

VÝZKUM PRO PRAXI

METODIKA REGULACE A ERADIKACE INVAZNÍCH DRUHŮ RYB: VÝBĚR VHODNÝCH METOD V ZÁVISLOSTI NA CHARAKTERU VODNÍHO ÚTVARU

**Ing. Miroslav Barankiewicz
RNDr. Jitka Svobodová
Ing. Jiří Pícek
Mgr. Silvie Semerádová
Mgr. Tereza Beránková, Ph.D.
Ing. Jiří Musil, Ph.D.**

VYDAL VÝZKUMNÝ ÚSTAV VODOHOSPODÁŘSKÝ
T. G. MASARYKA, V. V. I., PRAHA 2021

veřejná výzkumná instituce

Vědecká redakce:

doc. Ing. Martin Hanel, Ph.D., prof. RNDr. Bohumír Janský, CSc.,
prof. Ing. Radka Kodešová, CSc., (předsedkyně), RNDr. Petr Kubala,
Ing. Tomáš Mičaník, Ph.D., Ing. Michael Trnka, CSc., Mgr. Zdeněk Venera, Ph.D.,
Dr. rer. nat. Slavomír Vosika

Lektorovali:

Mgr. Tomáš Görner, Ph.D., Agentura ochrany přírody a krajiny ČR
prof. Ing. Lukáš Kalous, PhD., Česká zemědělská univerzita v Praze

Poděkování:

Na tomto místě bychom chtěli za celý autorský kolektiv poděkovat jednak oběma oponentům, prof. Ing. Lukáši Kalousovi, Ph.D., z České zemědělské univerzity v Praze a Mgr. Tomášovi Görnerovi, Ph.D., z Agentury ochrany přírody a krajiny České republiky a dále Ing. Janu Šímovi a Ing. Janě Pěknicové, Ph.D., z Ministerstva životního prostředí za cenné připomínky, odborné komentáře a korektury primárního draftu vedoucí k přípravě této publikace.

Certifikovaná metodika byla vytvořena v rámci projektu TH02030687 „Predikce nebezpečnosti nepůvodních ryb a raků a optimalizace eradikačních metod invazních druhů“ řešeného s finanční podporou Technologické agentury České republiky v rámci Programu na podporu aplikovaného výzkumu a experimentálního vývoje EPSILON v letech 2017–2020.

© Barankiewicz a kol., 2021

ISBN: 978-80-87402-94-8 (on-line, pdf)

OBSAH

1	ÚVOD A CÍLE METODIKY	4
2	NÁVAZNOST NA PŘEDEŠLÉ PRÁCE A NOVOST POZNÁNÍ	5
3	LEGISLATIVNÍ RÁMEC	6
3.1	Evropská legislativa	6
3.2	Česká legislativa	8
4	INVAZNÍ RYBY V ČR	12
5	ŠÍŘENÍ INVAZNÍCH DRUHŮ RYB	24
6	NEGATIVNÍ VLIVY NEPŮVODNÍCH DRUHŮ RYB	26
7	MANAGEMENT LOKALIT S INVAZNÍMI DRUHY RYB	26
7.1	Osvěta a prevence	26
7.2	Management eliminace invazních ryb	27
7.2.1	Metody odlovu ryb	28
7.2.2	Biokontrola	35
7.2.3	Chemická eradikace	36
7.2.4	Ostatní metody	37
8	ZÁVĚR	38
9	SEZNAM ZKRATEK	39
10	SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY	41
10	PŘÍLOHY	47
	Příloha 1. Příkladové mechanické regulace - metodou odlovu ryb elektrolovem.	47
	Příloha 2. Příkladová studie chemické eradikace - ověření aplikace vybraných piscicidů - cypermetrinu a rotenonu k eradikaci vybraných invazních druhů ryb ČR.	52
	Příloha 3. Možné postupy regulace a eradikace invazních druhů ryb	57
	Elektrolov	57
	Mechanická regulace/eradikace za pomoci sítí a pastí	60
	Biokontrola	61
	Účelové manipulace s vodní hladinou	62

1 ÚVOD A CÍLE METODIKY

Negativní důsledky šíření a působení nepůvodních organismů, resp. biologických invazí (detailněji diskutovány níže) jsou v současné době uváděny mezi nejvýznamnějšími z faktorů poklesu druhové diverzity a jsou navíc často doprovázeny vysokými kulturně-sociologickými a ekonomickými ztrátami. Z těchto důvodů je problematice nepůvodních druhů celosvětově věnovaná značná pozornost.

Kromě národní legislativy, obsažené ve větší míře v zákoně č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny byly pro boj s biologickými invazemi postupně vytvořeny evropské legislativní rámce: 1) Nařízení Evropského parlamentu a Rady (EU) č. 1143/2014 ze dne 22. října 2014 o prevenci a regulaci zavlékání či vysazování a šíření invazních nepůvodních druhů, jehož praktickým nástrojem je tzv. unijní seznam invazních nepůvodních druhů a 2) Nařízení Rady EU č. 708/2007/ES o používání cizích a místně se nevyskytujících druhů v akvakultuře, zahrnující seznam tolerovaných, hospodářsky významných druhů a preventivní opatření včetně aplikace metod hodnocení environmentálních rizik spojených s chovem nepůvodních druhů pro každý členský stát (Risk assessment/screening). Ačkoliv jsou obě nařízení platná pro členské státy, Česká republika z důvodu chybějících procesních postupů, kompetencí a sankčních ustanovení přistoupila k novelizaci zákona č. 114/1992 Sb. a dalších souvisejících předpisů.

Hlavním cílem této metodické publikace je tak shrnutí možných regulačních a eradikačních opatření pro biologickou složku ryb a to na základě již publikovaných, především zahraničních zkušeností a vlastního aplikovaného výzkumu. Častěji využívané postupy byly autorským týmem v laboratorních i terénních podmínkách dále ověřovány v rámci řešeného projektu „Predikce nebezpečnosti nepůvodních ryb a raků a optimalizace eradikačních metod invazních druhů“ (TH02030687) řešeného v programu TAČR EPSILON v letech 2017 – 2020 a na základě poznatků a výsledků byly navrženy optimální postupy a řešení pro podmínky ČR, včetně praktických nástrojů k výběru optimálních postupů určených primárně pro rychlé rozhodování státní správy, popř. pro vlastníky pozemků, kteří se na managementu eliminace/eradikace invazních druhů ryb budou podílet.

2 NÁVAZNOST NA PŘEDEŠLÉ PRÁCE A NOVOST POZNÁNÍ

Tato publikace vychází z metodik Agentury ochrany přírody a krajiny (dále AOPK ČR) „**Invasní nepůvodní druhy s významným dopadem na Evropskou unii**“ (Görner, 2018) a na metodickou publikaci „**Mapování a monitoring invazních (vybraných nepůvodních) druhů**“ (Pergl a kol., 2016). Publikace dále vychází z několika původních vědeckých prací zahrnujících obecnou problematiku nepůvodních druhů ryb na území České republiky (Musil a kol., 2010) a jejich seznam (Pergl a kol., 2016), doplněný o klasifikaci environmentálních rizik pro území ČR (Pergl a kol., 2016).

Metodická doporučení jsou založena na současných znalostech ze zahraničí i ČR a na nově získaných poznatcích v rámci řešeného projektu „Predikce nebezpečnosti nepůvodních ryb a raků a optimalizace eradikačních metod invazních druhů“ (TH02030687) řešeného v programu TAČR EPSILON v letech 2017 – 2020.

Zásadní předešlé práce:

Pergl, J., Sádlo, J., Petrusek, A., Laštůvka, Z., Musil, J., Perglová, I., Šanda, R., Šefrová, H., Šíma, J. a Vohralík, V. (2016). Black, Grey and Watch Lists of alien species in the Czech Republic based on environmental impacts and management strategy. NeoBiota 28: 1-37.

Musil J., Jurajda P., Adámek Z., Horký P., Slavík O. (2010). Non-native fish introductions in the Czech Republic – species inventory, facts and future perspectives. Journal of Applied Ichthyology 26: 38-45.

3 LEGISLATIVNÍ RÁMEC

3.1 Evropská legislativa

Základy legislativy pro ochranu před invazními nepůvodními druhy tvoří legislativa evropská, která byla implementována do české legislativy zákonem č. 364/2021 Sb., kterým se mění některé zákony v souvislosti s implementací předpisů Evropské unie v oblasti invazních nepůvodních druhů. Účinnost tohoto zákona nabývá dnem 1. ledna 2022. Tento zákon do českého právního řádu dodává procesní postupy, kompetence a sankce týkající se nepůvodních invazních druhů.

Stěžejním evropským dokumentem je **nařízení EP a Rady (EU) č. 1143/2014 o prevenci a regulaci zavlékání či vysazování a šíření invazních nepůvodních druhů**. Nařízení sjednocuje přístup všech členských států a je právně závazné v celé EU, a to od ledna 2015 po jeho vstupu v platnost. Nařízení obsahuje definici pojmu „**nepůvodní druh**“, což je jakýkoliv živý jedinec druhu, poddruhu nebo nižšího taxonu živočichů, rostlin, hub nebo mikroorganismů zavlečených nebo vysazených mimo svůj přirozený areál (patří sem všechny jeho části jako gamety, semena, vejce nebo i kříženci, odrůdy či plemena, která mohou přežít a následně se rozmnožovat). Ovšem ne každý nepůvodní druh je pro novou lokalitu rizikem. Proto se zavádí současně definice pojmu „**invazní nepůvodní druh**“ jako nepůvodní druh podle definice výše, u něhož bylo zjištěno, že jeho zavlečení či vysazení nebo šíření ohrožuje biologickou rozmanitost a související ekosystémové služby nebo na ně má nepříznivý dopad. Kromě toho mohou mít invazní nepůvodní druhy také závažný nepříznivý dopad na lidské zdraví a hospodářství. Podle úvodní části nařízení je na území EU přibližně 12 000 druhů nepůvodních a podíl invazních činí 10–15 % z nich (údaj z roku 2014). Přesto i tato relativně malá část nepůvodních druhů představuje jednu z hlavních hrozeb pro biologickou rozmanitost a má i závažné ekonomické dopady. Dokument věnuje pozornost obecně všem invazním či potenciálně invazním druhům, ale vzhledem k finanční nákladnosti nejrůznějších opatření na eliminaci negativních dopadů šíření invazních druhů vyvstala potřeba určit prioritně druhy s významným dopadem na celou Evropskou unii.

Na základě článku 4 výše uvedeného nařízení byl vytvořen seznam invazních nepůvodních druhů s významným dopadem na unii, tzv. **unijní seznam**, který byl přijat **prováděcím nařízením Komise EU 2016/1141** v roce 2016 a v roce 2017 a 2019 byl aktualizacemi doplněn o nové druhy. Celkem je v unijním seznamu v současnosti 66 druhů, z toho čtyři záznamy se týkají ryb. Jedná se o druhy: hlavačkovec Glenův (*Perccottus glenii*), plotos proužkatý (*Plotosus lineatus*), slunečnice pestrá (*Lepomis gibbosus*) a střevlička východní (*Pseudorasbora parva*). V České republice se z těchto čtyř druhů vyskytují dva a to střevlička východní a slunečnice pestrá. Podmínkou pro zápis druhu na seznam je jeho nepůvodnost na celém území unie, prokazatelná schopnost přežít a šířit se v biogeografické oblasti společné alespoň dvěma členskými státy EU a pravděpodobnost jeho závažného nepříznivého dopadu na biologickou rozmanitost, lidské zdraví či hospodářství. Musí pro něj být zpracováno posouzení rizik, které prokáže, že je nutné podniknout společné kroky na úrovni unie a je pravděpodobné, že zařazení na unijní seznam zajistí účinnou prevenci, minimalizaci nebo zmírnění jeho nepříznivých dopadů. Pro takové druhy **platí zákaz dovozu a převozu v rámci EU, uvádění na trh, zákaz držení, chovu, rozmnožování, pěstování či kultivování, využívání i vyměňování a vypouštění do životního prostředí**. Takzvaná přechodná opatření umožňují zájmovým chovatelům si živočichy držené ještě před jejich zařazením na unijní seznam ponechat do konce jejich přirozeného života (za předpokladu, že bude zamezen jejich únik a rozmnožování) a komerčním subjektům vyčerp

své zásoby do dvou let od zařazení druhu na seznam. Nařízení počítá s možností povolení výjimek ze zákazů pro účely výzkumu, ochrany ex situ, medicínální účely a v dalších výjimečných případech.

Dle nařízení musí členské státy **zajistit také sledování invazních nepůvodních druhů a vytvořit systém včasného zjištění/detekce a rychlé eradikace** v případě nově zjištěného výskytu druhu náležejícího do unijního seznamu na území členského státu či části jeho území. Členské státy jsou v takovém případě povinny upozornit Evropskou komisi a ostatní státy a je-li to technicky proveditelné, zahájit do tří měsíců okamžité odstranění těchto nových populací z prostředí. **Pro již značně rozšířené invazní druhy náležející do unijního seznamu zavedou členské státy regulační/eradikační opatření**, jejichž cílem je minimalizovat jejich dopad na biologickou rozmanitost, lidské zdraví a hospodářství. Priorita jednotlivých opatření by měla být stanovena na základě míry rizik a poměru mezi náklady, přínosy a potřebami jednotlivých států. Regulační opatření mají zahrnovat jak opatření k omezení růstu populace či odstranění jedinců v místě nejvýznamnějších dopadů nebo v místech nového rozšíření, tak i opatření založená na obnově či zvýšení odolnosti dotčených ekosystémů. Členské státy jsou též povinny provést komplexní analýzu způsobů šíření při nezáměrném zavlečení a šíření invazních druhů na svém území a určit způsoby šíření, které přednostně vyžadují přijetí nezbytných opatření (prioritní způsoby šíření). Každý členský stát na základě prioritních způsobů šíření vypracuje a bude provádět samostatný akční plán s cílem rozumným způsobem řešit tuto problematiku.

Nařízení umožňuje vypracovat a schválit také vnitrostátní seznamy invazních nepůvodních druhů s významným dopadem na členský stát (**národní seznamy**), protože unijní seznam nezahrnuje například takové nežádoucí invazní druhy, které pochází přímo z EU, jen byly zavlečeny do jiné části unie, a tudíž nesplňují kritéria k zařazení na unijní seznam. Členské státy mohou u druhů zařazených na národní seznam uplatnit obdobný postup, jaký je zakotven v nařízení. Národní seznamy má vytvořené např. Slovensko nebo Španělsko.

Kromě zmiňovaného nařízení se k nepůvodním druhům vztahuje i **Nařízení Rady č. 708/2007, o používání cizích a místně se nevyskytujících druhů v akvakultuře**. Toto nařízení označuje invazní druhy jako jeden z hlavních antropogenních tlaků, který negativně působí na biologickou rozmanitost vodních ekosystémů. Cílem tohoto nařízení je proto v rámci Evropského společenství optimalizovat užitek spojený s vysazováním a přemísťováním nepůvodních druhů v akvakultuře na straně jedné a minimalizovat jejich potenciální biologické invaze ve vodních ekosystémech na straně druhé. Konkrétně pak zabránit změnám ekosystémů, předejít negativním biologickým interakcím s původními populacemi, včetně genetických změn, omezit šíření necílových druhů (úniky z akvakultury) i jejich škodlivé účinky na přírodní stanoviště. Nařízení z pohledu potenciálních rizik úniku nepůvodních druhů z akvakultury striktně rozlišuje uzavřenou (seznam zařízení je dostupný na: [https://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/nepuvodni_a_invazni_druhy/\\$FILE/ODOIMPMZ_seznam_20180130.pdf](https://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/nepuvodni_a_invazni_druhy/$FILE/ODOIMPMZ_seznam_20180130.pdf)) a otevřenou akvakulturu (nařízení EU č. 304/2011, kterým se mění nařízení Rady č. 708/2007), podrobně uvádí metodické postupy monitoringu a hodnocení rizikovosti introdukcí (tzv. screening a risk assessment), na jehož základě upravuje povolení introdukcí (nebo zakazuje) nepůvodních organismů pro účely akvakultury. Toto nařízení se vztahuje na všechny chované cizí a místně se nevyskytující (nepůvodní) vodní organismy s výjimkou druhů zařazených v příloze IV. Toto nařízení je strategickou legislativou v otázce kontroly nejvýznamnějšího introdukčního vektoru nepůvodních druhů ve vodních ekosystémech - akvakultury (Musil a kol., 2010), ale doposud nebyla plně implementována do národní legislativy. Od doby, kdy Nařízení č. 708/2007 vstoupilo v platnost, nebyla dosud evidována žádost o zavedení nebo přesun cizích a místně se nevyskytujících druhů.

3.2 Česká legislativa

Stávající právní rámec

Dne 8.10.2021 byl schválen zákon č. 364/2021 Sb., kterým se mění některé zákony v souvislosti s implementací předpisů Evropské unie v oblasti invazních nepůvodních druhů. Zákon č. 364/2021 Sb. nabývá účinnosti (až na výjimky) dne 1. ledna 2022. Tato novelizace významně rozšíří českou legislativu zejména o téma omezení šíření invazních druhů rostlin a živočichů podle požadavků nařízení EP a Rady (EU) č. 1143/2014, o prevenci a regulaci zavlékání či vysazování a šíření invazních nepůvodních druhů a dále o Nařízení Rady EU č. 708/2007/ES o používání cizích a místně se nevyskytujících druhů v akvakultuře). Tímto zákonem se primárně mění zákon č. 114/1992 Sb. o ochraně přírody a krajiny a dále zákon č. 246/1992 Sb. na ochranu zvířat proti týrání, zákon č. 289/1995 Sb., o lesích, zákon č. 254/2001 Sb. o vodách, zákon č. 449/2001 Sb. o myslivosti, zákon č. 99/2004 Sb. o rybářství, zákon č. 326/2004 Sb. o rostlinolékařské péči a zákon č. 289/1995 Sb. o lesích; ve znění pozdějších předpisů.

V dosud platné legislativě je klíčový **§ 5 odst. 4, zákona č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny**, který uvádí, že „záměrné rozšíření geograficky nepůvodního druhu rostliny či živočicha do krajiny je možné jen s povolením orgánu ochrany přírody; to neplatí pro nepůvodní druhy rostlin, pokud se hospodářší podle schváleného lesního hospodářského plánu nebo vlastníkem lesa převzaté lesní hospodářské osnovy“, přičemž „geograficky nepůvodní druh rostliny nebo živočicha bude v novele nahrazeno slovy „nepůvodního druhu“ a věta „Geograficky nepůvodní druh rostliny nebo živočicha je druh, který není součástí přirozených společenstev určitého regionu“ bude nahrazena větou „Platnost povolení k záměrnému rozšíření nepůvodního druhu do krajiny zaniká zařazením příslušného druhu na unijní seznam.“ V současnosti platí, že „geograficky nepůvodní druh rostliny nebo živočicha“ je druh, který není součástí přirozených společenstev určitého regionu.“ Podle tohoto zákona taktéž platí, že ono záměrné rozšiřování nepůvodních druhů je zakázáno ve zvláště chráněných územích.

Zákon č. 326/2004 Sb., o rostlinolékařské péči byl naposledy novelizován koncem roku 2019 zákonem č. 369/2019 Sb. a jeho aktuální znění platné od 15.1.2020 přineslo podstatné změny ve vztahu k invazním druhům z pohledu tohoto zákona. Není zde již definice invazního škodlivého organismu a též zde již není stanovena povinnost ÚKZÚZ monitorovat vybrané škodlivé invazní organismy dané přílohou vyhlášky č. 215/2008 Sb., která byla zrušena vyhláškou 5/2020 Sb., o ochranných opatřeních proti škodlivým organismům rostlin.

V § 35 odst. 3 **zákona č. 254/2001 Sb. o vodách**, který zní: „Vypouštět ryby a ostatní vodní živočichy nepůvodních, geneticky nevhodných a neprověřených populací přirozených druhů do vodních toků a vodních nádrží bez souhlasu příslušného vodoprávního úřadu, je zakázáno se slovo „nepůvodních,“ zrušuje a na konci odstavce se doplňuje věta „V případě nepůvodních druhů se postupuje podle zákona o ochraně přírody a krajiny.“

Zákon č. 99/2004 Sb., o rybářství, v platném znění, uváděl poněkud neobvyklou definici nepůvodního druhu: „nepůvodní rybou a nepůvodním vodním organismem je geograficky nepůvodní nebo geneticky nevhodná anebo neprověřená populace ryb a vodních organismů, vyskytující se na území jednotlivého rybářského revíru v České republice méně než tři po sobě následující generační populace“ (§ 2, písm.

s). Schválená novela zákona o rybářství tuto definici zrušuje.

