



OPERAČNÍ PROGRAM
ŽIVOTNÍ PROSTŘEDÍ

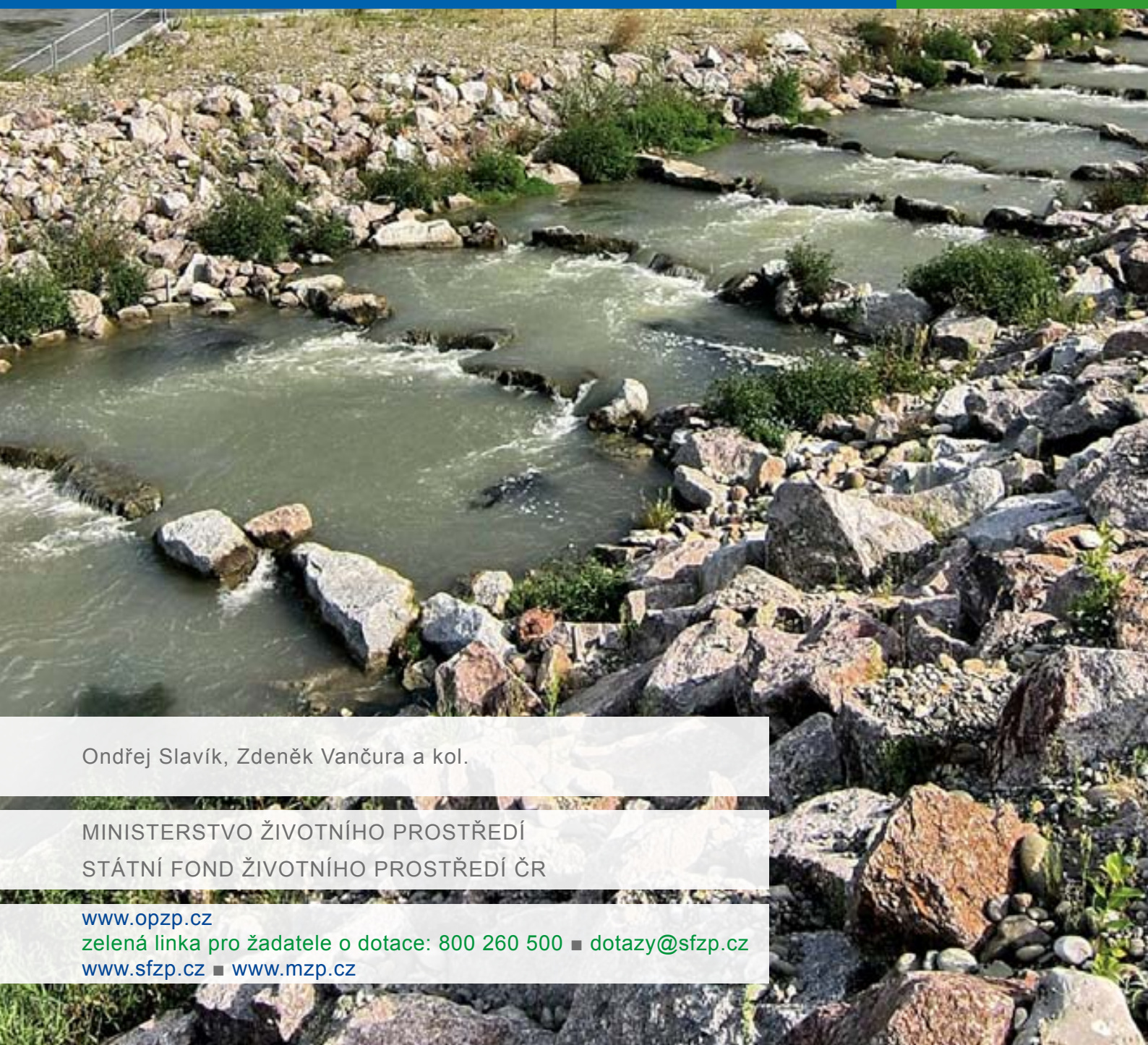


EVROPSKÁ UNIE
Fond soudržnosti
Evropský fond pro regionální rozvoj

Pro vodu,
vzduch a přírodu

MIGRACE RYB, RYBÍ PŘECHODY A ZPŮSOB JEJICH TESTOVÁNÍ

Metodický postup pro návrh, realizaci a možnosti
testování funkce rybích přechodů pro žadatele OPŽP



Ondřej Slavík, Zdeněk Vančura a kol.

MINISTERSTVO ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ
STÁTNÍ FOND ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ ČR

www.opzp.cz

zelená linka pro žadatele o dotace: 800 260 500 ■ dotazy@sfzp.cz

www.sfzp.cz ■ www.mzp.cz

Ondřej Slavík, Zdeněk Vančura a kol.

MIGRACE RYB, RYBÍ PŘECHODY A ZPŮSOB JEJICH TESTOVÁNÍ

**Metodický postup pro návrh, realizaci a možnosti
testování funkce rybích přechodů pro žadatele OPŽP**

MIGRACE RYB, RYBÍ PŘECHODY A ZPŮSOB JEJICH TESTOVÁNÍ
Metodický postup pro návrh, realizaci a možnosti testování funkce rybích
přechodů pro žadatele OPŽP

Autorský kolektiv: Ondřej Slavík, Zdeněk Vančura, Jiří Musil, Pavel Horký, Marcel Lauerman, David Bůžek, Matěj Bůžek

Tisk: Dragon Press s.r.o., Dukelská 228, 339 01 Klatovy

Vydalo: Ministerstvo životního prostředí, se sídlem Vršovická 1441/65, Praha 10 ve spolupráci s Výzkumným ústavem vodohospodářským T. G. Masaryka, v.v.i., Podbabská 30, Praha 6 a společností Envisystem, s.r.o., U Nikolajky 15, Praha 5

Vydání: první vydání

Rok vydání: 2012

Náklad: 500 ks

© Ministerstvo životního prostředí

© Fotografie – Alden Research Laboratory, Inc., Envisystem, s.r.o., Fehrer Viktor, Fish pass France, Milieu, Inc., Universität Kassel, VÚV TGM, v.v.i.

ISBN: 978-80-7212-580-7

Ministerstvo životního prostředí

www.mzp.cz



www.sfzp.cz



www.opzp.cz

Obsah:	strana
1. Úvod	6
2. Příčná překážka a rybí přechod z hlediska legislativních nařízení	6
3. Termín neprostupná překážka	7
4. Vliv příčných překážek a jejich zprůchodnění na populace ryb	9
5. Biologické nároky ryb na možnost migrovat	10
5.1 Diadromní migrace	12
5.2 Potamodromní migrace	12
5.3 Nároky potamodromních ryb na možnost migrace	13
5.4 Reprodukční migrace	15
5.5 Potravní a ontogeneticky podmíněné migrace	15
5.6 Úkrytové a kompenzační migrace	17
5.7 Migrace podmíněné různou početností, rychlostí růstu a sociální hierarchií	17
6. Vliv abiotických parametrů prostředí na migrace ryb	18
6.1 Význam teploty pro zahájení a ukončení migrací	18
6.2 Vliv velikosti průtoku na průběh migrací	19
6.3 Další parametry prostředí ovlivňující migrace	19
7. Význam dosažitelnosti vhodného reprodukčního prostředí a další biologické souvislosti	20
8. Příklady migrací ryb v říčním prostředí z ČR a ze světa	22
8.1 Potamodromní druhy	22
8.2 Diadromní druhy	24
8.2.1 Úhoř říční <i>Anguilla anguilla</i>	25
8.2.2 Losos obecný <i>Salmo salar</i>	29
8.2.3 Jeseter velký <i>Acipenser sturio</i>	31
8.2.4 Mihule mořská <i>Petromyzon marinus</i>	33
8.2.5 Mihule říční <i>Lampetra fluviatilis</i>	35
8.2.6 Placka pomořanská <i>Alosa alosa</i>	36
8.2.7 Platýz bradavičnatý <i>Platichthys flesus</i>	37
9. Potenciální migrační zprostřednění lokality	38
9.1 Odhad návrhového intervalu průtoků v řece	39
9.2 Hydraulické poměry lokality	42
9.3 Vstup rybího přechodu	47
9.4 Výstup rybího přechodu	52
10. Základní typy a parametry rybích přechodů	54
10.1 Společné zásady pro bazénové přechody a skluzy	55
10.2 Bazénové přechody	60
10.3 Skluzy	71

10.4	Rybí komory a zdviže	74
10.5	Speciální přechody pro úhoře	76
10.6	Rybí přechody v propustcích	79
10.7	Využití dalších objektů pro migrace ryb	82
10.8	Pozorovatelná RP	85
10.9	Architektonické řešení	86
10.10	Odhad nákladů stavby RP	87
10.11	Hydraulické výpočty RP	88
10.12	Provoz a údržba	95
11.	Ochrana poproudě migrujících ryb	96
11.1	Turbíny šetrné k rybám	97
11.2	Mechanické zábrany	98
11.3	Behaviorální clony	98
11.4	Doporučení pro instalaci zábran a clon	102
12.	Monitoring a vyhodnocení funkce rybích přechodů	103
12.1	Parametry společenstva pro testování RP	103
12.2	Délka období sledování	109
12.3	Koncepce zprůchodnění říční sítě ČR a lokalizace RP v migračních koridorech	109
12.4	Vybavení pro monitoring RP	111
13.	Příkladové studie testování RP v ČR	118
13.1	Střekovský RP na řece Labi	118
13.2	Řeka Labe v Obříství	120
13.3	Řeka Labe v úseku Litoměřice – Nymburk	121
13.4	Řeka Vydra a Vltava	122
13.5	Řeka Ohře	123
13.6	Řeka Sázava	124
14.	Shrnutí	127

Literatura

PODĚKOVÁNÍ

Publikace byla spolufinancována z prostředků Fondu soudržnosti v rámci Technické pomoci Operačního programu Životní prostředí (dále jen OPŽP).

Autorský kolektiv děkuje Doc. Ing. Tomášovi Randákovi, Ph.D., Doc. Ing. Alešovi Havlíkovi, CSc. a Mgr. Kateřině Šmerousové za cenné připomínky při úpravách předchozích verzí rukopisu.

PŘEDMLUVA

Účelem této publikace je usnadnit navrhování, realizaci a ověření funkce u zařízení umožňujících obnovu migrací ryb a dalších organismů přes nepřekonatelné překážky v říčním prostředí. Informace jsou určeny pro předkladatele projektů do OPŽP, kteří mají zájem výstavbu tzv. rybích přechodů realizovat. Zároveň by měla publikace sloužit k vyhodnocení těchto žádostí posuzovateli OPŽP. Praktická část publikace je zaměřena na technickou stránku navrhování rybích přechodů a vyhodnocení jejich funkce. Pro tento účel je vysvětleno chování ryb, které migraci předchází nebo s migracemi přímo souvisí. Podrobné informace o ekologii ryb je však potřebné hledat ve specializované odborné literatuře a podobně tak i širší souvislosti z oblasti hydrologie, hydrauliky a hydrotechniky nebo úprav toků.

1. ÚVOD

Snaha využívat vodní prostředí jako zdroj potravy a energie doprovází vývoj člověka v celých jeho moderních dějinách. Již v mezolitu pravěký člověk používal k lovu migrujících ryb ploty a vrše z proutí, kterými přehradil řeku. Tyto „rybí pasti“, stejně jako dětmi o prázdninách navršené hráze na potoce, neměly na prostředí tekoucích vod žádný vliv. Pokud však jsou překážky v toku trvalé, dochází i k ovlivnění volného pohybu mihulí a ryb, které z řek většinou zmizí. Význam ztráty možnosti migrovat převyšuje délku toku, která pro ryby zůstala nedosažitelná za překážkou. Často jsou totiž izolovány unikátní úseky řek, kde se ryby rozmnožují a odkud se pak šíří oběma směry do celého povodí. Dnes jsou dobře známy příklady lososa, tažné mořské formy pstruha obecného, jesetera velkého, placky, síha severního, platýze a dvou druhů mihulí, kteří životní prostor českých a moravských řek v minulých dvou stoletích opustili. Navzdory rozvoji znalosti biologie ryb tento trend pokračuje a v současnosti je vlivem civilizace na životní prostředí ohrožen výskyt i existence úhoře říčního. Příklady trvalých migračních překážek jsou obecně známé a náleží k nim nejen přehradní nádrže a vysoké jezy, ale také říční úseky odkud je nadměrně čerpána voda nebo naopak přiváděna voda znečištěná chemickými nebo odpadními látkami a teplem. Náprava škod je často drahá, a proto je vhodné k využívání životního prostředí přiřadit i projekty, které umožní mizení populací vodních organismů předcházet. Obnovení volných biokoridorů pro migrující organismy může být chápáno jako jeden z kulturních projevů moderní společnosti a zároveň charakterizovat vysokou úroveň státní ekologické politiky.

2. PŘÍČNÁ PŘEKÁŽKA A RYBÍ PŘECHOD Z HLEDISKA LEGISLATIVNÍCH PŘEDPISŮ

Příčná překážka na vodním toku je zpravidla samostatným vodním dílem [§ 55 zákona č. 254/2001 Sb. o vodách a o změně některých zákonů (vodní zákon) v platném znění] nebo součástí vodního díla. Základní povinnosti vlastníků vodních děl jsou uvedeny v § 59 vodního zákona a patří mezi ně povinnost dodržovat podmínky a povinnosti, za kterých bylo vodní dílo povoleno, jakož i povinnost udržovat vodní dílo v řádném stavu [§ 59 odst. 1 písm. a) a b)]. Výčet povinností v tomto ustanovení však není konečný. Na vlastníka vodního díla se proto dále vztahují obecné povinnosti podle stavebního zákona, zejména pak povinnost neprodleně ohlásit vodoprávnímu úřadu závady na vodním díle, které ohrožují životy či zdraví osob nebo zvířat [§ 154 odst. 1 písm. b) stavebního zákona] nebo povinnost umožnit kontrolní prohlídku vodního díla, a pokud tomu nebrání závažné důvody, této prohlídky se zúčastnit [§ 154 odst. 1 písm. c) stavebního zákona].

Z hlediska zprůchodnění příčných překážek pak platí, že podle § 15 odst. 6 vodního zákona musí být při povolování vodních děl, jejich změn, změn jejich užívání a jejich odstranění zohledněna ochrana vodních a na vodu vázaných ekosystémů. Vodní díla nesmí, až na zákonem taxativně vypočtené případy, vytvářet bariéry pohybu ryb a vodních živočichů v obou směrech vodního toku. Tyto zákonné požadavky je nezbytné zohlednit již v rámci projektování uvedených záměrů a zároveň je následně dodržet během příslušných povolenacích řízení.

3. TERMÍN NEPROSTUPNÁ PŘEKÁŽKA

Překážka je považována za neprostupnou, pokud omezuje migraci ryb a dalších vodních organismů. Do charakteristiky *neprostupnosti* je nezbytné zahrnout i dočasné omezení, např. při nízkých průtocích, kdy se s poklesem průtoku a výšky vodního sloupce zvyšuje rozdíl mezi úrovní hladiny nad a pod překážkou. Neprostupnost je nezbytné posuzovat i z hlediska pohybu po proudu (např. přehradní nádrže nebo vodní elektrárny). Pokud je jez nebo přehradní hráz vyšší než 1 m, neprostupnost pro migrující organismy je mimo jakoukoliv pochybnost. Pod takovými překážkami se při migracích shlukují ryby ve velkém počtu (v ČR např. Jurajda a kol., 1998). Sám o sobě je termín neprostupnost příčné překážky poměrně nejednoznačný, pokud se přímo nejedná o přehradní hráze, jezy a překážky vzniklé odběrem vody do náhonů vodních elektráren a vodáren, kdy část toku zůstává trvale bez vody. Pokud je však hodnocena neprůchodnost jezu nebo stabilizačního stupně, není zcela zřejmé, kdy je objekt již migrační překážkou. K rozhodnutí je často používáno druhové a velikostní složení společenstva ryb. Např. losos obecný je schopen skokem překonávat překážky i několik metrů vysoké, pokud má pod překážkou dostatečný prostor k získání potřebné rychlosti a také dostatečnou výšku vodního sloupce pro odraz. Avšak pokud je v řece s výskytem lososa přítomen i malý druh jako vranka nebo střevle, překážka se stává neprostupnou již při rozdílu hladin přibližně 5 cm. Z toho vychází i základní pravidlo, že v zájmu udržení funkčních společenstev je potřebné podmínky prostupnosti přizpůsobit druhům s nejnižšími schopnostmi překážku překonat. Dále je také třeba zvážit, že rozdíl hladin se může v jednotlivých letech měnit na základě průtokových situací i o desítky cm.

Zákonné předpisy se vztahem k příčným překážkám a jejich zprůchodnění¹

Příčná překážka a rybí přechod z hlediska předpisů nelegislativní povahy²

¹ **Zákon č. 254/2001 Sb.** o vodách a o změně některých zákonů (vodní zákon) v platném znění.

§§ 8 a 15 *vodoprávní povolení*; § 35 *podpora života ryb*; § 36 *minimální zůstatkový průtok*, §§ 55 a 59 *vodní díla a povinnosti k nim vztahované*

- Nařízení vlády č. 71/2003 Sb. o stanovení povrchových vod vhodných pro život a reprodukci původních druhů ryb a dalších vodních živočichů a o zjišťování a hodnocení jakosti těchto vod
- Vyhláška č. 590/2002 Sb. novelizována vyhláškou 367/2005 Sb. o technických požadavcích na vodní díla (§ 19 jiné stavby vyžadující povolení k nakládání s vodami)
- Vyhláška č. 470/2001 ve znění vyhlášky 333/2003 Sb. byla změněna vyhláškou č. 267/2005 Sb., kterou se stanoví seznam významných vodních toků a způsob provádění činností souvisejících se správou vodních toků (§ 5 *péče o koryto vodního toku nebo jeho úseku a vlastní vodní díla*)

Zákon č. 114/1992 Sb. o ochraně přírody a krajiny v platném znění

§§ 50 a 55

Zákon č. 99/2004 Sb. o rybníkářství, výkonu rybářského práva, rybářské stráž, ochraně mořských rybolovných zdrojů a o změně některých zákonů (zákon o rybníkářství) v platném znění

§ 12 *ochrana rybníkářství a ochrana rybářského práva*, § 13 *lov*

- Vyhláška č. 197/2004 Sb.

