i celé České republice. Grandjean et al. (2000) totiž zmiňuje, že velké samice druhu *A. pallipes* s délkou těla nad 90 mm ztrácejí vajíčka o poznání více než ty menší. Není důvod si myslet, že by analogický scénář nemohl platit i u raka kamenáče. Kromě abiotických faktorů (kvalita vody, potrava apod.) ovlivňuje početnost snůšky *A. pallipes* po oplození i řada biotických faktorů, jako je například parazit *Thelohania* sp.

Průměrné velikosti vajíček raka kamenáče na jednotlivých tocích v ČR se pohybovaly v rozmezí od 3,02 mm (Zlatý potok) do 3,32 mm (Luční potok, průměrná hodnota v celém analyzovaném vzorku byla 3,16 mm. Nejmenší zjištěný průměr jednotlivého vajíčka (2,7 mm) byl naměřen na Zákolanském potoce u samice měřící 54,7 mm. Naopak největší velikosti (3,7 mm) dosahovalo vajíčko odebrané z porušené snůšky (celkem pouze 8 vajíček) samice na Lučním potoce s rozměry 75,1 mm (Veselovský & Brichcín 2017). Byl zjištěn silný pozitivní vztah mezi celkovou délkou těla samice a hmotností samice a velikostí vajíčka; tj. větší a těžší samice produkují větší vajíčka. Pozitivní korelaci mezi velikostí samice a velikostí vajíček popisuje také Maguire et al. (2005a). Huber & Schubart (2005) provedli časově rozsáhlou studii a zjistili, že průměr vajíček kamenáče se s postupujícím časem mění (2,45 mm v listopadu – 2,91 mm v červnu).

Po oplození, ke kterému dojde na podzim, se samice raka kamenáče o vajíčka stará až do následujícího jara, přičemž je chrání před predátory a zajišťuje jim dostatečné množství kyslíku (Štambergová et al., 2009). Vývoj vajíček je dokončen v jarních měsících a následně dochází k líhnutí malých ráčků v době od května do poloviny července (Souty-Grosset et al., 2006). Přesná doba líhnutí raků je ovlivněna teplotou vody (Štambergová et al., 2009).

Mortalitu přežívajících vajíček hodnotili Vlach & Vaňková (2021). Zjistili, že úbytek vajíček přes zimu činil 2–26 vajíček, což představovalo 5,9 – 33,8 % původní velikosti snůšky. Menší počet vajíček ubyl vesměs u málopočetných snůšek, tedy u menších samic a naopak.

Vlach & Vaňková (2021) se zabývali také líhnivostí vajíček. Podíl vylíhnutých mláďat se na jednotlivých lokalitách pohyboval mezi 37,3 – 95,2 %.

Malí raci jsou přichyceni k pleopodům samice pomocí zpětných háčků na klepetech. Zpočátku jsou ráčata nepohyblivá a jsou vyživována žlutkovým vágkem. Samice je s mláďaty takto spojená několik týdnů do doby, než dosáhnou druhého vývojového stádia. Tedy do doby, než jsou schopna přijímat potravu a volně se pohybovat. V tomto stádiu se mladí raci postupně osamostatňují, pohybují se však stále v těsné blízkosti samice, která je chrání. Až ve třetím stádiu (po třetím svlékání) jsou mladí raci plně samostatní (Štambergová et al., 2009).

1.3.3 Potravní ekologie

Raci jsou potravní generalisté a živí se rozmanitou stravou rostlinného i živočišného původu (Štambergová et al., 2009). Mohou být herbivorní, predátoři či detritovoři: výběr potravy závisí na věku, ročním období a fyziologickém stavu (Goddard, 1988). To platí i pro raka kamenáče (Myslíková, 2016). Jako potravu využívá veškeré dostupné zdroje. Majoritní složku potravy tvoří detrit, řasové porosty, makrofyta, bezobratlí, ryby a jikry. Složení stravy se v průběhu života raka kamenáče mění. Různý způsob příjmu potravy v průběhu života má za následek přizpůsobení ústní dutiny. Juvenilní jedinci získávají potravu filtrováním drobných částíček, především bezobratlých živočichů a vodních řas. U starších raků tvoří významnou část potravy detrit a vodní rostliny (parožnatka, vodní mor kanadský, růžkatec). Pro tento příjem potravy je ústní dutina přizpůsobena k drcení. Složení potravy se v přirozeném prostředí v průběhu roku mění. Mezi důležité faktory patří potravní nabídka na dané lokalitě, fáze svlékání a rozmnožování (Goddard, 1988, Kozák et al., 2014).

Změny v potravě jsou také sezónní. Rostlinná strava u raka kamenáče převládá hlavně v jarních měsících, při teplotě vody okolo 7 °C naopak v letních měsících při teplotě okolo 14 °C převládá v potravě živočišná potrava (Renz & Breithaupt 2000). Raci po zimě pravděpodobně doplňují z rostlinné stravy nedostatek některých živin a minerálů. Na konci léta se objevuje v žaludku raků kamenáčů i opadané listy. Štěpán (1932) zmiňuje z rostlinné potravy raků např. vodní mor kanadský (*Elodea canadensis*), růžkatec (*Ceratophyllum* sp.), parožnatky (*Chara* sp.), výhony různých druhů rdestů (*Potamogeton* spp.) a orobince (*Typha* sp.), oddenky stulíku (*Nuphar* sp.), ale i mechy a řasy.

1.3.4 Pohyb, migrace a demografické parametry

1.3.4.1 Pohyb a migrace

Raci patří mezi největší mobilní sladkovodní bezobratlé (Holdich, 2002, Wutz & Geist 2013) a obecně jsou považováni za organismy schopné pohybu na různá místa, s využitím jak vodních, tak terestrických migračních tras (Pöckl & Streissl 2005). Většina prací studujících migraci raků se týká invazních druhů raků. Pohyb a migrace raka signálního *Pacifastacus leniusculus* hodnotili např. Bubb et

al. 2004, 2005, 2006a, Hudina et al., 2011, Moorhouse & MacDonald 2011, Wutz & Geist 2013, pohyb a migraci raka pruhovaného *Faxonius limosus* pak např. Kozák et al. 2004, Buřič et al., 2009a, Buřič et al., (2009b), Hirsch et al., 2016. Početné jsou také studie zabývající se migracemi invazního raka červeného (*Procambarus clarkii*) z jižní Evropy (např. Gherardi et al., 2000, 2002, Kerby et al., 2005).

Naproti tomu problematika pohybové a migrační aktivity původních druhů raků není příliš prozkoumána. Raka říčního (*Astacus astacus*), resp. jeho migrační schopnosti hodnotil např. Bohl (1999), Schütze et al. (1999), Sint & Füreder (2004), Pöckl & Streissl (2005), Hudina et al. (2008), Kadlecová et al. (2012), Římalová & Bílý (2013). Hodnocení migračních schopností raků rodu *Autropotamobius* jsou ještě vzácnější; raka bělonohého *Autropotamobius pallipes* v této souvislosti studoval např. Robinson et al. (2000), Bubb et al. (2006b) a migrace raka kamenáče *Autropotamobius torrentium* byla prozatím sledována jen v několika málo studiích – Kadlecová et al. (2012), Římalová & Bílý (2013) a recentně Daněk et al. (2018).

Výše uvedené práce většinou hodnotily rychlost a směr šíření (po proudu či proti proudu), často v souvislosti s velikostí a pohlavím nebo sezónní aktivitou (Gherardi et al., 2000, Bubb et al., 2004, Buřič et al., 2009a), nebo poukazovaly na rozdíly mezi denní a noční aktivitou (Hirsch et al., 2016, Daněk et al., 2018). Několik autorů také hodnotilo migrační schopnosti v kontextu s migračními překážkami nebo limitujícími faktory inhibujícími pohyb raků (Kerby et al., 2005, Římalová & Bílý 2013).

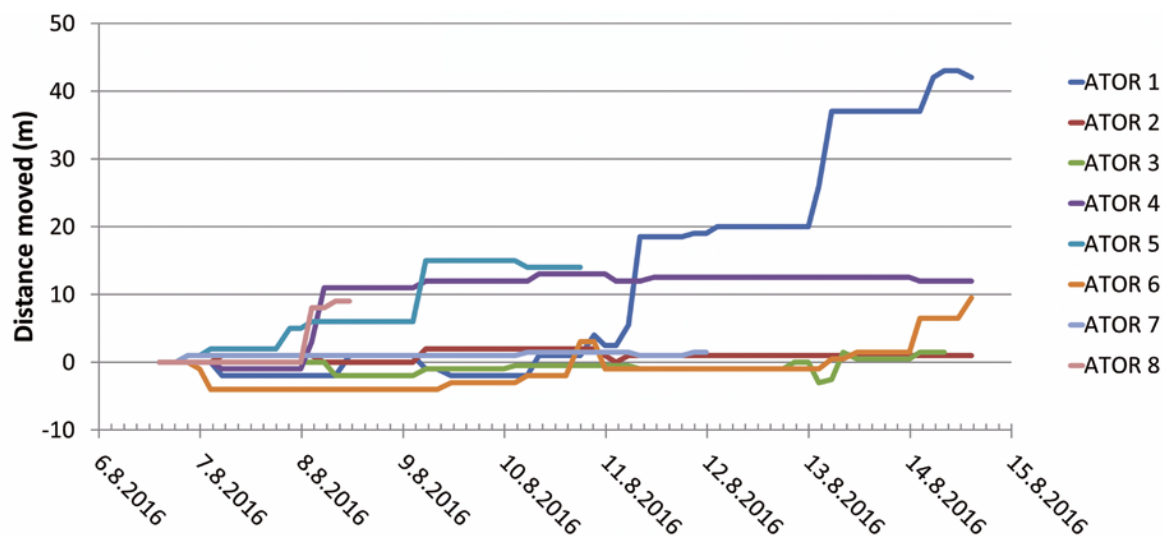
Dosavadní poznatky lze shrnout do několika bodů. Pohyb raků lze kategorizovat podle příčin, které je způsobují takto: 1. pohyb v souvislosti s potravní aktivitou, 2. reprodukční migrace, 3. pohyb jako antipredační mechanismus, 4. migrace v souvislosti s vyhledáváním nových vhodných úkrytů, 5. reakce na aktuální abiotické změny prostředí (Webb & Richardson 2004).

Řada autorů upozornila na zajímavý vzorec chování v souvislosti s hledáním potravy, úkrytu a pohybu v tekoucí vodě (ephemeral home range): jakmile rak najde vhodný úkryt s dostatkem potravy v okolí, úkryt neopouští a dochází ke snížení jeho aktivity. Po několika dnech migruje do dalšího dostupného úkrytu (Gherardi et al., 1998, Robinson et al., 2000, Aquiloni et al., 2010). Tímto způsobem jsou raci schopni překonat i značné vzdálenosti (Gherardi et al., 1998, Robinson et al., 2000, Hirsch et al., 2016).

Z dosavadních výzkumů migrace raka kamenáče na území České republiky vyplývá, že tento druh zůstává na lokalitě v blízkosti svých úkrytů. Za den většinou urazí pouze několik metrů (Pöckl & Streissl 2005, Kadlecová et al., 2012, Daněk et al., 2018) i když nejdelší zaznamenané migrace překračují hranici 100 m (Kadlecová et al., 2012, Římalová & Bílý 2013). Zároveň je možné konstatovat, že rak kamenáč je schopen překonat kolmé stupně o výšce několika decimetrů, pokud jsou porostlé vegetací nebo nabízejí možnost opory pro šplhání (Kadlecová et al., 2012).

Recentně studovali v České republice migrace raka kamenáče Daněk et al. (2018). Pomocí telemetrie měřili pohybovou aktivitu raka kamenáče žijícího sympatricky s rakem říčním na Stroupínském potoce. U obou druhů zjistili podobné vzorce, s převahou protiproudých krátkých

migrací lišících se za úsvitu, ve dne, za soumraku a v noci. Rak kamenáč byl neaktivnější za svítání. Zjištěné kumulativní délky migrací jsou patrné na obr. 5.



Obr. 5: Kumulativní délky migrací raka kamenáče během jednoho týdne na Stroupínském potoce (Daněk et al. 2018)

1.3.4.2 Populační charakteristiky

Základní populační charakteristiky na tocích obývaných rakem kamenáčem popsal Vlach et al. (2009) na základě pozorování z let 2007 – 2008, kdy byla abundance počítána jako počet jedinců nalezených na $3 \times 10 \text{ m}^2$ ploše na každém monitorovacím čtverci. Průměrná zjištěná hustota populace raka kamenáče v ČR dosahovala hodnoty $1,4 \text{ ind.m}^{-2}$. Zajímavé jsou ale především maximální hodnoty zjištěné pro celou 30 m^2 monitorovanou plochu (viz Tab. 1), ty se pohybovaly v rozpětí $0,1 - 8,4 \text{ ind.m}^{-2}$, přičemž na individuálních plochách o velikosti 10 m^2 přesáhly i hodnotu $8,6 \text{ ind.m}^{-2}$.

Tab. 1: Průměrná a maximální abundance (ind.m^{-2}), poměr pohlaví (samci/samice) a výskyt dalších druhů raků (Aa – rak říční, PI – rak bahenní). Upraveno podle Vlacha et al. (2009)

vodní tok	průměr	maximum	poměr pohlaví	další druhy
Radbuza	0,2	0,2	-	
levý přítok - Novosedlecký potok	1,8	2,2	0,8	
Zubřina	0,3	0,5	0,8	Aa
Medvědí potok	0,9	1,0	0,8	
Kbelský potok	2,8	2,6	0,9	
Příchovický potok	2,2	3,0	1,1	
Podhrázský potok	0,5	1,8	1,3	
Chocenický potok	2,1	3,2	1,3	Aa
Přešínský potok	3,8	3,0	0,8	
levý přítok - Mítovský potok	2,3	2,9	0,9	
Mítovský potok	2,0	2,5	1,2	Aa

vodní tok	průměr	maximum	poměr pohlaví	další druhy
Hůrecký potok	3,3	2,1	0,8	
Chejlava	3,0	1,4	0,9	
Rakovský potok	2,1	2,8	0,8	
Bertínský potok	2,9	3,9	1,0	
Bzovský potok	1,9	3,8	0,9	Aa
Kublovský potok	1,0	2,0	0,7	
Stroupinský potok	2,2	3,9	0,8	Aa
Míza (Úpoř)	4,7	8,4	0,8	
Hořejší potok	0,4	0,3	-	
Všenorský potok	1,7	2,2	1,1	
Radotínský potok	1,2	2,0	0,6	

Bradava	1,3	3,1	1,0	Aa	Zákolanský potok	2,1	4,0	1,0	Aa
Bojovka	1,3	1,6	1,1		Trojhorský potok + přítok	0,2	0,3	1,1	
Milínovský potok	0,1	0,1	0,8		Luční potok (Čs. středohoří)	0,9	2,1	0,6	
pravý přítok - Božkovský potok	0,3	0,4	1,3		Huníkovský potok	2,2	4,6	1,1	
Božkovský potok	0,2	0,4	0,8		Bolkovský potok	0,2	0,2	1,1	
Kornatický potok	0,9	1,0	1,3		Luční potok (Podkrkonoší)	1,1	1,5	1,1	
Mešenský potok	1,3	1,3	1,0						
Hrádecký potok	4,7	6,1	1,0						
Padrtský potok	1,4	2,2	0,6	Aa, PI					
Skořický potok	1,2	2,3	1,3						
pravý přítok - Skořický potok	2,0	2,6	1,1						
Příkosický potok	1,6	1,7	1,4	Aa					
Tissý potok	2,2	0,4	0,9						

Populační hustota raka kamenáče se tedy v jednotlivých potocích velmi lišila. Kappus et al. (1999) popsal abundanci kamenáče v tocích Baden-Würtemberska mezi 0,04 až 3,8 ind.m⁻². Vlach et al. (2009) zjistili populační hustotu mezi 0,1 – 4,7 ind.m⁻², což odpovídá údajům Fischera a kol. (2004). Na vybraných kamenitých úsecích může zjištěná hustota místy dosahovat i výrazně vyšších hodnot, až 12 ind.m⁻² (Hulec, in verb.), což odpovídá údajům Reinze & Breithaupt (2000). I tak se ale jedná o značně podhodnocené údaje. Při odchycích z vypuštěného koryta totiž přesahují extrémní hodnoty abundance i 20 ind.m⁻² (Fischer, in verb.).

V roce 2011 došlo ke změně metodiky monitoringu. Početnost raka kamenáče se začala kalkulovat na základě CPUE (catch per unit effort) definovaného jako počet ulovených raků na 100 úkrytů toku nebo na prohledaných 100 m úseku toku.

1.3.5 Role v ekosystému

Raci patří mezi největší organismy v makrozoobentosu s významnou rolí v potravních řetězcích. Rak kamenáč je potravní generalista se širokým spektrem přijímané potravy a sám slouží jako potrava pro řadu jiných druhů vodních organismů. Svým postavením tak má vliv na celý ekosystém, včetně makrofyt, perifrytonu až po ryby a terestrické živočichy žijící v okolí vodního toku.

1.3.5.1 Kompetice

Kompetice je jednou ze zásadních interakcí raků s rybami (Dorn & Mittelbach 1999, Degerman et al., 2007, Reynolds, 2011). Protože se kompetice projevuje v zásadě mezi druhy s překrývající se ekologickou nikou, je zřejmé, že raci jsou především kompetitory menších bentických druhů ryb, se kterými soupeří o potravu, o vhodné úkryty a zároveň sdílí stejné predátory (Reynolds, 2011).

Dostupnost vhodných úkrytů limituje vodní organismy často více než dostupnost potravy (Miller et al., 1992). Při nízké úkrytové kapacitě toku jsou úkryty obsazovány zdatnějšími jedinci a ostatní jsou pak více vystaveni útokům predátorů.

Guan et Wiles (1997) dokumentovali silnou úroveň kompetice mezi rakem signálním (*Pacifastacus leniusculus*) a mřenkou mramorovanou (*Barbatula barbatula*) a vrankou obecnou (*Cottus gobio*), kdy rak oba tyto druhy dokázal vytlačit do úseku toku, které sám neobýval. Podobně Bubb et al. (2009) zaznamenali silnou konkurenci mezi rakem pruhovaným, rakem bělonohým (*Austropotamobius pallipes*) a vrankou obecnou. Oba druhy raků výrazně negativně ovlivnily využívání úkrytů vrankou. Hirsch & Fischer (2008) zase poukázali na tendenci juvenilních mníků vyhledávat vzdálenější a často ne tak výhodné úkryty v přítomnosti populace raka pruhovaného v jezeře Constance, Velema et al. (2012) zase zaznamenali výrazný posun v reprodukčním chování koljušky třílostné za přítomnosti raka signálního.

Pozorován byl ale i opačný výsledek interakce, kdy je kompetičně omezen rak; např. v experimentu mezi rakem statným *Faxonius virilis* a vrankou *Cottus cognatus* (Miller et al. 1992). Oba autoři však poukázali na fakt, že se jednalo pouze o krátkodobé změny vyvolané přítomností konkurenta; k takovým výsledkům můžeme zařadit i zjištění Daňka et al. (2018) na toku se sympatrickým výskytem raka kamenáče, raka říčního a rybožravých predátorů, kdy došlo k posunu aktivity raků (místo v podvečer měli nejvyšší aktivitu až k ránu).

1.3.5.2 Predace

Mezi predátory raků patří řada vodních i terestrických živočichů. Vzhledem k velikosti raků se predace, mimo některých predátorů z řad obratlovců, týká především juvenilních stádií nebo jedinců po svlékání v době, kdy ještě nemají inkrustovanou kutikulu.

Mezi bezobratlými patří mezi největší predátory raků sami raci; kanibalismus je zcela běžný. Juvenilní jedince však ještě mohou predovat např. larvy vážek, larvy šídla r. *Aeshna*, vodní ploštice a larvy vodních brouků (Hogger, 1988, Nyström, 2002). Obdobně se mohou juvenilními raky živit i invazní blešivci *Dikerogammarus villosus* (Buřič et al., 2009).

Raci jako velcí vodní živočichové patří mezi atraktivní kořist ryb; vzhledem k jejich velikosti, stavbě těla a schopnosti se aktivně bránit ale nejsou snadnou kořistí. Proto se i velké druhy ryb zaměřují především na juvenilní stadia raků (Dorn & Mittelbach, 1999). Žije-li na lokalitě více druhů raků, jsou kvůli menší velikosti a agresivitě vůči predátorům často znevýhodněny původní druhy raků vzhledem k druhům nepůvodním (Garvey et al., 1994).

Různé druhy ryb predují raky s různou úspěšností (Prchalová, 2019). Často záleží také na charakteru lokality, např. dostupnosti úkrytů, ale i struktuře dna. Pro malá ráčata do 10 mm je velmi nebezpečný jemnozrnný substrát, pro raky ve velikosti nad 20 mm i dno šterkovité, které naopak mohou efektivně využít ráčata jako vhodný úkryt. Velcí jedinci už nejsou strukturou dna zásadně ovlivňováni (Stein, 1977).

I přesto, že predace adultních jedinců raků není příliš častým jevem, v přítomnosti rybích predátorů raci vyhledávají častěji úkryty nebo, při jejich snadné dostupnosti, volí úkryty bezpečnější (Garvey et al., 1994, Hill & Lodge 1994, Rahel & Stein 1998).

Jedním z dalších antipredačních mechanismů raků je i časový posun aktivity raků mimo hlavní dobu aktivity jejich predátorů (Gelwick, 2000, Prenda et al., 2000, Daněk et al., 2018) nebo preference hlubších mezohabitátů v toku, především jako ochrana před terestrickými predátory. Nicméně, práce zabývající se mírou predace a preferencí hloubky buď nenašly žádnou souvislost (Dekar & Magoulick 2013) nebo souvislost marginální (Englund & Krupa 2000).

Hogger (1988) přináší přehled rybích predátorů evropských druhů raků. V seznamu rybích predátorů uvádí následující druhy: pstruh obecný (*Salmo trutta*), pstruh duhový (*Oncorhynchus mykiss*), siven americký (*Salvelinus fontinalis*), úhoř říční (*Anguilla anguilla*), okoun říční (*Perca fluviatilis*), mník jednovousý (*Lota lota*), štika obecná (*Esox lucius*), parma obecná (*Barbus barbus*), sumec velký (*Silurus glanis*), lín obecný (*Tinca tinca*), vranka obecná (*Cottus gobio*), jelec tloušť (*Squalius cephalus*) a kapr obecný (*Cyprinus carpio*). Ale ani tento výčet patrně není kompletní.

Lze se domnívat, že konzumace raků je často limitována velikostí ústního otvoru ryby; toto se netýká jen mezidruhových rozdílů, ale i rozdílů věkových, kdy během ontogeneze ryb dochází ke změně ve složení potravy (např. Vlach, 2005).

Prchalová (2019) provedla analýzu potravy 139 jedinců ryb 9 druhů z potoků obývaných rakem kamenáčem ve snaze zjistit v jejich potravě přítomnost tohoto druhu. V rámci vybraných druhů našla kamenáče v potravě jelce tlouště, pstruha obecného a mníka jednovouseho. Nejvýznamnější zastoupení raka kamenáče bylo zaznamenáno v potravě mníka. V souladu s výše uvedenými fakty tvořil kamenáč vždy pouze příležitostnou potravu všech uvedených druhů. Predace byla předpokládána také ze strany kapra a okouna (v souladu s výše uvedeným seznamem Hogeera 1988), konzumace raků těmito druhy však v práci Prchalové (2019) prokázána nebyla. Stejně tak nebyla konzumace raka kamenáče zjištěna u mřenky, vranky a hrouzka, tedy bentických druhů ryb, mnohdy sdílející stejné mikrohabitaty. Autorka se také snažila najít vztah mezi rybami a rakem kamenáčem nepřímo; sledovala, zda struktura ichtyocenózy (celková početnost, počet druhů, abundance pstruha, podíl pstruha na celkové abundanci ryb) nemá vliv jednak na početnost nebo na délkovou strukturu raka kamenáče. Mezi těmito zvolenými parametry ichtyocenóz a populačními charakteristikami raka kamenáče nebyl ale nalezen žádný vztah.

Raci rovněž slouží jako zdroj potravy mnoha terestrickým živočichům, zejména ptákům a savcům. Z ptáků raky konzumují zejména druhy vyskytující se poblíž vod, např. volavka popelavá (*Ardea cinerea*), čápi (*Ciconia* spp.) nebo ledňáček říční (*Alcedo atthis*). Predátory raků však mohou být i např. vrána obecná (*Corvus corone*) či puštitk obecný (*Strix aluco*) (Hogger 1988). Štěpán (1933) uvádí predaci racky, zejména malých raků při vypouštění rybníků před výlovem. Hlavními savčími predátory raků v Evropě jsou norek americký (*Neovison vison*) a vydra říční (*Lutra lutra*) (Hogger, 1988). Kromě nich autor uvádí např. i lišku obecnou (*Vulpes vulpes*), potkana (*Rattus norvegicus*), hryzce vodního (*Arvicola terrestris*), mývala severního (*Procyon lotor*), psíka mývalovitého (Sidorovich et al. 2008) a ondatru pižmovou (*Ondatra zibethicus*).

Norek americký měl na začátku milénia na račí populace až devastující vliv (Fischer et al. 2009a), například na Padrťském potoce bylo zjištěno snížení početnosti populace raka kamenáče v důsledku predace norky o více než 50 % během pouhých 4 let. Vliv případné predace mývalem severním u nás prozatím zkoumán nebyl, ale je jasné, že vlivem zvyšující se početnosti tohoto druhu, stoupá i jeho predační tlak na raky. Pravděpodobně v souvislosti s expanzí vydry se v posledních letech nezdá být negativní vliv norka tak dramatický.

1.3.5.3 Parazitismus a komensalismus

1.3.5.3.1 Porcelánová nemoc (*Thelohania contejeani*)

Thelohania contejeani je parazit ze skupiny mikrosporidií (Lom et al., 2001). Napadá především svalové buňky raků a vyplňuje je sporami, které jsou po uhynutí jedince schopné dlouhodobě přežívat v prostředí i mimo hostitele (Souty-Grosset et al., 2006). Raci se pravděpodobně infikují konzumací potravy infikované sporami. Onemocnění se typicky projevuje tím, že spodní strana zadečku raků získá

bělavý až porcelánovitý vzhled (Souty-Grosset et al., 2006); nezaměnit je s bělavými bílkovinnými žlázami, které bývají dočasně vidět na spodní straně zadečku samic raků v době rozmnožování. Napadené svaly ztrácejí funkčnost a infikovaný jedinec je časem paralyzován a hyne. Onemocnění má však pomalý průběh (nakažení raci žijí měsíce až roky, Skurdal et al., 1990) a obvykle nedochází k masovějším úhynům. Procento viditelně infikovaných jedinců v populacích bývá nízké (Souty-Grosset et al. 2006). *T. contejeani* se vyskytuje i u nás (Kozák, osobní sdělení). Přestože nejde o nemoc, která by výrazně redukovala populace našich původních raků, je vhodné např. při záchranných transferech nebo jiné manipulaci s raky vyřazovat a likvidovat viditelně napadené jedince.

1.3.5.3.2 Potočnice (Branchiobdellida)

Jedná se o drobné hermafroditické kroužkovce (kmen Annelida) o velikosti těla 1 – 12 mm (Kozák et al., 2014). Potočnice jsou považovány za epizoické komenzály raků s přechodem k fakultativnímu parazitismu nebo mutualismu (Govendich et al., 2010, Rosewarne et al., 2012, Skelton et al., 2013), přičemž osidlují především povrch jejich těla, žábry a žaberní dutinu. Používají přitom přísavku, kterou se na tkáni přidrží (Bádr, 2000, Ďuriš et al., 2006, Lee et al., 2009, Skelton et al., 2013). Vliv potočnic na raky byl především dříve chápán jako negativní, vzhledem k faktu, že někdy mohou požírat tkáň raka a vzácně raka dokonce usmrtit (Bádr, 2000, Souty-Grosset et al., 2006, Rosewarne et al., 2012). Nicméně, řada především novějších studií našla pozitivní vztah mezi potočnicemi a raky, především v souvislosti s odstraňováním nárostu řas na žábrech raků (Lee et al., 2009; Skelton et al., 2013). Vztah mezi potočnicemi a rakem se může vyvíjet i v průběhu ontogeneze; Skelton et al. (2016) zjistili, že větší raci se nesnaží potočnic zbavovat, a tak je osidlují větší druhy, které mezidruhovou predací likvidují početnější menší druhy potočnic. Takto vybudovaný vztah vede k silnému mutualismu, který vede k dobrému stavu tělního pokryvu potočnicemi osídleného raka (Védia et al., 2016).

Aktuálně je v Evropě evidován výskyt osmi druhů potočnic rodu *Branchiobdella*: *Branchiobdella astaci*, *B. parasita*, *B. pentadonta*, *B. hexadonta*, *B. balcanica*, *B. italica*, *B. kozarovi* (Subchev, 2014, Subchev et al., 2007) a *B. papilosa* (Nesemann & Hutter 2002, Subchev, 2014, Subchev et al., 2007), přičemž platnost posledního taxonu je značně diskutabilní (Subchev 2014). Na nepůvodních druzích raků byly v Evropě dále nalezeny tři druhy patřící do rodů *Cambarincola* a *Xironogiton* (Gedler et al., 2012). *Xironogiton victoriensis* je primárně vázaný na raka signálního, ale už byl nalezen i na původním evropském druhu raku bělonohém *A. pallipes* (Martín-Torrijos et al., 2018).