V novele zákona o rybářství v § 12 je nově odstavec 6: Vláda nařízením stanoví vybrané nepůvodní druhy ryb, k jejichž vysazování v rybářském revíru se nevyžaduje povolení k záměrnému rozšíření nepůvodního druhu do krajiny podle zákona o ochraně přírody a krajiny. Vysazování vybraných nepůvodních druhů ryb musí být v souladu s platným rozhodnutím nebo oznámením o povolení výkonu rybářského práva. V případě zařazení některého z vybraných nepůvodních druhů ryb mezi invazní nepůvodní druhy na unijním seznamu se postupuje podle zákona o ochraně přírody a krajiny.

V§ 13, v bodě 2 zákona č.99/2009 Sb. o rybářství, se vkládají věty d) a e). Tento § 13 zní:

„(2)Při lovu v rybářském revíru a v rybníkářství se zakazuje“:

d) vrátit po ulovení zpět do vody invazní nepůvodní druh na unijním seznamu

e) za nástražní rybu použít invazní nepůvodní druh na unijním seznamu.“

V § 22 zákona o rybářství se vkládá nový odstavec 6, který zní: „Ministerstvo předává Agentuře ochrany přírody a krajiny České republiky údaje z evidence o hospodaření a o dosaženém hospodářském výsledku v rybníkářství a při výkonu rybářského práva v rybářských revírech v České republice týkající se invazních nepůvodních druhů na seznamu.“

Aby bylo možné zcela naplňovat nařízení č. 1143/2014, bylo nutné v naší legislativě stanovit zejména kompetentní orgány, procesní postupy a také sankční opatření, jelikož toto nařízení neurčuje a pouze ukládá členským státům tyto záležitosti právně zakotvit. Kromě sankčních opatření je nutné také nastavit způsob nakládání s likvidovanými populacemi invazních nepůvodních druhů ve smyslu sběrných míst a likvidace. V následujícím textu jsou uvedeny kompetence a povinnosti orgánů ochrany přírody v problematice nepůvodních druhů, jak jsou uvedeny v novele zákona č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny. Také je zde podána informace o právech a povinnostech fyzických a právnických osob v oblasti nepůvodních druhů.

Obecní úřady obcí s rozšířenou působností (dále ORP) mimo jiné vydávají povolení k rozšiřování nepůvodního druhu nebo křížence, stanovují opatření k regulaci nepůvodního druhu nebo křížence, případně přímo zajistí provedení opatření k regulaci v případě, že vlastník nebo uživatel pozemku opatření neprovede.

Kraje a krajské úřady mimo jiné zajistí vlastní provedení opatření k regulaci invazního nepůvodního druhu náležejícího do unijního seznamu v případě, že vlastník nebo uživatel pozemku opatření neprovede. Dále spolupracují na provedení opatření k obnově dotčených ekosystémů, u nichž došlo k degradaci, poškození nebo zničení invazním nepůvodním druhem náležejícím do unijního seznamu, pokud je to ekonomicky úměrné přínosům. Rozhodují také o odebrání nedovoleně držených jedinců invazních nepůvodních druhů náležejících do unijního seznamu jejich držitelům. Dále v rámci své územní působnosti stanovují bližší podmínky uplatňování zásad regulace běžně rozšířených invazních nepůvodních druhů náležejících do unijního seznamu.

Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky (dále Agentura) vykonává státní správu v ochraně přírody a krajiny na území CHKO (nejde-li o vojenské újezdy), NPR a NPP a jejich ochranných pásem v rozsahu působnosti obecních a krajských úřadů, není-li podle zákona příslušné Ministerstvo životního prostředí (dále MŽP). Správy národních parků vykonávají státní správu v ochraně přírody a krajiny na

území národních parků a jejich ochranných pásem a to v působnosti obecních a krajských úřadů a Agentury, není-li příslušné MŽP. Správa NP Šumava přebírá kompetence Agentury také v CHKO Šumava, Správa NP České Švýcarsko vykonává státní správu též v CHKO Labské pískovce, není-li příslušné MŽP. Agentura na celém území ČR a Správy NP na území NP rozhodují o povolení k přesunu cizího nebo místně se nevyskytujícího druhu v akvakultuře, rozhodují o provedení pokusného vypuštění těchto druhů a o jejich umístění do karantény, schvalují k nim pohotovostní plán a rozhodují o uložení vhodných opatření a o zrušení vydaného povolení k přesunu. Dále zajišťují provedení opatření k odstranění nebo izolaci invazního nepůvodního druhu náležejícího do unijního seznamu. Agentura také zajišťuje sledování invazních nepůvodních druhů a vyhodnocuje míru jejich rozšíření na území ČR. Do shromažďování informací o rozšíření invazního nepůvodního druhu má být aktivně zapojena i veřejnost. Agentura výsledky sledování zveřejňuje na internetových stránkách.

Újezdní úřady vykonávají státní správu v ochraně přírody a krajiny na území vojenských újezdů, a to v rozsahu působnosti obecních a krajských úřadů, Agentury a Správ NP, není-li příslušné Ministerstvo obrany.

Ministerstvo životního prostředí je ústředním orgánem státní správy odpovědným za provádění nařízení Rady č. 708/2007 nařízení EP a Rady EU č. 1143/2014. V rámci problematiky invazních druhů rozhoduje o povolení k využívání invazního nepůvodního druhu náležejícího do unijního seznamu, podává Komisi EU žádost o udělení oprávnění, pokud žádost o povolení využívání druhu směřuje k jiným činnostem, než je uvedeno v nařízení č. 1143/2014 a jedná-li se o výjimečný případ z důvodu naléhavého veřejného zájmu. Dále rozhoduje o zrušení povolení, pokud nastanou nepředpokládané okolnosti s nepříznivým dopadem na biologickou rozmanitost či související ekosystémové služby. MŽP stanoví náležitosti a způsob zpracování pohotovostního plánu pro žadatele o výjimečný přesun a pokusné vypuštění cizího nebo místně se nevyskytujícího druhu v akvakultuře. Po dohodě s Ústřední veterinární správou určí zařízení, do nichž lze umísťovat jedince invazního nepůvodního druhu náležejícího do unijního seznamu, u něhož byl stanoven zákaz chovu a držení. MŽP vede evidenci takovýchto zařízení a zveřejňuje ji na internetových stránkách. Ve spolupráci s dalšími orgány státní správy má MŽP zajistit analýzu způsobu šíření invazních nepůvodních druhů náležejících do unijního seznamu, zpracovat a aktualizovat akční plán zaměřený na způsoby šíření, který zasílá Komisi EU. MŽP také vypracuje regulační opatření pro značně rozšířené invazní nepůvodní druhy náležející do unijního seznamu. Dále stanovuje opatření k odstranění invazního nepůvodního druhu náležejícího do unijního seznamu, jehož výskyt byl včas zjištěn, nebo stanovuje izolační opatření v případě, že nelze aplikovat opatření k odstranění. O těchto opatřeních bezodkladně informuje Evropskou komisi.

Česká inspekce životního prostředí kontroluje, jak jsou všemi subjekty dodržována ustanovení právních předpisů, včetně přímo použitelných právních předpisů EU. Rozhoduje o odebrání nedovoleně držených jedinců invazních nepůvodních druhů náležejících do unijního seznamu a provádí průběžné kontroly podmínek používání cizích a místně se nevyskytujících druhů v akvakultuře a využívání invazních nepůvodních druhů náležejících do unijního seznamu.

Kromě uvedených orgánů státní správy jsou kompetentními kontrolními úřady vzhledem k invazním nepůvodním druhům i Ministerstvo zemědělství, Celní správa ČR, Státní veterinární správa a Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský.

Odpovědnost fyzických i právnických osob ve vztahu k invazním nepůvodním druhům

Na provádění opatření k regulaci/eliminaci, odstranění/eradikaci či izolaci jakéhokoli invazního nepůvodního druhu náležejícího do unijního seznamu se podílí vlastník nebo uživatel pozemku. Po provedení opatření je povinen zajistit zamezení opětovného rozšíření druhu. Neprovede-li nebo není-li schopen provedení opatření zajistit, může provedení opatření zajistit orgán ochrany přírody a může uzavřít s vlastníkem nebo uživatelem pozemku písemnou dohodu. Každá fyzická i právnická osoba se dopustí přestupku tím, když neúmyslně zavleče, vysadí či šíří invazní nepůvodní druh náležející do unijního seznamu, úmyslně rozšíří do krajiny jedince nebo křížence nepůvodního druhu bez povolení orgánu ochrany přírody nebo provede přesun cizího nebo místně se nevyskytujícího druhu v akvakultuře bez povolení orgánu ochrany přírody či neprovede opatření proti nepříznivým účinkům takového přesunu nebo nepostupuje podle pohotovostního plánu. Dále pokud poruší podmínky povolení k využívání invazního nepůvodního druhu nebo nepostupuje podle pohotovostního plánu v případě úniku nebo rozšíření invazního nepůvodního druhu na unijním seznamu, nebo pokud poruší omezení přijatá formou mimořádného opatření. Tato osoba nese náklady na opatření nezbytná k prevenci, minimalizaci nebo zmírnění nepříznivých dopadů, včetně nákladů na obnovu poškozených ekosystémů.

4 INVAZNÍ RYBY V ČR

Z pohledu počtu introdukovaných druhů ryb patří Česká republika mezi státy s jejich nejvyšším počtem v Evropě a v současnosti se ve volné přírodě vyskytuje cca. 14 etablovaných druhů ryb, z nichž min. 5 druhů (střevlička východní, *Pseudorasbora parva*; karas stříbřitý*, *Carassius gibelio*; hlaváč černoústý, *Neogobius melanostomus*, sumeček americký *Ameiurus nebulosus* a slunečnice pestrá, *Lepomis gibbosus*) lze v současnosti hodnotit jako invazní (Musil a kol., 2010, Pergl a kol., 2016). Dalším, invazním druhem, který má prozatím na našem území spíše mozaikovitý výskyt, je sumeček černý, *Ameiurus melas*. Kromě těchto invazních druhů ryb, které se na našem území vyskytují a prakticky je možná pouze jejich lokální regulace, je klíčová znalost o výskytu nebezpečných invazních druhů, především těch, které vyskytují v bezprostředním okolí ČR, jejich invaze je tak velmi pravděpodobná a v případě jejich detekce vyžadují okamžitá eradikační opatření. Takovým druhem je například hlaváčkovec Glenův (*Perccottus glenii*), který se vyskytuje v okolních zemích (např. Slovensko) a šíří se dál na západ (Reshetnikov, 2010). Další potenciálně invazní druhy uvádí například práce Pergla a kol. (2016).

Úspěšné invazní druhy typicky disponují řadou ekologicko-biologických charakteristik vedoucích k jejich rychlé adaptaci a zvýšení své konkurenceschopnosti, a tedy i šance na přežití (druhy s krátkým generačním cyklem, často s opakovanou reprodukcí v rámci jedné sezóny a péčí o potomstvo, potravní generalisté nebo predátoři). Velmi rychle procházejí fázemi aklimatizace (druhy přizpůsobené místním podmínkám, které se v novém areálu výskytu zatím přirozeně nerozmnožují) a naturalizace (přirozeně se rozmnožují a jsou již součástí společenstev) a stávají se druhy invazními. Za invazní druhy považujeme, takové nepůvodní naturalizované druhy, které v důsledku svých biotických interakcí negativně ovlivňují původní organismy a to na úrovni populace, druhu, společenstva a/nebo se účastní významných ekosystémových změn, například změnou toku energie ovlivněním potravní základny. **Invazní druhy obecně zahrnují organismy, jejichž introdukce a šíření ohrožuje biologickou diverzitu** (Genovesi a Shine 2002).

Tab. 1. Aktualizovaný seznam introdukovaných nepůvodních druhů ryb do České republiky (modifikováno z Musila 2010). Rok první introdukce a detekce v přírodě (pokud není k dispozici, * místo toho uveden referenční rok), důvod introdukce (Aquac – akvakultura, An – rekreační rybářství, Or – okrasné / akvaristika, En – ekologická nika, Nat – přirozené šíření, Un – neznámé); fáze stabilizace (Ex – vyhynulé, A – aklimatizované, E – etablované, N - naturalizovaný) a populační fáze (St – nasazování, L – lokální populace, W – šíření, In – invazivní, Un – neznámé). Otazník označuje, že nejsou k dispozici žádná data.

Čeleď - druh	První introdukce	/ detekce	Důvod introdukce	Fáze stabilizace	Populační postavení
JESEROVITÍ (Actipenseridae)					
Jeseter sibiřský (<i>Acipenser baeri</i>)	1982		Aquac, Or, An	A	
VESLONOSOVITÍ (POLYODONTIDAE)					
Veslonos americký (<i>Polyodon spathula</i>)	1995		Aquac	A	
PAKAPROVCOVITÍ (CATOSTOMIDAE)					
Kaprovec velkouústý (<i>Ictiobus cyprinellus</i>)	1986	*2006?	Aquac	A	
Kaprovec černý (<i>Ictiobus niger</i>)	1986		Aquac	A	
OKOUNKOVITÍ (CENTRARCHIDAE)					
Okounek (<i>Enneacanthus</i> sp.)	*1914		Aquac	Ex	
Okounek čemý (<i>Micropterus dolomieu</i>)	1889	1891	Aquac, An	Ex	
Okounek pstruhový (<i>Micropterus salmoides</i>)	1889	1890	Aquac, An	A, E	St, Un
Slunečnice pestrá (<i>Lepomis gibbosus</i>)	1929	*1929	Aquac	E	L, In
Slunečnice skalní (<i>Ambloplites rupestris</i>)	*1892		Aquac	Ex	
Slunečnice ušatá (<i>Lepomis auritus</i>)		*1908	Or	Ex	
VRUBOZUBCOVITÍ (CICHLIDAE)					
Tiamoun zlatý (<i>Oreochromis aureus</i>)	?		Aquac	Ex	
Tiamoun mosambický (<i>Oreochromis mossambicus</i>)	?		Aquac	Ex	
Tiamoun nilský (<i>Oreochromis niloticus</i>) /**/	1985	1995	Aquac	Ex	
LOSOSOVITÍ (SALMONIDAE)					
Lipan bajkalský (<i>Thymallus baicalensis</i>)		1959	An	Ex	
Pstruh duhový (<i>Oncorhynchus mykiss</i>)	1888	1893	Aquac, An	A, E	St, W
Pstruh žlutohrdlý (<i>Oncorhynchus clarkii</i>)	1905		Aquac	Ex	
Siven arktický (<i>Salvelinus alpinus</i>)	1759	*1581, 1883	An, Aquac	Ex	
Siven americký (<i>Salvelinus fontinalis</i>)	1890	1883	An, Aquac	A, E	St, W
Siven jezerní (<i>Salvelinus namaycush</i>)	1972	1976	An, Aquac	Ex	
Sih malý (<i>Coregonus albula</i>)	1889	?1962	Aquac, An	Ex	
Sih omul (<i>Coregonus aurumnalis</i>)	1960	*1968	Aquac, An	Ex	
Sih marèna (<i>Coregonus maræna</i>)	1882	*1966	Aquac, An	A, E	L, St, W
Sih peleď (<i>Coregonus peled</i>)	1970	?*1998	Aquac, An	A, E	L, St, W
KEŘÍČKOVITÍ (GASTEROSTEIDAE)					
Keříčkovec africký (<i>Clarias ganepinus</i>) /**/	1958,1986		Aquac	Ex	
KAPROVITÍ (CYPRINIDAE)					
Amur bílý (<i>Ctenopharyngodon idella</i>)	1961	1972	Aquac, En, An	A	St, W
Amur černý (<i>Mylopharyngodon piceus</i>)	2000		Aquac	A	
Kapr obecný (<i>Cyprinus carpio</i>)	?	?	Nehodnoceno		St, W
Karas stříbřitý (<i>Carassius gibelio</i>) /**/	1961	1976	Aquac, Nat	N	W, In
Karas zlatý (<i>Carassius auratus</i>) /**/	?		Nehodnoceno		Un
Karas (<i>Carassius langsdorfi</i>) /**/		2000	Nehodnoceno		Un
Střevlička východní (<i>Pseudorasbora parva</i>)	1976, 1982	1986	Aquac, ? Nat	N	W, In
Tolstolobik bílý (<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>)	1961, 1965	*1978	Aquac, En, An	A	St, W
Tolstolobec pestrý (<i>Hypophthalmichthys nobilis</i>)	1964	*1978	Aquac, En, An	A	St, W
Hořavka hořká (<i>Rhodeus amarus</i>)	?	?	Aquac	N	L
KOLJUŠKOVITÍ (GASTEROSTEIDAE)					
Koljuška tříostná (<i>Gasterosteus aculeatus</i>)	1915	*1926	Or	N	L
HADOHLAVCOVITÍ (CHANNIDAE)					
Hadohlavec skvmitý (<i>Channa argus</i>)	1956	1960	An, Aquac	Ex	
SUMEČKOVITÍ (ICTALURIDAE)					
Sumeček americký (<i>Ameiurus nebulosus</i>)	1890	1906	Aquac, An	N	L, Un, ?In
Sumeček čemý (<i>Ameiurus melas</i>)	2003, 2005	2007	Aquac	E	Un, ?In
Sumeček tečkovaný (<i>Ictalurus punctatus</i>)	1985		Aquac	A	
HLAVÁČKOVITÍ (GOBIDAE)					
Hlaváč černoústý (<i>Neogobius melanostomus</i>)		2008	Nat	? E	Un, ?In
Hlaváčka mramorovaná (<i>Proterothinus mamotarus</i>)		1994	An, Nat	N	W, ?In

/**/ v ČR se objevují různé formy a hybridní komplexy karasů, které jsou v obecné rovině označovány jako karas stříbřitý (Kalous, 2013). /**/ Druhy schopné v našich podmínkách přežít jen v oteplené vodě.

4.1 Střevlička východní (*Pseudorasbora parva*)



Obr. 1. Střevlička východní (Foto: Miroslav Barankiewicz)

Popis druhu

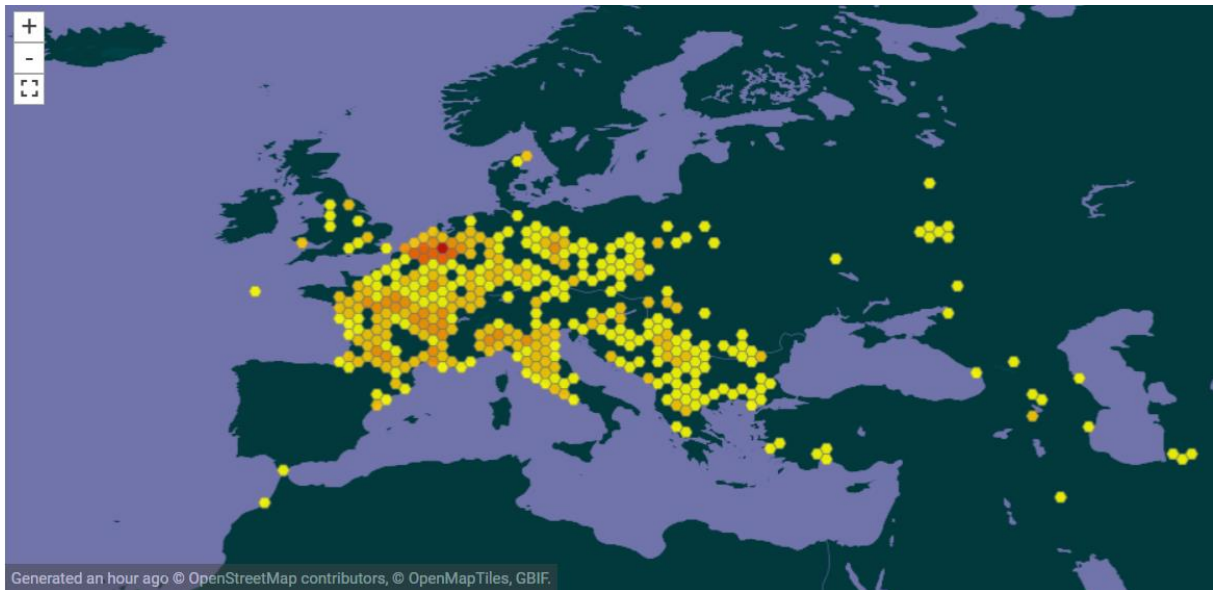
Drobná kaprovitá rybka s protáhlým tělem do délky 100 mm. Ústa jsou svrchní, spodní čelist je delší než horní a bez vousků. Šupiny malé, v postranní čáře 34-38 šupin. Zbarvení těla je obvykle žlutozelené až nahnědlé. Hřbet je obvykle tmavý, boky a břicho světlejší se stříbrným leskem. Po bocích se táhne tmavý úzký pruh, patrný zejména u juvenilních jedinců. Výrazný pohlavní dimorfismus typický především v období reprodukce, charakteristická třecí vyrážka a změna zbarvení samců až do fialova. Hřbetní ploutev krátká, umístěná nad břišními ploutvemi, řitní ploutev krátká, posazena blíže k břišním. Ploutve jsou světle žluté a hřbetní ploutev mívá často příčný tmavý pruh (Baruš a Oliva, 1995).

