



Environmentální rizika provozu malých vodních elektráren ve vazbě na poproudovou migraci ryb a nápravná řešení

Jiří Musil, Tereza Barteková, Miroslav Barankiewicz, Pavel Balvín



Technologická agentura
České republiky

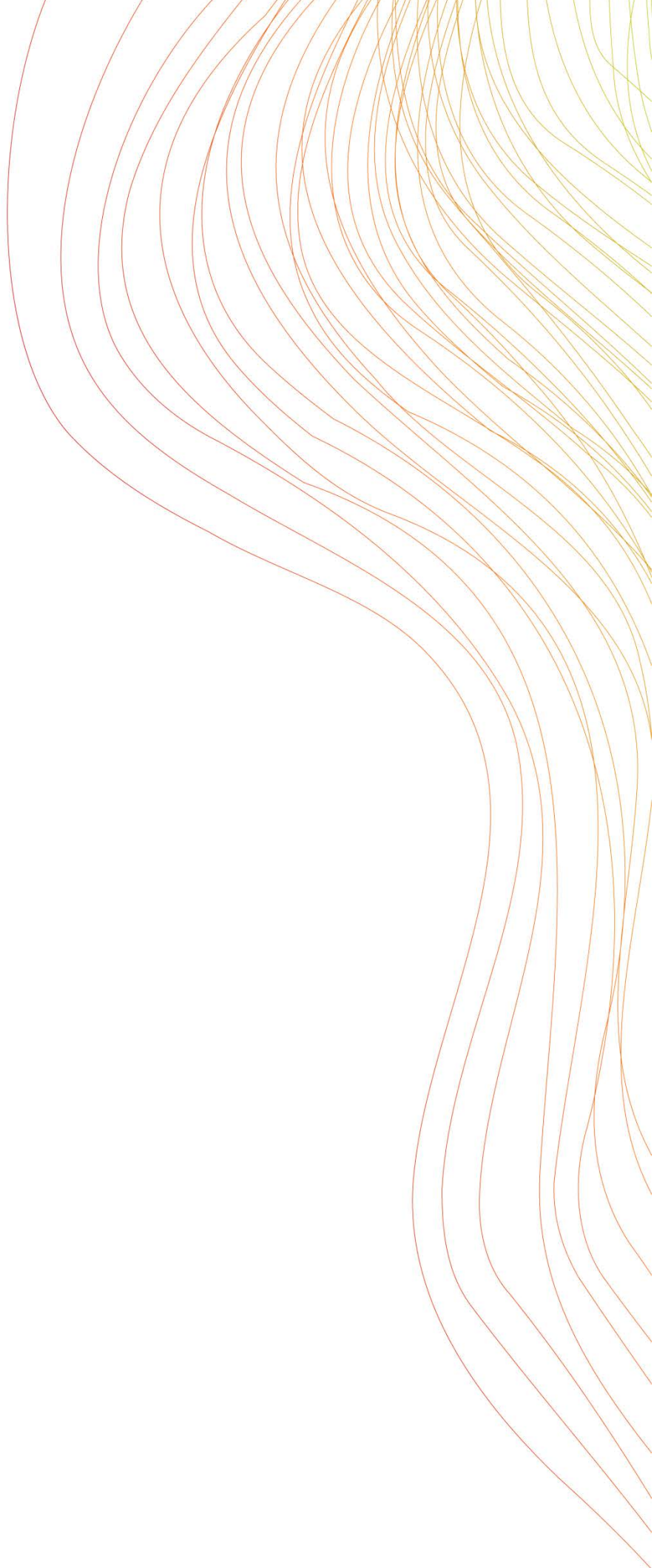
Ministerstvo životního prostředí
České republiky

VÝZKUMNÝ ÚSTAV
VODOHOSPODÁŘSKÝ
T.G. MASARYKA

veřejná výzkumná instituce

**VÝZKUMNÝ ÚSTAV
VODOHOSPODÁŘSKÝ
T.G. MASARYKA**

veřejná výzkumná instituce





Autorský tým

Jiří Musil^{1,*}, Tereza Barteková^{1,2}, Miroslav Barankiewicz^{1,2}, Pavel Balvín³

¹*Oddělení ekologie vodních organismů, Výzkumný ústav vodohospodářský T.G. Masaryka, v.v.i., Podbabská 30, 160 00 Praha 6*

²*Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů, katedra Zoologie a rybářství, Kamýcká 129, 165 21 Praha 6 - Suchbátka*

³*Oddělení hydrauliky, Výzkumný ústav vodohospodářský T.G. Masaryka, v.v.i., Podbabská 30, 160 00 Praha 6*

Recenzenti

Doc. Ing. Petr Hartvich, CSc.

Fakulta rybářství a ochrany vod JČU, České Budějovice, e-mail: hartvich@frov.jcu.cz

Ing. Pavel Marek

Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky, Praha, pavel.marek@nature.cz

Ing. Pavel Vrána, Ph.D.

Rada Českého rybářského svazu, Praha, e-mail: vrana@rybsvaz.cz

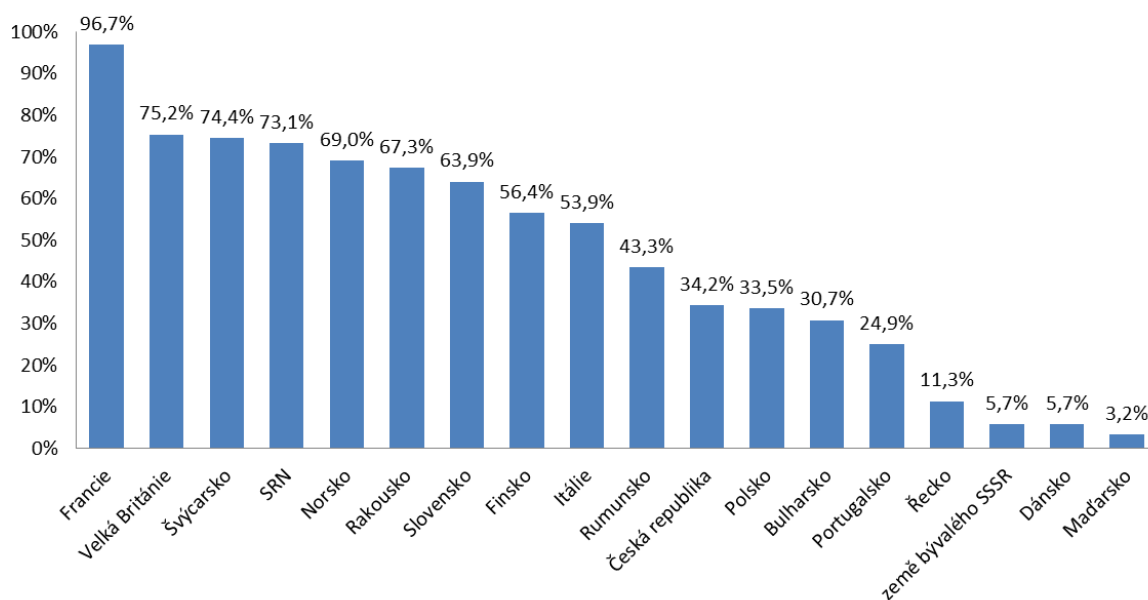
OBSAH

Obsah	1
1 Hydroenergetika v České republice	2
2 Environmentální rizika	3
2.1 Habitatové změny	3
2.2 Přímé negativní důsledky	4
3 Signální druhy ryb.....	5
3.1 Potamodromní druhy.....	5
3.2 Diadromní druhy.....	7
3.3 Významné diadromní druhy.....	7
4 Legislativní rámec a strategie ve vztahu k ochraně vodních ekosystémů.....	7
5 Nápravná opatření k zajištění poproudové migrace	9
6 příkladová studie úspěšnosti poproudové migrace	14
7 SOUHRN.....	15
8 Terminologie a Definice	15
9 Literatura	17
10 Poděkování	20
11 PŘÍLOHA.....	20
11.1 Úhoř říční (<i>Anguilla anguilla</i>).....	20
11.2 Losos obecný (<i>Salmo salar</i>)	22

1 HYDROENERGETIKA V ČESKÉ REPUBLICE

V roce 2009 přijala Česká republika usnesení Evropské unie, že do roku 2020 bude 20% energie vyráběno z obnovitelných zdrojů, s tím by mělo být spojené i postupné snižování emisí. K tomu můžeme využít vodní, větrné nebo sluneční elektrárny. V České republice je však proudění vzduchu poměrně nepravidelné a sluneční energie nedosahuje takové síly, jako například v jižních státech EU. Proto je snaha budovat vodní elektrárny, které v současnosti vyrábí přibližně 10% elektrické energie a to i přesto, že podmínky na našem území nejsou pro vodní elektrárny ideální a tendence stavět nové vodní elektrárny je poměrně vysoká. Vyspělé státy jako je Anglie, Francie, Švýcarsko nebo Norsko využívají hydroenergetický potenciál svých toků z 65 až 95% a ve výstavbě vodních elektráren i nadále pokračují. V České republice se dnes využívá hydroenergetický potenciál pouze z 34,2%, viz graf. (Dušička a kol. 2003). V dnešní době vyrábí vodní elektrárny převážně takzvanou doplňkovou elektrickou energii. Velkou výhodou vodních elektráren je rychlé najetí na velký výkon a tím vyrovnání okamžité energetické bilance.

V české republice má využití vodní energie dlouholetou tradici. Dříve se využívala k pohonu mlýnů, pil a časem i k výrobě elektrické energie. Jako první byla postavena vodní elektrárna v Písku v roce 1888. Na počátku 20. století byly vybudovány dvě vodní elektrárny v Praze. Konkrétně se jednalo o elektrárny na Těšnově a na Štvanici. (<http://www.cez.cz/>, navštíveno 12. 4. 2015).



Obr. 1. Využití hydroenergetického potenciálu ve vybraných zemích a EU.