V České republice byla dosud zjištěna přítomnost pěti druhů: *B. parasita*, *B. pentadonta*, *B. hexadonta* a *B. balcanica* byly zjištěny Ďurišem et al. (2006) v Labi v Obříství na raku pruhovaném. Subchev (2012) analyzoval nálezy v pražském Národním muzeu a potvrdil tři druhy – *B. pentadonta*, *B. hexadonta* a *B. parasita*. Shodou okolností analyzoval exponát raka říčního z ČR ve sbírkách londýnského Národního muzea a zjistil přítomnost potočnice *B. astaci*. Jedná se zatím o jediný nález tohoto druhu z našeho území.

Vlach et al. (2015) detailně studovali potočnice na 11 tocích obývaných rakem kamenáčem. Zjistil přítomnost tří druhů: *B. parasita* a *B. pentadonta* jasně dominovaly, zatímco *B. hexadonta* se vyskytla jen výjimečně. Průměrný počet potočnic na jednoho raka se pohyboval mezi 0,3 na Medvědí potoce a 17,0 na Zubřině. Zjištění je v souladu s dalšími údaji, které našli napříč Evropou na raku kamenáči tytéž druhy (Klobučar et al., 2006, Kovács & Juhász 2007, Subchev et al., 2007, Füreder, 2009, Subchev, 2011, 2012, 2013, Rimcheska et al., 2014, včetně revize výskytu provedenou Subchevem 2014).

1.3.5.3.3 Příležitostní paraziti

Ve vodním prostředí jsou raci neustále obklopeni zárodky různých organismů, které často osidlují povrch jejich těla, trávicí trakt či žábry. Může jít o bakterie, vodní plísňovité organismy, prvoky apod. Některé z těchto organismů jsou neškodné, jiné však mohou způsobit infekci v případě, že je rak poraněn, napaden jiným patogenem nebo se nachází ve stresujících podmínkách (Edgerton et al., 2004).

1.4 Příčiny ohrožení druhu

1.4.1 Račí mor

Račí mor je pro raka kamenáče aktuálně jedna z nejvýznamnějších hrozeb s potenciálem tento druh na našem území celkově vyhubit. Patogen, jímž je oomyceta (řasovka) *Aphanomyces astaci*, se šíří pomocí pohyblivých bičíkatých spor, které přisednou na povrch raka a po vyklíčení postupně prorůstají do jeho kutikuly (Söderhäll & Cerenius 1999). Bez hostitele spory přežívají ve vodním prostředí či vlhku až jeden měsíc (Oidtmann, 2000), což velmi komplikuje prevenci přenosu patogenu na další lokality. Primárním přenašečem tohoto onemocnění jsou severoameričtí raci, kteří za normálních podmínek (v závislosti na kvalitě vody, stresu, opakované expozici jiným kmenům račího moru atd.) po nakažení nehynou a stávají se chronicky nemocnými přenašeči. Tři z těchto druhů – rak pruhovaný (*Faxonius limosus*), rak signální (*Pacifastacus leniusculus*) a rak mramorovaný (*Procambarus fallax*) na našem území aktuálně žijí ve volné přírodě, další potenciálně nebezpečné druhy jsou drženy např. v akvariijních chovech. Račí mor může přenášet i sladkovodní krab říční *Eriocheir sinensis* (Schrimpf et al., 2014; Svoboda et al., 2014), objevující se u nás např. v Labi (epizodicky se ale vyskytoval i např. v Litavce mezi Příbramí a Libomyšlí; Kozubíková-Balcarová et al., 2014), nově také v Sázavě v Krhanicích.

K zavlečení račího moru na jinou lokalitu není nutná přímo přítomnost nakažených raků (jak původních, tak nepůvodních). K přenosu patogenu postačí např. voda se sporami nebo rybářská výstroj, stroje pracující ve vodě či živočichové, na nichž ulpí spory račího moru nebo zbytky nakažených raků, vypuštěná voda z kontaminovaného akvariijního chovu, popř. ryby, které pozřely infikovaného jedince – zbytky raků jsou totiž infekční i po průchodu trávicím traktem poikilotermních živočichů (Oidtmann et al., 2002). Infikovaní raci račím morem projevují neobvyklou denní aktivitu, ztrácí únikový reflex, objevují se u nich křeče a tělo může vypadat jakoby v napětí. Raci se někdy dokonce snaží škrábat končetinami. Později apaticky leží na zádech či na boku a při zvednutí z vody jim především klepeta volně visí. Infikovaní raci následně hynou během několika dní (Štambergová et al., 2009). Některé tyto symptomy jsou ale podobné jako u otrav, proto je nutné vždy raky otestovat na račí mor, aby se vyloučily jiné příčiny úhynů.

Od roku 2000, což je zhruba období, od kterého je této problematice u nás věnována zvýšená pozornost, stojí račí mor prokazatelně nebo s velkou pravděpodobností za trvalým vymizením raka kamenáče na minimálně třech lokalitách přirozeného výskytu. Jednalo se o tři lokality z celkového počtu 38 lokalit potvrzených po roce 2000. Na dalších třech se v důsledku račího moru zmenšil rozsah výskytu a na dvou byl rak kamenáč znovu potvrzen až po 10 – 13 letech po epidemii. Vycházíme-li z odhadu početnosti celkové populace raka kamenáče v České republice (Vlach & Fischer 2017a), vymřelo u nás jen za posledních 5 let v důsledku nákazy račím morem až 20 % z celkové populace. Další (zřejmě) čtyři lokality zanikly z jiných příčin.

Nákaza račím morem je pro raka kamenáče letální. Aktuálně není znám způsob léčby tohoto onemocnění. Za současných podmínek je v praxi nemožné šíření této choroby účinně zabránit, je však potřebné snažit se o omezení či zpomalení jejího šíření.

Vzhledem k možnostem přenosu patogenu (viz výše) k tomu přispívá především několik faktorů, uvedených v následujícím přehledu:

- **způsob rybářského obhospodařování a využívání vodních toků:** většina vodotečí na našem území je organizovaně obhospodařována rybářskými sdruženími a využívána buďto jako chovné toky nebo jako sportovní rybářské revíry; oba způsoby využití s sebou přinášejí nekontrolované přenosy ryb (spolu s vodou) mezi často i velmi vzdálenými lokalitami a častý pohyb osob ve vodním prostředí, které se např. v rámci sportovního rybolovu pohybují v krátkých časových úsecích na různých, často velmi vzdálených lokalitách (bez dezinfekce vybavení a výstroje)
- **způsob rybářského využívání rybníků;** problém je zde stejný, jako v případě toků – tedy především v nekontrolovaném přenosu ryb mezi často velmi vzdálenými lokalitami – v případě řady soukromých rybníků navíc zcela živelném; k přenosu patogenu račího moru zde může dojít i s kontaminovanou výstrojí (např. při výlovehách či sportovním rybolovu) nebo v případě sportovních rybníků i např. s nástražnými rybami (přenos i s vodou)
- **údržba koryt:** odtěžování náplavů, sanace břehových nátrží, opravy opevnění toků, opravy vzdouvacích objektů, mostů apod.) přináší riziko přenosu spor račího moru na površích použité techniky. Použitá technika se mohla pohybovat před zahájením prací v korytě jiného toku, odkud hrozí přenos spor račího moru např. ve vlhkém bahně. Vysoké riziko přitom hrozí zejména za situace, kdy technika je přímo majetkem správce toku, a je tak využívána na práce v korytech prakticky kontinuálně, a to v různých částech povodí, mezi kterými je převážena téměř ze dne na den (a nestačí tak ani oschnout, což by prevenci šíření výrazně napomohlo)
- **akvarijní chovy raků a přímé vysazování nepůvodních raků na nové lokality;** i přes poměrně značnou mediální pozornost, které se v posledních letech dostává problematice nepůvodních druhů raků i račího moru, k těmto jevům stále dochází – ať již se jedná o vypouštění do rybníků, zatopených lomů nebo zahradních jezírek, odkud mohou vysazení raci unikat do přilehlých vodotečí, nebo odkud se odtokem mohou šířit spory račího moru. Potenciálně nebezpečné druhy raků se nacházejí v soukromých akvarijních chovech (Patoka et al., 2014). Ještě nedávno bylo možné některé tyto druhy běžně zakoupit i v různých obchodech se živými zvířaty; k zanesení račího moru na novou lokalitu může přitom stačit i pouhé vypuštění vody z akvária do přilehlého toku
- **neodborně prováděné záchranné transfery;** při takových akcích dochází v dobré víře k situacím, kdy jsou nepůvodní raci při různých činnostech v korytech toků či nádržích zachraňováni a přenášeni na jiné lokality v domnění, že se jedná o raky původní; stejně tak může z nevědomosti dojít i např. k přenosu původních druhů již nakažených račím morem, a to především za situace, kdy v toku onemocnění akutně probíhá (kromě uhynulých raků se zde v tomto období pohybuje množství živých jedinců, kteří jsou zdánlivě nepostiženi; právě ti mohou být např. v domnění, že se jedná o otravu, v této nejnebezpečnější fázi přemísťování na jiné lokality)
- **neodborné vysazování autochtonních druhů;** existuje riziko, že některé populace autochtonních raků jsou vůči moru rezistentní přenašeči, jak již to bylo potvrzeno u několika zahraničních populací (Svoboda et al., 2012, Torrijos et al., 2017)

- **zvýšená intenzita výzkumů;** se zvýšeným zájmem o raka kamenáče roste i tlak na jeho populace v důsledku řady výzkumných záměrů, monitoringu jeho populací, mapování výskytu apod.; často se přitom jedná o práce, kdy je během jediného dne navštíveno několik lokalit v různých povodích – i zde se tak zvyšuje, při případném nezodpovědném chování odborníků, riziko zavlečení různých patogenů, račí mor nevyjímaje; rizikové mohou být i např. rutinní odběry vody pro pravidelné sledování její jakosti, prováděné např. podniky Povodí, kdy jsou během jediného dne odebírány vzorky z lokalit s výskytem nepůvodních druhů raků i z lokalit s výskytem raka kamenáče (Fischer, Svobodová – vlastní údaje); k přenosu patogenu račího moru na výstroji a vybavení může samozřejmě docházet i v rámci jiných průzkumů, zaměřených na živočichy obývajících vodní prostředí
- **migrační zprůchodňování toků;** v některých případech může být odstranění migrační bariéry z toku příčinou rozšíření račího moru do dalších částí povodí, zejména kvůli umožnění migrace nepůvodních druhů raků výše proti proudu.

1.4.2 Škodlivé zásahy do biotopu raka kamenáče

1.4.2.1 Zásahy do hydromorfologie vodních toků

I přes skutečnost, že se u nás již dlouho hovoří o nutnosti revitalizace dříve velmi necitlivě upravené říční (potoční) sítě, jsou na tocích všech kategorií stále realizována opatření jdoucí opačným směrem. Nejčastěji přitom dochází k obnově či opravě mnohdy již částečně zaniklých technických prvků (příčné prahy a stupně, opevnění břehů či dna apod.) – tedy k degradaci již často samovolně renaturovaných koryt. Mnohdy jsou ale realizovány i nové technické úpravy koryt, od lokálních a z pohledu potočních ekosystémů nepřilíš významných (např. místní opevnění břehových nátrží, pročištění podmostí apod.), po komplexní regulace koryt. Společným jmenovatelem většiny prováděných úprav je následná ztráta hydromorfologické členitosti koryt. Podobné aktivity se, bohužel, v uplynulých dvou dekadách nevyhnuly ani vodotečím s výskytem raka kamenáče, upravený vodní tok pak neposkytuje rakům potravu ani úkryty. V rámci samotné realizace prací dochází k usmrcování mnohdy významného množství jedinců. V posledních letech například musely být z důvodu stavebních činností provedeny záchranné transfery stovek jedinců raka kamenáče při úpravách příčných objektů na Skořickém potoce (Fischer, vlastní údaje).

Negativní dopady má i výstavba průtočných nádrží. Ačkoli bývá rak kamenáč někdy nacházen v rybnících, nádrže oproti původnímu toku mění teplotu vody a její chemické parametry včetně obsahu kyslíku. Mění se i celkové složení bioty. V nádržích se navíc ukládají i jemné sedimenty, které degradují prostředí pro bentické druhy jako je rak.

Speciálním případem zásahů do hydromorfologie koryt je výstavba náhonů k malým vodním elektrárnám či bočním rybníkům. S těmito objekty je spojeno jednak zbudování rozdělovacího objektu (s navazujícím vzduťm), hlavně ale snížení průtoku v různé dlouhé části původního koryta. Oba tyto jevy významně mění charakter toku a mohou zhoršovat podmínky pro raka kamenáče. Aktuálně se lokalit s výskytem raka kamenáče týká pouze problém spojený s výstavbou či obnovou rybníků (v posledních letech např. výstavba nové nádrže a rekonstrukce dvou nádrží v EVL Zákolanský potok či plánovaná obnova nádrže na toku Bojovky v EVL Bradava). Vzhledem k podpoře výstavby vodních nádrží v rámci „boje proti suchu“ je třeba této problematice v souvislosti s lokalitami s výskytem raka

kamenáče rozhodně věnovat zvýšenou pozornost a realizovat veškeré zásahy do biotopu tohoto druhu v souladu se zákonem č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny.

1.4.2.2 Nevhodný způsob zemědělského a lesnického hospodaření v krajině

Na vlastnosti toku s výskytem raka kamenáče má zcela zásadní vliv charakter celého povodí výše proti proudu. Tyto vlastnosti jsou dány jednak celkovou hydrologickou situací a hydromorfologií jednotlivých vodotečí v povodí, jednak zdroji průmyslového znečištění či znečištění splaškovými vodami a zcela zásadně i způsobem obhospodařování (využívání) krajiny. A právě tento poslední aspekt je při ochraně raků opomíjen. Přitom jsme v zemědělské krajině často svědky jevů, které mají na vlastnosti vodních toků zásadní vliv: orba až k břehovým liniím vodotečí, pěstování energetických (širokořádkových) plodin kolem toků, aplikace široké škály nebezpečných látek v bezprostředním okolí vod (pesticidy, tekutá hnojiva, inhibitory, desikanty apod.), nedodržování osevních postupů a další. Důsledkem výše uvedených jevů je pak celá škála jevů s negativními dopady na populace raka kamenáče:

1) Zanášení koryt vodních toků a nádrží splachy v důsledku půdní eroze

Z pohledu raků má tento aspekt minimálně dva negativní rozměry. Tím prvním je degradace stanovišť v důsledku mechanického zanášení dna a úkrytů splaveným materiálem a následný pokles početnosti populace až úplné vymizení raků. Jako příklad lze uvést např. dolní partie toku Bojovka (EVL Bradava), které jsou zcela zaneseny splavenou ornici (pěstování kukuřice a řepky na svazích v okolí vodoteče), což má za následek rapidní pokles populační hustoty raků (Fischer, vlastní údaje). Podobný stav byl zaznamenán i např. v některých partiích toků v EVL Zákolanský potok (Fischer & Vlach, vlastní údaje). Zanášení koryt a rybníků v povodí pak navíc vyvolává tlak správců toků na jejich pročišťování či nutnost častého odbahňování rybníků, se všemi negativními dopady na populace raků, které z těchto činností vyplývají (viz výše).

2) Eutrofizace

V důsledku splachování hnojiv ze zemědělských pozemků v okolí vodotečí a vodních ploch dochází k výraznému nárůstu obsahu živin ve vodním prostředí. Dochází zde tak ke změnám druhového složení fauny i flóry a důsledkem může být i např. masivní zarůstání vodotečí vláknitými řasami (např. Příkosický potok; Vlach, Fischer, vlastní údaje). Nadměrný rozvoj biomasy a její případný následný rozklad může vést k významným změnám fyzikálně-chemických vlastností vody (např. kyslíkové deficity, změny pH atd.). Stejným způsobem toky ovlivňují i chovné rybníky v povodí. V tocích s nadměrnou zátěží živinami byla zaznamenána i např. masivní invadace raků nálevníky rodu *Epistylis* (Svobodová 2011).

3) Otravy

Extrémním důsledkem nevhodné aplikace látek používaných v zemědělství jsou otravy vodotečí. Na lokalitách s výskytem raka kamenáče bylo v posledních letech zaznamenáno již několik podobných situací. Mezi ty nejzávažnější patří např. úplné vytrávení bezejmenného přítoku Trojhorského potoka chemickým hnojivem Lovodam 30 v roce 2006 (Štambergová et al. 2009). Zemědělská činnost (aplikace močůvky v okolí toku před přívalovými srážkami) stojí i za otravou Chocenického potoka (Vlach, vlastní údaje) a úniky látek používaných v zemědělství jsou

pravděpodobně příčinou úplné extinkce raků z Vlčího potoka (Vlach & Fischer, vlastní údaje) či vymizení raků z drobné vodoteče v EVL Zákolanský potok (Svobodová in verb.).

Přestože se nejedná o běžný jev, byla v případě lokality s výskytem raka kamenáče (Příkosický potok – Mirošov; Fischer – vlastní údaje) zaznamenána plošná aplikace herbicidu (pravděpodobně Roundup) na porosty v průtočném profilu toku. Jedná se přitom o látky vysoce toxické pro vodní organismy, raky nevyjímaje. Nelze vyloučit podobnou praxi i na jiných lokalitách (herbicidy se celkem běžně používají při „údržbě“ okolí větších toků). – viz kapitola 1.4.1.3 Znečištění vody.

4) Degradace a vymývání půd v povodí

Vhodná skladba lesů, zastoupená listnatými nebo smíšenými lesy, zabraňuje acidifikaci prostředí a snižuje vyluhování toxických kovů do vody. Mezi toxické kovy patří rtuť, olovo, nikl, hliník, ale nebezpečné jsou i vysoké koncentrace železa. Na lokalitách, které jsou zasaženy acidifikací, dochází rovněž k vyluhování vápníku, jehož pozdější nedostatek ovlivňuje populace raků. Experimentální studie ukazují, že se snižuje možnost přežití koryšů, pokud je koncentrace vápníku ve vodním prostředí menší než 5 mg.l⁻¹ (Rukke, 2002).

1.4.2.3 Nevhodný způsob rybářského využívání toků a nádrží v jejich povodí

Většina toků s výskytem raka kamenáče je rybářsky využívána (chovné potoky, sportovní revíry). Tento fakt s sebou nese pro populace raka kamenáče celou řadu potenciálních i reálných rizik. Do toků jsou někdy nasazovány neúměrně nadimenzované obsádky především pstruhů (v souvislosti k současným podmínkám na pstruhových tocích), které mohou pro raky představovat potravní konkurenci nebo mohou být příčinou zvýšeného predančního tlaku (aktuální data z části lokalit nicméně ukazují, že reálná úroveň predace raků rybami je zde zřejmě nižší, než se předpokládalo; Vlach – vlastní údaje). Na lokalitách s výskytem raka kamenáče tento aspekt aktuálně zřejmě nepředstavuje obecný problém a na většině známých lokalit je z tohoto pohledu hospodařeno poměrně nekonfliktně (Fischer & Vlach – vlastní údaje). Naopak velmi významným faktorem, souvisejícím s organizovaným zarybňováním, chovem ryb či sportovním rybolovem, je zvýšená pravděpodobnost zavlečení račího moru (viz též kap. 1.4.1.1).

Hospodaření na rybnících v povodích s výskytem raka kamenáče představuje aktuálně ve vztahu k ochraně jeho populací mnohdy faktor se zcela zásadním významem. Způsob hospodaření (druhové složení obsádek, intenzita, aplikace různých nebezpečných látek a hnojiv, manipulace s vodou,...) má podstatný vliv na populace raků jak přímo ve vodní nádrži, tak v toku pod ní. Chovné nádrže jsou často významným zdrojem eutrofizace toků, bahnitých sedimentů, které zásadně mění charakter vodotečí a zanášejí úkryty raků (Fischer et al., 2020), jsou do nich aplikovány závadné látky, mění se v nich fyzikálně-chemické parametry vody, v době sucha zde mnohdy nejsou dodržovány minimální zůstatkové průtoky (MZP) a mohou z nich do vodotečí unikat nežádoucí druhy ryb. Extrémní negativní dopady pak přináší nutnost občasného odbahnění nádrže. Z mnoha příkladů negativního vlivu chovných rybníků na biotopy raka kamenáče lze uvést především dlouhodobé působení Padrťských rybníků na populaci v EVL Padrťsko (Padrťský potok), která je zde pod tlakem eutrofizace a zanášení toku bahnitým sedimentem (Fischer et al., 2020), přičemž do souvislosti s těmito vlivy je dáváno i např. zjištěné nadměrné plesnivění snůšek (např. Fischer et al., 2004). Příkladem fatálních dopadů nevhodně prováděného odbahnění je pak např. odbahňování nádrže Hvíždalka v EVL Bradava (rok 2015) v důsledku, kterého byly až 50 cm vysokou vrstvou bahna překryty stovky metrů dlouhé pasáže toku a došlo zde zřejmě k usmrcení velkého množství jedinců raka kamenáče (až tisíce) a

k dlouhodobé, možná i trvalé degradaci části jejich biotopu (Fischer, Dort – vlastní údaje). Odbahňování nádrží, jsou-li tyto přímo osídleny populací raka kamenáče, samozřejmě představuje likvidaci naprosté většiny přítomných jedinců (je ale většinou řešeno formou záchranného odlovu a přenosu).

1.4.2.4 Znečištění vody v kombinaci s klimatickou změnou

Znečištění vody (ať už legálními či nelegálními látkami) je bezesporu jedním z nejvýznamnějších faktorů, ovlivňujících populace raka kamenáče u nás. Vzhledem k distribuci našich populací (např. Vlach et al., 2009) se většinou nejedná ani tak o znečištění průmyslové, jako o znečištění komunálními vodami, znečištění pesticidy používanými v zemědělství, lesnictví či rybníkářství (např. glyfosáty) nebo např. látkami splachovanými z komunikací a jiných zpevněných ploch.

V České republice rak kamenáč nejčastěji žije v horních neznečištěných částech toků, ale je schopen žít, a často žije, i v relativně znečištěných vodách (např. Svobodová et al., 2012, Vlach et al., 2013).

Dlouhodobé ohrožení nízkou kvalitou vody, způsobenou **znečištěnými komunálními vodami**, můžeme pozorovat např. na Zákolanském, Radotínském, Stroupínském a Zlatém potoce a v poslední době díky teplým a suchým periodám s nízkými průtoky, můžeme k takto znečištěným tokům přidat i Chejlovu a další toky. Dlouhodobě zhoršená jakost vody oslabuje celkovou odolnost populace, která se pak může stát náchylnější k dalším negativním jevům, a to zejména v kombinaci s dalšími faktory, jako je degradace biotopů nebo např. vysychání toků (Svobodová et al., 2016).

Extrémním důsledkem znečišťování vodních toků jsou pak **jednorázové otravy pesticidy** nebo epizodické extrémní výkyvy v době **vypouštění a výlovů chovných rybníků**. K zanášení úkrytů sedimenty z rybníků dochází např. na Padrťském a Zákolanském potoce, navíc v případě acidifikovaného prostředí v Brdech, se do Padrťského potoka se sedimentem dostávají vyplavené toxické kovy. V poslední době jsou ohroženy i populace raka kamenáče vysoce toxickým insekticidem cypermethrinem, kterým jsou ošetřovány smrkové lesy napadené kůrovcem.

Toxicky na raka kamenáče působí **kovy, pesticidy, herbicidy a insekticidy a jejich metabolity**, které se navíc usazují v sedimentech na dně toku a mohou zde setrávat dlouhá léta. Negativní vliv průmyslových a statkových hnojiv na raky pozoroval již ve 20. letech minulého století Dyk (1940) nebo později Krupauer (1982), který zaznamenal mizení raků vlivem intenzifikace rybníkářství a zemědělství. Za posledních 80 let se použití pesticidů mnohonásobně zvýšilo, proto je nutné tyto látky sledovat. Na úrovni Evropské Unie byla stanovena strategie proti znečišťování vod těmito látkami a Evropským parlamentem bylo zatím vybráno 33 prioritních látek, které představují významné riziko pro vodní prostředí (směrnice EP 2013/39/EU). Na lokalitách s rakem kamenáčem by v povrchových vodách neměly být překročeny imisní limity pro tyto prioritní látky. Z tohoto nařízení vlády je v tabulce 2 uveden imisní limit pro **cypermethrin**, neboť se jedná o nejvíce toxickou látku ohrožující raka kamenáče a další vodní živočichy, využívanou na ošetření kukuřice, řepky a v posledních letech i na ošetření dřeva napadeného kůrovcem. V současné době je používání této látky zakázáno (Prováděcí nařízení komise (EU) 2021/795, Prováděcí nařízení komise (EU) 2020/1511).

Tab. 2: Norma environmentální kvality pro cypermethrin v povrchových vodách

Právní předpis		Nařízení vlády č. 401/2015 Sb.	
		Norma environmentální kvality (NEK)	
Ukazatel	Jednotky	NEK-RP	NEK-NPK
cypermethrin	µg/l	8×10^{-5}	6×10^{-4}

Vysvětlivky:

NEK-RP – norma environmentální kvality vyjádřená jako celoroční průměrná hodnota

V posledních letech se k negativním vlivům přidávají i další specifické **polutanty a farmaka**, které v současné době nedokážeme z odpadních vod odstraňovat. Rovněž přesně nevíme, jak tyto látky raka kamenáče ovlivňují. Výzkumy ukazují, že mnoho těchto látek působí karcinogenně, teratogenně a mutageně a u některých se potvrdilo, že působí jako endokrinní disruptory.

Změna klimatických podmínek, vedoucí k oteplování zemského povrchu, způsobuje snižování hladiny vody v recipientech, někdy až úplné **vyschnutí toků**. Výskyt raka kamenáče je závislý na zachování alespoň minimálních průtoků. Snížená hladina vody v toku má pro raka několik negativních efektů. Za prvé se snižuje ředící efekt pod zdrojem znečištění, což může vést k ohrožení populace raka kamenáče splaškovými vodami. Při snížené hladině vody v toku dochází také ke ztrátě úkrytových možností a k snadnější predaci, jak vodními, tak i suchozemskými živočichy nebo ptáky. K těmto jevům dochází nejvíce pod hospodářsky využívanými rybníky nebo pod malými vodními elektrárnami, kdy dochází k odběru většiny vody z toku, bez dodržování stanovených minimálních průtoků.

Změna klimatických podmínek se projevuje střídáním suchých období s obdobím s přívalovými dešti. S neustálým nárůstem výměry zpevněných ploch (liniové stavby, obytné a průmyslové zóny apod.) roste i potřeba odvádět dešťové srážky z těchto ploch do vhodných recipientů. Těmi jsou občas i lokality s výskytem raka kamenáče. V takových případech hrozí **skokové zvyšování průtoků**. Zejména v případě drobných vodotečí s nízkými průtoky může zaústění odtoku dešťových vod představovat mnohonásobné skokové zvýšení průtoků. Např. v případě EVL Zákolanský potok počítal připravovaný projekt výstavby obytného komplexu s vypouštěním takového množství srážkových vod, které by skokově zvýšilo průtok v recipientu až třicetkrát (Fischer & Fischerová 2009). Takováto skutečnost by mohla zcela zásadně ovlivnit celý ekosystém, včetně populace raka kamenáče. V tomto případě dochází mimo jiné i ke **kontaminaci** nebezpečnými látkami, jako jsou posypové soli a různé nemrznoucí směsi, ropné produkty apod., které se splachují do vodotečí s dešťovými vodami. V případech, kdy se např. jedná o plochy, kde jsou deponovány různé sypké materiály, může dojít i ke splachování těchto materiálů do koryt – v extrémním případě zde pak může dojít např. k zanášení původně porézního substrátu dna a ztrátě úkrytové kapacity toku (zaznamenáno např. v části Rakovského potoka, Fischer – vlastní údaje).

Většina publikovaných údajů o jakosti vody v literatuře (Svobodová et al., 2008, Štambergová et al., 2009, Svobodová et al., 2009, Svobodová et al., 2012, Vlach et al., 2013) byla založena na výsledcích analýz ze všech dostupných lokalit s rakem kamenáčem, tedy i z lokalit s velmi nízkou abundancí. Jsou to lokality, na kterých populace raků jsou ovlivňovány buď dlouhodobě sníženou

jakostí vody, nebo epizodickými haváriemi. Velikost raků na těchto lokalitách bývá jen výjimečně větší než 6 cm (maximální délka raka kamenáče v ČR je 10,3 cm), což může být způsobeno buď kratší dobou dožití raků, nebo sníženým přírůstkem v nepříznivých podmínkách. Přežití raků při zhoršené kvalitě vody vyvažují některé další podmínky, jako je například snížený počet predátorů, příznivá geomorfologie toku s velkým množstvím úkrytových možností, dostatek potravy nebo i vysoké množství vápníku ve vodě. V případě výskytu různých nemocí, jako je např. račí mor, jsou oslabené populace více náchylné k nákaze těmito nemocemi.

Nároky raka kamenáče vyžadují jakost vody, která splňuje alespoň imisní limity pro lososové vody podle nařízení vlády č. 71/2003 Sb. (Svobodová et al., 2008, Svobodová et al., 2009) nebo č. 401/2015 Sb., nicméně aby populace raků byla stabilní s vysokou abundancí, měla by jakost vody směřovat k environmentálním cílům stanovených v Metodice hodnocení stavu chráněných území vymezených pro ochranu stanovišť a druhů s vazbou na vody. Tyto environmentální cíle (Tab. 3) prošly v roce 2022 aktualizací a jsou v souladu s environmentálními cíli Rámcové směrnice o vodách (Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2000/60/ES ze dne 23. října 2000, kterou se stanoví rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky). Aktualizovaná verze Metodiky hodnocení stavu chráněných území vymezených pro ochranu stanovišť a druhů s vazbou na vody vyjde v roce 2024.

Tab. 3: Stanovení imisních limitů pro lokality s rakem kamenáčem. Porovnání s imisními limity Nařízení vlády č. 71/2003 Sb. a environmentálními cíli uvedenými v aktualizaci Metodiky hodnocení stavu chráněných území vymezených pro ochranu stanovišť a druhů s vazbou na vody (Rosendorf et al., 2020).