Ekologie a biologie

Vyskytuje se převážně ve stojatých a pomalu tekoucích vodách (slepá ramena řek, rybníky, nádrže a jejich spojovací soustavy). Žije obvykle v menších hejnech zejména ve vegetaci (Kottelat a Freyhof, 2007). Plůdek je planktonofágní, dospělci rovněž bentofágní. Střevlička se za vhodných podmínek rozmnožuje 4 – 5x za rok. Druh s péčí o potomstvo, kde samci hlídají snůšku jiker až do vylíhnutí plůdku (Kottelat a Freyhof, 2007). Jeden z nejinvasivnějších druhů ryb Evropy.

Rozšíření

Původ této ryby je areál zejména východní Asie (Čína, Korea, Japonsko), její severní areál končí v povodí Amuru (Rusko, Mongolsko) (Kottelat a Freyhof, 2007). Evropy zavlečena roku 1960 do Rumunska s plůdkem rostlinožravých ryb z Číny (Bănărescu, 1999). Do ČR se dostala v letech 1981 – 1982 s plůdkem ryb z Maďarska, prvně zjištěna ve výlovehch na podzim 1982 na Jindřichohradecku a Znojemsku (Jankovský, 1983). V současné době se vyskytuje na většině našeho území.



Obr. 2. Rozšíření střevličky východní v Evropě (<https://www.gbif.org/species/2362868>).

Environmentální rizika

Vysoký invazní potenciál, časté přemnožení populací zvláště v rybníčních akvakulturách, kde je velice nebezpečným druhem doprovázeným vysokými ekonomickými ztrátami v důsledku potravní konkurence. Kromě potravní konkurence jde o druh známý vysokým predčním tlakem na ranná vývojová stádia ostatních druhů ryb včetně obojživelníků (Teplitsky a kol., 2003). Střevlička představuje prokazatelného přenašeče parazitů a některých virových patogenů (Britton a kol., 2006, Spikmans a kol., 2013), které jsou dávány do souvislosti s postupným mizením původního druhu slunky obecná (*Leucasapius delineatus*). Jde o druh, který může za určitých podmínek působit negativně na úrovni společenstva i samotného ekosystému (Gozlan a kol., 2010).

4.2 Karas stříbřitý (*Carassius gibelio*)

Popis druhu

Taxonomie karasů je značně složitá a není prozatím dořešena díky existenci hybridních komplexů, více formám rozmnožování (existence gynegenese a tvorby celosamičích populací tak oboupohlavních populací) včetně tvorby klonálních linií (podrobně problematiku uvádí Kalous, 2013). V rámci rodu karas byly identifikované další fylogenetické linie odpovídající samostatným druhům (např. karasa gibuna, *Carassius langsdorfi*), které není možné rozlišit výhradně na základě morfologie vnějších znaků. Karas má vysoké tělo, které je ze stran zploštělé. Šupiny má velké a lesklé. Ústa jsou bez vousků. Hřbetní ploutev je rovná nebo konvexní (vykrojená). Původní druh, karas obecný má naopak hřbetní ploutev konkávní (vypouklá). Hřbet je tmavě šedý, boky jsou stříbřité. Břišní výstelka je černá a lesklá, dorůstá do velikosti až 50 cm (Hanel a Lusk, 2005).



Obr. 3. Karas stříbřitý (Foto: Miroslav Barankiewicz)

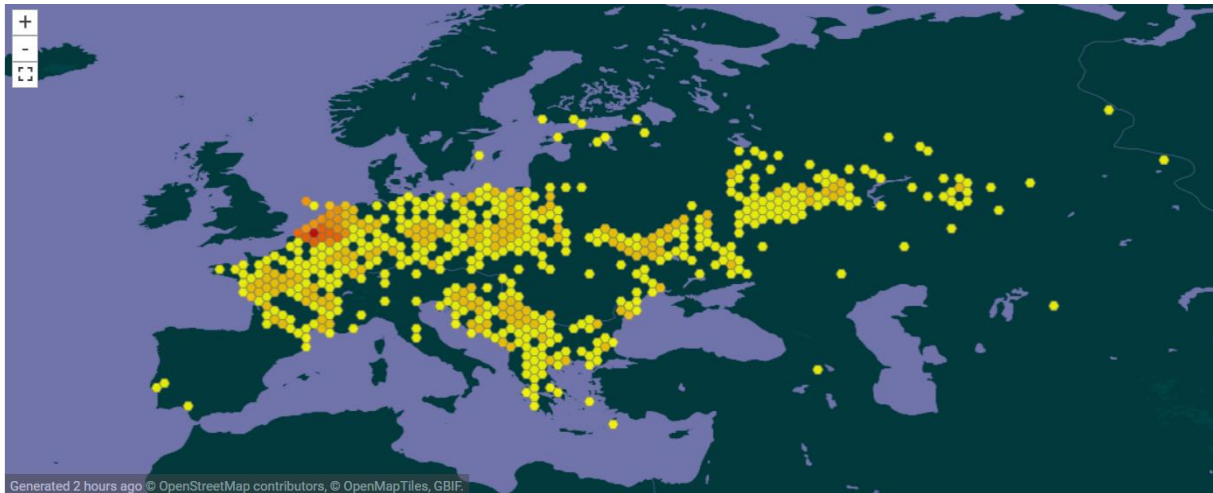
Ekologie a biologie

Jedná se o druh žijící většinou ve stojatých a mírně tekoucích vodách (větší toky a jejich ramena, rybníční soustavy, kanály, tůně). Karas stříbřitý je bentopelagický hejnový druh, kterému se daří ve sladké i brakické vodě. Karas je velmi tolerantní k eutrofizaci, teplotě vody a množství rozpuštěného

kyslíku a je tak schopen obsadit lokality, kde jiné druhy nepřežívají. Je to všežravá ryba, která se dožívá kolem 10 let.

Rozšíření

Původní areál výskytu je Eurasie. V Evropě byl popsán koncem 18 století. V současné době se vyskytuje téměř v celé Evropě (Obr. 4). Některé výskyty se mohou překrývat s výskytem karase zlatého (*C. auratus*) s ohledem na jejich morfologickou podobnost. Na území ČR byla první zmínka o invazi této ryby je z roku 1976 a to z oblasti soutoku Dyje a Moravy (Baruš a Lusk, 1978). V současné době se vyskytuje ve vhodných lokalitách na celém území ČR.



Obr. 4. Rozšíření karase stříbřitého v Evropě (<https://www.gbif.org/species/2366634>)

Environmentální rizika

Společně se střevlíčkou patří mezi nejproblematičtější druhy, které byly do Evropy zavlečeny. Hlavní negativní vlivy zahrnují prostorovou a potravní kompetice, sexuální parazitismus a hybridizaci s ostatními druhy kaprovitých ryb, především s původním karasem obecným (Kalous, 2013).

4.3 Hlaváč černoústý (*Neogobius melanostomus*)

Popis druhu

Tělo má protáhlé, válcovité a nízké. V podmínkách ČR dorůstá délky až 20 cm (Bouše a kol. 2018) obvykle do 15 cm. Tělo je pokryto ktenoidními šupinami. Břišní ploutve jsou srostlé v přísavný terč. Hřbetní ploutve jsou dvě, které jsou umístěné těsně za sebou. První má tvrdé paprsky a v zadní části nápadnou temnou skvrnu, která bývá u mladších kusů světle lemována. Druhá hřbetní ploutev je delší a je podpírána měkkými paprsky (Baruš a Oliva, 1995).

Ekologie a biologie

Žije převážně benthickým způsobem života. Nejčastěji obývá kamenné záhozy na březích řek, které slouží ke zpevnění břehů. Hlaváči jsou schopni žít ve slané, v brakické i ve sladké vodě. Obývají převážně velké řeky (Kottelat a Freyhof, 2007). Je schopný žít ve znečištěné vodě a je tolerantní k nízké koncentraci kyslíku (Skóra a kol., 1999). Je to kompetitivní druh, který je schopný vytlačovat původní druhy. Jeho potrava se skládá z bezobratlých, malých ryb a měkkýšů (Kottelat a Freyhof, 2007).



Obr. 5. Hlaváč černoústý (Foto: Eduard Bouše)

Rozšíření

Původní areál výskytu hlaváče černoústého je pobřeží Černého, Kaspického a Azovského moře. Zejména díky lodní dopravě se rozšířil téměř po celé Evropě a dostal se i na Severoamerický kontinent (USA). Na území ČR byl poprvé registrován v dolním úseku Moravy v roce 2006 (Lusk a kol., 2008). V roce 2015 byl poprvé zachycen v řece Labi v oblasti Dolního Žlebu (Roche a kol. 2015, Barankiewicz a kol., 2015) odkud se šíří směrem proti proudu.

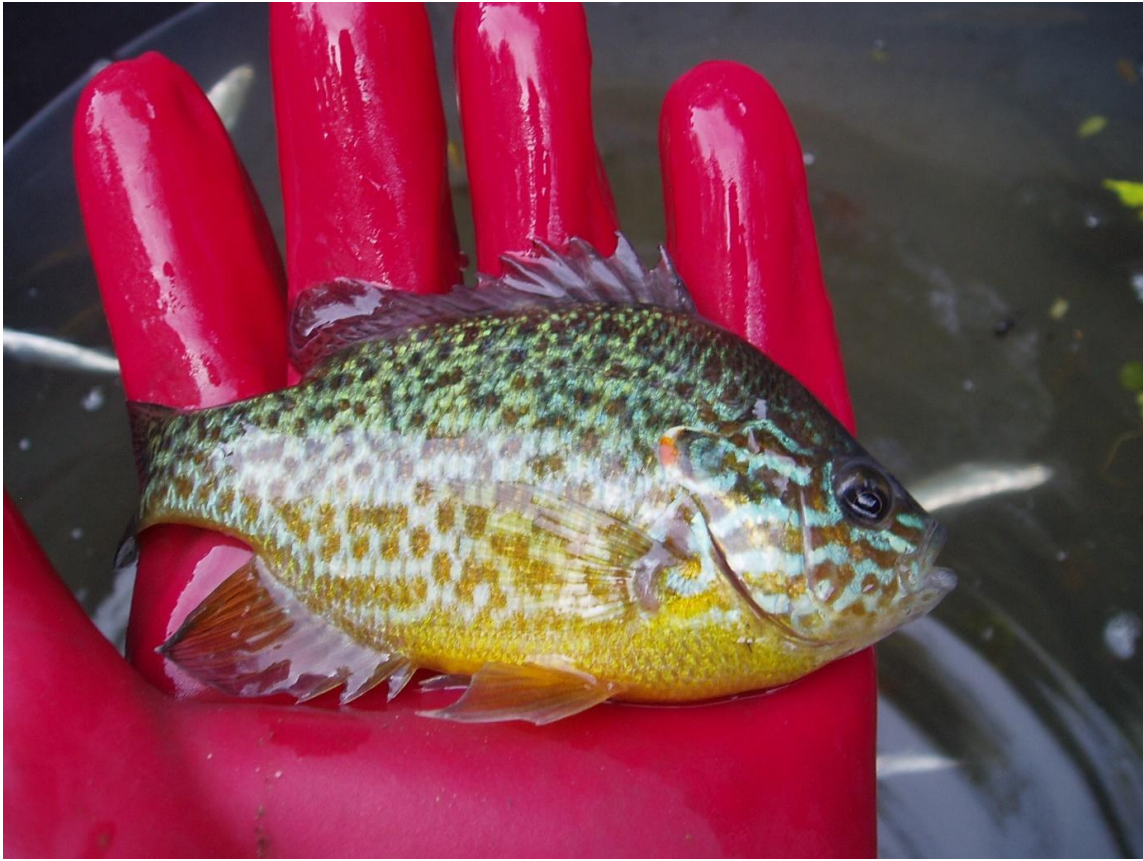


Obr. 6. Rozšíření hlaváče černoústého v Evropě (<https://www.gbif.org/species/2379089>)

Environmentální rizika

Díky svému invaznímu potenciálu se úspěšně šíří proti proudu a místně dominuje v druhovém zastoupení ichtyofauny dolního Labe (Bouše a kol., 2016, 2018). Většina dokumentovaných negativních dopadů pochází z jeho invaze v Severní Americe (Corkum a kol., 2004), které upozorňují na značné ekonomické i ekologické důsledky a rizika stejně jako v Evropě zahrnují negativní dopady na celý ekosystém prostřednictvím predace, kompetice, přenosu patogenů a parazitů (Verreycken, 2013).

4.4 Slunečnice pestrá (*Lepomis gibbosus*)



Obr. 7. Slunečnice pestrá (Foto: Miroslav Barankiewicz)

Popis druhu

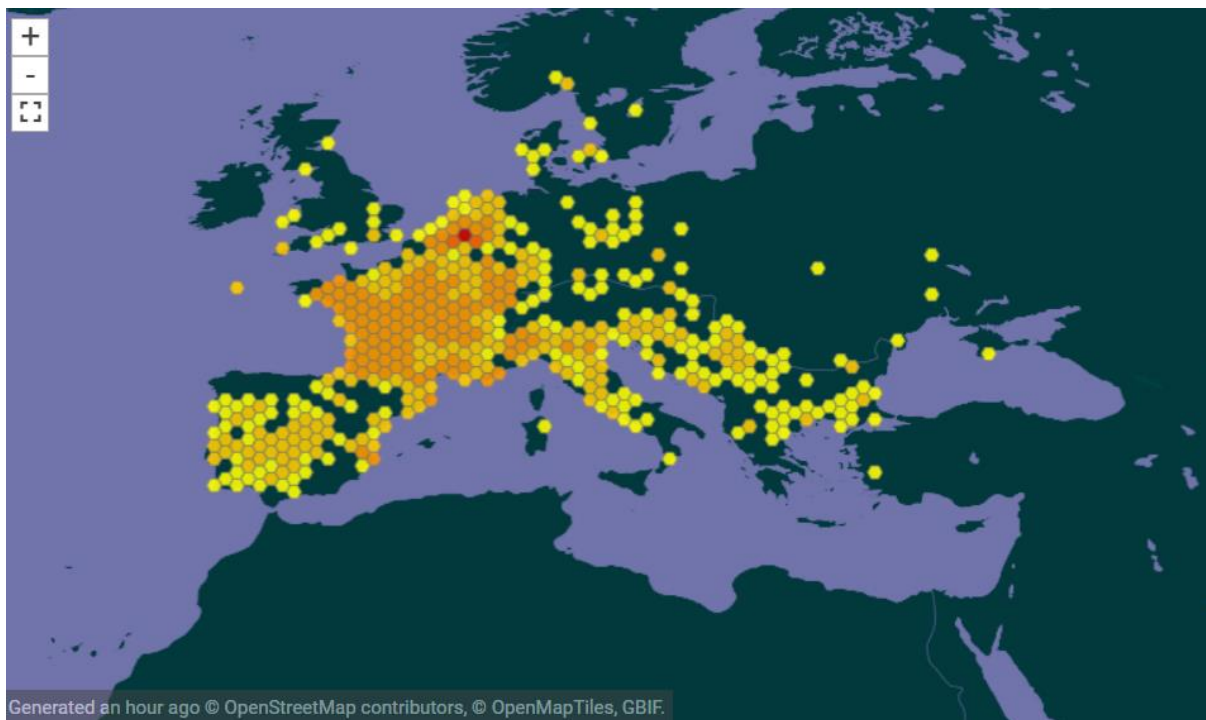
Tělo je vysoké, protáhlé a z boků zploštělé. U nás v ČR dorůstá slunečnice okolo 16 cm (Baruš a kol. 1995), ale může dorůst až 30 cm (Carlander, 1977). Ústa má malá. Hřbetní ploutev je složena ze dvou částí (přední část má paprsky přeměněné v ostny a je delší než zadní část s měkkými paprsky). Zbarvení je pestré. Nápadným znakem dospělých slunečnic je tmavá kulatá skvrna na zadním výběžku skřelové kosti.

Ekologie a biologie

Vyskytuje se převážně ve stojatých a pomalu tekoucích vodách (slepá ramena řek, rybníky, nádrže a jejich spojovací soustavy). Juvenilní jedinci se živí larvy hmyzu, koryšů a vodních plžů. Adultní jedinci se živí rybami a jsou i kanibalové (Scott a Crossman 1973; Carlandera, 1977).

Rozšíření

Původ této ryby je ze Severní Ameriky. Koncem 19 století (1887) byla introdukována nejprve do Francie a poté do dalších států Evropy (Belgie, Německo, Maďarsko ad.). Do ČR byla pravděpodobně zavlečena v roce 1929 s plůdkem kapra do oblasti Třeboňska z území někdejší Jugoslávie (Baruš a kol., 1995).



Obr. 8. Rozšíření v Evropě (<https://www.gbif.org/species/2394486>)

Environmentální rizika

Slunečnice vytváří primárně predanční tlak (ryby, obojživelníky a další vodní bezobratlý) a je i významným potravním konkurentem ostatních ryb, díky tomu negativně ovlivňuje celý ekosystém (Pergl a kol. 2016).

4.5 Sumeček americký (*Ameiurus nebulosus*)



Obr. 9. Sumeček americký (Foto: Tomáš Daněk)

Popis druhu

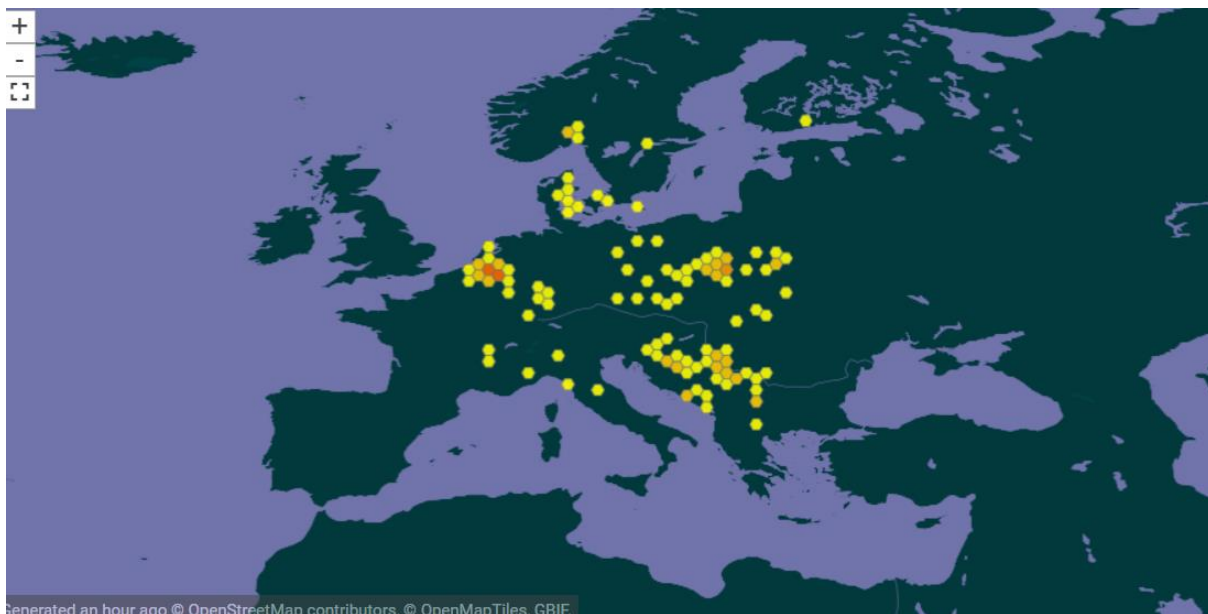
Tělo má protáhlé, válcovité. Obvykle dorůstá délky 20 až 30 cm a maximálně až 50 cm. Tělo je bez šupin. Hlava je mohutná s velkými koncovými ústy. Kolem úst má 4 páry (8 vousů). Mezi hřbetní a ocasní ploutví se nachází tuková ploutvička. Zbarvení hřbetu je tmavé hnědé, nazenelené až černohnědé. Boky jsou světlejší s mramorováním (Hanel a Lusk 2007).

Ekologie a biologie

Obývá převážně pomalu tekoucí a teplejší stojaté vody (tůně a ramena). Vyhledává stanoviště, které jsou pokryta vegetací s bahnitým dnem. Žije převážně u dna, kde vyhledává úkryty (Baruš, 1995). Podle Vostradovského (1958) je sumeček všežravec, který preferuje především živočišnou složku (korýši, bezobratlí, ryby, obojživelníky). Samec i samice hlídají snůšku jiker a pečují o potomstvo do rozplavání (Page a Burr, 1991).

Rozšíření

Původní areál rozšíření tohoto druhu je Severní Amerika. V současné době se sumeček vyskytuje v Jižní Americe, v Asii i v Evropě (Kottelat a Freyhof 2007). Na našem území se tento druh objevil již koncem 19. století v oblasti Třeboně a v současné době je rozšířený zejména v povodí velkých řek Labe, Morava, Dyje, Odra (Hanel a Lusk, 2005).