V dubnu v roce 2014 bylo na území české republiky evidováno 1572 malých vodních elektráren. Celkový instalovaný výkon dosahuje hodnoty 348 MW (zdroj: ERÚ), ročně MVE vyrobí okolo jedné terawatthodiny elektrické energie. (<http://www.cvut.cz/>, navštíveno 12. 4. 2015) Dále jsou v Čechách vybudovány 4 přečerpávací elektrárny, které ukládají energii. Pokud je energie nadbytek, čerpají vodu do úložných prostor a

při energetickém nedostatku vodu používají k výrobě elektrické energie. Celkový instalovaný výkon těchto elektráren je 1 146 MW. V roce 2009 vyrobily tyto elektrárny 553 GWh. Posledním typem vodních elektráren v ČR jsou velké vodní elektrárny. Těch je na území české republiky 12 a v roce 2009 vyrobily 945 GWh.

2 ENVIRONMENTÁLNÍ RIZIKA

Z pohledu ochrany přírody a krajiny hydroenergetické projekty negativně ovlivňují vodní ekosystémy na úrovni 1) samotné funkce ekosystému – habitatové změny (obvykle větší projekty) a 2) mají přímý negativní dopad na druhy žijící v daném prostředí – přímé negativní důsledky.

2.1 HABITATOVÉ ZMĚNY

Habitatové změny jsou výsledkem transformace původně lotického (říční) na lentické (stojaté) prostředí. V souvislosti s velikostí hydrologického projektu, typicky v případě projektů doprovázených výstavbou nádrže, mají tyto změny spojené s fragmentací toku obvykle dopad na všechny chemické a biologické funkce a procesy říčního ekosystému včetně všech biotických složek.

Typicky se jedná o ovlivnění a) přilehlých terestrických a aluviálních habitatů v důsledku inundace a jejich ztrátu, b) přerušení říčního kontinua - změny původního lentického (říční) prostředí jsou patrné nad i pod překážkou a jsou doprovázeny změnou v zastoupení ekologických skupin často s vymizením původních druhů, změny věkové struktury, stability populací fauny a flory, c) přirozené transportní kapacity toku – charakteristickým jevem je zvýšená sedimentace nad a naopak výskyt erozních jevů pod překážkou - tyto změny narušují životní cykly mnoha organismů (modifikace reprodukčních habitatů) a mají funkční vazbu, resp. ovlivňují další ekosystémové služby (hladina spodních vod v interakci s aluviálem, modifikace nebo ztráta esenciálních hydromorfologických struktur jako jsou například štěrko-písčité lavice aj.), d) chemismu vodu – především vlastní nádrže výrazně ovlivňují celkový chemismus prostředí a termální režim toku, tento vliv je obvykle zřetelný v délce několika km pod překážkou a významně ovlivňuje reprodukční úspěšnost, navigaci aj. a v obecné rovině v podstatě determinuje existenci přítomných druhů, e) průtokových poměrů toku – v případě derivačních elektráren je část průtoku odvedena mimo vlastní koryto toku, která je v délce derivace významně degradována (zvýšení teploty a změna nasycení kyslíkem zásadně mění původní oživení toku); stejně nebezpečné je naopak špičkování (hydropeaking) provozu elektrárny, typické pro vodní díla, které způsobuje výrazné zvyšování nebo naopak snížení průtoků pod hodnoty ekologických průtoků, zajišťujících přirozené funkce a procesy vodních ekosystémů; průtokové změny spojené s provozem elektráren obvykle ovlivňují sezonní charakter vodního režimu toku – průtok je pro mnoho proudomilných tzv. reofilních organismů základním stimulem k reprodukci, navigačním a transportním

mechanismem a tyto změny jsou proto obvykle doprovázeny postupným vymizením populací a druhů původních organismů.

Ačkoli jsou výše uvedené habitatové změny spojené obvykle s velkými hydroenergetickými projekty, které nejsou předmětem této metodiky, mohou být stejně relevantní hrozbou i v případě malých vodních elektráren (např. MVE Střekov) a měly by být pečlivě zhodnoceny v rámci každého hydroenergetického projektu.

2.2 PŘÍMÉ NEGATIVNÍ DŮSLEDKY

Modifikace, ztráta a degradace esenciálního životního prostředí popsaná výše nejsou jediné negativní faktory spojené s hydroenergetickými projekty, které ovlivňují vodní organismy. Ve srovnání s habitatovými změnami výše, jsou přímé negativní důsledky relevantní prakticky pro všechny typy elektráren.

Možnost volného šíření organismů je základní podmínkou jejich přirozeného chování, strategií pro realizaci životního cyklu a udržení se v čase a prostoru. V případě migrací mezi různými typy vodních ekosystémů (moře a vnitrozemské toky) a jejich prostředími (dolní, střední a pramenné úseky), představují hydroenergetické projekty pro vodní organismy migrační překážky. V souvislosti se zvyšující se fragmentací byl již v průběhu minulého století pozorován výrazný pokles migrujících rybích populací. Nejen v České republice vedla zvyšující se fragmentace toků a s ní spojené omezení či zastavení volné migrace, často společně s dalšími antropogenními tlaky (lov, rybářský management, znečištění, klimatické změny, modifikace či ztráta původních habitatů jako důsledek regulace a úprav koryta toků), k výraznému početnímu poklesu populací většiny reofilních druhů (Lucas a Baras, 2001) a částečnému až úplnému vymizení specializovaných diadromních druhů (Béguer a kol., 2007), jejichž současný areál výskytu je typicky limitován přítomností první nádrže na toku. V současnosti je již v každém hydroenergetickém projektu řešení migrační průchodnosti vyžadováno v souladu s Konceptí zprůchodnění říční sítě České republiky a požadavky Rámcové směrnice o vodách (WFD), ale stále existuje velké množství překážek a elektráren, které představují zásadní migrační překážky v hlavních migračních biokoridorech a obnova volné migrace v již existujících stavbách je často technicky velmi problematická. V souvislosti s migrační průchodností je však říční síť dosud prakticky neprůchodná v případě poproudové migrace s tím, že koncept poproudové migrace byl v Koncepti zařazen až při její aktualizaci roce 2014.

Mezi nejvýznamnější environmentální rizika spojená s provozem hydroenergetických zařízení patří mechanické zraňování a přímá mortalita migrantů při průchodu turbínou, tzv. turbínová mortalita. Přes řadu technicky možných nápravných opatření, která jsou v mnoha zemích podmínkou provozu vodních elektráren (VE), doposud bohužel neexistuje takové, které by mortalitu zcela eliminovalo, ale existují

technologie, které ji významně limitují – tzv. fish friendly technologie (doposud není v ČR tato technologie nikde instalována). V souvislosti s typem turbíny, otáčkami, tvaru lopatky, tlaku a dalších faktorů se turbínová mortalita pohybuje v rozmezí hodnot 0 – 100%. V případě druhů, které vyžadují migraci na dlouhé vzdálenosti jako je například úhoř říční nebo losos obecný (viz. kapitola signální druhy), je však potřeba uvažovat kumulativní účinek v důsledku přítomnosti mnoha vodních elektráren na toku, kterým musí dospělí jedinec migrovat za účelem reprodukce. Procento přežití (= migrační úspěšnost) je tak minimální a není překvapením, že jsou tyto dříve běžné druhy zařazeny na Červeném seznamu do kategorie kriticky ohrožených druhů. Problematika turbínové mortality se však zdaleka netýká pouze specializovaných diadromních druhů (úhoře říčního, losos obecný) a je relevantní hrozbou pro všechny migrující organismy.

3 SIGNÁLNÍ DRUHY RYB

Termín **signální druh** je pro účely této Koncepce definován jako druh, který je původní, charakteristický pro danou lokalitu a v rámci svého životního cyklu vykazuje cyklické, periodické migrace. Typicky se tak jedná o druhy, které jsou vhodné např. pro hodnocení migrační průchodnosti rybích přechodů, říčních úseků atp. Pro vybrané úseky vodních toků byly vybrány vždy 1-2 druhy ryb, a to za předpokladu respektování přirozeného gradientu toku (vždy jsou zařazeny druhy typické pro dolní, střední i horní část toku) a na základě následujících kritérií:

- 1) výskyt v jednotlivých zájmových tocích
- 2) přirozená reprodukce ve vybraných úsecích vodních toků
- 3) potamodromní druhy, které vyžadují periodické migrace

3.1 POTAMODROMNÍ DRUHY

Parma obecná (*Barbus barbus*)

Ekologické nároky: bentopelagický, potamodromní sladkovodní druh. Obývá proudné, dobře okysličené úseky s kamenitým dnem.

Výskyt v ČR: objevuje se v tekoucích vodách (parmové pásmo) na celém území státu.

Míra ohrožení: v Červeném seznamu ČR je zařazena jako druh téměř ohrožený (NT).

Jelec proudník (*Leuciscus leuciscus*)

Ekologické nároky: bentopelagický, potamodromní sladkovodní druh. Potřebuje dostatek ve vodě rozpuštěného kyslíku. Snáší mírné znečištění.

Výskyt v ČR: žije na značné části našeho území, obvykle není příliš hojný. Je znám z tekoucích i stojatých vod, ve všech našich povodích.

Míra ohrožení: v Červeném seznamu je zařazen jako druh málo dotčený (LC).

Bolen dravý (*Aspius aspius*)

Ekologické nároky: bentopelagická, potamodromní ryba dolních a středních úseků řek, vhodné podmínky nalezl také v údolních nádržích.

Výskyt v ČR: obývá dolní a střední úseky větších řek i údolní nádrže. Nalezneme ho ve všech našich povodích.

Míra ohrožení: v Červeném seznamu je zařazen jako druh málo dotčený (LC).

Lipan podhorní (*Thymallus thymallus*)

Ekologické nároky: bentopelagický druh sladkých vod. Vyhovují mu proudné úseky, střídající se s hlubšími tůněmi. Vyžaduje pevné až kamenité dno. Nevyžaduje úkryty jako *Salmo trutta*, a proto se objevuje na otevřené vodě.

Výskyt v ČR: vyskytuje se v tekoucích vodách, vzácně se přizpůsobil i některým stojatým vodám v povodí Labe, Odry i Moravy.

Míra ohrožení: v Červeném seznamu ČR je zařazen jako druh téměř ohrožený (NT).