Právní předpis		Nařízení vlády č. 71/2003 Sb.	Environmentální cíle			Environmentální cíle		
		Lososové vody*	Lokality s mediánem KNK _{4,5} < 2 mmol/l			Lokality s mediánem KNK _{4,5} ≥ 2 mmol/l		
Ukazatel	Jednotky	Cílové	medián	maximum	minimum	Medián	maximum	minimum
Vápník	mg/l				5			30
Teplota	°C	21,5	9,5	21,5		9,5	21,5	
Teplota - rozdíl	°C	1,5						
Rozpuštěný kyslík	mg/l	100 % ≥7			7			7
Nasycení vody O ₂	%			105	75		105	75
BSK ₅	mg/l	3	1,2			1,2		
Elektrická vodivost	μS/l		300			550		
pH	pH	7-9		8,3	6,7		8,4	7,5
KNK _{4,5}	mmol/l				0,2			1
Nerozpuštěné látky	mg/l	25	6			15		
Amonné ionty NH ₄ ⁺	mg/l	0,04	0,045			0,045		
N-NH ₄	mg/l	0,03	0,035			0,035		
Volný amoniak NH ₃	mg/l	0,005	0,0007	0,005		0,0007	0,005	
Dusitany NO ₂ ⁻	mg/l	0,6	0,033			0,033		
N-NO ₂	mg/l	0,18	0,01			0,01		
Dusičnany NO ₃ ⁻	mg/l			13,3			13,3	
N-NO ₃	mg/l			3			3	
Chloridy	mg/l		10			15		
Rozpuštěná měď Cu	mg/l	0,04						

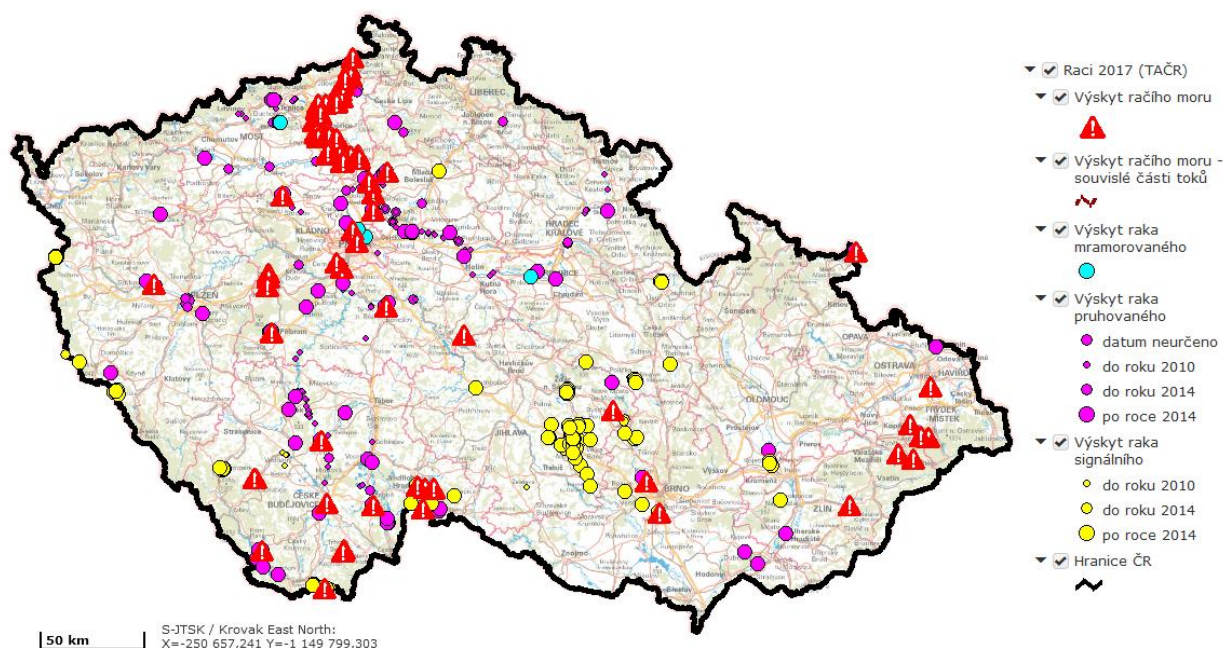
Právní předpis		Nařízení vlády č. 71/2003 Sb.	Environmentální cíle			Environmentální cíle		
		Lososové vody*	Lokality s mediánem KNK _{4,5} < 2 mmol/l			Lokality s mediánem KNK _{4,5} ≥ 2 mmol/l		
Ukazatel	Jednotky	Cílové	medián	maximum	minimum	Medián	maximum	minimum
Celkový zinek Zn	mg/l	0,3						
Celkový fosfor	mg/l		0,05			0,07		
P-PO ₄	mg/l		0,02			0,03		

Vysvětlivky: V nařízení vlády č.71/2003 se použije hodnota 95% percentil, pokud máme 12 a více hodnot. Při menším množství dat použijeme maximální hodnotu.

Pro stanovení environmentálních cílů byly vybrány neovlivněné nebo mírně antropogenně ovlivněné lokality s potvrzeným současným nebo historickým výskytem raka kamenáče. Na území České republiky bylo vybráno 14 lokalit, které byly monitorovány od července 2021 do června 2022. Lokality byly podle podmínek prostředí rozděleny do dvou skupin podle kyselinové neutralizační kapacity KNK_{4,5}. KNK_{4,5} úzce koreluje s vápníkem, který je velmi důležitý pro kompletní kalcifikaci krunýře raků. Pro určení imisních limitů byly vybrány statistické hodnoty - medián, maximum a minimum, které jsou označeny jako **environmentální cíle** (Tab. 3) pro lokality s rakem kamenáčem. Tyto environmentální cíle by měly být postupně dosaženy na všech lokalitách s rakem kamenáčem.

1.4.2.5 Šíření nepůvodních druhů raků

V současné době se na našem území vyskytují ve volné přírodě tři nepůvodní severoamerické druhy raků: rak pruhovaný (*Faxonius limosus*), rak signální (*Pacifastacus leniusculus*) a rak mramorovaný (*Procambarus virginalis*). Všechny tyto druhy představují pro raka kamenáče extrémní nebezpečí. Jednak se jedná o konkurenčně silné invazní druhy, které jsou i významnými predátory autochtonních druhů raků, nadto jsou všechny tyto taxony vysoce odolnými přenašeči račího moru. Počet lokalit s výskytem některého z uvedených druhů neustále vzrůstá (dochází jak k jejich přirozenému šíření, tak k náhodným únikům z chovů a záměrnému vypouštění na nové lokality) a tento aspekt tak v současné době představuje, v souvislosti s šířením nákazy račím morem, nejvýznamnější hrozbu pro raka kamenáče na našem území. Alarmující je srovnání rozšíření raka kamenáče a aktuální znalosti o výskytu invazních severoamerických druhů – na celé řadě toků je totiž přímé setkání populací raka kamenáče s populací některého z invazních druhů (většinou se jedná o raka pruhovaného) vysoce pravděpodobné (přímé přítoky Berounky, Vltavy či Labe).



Obr. 6 – Výskyt nepůvodních druhů raků a výskyt račícího moru na území ČR do roku 2023 (<https://heis.vuv.cz/data/webmap/datovesady/projekty/raci2017/default.asp?>)

1.4.2.6 Predace nepůvodními druhy savců

Raci jsou přirozenou součástí potravních sítí (viz kapitola 1.3.6 Role v ekosystému). V současné době je však predanční tlak na původní druhy raků neúměrně zvyšován introdukovanými druhy savců. Území naší republiky je kolonizováno několika druhy nepůvodních savců, v jejichž potravním spektru se běžně vyskytují raci (např. Anděra & Horáček 2005). Jedná se především o norka amerického (*Neovison vison*) a mývala severního (*Procyon lotor*). Nicméně nebezpečí pro raky představuje i psík mývalovitý (*Nyctereutes procyonoides*) (Sidorovich et al. 2008). Devastující účinky predace raka kamenáče norkem americkým jsou již na našem území popsány (Fischer et al., 2004; Fischer & Pavlůvčík 2006; Fischer et al., 2009a) – například na Padrtském potoce bylo zjištěno snížení početnosti populace raka kamenáče v důsledku predace norky o více než 50 % během pouhých 4 let (Fischer, 2005). Vliv případné predace mývalem severním u nás prozatím zkoumán nebyl, ale negativní vliv mývala lze předpokládat.

Dalším negativním aspektem šíření výše zmíněných druhů savců je, že mohou představovat potenciální vektor pro přenos spor račícího moru (např. na srsti). Navíc účinná eliminace těchto druhů je v současné době velmi obtížná. Brání jí zejména poměrně vysoké počty těchto druhů v naší přírodě. Nově (od 1. 1. 2022), vyhláška č. 454/2021 Sb. stanovuje druhy živočichů vyžadující regulace, mezi které se řadí i mýval severní a norek americký. Díky tomu mohou tyto savce dle zákona o myslivosti lovit a odchytávat všichni uživatelé honebních pozemků, kteří budou mít k těmto druhům vydanou povolenku k lovu.

1.5 Status ochrany

1.5.1 Status ochrany na mezinárodní úrovni

Rak kamenáč je ve světovém Červeném seznamu ohrožených druhů dle IUCN aktuálně klasifikován jako „Data deficient“, tj. bez dostatečných dat, nicméně populační trend je hodnocen jako klesající (Füreder et al., 2010). V rámci Evropské unie je druh zařazen jako prioritní v příloze II. a v příloze V. Směrnice rady 92/43/EHS o ochraně přírodních stanovišť, volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin („směrnice o stanovištích“).

1.5.2 Legislativní aspekty ochrany druhu v ČR

Rak kamenáč je zařazen mezi zvláště chráněné druhy podle §48 zákona č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, do kategorie **kriticky ohrožený** dle vyhlášky č. 395/1992 Sb. Podle § 50 zákona č. 114/1992 Sb. o ochraně přírody a krajiny jsou „zvláště chránění živočichové chráněni ve všech svých vývojových stádiích. Chráněna jsou jimi užívaná přirozená i umělá sídla a jejich biotop. Je zakázáno škodlivě zasahovat do přirozeného vývoje zvláště chráněných živočichů, zejména je chytat, chovat v zajetí, rušit, zraňovat nebo usmrčovat. Není dovoleno sbírat, ničit, poškozovat či přemísťovat jejich vývojová stadia nebo jimi užívaná sídla. Je též zakázáno je držet, chovat, dopravovat, prodávat, vyměňovat, nabízet za účelem prodeje nebo výměny“.

Příloha II. národní implementační vyhlášky směrnice o stanovištích č. 166/2005 Sb., kterou se provádějí některá ustanovení zákona č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, ve znění pozdějších předpisů, v souvislosti s vytvářením soustavy NATURA 2000, v pozdějším znění, raka kamenáče obsahuje jako **prioritní druh**. V této souvislosti bylo nařízením vlády č. 132/2005 Sb. vyhlášeno na území České republiky 13 Evropsky významných lokalit (EVL) na ochranu tohoto druhu (Příloha 2).

V Červeném seznamu ohrožených druhů České republiky má rak kamenáč status „kriticky ohrožený“ (Vlach & Fischer 2017b).

1.5.3 Statut ochrany v ostatních zemích s recentním výskytem druhu

Přestože rak kamenáč patří mezi celoevropsky chráněné druhy (tj. jedná se o druh uvedený v příloze II. a V. směrnice o stanovištích), národní ochrana se ve 20 zemích, které zahrnují areál tohoto druhu, výrazně liší. Způsoby ochrany tohoto druhu byly popsány v práci Svobodová et al., 2010 a podrobněji také ve studii Fischer et al., 2009b.

Za monitorovací období 2013 – 2018 byl stav raka kamenáče podle článku 17 směrnice o stanovištích s výjimkou Bulharska hodnocen jako nedostatečný nebo špatný („unfavourable-inadequate, unfavourable-bad“).

Příklady ochrany raka kamenáče v některých evropských zemích a implementace Směrnice EU 92/43/EHS:

Chorvatsko: V rámci chorvatské národní Červené knihy je rak kamenáč uveden v kategorii „vulnerable“ (Gottstein et al. 2011). Rak je také chráněn zákonem dvěma legislativními normami, a to “Zakonom o zaštiti prirode” (NN 80/13) a “Pravilnik o proglašavanju divljih svojti zaštićenim i strogo zaštićenim (NN 144/13). Přestože, jak vyplývá z výše uvedeného, je rak kamenáč chráněn, koordinované a metodicky sjednocené aktivity na jeho ochranu neexistují. Nicméně, postupující invaze nepůvodních druhů raků, když například postup raka pruhovaného vyhubil původního raka bahenního v západní části jeho chorvatského výskytu (Maguire et al. 2018), vedla k přípravě a realizaci projektu, jehož snahou je postupně připravit záchranný program pro tento druh (Maguire, 2017).

Severní Makedonie: V Makedonii probíhá v současné době rozsáhlé mapování (S. Stamenkovič, in litt.). Dílčí výsledky o mapování publikovala Slavevska-Stamenković et al. (2017). Směrnice EU 92/43/EHS není pravděpodobně plně implementovaná do národní legislativy; nově zjištěná data budou ale sloužit jako podklad pro vytvoření sítě NATURA 2000.

Srbsko: V Srbsku je rak kamenáč uveden jako „endangered“, stejně jako rak říční a je uveden v kategorii „strictly protected species“ dvěma legislativními normami (Anonymus, 2010a, 2010b). Ani v Srbsku není speciální koordinovaný program na záchranu tohoto druhu (S. Kovačević – Đuretanović, in litt.).

Bulharsko: Bulharsko má podobný způsob ochrany jako Česká republika. Rak kamenáč je zde chráněn dvěma legislativními normami; „The Biological Diversity Act (State Gazette No 77/2002), v rámci které je druh uveden v Příloze II., a The Law on Fisheries and Aquaculture (State Gazette No 41/2001). Na základě těchto norem je zakázáno jedince raka kamenáče chytat, přenášet a také obchodovat s tímto druhem. Odchyt a manipulace pro vědecké účely podléhá udělení licence Ministerstva zemědělství a Ministerstva životního prostředí a vod. Neexistuje koordinovaný záchranný program pro tento druh (T. Trichkova, in litt.).

Rumunsko: Směrnice EU 92/43/EHS je implementována prostřednictvím zákona OUG 57/2007, kde je druh uveden v přílohách 3 a 4A. Druh je také uveden jako chráněný správci chráněných oblastí, ale ani zde není realizován plošný koordinovaný program ochrany (L. Parvulescu, in litt.). Rak kamenáč je využíván pouze k propagaci, jako deštníkový druh pro zastavení antropogenních zásahů v chráněných oblastech. V chráněných oblastech je vyžadováno povolení k odchytu raka kamenáče (L. Parvulescu, in litt.).

Turecko: V Turecku nejsou žádné legislativní normy, které by chránily speciálně raka kamenáče, stejně jako koordinovaný přístup v jeho ochraně (M. M. Harlioglu, in litt.).

Francie: Ve Francii je rak kamenáč chráněn v rámci soustavy Natura 2000. Je také uveden v národní Červené knize se statutem „critically endangered“ (F. Grandjean, in litt.).

Itálie: V Itálii je rak kamenáč chráněn dekretem „Decree of President of Republic DPR 357/1997“, který implementuje směrnici EU 92/43/EHS. Bohužel ani v Itálii není realizován ani plánován záchranný program ani další koordinované aktivity vedoucí k ochraně tohoto druhu (E. Tricarico, in litt.).

Švýcarsko: Rak kamenáč je ve Švýcarsku chráněn obecným zákonem na ochranu vod (Nr. 814.20, Federal Act on the Protection of Waters, 24.1.1991) a národním rybářským zákonem; bohužel rybářská legislativa je obtížně uchopitelná, protože v zemi je celkem 28 rybářských zákonů, platných často pouze v jediném kantonu (T. Stucki, in litt.). Některé normy stanovují pro určité kantony minimální lovnou míru na 9 cm nebo zakazují lov mezi červencem až zářím. Ve Švýcarsku existuje řada akčních plánů, které se zabývají koordinovanou ochranou tohoto druhu (T. Stucki, in litt.).

1.6 Dosavadní opatření pro ochranu druhu

1.6.1 Nespecifická ochrana

1.6.1.1 Nespecifická ochrana druhu v zahraničí

Rak kamenáč je chráněným druhem i v dalších evropských zemích. V členských zemích Evropské unie je rak kamenáč předmětem ochrany v 339 lokalitách významných pro Společenství (SCI, Sites of Community Importance) v rámci soustavy Natura 2000.

Rakousko – 13 SCI; Bulharsko – 67 SCI; Chorvatsko – 25 SCI; Francie – 1 SCI; Německo – 72 SCI; Maďarsko – 3 SCI; Itálie – 3 SCI; Rumunsko – 11 SCI; Slovensko – 5 SCI; Slovinsko – 126 SCI.

1.6.1.2 Nespecifická ochrana druhu v ČR

Zvláštní územní ochrana je významným nástrojem ochrany raka kamenáče a jeho biotopu. Rak kamenáč je předmětem ochrany řady maloplošných zvláště chráněných území a 13 EVL, nebo je součástí vodních ekosystémů chráněných v rámci velkoplošných chráněných území (CHKO). V několika případech se lokality s jeho výskytem částečně překrývají s EVL nebo MZCHÚ, kde jsou chráněny jiné přírodní fenomény než rak kamenáč nebo jeho biotop. Rak kamenáč se vyskytuje v pěti CHKO. Všechna mají v platném plánu péče navržena opatření pro raky, která jsou v souladu s opatřeními uvedenými v záchranném programu (opatření proti šíření račího moru, ochrana toků, zohlednění nebezpečí šíření invazních druhů raků při plánování zprůchodnění toků atd.).

Překryv recentních lokalit raka kamenáče s územní ochranou v ČR je uveden v Příloze 2.

Příklady realizovaných projektů na konkrétních lokalitách:

Revitalizace Zákolanského potoka - Středokluky

Revitalizační aktivity v povodí Zákolanského potoka započaly v roce 2014. Pod obcí Středokluky byl zbudován rybník Pod Panskou. Pro Zákolanský potok byl kolem tohoto rybníka vybudován přírodě blízký obtok. Obtok rybníka byl tvarován se snahou podpořit populace raků v Zákolanském potoce. Práce po odborné stránce korigoval astakolog Mgr. David Fischer, zoolog Hornického muzea v Příbrami. Koryto bylo díky vytvoření meandrů prodlouženo z původních 300 m na cca 500 m (Fischer et al., 2015). Bohužel ale v následujících letech došlo k částečné degradaci revitalizovaného koryta v důsledku zanesení splachy ornice z okolních polí, kde jsou pěstovány především energetické plodiny. Koryto pod rybníkem je pak trvale silně negativně ovlivňováno způsobem hospodaření v nádrži (předimenzovaná obsádka kapra a z toho plynoucí eutrofizace, masivní vnos nerozpuštěných látek a nevhodná manipulace s vodou). Využívání nádrže je přitom v rozporu s podmínkami, které její výstavbu v lokalitě s výskytem raka kamenáče a raka říčního umožnily.

Rokycanský park

V roce 2014 realizovalo město Rokycany rozsáhlou stavbu nazvanou „Revitalizace Rakovského potoka včetně povodňového parku Štáhlavská“. V rámci stavby bylo upraveno nejen koryto potoka, ale i všechny přilehlé plochy zeleně v úseku mezi mostem v ulici Boženy Němcové a mostem v ulici Sokolská. Podstatou projektu byla výrazná úprava Rakovského potoka a jeho nejbližšího okolí. Koryto bylo upraveno tak aby sloučilo potřeby obyvatel města s potřebami přítomné populace raka kamenáče. Zásadní změny doznala nejen trasa potoka, kdy uměle napřímený tok nahradily meandry s tůňmi, ale

zároveň došlo ke změně tvaru koryta. Jednoduché koryto bylo nahrazeno korytem složeného tvaru, ve kterém je výrazně odlišena kyneta, kterou protéká voda při běžném průtoku a berma určená pro povodňové stavy. V roce 2021 byla dokončena další etapa navazující na výše popisované úpravy v partiích výše proti proudu toku.

1.6.2 Specifická ochrana

1.6.2.1 Opatření realizovaná v zahraničí

Rakousko

Ochrana raků je v Rakousku zaměřena hlavně na ochranu zdravých prosperujících populací původních raků v přírodních podmínkách, ale i na zásobu geneticky původních raků v laboratořích a v izolovaných vodách tzv. archách (Hodlich & Pöckl 2005). Po vzoru Velké Británie a Francie byl v posledních letech kladen velký důraz na informování veřejnosti.

Švýcarsko

Ve Švýcarsku je zpracován plán pro management raků (Hefti & Stucki 2005). Zabývá se problematikou ochrany původních druhů a také potlačením druhů nepůvodních. Hlavním cílem opatření pro původní druhy raků je uchování nebo obnovení existujících populací a tam, kde je to možné, také jejich rozšíření. Prostředky k dosažení cílů jsou následující strategie:

a) Vytipování vhodných populací *Austropotamobius pallipes* a *Austropotamobius torrentium*

Cílem je vyhledat 20 lokalit s populací *Austropotamobius pallipes* a 10 s *Austropotamobius torrentium*. Tyto velké populace budou sloužit jako genetická rezerva pro vysazování a případné reintrodukce.

b) Obnovení a udržování habitatu

Tento přístup zohledňuje ekologické nároky raků na habitat. Prioritou je návrat k přirozenému charakteru toku, tj. střídání proudných úseků s tůněmi s bohatou příbřežní vegetací, poskytující vhodné úkryty pro raky. Ve vhodných úsecích je účinným nástrojem revitalizace.

c) Reintrodukční program

Reintrodukce jsou ospravedlnitelné v místech s průkaznou existencí raků v minulosti a s objasněnou příčinou jejich vymizení. Před reintrodukci je nutné provést průzkum lokality a vyloučit výskyt nemocí jak u původních, tak i nepůvodních raků (hlavně račí mor), zjistit predáční tlak ryb a dalších predátorů (včetně omezení vysazování ryb), použít geneticky původní raky (pokud je to možné) a vyloučit přítomnost jiných raků.

d) Využívání populace raka říčního

Cílem je zvýšit zájem o komerční využití raka říčního, včetně speciálních dohod s restauracemi. Ve zmíněném plánu jsou deklarována také opatření pro potlačení nepůvodních druhů. Vzhledem k tomu, že vysídlení nepůvodních raků je nereálné, zaměřují se zejména na redukci vlivu invazních raků.

e) Omezení a izolační opatření

Opatření je zaměřeno na kontrolu přemnožení, resp. redukci početnosti nepůvodních druhů raků na stávajících lokalitách, která zamezí emigraci jedinců z daného území a tak potenciálně kolonizaci další lokality.

f) Eliminační program

Je zaměřen na snížení početnosti až eliminaci populací nepůvodních druhů raků. Nástroji jsou rybolov, odchyt raků, zvýšení predčního tlaku vysazením původních predátorů, vytrávení populace (přestože použití jedů je velmi choulostivé, málo účinné a ve Švýcarsku bylo dokonce po žalobě místních obyvatel soudně zakázáno) nebo eliminace technickými prostředky (vysušení a úpravami rybníku). Všichni vylovení jedinci jsou usmrceni hned na místě. Přestože je komerční lov nepůvodních raků v rozporu s některými zákony (hlavně doprava živých raků), byl kvůli masivnímu rozvoji raků v některých oblastech povolen odchyt nepůvodních raků profesionálními rybáři, ale pod přísným dohledem a s přísnými podmínkami (Fischer et al., 2009b).

g) Informování veřejnosti

Informování veřejnosti o nebezpečí zavlečení nepůvodních raků je zcela zásadní. Zda dochází k šíření nepůvodních raků kvůli ilegálnímu vysazování nebo jenom díky nevědomosti, nelze přesně zjistit.

Německo

Německo bojuje především s nárůstem počtu invazních druhů raků, které decimují původní populace. Proto má vytvořen plán opatření zaměřených na boj s invazními druhy raků. Tento plán spočívá v osvětové činnosti, odstraňování (intenzivní sběr) invazních druhů raků, vytvoření nárazníkových (tzv. buffer) zón v oblastech mezi výskytem původních a nepůvodních druhů raků, vytvoření (zachování stávajících) bariér na tocích, které by zabránily šíření nepůvodních raků, vypouštění a zavážení stojatých vod s výskytem invazních druhů raků, cílené podpoře predátorů raků v oblastech výskytu invazních druhů. Zároveň je v plánu zvažována možnost vysazování původních druhů raků na nové lokality, pokud bude prokázána vhodnost těchto lokalit a vyloučena přítomnost nepůvodních druhů raků, či račího moru.

Turecko

V Turecku je navržena řada opatření pro zachování diverzity raků. Jedná se především o záměr informovat státní úředníky, rybáře a veřejnost, přísný zákaz dovozu a obchodu s živými nepůvodními raky a o záměr chránit a využívat původní populace raka bahenního, intenzivně studovat biologii, ekologii, rozmnožování a nemoci raka bahenního a repatriovat a posilovat slabé populace tohoto druhu (Harioğlu & Harioğlu 2006).

Velká Británie

Ve Velké Británii se nevyskytuje rak kamenáč, nicméně zde probíhají intenzivní aktivity na podporu a záchranu jejich jediného původního druhu - raka bělonohého (*Austropotamobius pallipes*). Projekty na záchranu raka bělonohého (*Austropotamobius pallipes*) lze sledovat na <https://www.buglife.org.uk/uk-crayfish-hub>.

Ve Velké Británii probíhá dlouhodobě tzv. akční plán na ochranu původních druhů raků zahrnující problematiku legislativy, eliminace nepůvodních druhů raků, vysazování původních druhů a vytváření tzv. "no-go areas" – oblastí nezasažených nepůvodními druhy (Rogers & Holdich 1995; Rogers & Holdich 1997).

Nejnovějším příkladem uceleného akčního plánu může být ochrana raka bělonohého v jihozápadním regionu Velké Británie.

V rámci akčního plánu pro roky 2008 – 2012 byla provedena tato opatření:

- 1) vytvoření 14 nových arch (míst záložních populací) z 8 původních populací raka bělonohého (celkem bylo vysazeno přes 4 000 jedinců)
- 2) zapojení majitelů a nájemců pozemků do monitoringu a sledování stavu raka bělonohého
- 3) vybudování umělé odchovny a veřejné expozice v zoologické zahradě v Bristolu
- 4) realizace osvětové kampaně zaměřené na mládež a zájmové skupiny (např. sportovní rybáře)

Nejnověji (2012 – 2018) proběhla druhá etapa tohoto akčního plánu, která zahrnovala:

Zmapování a prioritizaci hrozeb pro původní populace raků, monitoring původních populací raka bělonohého, monitorování existujících arch a v případě potřeby tvorbu nových, monitoring a výzkum eradikace invazních druhů raků, udržování databáze výskytu všech druhů raků a poskytování aktuálních dat zájmovým skupinám, zachování životaschopné populace ex situ, další vzdělávání veřejnosti.

1.6.2.2 Opatření realizovaná v ČR

V České republice je specifická ochrana raka kamenáče zaměřena především na záchranné transfery v případě prací na tocích, které jsou součástí podmínek pro udělování výjimek dle § 56 zákona č. 114/1992 Sb. o ochraně přírody a krajiny. Vysazování raků bylo prováděno pouze u raka říčního a není prioritou z důvodu obavy před přílišným propojením populací, čímž by se usnadnilo plošné šíření nákazy račího moru.

Záchranné transfery raků z lokalit, kde jsou prováděny technické práce, se u nás dříve uskutečňovaly často chaoticky a nekoordinovaně, i když většinou s udělením výjimky ze zákona č. 114/1992 Sb. o ochraně přírody a krajiny. Je proto nezbytné připravit aktuální metodický materiál pro orgány ochrany přírody vycházejícího z Metodického pokynu k realizaci základních ochranných opatření v případě ohrožení populací autochtonních druhů raků a raka bahenního (Fischer, 2011).

Vysazování raků (raka říčního) na nové lokality provádí v ČR pouze několik subjektů, a to většinou jen za účelem získání vědeckých poznatků (např. aktivity Výzkumného ústavu rybářského a hydrobiologického Jihočeské univerzity ve Vodňanech na území CHKO Šumava, CHKO Třeboňsko, PP Písecké hory a KÚ Města Písek) nebo za účelem výchovy a vzdělávání mládeže v oblasti ochrany přírody (aktivity ČSOP) (Kozák et al., 2009). Letitý odchov a vysazování raka říčního probíhá také pod hlavičkou ČRS Místní oblast Stárkov. Jakékoli ostatní aktivity týkající se vysazování původních druhů raků či jejich chovu jsou v současné době ze strany orgánů ochrany přírody spíše tlumeny z důvodu prevence šíření račího moru.

Monitoring raka kamenáče ZO ČSOP Jaroměř

V roce 2001 - 2003 prováděla ZO ČSOP Jaroměř monitoring a měření jedinců raka kamenáče na Lučním potoce v Podkrkonoší. Bylo konstatováno, že došlo ke zvýšení počtu juvenilů, nejspíše díky snížení intenzity chovu pstruha potočního místní organizací Českého rybářského svazu.

Realizátor projektu Vladimír Bádr

Tvorba SDO

V letech 2005 – 2018 byly sepsány souhrny doporučených opatření (SDO) pro 13 evropsky významných lokalit (EVL) s výskytem raka kamenáče. Tyto materiály připravila AOPK ČR a většina je již schválena Ministerstvem životního prostředí a je nyní v platnosti. V SDO je podrobně rozepsán stav dané

evropsky významné lokality, vlivy, které na biotu v ní působí a jsou zde uvedena opatření, která by měla napomoci ochraně přítomných zvláště chráněných druhů, tedy i raka kamenáče. Jednotlivé souhrny doporučených opatření jsou uvedeny v Ústředním seznamu ochrany přírody (<https://drusop.nature.cz/ost/archiv/sdo/>)

Projekt: Monitoring lokalit soustavy Natura 2000 jako nástroj pro efektivní management a ochranu autochtonních populací raků.