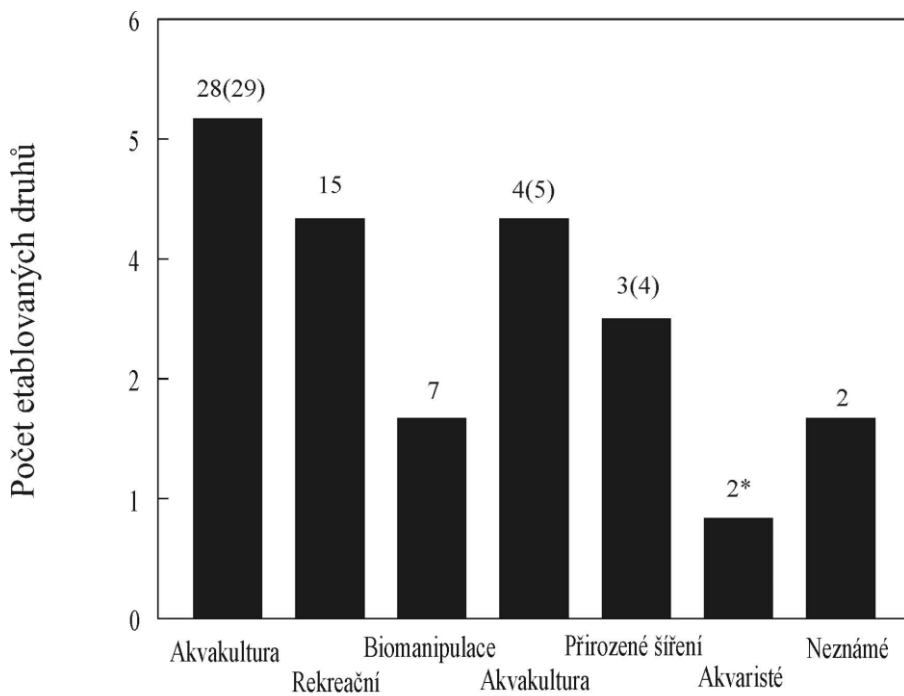
Obr. 10. Rozšíření sumečka amerického v Evropě (<https://www.gbif.org/species/2340989>)

Environmentální rizika

Sumeček americký představuje nepůvodního predátora ryb a obojživelníků a je významným potravním konkurentem původních druhů ryb s dokladovaným negativním vlivem na celý ekosystém (Pergl a kol. 2016). Sumeček americký je poměrně „houževnatá“ ryba s tvrdými, ostrými paprsky v prsních a v hřbetní ploutvi, které fungují jako antipredační adaptace a proto se jen zřídka stávají potravou ostatních dravých ryb (Scott a Crossman, 1973), ačkoliv se objevují v potravě sumce velkého, *Silurus glanis* (Musil, nepublikováno).

5 ŠÍŘENÍ INVAZNÍCH DRUHŮ RYB

V České republice bylo v minulosti realizováno mnoho introdukcí nepůvodních druhů ryb (např. Adámek a Kouřil, 1996; Lusk a kol., 2010; Musil a kol., 2010) především vektory (přenašeč) akvakultury, rekreačním rybnářstvím a za účelem biomanipulačních opatření (Obr. 11). Z volných vod je dokladován výskyt 29 nepůvodních druhů. 20 nepůvodních druhů ryb se ve volných vodách stále vyskytuje a počet nepůvodních druhů, které se přirozeně rozmnožují, představuje kolem 27 % současné ichtyofauny České republiky (Lusk a kol., 2010; Musil a kol., 2010). Jako invazní druhy ryb můžeme označit 5 druhů a dva druhy jako potencionálně invazní (viz kapitola 4).



Obr. 11. Introdukční vektory nepůvodních sladkovodních ryb s počtem introdukovaných (hodnoty uvedeny nad sloupci, v závorce je uveden počet dalších pravděpodobně introdukovaných druhů) a etablovaných druhů (podle Musila, 2012).

Nejvýznamnějším introdukčním vektorem nepůvodních druhů ryb je nejenom v České republice rybníční akvakultura (García-Berthou a kol., 2005; Rahel, 2007; Musil a kol., 2010; intenzivní akvakultura, jako uzavřený systém, je považována, v souvislosti s biodiverzitou, za bezpečnou a není v této kapitole diskutována). Globální akvakultura (včetně té v ČR) je závislá na chovu nepůvodních druhů (Gozlan a kol., 2010). Spolu s cílovými druhy se zavleklo i mnoho druhů necílových (nechtěných), typicky jako kontaminanty rybích obsádek (např. střevlička východní, karas stříbřitý, sumeček černý). Akvakultura představuje významný vektor transportu nepůvodních organismů. Protože je akvakultura zákonitě spojená s častými transfery rybích obsádek, tyto necílové druhy se v rámci akvakultury velmi rychle šíří. Vlastním mechanismem introdukce nepůvodních druhů (introdukční vektor) do volných vod jsou pak především úniky ryb ze semipermeabilních systémů, jako jsou rybníky (Musil a kol., 2007). Za zmínku stojí i záměrné vysazování například rekreačními rybáři (Kalous, 2018).

Rekreační rybářství je druhým nejvýznamnějším vektorem introdukcí nepůvodních druhů v České republice. Kromě vlastní produkce násad v rybnících nebo nasazování ryb původem z akvakultury s identickými riziky jako rybníční akvakultura, jsou zde cílové nepůvodní druhy vysazovány do volných vod záměrně za účelem zvýšení atraktivity a druhové pestrosti lovených druhů. Kromě vlastního nasazování, je rekreační rybolov nebezpečným vektorem introdukcí a šíření nepůvodních druhů používáním nepůvodních organismů jako nástrahy, které jsou po ukončení rybolovu vypuštěny živé na „svobodu“ (Kalous a kol., 2013).

Mezi další introdukční vektory a cesty šíření nepůvodních druhů ryb patří především cílené introdukce za účelem biomanipulačních opatření v rámci tzv. top-down kontroly – ovlivněním různých trofických pozicí potravního řetězce za účelem změny toku živin (tolstolobik bílý, *Hypophthalmichthys molitrix*; tolstolobec pestrý, *Hypophthalmichthys nobilis*; amur bílý, *Ctenopharyngodon idella*) a k redukci nežádoucí vegetace (amur bílý) nebo organismů (amur černý, *Mylopharyngodon piceus*) v akvakultuře. Dále se jedná o šíření nepůvodních druhů hydrologickým systémem, které je často doprovázeno dalšími lidskými aktivitami (plavba), úniky nepůvodních organismů z chovů okrasných nebo akvariálních ryb aj. Z detailnější analýzy a chronologického sledu introdukcí nepůvodních organismů a v obecné rovině biologických invazí (v případě druhů invazních), je patrná významná závislost na demografických, socioekonomických a politických faktorech (Lockwood a kol., 2009). Podobně je charakteristické, že většina nepůvodních druhů, a zvláště druhy invazní, jsou introdukovány a šíří se kombinací mnoha vektorů a cest. Příkladem mohou být oba invazní druhy ryb, karas stříbřitý a

střevlička východní, na jejichž úspěšné invazi se podílely oba nejvýznamnější introdukční vektory (úniky z akvakultury, kontaminant obsádky při nasazování, nástražní ryby), ale invaze byla významně urychlena rovněž šířením v hydrologickém systému (Lusk a kol., 2010; Musil a kol., 2010).

6 NEGATIVNÍ VLIVY NEPŮVODNÍCH DRUHŮ RYB

Nepůvodní druhy ovlivňují biodiverzitu a tedy řadu původních populací a druhů sladkovodních ryb celou řadou mechanismů, z nichž nejvýznamnější představují prostorová a potravní konkurence, přímá predace, transfer nových parazitů a nemocí a také například změny genetického složení původních populací (Gozlan a kol., 2010). Důsledky nepůvodních druhů jsou často významnější v oblastech s absencí původních dravých ryb nebo ve společenstvech s malou druhovou diverzitou, kde jsou původní druhy často rychle nahrazeny konkurenčně lépe vybavenými nepůvodními druhy ve srovnání s druhově bohatými rybími společenstvy dolních úseků velkých řek. Kontrola introdukce nepůvodních druhů je tedy významným úkolem a její úspěšná realizace, je rovněž nezbytnou podmínkou pro zachování současné biodiverzity.

Naše současná znalost, jakou hrozbou a jakým rizikem nepůvodní druhy pro biodiverzitu jsou, je stále velmi limitovaná. Do současnosti je naprostá většina prací zahrnujících problematiku ekologických dopadů nepůvodních druhů ryb v České republice (sumarizováno Adámkem a Kouřilem, 1996; Luskem a kol., 2010; Musilem a kol., 2010, 2012) orientována na prostorovou a potravní konkurenci, predaci, transfer nových parazitů a nemocí, hybridizaci aj. tedy na mechanismy, kterými nepůvodní druhy mohou ovlivňovat biodiverzitu. Je nutno uvést, že podobným způsobem může působit i mnoho původních druhů ryb nasazovaných do volných vod například z akvakultury. Studie, které by negativní dopad nepůvodních druhů na biodiverzitu skutečně demonstrovaly populačním poklesem, limitací/vymizením konkrétního druhu nebo změnou společenstva, struktury nebo funkčnosti ekosystému, prozatím chybí. Studium ekologických dopadů nepůvodních druhů je navíc komplikováno výrazně synergickým působením s ostatními antropogenními tlaky (Didham a kol., 2007) jako jsou například globální změna klimatu nebo fragmentace vodních ekosystémů, hydroenergetika, regulace toků atd.

7 MANAGEMENT LOKALIT S INVAZNÍMI DRUHY RYB

7.1 Osvěta a prevence

Legislativa je důležitým nástrojem při snaze o eliminaci/eradikaci invazních druhů. Klíčové je přitom samotné definování invazních druhů a závazných postupů nakládání s nimi. Právní rámec však nemusí být sám o sobě dostatečný pro zamezení šíření a omezení výskytu těchto druhů, pokud není doplněn osvětou mezi širokou veřejností. Prevence spojená s informováním o škodlivosti invazních druhů je vždy mnohonásobně levnější než řešení pozdějších problémů s jejich rozšířením (Svobodová a kol., 2010; Pergl a kol., 2018).

Informování odborné i laické veřejnosti o problémech, které nepůvodní invazní druhy způsobují, je jedinou účinnou cestou, jak alespoň částečně zamezit jejich šíření. Jedním ze způsobů šíření je totiž i záměrné vysazování invazních organismů veřejností v dobré víře a v neznalosti následků takového jednání. V případě ryb je specifickou kapitolou při šíření invazivních druhů používání nástražních ryb při lovu dravých druhů ryb. Osvěta a prevence zaměřená na nebezpečnost záměrného vysazování a zavlékání nepůvodních druhů na nové lokality je proto klíčová.

Populární a vědecké články a příspěvky v médiích

Prevence a osvěta by měla být jednou z hlavních činností Agentury ochrany přírody ČR, která má údaje o výskytu nepůvodních druhů a v některých případech jsou zasažené lokality i majetkem AOPK. Velmi důležité je šíření informací mezi rybáři (nepouštět po ulovení zvláště invazní druhy zpět, nepoužívat je jako nástražní ryby) akvaristy a potápěči, kteří často vysazují invazní ryby do volných vod, bez znalosti možných následků. Výsledky výzkumu jsou typicky publikovány v odborných časopisech, které jsou klíčovými informacemi, ale nelze předpokládat, že by je laická veřejnost studovala a proto jsou významné rovněž přehledové osvětové publikace, zaměřit se na informování veřejnosti o škodlivosti invazních druhů s pomocí médií jako jsou sociální sítě a další platformy.

Odborné a populární přednášky

Kromě audiovizuální a textové osvěty je velmi důležitá přímá interakce s odbornou i laickou veřejností prostřednictvím přednášek nebo exkurzí na lokality výskytu invazních druhů, či na lokality, kde lze sledovat aplikaci různých opatření. V neposlední řadě je vhodné věnovat se osvětě již v předškolním či školním věku v podobě vzdělávacích programů a exkurzí pro školy nebo v zájmových aktivitách dětí.

7.2 Management eliminace invazních ryb

V současné době je úplná eradikace invazních ryb téměř nemožná díky jejich víceméně plošnému geografickému rozšíření. Opatření jsou tedy směřována především na lokální regulaci invazních druhů. Nicméně za určitých podmínek, lze na některých lokalitách provést i úplnou eradikaci plošně rozšířených invazních druhů a tím snížit negativní dopad na ekosystém. Pokud má být eradikace úspěšná, je nutným předpokladem včasné odhalení nového výskytu nebezpečného druhu (early warning system). Dle Nařízení Evropského parlamentu a Rady (EU) č. 1143/2014 ze dne 22. října 2014 o prevenci a regulaci zavlékání či vysazování a šíření invazních nepůvodních druhů, jehož praktickým nástrojem je tzv. unijní seznam invazních nepůvodních druhů, je třeba připravit eradikační opatření nejdéle do 3 měsíců od nového záznamu výskytu invazních organismů na daném území nebo území části státu. Z těchto důvodů je velice důležitý pravidelný monitoring, mapování početnosti a šíření invazních druhů (Pergl a kol., 2016). Na základě výsledků biologického průzkumu a s aplikací této metodiky bude následně možné určit další postup (stanovení priorit, transfer ostatních zvláště chráněných druhů, volba vhodného termínu apod.). Pokud bude rozhodnuto o eradikaci/regulaci invazních organismů, je třeba lokalitu před zásahem pečlivě monitorovat, porovnat hustotu populace a dále v monitoringu pokračovat i po zákroku. Důležité je porovnání s hustotou populace v předchozím

období, posouzení efektivity realizovaného regulačního opatření, v případě eradikačního opatření pak sledovat opětovný výskyt konkrétního druhu na lokalitě nebo blízkém okolí.

Během zásahu je třeba upozornit veřejnost na výskyt invazních organismů a negativní dopad jejich výskytu pomocí informačních tabulí, panelů, letáků, webových stránek, místního tisku, rozhlasu apod. Veřejnost by měla být upozorněna na zákaz přenášení invazních druhů ryb na jiné lokality v souvislosti s jejich environmentálními riziky (predace, kompetice, hybridizace aj.) pro konkrétní původní druhy a jejich vlivem na biodiverzitu lokality.

Metody boje s invazními druhy ryb

Jednotlivé metody lze rozdělit na několik skupin, podle toho, zdali je cílem:

A. Regulace populací invazních druhů ryb (např. za účelem zpomalení jejich šíření nebo snížení jejich ekologických dopadů)

1. metody jejich odlovu tzv. metody mechanické (v zahraničí často řazené mezi biomanipulace)
2. biokontrola

B. Kompletní eradikace (likvidace) populací invazních druhů ryb

3. chemická eradikace

C. Ostatní metody

7.2.1 Metody odlovu ryb

Pro účely této publikace jsou uváděny pouze základní obecné informace k vybraným metodám odlovu ryb, případně takové okolnosti, které se vztahují k aplikaci vhodných metod za účelem regulace populací invazních druhů ryb. Podrobněji jednotlivé metody uvádí např. Turek a kol. (2013), pro elektrolov je dále dostupná tematická publikace Českého rybářského svazu „Lov ryb elektrickým agregátem (Nusl a kol., 2010).

A) Sítě a pasti

Síťové techniky používané k lovu ryb můžeme rozdělit na dvě základní skupiny (Kubečka a kol., 2010):

a) aktivní síťové techniky lovu ryb (čeřeny, vrhací sítě, vatky, nevody, záťahové a vlečné sítě tzv. traly, Obr. 12).

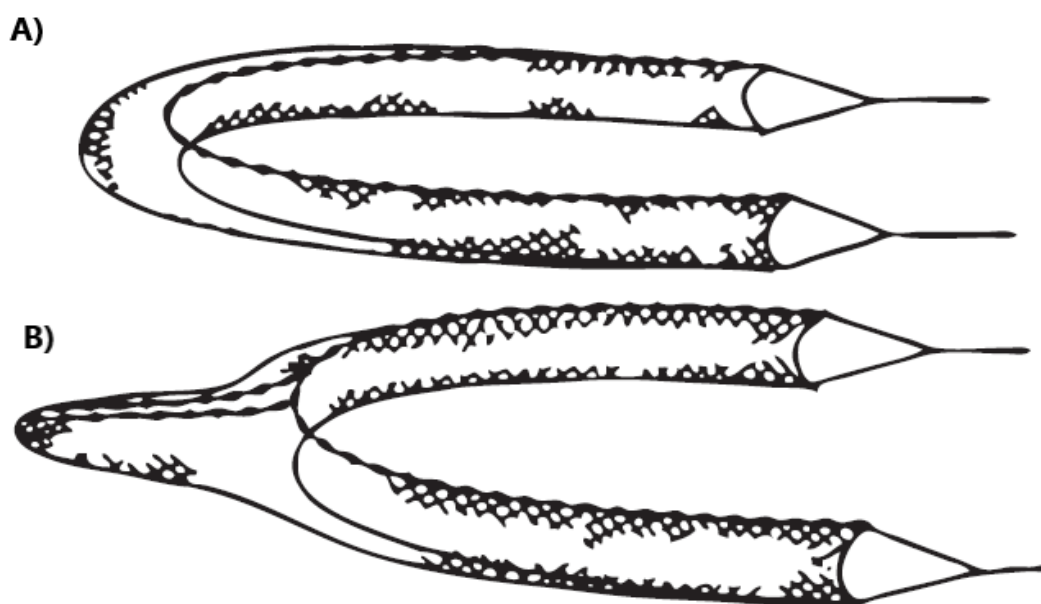
U těchto metod lovu je potřeba aktivní pohyb (přitahování, zvedání, tahání, vláčení). Čeřeny jsou sítě skládající se s vodorovné síťoviny ve tvaru pyramidy, hranolu nebo kuželu, kdy jsou čeřeny ponořeny do vody a poté jsou rychle vytaženy z vody. Ryby, které jsou v okamžiku nad sítí, jsou odchyceny. Vrhací sítě jsou vrhány do vody a klesající síť s uzavírajícím mechanismem zachytává ryby. Pro zvýšení

úspěšnosti odlovů u vrhacích sítí a čeřenů, jsou často do míst odlovu lákány ryby za pomoci světla nebo návnady (Vácha, 2002). Vatky a zátahové sítě (Obr. 13) jsou tvořeny síťovým plotem opatřený plováky na horní žíni a závažím na spodní žíni. Rozdíl mezi nimi je takový, že zátahové sítě nemají po stranách vyztužovací železa. Lov těmito metodami se používá hlavně v příbřežním pásmu tzv. litorálu. Dno musí být rovné a čisté bez překážek (velké kameny, pařezy, stromy aj.). Každá z metod je velikostně a druhově selektivní, pro juvenilní ryby se používají plůdkové sítě s menší velikostí ok, pro adultní ryby se používají sítě s většími oky (Adámek a kol., 1995; Říha a kol., 2011). Tyto metody jsou personálně i technicky poměrně náročné (Kubečka a kol., 2010; Říha a kol., 2011). Nevodem je označována v podstatě zátahová síť, která se používá ve volných a hlubokých vodách. Tato metoda se provádí pouze lodí a je úspěšně převzata z mořského rybolovu (Jůza a kol. 2013).

Za určitých podmínek mohou být tyto aktivní metody odlovu účinným řešením regulace invazních druhů ryb, zvláště na stojatých a větších vodách, ale vzhledem k náročnosti je jejich aplikace spíše příležitostná.