Zákon č. 183/2006 Sb. o územním plánování a stavebním řádu (stavební zákon) v platném znění

§§ 34, 62, 66, 154

- Vyhláška č. 132/1998 Sb., kterou se provádějí některá ustanovení stavebního zákona
- Vyhláška č. 137/1998 Sb. o obecných technických požadavcích na výstavbu

Zákon č. 289/1995 o lesích v platném znění

² **Technické normy ČSN v oblasti Vodní hospodářství**

ČSN 75 0120 Vodní hospodářství – Terminologie hydrotechniky

ČSN 75 2101 Ekologizace úprav vodních toků

ČSN 75 2106 Hrazení bystřin a strží

ČSN ISO 26906 (25 9360) Hydrometrie – Rybí přechody na objektech pro měření průtoku

Oborové normy TNV

TNV 75 2321 Zprůchodňování migračních bariér rybími přechody

TNV 75 2322 Zařízení pro migraci ryb a dalších vodních organismů přes překážky na malých vodních tocích

TNV 75 2925 Provoz a údržba vodních toků

TNV 75 2303 Jezy a stupně

TNV 75 2102 Úpravy potoků

TNV 75 2103 Úprava řek

V tocích s nenarušeným prostředím ryby v této situaci zvolí alternativní migrační cestu (např. hlubším úsekem při druhém břehu). V tocích s překážkou v celém příčném profilu však ryby nemají žádnou šanci být úspěšné, přestože migrovat vyžadují každý rok.

Doporučené minimální hodnoty pro rozdíl hladin v různých částech rybího přechodu (a tedy druhově specifická číselně vyjádřená definice neprostupné překážky) jsou z různých zdrojů citovány v kap. 10. Trať rybího přechodu (dále jen RP) však zajišťuje migraci ryb především plaváním a nikoliv skákáním přes jednotlivé stupně. Ve funkčním RP jsou ve vodním sloupci typově modifikované šterbiny, které zajišťují, že ryba může plavat proti proudu. Z toho důvodu je zavádějící definovat neprůchodnost překážky podle druhu nebo velikosti migrujících ryb. Navíc překážka působí trvale, ale společenstvo ryb a migrace jsou v čase variabilní. Jak bude dále v textu vysvětleno – migrace neznamena jen pohyb velkých ryb k rozmnožovacím plochám, ale také přesuny druhově a velikostně specifických částí společenstev (např. nedospělých ryb) za potravou a úkrytem. Proto je vhodné považovat za neprostupnou každou překážku, kterou ryby mohou překonat pouze skokem. Velikostní a druhovou selektivitu je pak vhodné vztahovat pouze k již realizovanému opatření pro zlepšení stavu. Stanovení překážky jako neprostupné však ještě neurčuje prioritu jejího zprůchodnění. Harmonogram odstraňování překážek je určen státní strategií, ekologickou koncepcí, která jmenuje toky s předností pro zprostupnění.

Detailní rozbor návrhů pro realizaci RP je shrnut v kap. 10 této publikace. Avšak již nyní se lze seznámit s obecným návodem, jak dosáhnout cíle navrhovaného opatření, tedy zprostupnění příčné překážky. Optimální funkci RP charakterizují Cowx a Welcome (1998) v následujícím (převzatém a upraveném) textu: „RP by měl být snadno překonatelný pro všechny migrující druhy, včetně méně schopných plavců. V přechodu by měly být úkryty (tůně) pro odpočinek vzhledem k vysokým rychlostem proudění. Přejchod by měl být v plné funkci celý kalendářní rok, měl by být funkční za různých průtoků, teploty a nasycení vody kyslíkem a kromě migrace by také měl např. dovolit rybám navracet se na původní pozice, pokud byly sneseny po proudu záplavovou vlnou. Přejchod by měl poskytovat úkryt a prostor místně obvyklému množství migrujících ryb během reprodukčních nebo potravních migrací. Ryby by měly být schopné snadno nalézt vstupní otvor RP, který by měl být mimo úseky s nízkým prouděním a mimo nebezpečná místa. Trať RP by měla vyúšťovat nad překážkou v místech, kde rybám nehrozí strhávání proudem do nátoky vodní elektrárny a k turbínám“.

Jak nejnověji uvádějí Quigley a Harper (2006), moderní pojetí prostupnosti překážek pro migrující ryby je založeno na tzv. *No Net Loss* (NNL) konceptu. Ten udává, že účinná opatření prováděná na toku musí zajistit původní produkci ryb, jinými slovy musí zajistit úplnou obnovu ekosystému. V případě migrace ryb přes příčné překážky, termín NNL znamená, že RP musí zajistit neovlivněný pohyb všech životních stádií daného druhu bez následných dopadů na jeho reprodukční úspěch. V poslední době je zmiňována i tzv. „*transparentnost*“ fragmentovaného toku pro pohyby původních druhů ryb (Castro-Santos a kol., 2009), který kvalitativní ukazatele průchodnosti upřesňuje. Transparentnost RP tak v důsledku znamená překonání příčné překážky bez zdržení, ztrát energie, stresu, zranění a jiných negativních vlivů snižujících fitness jedince. Společným znakem konceptu transparentnosti i NNL je neovlivněná migrace ryb.

4. VLIV PŘÍČNÝCH PŘEKÁŽEK A JEJICH ZPRŮCHODNĚNÍ NA POPULACE RYB

V následující kapitole jsou stručně pojmenovány hlavní důvody, proč je nutné usilovat o obnovu volných koridorů pro migrující ryby. Volně prostupná a spojitá říční síť je jednou z hlavních podmínek zachování existence většiny druhů ryb a celých společenstev (Jungwirth a kol., 2000; Musil a kol., 2012). Přehrazení toku a následné omezení volného šíření ryb a jejich periodických migrací však není ve vývoji říčních ekosystémů novinkou příslušící pouze vlivu člověka. Říční tok má tendenci měnit své koryto, které se může zanášet mrtvou dřevní hmotou, sesuvy půdy nebo i činností zvířat jako je bobr. Tyto dočasné překážky však nejde srovnávat s trvalým přehrazením toků, často provázeným odběrem vody nebo změnou objemu průtoku a teploty (Baras a Lucas, 2001; Musil a kol., 2012). Právě překážky jako přehradní nádrže, které mění průtokový, teplotní a živinový režim, a tedy celý ekologický potenciál toku jsou pro ryby největším problémem (např. Penczak, 1999). Na konci 90. let 20. století bylo z 200 druhů evropských ryb 67 nějakým způsobem ohroženo (Lelek, 1987). Northcote (1998) dokládá, že 55–60 % případů tohoto ohrožení bylo způsobeno výstavbou neprostupných jezů a přehrad.

Lucas a Baras (2001) uvádějí jako exemplární případ pro Evropu realizaci dunajské vodní elektrárny, překážky zvané „Železná vrata“, v 70. letech 20. století. Tento zásah do říčního ekosystému přehradil 931 km od moře dunajský migrační koridor a zastavil migrace placky *Alosa pontica* i čtyř druhů jeseterů (vyza velká *Huso huso*, jeseter malý *Acipenser ruthenus*, jeseter ruský *A. gueldenstaedtii* a jeseter hvězdnatý *A. stellatus*). Původní délka migrací placky *A. pontica* v Dunaji přesahovala 1 500 km a u jeseterů 2 500 km (potenciálně se tak vyskytovali i na území SR a ČR, Baruš a Oliva, 1995). Podobný efekt na migrace ryb má dodnes realizace hráze střežkovského zdymadla na řece Labi. Dokončení plavebních komor v roce 1935 zastavilo migraci ryb z německé části Labe a vytvořilo tak po více než 700 km první překážku mezi mořem a trdlišti lososa v povodí horního Labe. Losos se v povodí Labe náhodně vyskytoval ještě několik následujících let. Poslední exempláře byly zaznamenány v letech 1947–1948 (Volf, 1954). Podobný osud potkal dalších 5 diadromních druhů (více viz kapitola 8.2). Střežkovská hráz významně omezuje migraci nejen lososů, ale také úhořů a mnoha dalších druhů ryb do celého labského povodí až po současnost. Také v sousedním Slovensku byl prokázán těsný vztah mezi výstavbou přehrad a úbytkem ryb, především početností hlavatek *Hucho hucho* (Holčík a kol., 1988). Přehrady a jezy způsobily ve Švýcarsku, Finsku, Anglii a Skotsku vymizení říčních a mořských mihulí (Lamond, 1931; Tuunainen a kol., 1980; Peter, 1998; Lucas, 1998). Obě mihule se do roku 1935 občas vyskytovaly v Labi i pražské Vltavě (Baruš a Oliva, 1995) a stejně jako např. v Dánsku (Aarestrup a Jepsen, 1998) i z našeho území zmizela mořská forma pstruha obecného. Jako další evropský příklad kompletní degradace historických biokoridorů lze uvést říční síť povodí řeky Odry a Visly v sousedním Polsku (např. Penczak a kol., 1998).

Řadu příkladů omezení migrace a nežádoucí změny společenstev však nalezneme i na území ČR, a to především v souvislosti s výstavbou přehradních nádrží. Realizace přehradní nádrže Řimov na Malši zvýšila teplotu vody pod nádrží a snížila průtok takovým způsobem, že zde téměř vymizeli druhy jako pstruh, lipan, vranka a mník a toto chladnomilné společenstvo bylo nahrazeno především jelcem tlouštěm, ploticí a okounem (Křivanec a Kubečka, 1990). Naopak původní společenstva kaprovitých ryb na řece Svratce byla po vybudování ÚN Vír nahrazena nepůvodním společenstvem tvořeným převážně salmonidy (Peňáz a kol., 1967). Stejnou změnu je možné pozorovat na řece Ohři pod ÚN Nechanice

nebo Vltavě pod vltavskou kaskádou. Na těchto tocích je nejen zastavena možnost migrace ryb, ale poklesla také biomasa a početnost společenstva (Kubečka a Vostradovský, 1995). V chladné vodě pod vltavskou kaskádou se až k soutoku s Beroučkou rozmnožují pouze 1–2 druhy (Slavík a Bartoš, 1997). To také dokládá, že v minulosti všeobecně oslavované „pstruhové úseky“ pod přehradními nádržemi jsou degradovaným prostředím, kde se lipani a pstruzi dokonce ani nerozmnožují. Navíc jsou tyto úseky řek obsazovány početnými hejny kormoránů, kteří se sem stahují za množstvím uměle vysazených ryb. Naopak původní druhy ryb, jako např. parma, v tomto prostředí ztratily možnost se rozmnožovat (Peňáz a Štouračová, 1991).

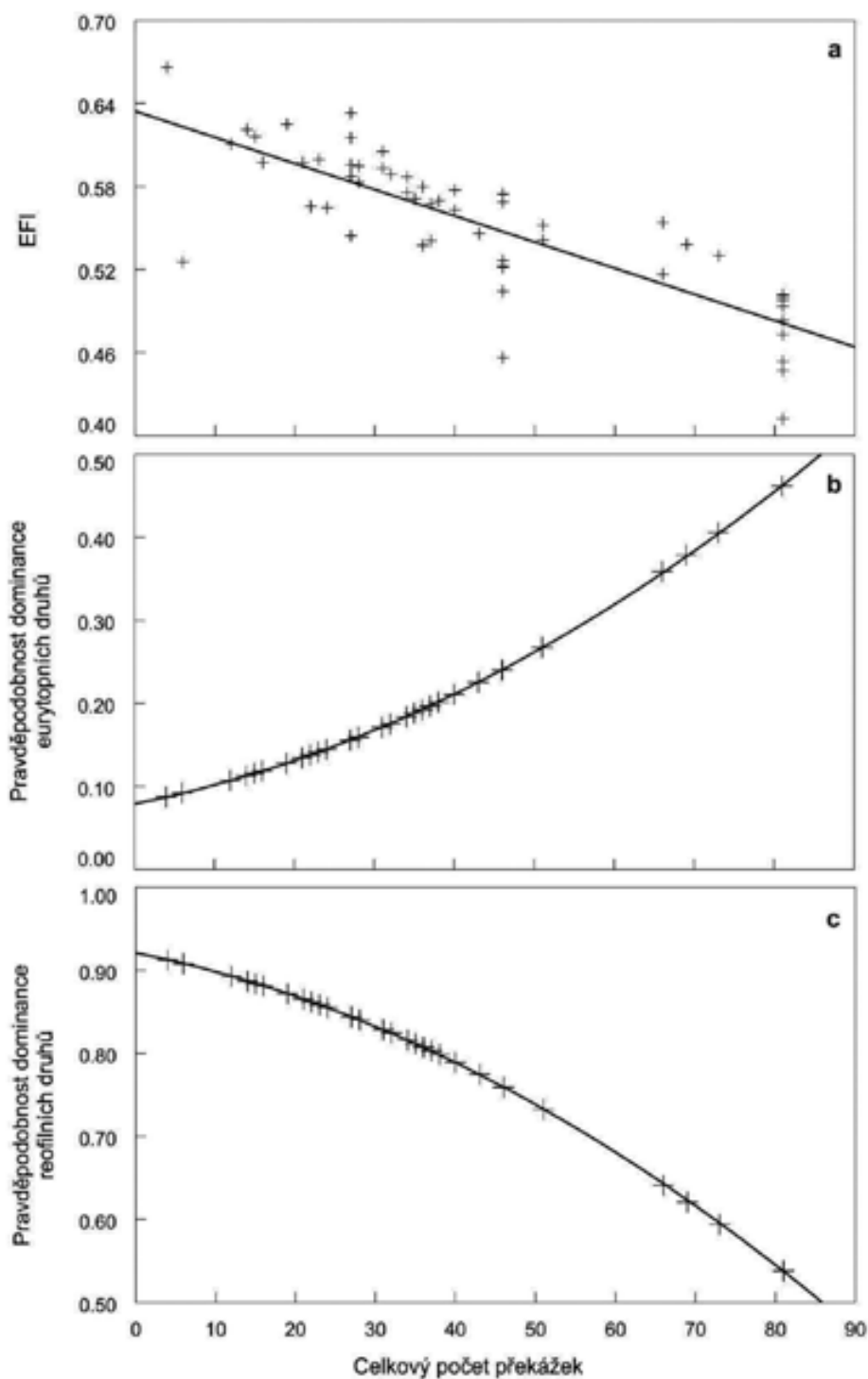
Je také dobře známo, že z přehradních nádrží unikají driftující juvenilní stadia ryb (Baruš a kol., 1985; 1986), která jsou ničena změnou tlaku a teploty nebo mechanicky vlivem turbín (Dadswell a Rulifson, 1994). Coutant a Whitney (2000) uvádějí, že úmrtnost ryb procházejících turbínami může dosahovat až 15%. V případě Kaplanových turbín však může úmrtnost pro některé druhy jako např. úhoře dosahovat až 50% (Berg, 1986). Velmi poučné informace poskytla analýza reprodukční úspěšnosti ryb v ČR, která byla prováděna v letech 2007–2010. Na základě těchto údajů bylo zjištěno, že kvalita rybích společenstev (ekologický stav toku, biologická složka ryby) klesá na tocích s vysokým počtem příčných překážek (obr. 5.1a, Horký a kol., 2010). Podobně se zvyšujícím se počtem neprůchodných překážek klesá početnost druhů, které pro svůj výskyt vyžadují vyšší rychlosti proudění a k reprodukci štěrkový substrát (reofilní druhy obr. 5.1c). Naopak nespecializované druhy svou početnost v migračně neprůchodných tocích zvyšují (obr. 5.1b).

V Evropě (Cowx a Welcomme, 1998; Larinier, 1998; Larinier a kol., 2002; viz také kap. 9 a 10) nebo USA (Clay, 1995; Cada, 1998; Odeh, 1999) lze nalézt řadu příkladů, kdy byly realizovány funkční RP, které opět umožnily migraci ryb přes překážky. Také v ČR jsou známy první příklady obnovené průchodnosti toku. Z těch nejúspěšnějších lze jmenovat např. RP v Bulharech a Břeclavi na Dyji, na Ohři v Kynšperku nad Ohří a Terezíně, na řece Blanici v Bavorově, na Teplé Vltavě u Zahrádek, na Otavě u Čenkovy Pily. Bohužel, pravděpodobně více než 95 % z více než 6 000 současných překážek v ČR bude muset být zprostupněno až několika dalšími generacemi vodohospodářů.

5. BIOLOGICKÉ NÁROKY RYB NA MOŽNOST MIGROVAT

Definovat migrace se pokoušelo mnoho vědců, z nichž lze pro stručnost jmenovat alespoň čtyři nejzajímavější. První z nich uvádí, že migrace jsou pravidelně se opakující přesuny většiny populace mezi dvěma nebo více prostředními (Northcote, 1984). Pravidelnost migrací je třeba chápat pouze v teoretické rovině – jako obvyklý jev, který může mít řadu výjimek. Odchytky od obecného rámce jsou běžně důsledkem variability životního prostředí i jeho extrémů. Proto lze uvést i definici Bakera (1978), podle které je migrace pohyb z momentálně nepříznivého prostředí do vhodnějšího pro nadcházející životní fázi. Podobné vyznění má definice, kterou udávají Lucas a Baras (2001), že migrace je strategie přizpůsobení se podmínkám prostředí. Nejvíce inspirativní jsou vyjádření Leggetta (1977, 1985), který migraci ryb definuje jako snahu o zmírnění nebo vyhýbání se vlivu variability okolního prostředí. Leggettovu myšlenku lze vysvětlit snahou ryb nalézt prostředí, které bude po dobu vývoje nové generace natolik příznivé, že zajistí maximální úspěšnost přežívání jiker i juvenilních ryb. Termín „příznivé prostředí“ zde lze vysvětlovat jako „minimálně proměnlivé“, protože změna oproti výchozím poměrům (např. průtoku a tedy i výšky vodního sloupce)

většinou znamená i ohrožení. Migrace pstruhů a lososů do pramenných oblastí řek tedy nepředstavuje pouze vyhýbání se potravní konkurenci a nebezpečí od dravých dospělců a dalších predátorů, ale také omezení vlivu ničivých povodňových vln s množstvím bahnitých sedimentů, poklesu obsahu kyslíku a teplotním výkyvům, které jsou na středních a dolních tocích častější než v pramenných oblastech.



Obr. 5.1 Vztah mezi počtem překážek a indexem EFI, popisujícím kvalitu společenstva ryb (a), dominancí nesespecializovaných eurytopních druhů (b) a reofilních druhů (c).

5.1 DIADROMNÍ MIGRACE

Podle orientace migrace směrem k mořskému prostředí je rozlišována skupina diadromních druhů, které moře v určité části životního cyklu využívají. Skupina se dále rozděluje na katadromní (např. úhoř, který se rozmnožuje v moři a dospívá ve sladkých vodách) a skupinu anadromní, která se naopak rozmnožuje ve sladkých vodách a moře využívá ke znásobení rychlosti svého růstu. V současnosti lze na našem území (alespoň na Labi v úseku státní hranice – Ústí nad Labem) předpokládat pravidelné migrace dospělých i juvenilních jedinců úhoře mezi mořským a říčním prostředím.