Práce na projektu probíhaly v období od 1. 1. 2015 do 31. 12. 2016.

Řešitel projektu: Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, veřejná výzkumná instituce

Partneři: Norwegian Institute for Nature Research (NINA), Povodí Vltavy, státní podnik

Hlavní cíl projektu byl zaměřen na sledování populace raka na vyhlášených evropsky významných lokalitách (EVL) a na raka říčního, včetně sledování kvality jejich stanovišť.

V rámci projektu byl na vybraných lokalitách proveden monitoring kvality vody, monitoring zatížení sedimentů chemickými látkami, byla zkoumána bioakumulace toxických látek, zmapována struktura společenstev makrozoobentosu a ryb, monitoring populačních charakteristik raků. Dále byla studována behaviorální interakce raků, ryb a významných predátorů, byly testovány alternativní metody stanovení početnosti raků a byl zpracován návrh managementu lokalit s výskytem autochtonních populací raků (13 EVL a 5 lokalit výskytu raka říčního).

Nejvýznamnějším výstupem projektu z hlediska informování veřejnosti byla výroba a instalace 36 informačních cedulí. Úkolem cedulí je poskytnout veřejnosti informace o problematice ochrany našich původních druhů raků a o nebezpečí spojeném se šířením druhů nepůvodních, zejména pak v souvislosti s výskytem račího moru. Cedula byly umístěny zejména v Evropsky významných lokalitách (26 cedulí), ale i na dalších místech s výskytem raků (10 cedulí).

Návrhy managementu 13 EVL byly zveřejněny na stránkách projektu a byly poskytnuty orgánům státní ochrany přírody a podnikům Povodí ČR, aby mohly být zohledněny při péči a plánování opatření v dotčených lokalitách.

Projekt: Predikce nebezpečnosti nepůvodních ryb a raků a optimalizace eradikačních metod invazních druhů.

Termín trvání projektu: 1. 1. 2017 – 31. 12. 2020.

Hlavní řešitel projektu: Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, veřejná výzkumná instituce

Další řešitel: Hydrosoft Veleslavín s.r.o.

Cílem projektu bylo vytvoření metodických postupů a souvisejících nástrojů (software) pro stanovení optimálních postupů a řešení, které zmírní negativní vliv nepůvodních druhů vodních živočichů (raků a ryb) na původní biotu. Rozhodování managementu nepůvodních vodních živočichů je obvykle značně komplikované a může mít celou řadu řešení s různou náročností a efektivitou výsledku. Proto byla v rámci řešení projektu vytvořena metodika a z ní vycházející softwarová aplikace typu DSS (Decision Support System), která umožní na základě přesně definovaných vstupních údajů (dat) provést výběr optimálních řešení pro konkrétní lokality. Použité softwarové řešení je zároveň dostatečně obecné, aby bylo využitelné pro řešení dané problematiky na libovolné zájmové lokalitě.

Hlavním přínosem projektu z hlediska raka kamenáče je v současné době vytvoření veřejně dostupné mapy výskytu nepůvodních druhů raků a patogenu račího moru. Tato mapa napomáhá informování veřejnosti a může napomoci omezit šíření račího moru.

Projekt: Aplikace inovativních postupů při eradikaci invazních raků v ČR

Termín trvání projektu: 1. 5. 2022 – 30. 4. 2024.

Hlavní řešitel projektu: Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, veřejná výzkumná instituce

Projekt navazuje na projekt „Predikce nebezpečnosti nepůvodních ryb a raků a optimalizace eradikačních metod invazních druhů“. Cílem projektu je praktické ověření výsledků předchozího aplikovaného výzkumu, podle kterého budou provedeny kombinace různých regulačních nebo eradikačních opatření, která povedou k významnému omezení populací invazních druhů raků (rak pruhovaný, rak signální, rak mramorovaný, popř. rak červený).

Pro realizaci opatření byly vybrány lokality s kriticky ohroženými živočichy (převážně evropsky významné lokality - EVL), které jsou ohrožované invazí nepůvodních raků. Jedná se o lokality, kde je eradikace invazních raků prioritou při ochraně zvláště chráněných druhů organismů a povede k zachování biodiverzity ve vodách.

2 CÍLE ZÁCHRANNÉHO PROGRAMU

Základním cílem záchranného programu (ZP) raka kamenáče je dlouhodobě stabilní existence populace tohoto druhu na území České republiky.

Jednorázovému akutnímu ohrožení jednotlivých populací, v důsledku nákazy račím morem, vyschnutí toku nebo havárie lze jen stěží zabránit. Proto je třeba udržet výskyt raka kamenáče na co největším množství lokalit, resp. místních populací, a zachovat přitom geografický rozsah jeho areálu v rámci České republiky. Případné lokální ztráty potom neohroží jeho trvalý výskyt druhu na našem území a zbývající místní populace mohou být zdrojem pro případnou rekolonizaci nebo reintrodukci v lokalitách, kde vymizel. Jedině tak může rak kamenáč odolat hrozbě šíření račího moru spolu s šířením nepůvodních druhů raků.

Dlouhodobé cíle

1. Dosažení příznivého stavu raka kamenáče z hlediska ochrany na území ČR tak, jak je definován Směrnicí 92/43/EHS, resp. § 3 písm. t) zák. č. 114/1992 Sb.
2. Zachování populace raka kamenáče na alespoň 200 km¹ vodních toků na území České republiky, což přibližně odpovídá současnému stavu v roce 2023
3. Udržet výskyt raka kamenáče na co největším množství lokalit, resp. místních populací, jejíž aktuální stav a počet je uveden v Příloze 2.

¹Cílová hodnota 200 km byla stanovena využitím kilometrového bufferu (1 kilometr po proudu, 1 km proti proudu) od bodu výskytu raka kamenáče v České republice v letech 2018 – 2023 s využitím dat z Náleзовé databáze ochrany přírody (NDOP). Tato hodnota zároveň přibližně odpovídá současnému výskytu raka kamenáče v České republice. V roce 2024 je výskyt raka kamenáče dle NDOP evidován na 38 lokalitách.

Střednědobé cíle

1. Detailní zhodnocení aktuálního stavu recentních lokalit raka kamenáče – monitoring populací, stavu biotopů a faktorů negativně ovlivňující populace raka kamenáče (migrační bariéry, ČOV,

rybníky, hydromorfologie toků, přítomnost invazních druhů atd.), nastavení dlouhodobého sledování a průběžného vyhodnocování těchto faktorů.

2. Prioritizace lokalit výskytu raka kamenáče z hlediska aktivních opatření v oblasti péče o biotopy a navržení konkrétních opatření pro jednotlivé lokality k řešení problémů a negativních faktorů podle jejich naléhavosti.
3. Vytvoření funkčního systému pro řešení krizových situací akutního ohrožení jednotlivých populací raka kamenáče (postup při záchranných transferech, depozitní zařízení). Praktické ověření možnosti a úspěšnosti návratu raka kamenáče na danou lokalitu po odeznění akutního ohrožení (po vymizení račího moru, otravy atd.).
4. Podpora výskytu raka kamenáče zlepšením stavu či obnovením biotopů, obnovení habitatů, kde rak kamenáč vymizel činností člověka.
5. Zajištění informovanosti veřejnosti, dotčených zájmových skupin a orgánů ochrany přírody o problematice a zejména možnostech prevence šíření račího moru a souvisejícím nebezpečí šíření invazních druhů raků.

3 PLÁN OPATŘENÍ ZÁCHRANNÉHO PROGRAMU

3.1 Péče o biotop

Péče o biotop je zásadním pilířem celého záchranného programu pro raka kamenáče, bez náležité péče o biotop nelze ochranu tohoto druhu v dlouhodobé perspektivě zajistit. Biotop raka kamenáče tvoří mnohem širší území, než je pouhé koryto toku v místě jeho výskytu. Vlastnosti stanoviště přímo na lokalitě, kde se vyskytuje, jsou ovlivněny nejen řadou lokálních faktorů, ale i komplexem vlivů v celém výše položeném povodí (hydromorfologické vlastnosti koryt, hydrologická situace v povodí, zdroje znečištění, způsob využívání toku, způsob využívání a obhospodařování pozemků v povodí atd.). Z tohoto důvodu je třeba se při ochraně populací raka kamenáče zaměřit vždy nejen na vlastní koryto toku s jeho doloženým výskytem, ale i na relevantní část jeho povodí. Následující doporučení se tedy vztahují i na části toků a jejich povodí, kde se z různých důvodů raci aktuálně nevyskytují.

3.1.1 Detailní zhodnocení stavu recentních lokalit a návrh prioritních opatření z hlediska péče o biotop druhu

Motivace: Hlavní negativní vlivy působící na jednotlivé lokality s výskytem raka kamenáče jsou uvedeny v Příloze 2, a to včetně jejich naléhavosti a aplikace, avšak pro efektivní řešení ZP je nezbytné mít dostupné údaje o negativních faktorech a problémech na lokalitách v mnohem větším detailu. **Tyto negativní faktory musí být pravidelně sledovány, vyhodnocovány a aktualizovány. To platí nejen u lokalit s aktuálním výskytem raka kamenáče, ale i na lokalitách, kde rak kamenáč byl a vlivem jednoho či více negativních faktorů vymizel.**

Návrh opatření:

- Zajistit **detailní poznatky o stavu biotopů** a faktorů negativně ovlivňující populace raka kamenáče na jednotlivých lokalitách (migrační bariéry, ČOV, rybníky, hydromorfologie toků, přítomnost invazních druhů atd.)
- Zajistit **monitoring místních populací** (viz kap. 3.3.1) a **kvality vody** (viz kap. 3.3.3) na jednotlivých lokalitách včetně nastavení systému sledování negativních faktorů a jejich průběžného hodnocení
- **Prioritizovat lokality** výskytu raka kamenáče z hlediska aktivních opatření a péče o lokalitu
- Navrhnout **konkrétní opatření pro jednotlivé lokality** k řešení problémů a negativních faktorů podle jejich naléhavosti.

3.1.2 Zajištění ochrany a obnovy přirozeného charakteru toků

3.1.2.1 Vodní toky s přirozeným korytem

Motivace: Pro ochranu populací raka kamenáče je třeba chránit a podporovat co nejpřirozenější charakter toků. V případě přírodních vodních toků (dle vodního zákona „vodních toků s přirozeným korytem“, tedy toků nezatížených vodoprávně a majetkově evidovanou stavbou) se nezasahuje do hydromorfologie koryta toku, pokud to není nutné na základě zhoršení lokálních podmínek.

Návrh opatření:

- Dodržovat primárně **bezzásahový režim v toku**. Výjimkou mohou být za předpokladu splnění nutných zákonných podmínek (výjimka ze zákazu škodlivě zasahovat do přirozeného vývoje raka kamenáče dle zákona č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny), pouze nutné lokální zásahy (typu odstranění naplavenin z podmostí apod.)

3.1.2.2 Renaturované, revitalizované toky

Motivace: Pro ochranu populací raka kamenáče, popř. za účelem podpory jejich přirozeného posilování či rozšiřování do dalších částí povodí, je třeba podporovat co možná nejpřirozenější charakter toků. V případě toků v minulosti upravených s přítomností vodoprávně a majetkově evidované stavby se doporučuje postupovat dle charakteru dané vodoteče. Proto tyto toky dělíme na toky přírodě blízké, které mají minimální technické úpravy či mají vysoký stupeň přirozené renaturace a na upravené toky s technickými prvky, které jsou v dobrém stavu.

Návrh opatření:

- **U toků přírodě blízkých** s minimálními technickými úpravami je třeba **formálně zrušit úpravy toku** (ve spolupráci se správcem vodního toku cestou vodoprávní, nebo nechat prohlásit tyto stavby za zaniklé vodoprávním úřadem, dále stejný postup jako u toků přírodních (viz výše).
- **U upravených toků** s technickými prvky v dobrém stavu je třeba **úpravy zrušit fyzicky i právně** (tzn. komplexní revitalizace koryta, lokality s rakem kamenáčem mají prioritu v rámci přidělování dotačních prostředků), koryto následně ponechat samovolnému vývoji. Pokud

takto nelze postupovat (intravilán obcí), je třeba formálně nahradit původní stavbu stavbou revitalizační a tu citlivě udržovat.

Pozn.: v případě revitalizace koryt s výskytem autochtonních druhů raků vyvstává specifická otázka v souvislosti s odstraňováním případných migračních bariér – z pohledu správné ekologické funkce koryta je sice jejich rušení žádoucí, nicméně takové objekty mohou zabránit šíření račího moru – jednotlivé případy je tak třeba vždy individuálně odborně posoudit (viz též kapitolu 3.4 Výzkum).

3.1.2.3 Omezení výstavby objektů na tocích s výskytem raka kamenáče

Motivace: Pokud jsou ve vodních tocích s výskytem raka kamenáče realizovány výstavby objektů a zařízení, které snižují průtok v toce či naopak způsobují vzduší hladiny, mění tím hydromorfologické a ekologické vlastnosti vodního toku či fyzikálně chemické vlastnosti vody (průtočné rybníky, boční rybníky, MVE apod.), což má silně negativní vliv na populace raka kamenáče.

Návrh opatření:

- **Nepovolovat výstavby objektů a zařízení, které mění vlastnosti vodního toku** a mají negativní dopad na populace raka kamenáče.
- **Nepodporovat výstavbu těchto zařízení a objektů z dotačních programů** v povodí výskytu raka kamenáče.

3.1.2.4 Prevence zavlečení račího moru

Motivace: Račí mor je onemocnění, které se snadno šíří kontaminovaným vybavením, vodou, přímým kontaktem s invazními druhy atd. Jelikož se jedná o onemocnění, na které stále neexistuje žádná účinná léčba, jediným řešením je přísné dodržování preventivních opatření.

Návrh opatření:

- **Zajistit preventivní opatření a upozornění na riziko přenosu račího moru jako standardní součást obsahu výjimek** dle § 56 ZOPK vydávanými orgány ochrany přírody **a podmínek dotačních programů** pro podporu opatření realizovaných v povodích s výskytem raka kamenáče.
- Zajistit, aby **použitá technika či vybavení před vstupem na račí lokalitu nepřišla do kontaktu s lokalitami s potenciálním či reálným výskytem tohoto patogenu**, nebo byla důkladně očištěna, popř. dezinfikována či vysušena; pokud disponují správci toků vlastní technikou, plánování práce tak, aby bylo nebezpečí přenosu eliminováno.
- Zásadní pro prevenci proti nákaze račím morem je **výchova a osvěta** (viz kap. 3.5).

3.1.3 Zajištění vyhovující jakosti vody

3.1.3.1 Zajištění vhodné metodologie čištění odpadních vod v povodích s výskytem raka kamenáče a vytvoření Metodiky řešení čištění odpadních vod

Motivace: Jakost vody musí vždy směřovat k environmentálním cílům stanoveným pro prioritní druh raka kamenáče (Tab. 4). ČOV významně zvyšují kvalitu vody v našich tocích, ale jen za předpokladu, že fungují stabilně a využívají nejlepších dostupných čistících technologií. V případě nedostatečné technologie či havárie je jejich vliv silně negativní a může mít dokonce negativnější dopad na kvalitu vody v toku, než případná absence ČOV či jiné řešení odpadních vod.

Součástí ČOV by mělo být:

- terciární dočištění přečištěných odpadních vod přes zemní/pískový filtr
- odstraňování fosforu srážením
- náhradní zdroj energie (agregát) pro případ výpadku elektrické energie
- dostatečně kapacitní nádrž na zadržení odpadních vod v případě havárie na ČOV (možnost odvezení odpadních vod na jinou ČOV)

Návrh opatření:

- **Nevypouštět znečištěné odpadní vody přímo do recipientu** (v tocích by měly být dodrženy normy environmentální kvality pro lososové vody (nařízení vlády 71/2003 Sb., nařízení vlády 401/2015 Sb.).
- V povodí **povolovat hlavně čistírny odpadních vod, které využívají nejlepší dostupnou technologii**, a které dokážou odstranit znečištění z odpadních vod v takové míře, aby nedošlo k překročení alespoň norem environmentální kvality pro lososové vody. (Při stanovování těchto podmínek je vodoprávní úřad povinen přihlížet k nejlepším dostupným technologiím v oblasti zneškodňování odpadních vod, kterými se rozumí nejúčinnější a nejpokročilejší stupeň vývoje použité technologie zneškodňování nebo čištění odpadních vod, vyvinuté v měřítku umožňujícím její zavedení za ekonomicky a technicky přijatelných podmínek a zároveň nejúčinnější pro ochranu vod - zákon č. 254/2001 Sb.).
- **Obcím nad 2000 ekvivalentních obyvatel v povodí lokalit je doporučena výstavba membránové čistírny**, patřící mezi ČOV s nejlepší dostupnou technologií. Minimalizován je zejména odtok nerozpuštěných látek a na ně vázaného znečištění.
- **U obcí s menším počtem obyvatel by bylo použití membránové čistírny ekonomicky příliš náročné.** Zde je proto doporučováno použití **běžné technologie, ale mělo by být použito terciární dočištění předčištěných odpadních vod zemním/pískovým filtrem**. Podmínkou pro dobré fungování čistírny odpadních vod je oddílná kanalizace v obcích. Na ČOV by mělo být použito odstraňování fosforu srážením, a to přesto, že rak kamenáč není fosforem přímo ohrožen. Fosfor se v toku usazuje převážně v sedimentech, a zvláště pokud se pod čistírnou nachází rybník nebo jsou zde tůňe, dochází ke zhoršování jakosti vody v celém toku.
- **Pro jednotlivé domy, a zvláště pak pro rekreační objekty** s nepravidelným provozem není výstavba ČOV ideální, neboť bez přítoku znečištění dochází k rozpadu aktivovaného kalu, jehož

bakterie a další mikroorganismy zajišťují čištění odpadních vod. V tomto případě je lepší využít **bezodtoké jímky, které je třeba pravidelně vyvážet** (ekonomicky jde o nejnákladnější způsob zneškodňování odpadních vod), **nebo tříkomorové septiky doplněné o zemní, pískový nebo biologický filtr**. Samotný septik nezajišťuje dostatečné čištění odpadních vod a jeho provoz odporuje vodnímu zákonu. Septik a zemní filtr jsou vodním dílem a jejich stavba a provozování podléhá povolení vodoprávního úřadu. Pokud to umožňují místní podmínky a nedojde k nepříznivému ovlivnění podzemních vod, což musí být doloženo hydrogeologickým posudkem, je v případě ochrany lokalit s výskytem raka kamenáče vhodnější vypouštět vyčištěné odpadní vody z jednotlivých nemovitostí do vod podzemních (vsakovat). Průchod přes zemní prostředí zajistí, že i případný provozní problém v domovní ČOV nezpůsobí okamžitě zhoršení kvality vody v toku. Alternativou je i použití **separační toalety**, která nepotřebuje instalaci vodovodní ani kanalizační přípojky a funguje na principu oddělení tuhého a tekutého odpadu a jeho následného kompostování či použití jako hnojiva.

- Čistírna odpadních vod by měla být napojena na oddílnou kanalizaci, aby při deštích nedocházelo k zahlcení ČOV a úniku nevyčištěných odpadních vod. Ze stejných důvodů by měla být navržena dostatečně dimenzovaná dosazovací nádrž, která zohlední maximální hodinové průtoky (např. ranní špičkové zatížení).

3.1.3.2 *Eliminace nebezpečí otrav toků*

Motivace: Rak kamenáč je náročný na čistotu a kvalitu vody a velkou hrozbou jsou pro něj látky pocházející ze zemědělského hospodaření (hnojiva, pesticidy,...). Je nutné eliminovat riziko úniku těchto látek do vodních toků a následných otrav toků těmito látkami, které jsou pro populace raka kamenáče nebezpečné a mohou zapříčinit otravu a úhyn celé populace.

Návrh opatření:

- **Úprava využití pozemků** (např. zatravnění, využití jako pastviny, louky apod.)
- Dostatečné prostorové **omezení aplikace nebezpečných látek** (zákaz v určité vzdálenosti od toků a jejich niv, ve svažitém terénu atd.). Toto je ošetřeno Nařízením vlády č. 79/2007 Sb., o podmínkách provádění agroenvironmentálních opatření, která mimo jiné stanovuje max. vzdálenost půdních bloků od vodního útvaru, aby bylo možné provést jeho zatravnění s dotační podporou.
- Zvýšenou opatrnost je třeba dbát na **umístění dočasných polních hnojišť a kompostišť**, která v povodí s výskytem raka kamenáče nejsou žádoucí z preventivního důvodu nebezpečí úniku hnojivky do toku.

3.1.3.3 *Zamezení zanášení koryt jemnozrnným materiálem*

Motivace: Zanášení koryta bahnitými sedimenty a jinými jemnozrnnými materiály negativně působí na celý ekosystém vodního toku. Největší hrozbou pro raka kamenáče je zanášení jejich přirozených úkrytů, které jsou pro raka kamenáče nezbytné a chrání je před predací. Díky tomu dochází k úbytku velkých jedinců v populaci. Pokud je vrstva jemnozrnného materiálu silná, zmizí ale i úkryty malých jedinců a riziko predace se ještě zvyšuje. Dalším negativním faktorem spojeným se zanášením dna je ovlivnění ostatních organismů, které jsou vázané na dno vodního toku a jsou součástí potravy raka

kamenáče, která se tak stává pro raky nedostupnou. Posledním negativním vlivem je vymývání těžkých kovů, které se deponují v sedimentech např. rybníků a při vypouštění se dostanou do vodního toku. Tyto těžké kovy se mohou vysrážet na žábách raků a způsobují jim tak problémy s dýcháním.

Významným zdrojem jemnozrnných sedimentů v tocích jsou především chovné rybníky, kdy v extrémních případech může mít vnos rybníčního bahna na populace raka kamenáče pod takovou nádrž i fatální dopady (např. Fischer et al. 2020); k vnosu jemnozrnných sedimentů do koryt tu dochází sice po většinu roku (např. v důsledku činnosti početných obsádek kaprů, přerývajících při vyhledávání potravy dno rybníka), zásadním problémem jsou ale výlovy nádrží, kdy se do toků jednorázově vyplaví obrovské množství rybníčního bahna.

V okolí toků s výskytem raka kamenáče je třeba uplatňovat takový způsob využívání pozemků, který vylučuje zanášení koryt splavovanou ornici či jiným jemnozrnným materiálem (viz Tab. 4 - Stanovení imisních limitů pro lokality s rakem kamenáčem – nerozpuštěné látky), (nevhodné je např. pěstování širokořádkových plodin, ukládání různých jemnozrnných materiálů v blízkosti vodotečí atd.). Každý rybník je individuální a je tedy nutné k němu tak také přistupovat a posuzovat jeho vliv na raka kamenáče individuálně.

Návrh opatření:

- Podporovat vytváření různých **přírodních protierozních opatření**, zakládání širokých zatravněných pásů, oddělující nivy toků od orné půdy, vznik přirozených nivních porostů v okolí toků v povodích s výskytem raka kamenáče atd.; v daném případě se přímo nabízí spojení s přírodními protipovodňovými opatřeními, s realizací přírodních opatření pro zvyšování retenční kapacity krajiny, revitalizací toků a jejich niv, v lesích hospodařit tak, aby nevznikaly erozní rýhy v souvislosti s těžbou a nedocházelo k erozním splachům z cest a cestních příkopů apod.
- V rybnících na tocích s výskytem raka kamenáče **hospodařit tak, aby docházelo k co nejmenšímu negativnímu ovlivnění druhu** (stanovení vhodných obsádek, a to jak ve smyslu druhového a věkového složení – nejlépe vyloučit vyšší věkové kategorie kaprů – tak ve smyslu jejich početnosti). Vypouštění a výlovy podobných nádrží je třeba provádět tak, aby se v maximální možné míře omezilo unikání bahna do toků, tj. vypouštět pokud možno pomalu, vyloučeno je karbování rybníků, lze vytvořit pod nádržemi např. sedimentační jímky apod.
- V dlouhodobějším horizontu vyvíjen tlak na **přechod k vícehorkovému způsobu hospodaření, a především k optimalizaci rybích obsádek**. Zcela vyloučen je chov polodivokých kachen a jiné vodní drůbeže. Rybníky nesmějí být hnojeny a pokud možno by měly být využívány primárně pouze k šetrnému chovu ryb. Je třeba přitom dbát zejména na správné složení obsádek (druhové složení, věková struktura, početnost) ve vztahu k ovlivňování rybníčního ekosystému.
- Hospodařeno by mělo být nastaveno tak, aby byl v nádrži v dostatečné míře **zachován hrubý a střední zooplankton a celoroční průhlednost** min. kolem 60 cm. Při výloveh dbát na důsledné dolovy – likvidace invazních druhů (střevlička východní, slunečnice pestrá,...). Při správně dimenzovaných obsádkách (ukáže monitoring průhlednosti) lze preferovat extenzivní hospodaření, v případě, že se zvýší zákal v nádrži (v důsledku likvidace hrubého a středního zooplanktonu a přerývání dna obsádkou) je třeba přistoupit k regulačnímu přikrmování – max. ale do RKK 1,5. Množství nerozpuštěných látek, vnikajících během sezóny do toků, lze také

účinně regulovat nastavením výpusti (u dvoudlužových výpustí) – to znamená tím, z jaké části vodního sloupce je voda odebírána. Zde je ale třeba v letním období zohlednit i teploty (z pohledu zákalu by sice bylo např. vhodné odebírat vodu od hladiny nádrže, ta může ale mít již nevhodně vysokou teplotu). V případě, že se podaří zajistit následné šetrné využívání, měly by být takové nádrže prioritně odbahněny, čímž se výrazně sníží množství sedimentu, vnikajícího do toků při dalším vypouštění a výlovech.

3.1.3.4 *Nastavení vhodného lesního hospodaření v povodích s výskytem raka kamenáče*

Motivace: Při pěstování stejnověkých monokultur smrkových porostů dochází k vyšší acidifikaci prostředí než v prostředí lesů listnatých. To je způsobeno kyselinou sírovou a dusičnou, které vznikají v atmosféře a na povrchu vegetace (jehlicích) oxidací průmyslových exhalací (NO_x, SO₂). Jejich vlivem klesá pH srážkové vody až k hodnotě 4 (kyselé deště). Depozice sloučenin, které způsobují nízké pH, tedy velmi závisí na druhu porostu – v jehličnatých lesích je zachyt zhruba 2x až 3x vyšší než v lesích listnatých. Optimální složení porostů je tedy smíšený různověký rozvolněný les s druhy odpovídajícími půdním podmínkám, nadmořské výšce a expozici stanoviště.

Schopnost vod a půd neutralizovat kyselou depozici velmi ovlivňuje množství vápníku (Ca) v půdě. Ten je nejdůležitějším bazickým kationtem, jehož koncentraci v půdní a povrchové vodě může také ovlivnit stav lesa. Pokud je les zdravý, spotřebovává velké množství Ca, který zůstává fixován v biomase stromů. Když je biomasa po těžbě odvezena a není alespoň v určité míře vrácena do půdy (větve, kůra), může dojít k dalšímu okyselení celého ekosystému. Tento problém vznikl až při přechodu na hospodářský způsob pěstování stejnověkých monokultur smrku. V původních pralesích se Ca a ostatní bazické kationty (Mg, Na, K) vracely do půdy, protože odumřelá biomasa se z lesa téměř neodstraňovala. V případě nízkých hodnot bazických kationtů dochází k vyplavování toxických kovů, které jsou nebezpečné pro všechny vodní organismy.

Návrh opatření:

- Podporovat **heterogenní přirozenou skladbu lesů** v povodí s rakem kamenáčem, která lépe odolává acidifikaci prostředí. Obnova přirozené skladby lesních porostů a změna způsobu hospodaření v nich (náhrada smrkových monokultur alespoň smíšenými lesy, pěstování nestejnověkých porostů, maloplošná těžba, rozptýlení štěpky na místě těžby atd.) povede k omezení ztráty bazických kationtů v lesních půdách důležitých pro přirozený vývoj zdravých lesů, díky čemuž budou lesy lépe odolávat nepříznivým klimatickým podmínkám.
- **Ponechávání mrtvého dřeva** v různé formě, která podpoří další rozklad a obohacení půd o deficitní bazické ionty. Zdravý les je přirozeným zdrojem vápníku, který zabrání uvolňování toxických kovů do vodního koloběhu.

3.1.4 *Usměrnění rybářského hospodaření v tocích s výskytem raka kamenáče*

Motivace: Kvůli svým parametrům nejsou vodní toky s výskytem raka kamenáče často rybářsky významné. V rámci případného rybářského využívání toků je nicméně nutné respektovat a podporovat co možná nejpřirozenější složení ichtyocenóz, odpovídající charakteru daného ekosystému (většinou se tak bude jednat o druhy tzv. pstruhového pásma). Při vysazování (jak geograficky, tak biotopově) nepůvodních druhů dravých ryb se zvyšuje riziko predace raka kamenáče. Dalším faktorem je, že

přirozené složení ichtyocenózy má pozitivní vliv na všechny trofické úrovně a interakce v tocích, které se netýkají jen raka kamenáče.

Velký problém představuje extrémní riziko, související s možností zavlečení patogenu račího moru, které je spojeno s rybářským využíváním toků (vysazování, pravidelný odlov, sportovní rybolov). Např. v případě vysazování ryb, je třeba důsledně informovat rybáře, aby dbali na původ vysazovaných ryb: tak se předejde tomu, aby ryby pocházely z lokalit s výskytem nepůvodních severoamerických druhů raků či z lokalit, kde probíhá či v minulosti proběhla nákaza račím morem.