Ostroretka stěhovavá (*Chondrostoma nasus*)

Ekologické nároky: bentopelagická, potamodromní, reofilní sladkovodní ryba. Obývá střední a dolní úseky našich řek, odpovídající svým charakterem lipanovému a parmovému pásmu. Typickým stanovištěm jsou proudné úseky s kamenitým dnem, přecházející do klidnějších a hlubších tůní.

Výskyt v ČR: původní v povodí Odry a Moravy, v současnosti vysazovaná ve všech povodí ČR.

Míra ohrožení: v Červeném seznamu ČR byla zařazena do kategorie zranitelný (VU).

Štika obecná (*Esox lucius*)

Ekologické nároky: demerzální, potamodromní, sladkovodní druh, pronikající i do braktických vod. Vyhovuje jí málo proudná a teplejší voda s dostatečně členitým břehem a s množstvím úkrytů.

Výskyt v ČR: běžný druh našich stojatých i tekoucích vod Labe, Odry i Moravy. Vyskytuje se v cejnovém, parmovém mnohdy i lipanovém pásmu.

Míra ohrožení: v Červeném seznamu je štika obecná zařazena do kategorie málo dotčený (LC).

Jelec tloušť (*Leuciscus cephalus*)

Ekologické nároky: bentopelagický, potamodromní druh sladkých, případně braktických vod. Patří mezi naše nejrozšířenější ryby. Vyskytuje se od nižších pstruhových úseků až po cejnová pásma.

Výskyt v ČR: vyskytuje se takřka všude. V tekoucích i stojatých vodách v povodí Labe, Odry i Moravy. Četnost výskytu v řekách závisí především na členitosti dna a břehů

Míra ohrožení: v Červeném seznamu je jelec tloušť zařazen do kategorie málo dotčený (LC).

Pstruh obecný forma potoční (*Salmo trutta f. fario*)

Ekologické nároky: demerzální euryhalinní druh. Žije v potocích, říčkách a řekách (pstruhové pásmo), patří ke stanovištním druhům s nároky na teritorium. Důležitá je kvalita vody, včetně nižší teploty s větším množstvím rozpuštěného kyslíku. Preferuje pevné dno s dostatečným množstvím úkrytů.

Výskyt v ČR: pstruhové úseky řek, sekundární pstruhová pásma pod přehradami.

Míra ohrožení: v Červeném seznamu je zařazen jako druh málo dotčený (LC).

3.2 DIADROMNÍ DRUHY

V této metodice jsou diadromní druhy definovány sensu McDowell (1988, 1997), tedy jako druhy cyklicky migrující mezi sladkovodním a mořským prostředím v různých periodách ontogenetického vývoje s tím, že se v ČR netažné populace nevyskytují.

Diadromní (anadromní a katadromní) druhy svým životním cyklem vyžadují periodické migrace v obou směrech a na dlouhé vzdálenosti a proto jsou fragmentací nejvíce ohroženou skupinou organismů v současnosti s mnoha druhy v Evropě (např. síh ostrorypý, *Coregonus oxyrinchus*; mihule rodu *Eudontomyzon* sp. anadromní formy) a na našem území (např. placka pomořanská, *Alosa alosa*, platýs bradavičnatý, *Pleuronectes flesus*, jeseter velký, vyza velká) již vymizelými nebo je jejich existence již zcela závislá na umělém vysazování (jeseteři, úhoř říční, losos obecný). Negativní dopad neprůchodné říční sítě se však nevyhýbá ani ostatním vodním organismům.

3.3 VÝZNAMNÉ DIADROMNÍ DRUHY

V současnosti v České republice oficiálně neexistuje rybí druh, pro který by byl zpracován záchranný program (Hanel a Lusk, 2005; AOPK ČR) s výjimkou úhoře říčního, který je předmětem Plánu managementu ČR v součinnosti s Nařízením Rady č. 1100/2007. Dalším významným druhem, který je předmětem mezinárodních záchranných programů a vyskytuje se na našem území, je losos obecný.

4 LEGISLATIVNÍ RÁMEC A STRATEGIE VE VZTAHU K OCHRANĚ VODNÍCH EKOSYSTÉMŮ

Na migraci vodních organismů má vliv mnoho antropogenních faktorů, z nichž problematika některých je, ač převážně nepřímo, zakotvena v legislativních předpisech různého charakteru. Ty se dotýkají zejména využitelnosti vodních průtoků a zlepšování kvality vod a vodních ekosystémů.

Nejvýznamnějším zákonem v oblasti problematiky průchodnosti říčních toků je zákon 254/2001 Sb., tedy zákon o vodách, který umožňuje implementaci **směrnice Evropského parlamentu a rady 2000/60/ES** ustavující rámec činnosti Společenství

v oblasti vodní politiky (tzv. rámcová směrnice o vodách). Cílem této směrnice je intenzivnější komplexní ochrana kvality i kvantity veškerých vod, prevence degradace vodních toků a dosažení co nejpříznivějších podmínek v tocích a s nimi spojených ekosystémech. Součástí ekologického hodnocení je sledování biologických složek a hydromorfologických charakteristik vodního prostředí. Mezi hodnocené parametry monitoringu hydromorfologie spadá i z hlediska zaměření metodiky významná podélná kontinuita vodních toků, tedy počet překážek, které omezují migraci vodních organismů.

Tato směrnice a "vodní zákon" jsou základním legislativním rámcem pro trvale udržitelné užívání našich vod.

Ve **vodním zákoně (254/2001 Sb.)** je pro potřeby metodiky podstatný především **§ 15 odstavec 6**, ve kterém je stanoveno, že při povolování výstavby vodních děl vodoprávními úřady, jejich změn, změn jejich užívání a pro jejich odstranění musí být zohledněna ochrana vodních a na vodu vázaných ekosystémů. Tato vodní díla nesmějí vytvářet bariéry pohybu ryb a vodních živočichů v obou směrech vodního toku. To neplatí v případě mnoha výjimek, jako například písmene c) kdy pohyb ryb a vodních živočichů v obou směrech vodního toku nelze zajistit z důvodu technické neproveditelnosti nebo neúměrných nákladů.

A dále **§ 36**, který pojednává o minimálních zůstatkových průtocích, podle **odstavce 1** je to průtok povrchových vod, který ještě umožňuje obecné nakládání s povrchovými vodami a ekologické funkce vodního toku. Podle **odstavce 2** hodnoty těchto průtoků stanoví vodoprávní úřad. Nedodržení těchto nařízení je sankcionováno podle § 116 odstavec 1 písmeno d) 57.

Další závazky pro ČR plynou z **nařízení Rady ES č. 1100/2007**, kterým se stanoví opatření pro obnovu populace úhoře říčního *Anguilla Anguilla*. Cílem tohoto v podstatě evropského záchranného programu úhoře je na úrovni jednotlivého členského státu (ČS), resp. jeho území nebo na úrovni přeshraniční spolupráce, navrzení a realizace takových opatření, která budou umožňovat katadromní reprodukční migraci úhoře mimo území daného ČS pro minimálně 40% populace úhoře vzhledem k jeho historické početnosti před negativním ovlivněním člověkem v rámci tzv. plánu managementu úhoře (the Eel Management Plan - EMP). Součástí každého EMP, který musí být řídicím orgánem EU schválen, je kromě návrhu a predikce účinnosti jednotlivých opatření také časový harmonogram, do kdy bude tento cíl splněn. Plán managementu ČR je řízen Ministerstvem zemědělství (MZE) a byl zpracován Výzkumným ústavem vodohospodářským, veřejnou výzkumnou institucí (VUV T.G.M., v.v.i.). Tento plán navrhuje nápravná opatření, jako jsou například snížení turbínové mortality, řízené nasazování do nejméně rizikových povodí a hlavních migračních koridorů aj. Tato doporučení však nejsou nikterak závazná.

Při řešení migrační prostupnosti toků je nezbytné zohlednit i závazky vyplývající ze **směrnice Rady č. 92/43/EHS** o ochraně přírodních stanovišť, volně žijících

živočichů a planě rostoucích rostlin, na jejímž základě se vyhláší evropsky významné lokality soustavy NATURA 2000. Nároky na ochranu evropsky významných druhů a stanovišť mohou vyžadovat zajištění migrační prostupnosti vodních toků jako jeden z hlavních předpokladů udržení jejich populací v příznivém stavu.

Nepřímo se pak problematiky zprůchodňování migračních bariér na vodních tocích týkají i některá ustanovení **Zákona 114/1992 Sb.** o ochraně přírody a krajiny. Jedná se především o **§ 4 odstavec 2**, podle kterého jsou vodní toky jako významné krajinné prvky chráněny před poškozováním a ničením a využívají se pouze tak, aby nebyla narušena jejich obnova a nedošlo k ohrožení nebo oslabení jejich stabilizační funkce. Orgán ochrany přírody může stanovit ve svém závazném stanovisku podmínky pro realizaci zásahu, tedy rovněž zajištění migrační prostupnosti toku. V **§ 3 odstavec 1 písmeno b)** definuje vodní tok jako významný krajinný prvek. **§ 5** pojednává o obecné ochraně rostlin a živočichů v **odstavci 1** stanovuje, že všechny druhy rostlin a živočichů jsou chráněny před zničením, poškozováním, sběrem či odchytém, který by mohl vést k ohrožení těchto druhů, k narušení rozmnožovacích schopností, zániku populace druhů nebo zničení ekosystému, jehož jsou součástí. Při porušení těchto podmínek ochrany je orgán ochrany přírody oprávněn zakázat nebo omezit rušivou činnost. **§ 67** určuje povinnosti investorů. Na základě podmínek **odstavce 1 a 2** je investor povinen zajistit přiměřená náhradní opatření k ochraně přírody jako je vybudování technických zábran, na svůj náklad. O rozsahu a nezbytnosti těchto opatření rozhoduje orgán ochrany přírody.

Zákon 99/2004 Sb. o rybníkářství, výkonu rybářského práva, rybářské strážní, ochraně mořských rybolovných zdrojů a o změně některých zákonů (**zákon o rybářství**). Tento zákon nezohledňuje migrace vodních organismů.