Podle náhodných nálezů dospělců (řeky Labe, Ohře, Kamenice) jsou v současnosti dokladovány obousměrné migrace lososa. U lososa odlišně migrují obě pohlaví, věkové skupiny a juvenilní jedinci a migrace má několik fází (viz kapitola 8.2 diadromní druhy). Pro úhoře lze historicky uvést, že při migraci proti proudu byli juvenilní úhoři nalézáni v labských rybích přechodech (Střekov, Kostelec nad Labem) od konce května do začátku července (Libý a kol., 1995; Libý a Slavík, 1996; Slavík, 1996). Juvenilní úhoři do našich toků míří za účelem růstu a tak je jejich tahy možné označit jako migraci potravní, zatímco dospělci vykonávají migraci reprodukční (a naopak u lososa). Migrace juvenilních lososů po proudu probíhá především v jarních měsících, kdy lososi využívají velkých povodňových průtoků. Zajímavé migrace byly popisovány u okounů, candátů, štik a mníků z brakických vod Severního moře do přítoků (Müller a Berg, 1982; Lehtonen a kol., 1996), které dokumentují schopnost sladkovodních druhů částečně se adaptovat na mořské prostředí s bohatou potravní nabídkou. Úhoři i lososi se v řekách pohybují z místa na místo i během kratších tahů, které nesouvisí s diadromní migrací a jsou řízeny stejnými mechanismy, na které reagují ostatní sladkovodní druhy ryb (Baras a kol., 1998). Mezi tyto podněty náleží hledání potravy, úkrytu, struktura sociálního prostředí nebo běžné sezónní změny prostředí (Fraser a kol., 1993; Valdimarsson a kol., 1997).

5.2 POTAMODROMNÍ MIGRACE

Migrace omezené pouze na říční systémy byly v minulosti sledovány především na pstruzích (Banks, 1961; Jensen a Jensen, 1993; Klementsén a kol., 2003; Nortcote, 1992; 1984; 1998; 2010). Obecně platí, že objem informací a studií o migracích určitého druhu koreluje s jeho hospodářským využitím, a proto jsou např. tak známé migrace lososů a pstruhů. Informace o „běžných“ evropských říčních rybách jako jsou např. plotice obecná *Rutilus rutilus*, parma říční *Barbus barbus*, jelec proudník *Leuciscus idus*, jelec tloušť *Leuciscus cephalus*, mník jednovousý *Lota lota*, nebo cejn velký *Abramis brama* se objevily až v samém závěru 20. století a první práce o migracích druhů jako bolen dravý *Aspius aspius*, jelec jesen *Leuciscus idus* a sumec velký *Silurus glanis* dokonce až počátkem 21. století! O migracích mnoha našich druhů, jako je např. lín obecný *Tinca tinca*, perlín ostrobřichý *Scardinius erythrophthalmus*, cejn perleťový *Abramis sapa* a sinný *Abramis ballerus*, ouklejka pruhovaná *Alburnoides bipunctatus*, ostrucha křivočará *Pelecus cultratus*, obou druhů chráněných drsků *Zingel spp.* a všech druhů hrouzků *Gobius spp.*, informace nemáme vůbec žádné. Např. v roce 2003 byl v Labi pod Střekovem uloven exemplář dospělé samice cejna sinného (Šanda a Slavík, 2007), který se v povodí Labe objevil znovu po 70 letech. Jednalo se o výskyt náhodného migranta nebo migrace tohoto druhu probíhá v malém množství pravidelně? Nejen v tomto případě je stav našeho poznání velmi nedostatečný. Části prostředí, kde migrace některých druhů probíhaly (především spodní úseky velkých řek) byly zničeny, a tak se již velmi obtížně dozvíme, jaké mechanismy přesně migrace ovlivňovaly.

5.3 NÁROKY POTAMODROMNÍCH RYB NA MOŽNOST MIGROVAT

Všechny druhy ryb na území ČR primárně obývají tekoucí vody a naopak se zde nevyskytují druhy specializované na život v jezerech. Pokud se ryby vyskytují např. v přehradních nádržích, pro reprodukci se snaží vrátit do přirozeného prostředí přítoku (Hladík a Kubečka, 2003). U ryb vyvolává potřebu neustále se pohybovat z místa na místo již jen odpověď na přirozený gradient říční sítě. Také variabilita průtoků doprovázená změnou rychlostí proudění a výšky vodní hladiny má za důsledek různou dostupnost úkrytů a potravních stanovišť. Změny prostředí ovlivňují energetické rezervy a kondici ryb a jak je známo alespoň u anadromních salmonidů – výsledkem je variabilní intenzita migrací (Bernantches a kol., 1987). Nějakým způsobem migrují všechny ryby a to i druhy, které nejsou všeobecně považovány za typické migranty. Např. karas obecný *Carassius carassius*, perlín ostrobřichý *Scardinius erythrophthalmus*, slunka obecná *Leucaspis delineatus*, štika obecná *Esox lucius* a piskoř pruhovaný *Misgurnus fossilis*, které pro život upřednostňují prostředí záplavové zóny (staré meandry a tůně s minimálními rychlostmi proudění), se šíří migrací hlavním říčním korytem. Druhy ryb trvale žijící a rozmnožující na území ČR proto není příliš účelné rozdělovat na migrující a stacionární. Obecně totiž platí, že různí jedinci stejného druhu, často i z jedné populace, jsou schopni setrvat několik měsíců na úseku pouze desítky metrů dlouhém nebo se ve stejném čase přemístit o stovky kilometrů (např. Young, 1994; 1999; Gowan a kol., 1994; Kulíšková a kol., 2009). Délka migrace je vysoce individuální a úměrná vzdálenosti cílového prostředí, např. v případě úkrytových migrací pstruhů to může být vzdálenost potřebná k nalezení hlubokých tůní vhodných pro přezimování (Meyers a kol., 1992).

Migrace ryb znal již mezolitický člověk, který splétal proutěné vrše a ryby lovil (Andreska, 1987). Masové migrace salmonidů mezi mořem a řekami tedy nemohly uniknout lidské pozornosti. Avšak o migracích sladkovodních ryb nebyly informace dlouho žádné. Od začátku 50. let 20. století byly sledovány především migrace hospodářsky a rybářsky atraktivních lososů a pstruhů (např. Stuart, 1953; Banks, 1963; Jackson a Howie, 1967; Podubnyi, 1971). Těmto druhům byly také přizpůsobovány typy a parametry RP, které jim měly umožnit příčné překážky překonat (Jackson a Howie, 1967; Mills, 1989). Ostatní druhy ryb včetně kaprovitých byly v tomto ohledu považovány za nedůležité, protože omezení jejich migrací nepředstavovalo přerušení rozvoje populací (např. Beach, 1984). Navíc pohled na migrace sladkovodních druhů na dlouhé desítky let ovlivnily práce významného vědce Gerkinga (1953, 1959), který se domníval, že v řekách se ryby chovají v podstatě stacionárně a že celý život stráví v jednom úseku toku. Vycházel tak z kusých nálezů, popisující chování jednotlivých exemplářů. V té době byly migrace evidovány pasivními značkami (např. kovový štítek s číslem). Pro prokázání migrace musela být někde a někdy ryba opětovně ulovena. Při zpětných kontrolách směrem od míst označení nálezů označených ryb vždy ubývalo, avšak nebylo zohledněno, že také klesá i úsilí ryby hledat. Není také divu, protože hledat omezené množství ryb v povodí velkých řek byl tehdy téměř beznadějný úkol. Při zpětné kontrole úseku, kde byly ryby původně označeny, však část značek chyběla! Absence označených jedinců byla vysvětlována vlivem predátorů, přirozené úmrtnosti apod. Proto byl Gerkingův názor přes 40 let v podstatě potvrzován (např. Bachman, 1984). Teprve na konci 20. století si skupina amerických ichtyologů uvědomila, že důkaz o přetrvávání ryb na jednom místě může být problémem nesprávné interpretace a nevhodně zvolené metody (Gowan a kol., 1994). Bylo následně prokázáno, že část označeného vzorku byla snížena mortalitou, ale některé ryby migrovaly do vzdálenějšího prostředí, které již nebylo systematicky kontrolováno. Dnes je obecně známo, že část jedinců

z populace vždy zůstává v „domácím“ prostředí a část populace migruje mimo něj (Young 1994; Fausch a kol., 1996). K migrantům pak většinou náleží největší (a tedy nejúspěšnější) jedinci v populaci, kteří jsou schopni překonávat nejobtížnější překážky (Jensen a Aass, 1995) a migrovat na nejdelší vzdálenosti (Young, 1994). Tato zjištění byla získána v důsledku skokového rozvoje (a tedy zlevnění) technického vybavení, kdy se častěji začala ke značkování ryb používat tzv. rádiová telemetrie (Winter, 1983; Clapp a kol., 1990; Meyers a kol., 1992).

V dnešní době je existenční závislost jeseterů, úhořů, lososů a mnoha dalších hospodářsky využívaných druhů na možnosti migrovat dobře prozkoumána (Aarestrup a kol., 2009). Obrat nastal až na začátku 90. let 20. století, kdy začala vycházet najevo důležitost možnosti volného pohybu v toku i pro jiné než lososovité druhy (např. Lucas a Batley, 1996; Cowx a Welcomme, 1998). Postupně se také začaly migrujícím kaprovitým a jiným druhům ryb přizpůsobovat i rybí přechody (např. Travade a Larinier, 1992). Kaprovité a např. okounovité a sumcovité druhy, mají totiž obecně sníženou schopnost překonat vyšší rychlosti proudění a přechody používané pro lososovité druhy jsou pro ně nevhodné (Lucas a Frear, 1997). Informace, že i „běžné“ říční druhy (jako je např. parma) potřebují migrovat (Baras a Cherry, 1990; Baras, 1993; 1994; Lucas a Batley, 1996) způsobily na vědecké scéně podobný rozruch jako změna Gerkingova konceptu. Dílčí studie byly sice známé (např. Whelan, 1983; L'Abbé Lund a Vøllestad 1985; 1986), ale téma migrací „běžných“ druhů jako koncepční přístup ochrany společenstev ryb prvně řešili až M. Lucas s E. Barasem. Oba byli popularizátory těchto výsledků po celém světě. Následovaly práce o migracích plotic, proudníků, tloušťů atd. Určitými vizionáři v této problematice byli vědci z bývalého Československa, kteří migrační chování kaprovitých ryb v rybím přechodu pozorovali se značným předstihem (Lelek a Libosvářský, 1960). Lze tedy předpokládat, že v souvislosti s migracemi budou získány nové informace především u malých druhů. U nich se vzhledem k malé velikosti těla (a omezeným energetickým zásobám) migrace doposud nepředpokládají. Ověření tohoto předpokladu však nebylo doposud možné, protože dlouhodobé sledování malých ryb bylo omezeno technicky. Dnes není problém vybavit např. 12 g těžkou střevisí vysílačkou, která má hmotnost neuvěřitelných 0,25 g a sledovat její pohyb několik měsíců. Bez ohledu na technický pokrok lze již nyní konstatovat, že stejně jako většina těch velkých, i malé druhy migrují. Přemístění ryb lze pozorovat již u jiker a následných larválních a juvenilních stadií (např. Reichard a kol., 2002a, b). Transport raných vývojových stadií s proudem vody, tzv. drift asi představuje nejpočetnější formu migrace vůbec. Driftující jikry a juvenilní ryby mohou být unášeny proudem vody mnoho tisíc km od místa reprodukce. Následně se část vylíhlých jedinců snaží dostat zpět. Takto jsou např. v Jižní Americe dokladovány migrace tropických sumců, které jsou odhadovány na více než 6 000 km (Barthem a kol., 1991; Araujo-Lima a kol., 1998). Konec konců i larvy známého úhoře *Anguilla anguilla* jsou unášeny k americkým a evropským břehům jako pasivní drift. Lze tedy konstatovat, že podle současných poznatků v říčním prostředí lze migrace očekávat napříč celým druhovým spektrem. Kromě nejznámějšího typu, reprodukční migrace, bezpečně rozlišujeme i migraci potravní, úkrytovou a kompenzační. Různí autoři však rozlišují i migrace vyvolané ochranou před predátory, obsazením nového prostředí, migrace závislé na hustotě populace apod. (přehled viz Lucas a Baras, 2001). Všechny hlavní typy potamodromních migrací mohou být navzájem kombinovány a ovlivněny řadou pravidelných i náhodných událostí. Tento provázaný systém prahových podnětů je v maximálně stručné formě nastíněn v dalším textu.

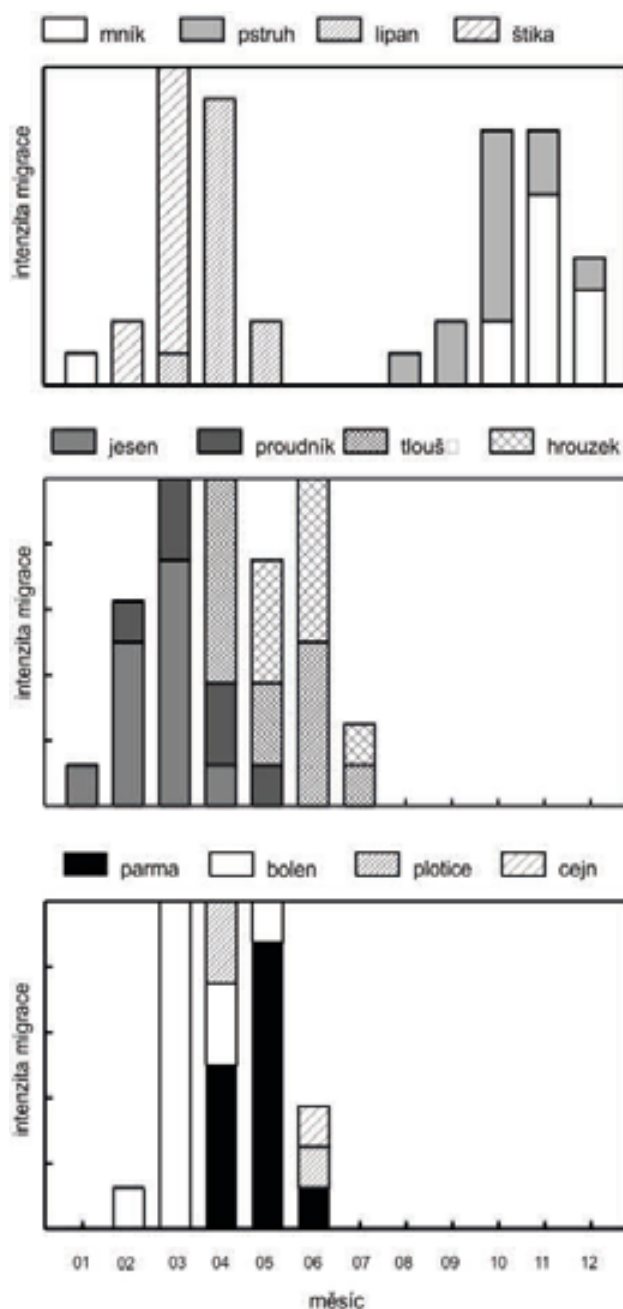
5.4 REPRODUKČNÍ MIGRACE

Přesuny do prostředí vhodného k rozmnožování jsou jistě nejznámějším projevem migračního chování ryb. Obvykle bývají ze všech migrací nejdelší, jsou zřetelně rozpoznatelné podle zbarvení migrantů, jejich vyšší hmotnosti, lepší tělesné kondice oproti zbytku ročního cyklu a také se většinou odehrávají v přesně vymezeném období. Reprodukční migrace jsou všeobecně načasovány prodloužením nebo zkrácením intervalu denního světla (Baras a Lucas, 2001). Malý počet druhů zahajuje reprodukci motivovanou migrací již koncem zimního období. Např. na řece Labi byl zřetelně rozlišitelný pohyb jelců jesenů již v únoru a začátkem března, kdy jednotlivé ryby splouvaly s proudem vody až na vzdálenost přes 100 km pod město Drážďany v Německu (Kulišková a kol., 2009). Zde se jeseni vytírali na rozsáhlých šterkových náplavech a následně se vraceli zpět do českého úseku Labe. Podobně časná je i migrace bolenů a jelců proudníků *Leuciscus leuciscus*, jejichž migrace např. na řece Sázavě začínala ještě před ukončením jarních povodní (Horký a kol., 2010). Reprodukční aktivita štik, které využívají povodňových průtoků k migraci do záplavové zóny, také začíná ještě před nástupem jarního období. Avšak většina našich druhů ryb migruje právě v kalendářně definovaném jarním období (např. lipan *Thymallus thymallus*, okoun *Perca fluviatilis*, kaprovité druhy). Některé druhy kaprovitých ryb se rozmnožují opakovaně (např. jelec tloušť *Leuciscus cephalus*, ouklej *Alburnus alburnus* nebo hrouzek *Gobio spp.*), a je tedy možné předpokládat i jejich opakovaně zvýšenou migrační aktivitu jak bylo vidět na labských přechodech (Slavík, nepublikované údaje). Na přelomu srpna a září začíná v našich podmínkách migrace pstruhů obecných, která obvykle vrcholí v říjnu a začátkem listopadu (Piecuch a kol., 2007; Slavík a kol., 2012). Migrace je většinou orientována proti proudu, kdy se pstruzi snaží dosáhnout pramenných oblastí nebo malých přítoků. Na podzim též migruje u nás nepůvodní siven americký *Salvenius fontinalis* a od konce října až do začátku ledna mník jednovousý *Lota lota*. Mník je zástupcem skupiny treskovitých ryb obývajících chladná severní moře a jeho preference zimního období pro reprodukci je tak zřejmá. Schematické vyjádření reprodukčních migrací rozložených v ročním cyklu je patrné z obrázku 5.2.

5.5 POTRAVNÍ A ONTOGENETICKY PODMÍNĚNÉ MIGRACE

Rozpoznání potravních migrací ryb je velmi nesnadné, i když se obecně předpokládá, že hledání potravy je důvodem velkého počtu prostorových přesunů. Problém představuje rozpoznání, kdy je cílem migrace pouze nalezení a získání potravy. Navíc potravní migrace probíhají nenápadně, protože se mohou týkat pouze některých populací nebo jedinců. Např. výskyt jelců tloušťů *Leuciscus cephalus* a candátů obecných *Stizostedion lucioperca* v hlubokých labských přístavech byl dáván do souvislosti s hledáním drobných rybek a úsporou energie v zimním období (Horký a kol., 2008). Prokazatelné potravní migrace vykazují pstruzi obecní *Samo trutta* v horských tocích. V pramenných a výše položených oblastech jsou po většinu roku velmi nepříznivé podmínky, především nízká teplota, a proto tam pstruzi chybějí. V letním období však do prostředí bez konkurentů migruje často i mnoho nedospělých pstruhů a využívají volného prostoru a potravní nabídky. Takové migrace jsou známé především ze severu Evropy (Carlsson a kol., 2004; Wysujack a kol., 2009), ale jsou velmi dobře patrné i v povodí řek Vydry a Křemelné na Šumavě. Může tak docházet ke zdánlivě paradoxnímu jevu, kdy potravní migrace jsou delší než reprodukční, a to z jednoduchého důvodu – potravní zdroje jsou vzdálenější než reprodukční plochy (Clapp a kol., 1990; Gowan a Fausch, 1996; Carlsson a kol., 2004). Parmy říční *Barbus barbus*, podoustve *Vimba vimba* a ostroretky *Chondrostoma nasus* se při hledání potravy přesouvají

z místa na místo ve velkých hejnech a ryjí ve dně nebo seškrabují biologické nárosty z kamenů (Rakowitz a kol., 2008). V minulosti prý bývalo vidět rytí obrovských hejn parem jako zakalení vody a podobně vodní hladinou probleskoval povrch očištěných kamenů od hejn ostrorettek. Potravní migrace však nemusí být viditelné pouze jako intenzivní a hromadný tah určitým směrem. Mnoho druhů ryb vykonává potravní migrace během 24 hodin, kdy v období příjmu potravy např. ráno nebo večer migrují na potravní stanoviště a po nasycení zase zpět. Takto se pohybují např. kaprovité druhy ryb (Kubečka a Duncan, 1998), candáti (Horký a kol., 2008), nebo sumci *Silurus glanis* (Slavík a kol., 2007; Carol a kol., 2007), kteří jsou schopni během noci uplavat jedním směrem i 5 km a ráno být opět ve výchozím úkrytu.