Obr. 12. Čeřen na hraničním toku Dyje na rakouském břehu řeky Dyje (foto: Miroslav Barankiewicz)

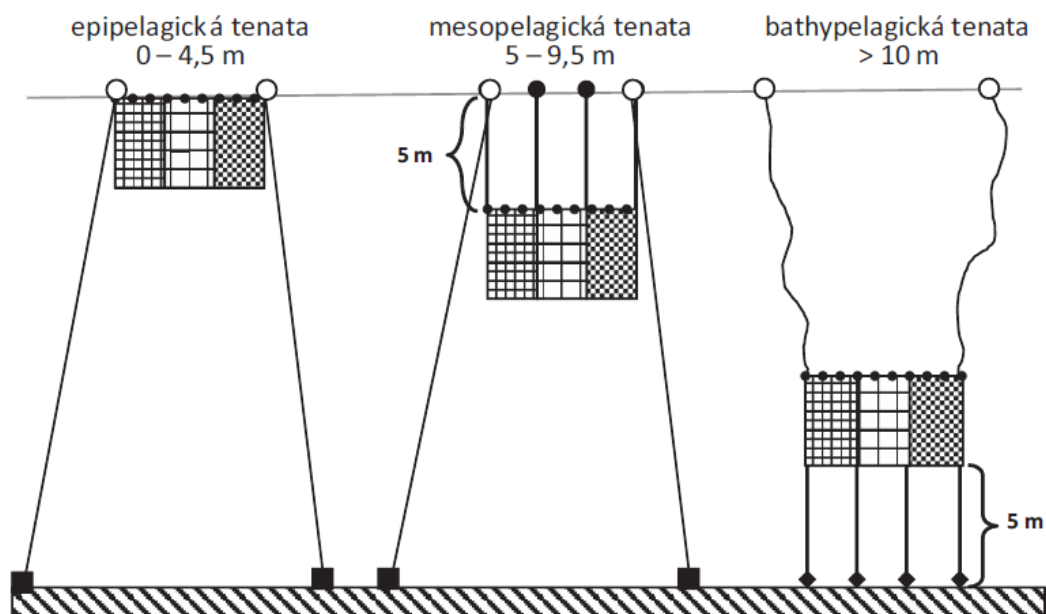


Obr. 13. Zátahová síť: A) jednoduchý síťový plot, B) síť s jádrem (Kubečka a kol., 2010)

b) pasivní síťové techniky lovu ryb (tenata, vězence a vrše)

Nejlépe použitelné jsou zpravidla tenata, tedy nastražené nepohyblivé sítě, do kterých se aktivně plavající ryby zaplétají zejména za ploutve a žábry. Ve vodě jsou instalovány tak, že panely ze síťoviny jsou ve svislé poloze (Obr. 14). Rozlišujeme několik typů tenat - bentická, pelagická, vertikální nebo driftující. Výhody tenat jsou, že je lze použít ve všech hloubkách a téměř na všech typech habitů. Při správně zvolené kombinaci je druhová i velikostní selektivita této metody poměrně malá (závislá na velikosti ok tenat). Problematická je však aplikace tenat ve vodách s větším množstvím překážek ve vodě (stromy, skály). Tenata jsou však účinná pouze k odlovu aktivně se pohybujících ryb a značnou nevýhodou je vysoký počet zraněných či mrtvých jedinců všech přítomných druhů ryb (Kubečka a Prchalová, 2006, Kubečka a kol., 2010).

Tenata byla úspěšně použita např. v USA ke kontrole populací invazních sivenů (*Salvelinus* sp.) v horských jezerech, kde se prokázala vyšší účinnost této metody pro jedince větší než 110 mm délky (Knapp a Matthews, 1998). Použití této metody odlovu v ČR pro účely regulace invazních druhů bude však spíše příležitostné a opět se bude týkat stojatých, spíše větších vod jako jsou nádrže.



Obr. 14. Nákres instalace pelagických tenat na volné vodě nádrže (Kubečka a kol., 2010)

Pasti typu vězenec/vrš patří mezi nejjednodušší metody odlovu ryb. Vězenec se skládá z těla, které je tvořeno z kruhových nebo čtvercových obručí a na konstrukci je napnutá síťovina (může být vyroben i z kovu, dřeva nebo plastu). Tělo větších vězenců je nejčastěji ukotveno na vhodné konstrukci (Obr. 15). Na vstupním otvoru vězence jsou připevněny křídla, která mohou být dlouhá i několik desítek metrů (Obr. 16). Jedná se o tzv. pasivní způsob odlovu, kdy ryby vplují do komory zařízení skrz ovržek ve tvaru kuželovitého rukávu s otvorem, ze kterého nemohou uniknout. Vězence mohou mít jeden i více ovržků, podle toho ho označujeme jako jedno, dvou nebo tříkomorový (Kubečka a kol. 2010). Vrš je zjednodušeně vězenec bez postranních křídel. Výhodou pastí je to, že při správném použití mohou být vysoce selektivní, nezasahující populace jiných zvláště chráněných druhů (například při zacílení na třecí migraci nežádoucího druhu). Nevýhodou je jejich poměrně nízká účinnost, pokud nejsou kombinovány s dalšími opatřeními. Metody jsou časově náročné a finančně nákladné. V případech, kdy metoda neumožňuje selektivní odlov pouze invazního druhu, je nevýhodou i stres pro jedince ostatních ulovených druhů, který může být způsoben důsledkem vyšší koncentrace ryb v omezeném prostoru (nutnost pravidelných kontrol pastí) a možnost pytláctví.

Metoda je zvláště vhodná pro některé bentické druhy a např. kombinace této pasivní metody odlovu a elektrolovu byla úspěšně aplikována pro regulaci populace sumečka černého (*Ameiurus melas*) ve Francii (Cucherousset a kol., 2006). Za předpokladů výše ji tak lze doporučit jako vhodnou a aplikovatelnou rovněž pro řadu lokalit ČR a to zvláště v kombinaci s některou z dalších uváděných metod jako jsou např. elektrolov. Tyto metody jsou zejména vhodné pro bentické druhy konkrétně je vhodný pro skupinu sumečkovití (Ictaluridae).



Obr. 15. Vězenec instalovaný na přítoku řeky Dyje do nádrže Znojmo (foto: Miroslav Barankiewicz)



Obr. 16. Detail naváděcích ramen vězence (foto: Miroslav Barankiewicz)

B) Elektrolov

Elektrolov je vzhledem k jeho jednoduchosti a rozšíření jednou z nejdostupnějších metod odlovu ryb. Zdroj elektrického proudu zajišťuje baterie nebo generátor, který je poháněn obvykle benzínovým motorem. Vzniklý střídavý proud je upraven na proud stejnosměrný a u některých zařízení je možné dále upravovat počet impulzů za sekundu nebo vyšší stupeň napětí s cílem optimalizace účinnosti narkotizace ryb (podle charakteru prostředí, velikosti ryb ad). Princip elektrolovu spočívá ve vytvoření elektrického pole, které vzniká mezi kladnou (anodou, lovná tyč nebo chapadla) a zápornou (katodou) elektrodou ponořenou do vody. Elektrické pole je charakteristické siločárami probíhajícími ve všech směrech od jedné elektrody k druhé (u elektrod jsou nejhustější siločáry). Elektrické pole dráždí nervová zakončení ryb (receptory, čidla) v kůži. U ryb, které jsou jen na okraji elektrického pole, dojde jen k podráždění receptorů a je vyvolán únikový reflex ryby. Pokud se ryby nachází v elektrickém poli, dochází ke stimulaci jejich nervového systému s projevem nuceného plavání ryby směrem k elektrodě a tento jev je označován jako galvanotaxe. Ryby jsou tak snadno a bezpečně ulovitelné. Při delším vystavení ryb elektrickému proudu dochází často ke galvanonarkóze, která se projevuje dočasným znehybnění až omráčením ryb. Ryby jsou zpravidla po několika vteřinách nebo minutách plně zotaveny (Kubečka a kol., 2010). Velmi zásadní roli při elektrolovu hraje vodivost, množství rozpuštěných iontů

ve vodě. Obecně je s rostoucí vodivostí účinnost elektrolovu vyšší s tím, že problematické jsou především hodnoty vodivosti $< 100 \mu\text{S}/\text{cm}^2$ a naopak velmi vysoké hodnoty vodivosti $> 1000 \mu\text{S}/\text{cm}^2$. Další aplikační limitací je pak především účinně prolovitelná hloubka (maximálně 2 až 3 m). Elektrolov je považován za šetrnější techniku lovu ryb oproti odlovu ryb do sítí, pastí ad., kde jsou ryby vystaveny přímému mechanickému působení, čímž mnohdy dochází ke zraněním či narušení ochranné slizové vrstvy. Jednotlivé techniky elektrolovu zahrnují 1) brození za použití zádového agregátu nebo přenosného agregátu umístěného na břehu nebo 2) použití lodě, nejčastěji za tímto účelem speciálně upravené tzv. elektrolovné lodě. Ad 1. Brození (Obr. 17) je vhodné převážně v mělkých částech, členitém terénu nebo příbřežní linii toku. Zpravidla se jedná o vzorkování mělkých tůní, říčních ramen nebo malých až středních toků, kdy lovící četa prolovuje lokalitu směrem proti proudu. Ad 2. Lov z elektrolovné lodi (Obr. 18.) je adekvátní metodou odlovu ryb na zejména větších tůních a ramenech, nebo na středních a velkých tocích. Elektrolov je metodicky prováděn buď kontinuálně nebo bodově (zastoupení všech charakteristických mikrohabitatů prostředí) s tím, že ve smyslu cíle této publikace je žádoucí převážně metoda kontinuální s opakovanými odlovy.

Elektrolov představuje relativně snadnou a jednu z nejrozšířenějších metod odlovu ryb, přičemž na určitých typech lokalit (malé toky) může být za účelem regulace početnosti invazních druhů v porovnání s dalšími metodami vůbec nejúčinnější metodou. Hlavní výhodou elektrolovu je možnost selektivně odstranit nežádoucí jedince konkrétních invazních druhů a neovlivňovat negativně původní ichtyofaunu a další hydrobionty. Účinnost regulace početnosti invazních druhů je logicky významně závislá na intenzitě opatření, počtu opakovaných odlovů. Tento aspekt však v odborné literatuře převážně chybí a proto bylo jeho poznání jedním z cílů projektu a podrobně ho uvádí Příkladová studie 1 viz. Přílohy, která tuto závislost kvantitativně popisuje a to rovněž z pohledu různých druhově specifických charakteristik jednotlivých invazních druhů ryb. Z výsledků je zřejmé, že skutečně účinným regulačním opatřením se elektrolov stává až po několika opakování. Navíc bylo experimentálně ověřeno, že v ideálních podmínkách (mělké izolované lokality) a při dostatečné intenzitě opakování (v případě studie 6 opakování), je možné tuto metodu odlovu považovat i za opatření eradikační, vedoucí k úplné likvidaci populace invazních druhů ryb.



Obr. 17. Vzorkování rybiho společenstva elektrolovem metodou broděním toku.



Obr. 18. Elektrolovná loď s výkonným hlubinným agregátem.

7.2.2 Biokontrola

Kromě přímých opatření cílených na regulaci početnosti invazních druhů ryb založených na principu jejich fyzického odstranění, jejich odlovu výše, je možné na tyto nežádoucí druhy významně působit prostřednictvím tzv. biokontroly. Jen pro úplnost, biokontrolní opatření lze v české literatuře najít rovněž pod pojmy biomeliorace (např. Vašek a kol., 2013), ale autoři se v této publikaci drží celosvětově akceptované terminologie „biokontrola“. Dříve se často jednalo o vysazení vhodných predátorů nebo patogenů, „biologických nepřátel“, z původního areálu výskytu cíleného nežádoucího nepůvodního druhu (Gassmann a kol., 2006). V souvislosti s ekologickými riziky dalších nepůvodních organismů se od těchto prvotních managementových postupů upustilo a dnes je již v podstatě nelze akceptovat a považovat za žádoucí (Gozlan a kol., 2010). Dalším důvodem tohoto kroku je skutečnost, že ke kontrole početnosti populací invazních druhů lze v řadě případů velmi dobře využít predátorů původních. Příklady biokontroly zahrnují např. úhoře říčního (*Anguilla anguilla*) jako predátora nepůvodních druhů raků (Musseau a kol., 2015). Pro biokontrolu invazní střevličky východní byly jako vhodné predátory popsáni například okoun říční, *Perca fluviatilis* (Davies a Britton, 2015) a štika obecná, *Esox lucius* (Lemmens a kol., 2015). Kvantitativně zdokumentované případy biokontroly ve volných vodách jsou však i dnes v odborné literatuře poměrně vzácné a to přes fakt, že jsou nepůvodní invazní ryby v potravě dravých druhů ryb často přítomné (Musil a Adámek, 2007) a jejich preference byla potvrzena i experimentálně (souhrn např. Musil, 2006). Na druhé straně, například z rybníční akvakultury jsou některé nepůvodní druhy ryb jako velmi vhodná kořist (potravní ryby) některých dravých ryb, relativně dobře známy. Příklady zahrnují zpracované postupy odchovu rychleného plůdku a ročka candáta obecného (Musil a Kouřil, 2006) nebo okouna říčního, *Perca fluviatilis* (Musil a Adámek, 2003, Bláha a kol., 2007). Podobně bylo možné v akvakulturní praxi běžně vidět karase stříbřitého jako potravní rybu generačních štik nebo sumců obecných (*Silurus glanis*) a samozřejmě jsou tyto invazní druhy běžně používanými nástražními rybami rekreačních rybářů (např. Kalous a kol., 2013). Nicméně tato praxe je již v současnosti z aktuálního legislativního pohledu problematická.

Nespornými výhodami biokontroly je relativně malá finanční náročnost a celkový kladný etický aspekt ospravedlňující realizaci opatření, který je často u klasických regulačních a eradikačních opatření problematický. Výhody v podstatě účelové obsádky vhodných dravých druhů ryb, zahrnují relativně dlouhý až trvalý účinek tohoto opatření, např. ve srovnání s regulačními opatřeními založenými na fyzickém odstranění invazních druhů, které je obvykle spíše přechodného charakteru. Aby toto opatření bylo účinné, musí být odvozeno ze skutečně pozorovaných vztahů mezi konkrétním invazním druhem jako kořisti a vhodným predátorem tak, aby byly splněny předpoklady dostatečného predatorního tlaku a co možná nejefektivnější regulace daného invazního druhu. Neméně důležitou otázkou je odhad vlivu působení daného predátora na strukturu celého rybníčního společenstva, zvláště pokud se jedná o ekosystém v některém stupni ochrany. Jako orientační návody mohou vhodně posloužit právě zpracované postupy z rybníkářské praxe výše, které se však týkají především invazního druhu střevličky východní, případně karase stříbřitého. Tuto metodu tak lze považovat jako základní a velmi vhodnou, nejlépe v kombinaci s účinnými regulačními metodami výše. Obecně lze k boji se všemi invazními rybami jednoznačně doporučit zájem ochrany přírody na co nejvyšším podílu dravých druhů ryb ve společenstvu, jejich rovnoměrnému a rovněž odpovídajícímu druhovému zastoupení.

7.2.3 Chemická eradikace

Podstatou metody je použití specifické chemické látky s cílem působit co největší mortalitu cílového druhu. Pro chemickou eradikaci ryb byly použity v minulosti látky jako je cypermethrin, který byl úspěšně použit např. na tlamounovi nilském (*Oreochromis niloticus*) v laboratorních podmínkách (Majumder a Kaviraj 2017). Výhodou této látky je dobrá účinnost (respektive vysoká mortality ryb), vs. nevýhodou je vysoká toxicita a zejména skutečnost, že jde o druhově nespecifický neurotoxin. Tento insekticid je běžně používán v zemědělství, v domácnostech proti mravencům, švábům aj. Nebezpečný je i pro savce, u kterých se expozice projevuje třesem, křečemi, svíjením a slintáním. Při špatné manipulaci se u lidí projevují brnění, pálení, svědění závratě. Antimicin patří mezi antibiotika s benzopyranovou strukturou (Neft a Farley, 1972), jeho využití je primárně jako fungicid a insekticid. Nicméně i tato látka může být použita pro kontrolu nepůvodních a invazivních ryb (Meronek a kol., 1996). Jde o látku vysoce toxickou zejména pro kaprovité ryby. Její nevýhoda je nižší účinnost při vyšším pH vody. Salicylanilid je chemická sloučenina amidu kyseliny salicylové a anilinu (klasifikován jako salicylamid i anilid). Deriváty salicylanilidu mají různé farmakologické použití, které jsou vysoce toxické pro všechny druhy ryb (Markin, 2011). Hlavní nevýhodou této látky je její karcinogenní účinek. Celosvětově nejpoužívanějším preparátem využívaným k chemické eradikaci je látka známá pod názvem rotenon.

Rotenon (Rotenone)

Rotenon je organická látka patřící mezi flavonoidy, jenž se přirozeně vyskytuje v kořenech některých rostlin (např. rody *Derris*, *Lonchocarpus*, *Tephrosia*). Toxicita rotenonu spočívá v zastavení buněčného dýchání, což vede k poškození centrální nervové soustavy a srdce. Pro ryby je rotenon vysoce toxický díky rychlému proniknutí skrz povrch žaber do těla. Vysoce toxický je rovněž pro hmyz. Pro ptáky a savce je toxický jen mírně a nepředstavuje pro ně významnější hrozbu. Nejčastěji bývá rotenon aplikován ve formě účinného roztoku přímo do vody (Allen a kol., 2006; Rayner a Greese 2006), ale byly uskutečněny také pokusy, kdy byl podáván rybám (kapr obecný) v potravě (Fajt, 2011). Uváděné doporučené dávkování je 0,5 kg preparátu rotenon na 2 500 000 litrů, což představuje nádrž o rozměrech 50 x 25 x 2 m (Fish Management Chemicals Subcommittee 2010). Před vlastní aplikací je důležité látku pro cílový druh laboratorně otestovat s cílem zjištění skutečně efektivní koncentrace, protože působení rotenonu se může u jednotlivých druhů ryb lišit. Ověření této látky pro případnou aplikaci v podmínkách ČR bylo na příkladu modelového druhu karas stříbřitý dalším výzkumným cílem tohoto projektu. Výsledky prokázaly (viz. příkladová studie níže), že pro úplnou eradikaci karase stříbřitého je zapotřebí až cca. 2 násobek doporučeného množství rotenonu než je uváděno výrobcem.

Tato metoda patří v boji s nepůvodními invazivními organismy mezi nejúčinnější (Britton, 2010) a je používána k eradikaci nepůvodních invazivních druhů ryb zejména v anglosaských zemích (např. Briton a kol., 2006, 2010; Rayner a Greese 2006). Aplikací látek na bázi rotenonu byla například v Anglii realizována úspěšná chemická eradikace invazivní střevličky východní, *Pseudorasbora parva* (Britton a kol., 2006). Nevýhodou této metody je však relativně vysoká finanční náročnost a celkově negativní etický aspekt ospravedlňující realizaci eradikačního opatření, v podmínkách ČR dále i hledisko legislativní.

Aby mohla být chemická látka pro eradikaci použita v přírodě, musí splňovat několik základních kritérií: 1) musí působit rychle, 2) musí se rozkládat v krátkém časovém období a 3) nesmí zanechávat žádná škodlivá rezidua. Samozřejmě nesmí působit žádná zdravotní rizika savcům a ptákům, nesmí negativně ovlivňovat necílové hydrobionty a svou chemickou reakcí čerpat rozpuštěný kyslík ve vodě. Všechny tyto základní podmínky rotenon splňuje (Fish Management Chemicals Subcommittee 2010). K jeho aplikaci je však bezpodmínečně nutný souhlas Vodoprávního ústavu a souhlas orgánů ochrany přírody a krajiny.

7.2.4 Ostatní metody

Pro boj s invazními druhy ryb je možné a žádoucí využít i některé další možnosti, které mohou být za určitých podmínek velmi efektivní.

Účelové manipulace s vodní hladinou

V rybníčních podmínkách jsou klasickými zoo-hygienickými postupy letnění a zimování rybníků, často společně s vápněním, které jsou v boji s invazními druhy velmi snadno použitelné, účinné a umožňují až úplnou eradikaci všech nežádoucích organismů. Důležité podmínky pro úspěch jsou dostatečně dlouhá expozice, zamezení přítoku a zamezení opětovné rekolonizace invazních druhů z potenciálních rezervoárových lokalit (např. rybníční stoky), které tak musí být současně předmětem některého z uvedených regulačních/eradikačních opatření. Teoreticky je možná rovněž manipulace s hladinou, jako opatření k likvidaci raných vývojových stádií ryb nebo trdlišť na mnoha vodárenských nádržích (Vašek a kol., 2013). Tato opatření však nejsou druhově selektivní, tzn. mají nežádoucí vliv na celé rybí společenstvo a všechny litorální hydrobionty.

V podmínkách současné změny klimatu a střídání období sucha a naopak vysokých vodních stavů nelze předpokládat, že mohou být tyto postupy specificky cílené jen pro boj s invazními druhy. Představují tedy spíše opatření preventivní, ačkoliv např. zimování bylo úspěšně aplikováno k eradikaci populace karase stříbřitého na lokalitě rybník Mezní louka v NP České Švýcarsko a určitě jsou tyto postupy lokálně použitelné a vhodné. Samozřejmostí je prvotní biologický průzkum a stanovení dalšího postupu jako je např. transfer zvláště chráněných živočichů, volba vhodného termínu, doba expozice ad.