U tzv. sportovních revírů zůstává největším problémem pohyb rybářů mezi různými lokalitami, kde v podstatě nelze eliminovat riziko přenosu různých patogenů (především se jedná o račí mor) – lze sice nařídít nutnost dezinfekce výstroje a vybavení, popř. nutnost disponovat pro lokality s výskytem raka kamenáče speciálním vybavením, kontrola dodržování takového opatření ale není v praxi reálná.

Návrh opatření:

- **Podpora přirozeného druhového složení ichtyocenóz** a promítnutí do zarybňovacích plánů (budou-li na lokalitách s výskytem raka kamenáče vůbec uplatňovány – viz další opatření).
- **Omezení sportovního rybářství** na tocích s výskytem raka kamenáče vyhlášením chráněných rybích oblastí či vyjmutím toků ze sportovních revírů.
- **Používání násad ryb s prokázaným původem** z lokalit bez rizika výskytu račího moru.
- **Systematická osvěta a práce s rybářskou veřejností:** rybářskou veřejnost lze motivovat ve spolupráci s Českým rybářským svazem a Moravským rybářským svazem osvětou, např. články v odborných časopisech, distribucí letáků vysvětlujících problematiku ochrany autochtonních druhů raků (viz kapitola 3.5 Výchova a osvěta).

3.1.5 Nastavení vhodné péče o vodní nádrže v povodí a hospodaření na nich

Motivace: Vliv a význam rybníků na populace raka kamenáče je dvojitý. Buď se v těchto vodních biotopech kamenáč přímo vyskytuje, nebo rybníky přímo ovlivňují vodní toky s výskytem kamenáče. Rak kamenáč se v některých případech vyskytuje i na stojatých vodách a je tedy nutné raka podporovat a chránit i v těchto biotopech. Je nutné dbát na vhodné morfologické uspořádání nádrže (úkryty raků), vhodný a šetrný způsob hospodaření, který zabrání úhynům raků z důvodu nízké kvality vody, rybí predace, absence potravy a zabrání otravám jako důsledku aplikace hnojiv a dalších látek. Nezbytné je také znát původ vysazovaných ryb jako prevenci proti zavlečení račího moru na rybnících s výskytem raka kamenáče atd. Rybníky mají z pohledu raků stěžejní význam i z důvodu často velmi významného ovlivnění charakteru toku v níže položených částech povodí. Jedná se např. o změnu fyzikálně-chemických parametrů vody, kdy přítomnost vodní nádrže zvýší teplotu ve vodním toku až o 1°C. Hospodaření na rybníce a v jeho okolí může způsobovat eutrofizaci vody, a její negativní vlivy se mohou promítnout i do kvality vody ve vodního toce a způsobit tak úhyny v populaci raka kamenáče či jejímu vyhynutí v dané lokalitě. V důsledku manipulace s vodou dochází k mechanickému zanášení potoků bahnem, které je pro raky velmi nebezpečné, neboť se jemný materiál jako je bahno hromadí na jejich zábrách a raci hynou na udušení. Nánosy bahna mění i vzhled celého koryta a zanáší kamenné úkryty raků. Dalším faktorem, kterým rybníky ovlivňují vodní toky a výskyt raka kamenáče, jsou úniky nežádoucích druhů ryb do vodního toku a přítoků, které mohou vyvíjet predáční tlak na mláďata raka kamenáče či přenášet různé nebezpečné patogeny.

Všechny tyto faktory mají negativní vliv na populace raka kamenáče, pokud nejsou vhodně nastaveny či zcela eliminovány.

Návrh opatření:

- **Podporovat vhodné morfologické uspořádání nádrže** (budování kamenných záhozů v hrázích, či ponechání kořenových pletenců stromů v příbřeží pro úkryt raků apod.).
- **Dodržovat preventivní opatření proti zavlečení račího moru** – původ vysazovaných ryb, dezinfekce vybavení, atd. (viz kap. 3.1.1.4).
- **Dodržovat minimální zůstatkový průtok** – v období nízkých průtoků nelze dopouštět nádrže nebo odvádět vodu z toku na MVE nebo jiná zařízení, pokud není v manipulačním řádu daného rybníka uvedeno jinak.
- **Účinně bránit pronikání nežádoucích druhů ryb z rybníků do navazujících partií toků**; pronikání nežádoucích druhů ryb proti proudu toku lze zamezit např. instalací jednoduchých migračních bariér bezprostředně nad ústím do nádrže (prahy, stupně, štěrkové lapače apod.); pronikání po proudu nelze sice zamezit 100% (např. povodňové stavy, kdy nádrže přetékají přes bezpečnostní přelivy), nicméně v předvídatelných situacích, kterými jsou např. výlovy nádrží, a které představují současně hlavní zdroj vnikání nežádoucích druhů, lze učinit alespoň opatření, která množství unikajících ryb výrazně omezí: 1. již při spouštění nádrží (nejedná-li se o rybníky se spodní výpustí) lze postupně odebírané dluže nahrazovat rámečkem s jemnými česlemi (zamezí se masivnějším únikům ryb při vypouštění); 2. jemné česle nebo síťovina mohou být instalovány do výpustního zařízení i při samotném výlovu, kdy dochází k nejmasivnějším únikům ryb do vodotečí; 3. pod výpusť je třeba při výlovu instalovat soustavy sítí tak, aby bylo co možná největší množství ryb stržených proudem zachyceno; instalace jemných česlí do výpustních zařízení (je-li to technicky možné) by byla v případě rybníků v povodích s výskytem raka kamenáče vhodná celoročně; potřeba aplikace podobných opatření a jejich konečná podoba musí být nicméně řešena vždy individuálně.
- **Nastavit vhodný způsob hospodaření**, a to jak z pohledu predáčního tlaku na raky, tak z pohledu zhoršování jakosti vody pod takovou nádrží. Z obsádek v rybnících, které jsou raky přímo osídleny, by měli být vyloučeni významní predátoři raků (např. okouni, vzrostlí candáti, úhoři, mníci). I např. obsádky kaprů je ale třeba dimenzovat velmi šetrně (preference nižších věkových kategorií, nízké obsádky).
- **Monitorovat hromadění bahnitých sedimentů** pod nádrží, neprovádět výlovy každoročně (přejít na dvouhorkový systém), výlovy provádět na podzim, po výlovu ihned rybník napustit, nezimovat ani neletnit rybník s výskytem raka kamenáče.

3.1.6 Realizace biotopových opatření spojených s problematikou račího moru

Motivace: U toků, kde hrozí přímé nebezpečí samovolného šíření nepůvodních severoamerických druhů (toky přímo ústící do vodotečí s jejich výskytem) není žádoucí odstraňování migračních bariér, které pronikání nežádoucích druhů proti proudu brání. Vzhledem k tomu, že se rak kamenáč vyskytuje na horních tocích a jejich částech, není zachování migračních bariér v rozporu s Koncepcí zprůchodnění říční sítě, která se prioritně zabývá migračními bariérami na dolních tocích. Pokud se na rizikovém místě toku žádná migrační bariéra nenachází, je možné zbudovat provizorní migrační bariéry jako pokus o zastavení šíření nákazy (podoba těchto bariér je součástí Metodiky regulace a eradikace invazních druhů raků: výběr vhodných metod v závislosti na charakteru vodního útvaru (Svobodová et al. 2020).

Návrh opatření:

- **Upravit stávající migrační bariéry v prioritních tocích** tak, aby byly účinné a invazní druhy raků se přes ně nedokázaly šířit (nesmí umožňovat přechod po souši – lze využít podobný systém, který je používán při budování trvalých bariér proti vnikání obojživelníků na komunikace).
- V případě prioritních lokalit **vytipovat místa pro zbudování dočasné migrační bariéry** pro případ šíření račího moru (šíření invazních druhů) proti proudu.

3.2 Péče o druh

Aktivní péče o druh ve formě záchranných chovů *ex situ* se nepředpokládá. Péče o druh bude realizována pouze v případě krizového jednání (záchranné transfery při otravách toku, vysychání, před nákazou račím morem nebo při úpravách koryta). Tato forma péče o druh se týká území celé České republiky podle aktuálních problémů.

3.2.1 Vytvoření funkčního systému pro řešení krizových situací akutního ohrožení jednotlivých populací raka kamenáče

Motivace: Račí mor je velkou hrozbou, která ohrožuje a likviduje populace raka kamenáče v ČR, a proto je jednou z priorit záchranného programu. Vzhledem k problémům souvisejícím s tímto patogenem je nutný komplexní přístup, který kombinuje nutná opatření týkající se ochrany biotopů raků (tedy opatření *in situ*; viz kap. 3.1), výzkumu (viz kap. 3.4), výchovy a osvěty (viz kap. 3.5) a úprav obecných přístupů k ochraně raků (viz dále) s dále navrženým opatřením *ex situ*. Hromadné úhyny nejsou způsobeny ale pouze nákazou račím morem. Jejich příčinou mohou být otravy, ať už ze zemědělské produkce či lesnictví, tak i havárie čistíren odpadních apod. I tyto negativní vlivy ohrožují populace raka kamenáče. Jejich příznaky jsou často podobné račímu moru, proto je nutno nákazu račím morem potvrdit či vyvrátit analýzou, kterou provádí Státní veterinární správa (resp. příslušná krajská veterinární správa). Další hrozbou pro raky je sucho, které je stále aktuálnější tématem.

Návrh opatření:

- **Prevence zavlečení račího moru** v důsledku rybářského hospodaření v tocích či na nádržích v povodí, při výzkumu a při zásazích do koryt (např. údržba) – viz kap. 3.1.
- **V případě podezření na nákazu račím morem postupovat podle dohodnutého postupu AOPK ČR a Státní veterinární správy.** Tato dohoda se týká nejen raka kamenáče, ale všech autochtonních druhů raků (Příloha č. 3).
- Při potvrzení nákazy račím morem vyhlásí Krajská veterinární správa **mimořádné veterinární opatření** (Příloha č. 3).
- V případě **prokázaných otrav toků** nahlásit situaci **České inspekci životního prostředí (ČIŽP)**.
- V případě vysychání vodního toku s výskytem raka kamenáče informovat příslušný orgán ochrany přírody, který zvolí další postup (viz také kap. 3.2.2 a 3.2.3).

3.2.2 Realizace záchranného depozitního zařízení

Motivace: V případě otrav toků, vysychání a dalších akutních hrozeb je při rychlém zásahu možné pomocí záchranných transferů zachránit část dané populace raka kamenáče. V tomto případě je ale potřeba depozitní zařízení, kam bude možné přeživiší raky umístit a zajistit zde jejich pobyt po nezbytně nutnou dobu. Tito jedinci se po odeznění hrozby mohou vrátit zpět na svou lokalitu, popř. na nedalekou lokalitu ve stejném povodí, pokud z nějakého důvodu není možný návrat na původní lokalitu. Popsaný postup je ideální z následujících důvodů:

- zachránění jedinci se mohou vrátit na danou lokalitu v rámci repatriace v různém časovém horizontu (po dokončení prací, po zmizení nákazy či otravy).
- raci nebudou přenášeni do jiných částí toku, které nejsou akutní hrozbou zasaženy. Tyto transfery jsou totiž nežádoucí a narušují populační hustoty na nepostižených částech vodního toku

Zásadní nevýhodou dané metody jsou však následující aspekty:

- ne vždy je probíhající hrozba zaznamenána včas.
- v podstatě nikdy nelze zaručit, že v době odlovu není již případná nákaza či otrava rozšířena i v daných partiích vodoteče.

Návrh opatření:

- Pro případ záchranných transferů je třeba mít preventivně kontinuálně **připraveno odpovídající zařízení**, umožňující v řádu hodin umístění dostatečného množství jedinců (řádově stovky) na dobu neurčitou.
- Podoba zařízení bude výsledkem **studie** zpracované v prvních letech realizace ZP.

3.2.3 Zlepšení metodického přístupu k záchranným transferům

Motivace: Záchranné transfery představují určitá rizika, jakými jsou zavlečení račího moru na novou lokalitu, podpora jeho šíření nebo narušení populační hustoty místní populace raka kamenáče.

Návrh opatření:

- Příprava aktuálního **metodického materiálu pro orgány ochrany přírody** vycházejícího z Metodického pokynu k realizaci základních ochranných opatření v případě ohrožení populací autochtonních druhů raků a raka bahenního (Fischer, 2011).
- Aktivní předání orgánům ochrany přírody formou **workshopu** či jiným způsobem.

3.2.4 Regulace a eradikace populací invazních druhů raků

Motivace: Invazní druhy raků (rak signální, rak pruhovaný, rak mramorovaný, popř. rak červený, jehož nález u nás doposud nebyl potvrzen, ale v okolních státech se již vyskytuje) jsou kvůli zavlečení račího moru a větší konkurenceschopnosti velkou hrozbou pro naše původní druhy raků. Proto je nutné bránit rozšiřování jejich populací na další území a pomocí různých metod snižovat velikosti jejich populací. Všechny čtyři výše zmíněné druhy nepůvodních druhů raků u nás byly zařazeny dle nařízení EU č. 1143/2014 o prevenci a regulaci zavlékání či vysazování a šíření invazních nepůvodních druhů na tzv. unijní seznam invazních druhů. S druhy na tomto seznamu je zakázán obchod, jejich převážení,

množení, chov a samozřejmě vypouštění do volné přírody. Pro raka signálního a pruhovaného, jakožto více rozšířené druhy z unijního seznamu, budou v roce 2024 dokončeny tzv. zásady regulace na celostátní úrovni. Na jejich základě budou na úrovni krajů, správ NP a AOPK ČR zpracovávány regulační opatření formou opatření obecné povahy. Tyto dokumenty budou blíže specifikovat problematiku regulačního managementu těchto druhů a ZP pro raka kamenáče bude jeden ze zdrojů, ze kterého budou čerpat, zejména v prioritizaci území, kde invazní raky eliminovat. Rak mramorovaný má v ČR výskyt sporadický a zatím je snahou nahlášené ojedinělé výskyty druhu okamžitě eliminovat. S rakem červeným (také na unijním seznamu inv. druhů) by se v případě jeho prvních výskytů u nás zacházelo stejně jako s rakem mramorovaným, jelikož má v ČR vysoký invazní potenciál (výskyt v sousedních zemích ČR). V roce 2020 vznikla Metodika regulace a eradikace invazních druhů raků (Svobodová et al., 2020), která obsahuje několik metod vhodných k eradikaci a regulaci těchto druhů v závislosti na charakteru vodního útvaru. Tyto metody byly ověřeny v praxi v rámci projektu VÚV Aplikace inovativních postupů při eradikaci invazních raků v ČR (Norské fondy 2014 – 2021, č. projektu 3211100013), který probíhal v letech 2022-2024.

Návrh opatření:

- **Zabránění rozšiřování populací nepůvodních druhů raků** na další území
- **Regulace a eradikace** v souladu s Metodikou regulace a eradikace invazních druhů raků: výběr vhodných metod v závislosti na charakteru vodního útvaru (VÚV, 2021), tam, kde je to prakticky možné, a MŽP vydanými zásadami regulace pro konkrétní druhy nepůvodních raků

3.2.5 Prověření možnosti a úspěšnosti navrácení raka kamenáče na původní (po eliminaci či odeznění ohrožujícího faktoru) či náhradní lokalitu

Motivace: V případě úspěšných záchranných transferů mohou být raci umístěni dočasně do záchranného depozitního zařízení (viz 3.2.2, 3.2.3), aby následně byli vráceni na původní lokalitu v případě odeznění negativního faktoru, popř. na novou náhradní lokalitu s vyhovujícími podmínkami v případě stálého nebezpečí na původní lokalitě (dlouho trvající otrava, přítomnost invazních druhů raků s pozitivními testy na račí mor atd.). Z těchto důvodů je nutné znát vhodné metody návratu raků do volné přírody a jejich úspěšnost.

Návrh opatření:

- Praktické ověření možnosti **navrácení raka kamenáče** na jeho původní či novou náhradní lokalitu – tj. předem vybrat nejvhodnější lokality, v případě nevhodnosti lokality původní; sledování přežívání a rozmnožování po záchranném transferu, zhodnocení úspěšnosti.

3.3 Monitoring

3.3.1 Monitoring raka kamenáče

Motivace:

Cílem monitoringu raka kamenáče je mimo jiné splnění reportingové povinnosti členských států EU podle článku 17 Směrnice o stanovištích (92/43/EEC), (v zákoně č. 114/1992 Sb. aplikovaném v § 45 f),

a tedy ve vyhotovení Hodnotící zprávy (Fischer et al. 2011). Hodnotící zprávy mají jednotný formát a vyžadují aktuální znalost: rozšíření druhu, populačních hodnot, trendů populací i areálu a zhodnocení habitatu druhu a ohrožujících faktorů (vše na co nejpřesnější dosažitelné úrovni v rozsahu 1 x 6 let).

Pro zjištění aktuálního rozšíření je tedy v rámci monitoringu vyhodnocován aktuální výskyt, jsou zjišťovány populační trendy na trvale monitorovaných plochách (TMP), doplněných o další podle potřeby.

Monitoring populací raka kamenáče probíhá zpravidla každoročně (minimální frekvence je 1x za 2 roky); aktuálně na všech současně známých lokalitách, kde byla přítomnost tohoto druhu dříve zjištěna, i když se na těchto lokalitách recentně nevyskytuje. Lokality s aktuálním výskytem račího moru nejsou zařazovány. Počet takto monitorovaných lokalit se tedy pohybuje okolo 50 ročně, což představuje cca 80 – 120 profilů).

V aktuálním rozšíření raka kamenáče může každoročně docházet ke změnám. Objevují se nové lokality, jiné mizejí vlivem račího moru či z jiných příčin a u některých dochází k rekolonizaci po proběhlé nákaze. Je proto nutné nemonitorovat jen lokality s recentním výskytem raka kamenáče.

Monitoring probíhá dvěma způsoby (viz Příloha 4):

1. každoroční monitoring populace a její hodnocení – metoda prohledání 100 úkrytů
2. intenzivní podrobný monitoring metodou zpětného odchytu na vybraných lokalitách.

Návrh opatření:

- Zajištění **každoročního monitoringu na známých lokalitách výskytu včetně negativních faktorů ohrožující tyto populace**
- **Vyhodnocování aktuálního výskytu** a zjišťování populačních trendů
- **Mapování lokalit potenciálně osídlených rakem kamenáčem**

3.3.2 Monitoring invazních druhů raků

Motivace: Kromě monitoringu autochtonních populací raků je důležitý i výzkum současného rozšíření alochtonních raků.

V souvislosti s přijetím Nařízení EU č. 1143/2014 o prevenci a regulaci zavlékání či vysazování a šíření invazních nepůvodních druhů vznikla povinnost členských států Evropské unie nastavit systém dohledu, včetně průzkumu, sledování, shromažďování a zaznamenávání údajů o výskytu invazních nepůvodních druhů s významným dopadem na EU, tzv. unijního seznamu, kam spadají právě i výše zmíněné invazní druhy raků. Přítomnost invazních druhů raků lze potvrdit či vyvrátit kromě běžného monitoringu pomocí analýzy eDNA z vody. Tato metoda může zpřesnit i informace o šíření invazních druhů na našem území (např. přítomnost DNA raka červeného na našem území byla potvrzena, ale přítomnost raka samotného potvrzena nebyla). Důležitá je také predikce šíření nepůvodních druhů raků. V místech, kde je největší riziko kontaktu autochtonních a alochtonních druhů raků, je možné pomocí aktivních opatření tomuto styku předejít a tím tak eliminovat možnost nákazy račím morem (viz kapitola 3. 2. 3).

Návrh opatření:

- **Monitoring nepůvodních druhů raků** – dle Metodiky mapování a monitoringu invazních (vybraných nepůvodních) druhů (Pergl et al., 2016) a v rámci projektu Mapování a monitoring invazních druhů (InvazMap) v období 2023-2029
- **Využívání environmentální DNA (eDNA)** – analýza mitochondriální DNA z vody k detekci výskytu nepůvodních druhů raků (Rusch et al., 2020)

3.3.3 Monitoring klíčových parametrů prostředí

3.3.3.1 Monitoring environmentálních parametrů prostředí

Motivace: Kvalita vody a hodnota některých parametrů tohoto prostředí mají zásadní vliv na prosperitu populací raka kamenáče, který je druhem citlivým na změny v prostředí.

Návrh opatření:

- Zavést **systém sběru klíčových dat o biotopu druhu** na jednotlivých lokalitách ve vazbě na environmentální cíle dle Metodiky hodnocení stavu chráněných území vymezených pro ochranu stanovišť a druhů s vazbou na vody (Rosendorf et al., 2020) a problémy definované v opatření 3.1.1.
- **Průběžné hodnocení** těchto parametrů.

3.3.3.2 Monitoring čistíren odpadních vod

Motivace: Kvalita vody je přímo ovlivněna kvalitou technologie a provozem čistíren odpadních vod, které se v povodí vyskytují. Tyto čistírny často nemají nejmodernější technologie čištění, či jejich provoz je ovlivněn haváriemi, které mohou být pro populaci raka kamenáče smrtelné.

Návrh opatření:

- **Pasportizace ČOV** vyskytujících se v povodí s rakem kamenáčem včetně problematiky každé čistírny (nedostatečná technologie, nefunkční technologie, havárie, atd.) a následný monitoring (sledování ČOV, aktualizace výskytu ČOV, atd.).

3.3.3.3 Monitoring vodních ploch (především rybníků) v povodí s výskytem raka kamenáče

Motivace:

Každý rybník je individuální a je potřeba ho individuálně posuzovat, jak bylo řečeno výše. Nicméně každý rybník, vyskytující se nad populací raka kamenáče ovlivňuje podmínky ve vodním toce pod tímto rybníkem. Proto je nutné znát výskyt rybníků a jejich vlastností a způsobu hospodaření na nich v povodí s výskytem raka kamenáče.

Návrh opatření:

- **Pasportizace a následný monitoring vodních ploch** v povodí s výskytem raka kamenáče, včetně jejich vlastností a problematiky s nimi spojené (zanášení koryt atd.).

3.4 Výzkum

Významnou součástí záchranného programu je také aplikovaný výzkum, na základě kterého je možné vypracovat kvalitní a komplexní návrhy managementu pro raka kamenáče. Existuje mnoho informací z okolních evropských států o výskytu, habitatových nárocích, nemocech a predaci raka kamenáče, ale máme málo poznatků z ČR a stále není poznání problematiky tohoto druhu kompletní. V posledních letech proběhlo několik monitorovacích průzkumů všech raků na území ČR, byly zkoumány optimální metody testování račího moru, nároky raka kamenáče na charakter biotopu, problematika ohrožení raka kamenáče predací a přenosem račího moru invazními raky.

3.4.1 Predikce ohrožení raka kamenáče

Motivace: V současné době stále existuje celá řada vlivů s negativním dopadem na populace našich původních raků. Výzkum všech těchto vlivů je velmi důležitý, neboť na jeho základě můžeme kvantifikovat rychlost úbytku původních raků a určit status ohrožení raků (Füreder et al., 2010).

Návrh opatření:

Zaměřit výzkum na následující vlivy na přežívání populací raka kamenáče:

- vliv fyzikálně – chemických parametrů
- toxicita kovů, pesticidů a dalších látek, které se uvolňují do vodního prostředí
- vliv hydromorfologie – regulace a úpravy toků
- vliv klimatické změny a nevhodného hospodaření v povodí
- výzkum vlivu rybářského hospodaření
- výzkum vlivu predátorů (ryby, ptáci, vydra)
- výzkum přenosu račího moru (migrační schopnosti raků...)
- výzkum predace invazními raky – rak pruhovaný, rak signální, rak mramorovaný a rak červený
- výzkum predace invazními predátory (norek americký, psík mývalovitý, mýval severní, nutrie, invazní druhy ryb)

3.4.2 Charakter a vlastnosti biotopu druhu

Motivace: Na stavu biotopu závisí kondice, abundance, dožití a náchylnost raka kamenáče k nemocem. Kvalitnější biotop poskytuje rakům lepší podmínky pro přežití. Na přežívání raka kamenáče může mít významný vliv stav a kvalita čištění odpadních vod v povodí s výskytem tohoto kriticky ohroženého druhu. Proto je potřeba zjistit, jaký vliv mají čistírny odpadních vod (ČOV) a jiné typy a způsoby čištění odpadních vod a nakládání se splaškovými vodami na kvalitu vody a tím pádem na život raka kamenáče.

Návrh opatření:

Pro zlepšení kvality biotopu pro raka kamenáče je nutné **podpořit výzkum následujících témat:**

- Vliv hydromorfologie toku (úpravy toků, regulace, úkrytové možnosti) na populace a plodnost raka kamenáče.

- Vliv jakosti vody, resp. různých typů a systémů čištění odpadních vod, včetně ČOV na populace raka kamenáče – vzít v potaz fakta, která často v těchto situacích chybějí - provoz ČOV (celý rok x pár dní v roce), kvalita vody vypouštěná z čistírny, rizika a následky havárií, včetně posouzení podmínek pro vznik nové ČOV a jejích rizik na jednotlivých lokalitách s výskytem raka kamenáče.

3.4.3 Nemoci

Motivace: Výzkum prevence proti nákaze račím morem probíhá více jak 100 let. V současné době jsme již schopni pomocí eDNA z vody určit, zda je přítomen račí mor a od jakého invazního druhu pochází, stále ale nejsme schopni tuto nemoc zastavit.

Návrh opatření:

Zaměřit výzkum na následující témata:

- nemoci mající vliv na populace raka kamenáče
- pokračování v testování račího moru pomocí eDNA z vody (stojaté vody, tekoucí vody)
- nové metody testování račího moru pomocí DNA ze sedimentu
- vektorů přenosu račího moru a možnosti léčby
- pokračovat v testování promořenosti invazních raků račím morem
- další nemoci, které mohou ohrozit populace raka kamenáče

3.4.4 Ověření účinnosti metodiky na eradikaci a regulaci invazních druhů raků a využití postupů zásad regulace pro invazní druhy raků

Motivace: Vzhledem k tomu, že zatím nebyla nalezena účinná metoda proti přenosu račího moru, jedinou možnou cestou, jak zabránit šíření račího moru, je eradikace nebo alespoň regulace invazních druhů raků a kraba. Touto problematikou se zabývá Metodika regulace a eradikace invazních druhů raků: výběr vhodných metod v závislosti na charakteru vodního útvaru (Svobodová et al., 2020), která navrhuje různé způsoby eradikace v závislosti na charakteru vodního útvaru. Mezi doposud nejčastěji používané metody se řadí výstavba dočasných migračních bariér na toku, zachování těchto bariér, vysazení rybích predátorů, manuální likvidace aj. Metodami eradikace se od roku 2022 zabývá projekt VÚV s názvem „Applikace inovativních postupů při eradikaci invazních raků v ČR“, který si klade za cíl uvedenou metodiku převést do praxe. Tím bude ověřena účinnost metod eradikace a regulace jednotlivých invazních druhů raků v ČR.

Návrh opatření:

- **Metody eradikace a regulace invazních druhů raků ověřit v praxi**

3.5 Výchova a osvěta

Cílem je zvýšit povědomí odborné i laické veřejnosti a subjektů hospodařících na vodních tocích a nádržích o základních principech ochrany raka kamenáče (potažmo autochtonních druhů raků). Podle cílové skupiny, na kterou je osvěta a výchova zaměřena se budou lišit i její přístupy a kroky. V případě edukace o invazních organismech, včetně raků, je možné využít v rámci environmentální výchovy [metodiku Biologické invaze v environmentální výuce pro první stupeň základních škol](#).

Hlavními tématy osvěty jsou:

- obecné seznámení s raky žijícími na našem území a problematikou jejich ekologie a ochrany
- račí mor (co to je, co jej způsobuje, jak se šíří, jaké má následky, jak se proti jeho šíření bránit)
- správa toků (možné přístupy a jejich dopady na raky, možnosti ekologické správy toků)
- znečištění (význam a dopady na raky, možnosti zmírnění dopadu jevu)
- ochranná a kompenzační opatření (záchranné transfery apod.)
- nepůvodní druhy raků

3.5.1 Orgány ochrany přírody

Motivace: Základním pilířem výchovy a osvěty jsou orgány ochrany přírody, a to na všech úrovních; přednostně ale ty, které vydávají výjimky ze základních ochranných podmínek zvláště chráněných druhů, popř. posuzují záměry z pohledu vlivu na území soustavy Natura 2000, či vydávají závazná stanoviska k zásahům do významných krajinných prvků.

Návrh opatření:

- Organizovat **pravidelné odborné semináře a školení a propagovat odborné podklady** vycházející ze ZP mezi pracovníky ve státní správě, zejména pak pro příslušné odbory životního prostředí či správy CHKO, v jejichž působnosti se rak kamenáč vyskytuje, vyskytoval či je teoretický předpoklad jeho výskytu.
- Při stanovení podmínek do rozhodnutí o udělení výjimky ze zákazů (§ 56 ZOPK) reflektovat při záchranných transferech postup stanovený metodickým materiálem dle opatření 3.2.3.

3.5.2 Správci vodních toků a vodohospodáři

Motivace: Správci vodních toků a vodohospodáři jsou ti, kteří do toku často vstupují nebo zasahují za různým účelem. Proto jim v osvětě a výchově patří zásadní místo, a to prioritně v těch povodích, kde se rak kamenáč aktuálně vyskytuje nebo v minulosti vyskytoval (došlo zde např. k vymizení po výskytu račího moru či otravě), popř. kde je teoretický předpoklad jeho výskytu.

Návrh opatření:

- Organizovat **pravidelná setkání a navázat úzkou spolupráci s pracovníky správy toků**, v jejichž působnosti se rak kamenáč vyskytuje, vyskytoval či je teoretický předpoklad jeho výskytu je potřeba, vzájemně se informovat a jednat o připravovaných zásazích v rámci povodí s výskytem raka kamenáče.