Obr. 5.2 Schéma popisující průběh reprodukčních migrací u běžných druhů ryb během ročního cyklu.

5.6 ÚKRYTOVÉ A KOMPENZAČNÍ MIGRACE

Migrace motivované hledáním úkrytu jsou většinou spojeny s periodickou změnou životních podmínek. Např. na začátku zimního období se pstruzi v důsledku rychlejšího poklesu teplot ve vyšších nadmořských výškách přesouvají do níže položených oblastí (Clapp a kol., 1990; Meyers a kol., 1992). Zde naleznou hluboké tůně, kde vodní sloupec nepromrzá v celé výšce a nižší rychlosti proudění zajistí i nižší spotřebu energie. Po jarním oteplení pak migrují opět proti proudu, což je zřetelně motivováno jiným cílem, než reprodukční migrace na podzim. Ryby také reagují na postupné snižování průtoku během letního a podzimního období. Se snížením výšky vodního sloupce totiž klesá i využitelnost místního prostředí. Na tuto ztrátu prostředí ryby reagují emigrací (Montgomery a kol., 1983; Hesthagen, 1988). Podobná úkrytová migrace byla v ČR popsána u mníka jednovousého na řece Ohři (Slavík a Bartoš, 2002). Mníci zde za vysokých zimních a jarních průtoků dočasně osídlili úkryty v březích. Avšak když začátkem letního období začaly klesat průtoky a výška vodního sloupce, byly břehové úkryty obnaženy. Důsledkem bylo, že mníků v březích ubývalo a naopak bylo možné zaznamenat jejich zvýšený výskyt v rybích přechodech, kudy migrovali do nového prostředí. Mníci se tak v přechodech objevovali nejen při reprodukčních migracích na podzim a v zimě, ale také neočekávaně na počátku letního období.

Jako kompenzační lze označit migraci navazující na nějakou událost, která ryby zanesla od původního (nebo z nějakého důvodu preferovaného) stanoviště a jedinec se snaží dostat nazpět. Na povodňové průtoky ryby reagují migrací především mimo hlavní proudnici do záplavové zóny, kde energeticky náročné a s ohledem na zranění nebezpečné období přečkají (Harvey a Nakamoto, 1999). Zpětná migrace bývá často označovaná jako „migrace nebo návrat domů“ (homing).

5.7 MIGRACE PODMÍNĚNÉ RŮZNOU POČETNOSTÍ, RYCHLOSTÍ RŮSTU A SOCIÁLNÍ HIERARCHIÍ

Potřebu migrovat vytvářejí i různé vnitřní vazby v populaci ryb jako např. početnost (Jonsson a Jonsson, 1993; Olsson a Greenberg, 2004) nebo rychlost růstu (Jonsson, 1985; Hindar a kol., 1991). Rozhodnutí zda migrovat nebo ne se také odvíjí od faktu, že každý říční úsek je obsazen několika jedinci, které vůči sobě udržují sociální vztahy (Grant, 1997). Zjednodušeně lze konstatovat, že někteří tzv. dominantní jedinci (jsou např. větší a agresivnější) obsazují výhodnější pozici pro příjem potravy a lepší úkryt než méně úspěšní, tzv. subdominantní jedinci. Subdominantní ryby jsou mnohem více pohyblivé, mimo jiné protože si častěji musí hledat potravu nebo úkryt (Nakamoto, 1995). Byly také publikovány údaje o delších migracích dominantních pstruhů, kteří se na rozdíl od subdominantních jedinců nebáli proplavat neznámým územím (Höjesjö a kol., 2007). V důsledku těchto procesů nelze očekávat tah tisíců jedinců, avšak sociální prostředí prokazatelný vliv na migrace jistě má. Migracemi vyvolanými sociálním prostředím v populaci lze vysvětlovat např. zdánlivě náhodný výskyt ryb pstruhů v rybích přechodech během vrcholného jara a začátku léta (Slavík a kol., 2009a). Podobně lze také očekávat migrace ryb vyvolané činností člověka. Tradičně je v tomto případě uváděn příklad hospodaření sportovních rybářů, kdy dochází k ulovení ryb v jednom prostředí a jejich přesazení do prostředí druhého. Dokonce není důležité, zda jsou ryby, např. pstruzi uloveni a přesazení do stejného typu prostředí (např. mezi dvěma potoky) nebo do zcela odlišného prostředí (mezi potokem a řekou). Jejich přesazení vyvolá snahu dostat se zpět na místo původního výskytu a následně tedy intenzivní migrační aktivitu. Pstruzi přesazení do nepůvodního prostředí totiž vyvolají souboje s místními jedinci, chaos v populaci a v důsledku velkou emigrační vlnu.

Vysazení pstruhů pak může být viditelné i v rybích přechodech jako nárůst počtu jedinců bez vazby na sezónní změny prostředí.

6. VLIV ABIOTICKÝCH PARAMETRŮ PROSTŘEDÍ NA MIGRACE RYB

6.1 VÝZNAM TEPLOTY PRO ZAHÁJENÍ A UKONČENÍ MIGRACÍ

Teplota a průtok jsou bezpochyby nejdůležitějšími parametry prostředí, které ovlivňují migrace ryb. Ryby jsou studenokrevné organismy a tak s poklesem teploty pod prahovou hodnotu dochází k útlumu svalové činnosti. Proto je pohyb ryb v chladné vodě méně efektivní a ryby se snaží zdržovat v úkrytech. Např. v rybím přechodu na řece Ohři byly opakovaně pozorovány stovky pstruhů během zimních povodní, při teplotě vody okolo 2–3 °C (Slavík a kol., 2009a). V přechodu byly nastaveny konstantně nízké rychlosti proudění (okolo 0,1 m/s), a tak sloužil jako dočasný úkryt pstruhům, kteří do něj migrovali z hlavního řečiště. S podzimní reprodukční migrací, během které pstruzi do přechodů obvykle vstupují, neměla tato únorová maxima výskytu nic společného.

Vliv teploty je pro většinu migrací pouze dočasný, protože jejich hlavním synchronizátorem je roční cyklus světla (Lucas a Baras, 2001). Jinými slovy v jarním období je organismus ryb připraven k migraci podle světelné délky dne, ale zahájení migrací určí hodnota teploty vody. Např. pro kaprovité ryby je tato hodnota obecně udávaná okolo 8 °C, avšak zahájení závisí i na hodnotě průtoku. Pokud je příliš vysoký, ryby migrace zahájí později, i když teplota migraci již umožňuje. Ačkoliv se údaje o vztahu mezi teplotou a zahájením migrací z jednotlivých řek u stejných druhů nebo skupin poněkud odlišují, v principu jsou podobné. Např. v RP Obříství se v roce 2000 plotice *Rutilus rutilus* a ouklej objevily při teplotě 8,5 °C, zatímco v roce 2001 začala plotice migrovat při teplotě 7,5 °C a ouklej naopak při 14 °C. Hrouzek *Gobio gobio* se v RP Obříství objevil v roce 2000 za teploty 14 °C, ale o rok později za teploty 17 °C (Horký, 2004). Výskyt kaprovitých ryb ve střekovském RP na řece Labi byl prokázán až při teplotách nad 8 °C (Slavík a kol., 2003), zatímco o rok později při teplotě 10 °C (Slavík a kol., 2004). Na řece Sázavě byla v roce 2008 zahájena migrace kaprovitých ryb při 9 °C (Musil a kol., 2008) a o dva roky později při 10 °C (Horký a kol., 2010). Pokud se během již zahájené migrace teplota vody náhle sníží pod fyziologickou efektivitu, může to dočasně migraci zastavit (Horký a kol., 2010). Pokud dojde ke snížení teploty v intervalu nad fyziologickým prahem (např. v květnu a červnu), migrace nejsou ovlivněny (Lucas a Baras, 2001). Naopak reprodukční migrace pstruhů jsou limitovány teplotou nikoliv při zahájení, ale na svém ukončení. Dobře to dokládají i údaje o migracích pstruhů v šumavských tocích, kde pstruzi migrace zahajují koncem srpna. V srpnu jsou i v jinak velmi chladných šumavských tocích teploty vysoké (často okolo 15 °C), ale migrace jsou málo intenzivní (Slavík a kol., 2012). Jak se během podzimu migrace stávají významnější, teplota klesá bez zřejmého vlivu na přesuny pstruhů. Jejich migrace je však ukončena poklesem teploty pod teplotní práh cca 6 °C. Již pokles teploty pod 10 °C sníží pohyblivost pstruhů tak, že přejdou na noční aktivitu (Fraser a kol., 1993; Heggenes a kol., 1993). Kompenzují tak sníženou schopnost plavání a únik před predátory skrytějším způsobem aktivity. Při dalším poklesu na cca 8 °C je omezena schopnost překonávat překážky skokem (Jensen a Aass, 1995) a další pokles znamená i konec migrací. Je nezbytné poznamenat, že tyto informace nelze chápat absolutně – migrace je vysoce individuální projev chování, který je ovlivňován komplexem faktorů. Lze shrnout, že teplota má především funkci prahovou a na vlastní průběh již zahájených migrací vliv nemá.

6.2 VLIV PRŮTOKU NA PRŮBĚH MIGRACÍ

Objem protékající vody říčním korytem je s ohledem na migrace ryb velmi důležitý, protože s průtokem se mění rychlosti proudění. Rychlost proudění ovlivňuje nejen energetické hospodaření, ale je spolu s břehovou linií hlavní orientační nástroj migrujících ryb. Vyšší rychlosti proudění rybám ukazují hlavní proudnici a tedy možnou cestu po i proti proudu řeky. Ryby se ale obecně vyhýbají extrémním průtokům, za kterých je migrace proti proudu energeticky příliš náročná (Montgomery a kol., 1984). Ačkoli jsou lososovité druhy ryb považovány za migranty téměř neomezených možností, údaje popisující vztah mezi intenzitou migrace a velikostí průtoku nejsou jednoznačné. Mnoho autorů popisuje pozitivní vztah mezi intenzitou migrace a vzrůstajícím průtokem (Solomon a Templeton, 1976; Davis a Sloane, 1987; Svendsen a kol., 2004). Za vysokých průtoků se pstruzi pravděpodobně lépe orientují podle rychlostí proudění a také snáze překonávají příčné překážky, které jsou za nízkých průtoků příliš vysoké (Jensen a Aass, 1995). Naopak bylo též často popisováno, že vysoké průtoky migrace pstruhů omezují v souvislosti s příliš vysokými energetickými ztrátami (Stuart, 1953; Milner a kol., 1979; Evans, 1994). Na řece Ohři byly migrace pstruhů v období reprodukce popisovány za stabilních a nízkých průtoků, zatímco mimo období reprodukce migraci vyvolával vzrůstající průtok (Slavík a kol., 2009a). Je však velmi pravděpodobné, že ačkoliv všechny výše uváděné informace jsou správné, mají pouze místní platnost (Jonsson, 1991). V souladu s tím např. Ovidio a kol. (1998) popisuje začátek migrací pstruhů v belgických tocích za nízkých průtoků, zatímco maximální intenzity migrace dosáhly za vysokých průtoků. Je obecně známo, že kaprovité druhy ryb nemají takový energetický potenciál jako lososovité druhy (Lucas a Baras, 2001), a proto se migraci za vysokých průtoků vyhýbají (Lucas a kol., 1999; 2000). V povodí Dunaje byly sledovány migrace ostrorečky stěhovavé, které vykazovaly vysokou intenzitu za vysokých průtoků ve fázi poklesu po povodni nebo za stoupajících průtoků před povodňovým stavem (Rakowitz a kol., 2008). Jinými slovy migrace ostroretek byly maximální za vysokých průtoků mimo extrémní hodnoty. Podobné výsledky byly zjištěny na řece Labi, kde se v rybích přechodech vyskytovalo nejvíce druhů v nejvyšším množství za průměrných průtoků (Slavík a kol., 2009b). Vztah mezi výskytem ryb v přechodu a velikostí průtoku byl druhově specifický, ovlivněný i sezónním obdobím. Např. plotice obecná a cejnek malý *Blicca bjoerkna* se v přechodech vyskytovali za průměrných průtoků během celého jarního období, což potvrdila i další pozorování (Prchalová a kol., 2011). Naopak ouklej obecná se v dubnu v přechodech vyskytovala pouze za nejnižších průtoků, zatímco v květnu a červnu především za vysokých průtoků (Slavík a kol., 2009b). Migrace za vyšších, ne však extrémních průtoků byla z 23 migrujících druhů zjištěna pouze u jelce tlouště a hrouzka obecného (Prchalová a kol., 2011). Lze tedy uzavřít, že lososovité druhy při migraci reagují na velikost průtoku podle variabilních místních podmínek. Naopak kaprovité druhy ryb se vyhýbají extrémním průtokům a většinou migrují za místně průměrných hodnot.

6.3 DALŠÍ PARAMETRY PROSTŘEDÍ OVLIVŇUJÍCÍ MIGRACE

Světlo, teplota a průtok ovlivňují migraci ryb sice jako hlavní parametry, nikoliv však jediné. Pro účely této publikace postačí stručně zmínit, že migrace je ovlivněna i průhledností vodního sloupce, kdy vizuálně orientující se druhy ryb mohou být za nízké průhlednosti více aktivní (Kulíšková a kol., 2009). Např. zákal vytvořený intenzivními srážkami vyvolává migrace parem říčních, které se za těchto podmínek objevují v rybích přechodech (Baras, 1994; Slavík, 1996). Naopak kalná voda s množstvím jemných částic omezuje dýchací funkci žaber a také migrace salmonidů (Berg a Northcote, 1985). S ohledem na vyšší energetické

ztráty jsou popisovány krátké migrace pstruhů v tocích s vysokým spádem (Bohlin a kol., 2001), které lze v ČR očekávat především v horských oblastech (Slavík a kol., 2012). Pro monitoring úspěšnosti migrací rybími přechody je důležitá i měsíční fáze. Vliv měsíční fáze na reprodukční cyklus byl velmi často popisován u mnoha různých druhů ryb (Takemura a kol., 2010). Podobně se řídí měsíční fází intenzita lovu dravých ryb – např. candáti v řece Labi se pohybovali intenzivněji v období úplného zatmění měsíce (Horký a kol., 2006). Měsíční fáze ale především ovlivňuje intenzitu migrací úhoře nebo pstruhů (Slavík a kol., 2012), kteří rovněž migrují v období měsíčního novu. Využívají možnost pohybovat se za nízké světelné intenzity a minimalizovat tak rizika predace.

7. VÝZNAM DOSAŽITELNOSTI VHODNÉHO REPRODUKČNÍHO PROSTŘEDÍ A DALŠÍ BIOLOGICKÉ SOUVISLOSTI

Reprodukční skupiny

V životním cyklu ryb má možnost uskutečnit reprodukční migrace zvláštní význam, protože úspěšné rozmnožování je podstatou zachování druhu. Obvykle je představa o cílech reprodukčních migrací spojovaná s populární migrací lososů „k rodišti proti proudu“. Lososi se sice opravdu vrací do horních částí toků, kde se narodili, ale mnoho druhů ryb může volit i odlišnou strategii. Např. pstruh obecný běžně migruje ke tření i po proudu (Solomon a Stapleton, 1976) a podobně se chovají jelci jeseni na řece Labi (Kulíšková a kol., 2009). V některých případech mohou pstruzi k trdlištím „popojet“ jen několik málo stovek metrů (Ovidio a kol., 2008; Slavík a kol., 2012) nebo vůbec nemigrují (Harcup a kol., 1984). Ryby tedy migrují jen tak daleko, jak je aktuálně nutné. Reprodukce může sice probíhat ve vodním sloupci bez specifického vztahu k prostředí (mník), ale vhodné podmínky k rozmnožování určuje hlavně tzv. reprodukční substrát dna a břehové linie. Reprodukční substrát může být tvořen pískem nebo štěrkem, štěrbinami mezi kameny, povrchem rostlin a prostorem mezi schránkami živých mlžů. Do tohoto specifického prostředí ryby migrují ze zimních úkrytů nebo potravních stanovišť. Např. lipani a pstruzi v zimním období obsazují hluboké tůně a proudy, ale v období před rozmnožováním podnikají migrace do mělkých úseků s vyššími rychlostmi proudění a bez rostlin, konkrétně na štěrkové plochy. Ve štěrkovém substrátu se nejlépe vyvíjejí jikry salmonidů, jejichž vitalita je závislá především na dostupnosti kyslíku (Elliot, 1989; 1994). Podobné nároky mají i některé kaprovité ryby jako např. parma, jelec tloušť, podoustev nebo ostroretka, ale také i mihule. Tyto druhy společně tvoří tzv. *litofilní* reprodukční skupinu. Podobně lze nalézt např. *psamofilní* skupinu, která se rozmnožuje nad písčitém substrátem (např. naše druhy hrouzků a ježdíků) nebo skupinu *speleofilní*, která k reprodukci využívá štěrbin mezi kameny (vranka obecná a pruhoploutvá). Druhy ryb podle reprodukčních nároků sloučil prof. E. K. Balon v druhé polovině 20. století (Balon, 1975). Kromě již zmiňovaných lze rozlišit ještě další základní typy, z nichž pro účely této publikace postačí uvést skupinu *ostrakofilní*, *pelagofilní*, *fytofilní* a *lito-fytofilní*. Ostrakofilní skupinu u nás zastupuje pouze hořavka duhová *Rhodeus sericeus amarus*, jejíž samice klade pomocí kladélka jikry do plášťové dutiny mlžů a výskyt hořavky je proto vázán na jejich přítomnost. Rovněž skupina *pelagofilní* je tvořena pouze mníkem jednovousým. Mníci jikry vypouštějí volně do vodního sloupce, pelagiálu, odtud název skupiny *pelagofilní*. Do *fytofilní* skupiny náleží druhy, které se rozmnožují nad rostlinami jako je např. štika, slunka *Leucaspis delineatus*, perlín ostrobřichý *Scardinius erythrophthalmus*, karas obecný *Carassius carassius* a lín obecný *Tinca tinca*. Méně známými zástupci *fytofilní* skupiny jsou sekavci *Cobitis spp.* a piskoř *Misgurnus fossilis*. Larvální stadia těchto druhů mají často