V oblasti problematiky migrační průchodnosti říční sítě ČR pro vodní organismy, je tedy možno konstatovat, že legislativní opatření mají z tohoto hlediska určité rezervy a v následujících letech by bylo žádoucí jejich doplnění ev. upřesnění stávajících platných právních předpisů.

5 NÁPRAVNÁ OPATŘENÍ K ZAJIŠTĚNÍ POPROUDOVÉ MIGRACE

Nápravná a minimalizační opatření k ochraně ryb před poškozením v hydroenergetických zařízeních by měly splňovat dva základní požadavky:

- zabránit vniknutí ryb do odebírané vody
- usměrnit ryby do alternativní migrační cesty tak, aby nedošlo k jejich stresu, poškození či úhynu, případně ryby odklonit a transportovat pod překážku.

Jako významné preventivní opatření lze ve smyslu poproudové migrace označit

především používaný typ turbíny, který má zásadní roli na míru mechanického a fyziologického poškození či úhyn migranta při průchodu MVE. V této souvislosti jsou dnes již dostupné a dále se vyvíjejí typy turbín a čerpadel (fish-friendly technologie níže), které lze považovat za environmentálně šetrné a které by měly být přednostně preferovány. Jde zejména o modifikaci kaplanových turbín (www.fairbanksnijhuis.com), VLH turbíny (www.vlh-turbine.com/), šroubové turbíny (<http://www.nptec.de/wasserkraft/schraubentrubine.html>), mobilní turbíny (www.hydroenergie.de/bewegliche-wka) a Archimédovy šrouby (Fishtek consulting 2007) a některé další.

Účinná navigace migrujících ryb mimo odběrný objekt a přítomnost alternativní migrační cesty jsou nezbytné podmínky úspěšné aplikace nápravných a minimalizačních opatření. V opačném případě může být jejich účinnost prakticky nulová. K zabránění vstupu ryb do nátoků vodních elektráren nebo čerpacích stanic slouží mechanické zábrany (fyzicky zabraňují průchodu rybám). Vlastními navigačními opatřeními jsou pak především behaviorální clony využívající znalostí detekčních a navigačních mechanismů ryb včetně znalostí jejich únikových reakcí. Všechna tato opatření mají rozdílnou účinnost a prostorové nároky a jejich úspěšné použití závisí na druhově specifickém chování ryb a na místních podmínkách (rychlost proudění, zákal a denní doba).

Zařízení a metody bránící rybám ve vstupu, případně nasátí do hydroenergetických či čerpacích soustav spočívají v aplikaci:

1. Mechanické zábrany

Instalace pevných nebo pohyblivých česlí anebo sítí v různém prostorovém uspořádání (pevné svislé pruty, rotační válce, naklápěcí česle). Fixní zabudovaná česla a sítě představují mechanickou zábranu před vnikáním ryb do nasávacích objektů hydrotechnických děl. V současnosti jsou nejrozšířenějším a nejpoužívanějším způsobem jak ochránit ryby před poškozením v soustrojích turbín a čerpadel, i když ryby nepochybně nejsou hlavním důvodem pro jejich instalaci - tou je ochrana před vnikáním hrubých nečistot, které by mohly poškodit techniku soustrojí. Česla snižují průtokovou kapacitu vstupního objektu - tím je dána také snaha o maximalizaci velikosti štěrbin v nich. Pro ochranu ryb je přijatelný rozměr 15 – 30 mm. Pokusy na MVE o hltnosti $1,5 \text{ m}^3/\text{s}^{-1}$ bylo prokázáno, že u ryb, schopných projít štěrbinami česlí o světlosti 15 mm, dochází jen k reparabilnímu poškození. Česla představují pro ryby hlavní nebezpečí v tom, že jedinci, kteří se dostanou do fyzického kontaktu s česlemi, jsou na ně tlakem protékající vody přimáčknuti a obvykle nedokáží tento odpor překonat a hynou. Bylo však prokázáno, že se velmi často jedná o různě oslabené, poraněné, nemocné nebo defektní jedince, jejichž podíl byl na česlích MVE přibližně dvojnásobný ve srovnání s rybami zdravými. Z výše uvedeného také vyplývá mimořádná důležitost správné volby velikosti mezer mezi česlicemi. Jsou-li příliš malé, pak menší ryba, která by jinak s určitou pravděpodobností prošla bez většího poškození turbínou, hyne po zachycení na

česlích. Naopak, jsou-li mezery příliš velké, pak jsou do turbín strhávány i ryby, které jsou již lopatkami zraňovány. Instalování zábran je vázáno na možnost čištění mechanických zábran od listí, řas, větví a odpadku atd. Funkčnost a čistotu pevných česlí se zajišťuje obvykle strojním stíráním, přelévání česle zaobleného přelivu využívají Coandaova efektu, naklápěcí česle se čistí periodicky sklopením. U pohyblivých česlí je čištění zajišťováno automaticky. Účinnost se odvíjí od velikosti otvoru síta nebo mezery mezi česlemi. Optimální velikost mezer nebo průlin česlí a sítí doporučuje Larinier et al. (2002).

2. Behaviorální clony

Využívají přirozené reakce ryb na lokální změny fyzikálních polí nebo sensorických vlastností vody a vodního prostředí (vibrace, tlak, teplota, zákal, elektromagnetické pole, světlo). Podle variability prostředí, druhů ryb, ontogenetického vývoje, nebo podle zdravotního stavu se citlivost ryb může lišit. Většina provedených pokusů se zaměřovala hlavně na lososovité druhy a úhoře.

Akustická clona

Využívá reakci a citlivost ryb na zvukový signál nebo vibrace. Většina druhů ryb je schopna reagovat na nízkofrekvenční systém (do 3 kHz), ultrazvukový systém je účinný pouze pro sledovité (EPRI, 1994); použití infrazvuku (do 20 Hz) nebylo zatím dostatečně testováno. Práh úniku pro většinu ryb od zdroje zvuku je 50 dB (Turnpenny a O'Keeffe, 2005). V současné době se nejvíce používají dva nízkofrekvenční systémy – SPA (Sound Projektor Array) a BAFF(R) (BioAcoustic Fish Fence, Fish Guidance Systems Ltd, UK). Použití těchto clon je vhodné pro lososovité druhy (účinnost odklonu ryb je 95 – 98%) i kaprovité druhy (účinnost odklonu ryb je až 95%), ale mihule nebo úhoři vykazují jen slabou reakci na zvukové signály (podle Patrick a kol. 2001). Nevýhodou je podle některých názorů jejich účinnost omezená pouze na moment zapojení. Tyto úvahy a nejistý výsledek byly charakteristické pro hodnocení jejich účinnosti v 80. letech, v současnosti však podle těchto zdrojů převládá názor, že tato technologie se již úspěšně uplatňuje. Nízkofrekvenční akustické clony jsou vhodné zvláště v řekách s výrazným obsahem unášených plavenin nebo pohybem splávi.

Bublinná (aerační) clona

Je založena na principu vytvoření „stěny“ z velmi jemných vzduchových bublin, které mohou usměrňovat pohyb některých druhů ryb. Systém aerace tvoří filtrace vzduchu, dmychadlo nebo ventilátor s kompresorem a protihlukovým krytem. Účinnost systému je cca do třech metrů vodního sloupce a průtok vzduchu alespoň 1- 4 l/s na běžný metr délky clony a dále by potrubí nemělo odklánět od směru proudu o více než 15° (Turnpenny a O'Keeffe 2005). Ačkoliv tyto clony samy o sobě zřejmě nejsou účinné pro lososovité druhy i úhoře nebo mihule, jejich potenciální význam tkví v kombinaci s dalšími stimuly, jako je zábleskové světlo (stroboskop) a zvuk (například systém BAFF), jejichž účinnost aerace zvyšuje.

Elektrická clona

Využívá k odpuzování ryb nízkenergetických krátkých pulzů stejnosměrného proudu. Zařízení zahrnuje elektronický zdroj pulzů o napětí přibližně 1V, napájecí oddělovací adaptér, měděné elektrody rozmístěné v linii. Elektrody se obvykle zhotovují z měděných trubek se závažím a nechávají se volně zavěšené, tak aby nepřebíraly funkci „pevných česlí“ a nezachycovaly splávi. Indukované elektrické pole v zóně zábran musí být dostatečně účinné, aby spolehlivě vyvolávalo únikovou reakci ryb, ale v žádném případě nezpůsobovalo galvanotaxi či galvanonarkózu, to vše ještě s ohledem na rychlost proudění vody. Pugh a kol. (1971) testovali odklonění juvenilních lososů v blízkosti elektrického pole následně odvodili přijatelnou hodnotu rychlostí 0,3 m/s, kterou lze posunout na 0,6 – 0,9 m/s u systému postupně zesilujícího pole (Graduated Field Fish Barrier). Poměrně vysoká účinnost byla zaznamenána pro úhoře v relativně klidné vodě (rychlost 0,13 m/s) uvádí Haddingh and Jansen (1990). Moderními elektrickými zábrami se dosahuje poměrně dobrého efektu v ochraně ryb před nasátím do odběrných hydrotechnických objektů. Pro potřeby MVE byly funkční elektronické ochranné systémy vyvinuty i u nás (ELZA2, výrobce Bednář Olomouc) a úspěšně otestovány. Svým výkonem jsou však vhodné pouze pro odběry vody o rozsahu menším než $1 \text{ m}^3/\text{s}^{-1}$. Negativem, které významně komplikuje využití elektrických rybích zábran, jsou nezbytná bezpečnostní opatření, chránící před nedovolenou nebo neúmyslnou manipulací nepovolaných osob či kontaktem jiných živočichů. Problémem je rovněž skutečnost, že hodnoty elektrického proudu, nutné pro odvedení drobných ryb mohou způsobovat již vážná poškození větších ryb.