3.5.3 Zpracovatelé hodnocení dle ZOPK

Motivace: Zpracovatelé hodnocení dle §67 zákona č. 114/1992 Sb. (ZOPK) a posouzení záměrů z pohledu vlivu na území soustavy Natura 2000 (hodnocení dle §45i zákona č. 114/1992 Sb.) jsou další

cílovou skupinou výchovy a osvěty, jejichž práce se může velkou měrou promítnout do ochrany raka kamenáče v České republice.

Návrh opatření:

- V rámci pravidelných setkání autorizovaných zpracovatelů hodnocení dle §67 a §45i zákona č. 114/1992 Sb. **poskytovat odborné informace o ohrožujících faktorech a výskytu raka kamenáče.**

3.5.4 Rybáři, rybářské školy

Motivace: Zásadní skupinou osvěty záchranného programu pro raka kamenáče jsou rovněž rybáři. A to jak na úrovni rybářských svazů (tedy rybáři většinou využívající tekoucí vody), producentů tržních ryb, ale i na úrovni středních rybářských škol. Vzhledem ke stále se zvyšujícímu nebezpečí přenosu račího moru a vzhledem k charakteru využívání vodních toků a rybníků (převozy ryb, sportovní rybolov atd.), se v daném případě nelze zaměřit jen na konkrétní povodí, ale na celé území ČR.

Návrh opatření:

- **Pro rybářskou veřejnost**, řešící základní otázky ochrany autochtonních druhů raků, především raka kamenáče (ve spolupráci s rybářskými subjekty - Českým rybářským svazem, Moravským rybářským svazem a Rybářským sdružením ČR) je potřeba pořádat **pravidelná setkání** s cílem poskytnout informace o ohrožení a výskytu raka kamenáče a navazovat pravidelnou spolupráci v otázkách prevence šíření račího moru, včetně publikování osvětových článků v rybářských periodikách.
- Vytvořit jednoduché **propagační materiály** (leták, brožura, kalendář apod.) se základními informacemi o racích (raku kamenáči) a jejich ochraně, a to zejména ve vztahu k račímu moru (materiály distribuovat rybářům společně s nákupem povolenek, v prodejnách rybářských potřeb).
- Vytvořit **krátký instruktážní animovaný spot** o zásadách prevence šíření račího moru ve spolupráci s rybářskými subjekty výše.
- Zaměřit se ve výchově a osvětě také na Střední rybářskou školu ve Vodňanech a na Střední školu rybářskou a vodohospodářskou Jakuba Krčína v Třeboni

3.5.5 Ochránářské spolky, záchranné stanice, zoologické zahrady

Motivace: Další cílovou skupinou jsou ochránářské spolky (např. ČSOP, různá střediska ekologické výchovy, domy dětí a mládeže, Skauti apod.), Domy přírody, zoologické zahrady a záchranné stanice.

Návrh opatření:

- Pro zaměstnance záchranných stanic, ekocenter a dalších podobných ochránářských subjektů, potažmo pro amatérskou ochránářskou veřejnost, **pořádat pravidelná setkání.**

- Vytvořit **osvětový a vzdělávací program** využitelný ochranářskými spolky, záchrannými stanicemi a zoologickými zahradami včetně zaškolení pro jeho realizaci.

3.5.6 Školy, veřejnost, samospráva

Motivace: Současný přístup ochrany přírody, založený pouze na zákazech, popř. utajování skutečnosti, kde raci žijí, by měl být nahrazen přístupem, který by v ideálním případě nedělal z výskytu raka kamenáče v očích veřejnosti překážku rozvoje obce (jak je většinově vnímán dnes), ale dosáhl toho, že bude vnímán jako skutečnost, na kterou jsou místní lidé určitým způsobem hrdí (důkaz zdravého životního prostředí, možnost pochlubit se skutečností, že máme v potoce raky kamenáče, kteří hned tak někde nežijí apod.). Je zásadní, aby měli lidé možnost se s těmito korýši přímo seznámit, vidět je, osahat atd. Pozitivní přínos osobního kontaktu s takovýmto živočichem je pro jeho další ochranu neoddiskutovatelný. Pro školy, zájmové kroužky, ekovýchovná centra ale i obecně pro veřejnost je potřeba organizovat tematické přednášky, které se budou týkat především hrozby račího moru, ale také obecných informací o racích a jejich biologii a ekologii.

Návrh opatření:

- Zahájení cílené a **intenzivní kampaně** ve všech typech médií, upozorňující na nebezpečí hrozící autochtonním druhům raků (zahrnující např. i podrobné informování o výskytech račího moru např. formou tiskových zpráv a článků); v kampani lze dobře využít skutečnosti, že raci jsou širokou veřejností stále vnímáni jako ikona zdravého životního prostředí
- **Využít raka kamenáče jako vlajkového i deštníkového druhu** v komplexní ochraně vodních biotopů (nabízí se spojení s propagací ekologické správy vodních toků, revitalizací, boje proti suchu a povodním atd.)
- Vytvoření jednoduchých **propagačních materiálů** (leták, brožura, kalendář apod.) se základními informacemi o racích (raku kamenáči) a jejich ochraně, a to zejména ve vztahu k račímu moru (materiály distribuovat ekologickým centrům a jiným ochranářským organizacím, správcům toků, popř. školám apod.)
- **Zapojit vhodnou formou do ochrany raka kamenáče i obce**, v jejichž katastrech se vyskytuje, místní školy, spolky apod. (např. formou patronátu nad danou lokalitou).
- **Realizace výukových a osvětových programů v místě výskytu** autochtonních druhů raků s využitím ukázky živých exemplářů a s důrazem na prevenci šíření račího moru.

4 PLÁN REALIZACE

Kapitola	Opatření	Priorita	Termín realizace	Četnost realizace	Návaznost	Poznámka
3. 1	Péče o biotop					
3.1.1	Detailní zhodnocení stavu recentních lokalit a návrh prioritních opatření z hlediska péče o biotop druhu	1	Do roku 2028, následně průběžně	Opakované opatření	3.2.1; 3.1.3; 3.2; 3.3.1; 3.3.2; 3.3.3	+ Příloha 2
3.1.2	Zajištění ochrany a obnovy přirozeného charakteru toků					
3.1.2.1	Vodní toky s přirozeným korytem	3	Průběžně	Opakované opatření	3.1.2.4; 3.1.4	Pouze nutné lokální zásahy
3.1.2.2	Renaturované, revitalizované toky	2	Průběžně	Jednorázové opatření	3.1.2.4; 3.1.6; 3.1.4	+ Příloha 2
3.1.2.3	Omezení výstavby objektů na tocích s výskytem raka kamenáče	1	Průběžně	Opakované opatření	3.1.3.3; 3.1.5; 3.5	
3.1.2.4	Prevence zavlečení račího moru	1	Průběžně	Opakované opatření	3.5; 3.1.4; 3.1.6; 3.3.2	
3.1.3	Zajištění vyhovující jakosti vody					
3.1.3.1	Zajištění vhodné metodologie čištění odpadních vod v povodích s výskytem raka kamenáče a vytvoření Metodiky řešení čištění OV	1	Do roku 2028	Jednorázové opatření	3.1.3.2; 3.4.2	+ Příloha 2
3.1.3.2	Eliminace nebezpečí otrav toků	1	Průběžně	Opakované opatření	3.1.3.1; 3.1.2.3; 3.1.3.4	
3.1.3.3	Zamezení zanášení koryt jemnozrnným materiálem (NL = nerozpuštěné látky)	1	Průběžně	Opakované opatření	3.1.2.3; 3.1.4, 3.1.5	+ Příloha 2
3.1.3.4	Lesní hospodaření v povodích s výskytem raka kamenáče	1	Průběžně	Opakované opatření	3.1.3.2; 3.4.1; 3.5	+ Příloha 2

3.1.4	Usměrnění rybářského hospodaření v tocích s výskytem raka kamenáče	2	Průběžně	Opakované opatření	3.5; 3.1.2.4; 3.2.1; 3.2.3	Vyjmutí z rybářských sportovních revírů – jednorázové opatření; + Příloha 2
3.1.5	Nastavení vhodné péče o vodní nádrže v povodí a hospodaření na nich	1	Průběžně	Opakované opatření	3.1.3.3; 3.1.2.4; 3.2.3; 3.5.4; 3.5.1; 3.5.2	+ Příloha 2
3.1.6	Realizace biotopových opatření spojených s problematikou račího moru	1	Průběžně	Jednorázové opatření	3.1.2.4; 3.5.2; 3.1.2.2; 3.3.1; 3.3.2	
3.2	Péče o druh					
3.2.1	Vytvoření funkčního systému pro řešení krizových situací akutního ohrožení jednotlivých populací raka kamenáče	1	Průběžně	Opakované opatření	3.2.2; 3.2.3; 3.2.5; 3.1.1; 3.5.1	+ Příloha 3
3.2.2	Realizace záchranného depozitního zařízení	2	Do roku 2030	Jednorázové opatření	3.2.1; 3.5.1; 3.1.2.4; 3.4.2	
3.2.3	Zlepšení metodického přístupu k záchranným transferům	1	Do roku 2028	Opakované opatření	3.2.1; 3.2.2; 3.5; 3.1.1	
3.2.4	Regulace a eradikace populací invazních druhů raků	1	Průběžně	Opakované opatření	3.1.2.4; 3.3.2; 3.1.6; 3.4.3; 3.3.1	+ Příloha 2
3.2.5	Prověření možnosti a úspěšnosti navrácení raka kamenáče na původní či náhradní lokalitu	2	Do roku 2030	Jednorázové opatření	3.2.1; 3.2.2; 3.2.3; 3.3.3; 3.1.1	
3.3	Monitoring					
3.3.1	Monitoring raka kamenáče	1	Průběžně	Opakované opatření	3.5; 3.2.1; 3.1.2	+ Příloha 4
3.3.2	Monitoring invazních druhů raků	1	Průběžně	Opakované opatření	3.1.2.4; 3.4.4; 3.1.6; 3.2.1; 3.3.1	
3.3.3	Monitoring klíčových parametrů prostředí					

3.3.3.1	Monitoring environmentálních parametrů prostředí	1	Průběžně	Opakované opatření	3.2.5; 3.1.3; 3.1.1; 3.4.2	
3.3.3.2	Monitoring čistíren odpadních vod	1	Průběžně	Opakované opatření	3.2.5; 3.1.3; 3.1.1; 3.4.2	
3.3.3.3	Monitoring vodních ploch (především rybníků) v povodí s výskytem raka kamenáče	2	Průběžně	Opakované opatření	3.2.5; 3.1.3; 3.1.1; 3.4.2	
3.4	Výzkum					
3.4.1	Predikce ohrožení raka kamenáče	2	Průběžně	Jednorázové opatření	3.1.2.4; 3.4.3; 3.1.3.4; 3.2.4; 3.1.6	+ Příloha 2
3.4.2	Charakter a vlastnosti biotopu druhu	3	Průběžně	Jednorázové opatření	3.1.2.1; 3.1.3.3; 3.1.3.1; 3.1.3.2	
3.4.3	Nemoci	3	Průběžně	Jednorázové opatření	3.4.1; 3.2.1; 3.2.4; 3.3.1	
3.4.4	Ověření účinnosti metodiky na eradikaci a regulaci invazních druhů raků a využití postupů zásad regulace pro invazní nepůvodní druhy raků	1	Do roku 2026	Jednorázové opatření	3.1.2.4; 3.3.2; 3.1.6	Projekt VÚV TGM - Aplikace inovativních postupů při eradikaci invazních raků v ČR - 3211100013
3.5	Výchova a osvěta					
3.5.1	Orgány ochrany přírody	1	Průběžně	Opakované opatření	3.1.2.4; 3.4.3; 3.3; 3.4.4; 3.2.2; 3.1.3.1; 3.1.3.2; 3.2.1	
3.5.2	Správci vodních toků a vodohospodáři	2	Průběžně	Opakované opatření	3.1.2.4; 3.4.3; 3.1.6 3.1.3.1; 3.1.2.3; 3.2.1; 3.3	
3.5.3	Zpracovatelé hodnocení dle ZOPK	2	Průběžně	Opakované opatření	3.1.2.4; 3.3	

3.5.4	Rybáři	2	Průběžně	Opakované opatření	3.1.2.4; 3.1.4; 3.4.3; 3.1.5; 3.3; 3.1.6; 3.2.1	
3.5.5	Ochránářské spolky, záchranné stanice, zoologické zahrady	3	Průběžně	Opakované opatření	3.1.2.4; 3.3	
3.5.6	Školy, veřejnost, samosprávy	3	Průběžně	Opakované opatření	3.1.2.4; 3.2.1; 3.1.3.2	

5 LITERATURA

Albrecht H., 1983. Besiedlungsgeschichte und ursprünglich holozäne Verbreitung der europäischen Flusskrebe. *Spixiana*, 6 (1): 61-77.

Anděra M. & Horáček I., 2005. *Poznáváme naše savce*. Sabotáles, Praha. 327 p.

Anonymous, 2010b. Regulation on proclamation and protection of strictly protected and protected plant, animal and fungi species. Appendix 2. Protected species. Official Gazette RS 5/10 (in Serbian).

Anonymus, 2010a. Regulation on proclamation and protection of strictly protected and protected plant, animal and fungi species. Appendix 1. Strictly protected species. Official Gazette RS 5/10 (in Serbian).

Aquiloni L., Brusconi S., Cecchinelli E., Tricarico E., Mazza G., Paglianti A. & Gherardi F., 2010. Biological control of invasive populations of crayfish: the European eel (*Anguilla anguilla*) as a predator of *Procambarus clarkii*. *Biological Invasions* 12: 3817 – 3824.

Bádr V., 2000. Výskyt potočnic r. *Branchiobdella* v České republice a jejich možná patogenita – předběžná zpráva. *Bulletin VÚRH Vodňany* 36(1 – 2): 33 – 40.

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

Bohl E., 1999. Motion of individual Noble crayfish *Astacus astacus* in different biological situations: In situ studies using radio telemetry. – *Freshwater crayfish* 12: 677 – 687.

Bott R., 1972. Besiedlungsgeschichte und Systematic der Astaciden West-Europas unter besonderer Berücksichtigung der Schweiz. – *Revue Suisse de Zoologie* 79: 387 – 408.

Bracken-Grisson H. D., Agyong S. T., Wilkinson R. D., Feldmann R. M., Schweitzer C. E., Breinholt J. W., Bendall M., Palero F., Chan T.-Y., Felder D. L., Robles R., Chu K.-H., Tsang L.-M., Kim D., Martin J. W. & Cradall K. A., 2014. The emergence of lobsters: Phylogenetic relationships, morphological evolution and divergence time comparisons of an ancient group (Decapoda: Achelata, Astacidea, Glypheidea, Polychelida). *Systematic Biology* 63: 457 – 479.

Bubb D. H., Thom T. J. & Lucas M. C., 2004. Winter movements and activity of signal crayfish *Pacifastacus leniusculus* in an upland river, determined by radio telemetry. – *Freshwater Biology* 49: 357 – 368.

Bubb D. H., Thom T. J. & Lucas M. C., 2005. The within-catchment invasion of the non-indigenous signal crayfish *Pacifastacus leniusculus*, Dana), in upland rivers. – *Bulletin Francais de la Peche et de la Pisciculture* 376-377: 665 – 673.

Bubb D. H., Thom T. J. & Lucas M. C., 2006a. Movement patterns of the invasive signal crayfish determined by PIT telemetry. – *Canadian Journal of Zoology* 84: 1202 – 1209.

Bubb D. H., Thom T. J. & Lucas M. C., 2006b. Movement, dispersal and refuge use of co-occurring introduced and native crayfish. – *Freshwater Biology* 51: 1359 – 1368.

- Bubb D. H., O'Malley O. J., Gooderham A. C., & Lucas M. C., 2009. Relative impacts of native and non-native crayfish on shelter use by an indigenous benthic fish. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 19(4): 448 – 455.
- Budhina W., 1989. Further update on crayfish situation in Yugoslavia. – *Crayfish NEWS* 11 (4): 4.
- Buřič M., Kouba A. & Kozák P., 2009a. Spring mating period in *Orconectes limosus*: the reason for movement. – *Aquatic Science* 71: 473 – 477.
- Buřič M., Kozák P. & Kouba A., 2009b. Movement patterns and ranging behavior of the invasive spiny-cheek crayfish in a small reservoir tributary. – *Fundamental and Applied Limnology* 174: 329 – 337.
- Buřič M., Kozák P. & Vích P., 2008. Evaluation of different marking methods for spiny-cheek crayfish, *Orconectes limosus*. – *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 389: 2.
- Buřič M., Kočí L., Petrusek A., Kouba A., & Kozák P., 2009. Invaders eating invaders: potential trophic interactions between the amphipod *Dikerogammarus villosus* and juvenile crayfish *Orconectes limosus*. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, (394–395), 05.
- Crandall K. A. & De Grave S., 2017. An updated classification of the freshwater crayfishes (Decapoda: Astacidea) of the world, with a complete species list. *Journal of Crustacean Biology*, 37(5), 615 – 653.
- Daněk T., Musil J., Vlašánek P., Svobodová J., Johnsen S. I., Barteková T. & Andersen O., 2018. Telemetry of co-occurring noble crayfish (*Astacus astacus*) and stone crayfish (*Austropotamobius torrentium*): diel changes in movement and local activity. *Fundamental and Applied Limnology/Archiv Für Hydrobiologie*, 191(4), 339 – 352.
- Degerman E., Nilsson P. A., Nyström P., Nilsson E. & Olsson K., 2007. Are fish populations in temperate streams affected by crayfish? – A field survey and prospects. *Environmental Biology of Fishes* 78: 231–239.
- Dekar M. P. & Magoulick D. D., 2013. Effects of predators on fish and crayfish survival in intermittent streams. *Southeastern Naturalist* 12(1): 197 – 208.
- Dorn N. J. & Mittelbach G. G., 1999. More than predator and prey: a review of interactions between fish and crayfish. *Vie et Milieu* 49(4): 229 – 237.
- Žuriš Z., Kozák P., Polícar T. & Theimer J., 2001. Rak kamenáč *Austropotamobius torrentium* (Schrank) v České Republice / The stone crayfish *Austropotamobius torrentium* (Schrank) in the Czech Republic. *Čas. Slez. Muz. Opava (A)*, 50 (supl.), 85-93, in Czech with English abstract.
- Žuriš Z., Horká I., Kristian I. & Kozák P., 2006. Some cases of macro-epibiosis on the invasive crayfish *Orconectes limosus* in the Czech Republic. *Bull. Fr. Peche Piscic.* 380 – 381, 1325 – 1337.
- Dyk V., 1940. Vzdornost raka říčního (*Potamobius astacus* L.) k znečištění vody umělými hnojivy, moči skotu a vepřů a hašeným vápnem. – *Sborník České Akademie Zemědělské*, 15, 1: 84-86. (Non vidi).
- Edgerton B. F., Henttonen P., Jussila J., Mannonen A., Paasonen P., Taugbol T., Edsman L. & Souty-Grosset C., 2004. Understanding the causes of disease in European freshwater crayfish. – *Conservation Biology* 18(6): 1466 – 1474.

Englund G. & Krupa J. J., 2000. Habitat use by crayfish in stream pools: influence of predators, depth and body size. *Freshwater Biology* 43: 75 – 83.

Entz G., 1909. A magyarországi folyami rákokról. *Állattani Közlemények* 8: 37 – 52, 97 – 110, 150 – 163, pl. 4 – 7.

Fischer, D., Vlach, P., Dušek, J., Kozubíková, E., Petrusek, A., Svobodová, J. & Štambergová, M. 2011: Rak kamenáč (*Austropotamobius torrentium*) a rak říční (*Astacus astacus*) Metodika mapování.

Fischer D., 2005. Zhodnocení vlivu predace norkem americkým (*Mustela vison*) na populace raka kamenáče (*Austropotamobius torrentium*); Vyhodnocení velikosti vybraných populací raka kamenáče; Vyhodnocení migračních schopností raka kamenáče. Zpráva pro Agenturu ochrany přírody a krajiny ČR. Nepublikováno.

Fischer D., Bádr V., Vlach P. & Fischerová J., 2004. Nové poznatky o rozšíření raka kamenáče v Čechách. *Živa LII (XC)*: 79 – 81.

Fischer D., Vlach P. & Svobodová J., 2020. Vliv rybářského hospodaření na populace raka kamenáče (*Austropotamobius torrentium*) na území CHKO Brdy. Nepublikováno. Depon. in Agentura ochrany přírody a krajiny ČR. 63 p.

Fischer D. & Fischerová J., 2002. Závěrečná zpráva o výskytu raka kamenáče (*Austropotamobius torrentium*) na části území okresů Příbram, Benešov a Plzeň – jih. – Ms., 11 s. [depon. in: AOPK ČR a archiv autorů].

Fischer D. & Fischerová J., 2003. Seznam zjištěných lokalit raka kamenáče (*Austropotamobius torrentium*) v povodí řek Úslavy, Úhlavy, Radbuzy a Berounky. – Ms., 15 s. [depon. in: AOPK ČR a archiv autorů].

Fischer D. & Fischerová J., 2009. Přehled známých údajů o výskytu raka kamenáče (popř. raka říčního) v EVL Zákolanský potok a zhodnocení aktuálního výskytu, početnosti a vitality místních populací raků. Zhodnocení možných vlivů záměru „Zahrady Pavlov“ na EVL Zákolanský potok a návrhy opatření k jejich minimalizaci. Zpráva pro QEQ Czech, s.r.o. Nepublikováno.

Fischer D., Fischerová J., Kozubíková E. & Svobodová J., 2010. Analýza negativních vlivů na původní druhy raků. Nepublikovaný materiál pro MŽP ČR. 38 p.

Fischer D., Pacovská M. & Vlach P., 2009a. Zhodnocení vlivu predace norkem americkým (*Mustela vison*) na populace raka kamenáče (*Austropotamobius torrentium*); Stanovení potravního spektra vydry říční a norka amerického na zkoumaných lokalitách v období od 23. 12. 2008 do 17. 11. 2009. Souhrnná zpráva pro Krajský úřad Plzeňského kraje. Nepublikováno.

Fischer D. & Pavlůvčík P., 2006. Vliv predace norkem americkým (*Mustela vison*) na vybrané populace raka kamenáče (*Austropotamobius torrentium*) ve středních a západních Čechách. In: Bryja J., Zukal J. Zoologické dny Brno 2006. Sborník abstraktů z konference 9. – 10. února 2006. Brno 2006, p 38 – 39.

Fischer D., Svobodová J. & Vlach P., 2015. Raci v Zákolanském potoce – minulost, současnost, budoucnost. – *Bohemia centralis*, 33: 319–331.

Fischer D., Vlach P., Svobodová J. & Kozubíková E., 2009b. Strategie ochrany autochtonních druhů raků v České republice (konceptní materiál pro činnosti v gesci MŽP). 59 p., Nepublikováno, depon in: MŽP, Praha.

Füreder L. & Machino Y., 1999. Past and present crayfish situations in Tyrol (Austria and Northern Italy). – *Freshwater Crayfish* 12: 751 – 764.

Füreder L., Gherardi F. & Souty-Grosset C., 2010. *Austropotamobius torrentium* (errata version published in 2017). The IUCN Red List of Threatened Species 2010.

Füreder L., Summerer M. & Brandstätter A., 2009. Phylogeny and species composition of five European species of Branchiobdella (Annelida: Clitellata: Branchiobdellida) reflect the biogeographic history of three endangered crayfish species. *Journal of Zoology* 279, 164 – 172.

Garvey J. E., Stein R. A. & Thomas H. M., 1994. Assessing how fish predation and interspecific prey competition influence a crayfish assemblage. *Ecology* 75(2): 532 – 547.

Gelder S. R., Parpet J. & Quaglio F. 2012. First report of two North American branchiobdellidans (Annelida: Clitellata) or crayfish worms on signal crayfish in Europe with a discussion of similar introductions into Japan. *Annales De Limnologie - International Journal of Limnology*, 48 (3), 315 – 322.

Gelwick F. P., 2000. Grazer identity changes the spatial distribution of cascading trophic effects in stream pools. *Oecologia* 125: 573 – 583.

Gherardi F., Barbaresi S. & Salvi G., 2000. Spatial and temporal patterns in the movement of *Procambarus clarkii*, an invasive crayfish. – *Aquatic Science* 62: 179 – 193.

Gherardi F., Tricarico E. & Ilhéu M., 2002. Movement patterns of an invasive crayfish, *Procambarus clarkii*, in temporary stream of southern Portugal. – *Ethology Ecology et Evolution* 14: 183 – 197.

Goddard J. S., 1988. Food and Feeding. – In: D. M. Holdich & R. S. Lowery (eds.). *Freshwater Crayfish: Biology, Management and Exploitation*. The University Press. 145 – 166. Cambridge.

Gottstein S., Hudina S., Lucić A., Maguire I., Ternjej I. & Žganec K., 2011. Crveni popis rakova (Crustacea) slatkih i bočatih voda Hrvatske, Zagreb: Državni zavod za zaštitu prirode, 51 p. (Red list of freshwater and brackish Crustacea in Croatia; in Croatian).

Govendich F. R., Bain B. A., Gelder S. R., Davies R. W. & Brinkhurst R. O., 2010. Annelida (Clitella): Oligochaeta, Branchiobdellida, Hirudinia and Acanthobdellida. *Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates*. 3rd edition, 385 – 436.

Grandjean F., 2012. Bilan génétique des populations d'écrevisses autochtones de Haute-Savoie [Genetic assessment of indigenous crayfish populations in Haute-Savoie]. – Report for Fédération de pêche de la Haute-Savoie.

Grandjean F., Romain D., Avila-Zarza C., Bramard M., Souty-Grosset C. & Mocquard J. P., 1997. Morphometry, Sexual Dimorphism and Size at Maturity of the White-Clawed Crayfish *Austropotamobius pallipes pallipes* (Lereboullet) from a Wild French Population at Deux-Sèvres (Decapoda, Astacidea). – *Crustaceana* 70: 31 – 44.

Grandjean F., Cornuault B., Archambault S., Bramard M. & Otrebsky G., 2000. Life history and population biology of the white-clawed crayfish, *Austropotamobius pallipes pallipes*, in a brook from the Poitou-Charentes region (France). *Bulletin Francais de la Peche et de la Pisciculture*, 55 – 70.

Guan R. & Wiles P. R., 1997. Ecological impact of introduced crayfish on benthic fishes in a British lowland river. *Conservation Biology* 11(3): 641 – 647.

Güner U. & Harlioğlu M. M., 2007. Status of Freshwater Crayfish Distribution in Thrace Region of Turkey. – *Reviews in Fisheries Science* 18: 1 – 6.

Haddaway N. R., Mortimer R. J. G., Christmas M., Grahame J. W. & Dunn A. M., 2012. Morphological diversity and phenotypic plasticity in the threatened British white-clawed crayfish (*Austropotamobius pallipes*). – *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.* 22: 220 – 231.

Hefti D. & Stucki P., 2006. Crayfish management for Swiss waters. *Bull. Fr. Peche Piscic.* (380 – 381): 937– 950.

Hill A. M. & Lodge D. M., 1994. Diel changes in resources demand: competition and predation in species replacement among crayfishes. *Ecological Society of America* 75(7): 2118 – 2126.

Hirsch P. E., Burkhardt-Holm P., Töpfer I. & Fischer P., 2016. Movement patterns and shelter choice of spiny-cheek crayfish, *Orconectes limosus*) in a large lake's littoral zone. – *Aquatic Invasions* 11: 55 – 65.

Hirsch P. E. & Fischer P., 2008. Interactions between native juvenile burbot (*Lota lota*) and the invasive spinycheek crayfish (*Orconectes limosus*) in a large European lake. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 65(12): 2636 – 2643.

Hogger J., 1988. Ecology, population biology and behaviour. – *Freshwater crayfish: biology, management and exploitation*: 114 – 144.

Holdich D. M., 2002. Distribution of crayfish in Europe and some adjoining countries. – *Bull. Fr. Peche Piscic.* 367: 611 – 650.

Hubenova T., Vasileva P. & Zaikov A., 2010. Fecundity of stone crayfish *Austropotamobius torrentium* from two different populations in Bulgaria. *Bulg. J. Agric. Sci* 16, 387 – 393.

Huber M. G. J. & Schubart C. D., 2005. Distribution and reproductive biology of *Austropotamobius torrentium* in Bavaria and documentation of contact zone with the alien crayfish *Pacifastacus leniusculus*. *Bulletin Francais de la Peche et de la Pisciculture* 376 – 377.

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* 403: 07.

Hulec L., 2016. Funkční morfologie raka kamenáče. Master Thesis, ZČU Plzeň.

Chobot K., 2006. Mapování raků v AOPK ČR. [Crayfish Mapping Project, preliminary results]. *Ochrana přírody. Ochrana přírody*. 269 p.

Jelić M., Klobučar G. I. V., Grandjean F., Puillandre N., Franjević D., Futo M., Amouret J. & Maguire I., 2016. Insights into the molecular phylogeny and historical biogeography of the white-clawed crayfish (Decapoda, Astacidae). *Molecular Phylogenetics and Evolution* 103: 26 – 40.

Kadlecová K., Bílý M. & Maciak M., 2012. Movement patterns of the co-occurring species *Astacus astacus*, noble crayfish) and *Austropotamobius torrentium*, stone crayfish). – *Fundamental and Applied Limnology*: 351 – 360.

Kappus B., Peissner T. & Raver-Jost C., 1999. Distribution and habitat conditions of crayfish populations in the urban freshwater systems of Stuttgart (Baden-Württemberg, Germany). – *Freshwater Crayfish* 12: 778 – 785.

Karaman M. S., 1962. Ein Beitrag zur Systematik der Astacidae (Decapoda). – *Crustaceana* 3: 173 – 191.