přichytné orgány, kterými se přidržují rostlin, vyhýbají se světlu a jsou také adaptovány na nízký obsah kyslíku. K rozmnožování těchto druhů totiž dochází v prostředí záplavových tůň a starých meandrů, kde se ukládá organická hmota a k úbytkům kyslíku dochází pravidelně. Proto je důležité umožnit rybám i tzv. laterální migraci z hlavního koryta do záplavové zóny – např. pomocí propustí v opevněných březích a protipovodňových hrázích. *Fytofilní* skupina druhů je v současnosti jedna z nejohroženějších, protože její výskyt je vázán na dolní úseky velkých řek ovlivněné kanalizací. Naopak nejpočetnější je skupina fyto-litofilních druhů, které mají širokou ekologickou valenci a rozmnožují se nad libovolným substrátem. Tyto nesespecializované druhy (např. plotice obecná, ouklej obecná, okoun říční) však migrují také a dokonce často v obrovských množstvích. Např. v rybích přechodech na řece Labi byla plotice nejpočetnějším nebo druhým nejpočetnějším druhem (Slavík a kol., 2009b; Prchalová a kol., 2011). Důvody migrací reprodukčně nesespecializovaných druhů jsou poněkud nejasné. Pravděpodobně se může jednat o kompenzační přesuny za driftující fázi juvenilů nebo podzimní úkrytové migrace do hlubších míst po proudu (a zpětné migrace proti proudu). Např. u plotic jsou reprodukční migrace pravidelné a starší jedinci pravděpodobně znají migrační cesty, které každoročně používají (L'Abbé Lund a Vøllestad 1985; 1986). Navíc se lze domnívat, že i tzv. nesespecializované druhy preferují např. ponořené rostliny (cejn velký *Abramis brama*, plotice) jsou-li v nabídce prostředí. V konečném důsledku si může i tato skupina nesespecializovaných druhů vhodný substrát vybírat, pokud je z čeho. Skutečnost, že fyto-litofilní druhy jsou schopny k výtěru použít jakýkoliv substrát, na tom nic nemění. Schopnost rozeznávat reprodukční skupiny je pro management vodního prostředí velmi důležitá (Copp, 1989; Jurajda, 1995). Přítomnost více reprodukčních skupin dokládá i dobrý ekologický stav toku. Naopak v případě, že ve vzorcích (např. i v těch z RP) chybí některé reprodukční skupiny je zřejmé, že v toku není dostupný reprodukční substrát nebo vhodný typ prostředí (Copp, 1997). Např. na řece Labi je nejméně početná skupina fytofilních ryb, původně vázaná především na staré říční meandry, tůně a záplavovou zónu obecně. Opevněné břehy většinou kanalizovaného labského koryta neskýtají možnost většího rozvoje rostlin, a tak je kdysi nejběžnější skupina na trvalém ústupu. Pokud se spojí koncept reprodukčních migrací a reprodukčních skupin, potřeby rybích společenstev v řekách je možné chápat v širším kontextu. Migrace k rozmnožovacím plochám lze pak méně chápat jako literárně zobrazený, masový a fatalistický exodus z jednoho místa na druhé, ale spíše trvalý pohyb v odezvě na variabilitu prostředí.

Vztahy ryb a vodních mlžů

Možnost volné migrace ovlivňuje nejen úspěšný vývoj rybích společenstev, ale také velkých vodních mlžů jako je např. škeble *Anodonta*, velevrub *Unio*, nebo perlorodka *Margaritifera*. Protože jsou dospělí mlži prakticky vázáni na jeden úsek toku, který nejsou schopni aktivně měnit, pro šíření na vhodné nebo nové lokality přijali účinnou strategii. Šíří se s pomocí rybích hostitelů. Cyklus lze zjednodušeně popsat tak, že z oplodněných zárodků mlžů se vylíhnou invazní larvální stadia, která se přichytí na hostitelskou rybu. Např. líhnutí velevrubů a škeblí může být synchronizováno s jarními reprodukčními migracemi kaprovitých ryb (Bauer, 2001), stejně jako je reprodukční aktivita perlorodek časově spojena s migracemi pstruhů obecných, které začínají na přelomu léta a podzimu (Bauer, 1987; Geist a Kuehn, 2008; Taubert a kol., 2010). Invazní stadium, tzv. glochidium se přichytí na žábry hostitele (perlorodka) nebo i povrch těla a ploutve (škeble). Glochidie se následně živí krví a tento parazitický vztah je často velmi těsný – např. glochidie perlorodky mohou jako hostitele využívat pouze lososy *Salmo salar* a pstruhy. Po několika měsících mladý mlž svého hostitele opustí a zahrabe se do substrátu ve dně. Omezení migrací neprostopupnými jezy

a přehradami má proto devastující vliv nejen na společenstva ryb, ale také mlžů (Denic a Geist, 2010; Mueller a kol., 2011).

8. PŘÍKLADY MIGRACÍ RYB V ŘÍČNÍM PROSTŘEDÍ Z ČR A ZE SVĚTA

Jak již bylo dříve uvedeno, údaje o migracích druhů vyskytujících se v Evropě a ČR jsou často neúplné a ani v současnosti zvýšený zájem o tuto problematiku nezajistil dostatečné informace o všech druzích (Lucas a Baras, 2001). Např. první informace o migracích stále vzácnější parmy, doposud běžné plotice nebo jelce proudníka byly publikovány až koncem 20. století. Částečné informace o migracích mnoha dalších druhů byly k dispozici dokonce až v 21. století např. o tazích bolena, jelce tloušť a jesena nebo karase stříbřitého *Carassius auratus gibelio*. Migrace perlinů, většiny druhů cejnů, línů, ouklejí, hrouzků, piskořů, sekavců, drsků a mnoha dalších druhů malé velikosti nebyly doposud nikdy sledovány! V následujícím textu jsou uvedeny některé příklady evidovaných migrací.

8.1 POTAMODROMNÍ DRUHY

V labských RP byla běžně zjišťována přítomnost parmy říční (Slavík, 1996; Prchalová a kol., 2006; 2011). Parma je pravidelně migrujícím druhem (Baras a Cherry, 1990; Lucas a Batley, 1996), u kterého se větší samice pohybují na delší vzdálenosti (Baras, 1992). Na jaře začínají samci migrovat dříve než samice a naopak po tření déle zůstávají na trdlištích (Lucas a Frear, 1997). Přes léto jsou migrace parmy lokální, omezené na hledání potravních zdrojů a k další významnější migraci dochází až na podzim (Lucas a Baras, 2001). Maximální délka migrace byla popsána na vzdálenost 25 km (De Leeuw a Winter, 2008). Parma je typickým druhem vhodným k testování účinnosti RP, protože migruje intenzivně a orientuje se vyššími rychlostmi proudění. Úspěšná migrace parmy přes překážku prokáže i správnou komunikaci trati RP s říčním dnem a orientaci vstupního otvoru RP vůči hlavní proudnici. V povodí Dunaje lze podobně intenzivní migrace očekávat u ostroretky *Chondrostoma nasus*, která migruje ve velkých hejnech (Peňáz, 1996), běžně na vzdálenost až 25 km (Ovidio a Philippart, 2008) nebo dokonce na vzdálenost přesahující 100 km (Povz, 1988; Ovidio a Philippart, 2008). Ostroretky migrují i do menších přítoků a využívají k tomu podmínek stoupajících nebo klesajících povodňových průtoků mimo fázi kulminace (Rakowitz a kol., 2008). Dalším bentickým druhem, se kterým je možné se v trati RP setkat je mník jednovousý. Tento druh v severním areálu rozšíření migruje na vzdálenosti až 125 km (Breeser a kol., 1988). Pokud obývá brakické oblasti moře, pravidelně migruje do říčních přítoků (Müller a Berg, 1982). Početný výskyt mníků v RP byl zaznamenán na řece Ohři (Slavík a Bartoš, 2002). V našich podmínkách byla délka migrací prokázána do 10 km (Slavík a kol., 2005), ale lze předpokládat i mnohem větší vzdálenost. Nálezy ojedinělých exemplářů mníků naznačující takové migrační chování byly zjištěny na úrovni středních a dolních úseků řeky Labe, Lužnice a Otavy (Slavík, nepublikované údaje).

Migrace bolena byly v Evropě sledovány pouze na německém a českém úseku Labe (Fredrich, 2003; Slavík a kol., 2004; Horký a kol., nepublikované údaje). Na horním úseku Labe byly migrace bolena prokázány v úseku Děčín–Bad Schandau (cca 22 km) a v úseku Hradec Králové–Pardubice (cca 20 km). Přibližně na shodnou vzdálenost migruje i jelec tloušť, jehož migrace na českém úseku Labe dosahovaly v jarním období 11 km a na podzim až 24 km. Z Evropy byly popsány u tloušťů shodně dlouhé migrace okolo 25 km (De Leeuw a Winter, 2008). Reprodukční migrace tloušťů bývají velmi intenzivní v období duben–červen a jsou často nacházeni v RP (Prchalová a kol., 2006; 2008; 2011). Tloušti také citlivě reagují

na sezónní změny teploty a nabídky potravy, kdy např. v zimě na řece Labi vykonávají migrace z hlavního koryta do přístavů a po oteplení zpět (Horký a kol., 2008). Mnohem dále migrují jelci jeseni, jejichž aktivita vzrůstá již v zimě. Na řece Labi se již v lednu a únoru někteří jedinci přesouvali po proudu od města Děčín až k městu Míšni a uplavali tak více než 100 km od hranice s ČR (Kulišková a kol., 2009). V Holandsku však byly popsány migrace na vzdálenost až 200 km (De Leeuw a Winter, 2008). Do skupiny zdatných migrantů, kteří se zároveň občas objevují v RP náleží také karas stříbřitý s 80 km dlouhými migracemi prokázanými po proudu řeky Labe (Slavík a Bartoš, 2004). Z Britských ostrovů byly popsány migrace jelce proudníka dlouhé 10–21 km (Clough a Beaumont, 1998; Lucas a kol., 2000), v rozsahu do 10 km jsou udávány i migrace plotice (Fridrich a Baade, 1998) a do 5 km lipana (Parkinson a kol., 1999; Ovidio a Philippart, 2002). Ze středního Labe jsou k dispozici záznamy migrací několika exemplářů cejnka malého a cejna velkého v rozmezí 15–20 km (Horký a kol., 2007; Slavík, nepublikované údaje). Z irských kanálů byly popsány migrace cejna velkého na vzdálenost 59 km (Whelan, 1983). Cejn i cejnek jsou velmi často nalézáni v RP (Baras a kol., 1994; Prignon a kol., 1998; Slavík a kol., 2009b; Prchalová a kol., 2006; 2011) a jsou to proto rovněž vhodné druhy pro testování RP. Skupina výše uvedených druhů migruje především ve spodní a střední části vodního sloupce a většina z nich bývá v RP velmi početně zastoupená.

Candát je v RP zjišťován jen vzácně, i když migruje na dlouhé vzdálenosti. Např. na Labi byly migrace candáta prokázány v úseku Děčín až Drážďany, tedy přibližně na vzdálenost 53 km (Slavík a kol., 2004). Ze severní Evropy jsou popisovány migrace candátů dokonce v rozmezí 30–200 km (Lehtonen a kol., 1996). Candáti vykonávají nejen intenzivní sezónní migrace, ale také rozsáhlé přesuny mezi nočními a denními stanovišti (Koed a kol., 2000; Horký a kol., 2006; 2008). Štika nemigruje na dlouhé vzdálenosti; např. ze Skotska je udávána vzdálenost přibližně 7 km (Baras a Lucas, 2001) a v řece Ohři byly migrace pozorovány do vzdálenosti 5 km (Slavík, nepublikované údaje). Vysílačkou označené štiky na řece Berounce (v městě Řevnice) byly zjištěné cca 25 km po proudu na soutoku s řekou Vltavou a pod pražským Vyšehradem (Slavík, nepublikované údaje). Stejně jako candáti jsou štiky v RP nalézány pouze výjimečně. U štik je důvodem obecně nízká motivace migrovat, oba druhy pak v přechodech nalézají příliš velký spád a vysoké rychlosti proudění nebo turbulence vody. Skupinu potamodromních ryb, která k migraci využívá pouze hluboké proudy, reprezentuje i sumec velký. Délka jeho migrací byla v říčním prostředí sledována na vzdálenost až 20 km (Slavík, nepublikované údaje), avšak u sumců jsou výjimečné migrace mezi denními a nočními stanovišti. Na řekách Berounce a Labi přesahovaly tyto diurnální migrace běžně 5 km (Slavík a kol., 2007; Slavík a Horký, 2009) a několik km dlouhé noční migrace sumci vykazují i na přehradních nádržích (Carol a kol., 2007).

Malé druhy ryb migrují na krátké vzdálenosti, úměrně svému energetickému potenciálu. Migrace je realizována postupně, vhodnější termín je spíše šíření. Avšak byly popsány i přímé, časově omezené migrace např. střevlí potočních *Phoxinus phoxinus* nebo sekavců na vzdálenost až 1 km (Pitcher, 1971; Slavík a Ráb, 1996). Optimalizované tratě RP umožňují migraci i malým jedincům, ať už se jedná o dospělé malých druhů nebo juvenilní druhů ostatních.

Výčet příkladů migrací potamodromních ryb lze uzavřít pstruhem obecným. Pstruh náleží k evolučně mladým druhům, což se projevuje velkou schopností adaptace na různé podmínky prostředí (Klementsén a kol., 2003). Pstruh byl uměle vysazen přibližně v 80 zemích po celém světě, kde se většinou stal nevíтанým konkurentem původních druhů, které úspěšně vytlačuje. Naopak stavy původních evropských populací trvale klesají pod přílišným rybářským tlakem a nevhodným managementem, které např. zcela zdecimovaly původní

genetickou výbavu populací (Šlechtová a kol., 2001). Pstruh je vhodným druhem pro testování RP, ale jeho použití má svá omezení. V tocích, kde má historicky nepřerušenu volnou možnost migrace, migruje intenzivně a pravidelně. Pro testování RP pak stačí 15–20 exemplářů, sledovaných v období od poloviny srpna až do konce listopadu. Pro tento účel je ideální použití metody radiové telemetrie. Naopak v tocích, které nejsou průchodné dlouhodobě, může u pstruha docházet k vyhasínání migračního instinktu (Harcup a kol., 1984; Slavík a kol., 2009a). Pstruh je velmi dobrý plavec i skokan. Pokud má pod překážkou dostatek prostoru, velké exempláře jsou schopné překonávat i překážky do 1 m výšky. Dokáže se i s určitou úspěšností pohybovat po šikmé přepadové stěně jezu. Pokud jsou však na koruně jezu přídatná hrazení na zvýšení odvodu vody k náhonům z MVE, pokusy jsou vždy neúspěšné. Extrémní migrační schopnost pstruhů však může nadhodnocovat funkčnost méně kvalitních RP. Je proto vhodné pstruha k testování RP používat pouze v tocích, kde se vyskytuje v monokultuře nebo pouze s vrankou, střevlí a mihulí. Pokud se ve společenstvu vyskytuje také lipan, proudník nebo mník, je vhodnější použít tyto druhy. Nefunkční RP totiž překonají jen velmi obtížně a lépe tak upozorní na chyby v realizaci. Pstruh obecné formy potoční, tedy „netažná forma“ v evropských tocích migruje přibližně do vzdálenosti 30 km (Ovidio a Philippart, 2002; Slavík a kol., 2012).

8.2 DIADROMNÍ DRUHY

Diadromní druhy jsou nejvíce ohroženou skupinou sladkovodních druhů ryb, protože jejich reprodukční úspěch je ovlivněn degradací mořského i říčního ekosystému. Tato skutečnost je příčinou jejich částečného až úplného vymizení z evropských řek (Lucas a Baras, 2001). V minulosti bylo území ČR na diadromní druhy mimořádně bohaté, s dokladovaným historickým výskytem 12 z celkových 15 druhů (Musil a kol., 2009), které se vyskytovaly nebo vyskytují na Evropském kontinentu. V současnosti je prokázán výskyt 6 diadromních druhů v řece Labi na území Německa, 3 druhů v povodí řeky Odry na území Polska a předpokládaný výskyt 3 druhů jeseterů v povodí řeky Dunaje.

Současný areál výskytu a kriticky nízká početnost diadromních druhů (např. Lassale a kol., 2009; Lucas a Baras, 2001) byl a je významný podnět k přijetí opatření směřujících k jejich ochraně v mezinárodním i lokálním měřítku (IUCN, CITES, NATURA 2000). Většina diadromních druhů je součástí mezinárodních (např. Council Regulation EC 1100/2007) a národních plánů managementu, s cílem obnovy jejich populací snížením či zastavením působení negativních faktorů včetně řízené repatriace (Kirschbaum a Gessner, 2000). Ve srovnání s řadou evropských zemí s environmentálně vyspělou politikou a zemí sousedících s ČR, je však v případě ČR zpracován prozatím jen plán managementu úhoře říčního (Musil a kol., 2008).

Pro přípravu a realizaci jednotlivých záchranných aktivit a opatření je zásadním předpokladem obnova migrační propustnosti toků a znalost historického a současného výskytu, které určují potenciální areál rozšíření (Wolter a kol., 1995; Lassale a kol., 2009). Vazba historických areálů výskytu na ten současný je také požadavkem Rámcové směrnice o vodách. Diadromní druhy jsou označeny za druhy dokládající dobrý ekologický stav především z pohledu propustnosti toků v podélném profilu (Schmutz a kol., 2007). Obnova migračních areálů diadromních druhů je tedy zcela zásadním krokem směřujícím k jejich ochraně, je vyžadována řadou legislativních opatření a je strategickou prioritou v zprůchodňování říční sítě. Životní cykly diadromních druhů a s nimi spojené migrační charakteristiky jsou velmi odlišné ve srovnání s potamodromními druhy. Následující kapitoly

shrnují informace o druhově specifických migračních charakteristikách. Jsou zde také uvedeny příklady zahraničních projektů k obnovení volné migrace.

8.2.1 Úhoř říční *Anguilla anguilla*

Úhoř se nejjižněji vyskytuje na atlantském pobřeží evropského kontinentu až po Kanárské ostrovy, ale také v úmoří Středozemního, Severního a Baltského moře, velmi zřídka také v úmoří Bílého a Barentsova moře. Malé množství monté migruje rovněž do moře Černého. Část populace zůstává trvale v mořském prostředí. Úhoř je intenzivně vysazován do volných vod. V posledním desetiletí je pozorován výrazný populační pokles až na kritickou úroveň, představující méně než 1 % jeho historické početnosti. Úhoř je významný hospodářský druh introdukovaný na řadu kontinentů za účelem chovu v akvakulturách (Asie). V ČR se úhoř v důsledku dlouholetého vysazování monté vyskytuje ve všech hlavních povodí, avšak v povodí Dunaje je druhem nepůvodním (Kottelat a Freyhof, 2007).