Regulace invazních druhů lovem ryb na udici

V souvislosti s nepůvodními druhy je rekreační rybářství klasifikováno jako jejich významný introdukční vektor a mechanismus šíření - legální i nelegální vysazování cílových, sportovně atraktivních nepůvodních druhů ryb, introdukce necílových nepůvodních druhů (kontaminanty obsádek) v rámci vysazování a/nebo transferů obsádek, používání nepůvodních i invazních druhů jako nástražních ryb. Současně však rekreační rybářství představuje jedno z možných regulačních opatření pro snížení počtu invazních ryb a to sportovním rybolovem, jejich odlovem především na udici (viz. metody odlovu výše). Při správném nastavení pravidel sportovního rybolovu (např. zákaz vrácení uloveného jedince

invazního druhu zpět do revíru) a dostatečném tlaku na striktní dodržování těchto pravidel, lze touto cestou dlouhodobě (a s minimálními náklady) regulovat početnost invazních druhů. Sportovní rybolov např. významně pomáhá udržet původní populace lososovitých ryb proti invazi nepůvodního sivena amerického (*Salvelinus fontinalis*) v Kanadě (Paul a kol., 2003). Významnou roli hraje rovněž v omezení šíření invazního kapra obecného (*Cyprinus carpio*) v Americe nebo v Austrálii, kdy sportovní rybáři nesmí vracet uloveného kapra zpět do vody (Brown a kol., 2019), a pomáhají tak regulovat jeho populaci.

Rekreační rybářství, kam sportovní rybolov patří, je nejen v ČR rozšířenou formou aktivního odpočinku člověka, které se v ČR věnuje cca. 300 tis. osob, resp. 3% populace (Spurný a kol., 2017). Podle hospodářských výsledků si ročně rekreační rybáři z volných vod ČR ponechají více než 3,7 tun sladkovodních původních i nepůvodních druhů ryb (MZE, 2020). Toto množství je však pouhým zlomkem celkového počtu ulovených ryb, které jsou po ulovení vypuštěny zpět na lokalitu, doposud včetně druhů hodnocených jako invazní (karas stříbřitý, sumeček americký a černý, podrobně viz. kapitola 4). V rámci právě probíhající aktualizace zákona č. 99/2004 Sb., o rybníkářství, výkonu rybářského práva, rybářské strážní, ochraně mořských rybolovných zdrojů a o změně některých zákonů (zákon o rybářství) je proto navržena úprava, kterou se podmínky pro ulovené invazní druhy ryb mění, resp. jejich opětovné vypuštění by mělo být zakázáno. Potenciál sportovního rybolovu jako opatření pro boj s invazními druhy ryb, resp. jako forma regulace jejich početnosti, lze v podmínkách ČR očekávat, vysoký a připravovaná legislativní změna je tak velmi vítaným krokem.

8 ZÁVĚR

Jedním z významných úkolů v ochraně biodiverzity je boj s biologickými invazemi. Tato publikace proto doplňuje problematiku managementu invazních druhů ryb o možné eradikační a regulační opatření a to jak z pohledu zahraničních zkušeností, kde jsou často (někdy musejí být) realizována, tak z pohledu vlastních poznatků v rámci jejich experimentální aplikace. Cílem této publikace je tak rovněž návod, jakým způsobem a s jakou předpokládanou efektivitou by měla být tato opatření uplatňována. Základním předpokladem boje s invazními druhy je však v maximální míře jejich introdukcím do nového prostředí zamezit tzn. nevypouštět je do volné přírody (nepoužívat invazní druhy jako nástražní rybky) a aplikovat takové bezpečnostní postupy, které jejich přežití a šíření již v počátku účinně omezují (např. zamezení/omezení jejich úniku z rybníčních akvakultur/rybochovných zařízení včetně vápnění rybníčních stok aj.). V případě regulačních opatření některých druhů invazních druhů ryb jako např. karas stříbřitý samozřejmě platí, že nejefektivnější regulací početnosti a tím očekávaným environmentálním dopadům, je nastavení takových pravidel rekreačního rybolovu, aby se tyto druhy po ulovení již nesměly vrátit zpátky.

9 SEZNAM ZKRATEK

AOPK ČR	Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky
ČIŽP	Česká inspekce životního prostředí
ČR	Česká republika
ČRS	Český rybářský svaz
ČSOP	Český svaz ochránců přírody
DNA	Deoxyribonukleová kyselina
EC ₅₀	střední účinná koncentrace
eDNA	environmentální DNA
EP	Evropský parlament
EU	Evropská unie
HZS	Hasičský záchranný sbor
CHKO	Chráněná krajinná oblast
KVS	Krajská veterinární správa
LC ₅₀	střední letální koncentrace
MRS	Moravský rybářský svaz
MVO	Mimořádné veterinární opatření
MZe	Ministerstvo zemědělství
MŽP	Ministerstvo životního prostředí
NDOP	Nálezová databáze ochrany přírody
NP	Národní park
NPP	Národní přírodní památka
NPR	Národní přírodní rezervace
ORP	Obec s rozšířenou působností
PřF UK	Přírodovědecká fakulta Univerzity Karlovy
SVS	Státní veterinární správa
SRS	Státní rostlinolékařská správa
TAČR	Technologická agentura České republiky
ÚKZÚZ	Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský

USA	Spojené státy americké
VÚV TGM, v. v. i.	Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, veřejná výzkumná instituce
ZCHD	Zvláště chráněné druhy
ZOPK	Zákon o ochraně přírody a krajiny

10 SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY

- Adámek Z., Vostradovský J., Dubský K., Nováček J., Hartvich P. (1995). Rybářství ve volných vodách. Victoria Publishing, Praha, 205 str.
- Adámek Z., Kouřil J. (1996). Nepůvodní druhy ryb posledních let v České republice z hlediska původní ichtyofauny. Biodiverzita ichtyofauny ČR 1: 34 - 41.
- Allen Y., Kirby S., Copp G.H., Brazier M. (2006). Toxicity of rotenone to topmouth gudgeon *Pseudorasbora parva* for eradication procedures. Fisheries Management and Ecology 13: 337–340.
- Bănărescu P. (1999). The freshwater fishes of Europe. Vol. 5/I. Cyprinidae 2/I. Aula, Wiebelsheim.
- Banish N.P., Tinniswood W.R., Smith T.A. (2019). Electrofishing, snorkel spearing, and piscicide eradicate brook trout in a small, isolated bull trout population. Journal of Fish and Wildlife Management 10: 219-226.
- Barankiewicz M., Bouše E., Štrunc D., Musil J. (2015). First record of *Neogobius melanostomus* in the Czech part of Elbe river basin. Fish collection database of the T.G.Masaryk Water Research Institute, p.r.i., Podbabska 30, 160 00 Prague 6, Czech Republic.
- Baruš V., Lusk S. (1978). Growth rate of *Carassius auratus* in the Morava river drainage area. Folia Zoologica 3: 249-256.
- Baruš V., Oliva O. (1995). Fauna ČR a SR. Mihulovci - Petromyzontes a ryby - Osteichthyes 1, 2. Academia, Praha.
- Bláha M., Musil J., Peterka J., Polícar T. (2007). Produkce násadového materiálu okouna říčního (*Perca fluviatilis* L.) v rybníční akvakultuře. Bulletin VÚRH Vodňany Vol. 43 (1): 27-33.
- Bouše E., Boříková K., Horáčková J., Kladivová V., Kočvara R., Kožený P., Krásenský P. (2018). Hydraulický, hydromorfologický a biologický průzkum změn experimentálních opatření v roce 2017. D. Biologický průzkum experimentálních výhonů. Zpráva pro Ředitelství vodních cest ČR. 97 pp.
- Bouše E., Kočvara R., Musil J. (2016). Hydraulický, hydromorfologický a biologický průzkum změn experimentálních opatření v roce 2015. Hodnocení ekologické funkce výhonů pro ryby. Zpráva pro Ředitelství vodních cest ČR. 19 str.
- Britton J.R., Davies G.D., Brazier M., Pinder A.C. (2006). A case study on the population ecology of a topmouth gudgeon (*Pseudorasbora parva*) population in the UK and the implications for native fish communities. Aquatic conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 17 (7): 749-759.
- Britton J.R., Gozlan R.E., Copp G.H. (2011). Managing non-native fish in the environment. Fish and Fisheries 12: 256-274.
- Brown P., Wisniewski Ch., Gilligan D. (2019). The role of commercial fishing in control of invasive freshwater fish species. Year Fisheries Research and Development Corporation. Project No. 2017-094.
- Carmona-Catot G., Moyle P.B., Aparicio E., Crain P.K., Thompson L.C., García-Berthou E. (2010). Brook trout removal as a conservation tool to restore Eagle Lake rainbow trout. North American Journal of Fisheries Management 30: 1315–1323.

- Corkum L.D., Sapota M.R., Skora K.E. (2004). The round goby, *Neogobius melanostomus*, a fish invader on both sides of the Atlantic ocean. *Biological Invasions* 6: 173.
- Davies G.D., Britton J.R. (2015). Assessing the efficacy and ecology of biocontrol and biomanipulation for managing invasive pest fish. *Journal of Applied Ecology* 52: 1264–1273.
- Didham R.K., Fylianakis J.M., Gemmel N.J., Rand T.A., Ewers R.M. (2007). Interactive effects of habitat modification and species invasion on native species decline. *Trends in Ecology and Evolution* 22: 489–496.
- American Fisheries Society (2010). Fish Management Chemicals Subcommittee 2010. Rotenone's role in eradicating invasive fishes, parasites and diseases. American Fisheries Society.
- García-Berthou E., Alcaraz C., Pou-Rovira Q., Zamora L., Coenders G., Feo C. (2005). Introduction pathways and establishment rates of invasive aquatic species in Europe. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 62: 453–463.
- Gassmann A., Cock M.J.W., Shaw R., Evans H.C. (2006). The potential for biological control of invasive alien aquatic weeds in Europe: a review. *Hydrobiologia* 571: 217-222.
- Genovesi a Shine_(2002)._European strategy on Invasive Alien species. Council of Europe Publishing/Éditions du Conseil de l'Europe. FR-67075 STRASBOURG Cedex. Nature and environment, No. 161
- Görner T. (2018) Invazní nepůvodní druhy s významným dopadem na Unii. Metodika AOPK ČR, Praha.
- Gozlan R.E., Andreou D., Asaeda T., Beyer K., Bouhadad R., Burnard D., Caiola N., Cakic P., Djikanovic V., Esmaeili H.R., Falka I., Golicher D., Harka A., Jeney G., Kováč V., Musil J., Nocita A., Povz M., Virbickas T., Wolter C., Tarkan A.S., Tricarico E., Trichkova T., Verreycken H., Witkowski A., Chunguang Zhang, Zweimueller I., Britton J.R. (2010). Pan-continental invasion of *Pseudorasbora parva*: towards a better understanding of freshwater fish invasions. *Fish and Fisheries* 11: 315–340.
- Gozlan R.E., Britton J.R., Cowx I., Copp G.H. (2010). Current knowledge on non-native freshwater fish introductions. *Journal of Fish Biology* 76: 751-786.
- Hanel L., Lusk S. (2005). Ryby a mihule České republiky: Rozšíření a ochrana. Český svaz ochránců přírody, Vlašim, 448 str.
- Jankovský P. (1983). Výskyt střevličky východní v ČR. *Rybářství* 1983: str. 53
- Jůza T., Kubečka J., Prchalová M., Peterka J. (2013). Odlovy ryb pomocí sítí. In: Randák (ed). *Rybářství ve volných vodách*. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod.
- Kalous L. (2013). Karas stříbřitý a jeho příbuzní. *Živa* 6: 285-288.
- Kalous, L. (2018). Naše nepůvodní a invazní druhy ryb. *Živa* 5, 266-267.
- Kalous L., Musil J., Petrtýl M., Vajglová T., Romočuský Š., Bušta L. (2013). The danger in the anglers bucket: qualitative and quantitative insight into bait fish market in Prague. *Acta Societatis Zoologicae Bohemicae* 77: 27-35.
- Kubečka J., Frouzová J., Jůza J., Kratochvíl M., Prchalová M., Říha M. (2010). Metodika monitorování rybích společenstev nádrží a jezer. Biologické centrum AV ČR, v.v.i., České Budějovice, 64 str.
- Kim, J. a Mandrak, N.E. (2017). Effects of vertical electric barrier on the behaviour of common carp. *Managing Biological Invasions* 8: 497-505.

- Kim, J., Mandrak, N.E. (2019). Effects of a vertical electric barrier on the behaviour of rainbow trout. *Aquatic Ecosystems Health Management* 22: 183–192.
- Kottelat M., Freyhof J. (2007). *Handbook of European Freshwater Fishes*. Kottelat, Cornol, Switzerland and Freyhof, Berlin, Germany.
- Lemmens P., Mergeay J., Vanhove T., De Meester L., Declerck S.A.J. (2015). Suppression of invasive topmouth gudgeon *Pseudorasbora parva* by native pike *Esox lucius* in ponds. *Aquatic Conservation Marine and Freshwater Ecosystems* 25: 41 - 48.
- Ling N. (2002). Rotenone – a review of its toxicity and use for fisheries management. *Science for Conservation* 211, 40 str.
- Lockwood J.E., Hoopes M.F., Marchetti M.P. (2009). *Invasion Ecology*. Blackwell Publishing Ltd., USA, 299 str.
- Lusk S., Lusková V., Hanel L. (2008). Nepůvodní druhy v ichtyofauně České republiky – jejich vliv a význam. *Biodiverzita ichtyofauny ČR (VII)*: 96–113.
- Lusk S., Lusková V., Hanel L. (2010). Alien fish species in the Czech Republic and their impact on the native fish fauna. *Folia Zoologica* 59: 57–72.
- Majumder, R. Kaviraj, A. (2017). Cypermethrin induced stress and changes in growth of freshwater fish *Oreochromis niloticus*. *International Aquatic Research*. 9(2): 117-128
- Marking L.L. (2011). Evaluation of toxicants for the control of carp and other nuisance. *Fishes* P 6-13.
- Meronek T.G., Bouchard P.M., Buckner E.R., Burri T.M., Demmerly K.K., Hatleli D.C., Klumb R.A., Schmitd S.H., Coble D.W. (1996). A review of fish control projects. *North American Journal of Fisheries Management* 16: 63-74.
- Musil J. (2006). Potravní chování dravých ryb ve vztahu k nepůvodní střevliče východní, *Pseudorasbora parva* (Temminck & Schlegel, 1842) - Důsledky pro rybářský management a akvakulturu. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Zemědělská fakulta, disertační práce, 102 str.
- Musil J., Kouřil J. (2006). Řízená reprodukce candáta obecného a odchov jeho plůdku v rybnících. *Edice metodik VÚRH JU Vodňany* 76: 1-14.
- Musil J., Adámek Z. (2007). Piscivorous fishes diet dominated by Asian cyprinid invader topmouth gudgeon, *Pseudorasbora parva*. *Biologia, Bratislava* 62 (4): 488-490.
- Musil J., Adámek Z., Baranyi Ch. (2007). Seasonal dynamics in fish assemblage in a pond canal. *Aquaculture International* 15: 217-226.
- Musil J., Jurajda P., Adámek Z., Horký P., Slavík O. (2010). Non-native fish introductions in the Czech Republic – species inventory, facts and future perspectives. *Journal of Applied Ichthyology* 26 (Suppl. 2): 38-45.
- Musil J., Horký P., Slavík O., Zbořil A., Horká P. (2012). The response of young of the year fish to river obstacles: Functional and numerical linkages between dams, weirs, fish habitat guilds and biotic integrity across large spatial scale. *Ecological Indicators* 23: 634-640.
- Musil J., Jurajda P., Adámek Z., Horký P., Slavík O. (2010). Non-native fish introductions in the Czech Republic – species inventory, facts and future perspectives. *Journal of Applied Ichthyology* 26: 38-45.

- MZe, (2020). Situační a výhledová zpráva ryby. Odbor státní správy lesů, myslivosti a rybářství MZe, 47 str.
- Neft N. Farley T.M., (1972). Conditions influencing antimycin production by a *Streptomyces* species grown in chemically defined medium. *Antimicrob Agents Chemother.* 1: 274 -276.
- Novinger D. C., Rahel F. J. (2003). Isolation management with artificial barriers as a conservation strategy for cutthroat trout in headwater streams. *Conservation Biology* 17: 772–781.
- Nusl P., Bednář R., Dubský K., Poupě J., Dvořák V. (2010). Lov ryb elektrickým agregátem. Český rybářský svaz – Rada, Praha 2010, 142 str.
- Paul A.J., Post J.R., Stelfox J.D. (2003). Can anglers influence the abundance of native and nonnative salmonids in a stream from the Canadian Rocky Mountains? *North American Journal of Fisheries Management* 23: 109 - 119.
- Pergl J., Sádlo J., Petrušek A., Laštůvka Z., Musil J., Perglová I., Šanda R., Šefrová H., Šíma J., Vohralík V. (2016). Black, Grey and Watch Lists of alien species in the Czech Republic based on environmental impacts and management strategy. *Neobiota* 28: 1-37.
- Pergl, J., Šíma, J., Görner, T. a Pěkníková, J. (2018). Biologické invaze a související právní nástroje. *Živa* 5: CXXVI – CXXIX.
- Perrault, K., Imre, I., Brown, G. E. (2014). Behavioural response of larval sea lamprey (*Petromyzon marinus*) in a laboratory environment to potential damage-released chemical alarm cues. *Canadian Journal of Zoology* 92: 443 - 447.
- Pokorná L. (2011). Nepůvodní druhy ryb ve světle zákona o ochraně přírody. *Ochrana přírody* 1/2015: 12-13.
- Rahel F. (2004). Unauthorized fish introductions: fisheries management for people, for the people or by the people? *American Fisheries Society Symposium* 44: 431 – 443.
- Rahel F.J. (2007). Biogeographic barriers, connectivity and homogenization of freshwater faunas: it's a small world after all. *Freshwater Biology* 52: 696-710.
- Rayner T.S., Greese R.G. (2006). A review of rotenone use for the control of non-indigenous fish in Australian fresh waters, and an attempted eradication of the noxious fish, *Phalloceros caudimaculatus*. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 40: 477-486.
- Reshetnikov A.N. (2010). The current range of Amur sleeper *Perccottus glenii* Dybowski, 1877 (Odontobutidae, Pisces) in Eurasia. *Russ J Boil Inv* 1:119–126
- Roche K., Janáč M., Šlapanský L., Mikl L., Kopeček L., Jurajda P. (2015). A newly established round goby (*Neogobius melanostomus*) population in the upper stretch of the river Elbe. *Knowl. Manag. Aquat. Ecosyst.* 416: 33.
- Ruebush B.C., Sass G.G., Chick J.H., Stafford J.D. (2012). In-situ tests of sound-bubble-strobe light barrier technologies to prevent range expansions of Asian carp. *Aquatic Invasions* 7: 37–48.
- Skóra K.E., Olenin S., Gollasch S. (1999). *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1811). p. 69-73. In: S. Gollasch, D. Michin, H. Rosenthal and M. Voight (eds.). Case histories on introduced species: their general biology, distribution, range expansion and impact. Logos Verlag Berlin.

- Spikmans F., van Tongeren T., van Alen T.A., van der Velde G., den Camp H., Op J.M. (2013). High prevalence of the parasite *Sphaerothecum destruens* in the invasive topmouth gudgeon *Pseudorasbora parva* in the Netherlands, a potential threat to native freshwater fish. *Aquatic Invasions* 8: 355-360.
- Spurný P., Mareš J., Kopp R., Grmela J., Mareš L., Malý O. (2017). Socioekonomická studie sportovního rybolovu v České republice. Mendelova univerzita v Brně Oddělení rybářství a hydrobiologie, Brno 2017, 42 str.
- Svobodová J., Mourek J., Kozubíková E., Beránková M. a Svobodová, E. (2010). Prozkoumání možností realizace praktické ochrany raka kamenáče na Zákolanském potoce. Zpráva pro AOPK ČR 2010, 53 str.
- Taylor, A.H., Tracey, S.R., Hartmann, K., Patil, J.G. (2012). Exploiting seasonal habitat use of the common carp, *Cyprinus carpio*, in a lacustrine system for management and eradication. *Marine and Freshwater Research* 63:587-597.
- Teplitsky C., Plenet S., Joly P. (2003). Tad poles responses to risk of fish introduction. *Oecologia* 134: 270–277.
- Vácha F. (2002). Definice a klasifikace kategorií rybolovného nářadí. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický ve Vodňanech, Vodňany, 32 str.
- Vašek, M., Adámek, Z., Kubečka, J. (2013). Účelové rybářské hospodaření. In: T. Randák (ed). *Rybářství ve volných vodách* (1. vydání). Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod, str. 217-218.
- Verreycken H. (2013). Risk analysis of the round goby, *Neogobius melanostomus*, risk analysis report of non-native organisms in Belgium. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, 37 str.

Použité legislativní normy

Zákon č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny. In: *Sbírka zákonů*. 19. 2. 1992. ISSN 1211-1244.

Zákon č. 326/2004 Sb., o rostlinolékařské péči a o změně některých souvisejících zákonů. In: *Sbírka zákonů*. 29. 4. 2004. ISSN 1211-1244.

Zákon č. 254/2001 Sb., o vodách a změně některých zákonů (vodní zákon). In: *Sbírka zákonů*. 28. 6. 2001. ISSN 1211-1244.