Světelné systémy

Použití světla pro rybí zábrany spočívá ve dvou možnostech:

- 1) použití světla k lepší navigaci a osvětlení překážky v noci za použití spojitěho umělého osvětlení, jak bylo zjištěno výzkumem podle Pavlova (1989) u kaprovité a okounovité ryby. Často je však pozorován spíše fototaktický efekt, takže toto použití by mohlo paradoxně vést ke zvýšeným ztrátám.
- 2) jako přímý lákající (k odváděcímu zařízení) nebo odpuzující (od nasávacího objektu) stimul. Obecně je světlo považováno za poněkud nejistý způsob jak zabránit rybám v nasátí do hydrotechnických zařízení, i když byly dokladovány některé slibné nebo dobré výsledky při aplikaci světelných efektů ve formě záblesků o frekvenci 120 – 600x za minutu. Ty se uplatnily nejvíce při plašení plůdku migrujícího v noci, ale také bylo prokázáno podle Patrick a kol. (1982, 2001) úspěšně odklonění pro úhoře amerického s účinností mezi 65% a 92%.

Žaluziová clona

Zařízení využívající tvorbu vírů mezi lamely, které konstrukčně připomíná česle. Jednotlivé lamely v linii jsou nastaveny kolmo ke směru proudu, ale jedná se o hydrodynamickou zábranu, založenou na reakci ryb vůči tvorbě víru mezi svislými lamelami. Podél linie lamel proplouvající ryby vnímají různé rychlosti proudu a mohou být naváděny mimo nebezpečný prostor. Celková účinnost závisí na druhu ryb a

životním stádiu. Půdorysný odklon clony od osy řeky se obvykle pohybuje mezi 10° až 15°, svislé lamely jsou orientovány kolmo na směr proudu a mezery mezi lamelami se volí podle velikosti „zájmové“ ryby - pro juvenilní lososy nebo úhoře asi 0,05 m a pro dospělého lososa nebo velké ryby do 0,3 m. (Turnpenny a O’Keeffe 2005). Pro pohyb úhoře v blízkosti dna Alden Laboratories doporučily osazovat do dna desku výšky asi 0,3 m. Vznik víru mezi lamelami je vázán na rychlosti v náhonu od 0,3 - 1 m/s; současně by rychlosti v trase pohybu ryb na nátoku do obtokového žlabu mely překračovat o 40-50% hodnoty v hlavní části náhonu.

3. Dnový žlab a galerie pro úhoře (downstream bypass)

Používá se zahloubený žlab do dna, vystouplý práh (Bottom Gallery®; Floecksmühle a Institut für Angewandte Ökologie) či potrubí s otvory (Universita Kassel), do kterých může např. úhoř vnikat a pak je obtokovým potrubím odváděn mimo nebezpečné zóny hydraulického obvodu. Environment Agency uvádí odhad účinnost žlabu asi 50-80%.

4. Systém včasného varování

Tento systém (MIGROMAT ®) byl vyvinut a je určený pro predikci zahájení katadromní poproudové migrace úhoře (Floecksmühle a Institut für Angewandte Ökologie). Pokud je znám vrchol migrační aktivity, následují opatření, jako jsou změna provozního režimu a omezení provozu vodních elektráren s cílem snížení nebo úplného vyloučení turbínové mortality. Systém pracuje na základě analýzy a vyhodnocení přirozeného chování úhořů v prostoru vymezeném klecemi a následně predikuje nástup migrační vlny v řece. Tento postup je využíván např. v Německu, kde je v tocích Plánu managementu úhoře striktně dodržován a lze hodnotit jako vysoce efektivní.

5. Odlov a transport pod překážku

Odlov ryb před překážkou za pomoci odchyťového zařízení (klece, vrše aj.) a jejich transport. Zpráva z vodního díla Manupōuri (Nový Zéland) uvádí, že při poproudové migrace úhořů v roce 2010 – 2011 bylo odchyceno 3900 ryb, které byly následně transportovány pod přehradu. Tento postup je mimořádně vhodný při řešení problematiky volné migrace v úsecích fragmentovaných nádržemi, kde je použití ostatních systému prakticky nemožné. S odlovem a transportem ryb pod/nad překážku se lze potkat především ve Spojených státech, Kanadě, kde je takto řešena obousměrná migrace významných hospodářských druhů (losos, úhoř).

Tato opatření by měla být volena dle konkrétních podmínek lokality a společenstva ryb v příslušné kombinaci tak, aby byla výsledná efektivita maximální.

6 PŘÍKLADOVÁ STUDIE ÚSPĚŠNOSTI POPROUDOVÉ MIGRACE

V roce 2013 a 2014 byla studována problematika poproudové migrace na modelovém druhu – úhoř říční (*Anguilla anguilla* L.), res. stanovení rizik spojených s provozem MVE na vybraných MVE na středním (Ohře) a velkém (Labe) toku s cílem:

- 1) Stanovení migrační cesty úhoře během reprodukční, katadromní migrace (migrace rybím přechodem, přes jezové pole, plavební komorou nebo MVE)
- 2) Stanovení potenciální turbínové mortality při průchodu turbínami
- 3) Studium behaviorálních aspektů migranta při střetu s překážkou

Pro řešení projektu byla zvolena metoda radiové digitální telemetrie a to v kombinaci stacionární telemetrické (ATS; SRX-DL3, Lotek Inc.) stanice a mobilní telemetrie (MT; SRX 600, Lotek Inc.) založené na značení jedinců s následnou identifikací při průchodu jednotlivých migračních cest a použití senzorových EMG vysílačů, které poskytují informace o svalové aktivitě, stresu a potenciálním úhynu jedince. Podrobně jsou metodické postupy a výsledky uváděné v Závěrečné zprávě projektu TAČR č. TB010MZP065 „Analýza a řešení environmentálních rizik provozu malých vodních elektráren ve vazbě na vodní organismy“, resp. je uvádí Barteková a kol. (v tisku).

Výsledky projektu poskytly významné informace:

- 1) o časovém průběhu katadromní migrace úhoře, která byla nejvýznamnější v období měsíce října a listopadu a je významně ovlivněna zvyšujícím se průtokem, který lze považovat za hlavní spouštěcí stimul migrace. Tato skutečnost, resp. predikční modely zahájení migrace, by mohli být v budoucnu využity například jako v některých dalších státech k možným úpravám technologického provozu MVE s cílem minimalizace turbínové mortality spojené ideálně s dotačním titulem pro podporu zelené energie.
- 2) Z pohledu výběru migrační cesty výsledky projektu zřetelně prokázaly, že v minulosti uplatňovaný přístup výstavby rybích přechodů, je ve vztahu k poproudové migraci absolutně nedostatečný, resp. úhoř a pravděpodobně řada dalších druhů (smolti lososa a další) tuto alternativní cestu nevyužívá a k navigaci slouží výhradně proudnice toku, která je orientována do nátok MVE. V této souvislosti je nezbytná aplikace opatření citovaných výše s preferencí aplikace fish-friendly turbín, které v současnosti představují jediné technologie minimalizující turbínou mortalitu migrantů.
- 3) Stanovená turbínová mortalita dosahovala hodnot od 30 do 66% na středním a velkém toku. Pozorované rozdíly souvisí pravděpodobně s odlišným typem a konstrukcí turbín (Francisova a Kaplanova turbína), ale tyto hodnoty jsou poměrně vysoké, ačkoliv odpovídají předešlým zjištěním zahraničními autorů. V kontextu Nařízení směrnice 1100/2007 tyto výsledky poskytly klíčové informace ve vztahu

k turbínové mortalitě, resp. vysvětlují současnou špatnou migrační úspěšnost úhoře říčního v říční síti ČR, která byla stanovena v povodí Labe na 12% a je výsledkem kumulativního účinku jednotlivých MVE v migrační cestě úhoře. Výsledky dále demonstrují, že je nezbytná aktualizace Plánu managementu úhoře v ČR tak, aby byly dosaženy cílové hodnoty požadavku směrnice, resp. minimálně 40% migrační úspěšnost úhoře přes území České republiky.

4) Zcela unikátní výsledky přinesl projekt v oblasti chování migranta při styku s překážkou, kdy bylo prokázáno, že ve většině případů úhoř hledá alternativní cestu migrace před vlastním vstupem do MVE – opakovaně se vstupu do MVE vyhýbá do doby, kdy nenajde alternativní migrační cestu. Tyto informace podtrhují nezbytnost přídatných nápravných opatření jako jsou dnové žlaby, pokud nemůže být aplikována technologie fish friendly turbín.

7 SOUHRN

Předkládaná publikace sumarizuje současné poznatky vlivu vodních elektráren ve vztahu k poproudové migraci ryb a na základě vlastních výsledků poukazuje na nezbytnost řešení poproudové migrace říční sítě České republiky.

S očekávaným rozvojem hydroenergetiky v České republice vyvstává nutnost řešení environmentálních rizik spojených s MVE, resp. harmonizace projektových inženýrů s hydrology a ichtyology, resp. harmonizace s požadavky ochrany přírody.

8 TERMINOLOGIE A DEFINICE

Ekosystém

Ekosystém vodního toku je soustava živých (biotických) a neživých (abiotických) složek vodního toku, které jsou navzájem propojeny výměnou látek, tokem energie, ovlivňují se navzájem a vyvíjejí v prostoru a času, společně vytváří rozeznatelnou uzavřenou entitu. (Lusk a kol. 2014)

Malá vodní elektrárna (MVE)

Malé vodní elektrárny jsou elektrárny s instalovaným výkonem do 10MW. Budují se většinou jako průběžné bez akumulace, proto je jejich provoz závislý na okamžitých hydrologických podmínkách daného toku. Nemají schopnost regulovat v dlouhodobých cyklech průtok, a tím i výkon a výrobu elektrické energie. Celkově se MVE vyznačují několikanásobně delší ekonomickou životností, než se návratnost do nich vložených investičních prostředků. (Dušička a kol. 2003)

Migrační prostupnost

V první řadě jde o prostupnost pro ryby, na jejich pohyb je však navázáno například

šíření vodních mlžů. V našich potocích a řekách lze za překážku považovat již prahy, stupně nebo strmé skluzné plochy s rozdílem hladin 20cm. (Adámek a kol. 2013)

Migrace

Pojem migrace je v podstatě definován jako aktivní nebo pasivní, pravidelně se opakující přesun jednotlivců nebo skupin jednoho druhu mezi různými stanovišti ve vodním prostředí za hranice svého domáckého okrsku (prostoru jedincem využívaný během denní či sezónní aktivity spojené s optimálním využitím zdrojů (Northcote, 1984). Schopnost migrovat je určena morfologicky i geneticky a často je podstatou přežívání jedinců i populací. Migrace ve vodní prostředí se podle příčiny přesunu mohou dělit na:

Reprodukční (třecí) migrace jsou přesuny na místa tření (trdliště);

Potravní migrace za zdrojem potravy;

Úkrytové a kompenzační migrace jsou přesuny vedoucí k obnově rovnovážného stavu struktury a početnosti populace;

Vývojové migrace souvisí s růstem a vývojem jedince a měnícími se nároky na stanoviště, početnost populace, rychlost růstu a sociální hierarchii;

Repatriční migrace zajišťují obnovu výskytu, návrat na původní stanoviště;

Okupační migrace souvisí s rozšiřováním výskytu druhu;

Všechny tyto migrace se mění i v průběhu životního cyklu jednotlivých vodních organismů.