Úhoř je katadromní druh, který po několika letech růstové periody ve sladkovodním prostředí dosahuje pohlavní dospělosti a to obvykle ve velikosti od 60 do 110 cm a ve věku od 10–13 let (Tesch, 2003). V řece Burishoole (Velká Británie) byl dokladovaný jedinec ve věku 57 let a věk přesahující 20 let není výjimkou (Solomon a Beach, 2004). V sladkovodních systémech se vyskytuje výhradně samičí pohlaví, protože samci zůstávají trvale v moři nebo brakických vodách. Po dosažení dospělosti tzv. „žlutí úhoři“ (yellow eel) metamorfují do stádia „stříbrných úhořů“ (silver eel) s řadou morfologických a fyziologických změn (nápadné zvětšení očníce, výrazná světlolachost, změna zbarvení). Úhoři následně realizují katadromní reprodukční migraci do oblasti výtěru v Sargasovém moři, která stále není přesně lokalizována (v současnosti tuto otázku a oceánskou migraci úhoře obecně řeší mezinárodní tým v rámci projektu Alliad). Časový průběh katadromní reprodukční (poproudové) migrace se u jednotlivých pohlaví pravděpodobně liší (Deelder, 1984). V sladkovodním prostředí (samice) je časový průběh odlišný v různých geografických šířkách (Tesch, 2003) a je typicky synchronní pro velký počet jedinců. V případě střední Evropy je tah charakteristický dvěma vrcholy (v UK je to obvykle vrchol jeden, Solomon a Beach, 2004) a to v období březen–květen a srpen–říjen. Migrace je ovlivněna teplotou vody, se silnějším podzimním tahem (Tesch, 2003). Ve srovnání se žlutými úhoři, kteří jsou výrazně bentičtí, byly u stříbrných úhořů pozorovány vertikální diurnální změny a to při migracích přes hluboké úseky jako jsou přehrady (Haro a kol., 1999) a v průběhu jejich oceánské migrace. Zde byla prokázána noční migrace ve svrchní teplejší a na potravu bohatší vrstvě vodního sloupce s výraznou metabolickou a energetickou úsporou (Aarestrup a kol., 2009).

Při srovnání vstupu do dvou odlišných bypassů při katadromní poproudové migraci úhoři významně preferovali bypass se zakončením ve dně koryta toku (Durif a kol., 2003). Při styku s překážkou (např. turbínou, jezovým tělesem) je typickou reakcí fyzický kontakt a obrát doprovázený protiproudým pohybem, který je i několikrát opakován, vizuální kontakt a hledání možnosti jak se vyhnout překážce jsou omezené (Richkus a Dixon, 2003). Katadromní migrace v sladkovodním prostředí je považována za nejkritičtější periodu, kdy dochází k enormní mortalitě mechanickým zraňováním v důsledku provozu turbín MVE a VE. Výsledná mortalita (přímá i následná v důsledku vnitřních zranění) je značně závislá na typu turbíny, jejím sklonu a počtu otáček, její velikosti a hltnosti. Obecně se uvádí v širokém rozmezí od 0 do 100 %. V případě Francisových turbín se mortalita zřídka pohybuje pod 10 %, podobně v případě vrtulových turbín (např. Kaplanovy turbíny) jsou běžné hodnoty na úrovni kolem 20 %. Z pohledu minimalizace zraňování se jeví zajímavé tzv. „bulb“ turbíny, s hodnotami mortality kolem 10 % (Winchell a kol., 1992). V případě ostatních typů turbín se

mortalita nezřídka pohybuje v hodnotách kolem 100 % (Therrien a Bourgeois, 2000), ačkoliv již existují některá opatření snižující mortalitu, která byla experimentálně úspěšně ověřená (viz níže a kap. 11).

Reprodukční migrace je ovlivněna především následujícími environmentálními faktory – teplotou vody, průtokem a turbiditou (Tesch, 2003; Matthews a kol., 2001), světelnou intenzitou, lunárním cyklem a barometrickým tlakem. Obecně byl jako nejvýznamnější stimul k zahájení katadromní migrace pozorován shodně řadou autorů zvyšující se průtok, malá intenzita světla a nízké letní teploty, kdy mezi srpnem a říjnem migrovalo kolem 90 % jedinců (Vøllestad a kol., 1986). Většina jedinců migrovala při teplotách mezi 9 a 11 °C a migrace byla zastavena při teplotách vyšších než 18 a menších než 4 °C. Migrace neprobíhá ve dne, ale je nejintenzivnější za tmavých nocí v první nebo poslední fázi měsíce (Tesch, 2003) 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 (Patrick a kol., 2000) i negativně (Deelder, 1984) vnímavý k zvukům různé frekvence.

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 (Matthews a kol., 2001) a monté zde začíná aktivně migrovat až v průběhu jara, kdy v průběhu léta překročí přílivovou zónu řek a to v obvykle krátkém časovém intervalu cca 2 měsíců (Naismith a Knights, 1988). V tomto období je monté již pigmentované (postlarvy). Jarnímu období rovněž odpovídá doba největšího lovu monté například na řece Erne, Shannon (Matthews a kol., 2001) a Severn (Solomon a Beach, 2004). Podle Tesche (2003) však nevstupuje monté do brakických vod toků úmoří Severního moře dříve než v únoru. 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, ale tato migrace může být také přerušovaná a trvat i po řadu let. Na identických lokalitách tak byla zaznamenána migrace juvenilních jedinců různého stáří a velikosti. Migrace jednotlivých věkových a velikostních skupin je obvykle časově odlišná včetně odlišných migračních požadavků (Naismith a Knights, 1988).

Nejvýznamnějším faktorem ovlivňujícím protiproudovou migraci monté je teplota vody, a ačkoliv byla migrační aktivita zaznamenána již od 4–7 °C, obvykle se na řadě lokalit pohybuje v rozmezí od 9 do 16 °C (Tesch, 2003; Matthews a kol., 2001; Naismith a Knights, 1988). Podobně je známa schopnost monté přelézat překážky po stěnách hrázových těles, zvláště pokud jsou porostlá mechy nebo řasami. Tato aktivita se obvykle vyskytuje při teplotách vyšších než 12 °C a v případě vertikálního lezení je typická pro jedince do velikosti 10 cm délky těla (Legault, 1988). Se zvětšující se velikostí se však závislost mezi migrační aktivitou a teplotou snižuje (Tesch, 2003). Průtok není významným faktorem ovlivňujícím anadromní migraci monté a 1+ juvenilů (Matthews a kol., 2001) a naopak, v případě starších jedinců působí zvýšený průtok jako významný stimulátor migrace. Migranti se shlukují v místě nejvýše proti proudu typicky u hrany překážky, poblíž hlavní proudnice, což má zásadní vliv na navrhování rybích přechodů. Mezi další faktory ovlivňující protiproudovou migraci patří příliv (McCleave a Kleckner, 1982) a pravděpodobně také lunární cyklus, ačkoliv není tak průkazný jako v případě poproudě migrujících dospělých úhořů. Podobná situace je v denní migrační aktivitě, kdy monté nevykazuje významné preference ve srovnání s výraznou noční migrační aktivitou 1+ a starších úhořů (Tesch, 2003). Vzdálenost migrace proti proudu 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. Z výsledků odlovu do vězenců v povodí řeky Shannon

(Velká Británie), v místě situovaném 15 km od moře, tvořili přes 50 % migrantů jedinci 1+, ostatní byli úhoři starší až do věku 10 let (Moriarty, 1978). Naproti tomu jsou dokladované vzdálenosti z nížinných, málo nebo vůbec nefragmentovaných toků (povodí řeky Loira), kde 0+ monté migrovalo přes 200 km od přílivové zóny (Legault, 2000) s průměrnou rychlostí přibližně 1,7 km za den. 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 protiproudne migrace úhoře nejsou jednotné a obvykle jsou udávány vzdálenosti nepřekračující 250–300 km. Vzdálenost historické protiproudne migrace na území České republiky tak patří k nejdelší známé migrační cestě (Musil a kol., 2009).

Obnovení poproudnych reprodukčních migrací

Všechna opatření související s fragmentací a provozem vodních elektráren (dále jen VE) se realizují za účelem zajištění minimalizace mortality poproudne migrujících úhořů. Opatření jsou odvozena ze základních migračních, biologických a etologických charakteristik zmíněných v předchozím textu. Znalost synchronizace migrace s parametry prostředí úhoře a jejího načasování, je využíváno v řadě Evropských zemí jako Velká Británie, Nizozemsko, Švédsko nebo Německo. V relativně krátké době (obvykle v průběhu 2 měsíců) a výhradně v nočních hodinách dochází k migraci většiny pohlavně dospělé populace ve velikosti od 60–80 cm. V náhonech pro vodní elektrárny jsou proto instalovány mechanické zábrany se světlostí menší než 1,5 cm, které migrantům znemožňují vstup do turbosoustrojí (Tesch, 2003; Solomon a Beach, 2004). Z posledních výzkumů však vyplývá, že takto malá světlost česlí způsobuje významné povrchové zranění, limituje únikové reakce a nečůdka končí úhynem jedince (Therrien a Bourgeois, 2000). Mezi další typy opatření, jejichž cílem je zabránění vstupu do nebezpečných zón, patří použití stroboskopických světel, elektrických bariér a hydrofonů. Tato zařízení jsou často kombinována (především v USA), ale jejich účinnost je značně variabilní a významně závisí na lokalitě a hydrologických poměrech (Richkus a Dixon, 2003). Jako nejefektivnější opatření lze označit úpravu provozního režimu turbosoustrojí snížením otáček či úplným zastavením provozu v období nejintenzivnější migrace. Toto opatření je uplatňováno na některých energetických dílech v USA, Novém Zélandu, Velké Británii a mnoha dalších evropských zemích (Richkus a Dixon, 2003; Solomon a Beach, 2004). Jistou komplikací v širším uplatnění tohoto opatření je složitá předpověď zahájení migrace, která se na různých lokalitách i v různých geografických oblastech významně liší. V rámci 7. rámcového projektu EU byla tato tematika řešena nizozemsko-německým týmem na řece Meuse s výsledkem vývoje predikčního systému Migromat (Bruijs a kol., 2003). Velmi účinný systém je založen na pravidelném vyhodnocování pohybové aktivity úhoře s následnou předpovědí zahájení migrace a je v současnosti v provozu na tocích v Holandsku, Německu a Švédsku. Vývoj predikčních modelů je v současnosti řešen také projektem energetického koncernu RWE na řece Rýn (Německo) či anglicko-švédskou spoluprací s energetickou společností Kema. Dalším slibným opatřením je vývoj specificky designovaného bypassu, jehož mechanismus vychází z typických únikových a vyhledávacích reakcí migrujících úhořů při styku s překážkou a je rozšířen a testován na řadě lokalit převážně v Německu (os. komunikace, R. Hassinger, Univerzita Kassel). Benticky migrující jedinci často poté co narazí na překážku, realizují laterální inspekční pohyby s cílem nalézt možnosti překonání překážky s následnou rychlou únikovou reakcí – protiproudým pohybem v řádu max. několik desítek metrů. S využitím těchto znalostí byl v Německu vytvořen specifický „úhoří“ bypass, který je situován na dně toku, několik metrů před překážkou s přídatnou klidovou zónou (využitím plastových materiálů – kartáčů) před vlastním tělesem bypassu, kterou využívají migrující jedinci jako

úkryt a následně vstupují do perforovaného těla bypassu, který je zakončen v bezpečné a klidové zóně pod překážkou.

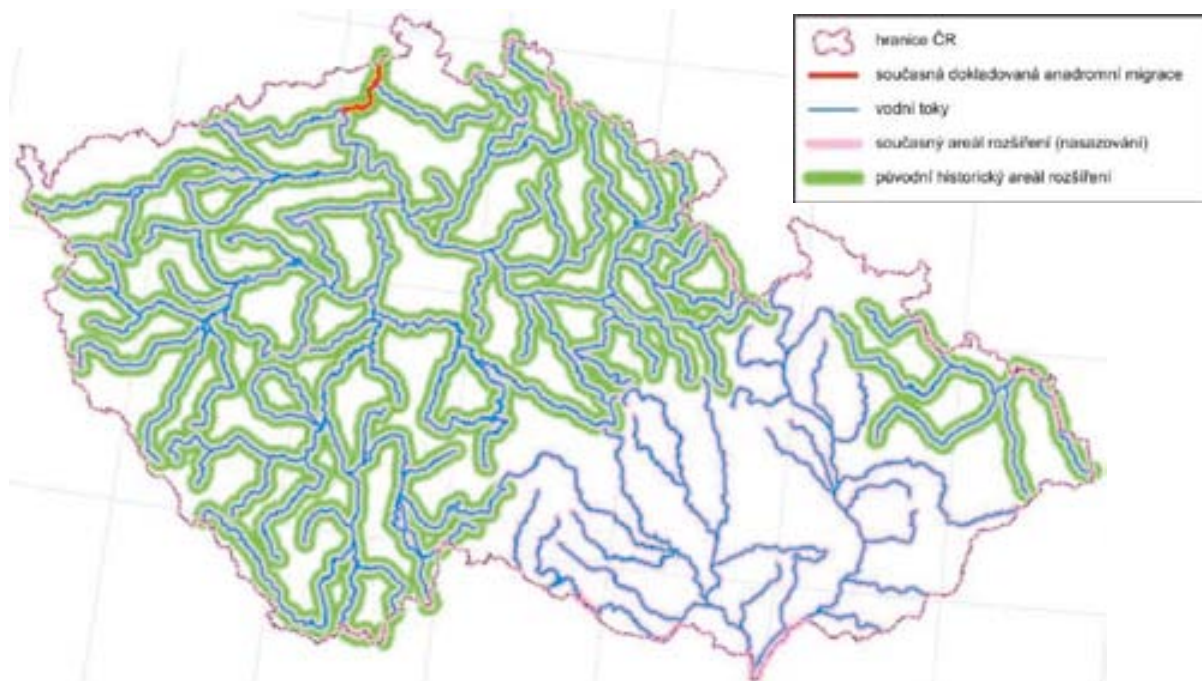
Obnovení protiproudnic migrací juvenilů

Opatření pro obnovu pohybu juvenilů přes překážky vychází z následujících základních charakteristik jejich migrace. S výjimkou migrace monté před přílivovou zónou, většina jedinců (monté, 1+ a starší juvenilní jedinci) realizuje protiproudnicí migraci přibližně od dubna do září. Proto je nezbytné, aby v tuto dobu měla zařízení umožňující migraci dostatek vody a udržovala optimální hydraulický režim zajišťující jejich funkčnost. RP musí být plně funkční i za nízkých průtoků, kdy protiproudnicí migrace úhoří probíhá velmi intenzivně. Migrační aktivita je významně pozitivně korelována se vzrůstající teplotou vody, zatímco pod cca 10 °C je zanedbatelná. Monté a 1+ jedinci nejsou při migraci negativně ovlivňováni zvýšenou světelnou intenzitou a migrace probíhá i ve dne. Proto je důležitá instalace ochrany před přímým slunečním zářením. Vzrůstající průtok významně zvyšuje migrační intenzitu jedinců starších než jeden rok. Migranti se shlukují v místě nejvýše proti proudu typicky u hrany překážky, poblíž hlavní proudnice. Zde je nejideálnější místo pro lokalizaci odlovného zařízení pro případ přímého transportu, rybích výtahů nebo vstupu do přechodu a vyústění tzv. přídavného „lákavého“ proudu. Přídavný proud však neprotéká vlastním RP, kde je naopak požadavek na velmi malý průtok. RP jsou nejvhodnější a často jediná možná místa k migraci. Součástí RP by proto vždy měla být přídavná zařízení k získávání údajů o migraci ryb. V důsledku mnoha odlišností byly pro protiproudnicí migraci úhoře konstruovány v řadě zemí specifické RP. Typově se většinou jedná o rampy s matracovým uspořádáním různých typů substrátu, které jsou buď samostatné, nebo jsou přídavnou součástí dalších typů převážně technických přechodů. V současnosti jsou vzhledem k životnosti jako substrát používány prakticky výhradně umělé materiály (geotextilie, štětiny, kartáče), které imitují vodní vegetaci, ale často jsou používány také betonové a plastové formy, které vytvářejí vhodné podmínky a oporu při lezení. Délka a sklon přechodů je závislá na výšce překážky a velikosti migrantů. Pro správnou funkčnost se přechody staví obvykle se sklonem rampy 12–35° a v tělese jsou umístěny klidové zóny. Přechody jsou opatřeny ochrannými prvky proti slunečnímu záření a predátorům včetně monitorovacího zařízení. Další opatření představují rybí výtahy, jejichž širšímu uplatnění brání především vysoké pořizovací a provozní náklady. Použití výtahů je proto výhradně omezeno na velká vodní díla, kde jsou součástí environmetálních opatření stavby. V některých státech, jako například ve Velké Británii, jsou na některých lokalitách používána rovněž zatrubnění, ale tato opatření jsou většinou málo účinná. Další zajímavou alternativou, která se používá především v Německu, je aplikace velikostně různorodých přírodních (balvany, kameny, oblázky) a umělých (štětiny, kartáče) materiálů včetně jejich kombinace do již stávajících rybích přechodů za účelem snížení rychlosti proudění a vytvoření klidových zón. Tato úprava obvykle umožní migraci také jiným druhům než salmonidům. Je vhodná zejména pro juvenilní jedince úhoře starší 1+ a také pro jiné malé a bentické druhy. Protiproudnicí migrující úhoři samozřejmě vstupují i do ostatních typů rybích přechodů, kde jsou zásadně limitujícími faktory rychlost proudění vody a dostatek klidových zón (Solomon a Beach, 2004).

Míra ohrožení a ochrana

Nařízení rady EU (Council Regulation EC 1100/2007) na obnovu populace úhoře, na jehož základě každý členský stát (ČS) připravil plán managementu – navržení a realizace takových opatření, která budou umožňovat poproudovou migraci mimo území ČS pro alespoň 40 % populace úhoře říčního vzhledem k jeho historické početnosti před negativním ovlivněním

člověkem (v ČR viz Musil a kol., 2008). Úhoř není uveden v Červeném seznamu ČR a není hodnocen jako ohrožený (Hanel a Lusk, 2005).