Zákon č. 99/2004 Sb., o rybníkářství, výkonu rybářského práva, rybářské strážní, ochraně mořských rybolovných zdrojů a o změně některých zákonů (zákon o rybářství). In: *Sbírka zákonů*. 10. 2. 2004. ISSN 1211-1244.

Vyhláška č. 183/2018 Sb., o náležitostech rozhodnutí a dalších opatření vodoprávního úřadu a o dokladech předkládaných vodoprávnímu úřadu, příloha č. 23. In: *Sbírka zákonů*. 13. 8. 2018. ISSN 1211-1244.

Metodický pokyn pro posuzování žádostí o výjimku z ustanovení § 39 odst. 1 zákona č. 254/2001 Sb., o vodách a o změně některých zákonů (vodní zákon), ve znění pozdějších předpisů pro použití závadných látek ke krmení ryb [§ 39 odst. 7 písm. b) vodního zákona] a k úpravě povrchových vod na nádržích určených pro chov ryb [§ 39 odst. 7 písm. d) vodního zákona] (Ministerstvo životního prostředí, Č.j. 800/418/02, Ministerstvo zemědělství, Č.j. 35508/2002-6000) z 28. 11. 2002.

Nařízení Evropského parlamentu a Rady (EU) č. 1143/2014 ze dne 22. října 2014 o prevenci a regulaci zavlékání či vysazování a šíření invazních nepůvodních druhů. Úřední věstník Evropské unie L 317: 35-55.

Prováděcí nařízení Komise (EU) 2016/1141 ze dne 13. července 2016, kterým se přijímá seznam invazních nepůvodních druhů s významným dopadem na Unii podle nařízení Evropského parlamentu a Rady (EU) č. 1143/2014. Úřední věstník Evropské unie L 189: 4-5.

Prováděcí nařízení Komise (EU) 2017/1263 ze dne 12. července 2017, kterým se aktualizuje seznam invazních nepůvodních druhů s významným dopadem na Unii stanovené prováděcím nařízením (EU) 2016/1141 podle nařízení Evropského parlamentu a Rady (EU) č. 1143/2014 Rada. Úřední věstník Evropské unie L 182: 37-39.

Prováděcí nařízení Komise (EU) 2019/1262 ze dne 25. července 2019, kterým se mění prováděcí nařízení (EU) 2016/1141 za účelem aktualizace seznamu invazních nepůvodních druhů s významným dopadem na Unii. Úřední věstník Evropské unie L 199: 1-4.

Nařízení Rady (ES) č. 708/2007 ze dne 11. června 2007 o používání cizích a místně se nevyskytujících druhů v akvakultuře (Úřední věstník L 168, 28. 6. 2007, s. 1)

10 PŘÍLOHY

Příloha 1. Příkladové mechanické regulace - metodou odlovu ryb elektrolovem.

Úvod

Elektrolov je považován za šetrnou metodu eradikace, která umožňuje při odlovu ryb selektivně odstranit z vybraných lokalit nežádoucí jedince a zanechat na lokalitě jedince původních žádoucích druhů. Metoda má svá omezení - nelze jí použít při větších hloubkách (cca nad 3 m), u větších vodních ploch a při velmi vysoké vodivosti vody se snižuje se účinnost elektrolovu (viz kapitola výše). Obecně je třeba počítat s tím, že metoda zpravidla nemá 100% účinnost, tedy že je primárně určená pro snížení abundance nežádoucích druhů, nikoliv k celkovému odstranění nežádoucího druhu. Na určitých typech lokalit však může být regulace druhů elektrolovem v porovnání s jinými metodami velmi účinná - například ve studii Banish a kol., 2019, byla účinnost eliminace nežádoucích ryb za pomoci elektrolovu stanovena na 93 %, zatímco u harpunování pouze 7 %. Pro podrobnější ověření účinnosti elektrolovu za účelem eradikace ryb jsme provedli dvojici pokusů – elektrolovy v pokusných bazénech se známou obsádkou ryb a na přírodní lokalitě zatopeného lomu Mramorka. Náš experiment v bazénech byl zaměřen na stanovení orientačního množství odlovů potřebných k regulaci, či v ideálním případě úplné eradikaci ryb. Experiment na lokalitě zatopeného lomu Mramorka zahrnoval pokusné postupné odstraňování ryb z lokality (ryby nežádoucí z důvodů ochrany obojživelníků) pomocí elektrolovů.

Metodika

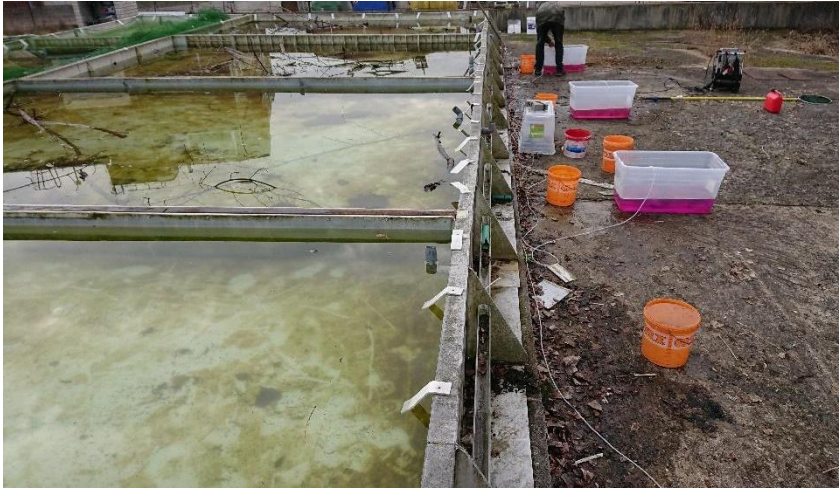
A) Bazény

Pokus byl prováděn na modelovém druhu (karas stříbřitý, *Carassius gibelio*). Použito bylo 30 ks ryb na nádrží (Tab. 1). Ryby byly vysazeny do 4 nádrží o stejných rozměrech 24 m² a objemu vody (Obr. 1). Nádrže byly rozděleny podle úkrytové kapacity - 0 % bez úkrytů (kontrola), 25 % úkrytů plochy nádrže, 50 % úkrytů plochy nádrže a 75 % úkrytů plochy nádrže. Jako úkryt sloužily kameny, dřevní hmota (větve, kořeny) a trubky (průměr 5 cm, délka 20 cm). Nádrže byly bez substrátu. Každá nádrž byla lovena benzínovým agregátem (ELT 60 - IIH, 300-500 V, impuls DC, Hans Grassl GmbH Schönau am Königssee). Doba jednoho elektrolovu v každé nádrži byl 2 minuty.

Nádrže	Celková délka těla ryb v mm			
	min	max	průměr	SD
1. - úkryty 0 %	44	215	102,85	39,10
2. - úkryty 25%	50	190	101,78	40,07
3. - úkryty 50 %	42	183	98,82	37,61
4. - úkryty 75%	55	190	94,03	33,26

Tab. 1. Velikosti pokusných ryby při odloveh v experimentálních nádržích

V rámci tohoto pokusu byla každá nádrž opakovaně lovena do úplného vychytání všech ryb. Mezi jednotlivými opakováními byly pauzy zhruba 20 až 30 min. Celkem bylo uskutečněno 5 pokusů s opakovanými odlovy. Vodivost vody ve všech nádržích byla od 401 do 412 $\mu\text{S}/\text{cm}^3$.



Obr 1. Experimentální nádrže pro opakované elektrolovy.

B) Malá vodní plocha – Mramorka

Lokalita lomu Mramorka se nachází u Prahy (GPS: N50.0036889; N014.2699217). Přibližná plocha monitorovaného území (Obr. 2), kde se provádějí odlovy činí 373 m^2 . V lomu převládá hloubka cca 2 m. Dno a břehy jsou poměrně členité. V zatopeném lomu se nachází také dřevní hmota (větve), která slouží jako úkryty ryb. Odhadovaná pokryvnost úkrytů činí přibližně 75 %. K odlovu byl použit benzínový výkonný hlubinný agregát umístěný na lodi (EL 65, 300-600 V, 20 A, DC, Hans Grassl GmbH Schönau am Königssee). Provedeno bylo 5 elektrolovů, při nichž se ulovené ryby nevracely zpět do lokality. Počty ulovených jedinců byly přepočítány na CPUE (odlovení jedinci za jednu hodinu).

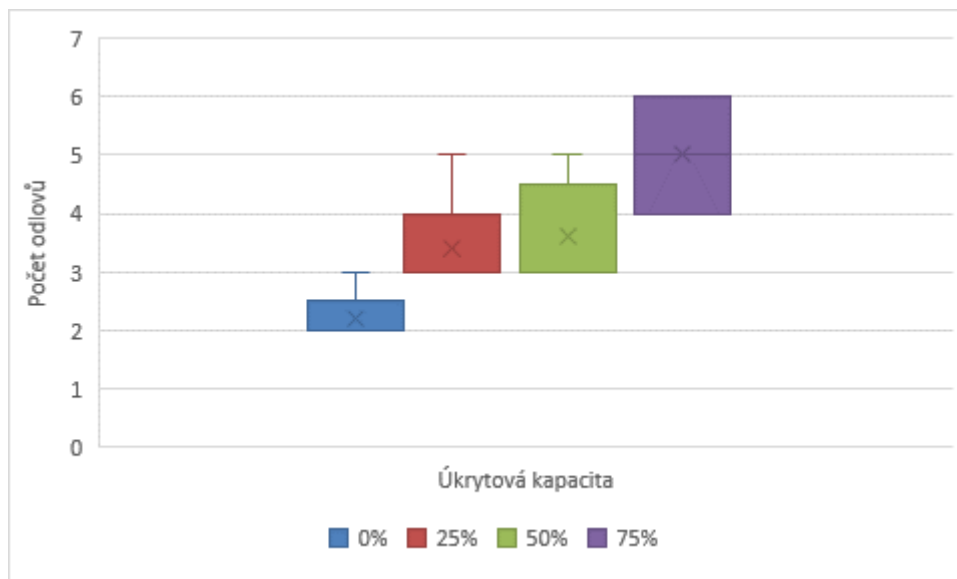


Obr. 2. Lom Mramorka.

Výsledky

A) Bazény

Výsledky jsou shrnuty v Obr 3. Při absenci úkrytů (0 % plochy pokryto úkryty) byly potřeba 3 odlovy k úplnému odlovení ryb. Pokud úkryty pokrývaly 25 – 50% plochy úplnému odlovení všech ryb postačovalo 5 odlovů. Pokud úkryty pokrývaly 75% plochy lokality, byla ulovitelnost ryb nejnižší a bylo zapotřebí 6 odlovů k odlovení všech ryb.



Obr. 3. Potřebný počet odlovů pro odlovení všech přítomných ryb v závislosti na množství úkrytů (pokryvnost úkrytů v %).

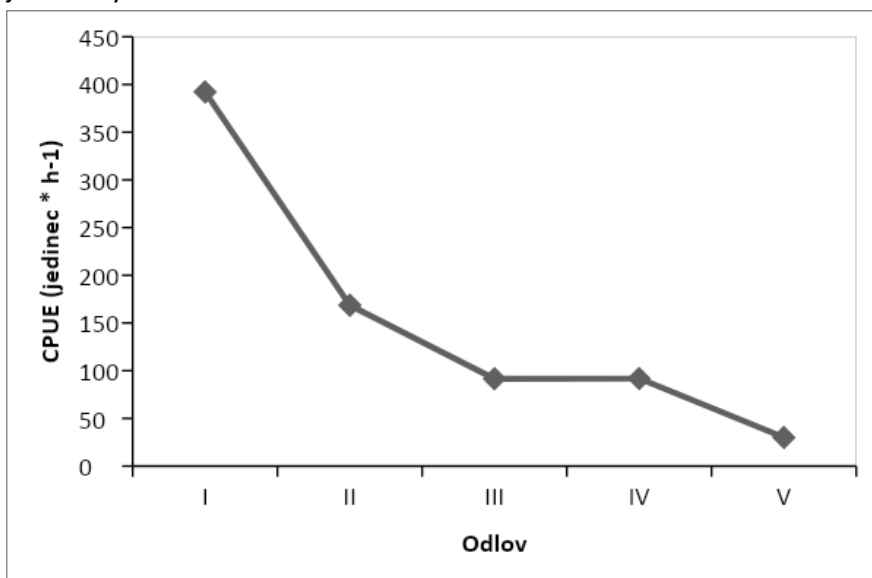
B) Elektrolov na lokalitě Mramorka

Celkem bylo v roce 2018 provedeno 5 odlovů, tři odlovy proběhly v létě (červen) a dva odlovy na podzim (říjen). Na lokalitě bylo zaznamenáno deset druhů ryb (Tab. 2), z toho osm druhů patřících do čeledi kaprovité (Cyprinidae) - karas stříbřitý (*Carassius gibelio*), karas obecný (*Carassius carassius*), kapr obecný (*Cyprinus carpio*) hrouzek obecný (*Gobio gobio*), jelec tloušť (*Squalius cephalus*), perlín ostrobřichý (*Scardinius erythrophthalmus*), lín obecný (*Tinca tinca*) a střevlička východní (*Pseudorasbora parva*), a po jednom druhu patřícím do čeledi mníkovití (Lotidae) - mník jednovousý (*Lota lota*) a okounovití (Percidae) - candát obecný (*Sander lucioperca*).

Druhy ryb	Odlov				
	I	II	III	IV	V
candát obecný	x		x	x	
hrouzek obecný	x	x	x		
jelec tloušť				x	x
kapr obecný		x	x		
karas obecný				x	
karas stříbřitý	x	x		x	x
lín obecný	x	x			
mník jednovousý	x	x	x	x	
perlín ostrobřichý	x	x	x	x	x
střevlička východní	x	x	x	x	

Tab. 2. Druhové zastoupení ryb při jednotlivých odlovech

Snižující se početnost odlovených ryb v závislosti na jednotlivých odlovech znázorňuje Obr. 4. Při prvním odlovu bylo v přepočtu na 1 hodinu naloveno 392 jedinců ryb, při posledním odlovu pouze 30 jedinců ryb.



Obr. 4. Změna početnosti rybí obsádky v rámci jednotlivých odlovů. Přepočítáno na CPUE (odlovení jedinci za jednu hodinu).

Závěr a diskuse

Oba pokusy jsou určitým zjednodušením reality a nezahrnují různou ulovitelnost ryb například v závislosti na variabilní vodivosti vody a různých typech substrátu na odlišných lokalitách. Nezahrnují ani rozdílnou ulovitelnost ryb v závislosti na jejich morfologii, velikosti jedinců a preferovaných stanovištích (např. ryby bentické vs. pelagické). Oba pokusy nicméně dobře prokazují, že elektrolov je možné použít k cílené eradikaci invazních ryb. To podporují i práce Carmona-Catot a kol. (2010) a Banish a kol. (2019), kteří opakované odlovy použili k eliminaci nežádoucích populací ryb. Elektrolov je vhodné použít v malých až středních tocích i na malých mělčích vodních plochách. Studie poukazují na nutnost častého opakování, kde je potřeba značného úsilí při odlovech. Za jistých podmínek - například na tocích bez výraznějších migračních bariér - je vhodné elektrolov doplnit o další opatření, jako je například instalace zábrany (např. síťové či elektrické) zamezující migraci ryb mimo lovený úsek, čímž lze významně zvýšit celkovou účinnost elektrolovů.

Literatura

Banish N.P., Tinniswood W.R. a Smith T.A. 2019. Electrofishing, Snorkel Spearing, and Piscicide Eradicate Brook Trout a Small, Isolated Bull Trout Population. *Journal of Fish and Wildlife Management*. 10: 219-226.

Carmona-Catot G, Moyle PB, Aparicio E, Crain PK, Thompson LC, García-Berthou E. 2010. Brook Trout removal as a conservation tool to restore Eagle Lake Rainbow Trout. *North American Journal of Fisheries Management* 30:1315–1323.

Příloha 2. Příkladová studie chemické eradikace - ověření aplikace vybraných piscicidů - cypermetrinu a rotenonu k eradikaci vybraných invazních druhů ryb ČR.

Úvod

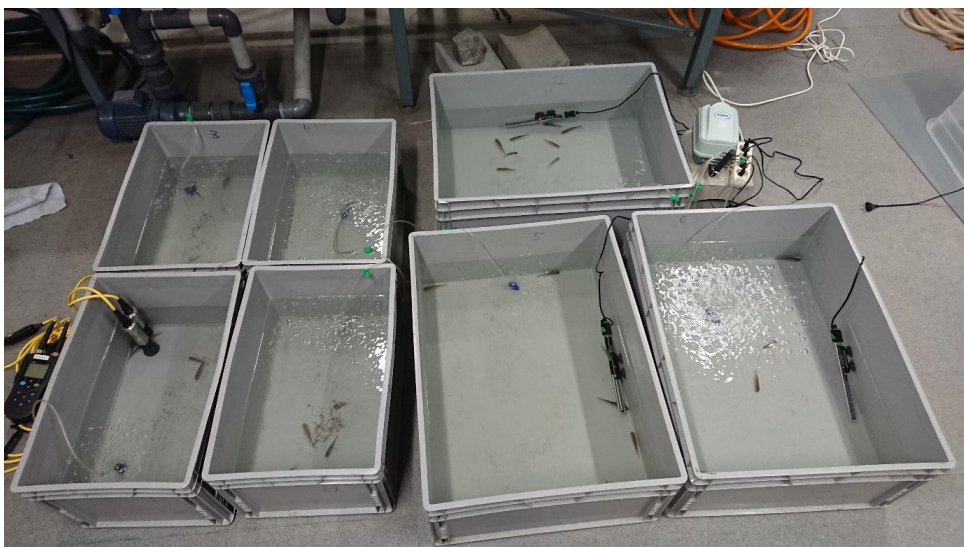
Eliminace nežádoucích ryb za pomoci piscicidů (jedů určených k hubení ryb) se používá již více než 80 let. V posledních dekádách se možnosti chemické eradikace významně zdokonalily i zrychlily a díky novým technologiím a novým toxickým látkám (Marking, 2011). Chemická eradikace je jedna z mála metod, která je na vhodných lokalitách schopná úplné eradikace invazních ryb. Není limitovaná hloubkou ani velikostí toku či vodní plochy. Jelikož jsou v ČR omezené zkušenosti s aplikací piscicidů, bylo působení na ryby ověřeno pokusem v kontrolovaných podmínkách. Jako modelové pokusné ryby vhodné pro testování možností chemické eradikace byly zvoleny invazní druhy, střevlička východní (*Pseudorasbora parva*) a karas stříbřitý (*Carassius gibelio*). K chemické eradikaci byly použity piscicidy cypermetrin a rotenone.

Metodika

Před započítím pokusu byly všechny pokusné ryby umístěny do karantény, kde byly pozorovány a aklimatizovány. Pokusy byly prováděny v plastových nádržích o objemu 40 a 80 litrů (Obr. 1). Do každé nádoby bylo umístěno 10 ks ryb, které se v nádobách nejprve aklimatizovaly. Každá nádoba byla opatřena vzduchováním, přičemž po celou dobu pokusu bylo nasycení vody kyslíkem nad 80%.

Cypermentrin

Testovány byly dvě různé koncentrace cypermetrinu (20 $\mu\text{g/l}$ a 40 $\mu\text{g/l}$) oproti kontrole (čistá voda bez piscicidu), testován byl vliv na oba druhy pokusných ryb. Velikost pokusných ryb shrnuje Tab 1. Pokusy s cypermetrinem o koncentraci 20 $\mu\text{g/l}$ proběhly ve 3 opakováních na obou testovaných druzích.



Obr. 1. Chemická eradikace pokusných ryb v řízených podmínkách v plastových nádržích.

Druh	koncentrace µg/l	Celková délka těla ryb v mm			
		min	max	průměr	SD
karas stříbřitý	kontrola	47	127	89,47	16,79
	20	61	180	85,70	22,06
	40	64	114	83,47	12,91
střevlička východní	kontrola	50	71	56,50	7,67
	20	27	75	44,17	9,84
	40	47	81	66,00	9,70

Tab. 1. Velikosti pokusných ryb při aplikaci cypermetrinu

Rotenone

Pro tento pokus byl jako modelový organismus použit pouze karas stříbřitý. Tato ryba byla vybrána kvůli své velké odolnosti. Testování účinnosti rotenonu na eradikaci ryb probíhalo při dvou různých teplotách 12 °C a 19°C. Rotenon byl aplikován v koncentracích (20, 50, 70, 90, 180, 230, 270, 360 µg/l). Každá koncentrace byla testována ve třech opakováních. K zajištění stálé teploty vody byly nádoby opatřeny topnými tělesy s termostatem. Velikost pokusných ryb shrnuje Tab. 1.