Migrační bariéra

je profil nebo úsek vodního toku, v němž spádové, hydraulické, hydrologické, fyzikální nebo chemické parametry neumožňují neškodnou obousměrnou migraci ryb. Jsou to především příčné bariéry, technologické odběry vody (k pohonu turbín vodních a malých vodních elektráren).

Při studiu pohybové aktivity živočichů obecně a zvláště pak při studiu migrační aktivity rybovitých obratlovců sehrála významnou úlohu skutečnost, že řada druhů během svého životního cyklu typicky mění, či je přímo vázána, na často zcela odlišné životní prostředí. Klasickým příkladem je vazba na sladkovodní a mořské biomy, která má i další významné souvislosti z pohledu evolučního i fyziologického (McDowall, 1988). V souvislosti s vazbou na odlišné biomy rozeznáváme 3 základní skupiny chování migrantů:

Océánodromní – migrační aktivita v mořském prostředí

Potamodromní - migrační aktivita převážně ve sladkovodním prostředí ev. brakickém

Diadromní – migrační aktivita mezi mořským a sladkovodním prostředím, dělí se na:

Anadromní - migrace z mořského prostředí do sladkovodního (většinou za účelem reprodukce)

Katadromní - migrace z prostředí sladkovodního do moře (většinou za účelem reprodukce)

Ačkoli je toto členění do jisté míry umělé (podrobně např. Lucas a Baras, 2001), poskytuje základní informace ve vztahu k pochopení proč je druhům migrujícím na velké vzdálenosti často se složitým vývojovým cyklem (diadromní, oceánodromní) věnována prioritní pozornost. Tato klasifikace tedy poskytuje základní informace ve vztahu k rybářskému a ochrannářskému managementu rybích druhů (McDowell, 1988).

Poproudové migrace

Jedná se o migrace ryb směrem po proudu. Většinou jsou spojovány s diadromními druhy (úhoř říční, losos obecný), je však důležitá i pro čistě sladkovodní potamodromní druhy. (Lusk a kol. 2014)

Průtok

Okamžité množství vody protékající daným profilem vodního toku ($m^3 \cdot s^{-1}$, $l \cdot s^{-1}$). (Lusk a kol. 2014)

Turbínová mortalita

Mortalita (zabití) spojená s provozem vodních elektráren.

Zůstatkový průtok

Je průtok, který zůstane ve vodním toku v daném profilu nebo úseku po jednom nebo více odběrech vody nebo jejím jiném užívání. (Lusk a kol. 2014)

9 LITERATURA

Aarestrup, K., Thorstad, E.B., Koed, A., Jepsen, N., Svendsen, J.C., Vendsen, J.C., Endsen, M. I . Pedersen, M.I., Skov, C. 2008. Survival and behaviour of European silver eel in late freshwater and early marine phase during spring migration. *Fisheries Management and Ecology* 15: 435–440

Adámek, Z., Dubský, K., Jarolímková, B., Just, T., Kolářová, J., Lusk, S., Navrátil, S., Nusl, P., Svobodová, Z., Šíma, A., Štípek, J., Vančura, Z., Vrána, K. (2013). Příručka pro rybářské hospodáře. (1): 242

Barteková, T., Musil, J., Barankiewicz, M. (v tisku). Hydropower impacts on catadromous migration in silver eel (*Anguilla anguilla* L.). *Ecology of Freshwater Fish*

Behrmann-Godel, J., Eckmann, R. 2003. Preliminary telemetry study of the migration of silver European eel (*Anguilla anguilla* L.) in the river Mosel, Germany. *Ecology of Freshwater Fish* 12: 196-202.

Breukelaar, A.W., Ingendahl, D., Vriese, F.T., de Laak, G., Staas, S., Klein Breteler, J.G.P. 2009. Route choices, migration speeds and daily migration activity of European silver eels *Anguilla anguilla* in the River Rhine, north-west Europe. *Journal of Fish Biology* 74: 2139–2157.

- Brujjs, M.C.M., Hadderingh, R.H., Schwevers, U., Adam, B., Dumont, U., Winter, H.V. 2009. Managing Human Impact on Downstream Migrating European Eel in the River Meuse. *American Fisheries Symposium* 58: 381-390.
- Durif, C., Elie, P., Gosset, C., Rives, J., Travade, F. 2003. Behavioral Study of Downstream Migrating Eels by Radio-Telemetry at a small Hydroelectric Power Plant. *American Fisheries Symposium* 33: 343-356.
- Durif, C., Dufour, S., Elie, P. 2005. The silvering proces of *Anguilla anguilla*: a new classification from the yellow resident to the silver migrating stage. *Journal of Fish Biology* 66: 1025-1043.
- EU, 2007. Establishing measures for the recovery of the stock of European eel. Council Regulation (EC) No 1100/2007 of 18 September 2007. *Official Journal of the European Union* L 248: 17-23.
- ICES, 2011. Report of the ICES/EIFAC Working Group on Eels. International Council for the Exploration of the Sea, Hamburg, Germany, 9-14 September 2010.
- Jansen, H.M., Winter, H.V., Brujjs, M.C., Polman H.J.G., 2007. Just go with flow? Route selection and mortality during downstream migration of silver eels in relation to river discharge. *ICES Journal of Marine Science* 64: 1437-1443.
- Jepsen, N., Schreck, J., Clements, C., Thorstad, E.B. 2003. A brief discussion on the 2% tag/bodymass rule of thumb. In: Spedicato, M.T., Lembo, G., Marmulla G. (eds.) *Aquatic telemtry: advances and applications. Proceedings of the Fifth Conference on Fish Telemetry held in Europe. Ustica, Italy, 9-13 June 2003. Rome, FAO/COISPA. 2005. 295 pp.*
- Musil, J., Slavík, O. and Horký, P. 2008. Plány managementu úhoře v ČR. Závěrečná zpráva MZE CR. Praha: VÚV T.G.M v.v.i., 44pp
- Musil, J. Vajglová, T, Horký, P., Slavík. 2012. Metodika pro monitoring katadromní migrace úhoře říčního. Ministerstvo zemědělství České republiky, Praha, 22 pp.
- Musil, J., Vajglová, T., Ferrao, J., Barankiewicz, M. 2013. Zpráva z monitoringu úhoře říčního v roce 2012. Výzkumný ústav vodohospodářský T.G. Masaryka, veřejně výzkumná instituce, Praha, 18pp.
- Tesch, F.W. 2003. *The eel. Fifth edition. Blackwell Science Ltd., Oxford, UK, 408pp.*
- Van Ginneken, V.J.T., Durif, C., Balm, S.P., Boot, R., Verstegen, M.W.A., Antonissen, E., van den Thillart, G. 2007. Silvering in European eel (*Anguilla anguilla* L.): seasonal changes of morphological and metabolic parameters. *Animal Biology* 52:63–77.
- Verbiest, H., Breukelaar, A., Ovidio, M., Philippart, J.C., Belpaire, C. 2012. Escapement success and patterns of downstream migration of female silver eel *Anguilla anguilla* in the River Meuse. *Ecology of Freshwater Fish* 21: 395-403.
- Vollestad, L. A., Jonsson, B., Hvidsten, N.A., Naesje, T.F., Haraldstad, O., Ruud-Hansen, J. 1986. Environmental factors regulating the seaward migration of european silver eels (*Anguilla anguilla*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 43, 1909-1916.
- Winter, H.V., Jansen, H.M., Brujjs, M.C. 2006. Assesing the impact of hydropower and fisheries on downstream migrating silver eel, *Anguilla anguilla*, by telemetry in the River Meuse. *Ecology of Freshwater Fish* 15: 221-228.

- Hodák, T., Čihák, F., Šulek, P. (2003). Malé vodní elektrárny
- Lusk, S., Hartvich, P., Lojkásek, B. (2014). Migrace ryb a migrační prostupnost vodních toků. (1):225-230
- Schmutz, S., Mielach, C. (2012). Technical paper on measures for ensuring fish migration at transversal structures.
- European Environment Agency (EEA) (2007) Halting the loss of biodiversity by 2010: proposal for a first set of indicators to monitor progress in Europe. EEA Technical report No.11/2007 Copenhagen, 184 pp.
- Cowx I.G., Welcomme R.L. (1998) Rehabilitation of Rivers for Fish. FAO and Fishing News Books, Blackwell Science Ltd., Oxford
- Musil J., Slavík O., Horký P. (2008) Plány managementu úhoře v ČR. Závěrečná zpráva MZE ČR, VÚV T.G.M. v.v.i., Praha, 44 pp.
- Musil J., Horký P., Kulíšková P., Slavík O., Jurajda P. (2009) River connectivity as the predictor of reproduction success in 0+ fish communities. In: I.G. Cowx et al. (eds.), Improving the ecological status of fish communities in inland waters. 31March to 2 April 2009, Hull International Fisheries Institute (HIFI), the University of Hull, UK, pp. 36.
- Slavíková A., Pravec M., Horecký J., Dobrovský P., Slavík O., Musil J., Birklen P., Marek P. (2010) Koncepce zprůchodnění říční sítě ČR. MŽP ČR, 14 pp.