Kerby J. L., Riley S. P. D., Kats L. B. & Wilson P., 2005. Barriers and flow as limiting factors in the spread of an invasive crayfish, *Procambarus clarkii* in southern California streams. – *Biological Conservation* 126: 402 – 409.

Klobučar G. I. V., Podnar M., Jelic M., Franjević D., Faller M., Štambuk A., Gottstein S., Simić V. A. & Maguire I., 2013. Role of Dinaric Karst (western Balkans) in shaping the phylogeographic structure of the threatened crayfish *Austropotamobius torrentium*. – *Freshw. Biol.* 58: 1089 – 1105.

Klobučar G. I. V., Maguire I., Gottstein S. & Gelder S. R., 2006. Occurrence of Branchiobdellida (Annelida: Clitellata) on freshwater crayfish in Croatia. *Ann. Limnol. - Int. J. Limnol.*, 42, 251 – 260.

Kouba A., Petrusek A. & Kozák P., 2014. Continental-wide distribution of crayfish species in Europe: update and maps. *Knowl. Manage. Aquat. Ecosyst.* 413, 5.

Kovács, T. & JUHÁSZ, P. (2007). Data to the distribution of crayfish worms (Branchiobdellidae) in Hungary. *FOLIA HISTORICO NATURALIA MUSEI MATRAENSIS*, 31: 77 – 79.

Kozák P., Ďuriš Z. & Policar T., 2002. The stone crayfish *Austropotamobius torrentium* (Schrank) in the Czech Republic. *Bull. Fr. Pêche Piscic.* 367, 707 – 713.

Kozák P., Policar T. & Ďuriš Z., 2004. Migratory ability of *Orconectes limosus* through a fishpass and notes on its occurrence in the Czech Republic. – *Bulletin Francais de la Pêche et de la Pisciculture* 372 – 373: 367 – 373.

Kozák P., Petrusek A., Buřič M., Horká I., Kouba A., Kozubíková E. & Policar T., 2014. Biologie a chov raků. Jihočeská Univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod, České Budějovice. 418 p.

Kozubíková E. & Petrusek A., 2009. Račí mor – přehled dosavadních poznatků o závažném onemocnění raků a zhodnocení situace v České republice. – *Bulletin VÚRH Vodňany* 45: 34 – 57.

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. – Evolution* 26: 299 – 319.

Krupauer V., 1982. Raci. – Český rybářský svaz, 69 p. Pardubice.

Lee J. H., Kim T. W. & Choe J. C., 2009. Commensalism or mutualism: conditional outcomes in a branchiobdellid-crayfish symbiosis. *Oecologia* 159: 217 – 224.

Lenský V., 1982. Rak kamenáč/ Stone crayfish. Naší přírodou, 2 (11), 6 – 7, in Czech only

Lohniský K., 1984. Poznámky k současnému výskytu raka kamenáče *Austropotamobius torrentium* (Schrank, 1803) v Čechách. – *Časopis Národního muzea, řada přírodopisná* 153: 195 – 200.

Lom J., Nilsen F. & Dyková I., 2001. *Thelohania contejeani* Henneguy, 1982: dimorphic life cycle and taxonomic affinities, as indicated by ultrastructural and molecular study. *Parasitological Research* 87: 860 – 872.

Machino Y. & Đuriš Z., 2004. New data and verification on the geographical distribution of the crayfish genus *Austropotamobius* from Bosna–i–Hercegovina, Montenegro and Bulgaria. – *Crayfish News–IAA Newsletter*, February 2004, 26 (1): 8 – 10.

Machino Y. & Füreder L., 2005. How to find a stone crayfish *Austropotamobius torrentium* (Schränk, 1803): a biogeographic study in Europe. *Bull. Fr. Pêche.Piscic.* 376 – 377, 507 – 517.

Machino Y. & Holdich D. M., 2006. Distribution of Crayfish in Europe and Adjacent Countries: Updates and Comments. – *Freshwater Crayfish* 15: 292 – 323.

Machino Y., 1997. Crayfish of the upper Soca and upper Sava rivers, Slovenia. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, (347), 721 – 729.

Maguire I. (leader), 2017. Climate change and invasive species – assessing effects onto biodiversity of native freshwater crayfish and salmonids and their conservation. Project Nr. IP-06-2016, Croatian Science Foundation.

Maguire I., Jelić M. & Klobučar G., 2011. Update on the distribution of freshwater crayfish in Croatia. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* (401): 31.

Maguire I., Klobučar G., Žganec K., Jelić M., Lucić A. & Hudina S., 2018. Recent changes in distribution pattern of freshwater crayfish in Croatia– threats and perspectives. – *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems*, (419), 2.

Maguire I., Klobučar G. I. V. & Erben R., 2005. The relationship between female size and egg size in the freshwater crayfish *Austropotamobius torrentium*. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* 376 – 377, 777 – 785.

Martin P., Pfeifer M. & Füllner G., 2008. First record of the stone crayfish *Austropotamobius torrentium* (Schränk, 1803) (Crustacea: Decapoda: Astacidae) from Saxony (Germany). – *Faunistische Abhandlungen* 26: 103 – 108.

Martín-Torrijos L., Gelder S. R. & Diéguez-Urbeondo J., 2018. A new kid in town: First case of an alien worm, *Xironogiton victoriensis* (Annelida: Clitellata) on a native European freshwater crayfish. *Aquaculture* 496: 39 – 42.

Martín-Torrijos L., Llach M. C., Pou-Rovira Q. & Diéguez-Urbeondo J., 2017. Resistance to the crayfish plague, *Aphanomyces astaci* (Oomycota) in the endangered freshwater crayfish species, *Austropotamobius pallipes*. – *PloS One* 12(7): e0181226.

Matis D., 1971. Správa o náleze raka *Austropotamobius torrentium* (Schränk, 1803) na Slovensku. – *Zborník Slovenského Národného Múzea, Prírodné Vedy* 17 (2), 135 – 136.

Miller J. E., Savino J. F., Neely R. K., 1992. Competition for food between crayfish (*Orconectes virilis*) and the slimy sculpin (*Cottus cognatus*). *Journal of Freshwater Ecology* 7(2): 127 – 136.

Mojžišová M., Murgała A., Kozubíková-Balcarová E., Vlach P., Svobodová J., Kouba A. & Petrusek A., 2020. Crayfish plague in Czechia: Outbreaks from novel sources and testing for chronic infections. – *Journal of Invertebrate Pathology*, in press.

Moorhouse T. P. & MacDonald D. W., 2011. Immigration rates of signal crayfish, *Pacifastacus leniusculus*) in response to manual control measures. – *Freshwater Biology* 56: 993 – 1001.

Moucha P., 1981. Rak kamenáčv CHKO Křivoklátsko / Stone Crayfish in Krivoklat Protected Area. Naší přírodou, 1 (1), 13, in Czech only

Myslíková T., 2016. Migrační schopnosti raka kamenáče. Magisterská práce, CBG PF ZČU v Plzni, 54 p.

Nesemann H. & Hutter G., 2002. Krebsigel (Branchiobdellidae: Branchiobdella Odier, 1823) in Vorarlberg (Österreich) mit einer Neubeschreibung von Branchiobdella papillosa n. sp. Forschen und Entdecken Vorarlberger Naturschau 11, 203 – 214.

Nyström, P. 2002. Ecology. In: Holdich, D. M. eds. Biology of freshwater crayfish. MPG Books Ltd, Bodmin, Cornwall, Great Britain, 192 – 235.

Oidtmann B., 2000. Diseases in freshwater crayfish, pp. 9-18. In: Rogers D., Brickland J. (editors): Crayfish conference Leeds.

Oidtmann B., Heitz E., Rogers D. & Hoffmann R. W., 2002. Transmission of crayfish plague. Diseases of Aquatic Organisms 52: 159 – 167.

Pârvulescu L., 2010. Comparative biometric study of crayfish populations in the Anina Mountains (SW Romania) hydrographic basins. – *Studia Universitatis Babeş - Bolyai, Biologia* 1: 3 – 15.

Pârvulescu L., Petrescu A. & Petrescu I., 2009. Abnormal colors and shapes of the body and the appendages of *Austropotamobius torrentium* (Schränk, 1803) in Romania. – *Crayfish News* 31: 6 – 8.

Pârvulescu L., Zaharia C., Satmari A. & Drăgut L., 2013. Is the distribution pattern of the stone crayfish in the Carpathians related to karstic refugia from Pleistocene glaciations? *Freshw. Sci.*, 32: 1410 – 1419.

Patoka J., Buřič, M., Kolář, V., Bláha, M., Petrtyl, M., Franta, P., Tropek, R., Kalous, L., Petrusek, A. & Kouba, A. (2016): Predictions of marbled crayfish establishment in conurbations fulfilled: evidences from the Czech Republic. *Biologia*, 71:1380 – 1385.

Patoka J., Kalous L., & Kopecký O., 2014. Risk assessment of the crayfish pet trade based on data from the Czech Republic. *Biological Invasions*, 16, 2489-2494.

Patoka J., Kadlecová K., Bílý M. & Kóščo J., 2013. Frequency of new marble-colored morph in wild population of *Austropotamobius torrentium* (Decapoda: Astacidae). *Section zoology*, 68, 707–711.

Pecina P., 1979. Rak kamenáč/ Stone crayfish. In: Pecina P. & Čepická A. (red). Kapesní atlas chráněných a ohrožených živočichů, 1st part, Prag, SPN, 219 p., in Czech only.

Perdikaris C., Konstantinidis E., Georgiadis C., & Kouba A., 2017. Freshwater crayfish distribution update and maps for Greece: combining literature and citizen-science data. *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems*, (418), 51.

Pergl J., Dušek J., Hošek M., Knapp M., Simon O., Berchová K., Bogdan V., Černá M., Poláková S., Musil J., Sádlo J., Svobodová J., 2016. Metodiky mapování a monitoringu invazních (vybraných nepůvodních) druhů, 119 p.

Petrusek A., Pešek P., Leština D., Martin P., Fischer D., Kozák P. & Vlach P., 2017. Mitochondrial DNA provides evidence of a double origin for the stone crayfish *Austropotamobius torrentium* in the Elbe basin. – *Limnologica-Ecology and Management of Inland Waters* 62: 77 – 83.

Pitter P., 1999. *Hydrochemie*. – Vydavatelství VŠCHT, Praha, 568 p.

Pöckl M. & Streissl F., 2005. *Austropotamobius torrentium* as an indicator for habitat quality in running waters? – *Bulletin Francais de la Peche & de la Pisciculture* 376-377: 743 – 758.

Pöckl M., 1999. The distribution of native and introduced species of crayfish in Austria. – *Freshwater Forum* 12: 14 – 17.

Prchalová M., 2019. Ichtyocenózy vybraných toků s rakem kamenáčem: ryby jako kompetitor a predátor. – Diplomová práce. ČZU v Praze, 87 pp. (nepubl.).

Prenda J., Rossomanno S. & Armitage P. D., 2000. Changes in depth distribution and activity in small benthic riverine fishes under gradually changing light intensities. *Limnetica* 18: 75 – 80.

Rahel F. J. & Stein R. A., 1988. Complex predator-prey interactions and predator intimidation among crayfish, piscivorous fish, and small benthic fish. *Oecologia* 75(1): 94 – 98.

Renz M. & Breithaupt T., 2000. Habitat use of the crayfish *Austropotamobius torrentium* in small brooks and in Lake Constance, Southern Germany. – *Bull. Fr. Peche Piscic.* 356: 139 – 154.

Reynolds J. D., 2011. A review of ecological interactions between crayfish and fish, indigenous and introduced. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 401(10).

Rimcheska B., Georgieva G., Slaveska-Stamenkovic V., Smijkov S., Uzunov Y. & Mitic-Kopanja D. 2014. New data about occurrence of epibiotic Branchiobdellid (Annelida: Branchiobdellea) species on the stone crayfish *Austropotamobius torrentium* (Schrank, 1803) in the Republic of Macedonia. *Acta Zool Bulg* 66: 261 – 263.

Římalová K. & Bílý M., 2013. The movement patterns of *Austropotamobius torrentium* and *Astacus astacus*: Is a stony step a barrier? – *Freshwater Crayfish* 19: 69 – 75.

Robinson C. A., Thom T. J. & Lucas M. C., 2000. Ranging behaviour of a large freshwater invertebrate, the white-clawed crayfish *Austropotamobius pallipes*. – *Freshwater Biology* 43: 509 – 521.

Rosewarne P., Mortimer, R. & Dunn A., 2012. Branchiobdellidan infestation on endangered white-clawed crayfish (*Austropotamobius pallipes*) in the UK. *Parasitology* 139, 774 – 780.

Rubolini D., Galeotti P., Pupin F., Sacchi R., Nardi P. A. & Fasola M., 2007. Repeated matings and sperm depletion in the freshwater crayfish *Austropotamobius italicus*. *Freshwater Biology* 52, 1898 – 1906.

Rukke N. A., 2002. Effects of low calcium concentrations on two common freshwater crustaceans. *Gammarus lacustris* and *Astacus astacus*. – *Functional Ecology* 16: 357 – 366.

Rusch J., Mojžišová M., Strand D., Svobodová J., Vrålstad T., & Petrusek A., 2020. Simultaneous detection of native and invasive crayfish and *Aphanomyces astaci* from environmental DNA samples in a wide range of habitats in Central Europe.

Scalici M., Macale D. & Gibertini G., 2010. Allometry in the ontogenesis of *Austropotamobius pallipes* species complex (Decapoda: Astacidae): The use of geometric morphometrics. – Ital. J. Zool. 77: 296 –302.

Schrimpf A., Schmidt T. & Schulz R., 2014. Invasive Chinese mitten crab (*Eriocheir sinensis*) transmits crayfish plague pathogen (*Aphanomyces astaci*). – Aquatic Invasions 9: 203 – 209.

Schubart C. D. & Huber M. G. J., 2006. Genetic comparisons of German populations of the stone crayfish, *Austropotamobius torrentium* (Crustacea: Astacidae). Bulletin Francais de la Peche et de la Pisciculture 380 – 381, 1019 – 1028.

Schütze S., Stein H. & Born O. 1999. Radio telemetry observations on migration and activity patterns of restocked noble crayfish *Astacus astacus* (L.) in the small River Sempt, north-east of Munich, Germany. – Freshwater Crayfish 12: 688 – 695.

Sidorovich V. E., Solovej I. A., Sidorovich A. A. & Dyman A. A. 2008. Seasonal and annual variation in the diet of the raccoon dog *Nyctereutes procyonoides* in northern Belarus: the role of habitat type and family group. *Acta Theriologica*, 53, 27-38.

Simić V., Petrović A., Rajković M. & Paunović, M., 2008. Crayfish of Serbia and Montenegro–The population status and the level of endangerment. – Crustaceana: 1153 – 1176.

Sint D. & Füreder L., 2004. Reintroduction of *Astacus astacus* L. in East Tyrol, Austria. – Bulletin Francais de la Peche et de la Pisciculture 372 – 373: 301 – 314.

Skalici M., Giulio A. & Libertini G., 2010. Biological and morphological aspects of *Branchiobdella italica* (Annelida: Clitellata) in a native crayfish population of central Italy. Ital. J. Zool. 77, 410 – 418.

Skelton J., Doak S., Leonard M., Creed R. P. & Brown B. L., 2016. The rules for symbiont community assembly change along a mutualism – parasitism continuum. *Journal of Animal Ecology*, 85(3), 843 – 853.

Skelton J., Farrell K. J., Creed R. P., Williams B. W., Ames C., Helms B. S., Stoekel J. & Brown B. L., 2013. Servants, scoundrels, and hitchhikers: current understanding of the complex interactions between crayfish and their ectosymbiotic worms (Branchiobdellida). *Freshwater Science* 32, 1345 – 1357.

Skurdal J., Qvenild T., Taugbøl T. & Fjeld E., 1990. A 6-year study of *Thelohania contejeani* parasitism of the noble crayfish, *Astacus astacus* L., in Lake Steinsfjorden, S. E. Norway. *Journal of Fish Diseases* 13(5): 411 – 415.

Slavevska-Stamenković V., Rimčeska B., Stojkoska E., Stefanovska N., Hinić J. & Kostov V., 2017. The catalogue of freshwater Decapoda (Decapoda: Potamonidae, Astacidae, Atyidae) from the Republic of Macedonia in the collection of Macedonian Museum of Natural History. – Contributions, Section of Natural, Mathematical and Biotechnical Sciences, 37(2).

Söderhäll K. & Cerenius L., 1999. The crayfish plague fungus: History and recent advances. *Freshwater Crayfish* 12: 11 – 35.

Souty-Grosset C., Holdich D. M., Noël P. Y., Reynolds J. D. & Haffner P. eds., 2006. Atlas of Crayfish in Europe. – Patrimoines Naturels 64. Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris, 187 p.

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

Starobogatov Y. I., 1995. Taxonomy and geographical distribution of crayfishes of Asia and East Europe (Crustacea: Decapoda: Astacidae). – Arthropoda Selecta 4: 3–25.

Stein R. A., 1976. Sexual dimorphism in crayfish chelae, functional significance linked to reproductive activities. – Can. J. Zoolog. 54: 220 – 227.

Stein R. A., 1977. Selective Predation, Optimal Foraging, and the Predator-Prey Interaction Between Fish and Crayfish. Ecology 58: 1237 – 1253.

Štěpán V. J., 1932. Soudobý stav rakařství v Čechách. – Československý rybář, 12: 102-104, 114–117, 127 – 130. Vodňany.

Stloukal E. & Havráneková M., 2005. Distribution of *Austropotamobius torrentium* (Decapoda: Astacidae) in Slovakia. – Bull. Fr. Peche Piscic. 376 – 377: 547 – 552.

Streissl F. & Hödl W., 2002. Growth, morphometrics, size at maturity, sexual dimorphism and condition index of *Austropotamobius torrentium* Schr. – Hydrobiologia 477: 201 – 208.

Stucki T. P. & Staub E., 1999. Distribution of crayfish species and legislation concerning crayfish in Switzerland. – Crustacean Issues, 11: 141 – 148.

Subchev M., 2014. The genus *Branchiobdella* Odier, 1823 (Annelida, Clitellata, Branchiobdellida): a review of its European species. Acta Zool. Bulg. 66, 5 – 20.

Subchev M. A., 2011. First record of *Branchiobdella* Odier, 1823 (Annelida: Clitellata) in Albania and Overview of the Geographic Distribution of *Branchiobdella hexodonta* Gruber, 1882 in Europe. Acta zool. bulg. 63, 109 – 112.

Subchev M. A., 2012. *Branchiobdella* (Annelida: Clitellata) Species Found in Crayfish Collection of London Natural History Museum. Acta Zool. Bulg. 64, 319 – 323.

Subchev M. A., Koutrakis E. & Perdikaris C., 2007. Crayfish epibionts *Branchiobdella* sp. and *Hystricosoma chappuisi* (Annelida: Clitellata) in Greece. Bull. fr. Pêche Piscic. 387, 59 – 66.

Svensson M. & Gydemo R., 1996. Mating capacity in male noble crayfish, *Astacus astacus*, under laboratory conditions. – Freshwater crayfish 9: 311 – 318.

Svoboda J., Kozubíková E., Kozák P., Kouba A., Bahadır K. S., Diler Ö., Diler I., Policar T. & Petrusek A., 2012. PCR detection of the crayfish plague pathogen in narrow-clawed crayfish inhabiting Lake Egirdir Turkey. – Diseases of aquatic organisms 98: 255 – 259.

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(5), 918-929.

Svobodová J. 2011: Faktory ovlivňující populaci raka kamenáče v Zákolanském potoce. Vodohospodářské technicko – ekonomické informace. Ročník 53 (4/2011): 4 – 8

Svobodová J., Douda K., Fischer D., Lapšanská N. & Vlach P., 2017. Toxic and heavy metals as a cause of crayfish mass mortality from acidified headwater streams – Ecotoxicology 26(2): 261 – 270.

Svobodová J., Douda K., Štambergová M., Pícek J., Vlach P. & Fischer D., 2012. The relationship between water quality and indigenous and alien crayfish distribution in the Czech Republic: patterns and conservation implications. – Aquatic Conservation Marine And Freshwater Ecosystems 22: 776 – 786.

Svobodová J., Douda K. & Vlach P., 2009. Souvislost mezi výskytem raků a jakosti vody v České republice. – Bulletin VÚRH Vodňany, 45, 2 – 3: 100 – 109.

Svobodová J., Fischer D., Svobodová E. & Vlach P., 2016. Periodické vysychání toků: další faktor negativně ovlivňující populace našich raků. – Vodohospodářské technicko-ekonomické informace 58(3): 34 – 38.

Svobodová J., Štambergová M., Vlach P., Pícek J., Douda K. & Beránková M., 2008. Vliv jakosti vody na populace raků v České republice – porovnání s legislativou ČR. – Vodní hospodářství, 12, příloha VTEI, 50, 6: 1 – 5.

Svobodová J., Vlach P. & Fischer D., 2010. Legislativní ochrana raků v České republice a ostatních státech Evropy. – Vodohospodářské technicko-ekonomické informace 52: 1 – 4.

Svobodová Z., Gelnarová J., Justýn J., Krupauer V., Simanov L., Valentová V., Vykusová B. & Wohlgemuth E., 1987. Toxikologie vodních živočichů. SZN Praha.

Svobodová J., Kozubíková Balcarová E., Fischer D., Vlach P., Štambergová M., Pícek J., Semerádová S., Štruncová E. & Beránková T., 2020. Metodika regulace a eradikace invazních druhů raků: výběr vhodných metod v závislosti na charakteru vodního útvaru. Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v. v. i., 117p.

Todorov M., Antonova V., Hubenov Z., Ihtimanska M., Kenderov L., Trichkova T., Varadinova E. & Deltchev C., 2014. Distribution and actual status of stone crayfish populations *Austropotamobius torrentium* (Decapoda: Astacidae) in Natura 2000 protected areas in Bulgaria. – Acta Zool. Bulg., 66 (2). 181 – 202.

Trontelj P., Machino Y. & Sket B., 2005. Phylogenetic and phylogeographic relationships in the crayfish genus *Austropotamobius* inferred from mitochondrial COI gene sequences. Mol. Phylogenet. Evol. 34, 212 – 226.

Trožić – Borovac S., 2011. Freshwater crayfish in Bosnia and Herzegovina: the first report on their distribution. – Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems, 401: 26.

Vedia I., Miranda R., Oscoz J. & Martín E. B. 2016. Invading the invaders: Relationships of an exotic branchiobdellidan with its exotic host and environmental conditions. Inland Waters 6 (1): 54 – 64.

Velema, G. J., Rosenfeld, J. S., & Taylor, E. B. (2012). Effects of invasive American signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) on the reproductive behaviour of threespine stickleback (*Gasterosteus aculeatus*) sympatric species pairs. Canadian journal of zoology, 90(11), 1328 – 1338.

Veselovský M. & Brichcín J. 2017. Fekundita raka kamenáče (*Austropotamobius torrentium*) v České republice, Gymnázium Blovice (SOČ), nepublikováno, 27 p.

Vilanelli F. & Gherardi F., 1998. Breeding in the crayfish, *Austropotamobius pallipes*: mating patterns, mate choice and intermale competition. – Freshw. Biol. 40: 305 – 315.

Vlach P., 2017. Závěrečná zpráva, rak kamenáč, monitoring. – nepublikovaná zpráva, depon. in AOPK ČR.

Vlach P., 2018. Závěrečná zpráva, rak kamenáč, monitoring. – nepublikovaná zpráva, depon. in AOPK ČR.

Vlach P., 2019. Závěrečná zpráva, rak kamenáč, monitoring. – nepublikovaná zpráva, depon. in AOPK ČR.

Vlach P. & Fischer D., 2015. Nové poznatky o rozšíření raků v CHKO Brdy. – Bohemia centralis, 34: 219 –229.

Vlach P. & Fischer D., 2017b. Decapoda, pp. 98–102. In: Hejda R., Farkač J., Chobot K. [eds]: Červený seznam ohrožených druhů České republiky, Bezobratlí. Příroda, Praha, 36 [2017], 610 p.

Vlach P. & Fischer D., 2017a. Závěrečná zpráva, rak kamenáč, rok 2017. – nepublikovaná zpráva, depon. in AOPK ČR.

Vlach P., Hulec L. & Fischer D., 2009. Recent distribution, population densities and ecological requirements of the stone crayfish (*Austropotamobius torrentium*) in the Czech Republic. – Knowl. Managt. Aquatic Ecosyst. 384 – 395: 13.

Vlach P., Svobodová J. & Fischer D. (2013): Stone crayfish in the Czech Republic: how does its population density depend on basic chemical and physical properties of water? – Knowledge And Management Of Aquatic Ecosystems 407: 1 – 13.

Vlach P. & Valdmanová L., 2015. Morphometry of the stone crayfish (*Austropotamobius torrentium*) in the Czech Republic: allometry and sexual dimorphism. – Knowl. Managt. Aquatic Ecosyst. 416: 16.

Vlach, P. 2005. Vliv ekologických faktorů na strukturu ichtyocenóz a distribuci, migraci a růst ryb v malých vodních tocích v CHKO Křivoklátsko. Disertační práce, PŘF UK Praha, 160 p (nepubl.).

Vlach P., Petrusek A. & Fischer D., 2020. Testování přítomnosti patogenu račího moru *Aphanomyces astaci* v EVL Stroupínský potok jako podklad pro plánovanou repatriaci místní populace raka kamenáče – etapa II. (závěrečná zpráva). AOPK ČR, nepublikováno, 6 p.

Vlach P. & Vaňková M., 2021. Fekundita raka kamenáče (*Austropotamobius torrentium*). AOPK ČR, nepublikováno, 12 p.

Vogt G., Brandis D., Krüger C. & Breker K., 1999. Crayfish populations in the vicinity of Heidelberg (Germany, Baden-Württemberg). Freshwater Crayfish, 12, 948 – 949.

von Paula Schrank F (1803). Fauna Boica. Durchgedachte Geschichte der in Baiern einheimischen und zahmen Thiere 3 (1). Landshut, Phillip Krühl.

Webb M. & Richardson A., 2004. A radio telemetry study of movement in the giant Tasmanian freshwater crayfish, *Astacopsis gouldi*. – Freshwater Crayfish 14: 197 – 204.

Woodlock B., Reynolds J. D., 1988. Laboratory breeding studies of freshwater crayfish, *Austropotamobius pallipes* (Lereboullet). – Freshw. Biol. 19: 71 – 78.

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

Právní zdroje

Biological Diversity Act, Promulgated, State Gazette No. 77/2002 (in Bulgaria).

Decree of President of Republic DPR 357/1997 - implementation 92/43/EHS (in Italy).

Federal Act on the Protection of Waters Nr. 814.20/1991 (in Switzerland).

Nařízení vlády č. 71/2003 Sb., o stanovení povrchových vod vhodných pro život a reprodukci původních druhů ryb a dalších vodních živočichů a o zjišťování a hodnocení stavu jakosti těchto vod.

Nařízení vlády č. 79/2007 Sb. Nařízení vlády o podmínkách provádění agroenvironmentálních opatření.

Nařízení vlády č. 132/2005 Sb. Nařízení vlády, kterým se stanoví národní seznam evropsky významných lokalit.

Nařízení vlády č. 401/2015 Sb., o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech.

ORDONANȚĂ DE URGENȚĂ nr. 57/2007 privind regimul ariilor naturale protejate, conservarea habitatelor naturale, a florei și faunei sălbatice (in Romania).

Pravilnik o proglašavanju divljih svojti zaštićenim i strogo zaštićenim NN 144/13 (in Croatia).

Prováděcí nařízení Komise (EU) 2021/795 ze dne 17. května 2021, kterým se v souladu s nařízením Evropského parlamentu a Rady (ES) č. 1107/2009 o uvádění přípravků na ochranu rostlin na trh odnímá schválení účinné látky alfa-cypermethrin a mění prováděcí nařízení Komise (EU) č. 540/2011.

Prováděcí nařízení Komise (EU) 2020/1511 ze dne 16. října 2020, kterým se mění prováděcí nařízení (EU) č. 540/2011, pokud jde o prodloužení doby platnosti schválení účinných látek amidosulfuron, bifenox, chlortoluron, klofentezin, klomazon, cypermethrin, daminozid, deltamethrin, dikamba, difenokonazol, diflufenikan, fenoxaprop-P, fenpropidin, fludioxonil, flufenacet, fosthiazát, indoxakarb, lenacil, MCPA, MCPB, nikosulfuron, parafinové oleje, pikloram, prosulfokarb, síra, triflusulfuron a tritosulfuron.

Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2013/39/EU ze dne 12. srpna 2013, kterou se mění směrnice 2000/60/ES a 2008/105/ES, pokud jde o prioritní látky v oblasti vodní politiky Text s významem pro EHP.

Směrnice Rady 92/43/EHS ze dne 21. května 1992 o ochraně přírodních stanovišť, volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin.

Směrnice 2000/60/ES Evropského parlamentu a Rady ze dne 23. října 2000, kterou se stanoví rámec pro činnost Evropského společenství v oblasti vodní politiky. Official Journal of the European Communities L 327: 1–73.

The Law on Fisheries and Aquaculture (State Gazette No 41/2001 (in Bulgaria).

Vyhláška č. 395/1992 Sb. Vyhláška ministerstva životního prostředí České republiky, kterou se provádějí některá ustanovení zákona České národní rady č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny.

Zakon o zaštiti prirode NN 80/13 (in Croatia).