Koncentrace µg/l	Celková délka těla ryb v mm			
	min	max	průměr	SD
20	64	114	83,47	12,91
50	60	110	82,8	16,02
70	63	112	85,9	14,26
90	61	115	83	15,71
180	70	100	80,75	7,07
230	59	98	79,75	9,67
270	55	92	78,4	8,97
360	60	93	79,65	9,46
720	59	95	80,5	11,57
kontrola	60	103	77,15	10,89

Tab. 2. Velikosti pokusných ryb (karas stříbřitý) při aplikaci rotenonu.

K analýzám byl použit standard rotenonu (Sigma-Aldrich) a k pokusům s rybami rotenone firmy Molekula Group. Pracovní roztok piscicidu byl připravován ředěním přesné navážky rotenonu v 6 ml dimethylsulfoxidu. Rozpouštědlo dimethylsulfoxid bylo vybráno pro jeho vlastnosti, které jsou výhodné pro pokusy s rybami: v nízkých koncentracích (<1 %) je pro ryby netoxický a s vodou se výborně mísí. Takto připravené navážky rotenonu byly nalaty do připravených nádrží s 40 nebo 80 litry vody a obsah byl důkladně promíchán. Kontrolní vzorky vody k chemické analýze byly odebírány ihned po přidání rotenonu a po 24, 48 a 72 hodin. Stanovení rotenonu ve vodě bylo prováděno metodou kapalinové chromatografie s hmotnostní detekcí. Byl použit kapalinový chromatograf Agilent 1200 RR s binárním čerpadlem. Před vlastním stanovením se ze vzorku odstraní pevné částice filtrací přes jednorázové membránové filtry o porozitě 0,45 µm. Po přidání roztoku vnitřního standardu (deuterovaný atrazin) je vzorek připraven k LC-MS/MS analýze. Nízké koncentrace rotenonu po on-line SPE prekoncentraci z 1 ml vzorku vody (mez stanovitelnosti 0,2 µg/l) nebo s přímým nástřikem 5 µl vzorku na kolonu (mez stanovitelnosti 10 µg/l).

Výsledky

Cypermethrin

Zhruba po půl hodině od přidání piscicidu se začaly u ryb vyskytovat nepřírozené záškuby svalstva. Po hodině a půl od přidání látky se začala u obou dvou druhů ryb projevovat apatie, ryby přestaly reagovat na podněty a u některých jedinců bylo zaznamenáno otáčení na bok. Následně docházelo u ryb ke zrychlenému dýchání a nekoordinovaným pohybům. Zhruba po deseti hodinách od začátku pokusu začaly ryby hynout, přičemž dříve byly úhyny zaznamenány u střevličky východní.

Výsledky shrnuje Tab 3. Je patrné, že střevlička východní obecně projevuje větší citlivost na přítomnost cypermethrinu ve vodě oproti karasovi stříbřitému. U koncentraci 20 µg/l cypermethrinu v nádrži byla zjištěna 100% úmrtnost střevličky do 72 hodin. Proveden byl i pokus chemické eradikace se střevličkou východní při koncentraci 40 µg/l, při kterém byly také usmrceny všechny ryby do 72 hodin. U karase stříbřitého použití cypermethrinu o koncentraci 20 µg/l (Tab. 3) i 40 µg/l (Tab. 4) nezpůsobilo požadovanou úmrtnost.

Doba expozice	Druh	min	max	průměr	SD
24 h	střevlička východní	3	5	4,00	0,82
	karas stříbřitý	0	3	0,75	1,30
48 h	střevlička východní	9	10	9,67	0,47
	karas stříbřitý	0	3	0,75	1,30
72 h	střevlička východní	10	10	10,00	0,00
	karas stříbřitý	0	3	0,75	1,30

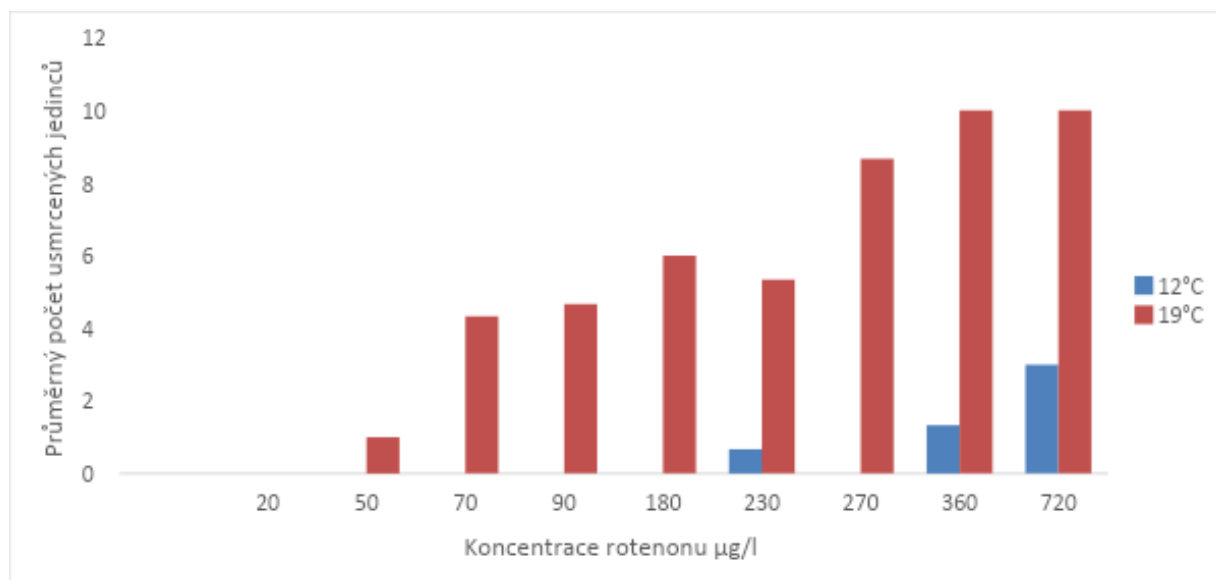
Tab. 3. Počty úspěšně eradikovaných ryb v průběhu času za použití cypermethrinu o koncentraci 20 µg/l.

Doba expozice	Druh	min	max	průměr	SD
24 h	karas stříbřitý	0	1	0,33	0,58
48 h		0	1	0,33	0,58
72 h		0	4	1,33	2,31

Tab. 4. Počty úspěšně eradikovaných ryb v průběhu času za použití cypermetrinu o koncentraci 40 µg/l

Rotenone

Asi hodinu po aplikaci látky u ryb došlo k vymizení reakcí na podnět, u ryb se zrychlilo dýchání a začaly nekoordinované pohyby. Výsledky shrnuje Obr. 2. Při nižší testované teplotě (12°C) došlo k úhynu prvních dvou ryb až při koncentraci 230 µg/l u jednoho opakování, průměr úmrtí činil 0,67 jedince. Při teplotě 19°C došlo k prvním úmrtí již při koncentraci 50 µg/l. Při koncentraci 360 µg/l došlo do 24 hodin k úhynu všech ryb při třech opakování. Tato koncentrace představuje pro karase stříbřitého letální koncentraci pro 100% jedinců při teplotě 19 °C. Vliv teploty na působení rotenonu hraje významnou roli. Detailní výsledky laboratorního pokusu chemického eradikace na karasovi stříbřitém jsou shrnuty v Tab. 5.



Obr. 2 Vliv teploty na mortalitu ryb při působení rotenonu po dobu 24 hodin. Modelový druh – karas stříbřitý. Průměrný počet usmrcených jedinců.

koncentrace µg/l	Min	Max	Průměr	SD
360	10	10	10	0
270	6	10	8,667	2,309
230	5	6	5,333	0,577
180	4	7	6	1,7321

90	3	6	4,6667	1,5275
70	2	6	4,3333	2,0817
50	0	2	1	1
20	0	0	0	0

Tab 5. Laboratorní pokus chemické eradikace (rotenon) na karasovi stříbřitém za 24 hodin při teplotě 19 °C. Min - minimální počet úmrtí, Max – maximální počet úmrtí, SD – směrodatná odchylka.

Závěr

Z literatury a z provedených pokusů regulačních a eradikační postupů se jeví jako nejúčinnější způsob chemická eradikace za použití piscicidní organické sloučeniny na bázi Rotenonu (Allen a kol., 2006, Britton a kol., 2006 a 2011, Ling, 2002), Jeho účinnost je vysoká díky snadnému vstřebávání přes žábry, a tudíž je pro ryby a vodní hmyz vysoce toxický. Nicméně pro savce a ptáky je jen mírně toxický a nepředstavuje pro ně významné zdravotní riziko. Použití rotenonu je vhodné při teplotách vody zhruba od 18 °C. Ideální použití je v letních měsících, kdy teplota vody dosahuje maxima a kdy objem vody na zájmových lokalitách bývá nejmenší. Další účinná látka, kterou je možné použít k chemické eradikaci ryb, je cypermetrin. Nicméně tato látka je problematická z důvodů vysoké toxicity pro všechny organismy au savců (včetně lidí) způsobuje brnění, svědění a závratě. Obecně je rovněž nutno konstatovat, že použití jedů k eradikaci ryb je problematické s ohledem na právní rámec.

Příloha 3. Možné postupy regulace a eradikace invazních druhů ryb

Elektrolov

Podmínky pro rozhodovací algoritmus aplikace, musí platit:

- lokalita v EVL (ano/ne): **ano**
- lokalita v chráněném území (ano/ne): **ano**
- chráněné území v definované vzdálenosti po/proti toku (ano/ne): **ano**
- příčné překážky oddělující lokalitu s invazní rybou (ano/ne):
- druh ryby (1=druh):
- počet ryb (2=počet):
- druh nálezu (3=živý/mrtvý):
- kategorie vod (5=stojatá/tekoucí): stojatá/tekoucí
- obtočný úsek toku nebo rybník (6=ano/ne):
- možnost izolovat lokalitu hydrologicky (7=ano/ne):
- možnost izolovat lokalitu územně (8=ano/ne): **ano**
- další chráněné organismy v lokalitě (11=ano/ne): **ano**
- velikost toku/stojaté vody (13=malé/střední/velké): **malé/střední**

Podmínky aplikace opatření

Přítomnost nepůvodních invazních druhů ryb.

Podmínky, za nichž je opatření zvláště vhodné:

Uzavřená lokalita.

Hloubka maximálně 2 m.

Vodivost od 50 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Dobrá viditelnost ve vodě.

Postup:

Vymezení řešeného území (oblasti).

Výběr odborného subjektu (osvědčení o elektrolovu, dostatečná praxe).

Zvolení způsobu odlovu – lov broděním / lov z lodě / kombinace.

Kroky nutné k povolení k odlovu (vč. institucí, které je třeba oslovit - majitel/nájemce nádrže, ČRS/MRS).

Uskutečnění odlovu a zajištění jeho opakování.

Dotčené subjekty – potřebná povolení a vyjádření:

Povolení k odlovu uděluje držitel dekretu revíru (ČRS, MRS, NP, soukromník), který ale musí elektrolov nahlásit na kraji. Pokud se lokalita nachází v chráněné oblasti, hlásí se to na AOPK popřípadě na NP.

Použití elektrického agregátu k odlovu ryb musí být prováděné v souladu s platnou legislativou ČR (zejména §26 zákona č. 246/1992 Sb. na ochranu zvířat proti týrání, zákon o rybářství č. 99/2004 Sb. a vyhláška č. 50/1978 o odborné způsobilosti v elektrotechnice).

Chemická eradikace

Podmínky pro rozhodovací algoritmus aplikace, musí platit:

- lokalita v EVL (ano/ne): **ne**
- lokalita v chráněném území (ano/ne): **ne**
- chráněné území v definované vzdálenosti po/proti toku (ano/ne): **ne (po toku)**
- příčné překážky oddělující lokalitu s invazní rybou (ano/ne):
- druh ryby (1=druh):
- počet ryb (2=počet):
- druh nálezu (3=živý/mrtvý):
- kategorie vod (5=stojatá/tekoucí): **stojatá**
- obtočný úsek toku nebo rybník (6=ano/ne): **ano**
- možnost izolovat lokalitu hydrologicky (7=ano/ne): **ano**
- možnost izolovat lokalitu územně (8=ano/ne): **ano**
- další chráněné organismy v lokalitě (11=ano/ne): **ne**
- velikost toku/stojaté vody (13=malé/střední/velké): **malé/střední**

Podmínky aplikace opatření

Přítomnost invazního druhu.

Izolovaná lokalita.

Nebyly zjištěny závažné nepříznivé dopady chemické eradikace na životní prostředí nebo lidské zdraví (např. neleží v nebo nad ochranným pásmem vodního zdroje/nádrže, v lokalitě nejsou jiné chráněné organismy atd.).

Podmínky, za nichž je opatření zvlášť vhodné:

Izolovaná lokalita.

Větší vzdálenost od toku.

Postup:

Odhad velikosti invazivní populace.

Zjistit velikost nádrže, hloubku, spočítat objem nádrže.

Koho je třeba kontaktovat: Vodoprávní úřad (podle Vodního zákona, § 9 odstavec 8 a § 39 odstavec 7).

Izolace celé nádrže pomocí zábrany (igelitové fólie nejméně 1m vysoké, plot).

Spočítat množství účinné látky (např. Rotenone) potřebné alespoň pro dvě aplikace a více aplikací.

Rotenone a další chemické látky (nákup s povolením MZe - ještě bude upřesněno), ověřit koncentraci účinné látky ve všech baleních.

Dodržovat doporučení výrobce (ochranný oblek, rukavice, brýle, rouška).

Návrh vhodného období, způsobu provedení, způsobu izolace, látky, koncentrace atd.

Provést experimentální testy účinnosti v nádobách s přidáním substrátu z lokality, doporučená koncentrace.

Doporučená koncentrace například rotenonu v nádrži 360 μ g/l (+15% - nepřesnosti při výpočtu objemu) při teplotě vody minimálně 20°C. V čím větší hloubce je nižší teplota, tím musí být koncentrace látky vyšší.

Sběr uhynulých organismů.

Zásah je třeba zopakovat (alespoň 2x).

Kontrola úspěšnosti (cca po měsíci).

Kontrolu opakovat po roce a po dvou letech.

Dotčené subjekty – potřebná povolení a vyjádření:

MZE, AOPK, MŽP, kraj, vlastník či uživatel vodní plochy (revíru).

Mechanická regulace/eradikace za pomoci sítí a pastí

Podmínky pro rozhodovací algoritmus aplikace, musí platit:

- lokalita v EVL (ano/ne): **ano**
- lokalita v chráněném území (ano/ne): **ano**
- chráněné území v definované vzdálenosti po/proti toku (ano/ne): **ano**
- příčné překážky oddělující lokalitu s invazní rybou (ano/ne):
- druh ryby (1=druh):
- počet ryb (2=počet):
- druh nálezu (3=živý/mrtvý):
- kategorie vod (5=stojatá/tekoucí): stojatá/tekoucí
- obtočný úsek toku nebo rybník (6=ano/ne):
- možnost izolovat lokalitu hydrologicky (7=ano/ne): ne
- možnost izolovat lokalitu územně (8=ano/ne):
- další chráněné organismy v lokalitě (11=ano/ne): **ano**
- velikost toku/stojaté vody (13=malé/střední/velké): **malé/střední/velké**

Podmínky aplikace opatření

Přítomnost nepůvodních invazivních druhů ryb.

Možnost instalace sítí nebo pastí.

Podmínky, za nichž je opatření zvlášť vhodné:

Menší počet překážek na lokalitě z důvodu instalace sítí, pastí.

Postup:

Odhad velikosti invazivní populace.

Zjistit velikost nádrže, hloubku, spočítat objem nádrže.

Začít lovit už brzy na jaře, lovit po celý rok.

Zásah je třeba zopakovat podle velikosti lokality.

Sběr uhynulých organismů.

Kontrola úspěšnosti, kontrolu opakovat po roce a po dvou letech.

Dotčené subjekty – potřebná povolení a vyjádření:

MZE, AOPK, MŽP, kraj, vlastník či uživatel vodní plochy (revíru).

Biokontrola

Podmínky pro rozhodovací algoritmus aplikace, musí platit:

- lokalita v EVL (ano/ne): **ano**
- lokalita v chráněném území (ano/ne): **ano**
- chráněné území v definované vzdálenosti po/proti toku (ano/ne): **ano**
- příčné překážky oddělující lokalitu s invazní rybou (ano/ne): **ano**
- druh ryby (1=druh):
- počet ryb (2=počet):
- druh nálezu (3=živý/mrtvý):
- kategorie vod (5=stojatá/tekoucí): stojatá/tekoucí
- obtočný úsek toku nebo rybník (6=ano/ne): **ne**
- možnost izolovat lokalitu hydrologicky (7=ano/ne): **ne**
- možnost izolovat lokalitu územně (8=ano/ne): **ne**
- další chráněné organismy v lokalitě (11=ano/ne): **ne**
- velikost toku/stojaté vody (13=malé/střední/velké): **malé/střední/velké**

Podmínky aplikace opatření

Přítomnost nepůvodních invazivních druhů ryb.

Podmínky, za nichž je opatření zvláště vhodné:

Použití jak v tekoucích tak i ve stojatých vodách.

Postup:

Odhad velikosti invazivní populace.

Zjistit velikost vodní plochy.

Úprava managementu – plánu nasazování ryb.

Vypuštění dravců už brzy na jaře.

Pokud možno celoroční násada dravých ryb.

Kontrola úspěšnosti – kontrolní odlovy.

Opakovat několik let za sebou.

Dotčené subjekty – potřebná povolení a vyjádření:

MZE, AOPK, MŽP, kraj, vlastník či uživatel vodní plochy (revíru).

Účelové manipulace s vodní hladinou

Podmínky pro rozhodovací algoritmus aplikace, musí platit:

- lokalita v EVL (ano/ne): **ano**
- lokalita v chráněném území (ano/ne): **ano**
- chráněné území v definované vzdálenosti po/proti toku (ano/ne):
- příčné překážky oddělující lokalitu s invazní rybou (ano/ne): **ano**
- druh ryby (1=druh):
- počet ryb (2=počet):
- druh nálezu (3=živý/mrtvý):
- kategorie vod (5=stojatá/tekoucí): **stojatá**
- obtočný úsek toku nebo rybník (6=ano/ne): **ano**
- možnost izolovat lokalitu hydrologicky (7=ano/ne): **ano**
- možnost izolovat lokalitu územně (8=ano/ne): **ano**
- další chráněné organismy v lokalitě (11=ano/ne): **ne**
- velikost toku/stojaté vody (13=malé/střední/velké):

Podmínky aplikace opatření

Přítomnost nepůvodních invazivních druhů ryb.

Záchranný transfer původních ryb

Podmínky, za nichž je opatření zvlášť vhodné:

Jde o nádrž, kterou lze z provozního a technického hlediska možné vypustit (velikost, kapacita výpusti, ekonomické a jiné dopady vypuštění nádrže).

Např. po výlovu, odbahňování či rekonstrukci nádrže vyžadující její vypuštění.

Postup:

Odhad velikosti invazivní populace.

Zjistit velikost vodní plochy.

Musí být zamezeno úniku invazivních ryb do toku (soustava sít na výpusti, od hrubých po jemnější, na přítoku do nádrže migrační bariéry, migrační pasti).

Vhodné kombinovat s vápněním.

Dotčené subjekty – potřebná povolení a vyjádření:

vlastník či uživatel vodní plochy (ČRS/MRS), MZE, AOPK, MŽP, kraj).

EDICE VÝZKUM PRO PRAXI

METODIKA REGULACE A ERADIKACE INVAZNÍCH DRUHŮ RYB: VÝBĚR VHODNÝCH METOD V ZÁVISLOSTI NA CHARAKTERU VODNÍHO ÚTVARU

CERTIFIKOVANÁ METODIKA

Vydal Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, veřejná výzkumná instituce
v Praze 2021

CITACE:

Barankiewicz M., Musil J., Beránková T. a Svobodová J. (2021). Metodika regulace a eradikace invazních druhů ryb: výběr vhodných metod v závislosti na charakteru vodního útvaru. Výzkumný ústav vodohospodářský T.G.Masaryka, veřejně výzkumná instituce, Edice pro praxi, Praha. 61 str. (certifikovaná metodika MŽP – č.j....., projekt TAČR TH02030687, ISBN: 978-80-87402-94-8).

ŘEDITEL:

Ing. Tomáš Urban

REDAKČNÍ RADA:

Ing. Libor Ansorge, Ph.D., (předseda), Ing. Adam Beran, Ph.D., Ing. Jiří Kučera,
RNDr. Diana Marešová, Ph.D., Ing. Miloš Rozkošný, Ph.D.,
Ing. Michal Vaculík, Mgr. Aleš Zbořil

Počet stran: 63

Odpovědný redaktor: Mgr. Zuzana Řehořová

ISBN: 978-80-87402-94-8 (on-line, pdf)