10 PODĚKOVÁNÍ

Tato metodika byla vytvořena v rámci projektu č. TB010MZP065 „Analýza a řešení environmentálních rizik provozu malých vodních elektráren ve vazbě na vodní organismy“ programu Beta, Technologické agentury České republiky. Za autorský kolektiv bychom chtěli poděkovat za kritické připomínky, námět projektu a dohled nad jeho řešením odborným garantům a pracovníkům MŽP ČR Ing. Lence Krbcové, Ing. Ivaně Beděrkové a RNDr. Jakobovi Horeckému, Ph.D. Za konzultace problematiky a kritické připomínky patří velký dík všem recenzentům, dále pak především Mgr. Janu Duškovi (Beleco a.s.) a Mgr. Petru Birklenovi (Komise pro rybí přechody AOPK ČR). Za velmi cenné konzultace, materiály a fotografickou dokumentaci technologických řešení k rybám šetrných turbín a behaviorálních zábran děkujeme Jeroenu van Geenenovi (společnost Pentair), Ing. Miroslavu Benešovi, Ing. Markétě Moravcové (Vodní Energie s.r.o.) a dalším. Za asistenci při náročných terénních pracích a managementu projektu děkujeme všem pracovníkům Oddělení ekologie vodních organismů VUV T.G.M., v.v.i. a spoluřešitelům Lukášovi Kalousovi a Mildovi Petrtýlovi (ČZU v Praze). Velký dík patří rovněž pracovníkům podniků povodí Labe a Ohře, Českého rybářského svazu a dalším.

11 PŘÍLOHA

Vybrané signální a vhodné modelové druhy pro sledování poproudových migrací

11.1 ÚHOŘ ŘÍČNÍ (ANGUILLA ANGUILLA)

Úhoř říční se vyskytuje na Atlantském pobřeží Evropského kontinentu jižně až po Kanárské ostrovy, vyskytuje se v úmoří Středozemního, Severního a Baltského moře, velmi zřídka také v úmoří Bílého a Barentsova moře. Malé množství monté migruje rovněž do Černého moře. Jde o druh, který je díky své atraktivitě intenzivně vysazován ve volných vodách (rekreační rybářství). Část populace zůstává trvale v mořském prostředí. V posledním desetiletí byl pozorován výrazný populační pokles až na kritickou úroveň představující méně než 1% jeho historické početnosti (ICES, 2004). Jde o významný hospodářský druh a odlovené monté z brakických vod je introdukováno na řadu kontinentů za účelem akvakultury (nejvíce do Asie), protože doposud nebyla zvládnuta technologie výtěru s následným odchovem životaschopného potomstva. V České republice se díky dlouholetému vysazování

monté Českým a Moravským rybářským svazem (a v minulosti rovněž sektorem akvakultury) vyskytuje úhoř ve všech hlavních povodích. V povodí Dunaje je však druhem nepůvodním (Kottelat a Freyhof, 2007).

Úhoř říční je katadromní druh, který po několika letech růstové periody v sladkovodním prostředí (výhradně samičí pohlaví, protože samci zůstávají trvale v moři nebo brakických vodách) jako tzv. „žlutí úhoři“ (yellow eel), dosáhne pohlavní dospělosti a to obvykle ve velikosti od 60 do 110 cm a ve věku od 10-13 let (Tesch, 2003). Dosáhnutí pohlavní dospělosti je doprovázeno metamorfózou do stadia tzv. „stříbrných úhořů“ (silver eel), která je doprovázena řadou morfologických a fyziologických změn. Adultní jedinci realizují katadromní reprodukční migraci do oblasti výtěru v Sargasovém moři, která však stále není přesně lokalizována (v současnosti tuto otázku a oceánskou migraci úhoře obecně řeší mezinárodní tým v rámci projektu Alliad). Časový průběh katadromní (poproudové) migrace se u jednotlivých pohlaví pravděpodobně liší a v sladkovodním prostředí (samice) je odlišný v různých geografických šířkách (Tesch, 2003). Tato migrace je typicky synchronní pro velký počet jedinců a v případě střední Evropy je charakteristická dvěma migračními vrcholy v období březen-květen a srpen-říjen, ale je výrazně řízena teplotou vody se silnějším podzimním tahem (Tesch, 2003, MO ČRS Tábor, nepubl. data). V tomto období v některých zemích stále ještě je (například v Holandsku nebo Německu) a na našem území historicky byl (provoz posledního úhořího lapadla na řece Lužnici byl ukončen v roce 2009, MO ČRS Tábor, osob. sděl., 2008) úhoř často loven metodami hromadného lovu s pomocí vězenců, úhořích lapadel (tzv. slupů) nebo vrší. Katadromní migrace v sladkovodním prostředí je považována za nejkritičtější periodu, kdy dochází k enormní mortalitě mechanickým zraňováním v důsledku provozu turbín vodních elektráren. Výsledná mortalita (přímá i následná v důsledku vnitřních zranění) je značně závislá na typu turbíny, jejímu sklonu a počtu otáček, její velikosti a hltnosti. Obecně se uvádí v širokém rozmezí od 15 do 100 %. Reprodukční migrace úhoře je ovlivněna především teplotou vody, průtokem, turbiditou, světelnou intenzitou, lunárním cyklem a barometrickým tlakem (Matthews a kol., 2001; Tesch, 2003). Migrace neprobíhá nikdy ve dne a je nejintenzivnější za tmavých nocí v první nebo poslední fázi měsíce s největší aktivitou při soumraku a uprostřed noci (Deelder, 1984). Úhoř je znám jako citlivý k signalizaci změn barometrického tlaku, signalizaci seismické aktivity a využíváním magnetismu k navigaci (Durif a kol., 2011). Podobně je pozitivně i negativně vnímavý k zvukům různé frekvence (Patrick a kol., 2000).

Úhoří monté jsou transparentní larvy, které připlouvají k pobřeží a vstupují do brakických vod v závislosti na geografické poloze. V případě Irska a jihu Anglie je to obvykle od října do prosince a monté zde začíná aktivně migrovat až v průběhu jara (Matthews a kol., 2001). Jarnímu období rovněž odpovídá doba největšího lovu monté například na řekách Erne, Shannon a Severn (Solomon a Beach, 2004). Někteří jedinci v brakickém prostředí zůstávají i po několik let či po celou sladkovodní fázi životního cyklu. Většina jich však migruje proti proudu řek především v teplých měsících a tato migrace může být rovněž přerušovaná a trvat i po řadu let. Na identických lokalitách tak byla zaznamenána migrace juvenilních jedinců různého

stáří a velikosti (Naismith a Knights, 1988). Nejvýznamnějším faktorem ovlivňujícím anadromní migraci monté je teplota vody s optimem od 9 do 16 °C (Matthews a kol., 2001; Tesch, 2003). Průtok není významným faktorem v případě monté a 1+ juvenilů a naopak, v případě starších jedinců působí zvýšený průtok jako významný stimulátor migrace a atraktant. Mezi další faktory ovlivňující anadromní migraci patří příliv a pravděpodobně také lunární cyklus, ačkoliv není tak markantní jako v případě katadromně migrujících dospělých úhořů. Podobná situace je v diurnální migrační aktivitě, kdy monté nevykazuje významné preference ve srovnání s výraznou noční aktivitou 1+ a starších úhořů (Tesch, 2003). Vzdálenost protiproudé migrace je v prvním roce života významně ovlivněna relativně krátkým vhodným obdobím, malou velikostí jedince a s tím spojenou malou pohybovou rychlostí a obvykle nepřekračuje několik málo kilometrů. Naproti tomu jsou dokladované vzdálenosti protiproudé migrace z nížinných, málo nebo vůbec fragmentovaných toků, kde monté migrovalo přes 200 km od přílivové zóny. V přirozených podmínkách je patrný početně-věkový vztah, kde se vzrůstající vzdáleností od moře klesá početnost a zvyšuje se věk jedinců úhoře. Názory na maximální vzdálenost protiproudé migrace úhoře však nejsou jednotné a obvykle jsou udávány vzdálenosti nepřekračující 250-300 km. Vzdálenost historické migrace na území České republiky tak patří k nejdelším známým (Musil a kol., 2009).

V návaznosti na rapidní populační pokles úhoře říčního byl úhoř zařazen do Červeného seznamu IUCN mezi kriticky ohrožené druhy. Současně byl tento druh v souvislosti s vývozem monté za účelem akvakultury v červnu roku 2007 zařazen do přílohy II CITES. Nejvýznamnějším krokem k jeho ochraně však bylo Nařízení rady Evropského společenství č. 1100/2007, kterým se stanoví opatření pro obnovu populace úhoře říčního, které má charakter evropského záchranného programu. Toto nařízení alokuje část odloveného monté pro účely zarybňování volných vod a to v návaznosti na plány managementu úhoře členských států, které konkrétně identifikují jednotlivé faktory mortality úhoře a zavazují členský stát k realizaci účinných nápravných opatření (viz. výše). Otázka obnovení obousměrných migrací je v obecné rovině řešena související legislativou (Rámcová směrnice o vodách, Koncepce zprůchodnění říční sítě ČR atd.). Úhoř říční však vykazuje výraznou migrační specifitu a obnova jeho migrací v podélném profilu vyžaduje velmi individuální přístup (tato problematika a různá technická řešení je podrobně uvedena v připravované publikaci Slavík a kol., v tisku), který prozatím v podmínkách České republiky chybí.