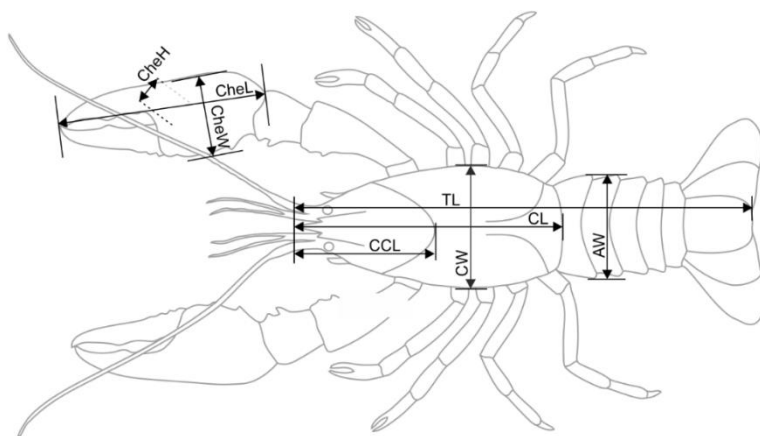
Zákon č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny.

6 PŘÍLOHY

Příloha 1 - Morfologie

Vzhled, zbarvení a stavba těla

Samice dorůstají obvykle pouze do 9 cm. Dospělí samci mohou dosáhnout hmotnosti až 55 g při celkové délce těla 10–12 cm. Rak kamenáč je považován za nejmenší a nejpomaleji rostoucí evropský druh raka (Kozák et al., 2014). Z hodnocení morfometrie raků v České republice vyplynulo, že velikost samců se zde pohybuje mezi 32,4 – 103,6 mm (průměr 71,2 mm), zatímco velikost samic jen mezi 30 až 94,8 mm (průměr 64,8 mm) (Vlach & Valdmanová 2015).



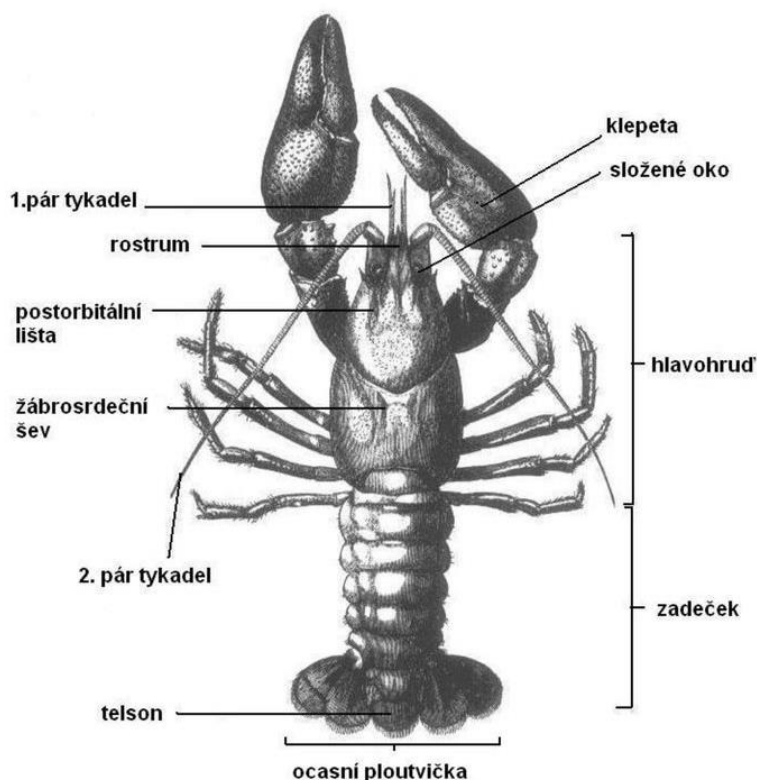
Obr. 7: Schéma těla raka kamenáče s vyznačením morfometricky významných rozměrů údajů. TL: délka těla, CL: délka karapaxu, CCL: délka hlavové části karapaxu, CW: šířka karapaxu, AW: šířka zadečku, CheL: délka klepet, CheW: šířka klepet, CheH: výška klepet (podle Vlach & Valdmanová 2015).

Zbarvení raka kamenáče je poměrně variabilní. Svrchní strana těla je vybarvena v různých odstínech hnědé, olivově zelené, šedozelené a béžové barvy, spodní strana těla bývá obvykle světlejší (Kozák et al., 2014). V některých případech se objevuje i mramorované zbarvení těla (Patoka et al., 2013).

Hlavová část hlavohruď nese dva páry tykadel (antenuły, antény), jeden pár kusadel (mandibuly) a dva páry čelistí (maxily). Na hrudní části hlavohruď je osm párů přívěšků, první tři páry jsou krátké příústní nožky (maxilopody), sloužící k manipulaci s potravou, dále 5 párů pereopodů. První pár pereopodů neboli chelipedy je zakončen mohutnými klepety, 2. a 3. pár nese drobná klepítka, 4. a 5. pár je zakončen drápkem (daktyl), 2. – 5. pár slouží jako kráčivé končetiny. Klepeta jsou robustní a oproti tělu velká, u samic jsou menší. Povrch klepet je drsný a stejného zbarvení jako tělo. Spodní strana klepet je zbarvena světle, nejčastěji béžově, s odstíny oranžové či růžové barvy, kloub klepet je světle červený (Štambergová et al., 2009, Kozák et al., 2014). Zadečkové články nesou dvouvětévné pleopody, 1. a 2. pár je u samců zesílen a přizpůsoben ke kopulaci (gonopody). Poslední článek (telson) je plochý a bez končetin, vyúsťuje v něm řitní otvor. Po jeho stranách jsou dva páry plochých uropodů. Uropody s telsonem tvoří vějířovitou ploutvičku, která rakovi umožňuje plavat rychle vzad, hlavně při úniku (Štambergová et al., 2009, Kozák et al., 2014).

Povrch karapaxu je většinou hladký, bez velkých trnů nebo hrbolků, občas může být zrnitý. Výrazným určovacím znakem raka kamenáče je přítomnost pouze jediného páru postorbitálních lišt na hlavohrudním štítu. Vlastní postorbitální lišty jsou poměrně nízké a směrem dozadu se postupně vytrácejí. V porovnání s rakem říčním je rostrum raka kamenáče kratší a jeho báze širší (Štambergová et al., 2009). Podélný kýl rostra není výrazný nebo může chybět a podélné strany rostra jsou hladké. Ventrální okraj antenální šupiny má pilovitý charakter (Štambergová et al., 2009), avšak u některých jedinců může mít i hladký vzhled (Kozák et al., 2014).

Obr. 8: Hlavní části těla raka na příkladu raka bahenního (orig. I. Horká in Kozák et al., 2013)



Sexuální dimorfismus

Jak už bylo uvedeno, samci jsou významně větší než samice. To souvisí s chováním raků – během reprodukční sezóny mezi sebou samci bojují a větší samci jsou reprodukčně úspěšnější. Existuje tedy selekční tlak na větší velikost zvyšující úspěch v soubojích (Woodlock & Reynolds 1988, Svensson & Gydemo 1996).

Šířka karapaxu se mezi oběma pohlavími neliší. Samičky však mají delší hlavovou část karapaxu a širší zadeček než samci, což souvisí s přechováváním vajíček a jejich ochranou (Maguire et al., 2011). Rozměry klepet bývají často považovány za jeden z nejdůležitějších rysů sexuálního dimorfismu u raků (Streissl & Hödl 2002, Štambergová et al., 2009, Scalici et al., 2010). Samci mají relativně delší klepeta než samičky a samičky mají relativně širší klepeta než samci (vzhledem k jejich délce). Mnoho prací popisuje klepeta samců i jako relativně širší (Grandjean et al., 1997, Pârvulescu et al., 2009, Pârvulescu 2010), Vlach & Valdmanová (2015) ale zjistili opak; domnívají se, že pocit širších klepet vzešel především z obecně větších klepet samců. Selekční tlak na větší klepeta samců vychází ze stejných principů jako obecně větší velikost samců.

6.1.1.1 Růst

Řada morfometrických znaků neroste proporcionálně vzhledem k ostatním (tj. izometricky), ale neproportionálně; rychleji než ostatní (pozitivní alometrie) nebo naopak pomaleji (negativní alometrie). Byl zjištěn rychlejší růst zadní části karapaxu u samců i samic. To způsobuje, že větší jedinci mají relativně delší i širší karapax než menší jedinci. Hlavová část se v průběhu růstu u obou pohlaví naopak zmenšuje (Vlach & Valdmanová 2015). Změny ve velikosti karapaxu lze snadno vysvětlit v souvislosti se změnou eto-ekologie juvenilů a dospělců; mladí jedinci se musí udržet často v prudkém proudu nebo hledat úkryt mezi šterkem. Úzký karapax je předpokladem úspěchu (Scalici et al., 2010). Dospělci preferují hrubší substrát a žijí často ve větších hloubkách s menším proudem (Vlach et al., 2009) a navíc potřebují zvětšit prostor pro zvětšující se žábry a další orgány (Scalici et al., 2010, Haddaway et al., 2012).

Rychleji rostou i klepeta, i když výrazněji u samců., resp. rostou do délky, protože zatímco u samic se i relativně více rozšiřují, u samců se stávají naopak relativně užšími (jak bylo zmíněno výše, protože jsou ale obecně výrazně delší, vypadají celkově mohutněji). Zjištěná pozitivní alometrie růstu klepet je dalším důkazem selekčního tlaku zvýhodňujícího větší samce. Samci při soupeření o samice využívají klepet a velká klepeta je v těchto soubojích zvýhodňují. Navíc, větší samci se mohou spářit s většími, a tudíž i plodnějšími samicemi. Velká klepeta tak zvyšují reprodukční úspěšnost (Stein, 1976, Vilanelli & Gherardi 1998).

6.1.1.2 Morfologické rozdíly mezi lokalitami

Vlach & Valdmanová (2015) a především Hulec (2016) zjistili řadu morfologických rozdílů mezi populacemi raka kamenáče v České republice.

Morfologické rozdíly mohou vyplývat z řady faktorů; v první řadě je třeba říci, že základní rozdíly generuje genetická informace. Genetické rozdíly samozřejmě existují na různé úrovni; na úrovni genetických linií, populací nebo jedinců. Všechny tyto úrovně zprostředkovávají i rozdíly v morfologii. V České republice musíme vzít v úvahu dvě různé genetické linie, lokality v povodí Labe a Dunaje tvoří jednu poměrně homogenní genetickou skupinu. Druhá linie raka kamenáče v Lučním potoce v Podkrkonoší hraje zvláštní roli, neboť na tomto místě byl rak kamenáč vysazen patrně ze Slovinska

(Petrusek et al. 2017) (více v kapitole 1.1. Taxonomie). Jemnější rastr (na úrovni např. mikrosatelitů) zatím nebyl analyzován.

Za morfologickými rozdíly též stojí odlišně působící selekční tlaky na různých lokalitách (zejména populační hustota, morfologie toku, chemismus vody). Vliv má také chemismus vody, je známa např. zvětšující se plocha žaber v důsledku menšího množství kyslíku; toto zvětšení se projeví např. mohutnějším karapaxem (Haddaway et al., 2012).

Příloha 2 - Lokality výskytu raka kamenáče v České republice

ID ZP	ID 2021	Lokalita	Územní ochrana lokalit				Charakteristika populace						Negativní vlivy									
			EVL	MZCHÚ	VZCHÚ	Překryvy s CHÚ	POP 2016	POP 2021	STR	STATUS	MED	MAX	vysychání	rybářský management v toku	rybníky v povodí	rybářský revír/rybolov	úpravy toku (regulace)	zranitelnost kvůli velikosti lokality	komunální znečištění	splachy z polí (NL, pesticidy)	hospodářství v lesích	výskyt nepůvodních druhů raků v blízkém okolí
1	1	Bělídlo					1000	500	1	NEW	6	11	x					x				
2	2	Bertínský p.					0	5000	1	RNW	0	12	x		x					x		x
3	3	Božkovský p.					500	1000	2	OK	6,5	20	x		x			x				x
4	4	Bradava	CZ0323145 Bradava		CHKO Brdy	EVL pokrývá Bradavu, Bojovku a Mítovský potok, překryv s CHKO malý v horní části povodí	115500	157000	5	OK	13	46	x	x	x	x	x		x	x	x	x
5	5	Bystrá (Huníkovský p.)	CZ0423001 Huníkovský potok		CHKO České středohoří	EVL pokrývá jen Huníkovský potok	13500	9500	2	OK	11,5	57			x		x	x	x	x		
6	6	Hůrecký p.					31000	33000	1	OK	17,5	36			x		x		x			x
7	7	Hýskovský p.					0	2500	1	RNW	0	13			x		x	x	x	x		x
8	8	Chocenický p.					7000	7500	1	OK	13	47			x		x		x	x		x
9	9	Chejlava					45500	26000	1	OK	12,5	92					x		x	x		x

10	10	Jiříkovský p.					0	2500	1	NEW	10	15						x	x	x		
11	11	Karlický p.	CZ0214002 Karlické údolí		CHKO Český kras	rak kamenáč není předmětem ochrany v EVL	7000	6500	1	NEW	4	28			x			x	x	x		x
12	12	Klíčava		PR Údolí Klíčavy	CHKO Křivoklátsko	PR zahrnuje soutok Klíčavy a Brejlského potoka a úsek Klíčavy nad soutokem, rak kamenáč není předmětem ochrany	3000	2000	2	RNW	3	10		x	x			x	x	x		x
13	13	Kornatický p.	CZ0323156 Mešenský potok				41500	34500	3	OK	13	40	x	x	x	x	x		x	x		x
14	14	Lánský p.	CZ0214008 Lánská obora		CHKO Křivoklátsko	v EVL není rak kamenáč předmětem ochrany	0	0	1	UKN	1	2		x	x			x	x	x		x
15	15	Luční p. (Čs. středohoří)	CZ0423198 Bezejmenný přítok Trojhorského potoka, CZ0423219 Luční potok - Třebušín		CHKO České středohoří	EVL nepokrývá Trojhorský potok a dolní část Lučního potoka	25000	7000	1	OK	10	36		x	x				x	x		x
16	16	Luční p. (Podkrkonoší)	CZ0523823 Luční potok v Podkrkonoší	PP Luční potok v Podkrkonoší		EVL a PP pokrývají Luční potok, v obou rak kamenáč předmětem ochrany	79500	53000	3	INT	24	80		x		x		x				
17	17	Luční p. (Kostomlaty)			CHKO České středohoří		0	500	1	NEW	12	24						x				x
18	18	LP Novosedlský p.			CHKO Český les		6500	4000	1	OK	35	64						x				x
19	19	LP Berounka					0	0	1	NEW					x			N	x			x

20	20	Padrt'ský p. (Klabava)	CZ0214042 Padrt'sko	Padrt'ský potok	CHKO Brdy	EVL a ZCHÚ nezahrnují dolní část s Tisým a Vlčím potokem	62000	71000	1	OK	15	33			x						x	x
21	21	Podhrázský p.					6500	6000	1	OK	2	23	x		x		x		x	x		
22	22	Přešínský p.	CZ0323161 Přešínský potok				21000	21000	1	OK	24	61	x				x		x			
23	23	Příchovický (Zlatý) p.	CZ0323170 Zlatý potok				26000	8000	1	OK	15	66			x		x		x			
24	24	Příkosický p.					16000	19500	1	OK	17,5	29			x		x		x	x		x
25	25	Radbuza	CZ0323166 Radbuza – Nový Dvůr – Pila		CHKO Český les		66000	96500	1	OK	8,5	40		x		x	x		x		x	x
26	26	Rakovský p.					22000	21500	1	OK	18,5	33			x		x		x	x		x
27	27	Radšijský p.					0	0	1	NEW			x					x	x	x		N
28	28	Skořický p.			CHKO Brdy	částečný překryv lokality s CHKO	73000	95000	2	OK	22	37			x		x		x		x	x
29	29	Svinenský p.					7500	8500	1	NEW	5	21		x	x		x		x	x		x
30	30	Tisý p.					10000	9500	1	OK	7,5	22	x		x		x		x	x	N	x
31	31	Trojhorský p.					24500	7000	1	OK	10	40		x					x	x		x
32	32	Úpořský p.	CZ0214011 Týřov – Oupořský potok	NPR Týřov	CHKO Křivoklátsko	nepokrývají horní část toku a Hořejší potok, rak kamenáč předmětem ochrany jen v EVL	19000	3500	2	OK	3	15	x		x				x			x
33	33	Valdecký p.			CHKO České středohoří		13000	6000	1	OK	8	21	x						x	x		x
34	34	Vlčí p. (Brdy)					4000	4500	1	OK	8	18					x	x			x	x
35	35	Vrbový p.			CHKO České středohoří		2500	4000	1	NEW	15	20			x		x		x			x
36	36	Všenorský p.					9000	7000	1	OK	4,5	31			x		x		x	x		x

37	37	Zákolanský p.	CZ0213016 Zákolanský potok	PP Zákolanský potok		pouze samotný Zákolanský potok bez přítoků, téměř úplný překryv EVL a PP, rak kamenáč je zde předmětem ochrany	24000	22500	2	OK	15	82		x	x	x	x		x	x		x
38	38	Zubřina					13500	56000	1	OK	34	58		x	x	N	x		x	x		x
38		Medvědí p.					0	0	0	EXT					x						x	x
39		Nebílovský p.					0	0	0	EXT			x						x	x		x
40		Radotínský p.			CHKO Český kras		18000	0	0	EXT				x	x	x	x		x	x		x
41		Stroupínský p.	CZ0214039 Stroupínský potok	PP Stroupínský potok	CHKO Křivoklátsko	PP zahrnuje jen dolní část mezi Hředlemi a Zdicemi, který naopak neleží v CHKO, předmět ochrany EVL i PP zahrnuje raka kamenáče.	110000	0	0	EXT				x	x	x	x		x	x		x
42		Švarcava			CHKO Český kras		1000	0	0	EXT								x	x	x		x
43		Vlčí (Kbelský p.)					0	0	0	EXT									x	x		
44		Zbirožský p.	CZ0320053 Kohoutov	PR Jezírka	CHKO Křivoklátsko	rak kamenáč není předmětem ochrany ani v EVL, ani v PR	0	0	0	EXT				x	x	x	x		x	x		x

Legenda

	ID ZP	číslo lokality por účely záchranného programu
	ID 2021	číslo lokality (dle mapování v roce 2021)
Územní ochrana lokalit	EVL	evropsky významná lokalita
	MZCHÚ	maloplošné zvláště chráněné území
	VZCHÚ	velkoplošné zvláště chráněné území
	Překryv s CHÚ	překryv s chráněným územím
Charakteristika populace	POP 2016	odhadovaná velikost populace v roce 2016
	POP 2021	odhadovaná velikost populace v roce 2021, tučně vyznačeny lokality s více než 50 000 jedinci
	STR	počet toků obývaných rakem kamenáčem na lokalitě
	STATUS	status vývoje populace
		NEW - populace objevená od roku 2009
		RNW - populace obnovená od roku 2009
		OK - stabilní populace
		UKN - stav populace není znám
		EXT - vyhynulá populace
		INT - introdukovaná populace
	MED	medián početnosti jedinců raka kamenáče na 100 úkrytů monitorovaného toku
	MAX	maximální početnost jedinců raka kamenáče na 100 úkrytů monitorovaného toku
Negativní faktory ovlivňující populaci	vysychání	Popis viz příčiny ohrožení druhu - Znečištění vody v kombinaci s klimatickou změnou (1.4.1.3)
	rybářský management v toku	Popis viz příčiny ohrožení druhu - Račí mor (1.4.1.1), Nevhodný způsob rybářského využívání toků a nádrží v jejich povodí. (1.4.1.2.3),
	rybníky v povodí	Popis viz příčiny ohrožení druhu - Račí mor (1.4.1.1), Nevhodný způsob rybářského využívání toků a nádrží v jejich povodí. (1.4.1.2.3),
	rybářský revír/rybolov	Popis viz příčiny ohrožení druhu - Račí mor (1.4.1.1), Nevhodný způsob rybářského využívání toků a nádrží v jejich povodí. (1.4.1.2.3),
	úpravy toku (regulace)	Popis viz příčiny ohrožení druhu - Zásahy do hydromorfologie vodních toků (1.4.1.2.1)
	zranitelnost kvůli velikosti lokality	Popis viz příčiny ohrožení druhu - všechny (1.4.1.)
	komunální znečištění	Popis viz příčiny ohrožení druhu - Znečištění vody v kombinaci s klimatickou změnou (1.4.1.3)
	splachy z polí (NL, pesticidy)	Popis viz příčiny ohrožení druhu - Nevhodný způsob zemědělského a lesnického hospodaření v krajině (1.4.1.2.2), Znečištění vody v kombinaci s klimatickou změnou (1.4.1.3)
	hospodaření v lesích	Popis viz příčiny ohrožení druhu - Nevhodný způsob zemědělského a lesnického hospodaření v krajině (1.4.1.2.2)
	výskyt nepůvodních druhů raků v blízkém okolí	Popis viz příčiny ohrožení druhu - Račí mor (1.4.1.1), Šíření nepůvodních druhů raků (1.4.1.4)
		x - negativní faktor přítomen
		N - prezenze faktoru neznámá

Příloha 3 - Postup při podezření na nákazu račím morem

(Zápis z jednání mezi AOPK ČR a SVS)

Podezření na nákazu račím morem – nález minimálně 5 ks uhynulých raků, nebo stejný počet jedinců s klinickými příznaky (odpadlé končetiny, nekoordinovaný pohyb). Skutečnost, zda se jedná opravdu o podezření na výskyt nákazy, vyhodnotí na základě předchozích zkušeností AOPK ČR.

Postup při podezření na výskyt nákazy:

- a) **Předání informace na Krajskou veterinární správu SVS** – AOPK ČR při vzniku podezření na nákazu račím morem kontaktuje Krajskou veterinární správu Státní veterinární správy (dále jen „KVS“), informuje příslušného úředního veterinárního lékaře (kontaktní osoba) o situaci a dohodne společné šetření a odběr vzorku.
- b) **Odběr vzorku** – Vzorek (max. 5 ks uhynulých raků či raků s klinickými příznaky) odebírá KVS při společném šetření s AOPK ČR. KVS zasílá vzorek do Státního veterinárního ústavu v Praze (náklady na vyšetření takto úředně odebraného vzorku hradí Státní veterinární správa). Vzorek musí být co nejdříve po odběru zchlazen a transportován při teplotě do 4 °C. Pokud vzorek nebude zpracován do 48 hodin, musí být zmrazen.

Opatření v případě potvrzení nákazy

- a) **Spolupracující subjekty při stanovení opatření a pásem (zamořená oblast)** – vymezení ochranného pásma musí vyplynout ze společného jednání KVS, AOPK ČR, obce s rozšířenou působností (příp. krajského úřadu) a uživatelů rybářských revírů, kterých se opatření v pásmu dotknou. Pásmo se stanoví s ohledem na geografické podmínky a potenciální rizika a možnosti šíření. Pásmo se omezí geografickým popisem tak, aby vodní tok zahrnutý do pásma byl omezen přírodními bariérami (pramen, jez, atd.). Maximální délka vodního toku zahrnutého do pásma může být 5 km po a 5 km proti proudu.
- b) **Opatření** – Prostřednictvím mimořádných veterinárních opatření (dále jen „MVO“) AOPK ČR umístí pro vymezené pásmo informační cedule, na kterých budou uvedena:
 - Opatření nařízená v MVO
 - Informace o nákaze a o možnostech prevence šíření pro rybáře a veřejnost
 - Cedule budou umístěny na přístupových cestách k vodě.

MVO pro stanovené pásmo bude obsahovat následující opatření:

Všem právnickým nebo fyzickým osobám při výkonu rybářského práva v rybářském revíru v uzavřeném pásmu se zakáže:

Přemísťování ryb a ostatních vodních živočichů za účelem jejich vypuštění do jiných toků nebo uzavřených vod.

Všem právnickým nebo fyzickým osobám při výkonu rybářského práva v rybářském revíru v uzavřeném pásmu a všem fyzickým osobám provádějícím lov ryb a vodních organismů v rybářském revíru v uzavřeném pásmu se nařídí:

- **Očista a dezinfekce pomůcek použitých při manipulaci s rybami.**

Opatření se v pásmu nařídí **maximálně po dobu 6 měsíců** (nebo do odvolání). Pokud v dotčené oblasti nedojde k opakovanému výskytu nákazy, KVS po uplynutí této lhůty ukončí MVO.

Ochranné pásmo bude vymezeno tak, aby do něj nebyly zahrnuty produkční podniky akvakultury. V těchto případech bude souběžně řešeno dodržování nařízených opatření dohodou mezi AOPK ČR a vlastníkem/uživatelem rybochovného zařízení zohledňující ekonomické aspekty.

Příloha 4 - Obecné zásady monitoringu

(dle Fischera et al. 2011)

Monitoring je prováděn na **trvalé monitorovací ploše** (TMP). Parametry pro její výběr vycházejí z délky toku, členitosti, zastoupení tůní, profilů, vegetace a ohrožení. Každá TMP představuje 100 m úseku na toku a je označena přímo v terénu: - v lesních biotopech bílou barvu (nejlépe latexovou) a to křížky zhruba ve výšce očí na hraničních stromech vytyčené TMP spolu se šípkami směřujícími do středu plochy daného profilu - v nelesních biotopech může být alternativním způsobem fixace použití nízkých dřevěných kolíků apod. - značení může být provedeno i na stabilní součásti koryta, popř. jeho bezprostředního okolí (skalní výstupky, velké balvany apod.). Začátek a konec úseku je zaměřen pomocí souřadnic GPS (pokud to místní podmínky umožnily) - jednotlivé značky mohou být i zdvojeny (eliminace možné ztráty záměrného bodu při jeho zničení) např. označením na stromech a velkých kamenech.

a) Každoroční monitoring

Na každém profilu je monitorována přítomnost raků metodou prohledávání 100 úkrytů (volné prostory pod kameny nebo jinými předměty, a to především v pomaleji tekoucích nebo stojatých partiích toku, obnažené kořenové systémy nebo větve živých i mrtvých stromů rostoucích v korytě nebo v břehové linii, jemný naplavený sediment, spadané listí, vyhrabané úkryty (nory) v bahnitém nebo jiném břehu či dně, volně v korytě (především na jílovitém dně s nedostatkem úkrytů), v regulacích, ve škvírách mezi kameny opevňujícími břehy toků, někdy i v zatravňovacích panelech a polovegetačních tvárnících nebo v polních kapilárách, často i mimo koryto, případně pod kameny v blízkosti vysychajícího koryta).

U nalezených jedinců se vždy zaznamená do příslušného formuláře: počet, pohlaví a rozřadí se do velikostních skupin (3 skupiny: 0+, 1+ a zbytek). Tohoroční ráčata s velikostí maximálně do 15 mm, roční (zhruba v rozmezí od 13 do 30 mm), nad 2 roky s velikostí minimálně od 30 mm a zapíšu se případná poškození, či deformace těla raků, včetně počtu uhynulých jedinců a nalezených svleček.

Při monitoringu je postupováno zásadně po proudu dolů (snížení rizika roznášení případné nákazy, zvláště račího moru). Před přechodem na jiný tok je prováděna preventivní dezinfekce, vysušení nebo výměna vybavení.

b) Intenzivní podrobný monitoring metodou zpětného odchytu

Raci ze **všech úkrytů** jsou na 20 – 50 m úseku (dle lokálních podmínek) odchyceni a označeni viditelnými elastomery (Visible Implant Elastomers tags – VIE). Elastomery jsou navenek viditelné značky, které jsou u raků implantovány pod průhlednou kutikulu na spodní části abdomenu (Buřič et al. 2008). Elastomery umožňují vytvořit na těle raka binární kód, který slouží k identifikaci jedince (Buřič et al. 2008).

Elastomery se skládají ze dvou složek, které se před použitím smíchají. Po smíchání obsahu vznikne dočasná tekutina, která je za pomoci injekční stříkačky vpravena do těla daného jedince. V tkáni značeného organismu se posléze změní v pevnou viditelnou látku. Značky jsou přítomny v několika fluorescenčních a nefluorescenčních barvách. Výhodou elastomer je jejich viditelnost při běžném

denním světle, stálost barev, možnost aplikace i do velmi malých živočichů, rychlá aplikace. Pozitivní je také minimální dopad na přežití, růst a chování sledovaných jedinců, protože se jedná o biokompatibilní látky. Za nevýhodu lze považovat nízkou kódovací kapacitu (Buřič et al. 2008, Kozák et al. 2014).



Obr. 9. Jedinec raka kamenáče označený binárním kódem pomocí VIE. Prázdné místo indikuje 0, barevná tečka v segmentu 1 (kód tohoto jedince: 00001111)

Druhý den jsou na stejném úseku stejným způsobem znovu chytáni raci. Na základě zpětně odchycených je metodou Schnabelové odhadnuta populační hustota raka kamenáče.

Záznam dat

Pro každý profil (TMP) se vytváří jeden formulář, do kterého se kromě populačních charakteristik zaznamenávají rovněž informace týkající se lokality samotné. U názvu toku je uvedeno číslo profilu (číslovat vzestupně od pramenné oblasti). Od roku 2020 lze data do formulářů zadávat pomocí mobilní aplikace na bázi aplikace SURVEY123 s automatickým převodem do Nálezové databáze ochrany přírody AOPK ČR.

Příloha 5 - Seznam zkratk

AOPK ČR – Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky

ČIŽP – Česká inspekce životního prostředí

ČOV – čistírna odpadních vod

ČR – Česká republika

ČRS – Český rybářský svaz

eDNA – environmetální DNA

EU – Evropská unie

EVL – Evropsky významná lokalita

CHKO – Chráněná krajinná oblast

KVS – Krajská veterinární správa

MZP – minimální zůstatkový průtok

NDOP – Nálezová databáze ochrany přírody

NL – nerozpuštěné látky

NP – Národní park

SCI - Sites of Community Importance

SDO – Soubor doporučených opatření

TAČR – Technologická agentura České republiky

TMP – trvale monitorovací plocha

ZO ČSOP – Základní organizace Českého svazu ochránců přírody

ZOPK – Zákon o ochraně přírody a krajiny č. 114/1992 Sb.

ZP – záchranný program