Obr. 8.1 Historický a současný areál rozšíření úhoře říčního, *Anguilla anguilla* (L.) v České republice (povodí řeky Labe a Odry)

8.2.2 Losos obecný *Salmo salar*

Losos 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 známy z Finska, Švédska, Ruska i Norska. Uměle vysazen byl prakticky na všechny kontinenty, velké populace se vyskytují například na Novém Zélandu, v Chile a Argentině (Kottelat a Freyhof, 2007). V ČR se tento dříve významný hospodářský druh historicky vyskytoval v řadě toků povodí Labe a lokálně v povodí Odry (Frič, 1893). Od roku 1948 byl v důsledku fragmentace a pravděpodobně i dalších antropogenních tlaků hodnocen jako vymizelý stejně jako v celém povodí Labe. V roce 1998 byl zahájen pokus o jeho reintrodukcii také na území ČR (nepůvodní populace pocházející ze Švédska). Výsledkem rozsáhlého nasazování raných juvenilních stádií na řekách Kamenici, Ploučnici i Ohři, je prozatím jeho sporadický výskyt na těchto lokalitách (populační údaje prozatím chybí). Kamenice, Ploučnice, horní úseky Vltavy, Ohře, Otavy, Tichá a Divoká Orlice představovaly historicky významné reprodukční prostředí tohoto druhu v ČR.

Losos je anadromní druh, s životním cyklem vázaným na sladkovodní (juvenilní perioda) a mořské prostředí (adultní perioda). Podobně jako v případě pstruha mořského *Salmo 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 migrace obvykle v létě. Tato migrace má 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. Protiproudá migrace lososů se může skládat

z několika fází, které se významně liší mírou pohybové aktivity (Hawkins a Smith, 1986). 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“) zpět do moře a po několika letech se může celý cyklus opakovat (losos obecný stejně jako pstruh mořský patří mezi polycyklické druhy s opakovaným výtěrem, Niemelä a kol., 2000). Po vykulení jiker stráví larvální a juvenilní jedinci rok i několik let v sladkovodním prostředí (Klemetsen a kol., 2003). Tito jedinci se označují termínem *strdlíce*. Následuje tzv. smoltifikace (fáze charakterizovaná např. prodloužením ploutví), která iniciuje zahájení poproudání migrace (Thorpe, 1994). Tyto migrace začínají obvykle na jaře s pokračováním až do začátku léta a jsou závislé na mnoha externích podnětech (Lundqvist a kol., 1988). Migranti se shlukují do hejn a zahajují synchronní potravní migraci do moře (Eriksson a Lundqvist, 1982). 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).

Obnovení poproudání migrace juvenilů

Jako nejvýznamnější negativní faktor je řadou autorů shodně uváděná mortalita spojená s provozem energetických zařízení. Migranti mohou procházet přes turbíny, migrovat přepady, bypassy či jinou vhodnou alternativou v závislosti na typu a velikosti energetických staveb. Turbínová mortalita je značně závislá na technických parametrech stejně jako např. na velikosti migrantů, jejich velikostně specifickém chování nebo průtoku. K jejímu snížení je vyvinuto a používá se mnoho různých opatření, typicky zahrnujících navigační systémy (elektrické bariéry, stroboskopická světla, Muir a kol., 2001; Scruton a kol., 2003), které navádějí migranty do bezpečných zón bypassů či odlovných zařízení. Problematika energetických zařízení je zvláště významná v případě velkých vodních děl, která je však v současnosti komplexně řešena pouze v rámci USA. Přehrady jsou zde podobně jako v některých průmyslových státech Evropy situovány prakticky po celém podélném profilu toku. Provozovatel však dostává časově omezenou licenci, jejíž opětovné získání je možné výhradně za podmínek splnění řady environmentálních opatření včetně požadavku na volnou migraci. V případě velkých vodních děl v USA jsou migranti nejčastěji odlovováni, individuálně značeni a s pomocí rybích výtahů nebo přímo transportováni do vodního díla, odkud mohou pokračovat dále proti proudu. V případě poproudání migrantů jsou s pomocí navigačních elektrických systémů naváděni do odlovného zařízení, kde jsou jedinci identifikováni a opět s pomocí výtahů či přímého transportu převezeni pod překážku. Tato opatření na některých lokalitách umožňují migraci i několika desítkám tun pacifických lososů. Negativní důsledky přehrad však zahrnují kromě prostorové izolace obvykle také další negativní faktory jako je zvýšená predace a pomalejší nástup migrace, které jsou často doprovázeny zvýšenou mortalitou (Olsson a kol., 2001). Zpoždění migrace může vést k zvýšenému stresu migrantů a následně zvýšené citlivosti k znečištění a zvýšené vnímavosti k nemocem a parazitům (Mathers a kol., 2002).

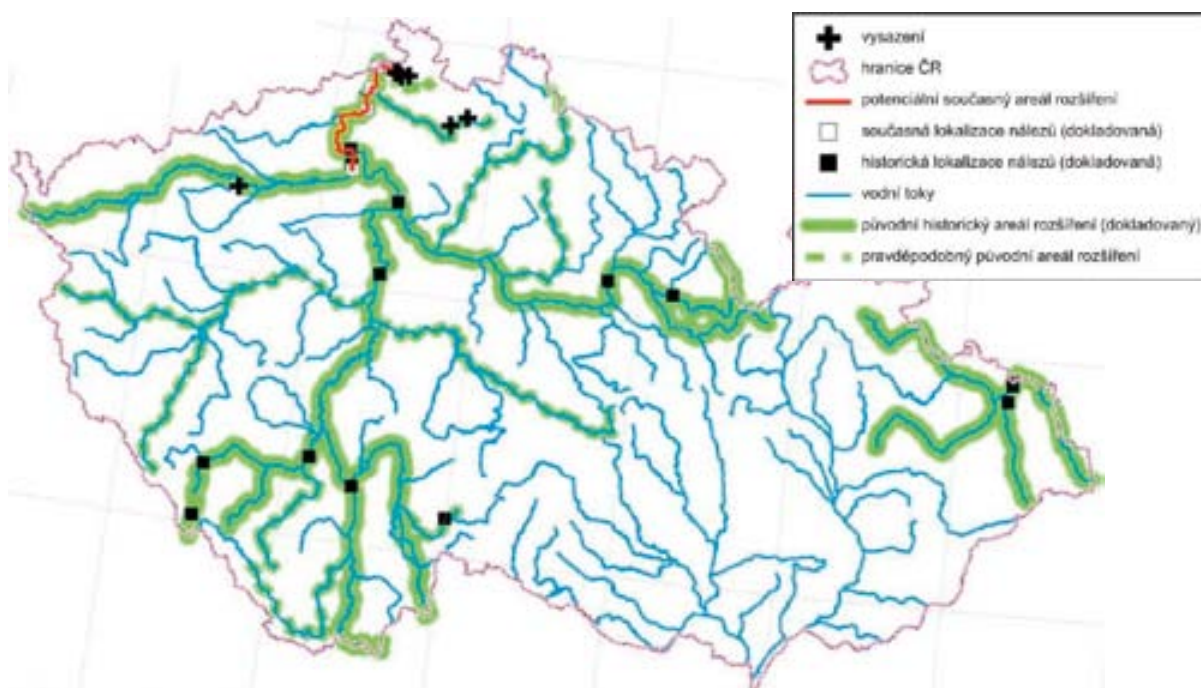
Obnovení protiproudání reprodukční migrace

Lososi musí během své reprodukční migrace překovávat mnoho migračních bariér především v silně upravených tocích. Současně jde o druh s mimořádnou pohybovou kapacitou a překážky několik metrů vysoké pro něj nemusí představovat zásadní problém, pokud je pod objekty dostatečně dlouhý a hluboký úsek umožňující následný skok. Migrující jedinci vyhledávají místa s největším prouděním vody, podle kterých se zároveň orientují

(Thorstad a kol., 2003). Tato podmínka musí být při navrhování vstupního otvoru RP respektována a je obvykle řešena přídatným lákavým proudem (Thorstad a kol., 2003). Lososi využívají prakticky všechny přírodě blízké a technické RP. Přesto pro ně existují některé specifické typy charakteristické vysokou rychlostí trati přechodu, používané zvláště v Severní Americe (např. *Alaskan fishway*).

Míra ohrožení a ochrana

Tento druh je zařazen do přílohy II a IV Směrnice Rady č. 92/43/EEC. V Červeném seznamu IUCN je zařazen do kategorie NE (nehodnocený, Freyhof a Brooks, 2011). V ČR je *S. salar* uveden ve vyhlášce č. 166/2005 Sb. V Červeném seznamu ČR je v současnosti hodnocen jako kriticky ohrožený druh (Hanel a Lusk, 2005).



Obr. 8.2 Historický a současný areál rozšíření lososa obecného, *Salmo salar* (L.) v České republice (povodí řeky Labe a Odry)

8.2.3 Jeseter velký *Acipenser sturio*

Jeseter velký se historicky vyskytoval v tocích úmoří Severního a Bílého moře, v evropské části atlantského pobřeží, v severní části Středozemního moře až po Rhodos a v západní a jižní části Černého moře. Vzácně byl registrován také v Maroku, Islandu a Alžírsku. V současnosti existuje jediná samostatně se rozmnožující populace v povodí řeky Garonne (Francie). Tento druh je v současnosti v rámci záchranných programů pravidelně vysazován také v povodí Rýna a Labe (Německo) a některých dalších toků Francie, Polska a jiných zemí (Gessner, 2000). V ČR se jeseter velký vzácně vyskytoval v Labi u Litoměřic až po pražskou Vltavu, kde byl ještě v 19. století v počtu několika jedinců také pravidelně loven. Dokladován byl také z povodí Odry. V současnosti jde v ČR o druh vymizelý.

Jeseter je anadromní druh, jehož samci pohlavně dospívají až kolem 9–13 let věku a samice kolem 11–18 let. Samice se rozmnožují každý druhý rok, samci každoročně. Ke tření dochází obvykle v průběhu března až srpna v závislosti na geografické poloze při zvýšení

teploty nad 20 °C. Jeseter velký podniká reprodukční migrace na větší vzdálenosti v jeho severním areálu výskytu. Reprodukční migrace vykazuje obvykle dva vrcholy s hlavním tahem na jaře a dalším koncem léta a začátkem podzimu. Jedinci migrující v druhém tahu v tocích zimují a účastní se výtěru v jarním období následujícího roku. Výtěr probíhá v hlubokých a proudných úsecích velkých řek, na kamenitém nebo štěrkovém substrátu. Po výtěru migrují dospělé ryby zpět do moře. Juvenilní jedinci stráví v sladkovodním prostředí obvykle 2–4 roky a poté migrují do moře, kde zůstávají až do dosažení pohlavní zralosti.



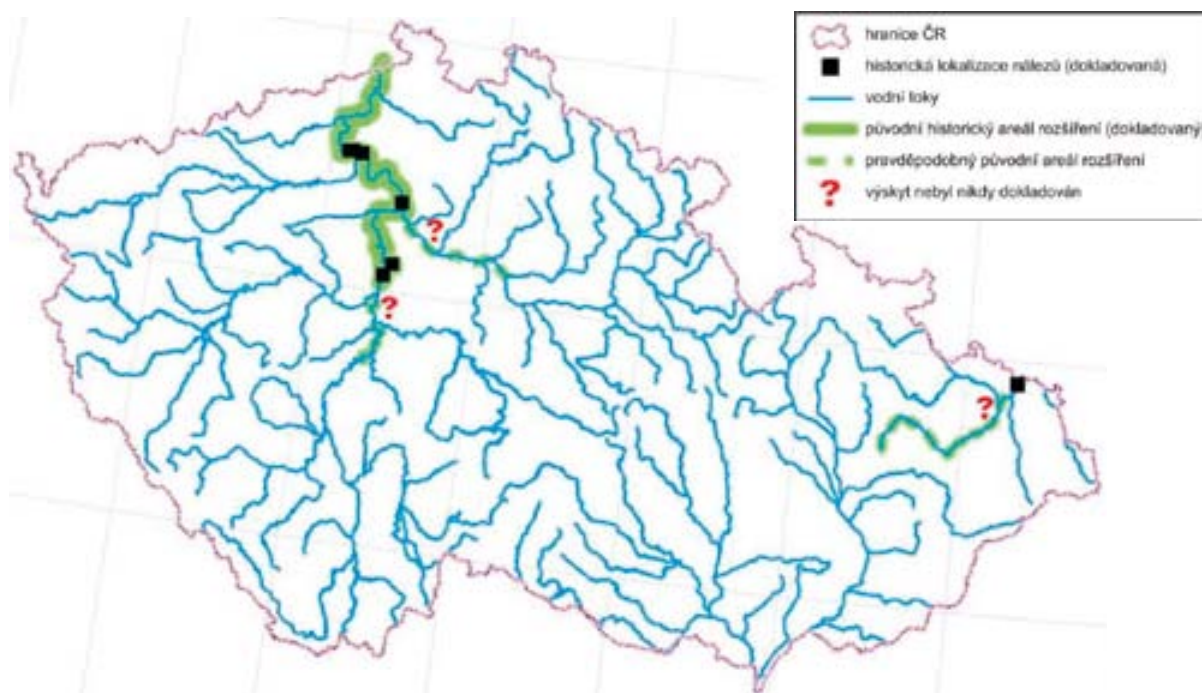
Obr. 8.3 Jeseter velký ulovený v Roudnici nad Labem v r. 1901, Archiv Povodí Labe, státní podnik, publikováno se souhlasem

Obnovení reprodukční migrace

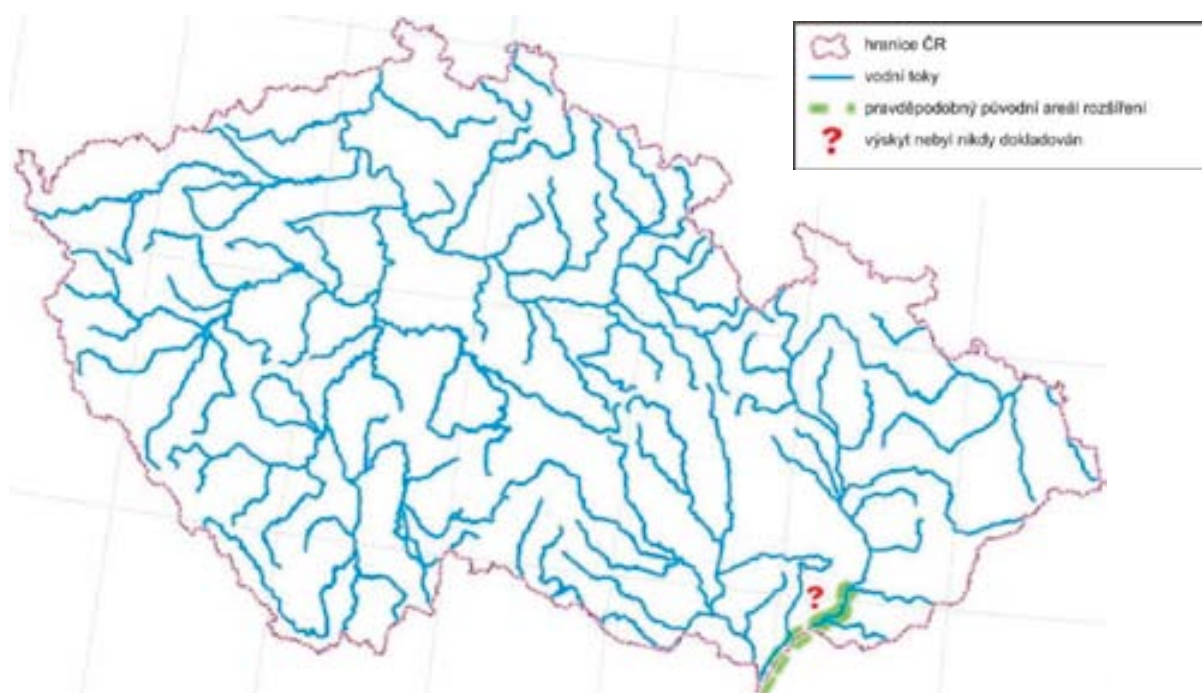
V současnosti jsou v EU (včetně sousedního Německa, Polska a Rakouska) navrhovány rozsáhlé záchranné programy, zahrnující i přeshraničních částí povodí (Rosenthal a kol., 2008). Opatření jsou však prozatím realizována výhradně státy, které pro tento druh již mají schválené záchranné programy a plány managementu (Francie, Německo, částečně také Polsko; Gessner, 2000). Migrační požadavky jeseterů obecně jsou velmi specifické a běžně instalované RP jsou pro ně nefunkční. Protože jeseteři běžně dosahují přes 2 m délky těla, vyhledávají hluboká a proudná místa toku. Tyto podmínky musí být při navrhování RP respektovány. Pro jesetery byly vytvořeny velké, multifunkční RP, které zahrnují přírodě blízkou i technickou trať (např. nový přechod v Geesthachtu). V případě velkých vodních děl jsou využívána odlovná zařízení a rybí výtahy (Kynard, 1998; Rosenthal a kol., 2008; Gessner, 2000; Larinier, 1983). Tyto RP jsou vždy upraveny pro monitoring, včetně odchytu a individuálního značení jedinců.

Míra ohrožení a ochrana

Tento druh je zařazen do přílohy II a IV Směrnice Rady č. 92/43/EEC. V Červeném seznamu IUCN je zařazen do kategorie kriticky ohrožený (Freyhof a Brooks, 2011). V ČR je jeseter velký hodnocen jako druh vymizelý (Hanel a Lusk, 2005).



Obr. 8.4 Historický areál rozšíření jesetera velkého (balského), *Acipenser sturio* (L.) v České republice (povodí řeky Labe a Odry)



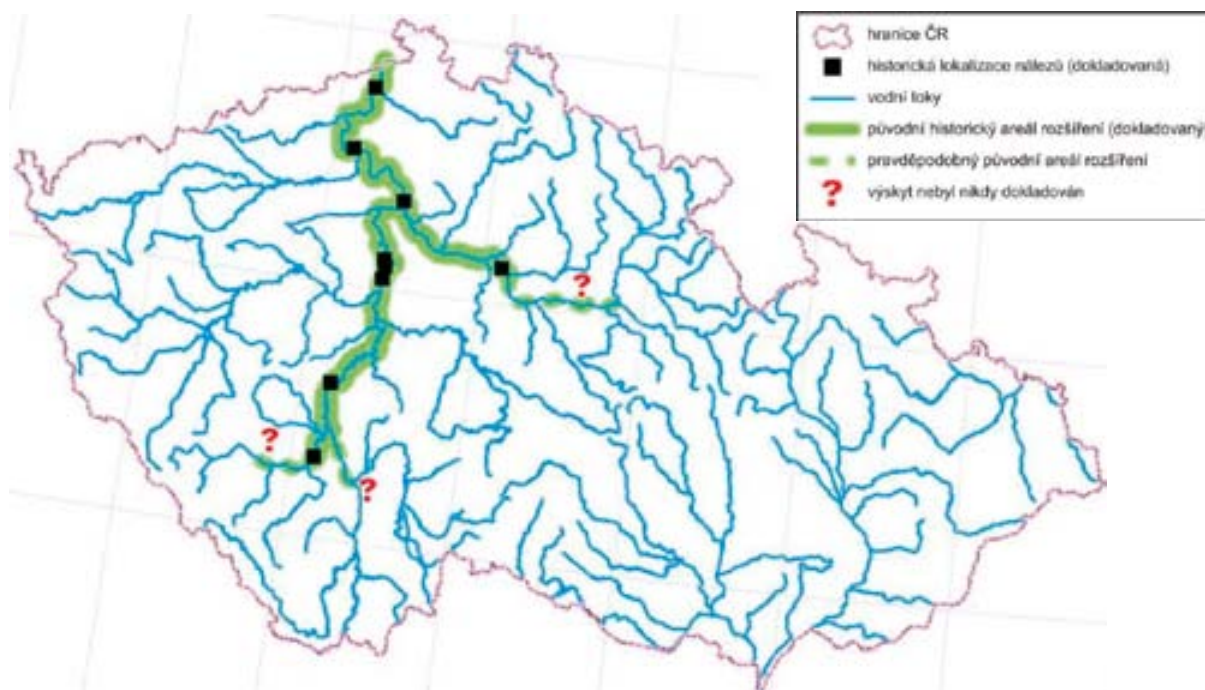
Obr. 8.5 Pravděpodobný historický areál rozšíření dalších druhů jeseterů v povodí Dunaje – jeseter hvězdnatý, *Acipenser stellatus* (L.), jeseter ruský, *Acipenser gueldenstaedtii* (L.) a vyza velká, *Huso huso* (L.)