11.2 LOSOS OBECNÝ (SALMO SALAR)

Losos obecný (*Salmo salar*) se vyskytuje prakticky na celém Atlantském pobřeží Evropského kontinentu, v úmoří Severního, Baltského, Bílého a Barentsova moře, na Islandu, ve Velké Británii a Skandinávii. Izolované populace jsou známé z Finska, Švédska, Ruska i Norska. Jako významný hospodářský druh byl introdukován prakticky na všechny kontinenty. Velké populace se vyskytují například na Novém

Zélandu, v Chile a Argentině (Kottelat a Freyhof, 2007). V České republice jak dokladují bohaté historické prameny, se tento dříve běžný a významný hospodářský druh vyskytoval v řadě toků povodí Labe a je znám rovněž z povodí Odry (Frič, 1893). Ve Vltavě migrovali lososi až do Teplé a Studené Vltavy, v řece Otavě migrovali do pramenných částí řeky Vydry, Křemelné a Losenice. Významnými trdlišti byly rovněž řeky Ohře, Kamenice, Ploučnice a Tichá a Divoká Orlice, ostatní přítoky lososi obvykle nevyhledávali (Ulrych, 2007). Výstavba jezů v Čechách je známa již z 13. století a přesto, že v této době nebyly jezy pro lososy zcela neprůchodné překážky, tyto stavby byly využívány k instalaci velice účinných odlovných zařízení tzv. lososnic, kterých bylo jenom v 18. století v migračních koridorech lososů v Čechách známo více než 20 (Andreska, 2010a) Postupně populace lososa klesaly a v 70 letech 19. století byl již losos v Čechách vzácností (Ulrych, 2007). V této době se o záchranu lososa pokusil prof. Antonín Frič, realizací prvního umělého výtěru a založením 30 lososích líhní (Frič, 1893). S narůstající fragmentací a regulací toků pro vodní dopravu, pokračujícím lovem a vzrůstajícím znečištěním však ani tato aktivita nedokázala zastavit klesající populační trend. Výstavbou Střekovského zdymadla (1923-35) byla pak migrace lososa a obecně všech diadromních druhů ryb a mihulí do Čech definitivně ukončena. Poslední losos v Čechách byl uloven v roce 1948 u Lovosic (Ulrych, 2007; Andreska 2010a,b). Podobně jako v Čechách byl losos v polovině 20. století vyhuben také v Německé části Labe (Monnerjahn, 2011) a původní populace labského lososa navždy zanikla.

Losos obecný je anadromní druh, s životním cyklem vázaným na sladkovodní (juvenilní perioda) a mořské prostředí (adultní perioda). Podobně jako v případě pstruha mořského, *Salmo trutta m. trutta*, jde o druh s řadou fenotypových forem zahrnujících rovněž residentní, nemigrující populace (Fleming, 1996; Klemetsen a kol., 2003). V případě typických migrujících populací, začíná hlavní reprodukční anadromní migrace obvykle v létě. Tato migrace má typický sezonní charakter a může trvat od několika dní po mnoho měsíců (Klemetsen a kol., 2003). Časový průběh migrace je odlišný pro jednotlivá pohlaví a velikostní spektrum migrantů a je závislý především na průtoku a teplotě vody. Velcí jedinci samičího pohlaví (jikernačky) migrují obvykle jako první a jsou následováni velkými samci (mlíčáci). Velikostně malí a mladí jedinci migrují jako poslední. Anadromní migrace lososů se může skládat z několika fází, které se významně liší mírou pohybové aktivity. Ačkoliv je migrace energeticky velmi náročná, losos obecný stejně jako pstruh mořský v průběhu migrace nepřijímá potravu (Klemetsen a kol., 2003). Po výtěru v podzimním období, migrují přeživší jedinci (označují se termínem „kelts“) nazpět a po několika letech se může celý cyklus opakovat (losos obecný stejně jako pstruh mořský patří mezi polycyklické druhy s opakovaným výtěrem). Po vykulení stráví juvenilní jedinci rok i několik let v sladkovodním prostředí (Klemetsen a kol., 2003). Tito jedinci se označují termínem strdlice. Po tzv. smoltifikaci se strdlice shlukují do hejn a zahajují synchronní katadromní potravní migraci do moře (Eriksson a Lundqvist, 1982). Tato migrace začíná obvykle na jaře s pokračováním až do začátku léta a je závislá na mnoha externích podnětech (Lundqvist a kol., 1988). Po jednom až několika letech v závislosti na podmínkách prostředí a populačních charakteristikách, dosahují mladí

lososi pohlavní dospělosti a migrují zpět do místa narození k reprodukci (Klemetsen a kol., 2003).

Původní populace labského lososa byla v polovině 20. století vyhubena. První snahy o re-introdukci lososa do povodí Labe začaly v Německu již v roce 1976 v Dolním Sasku (dolní Labe). V roce 1980 byl vysazen první plůdek a strdlice dovezené ze Švédské řeky Lagan rovněž do povodí řeky Stör (Šlesvicko-Holštýnsko). Introdukce lososa původem z několika oblastí (Švédsko, Norsko, Dánsko, Irsko, dnes jsou využívány populace Švédské a Dánské) jsou realizovány od roku 1983 rovněž v dalších povodích dolního (Dolního Sasko, Hamburk, Šlesvicko-Holštýnsko) a středního Labe (Sasko-Anhaltsko, Braniborsko) (Monnerjahn, 2011). Plánu managementu lososa se však několik států dolního Labe účastní nepřímo například zprůchodňováním migračních koridorů a revitalizačních programů, protože v současnosti jsou tato povodí v důsledku významných ekosystémových změn (přehrady) jako reprodukční stanoviště lososa nevhodná. V středním Polabí se reintrodukční program Saska a Anhaltska netýká výhradně lososa, ale také pstruha mořského a jesetera velkého a je koordinován Institutem sladkovodního rybářství Postdam-Sacrow v Brandenburgu (Monnerjahn, 2011).

V roce 1994 byl v Sasku přijat Plán managementu lososa a byl zahájen rozsáhlý reintrodukční program Elbelachs 2000 také v horním Labi s cílem obnovy samostatně se rozmnožující populace. K tomuto programu, který je pro německou část Labe financovaný z části Saskem, evropským projektem INTERREG a spoluúčastí saských rybářských svazů, se v roce 1998 připojil také Český rybářský svaz – Severočeský územní svaz a od roku 2000 také Správa národního parku České Švýcarsko (aktivita známá jako Losos 2000). Tento reintrodukční program je na České straně spolufinancován AOPK ČR s finanční spoluúčastí ČRS a veřejnosti. Od roku 1995 tak byla zahájena reintrodukce lososa v německé části horního Labe do vybraných povodí Saska (Monnerjahn, 2011) a od roku 1998 rovněž na naše území, v současnosti do řeky Kamenice a jejího přítoku Chřibské Kamenice, Ještědského potoka na řece Ploučnici a horní části Libočanského potoka pod Doupovem na Ohři (Kava, 2007). Celkem bylo v období 1998 až 2011 na tyto lokality vysazeno 2 910 000 ks lososa v kategorii rozplavaného plůdku a 53 000 ks plůdku ve velikosti 8-10 cm. Tato násada pochází z inkubace jiker v líhních SRN, v Děčíně nebo Jablonci nad Nisou (Kava, 2007) a v posledních letech rovněž z umělého výtěru odlovených generačních ryb na našem území. Ve shodě s reintrodukčním programem horního Labe jsou všichni lososi původem ze Švédské populace Lagan. Výsledkem reintrodukčního programu je od roku 2002 (existuje informace o úlovku lososa již v r. 2001) pozorovaný opětovný návrat prvních adultních jedinců (4ks) do řeky Kamenice. V období 2002 až 2011 bylo na základě náhodných úlovků, cílených odlovů elektrickým agregátem a pozorování, evidováno kolem 100-150 ks dospělých ryb. Přesto, že je tento odhad komplikovaný věrohodností údajů, jen v řece Kamenici byli v roce 2002 dokladováni 4 ks, v roce 2008 8 ks a v roce 2011 již 12 ks adultních exemplářů lososa. Až na jedinou výjimku (úlovek z řeky Ohře v roce 2004), byli všichni adultní lososi registrováni výhradně v nefragmentovaném úseku Labe pod Střekovem (Kava, osob. sděl., 2012).

Ze srovnání reintrodukčních programů lososa mezi Německem a Českou republikou je zřejmé, že v případě Německa jde o významný záchranný program. Losos byl v Německu úmyslně vybrán jako tzv. vlajkový druh, protože je druhem dostatečně atraktivním a známým široké veřejnosti, jde o výborný druh indikující kvalitu životního prostředí (migrační průchodnost, kvalitu vody a substrátu) a je tedy vhodným indikátorem ekologického stavu toků včetně účinnosti revitalizačních opatření. Reintrodukční program lososa je proto realizován napříč povodím Labe v součinnosti s Rámcovou směrnicí o vodách s dalším cílem než je samotná reintrodukce lososa, zlepšení ekologického stavu říční sítě a reintrodukce ostatních v minulosti vymizelých druhů. Reintrodukce lososa je zde proto významně legislativně podpořena (Plán managementu lososa), odborně koordinována výzkumnými institucemi a její financování garantuje udržitelnost projektu. Právě udržitelnost je v případě reintrodukce lososa pravděpodobně klíčovým faktorem, protože ani v Německu se prozatím nepodařilo úspěšně obnovit samostatně udržitelnou populaci lososa ani v povodí Labe ani v povodí Rýna (Monnerjahn, 2011). Naopak, v České republice je prozatím reintrodukční program realizován jako ochránářská aktivita Českým rybářským svazem se spoluúčástí AOPK ČR. Přesto, že úloha lososa jako vlajkového druhu je i zde obecně chápána (Andreska, 2010b), reintrodukce lososa v Čechách je prozatím jen částečně podpořena legislativně zařazením lososa na národní Červený seznam jako kriticky ohrožený druh (Hanel a Lusk, 2005) a do vyhlášky 166/2005 Sb. mezi naturové druhy (přesto, že nejde o původní a samostatně se rozmnožující populace). Ačkoliv již některé pozitivní náznaky existují (Koncepte zprůchodnění říční sítě ČR), přímá návaznost na Rámcovou směrnicí o vodách a s ní spojené zprůchodnění říční sítě ČR včetně nutných revitalizací říčního prostředí, záchranný program (zahrnující odborný monitoring a evaluaci kompenzačních opatření) a finanční udržitelnost prozatím reintrodukcí lososa v Čechách chybí. Navzdory realitě, že mnoho toků, které představovaly historicky významná trdliště labského lososa je velmi pravděpodobně pro reintrodukcí navždy ztraceno (nevratné ekosystémové změny spojené s výstavbou vodních děl), splnění výše uvedených podmínek je alespoň určitou nadějí, že by se k nám losos obecný mohl v budoucnu opět vrátit.