8.2.4 Mihule mořská *Petromyzon marinus*

Mihule mořská se vyskytuje na obou stranách Atlantiku (na americkém kontinentu jde pravděpodobně o jiný druh), severně až k Islandu a podél Norska až k Barentsovu moři, dále se vyskytuje v tocích úmoří Severního a Baltského moře a v západní a střední části

Středozemního moře. V Baltském moři se vyskytuje zřídka a je známá z povodí řek Odry, Vistuly a Západní Dviny (Kottelat a Freyhof, 2007). V ČR se ještě v 19. století mihule mořská vyskytovala v povodí řeky Labe až po Otavu v Písku (Frič, 1893). V německé části Labe se tento druh vyskytuje již v blízkosti našich hranic.

Mihule je anadromní, parazitický druh. Dospělí jedinci migrují do sladkovodního prostředí obvykle na podzim a v zimě. Výtěr probíhá v párech od dubna do června, když teplota přesáhne 15 °C a dospělec po výtěru hyne (monocyklický druh). Ačkoliv je mihule mořská za normálních okolností výrazně noční živočich, rozmnožování probíhá za slunného počasí ve dne. Samci připravují výtěrová hnízda v mělkých proudných úsecích řek. Vylíhlé larvy žijí v říčním prostředí po dobu 5–7 let, poté metamorfují a koncem léta migrují do moře. V moři dospělí jedinci parazitují na tkáni širokého spektra ryb, kytovců a dalších mořských živočichů. Svého hostitele obvykle mění po několika dnech (na území současné ČR byly v minulosti pozorovány lososi s přisátými mihulemi mořskými). Po 3 letech zahajují reprodukční migrace do míst svého narození ve sladkovodním prostředí, která jsou často identická s ostatními druhy mihulí, mihulí říční, *Lampetra fluviatilis* a mihulí potoční, *Lampetra planeri* (Maitland, 2003).



Obr. 8.6 Historický areál rozšíření mihule mořské, *Petromyzon marinus* (L.) v České republice (povodí řeky Labe)

Obnovení reprodukční migrace

Opatření k zajištění migrace vycházejí ze základních migračních charakteristik. Mihule je bentický druh, s hadovitým tvarem těla a tedy s omezenou pohybovou kapacitou. Migrační aktivita a její časování jsou závislé především na teplotě vody a průtoku, ale migrace je významně ovlivňována také senzorickými smysly, s jejichž pomocí jsou migranti schopni identifikovat místa svého narození (Dittman, 2005). Migrační charakteristika je podobná jako v případě úhoře říčního, ale mihule preferují spíše proudné úseky toků. Pro mihule obecně nejsou navrhovány specifické RP (s výjimkou USA; Moser a kol., 2002). K migraci využívají prakticky všechny typy RP, kde jsou limitujícími faktory rychlost proudění vody a dostatek

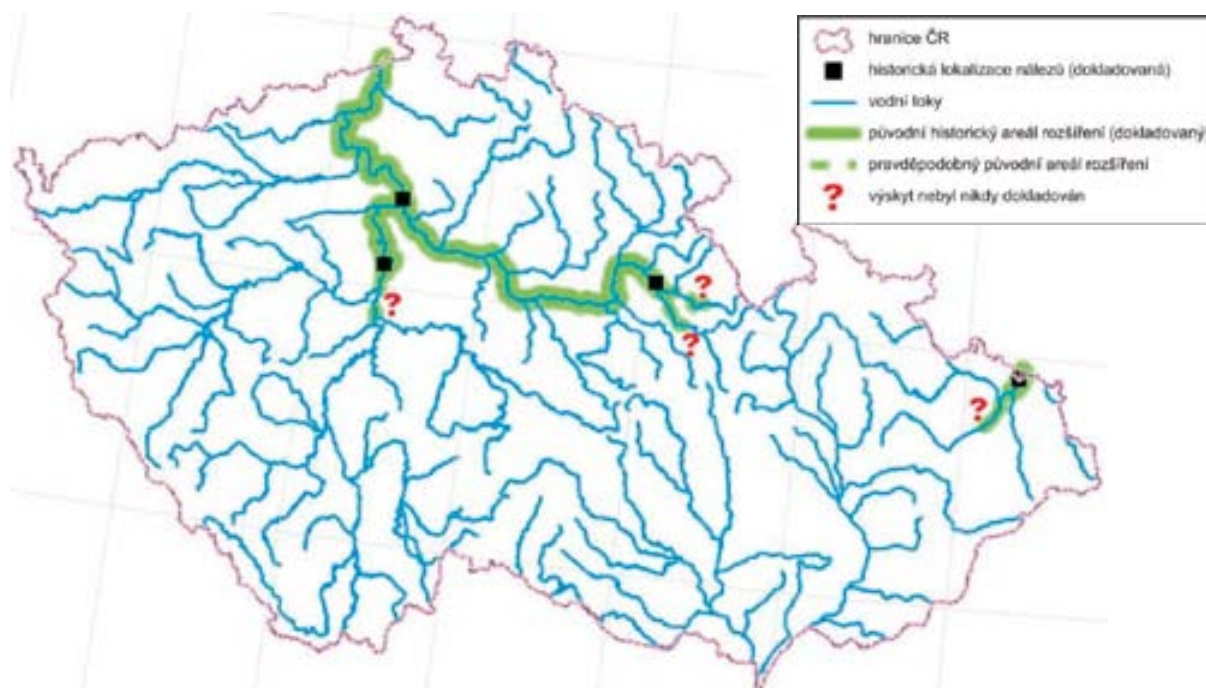
klidových zón. Přechody pro salmonidy s vysokou rychlostí proudění v trati jsou pro mihule nepropustnou překážkou. Mezi významné příčiny poklesu početních stavů mihulí náleží (podobně jako v případě úhoře) turbínová mortalita juvenilů. Neprostupné příčné překážky jsou důvodem ztráty původního prostředí, poskytující podmínky k výtěru a vývoji raných vývojových stádií.

Míra ohrožení a ochrana

Tento druh je zařazen do přílohy II Směrnice Rady č. 92/43/EEC. Ačkoliv stavy populací mihule mořské významně poklesly, stále se vyskytuje v geograficky rozlehlém areálu a podle Červeném seznamu IUCN je zařazena do kategorie LC (málo dotčený; Freyhof a Brooks, 2011). V ČR je tento druh hodnocen jako vymizelý (Hanel a Lusk, 2005).

8.2.5 Mihule říční *Lampetra fluviatilis*

Mihule říční se vyskytuje ve Velké Británii (Irsku, Anglii až po Skotsko), ve francouzské části atlantského pobřeží, v úmoří Severního a Baltského moře a ve Středozemním moři podél francouzského pobřeží až po Itálii. Vzácně se vyskytuje také v Jaderském a Jónském moři a podél pobřeží Iberského poloostrova. Z Ruska, Skotska a některých finských jezer jsou známy izolované sladkovodní populace (Kottelat a Freyhof, 2007). V ČR se mihule říční vzácně vyskytovala v povodí řeky Labe (Vltava, Divoká Orlice) a jeden exemplář je dokladován také z povodí Odry. V německé části Labe se tento druh vyskytuje již v blízkosti našich hranic.



Obr. 8.7 Historický areál rozšíření mihule říční, *Lampetra fluviatilis* (L.) v České republice (povodí řeky Labe a Odry)

Mihule říční je anadromní druh. Dospělé ryby migrují do sladkovodního prostředí od podzimu do jara. Migrace probíhá hlavně v noci a při náhlém poklesu teploty dochází k jejímu zastavení. Výtěr probíhá při teplotě vyšší než 9 °C, obvykle od konce března (Francie) do června (Finsko) – tedy v závislosti na geografické poloze. Podobně jako mihule mořská se

mihule říční rozmnožuje za slunných dní, přestože jde jinak o živočicha s výrazným nočním způsobem života. Samci připravují výtěrová hnízda v mělkých proudných úsecích řek, výtěr probíhá ve skupinách. Vylíhlé larvy žijí v říčním prostředí po dobu 2–3 let, poté metamorfují (konec léta a podzim), přezimují a následující rok v předjaří migrují do moře. V moři jsou dospělí jedinci draví, napadají široké spektrum ryb, které zabíjí a živí se jejich svalovou tkání. Po 2 letech obvykle migrují zpět do míst narození k reprodukci (Maitland, 2003).

Obnovení reprodukční migrace

Identické jako v případě mihule mořské.

Míra ohrožení a ochrana

Tento druh je zařazen do přílohy II a V Směrnice Rady č. 92/43/EEC. Populace mihule říční se ve střední a západní Evropě stabilizovaly a v Červeném seznamu IUCN je zařazena do kategorie LC (málo dotčený druh; Freyhof a Brooks, 2011). V ČR je tento druh hodnocen jako lokálně vymizelý (Hanel a Lusk, 2005).

8.2.6 Placka pomořanská *Alosa alosa*

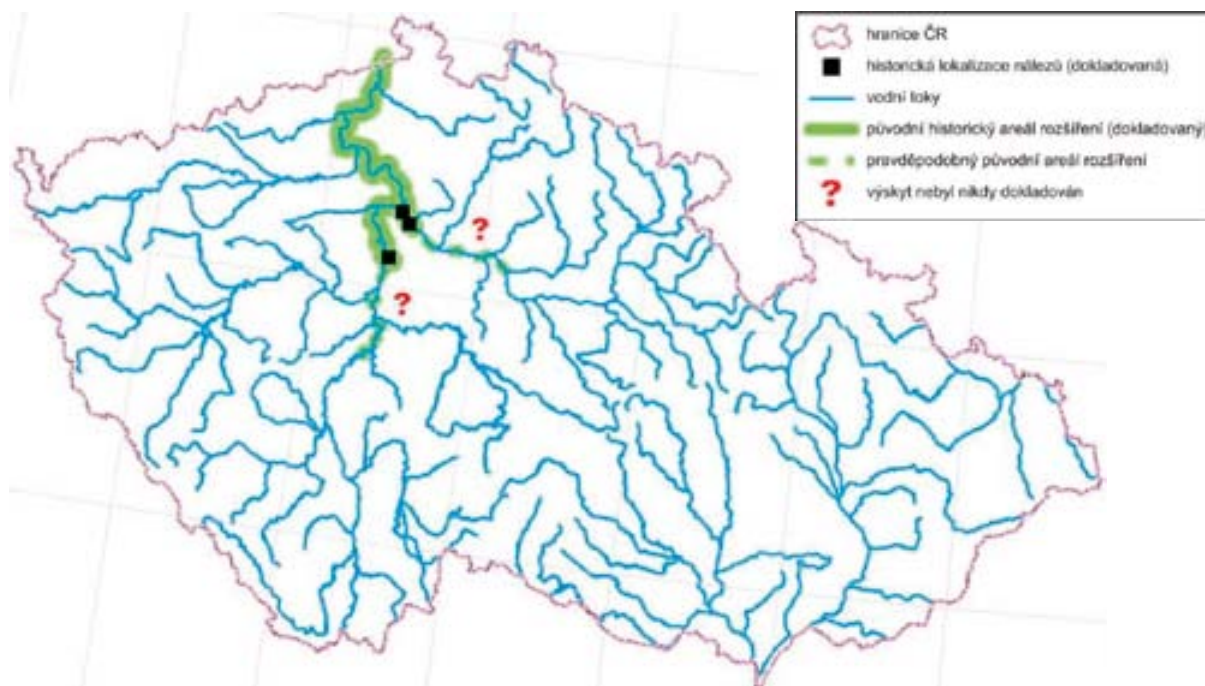
Placka pomořanská se vyskytuje v úmoří Baltského, Severního a západní části Středozemního moře, na atlantském pobřeží Velké Británie (Anglie a Irska), Francie, Španělska a Portugalska až po Maroko. Tento druh je znám svými reprodukčními migracemi často na velké vzdálenosti (Kottelat a Freyhof, 2007). V ČR se vzácně vyskytovala a byla lovena v Labi až po Vltavu v Praze. Placka je anadromní druh. Samci zahajují první reprodukční anadromní migraci obvykle ve věku 3–9 let, samice obvykle o 3 roky později. Dospělé ryby se shlukují do hejn a vyhledávají delty řek již koncem února a zahajují reprodukční migraci, když teplota vody překročí 10–12 °C (obvykle v květnu). V průběhu migrace nepřijímají potravu. Během samotného výtěru se v horní části vodního sloupce shromažďují do početných hejn. Výtěr probíhá v nočních hodinách při teplotě vody nad 15 °C (obvykle při teplotě 22–24 °C). Ačkoliv jde o polycyklický druh, výtěr je spojen se značnou mortalitou generačních ryb. Většina juvenilních jedinců migruje zpět do moře již první léto, kde žijí do dosažení pohlavní dospělosti a poté migrují zpět do míst narození (Hillman a kol., 2003).

Obnovení reprodukční migrace

Placka pomořanská je předmětem mezinárodních záchranných programů (Velká Británie, Nizozemsko, Francie, Německo) s cílem jejího návratu do historických areálů výskytu, a proto je její opětovný návrat i na naše území pravděpodobný. Migrace probíhá v početných hejnech, její načasování je závislé především na teplotě vody a průtoku, ale obvykle vrcholí v květnu. Při překonávání překážek se placky shlukují v místech s nejvyššími rychlostmi proudění a dostatečnou hloubkou. Pro tento druh obvykle nejsou navrhovány specifické RP, k migraci využívají prakticky všechny typy, kde jsou limitujícími faktory rychlost proudění vody, dostatek klidových zón a nutnost přídatného lákavého proudu u vstupního otvoru RP. Časté je rovněž využití odlovných zařízení a rybích výtahů (Guillard a Colon, 1998). Mezi významné zdroje mortality patří (podobně jako v případě dalších diadromních druhů) turbínová mortalita juvenilů a s neprostupnými překážkami spojená ztráta původního říčního prostředí, které poskytuje nutné podmínky k reprodukci.

Míra ohrožení a ochrana

Tento druh je zařazen do přílohy II a V Směrnice Rady č. 92/43/EEC. Ačkoliv evropské početní stavy populací placky pomořanské významně poklesly, je tento druh v Červeném seznamu IUCN řazen do kategorie LC (málo dotčený druh; Freyhof a Brooks, 2011). V ČR je tento druh hodnocen jako lokálně vymizelý (Hanel a Lusk, 2005).



Obr. 8.8 Historický areál rozšíření placky pomořanské, *Alosa alosa* (L.) v České republice (povodí řeky Labe)

8.2.7 Platýz bradavičnatý *Platichthys flesus*

Platýz bradavičnatý se vyskytuje v pobřežních a brakických vodách východního Atlantiku, od Bílého po Středozemní a Černé moře. Platýz je introdukovaným druhem v Kaspickém moři a Velkých jezerech v USA. Část populace vstupuje do řek, ale jen vzácně je registrován ve větší vzdálenosti od přílivové zóny (Kottelat a Freyhof, 2007). Na území ČR se tento druh velmi vzácně vyskytoval v dolním a středním úseku Labe ještě v 19. století. Samci dosahují pohlavní zralosti ve věku 2–3 let, samice o rok později. Ještě nedávno se předpokládalo, že se tento druh rozmnožuje výhradně v pobřežní mořské zóně, odkud následně larvy drifují do brakických vod (Kottelat a Freyhof, 2007), ale poslední výzkumy prokázaly, že výtěr probíhá rovněž v brakických vodách řek (Morais a kol., 2011). Někteří juvenilní jedinci realizují potravní migraci do řek a to i na velké vzdálenosti obvykle v měsíci dubnu.

Obnovení potravní migrace

Většina opatření k obnovení migrací platýze jsou zároveň navrhována pro široké spektrum druhů a jsou realizována v zónách mezi mořským a brakickým prostředím (stavidla, systémy poldrů atp.), které představují hlavní prostředí. Platýz je druh s relativně malou pohybovou kapacitou (kritická rychlost nepřekračuje 0,6 m/s; Wolter a Arlinghaus, 2004). Prostupnost příčných překážek pro tento druh při migraci v říčním prostředí je závislá na rychlosti proudění, dostatku klidových zón v trati přechodu a vlastní lokalizaci vstupu rybího přechodu.

Míra ohrožení a ochrana

Tento druh je v Červeném seznamu IUCN řazen do kategorie LC (málo dotčený druh; Freyhof a Brooks, 2011). V ČR je tento druh hodnocen jako lokálně vymizelý (Hanel a Lusk, 2005).



Obr. 8.9 Historický areál rozšíření platýze bradavičnatého, *Platichthys flesus* (L.) v České republice (povodí řeky Labe)

9. POTENCIÁLNÍ MIGRAČNÍ ZPROSTUPNĚNÍ LOKALITY

Návrhu zprůchodnění by mělo předcházet zhodnocení prostupnosti jako celku i potenciálu zprůchodnění jednotlivých objektů a také možnosti modifikace nebo odstranění objektů vodního díla, pokud již neslouží svému účelu.

Migrační překážka nemusí být tvořena jen příčnými stavbami v korytě (například jezem nebo hrází), ale také hydraulickými podmínkami (proudění vody pod přelivy, mělké úseky s vysokými rychlostmi proudu – například hladké skluzy, propustky, měrné tratě limnigrafického profilu, dlážděné úseky), které mohou být pro ryby nepřekonatelné za určitých průtokových poměrů v lokalitě.

V popisu zajištění prostupnosti překážky je zavedena tato konvence označení: Zajištění migrační průchodnosti nebo prostupnosti lokality či rybího přechodu je chápáno jako umožnění protiproudnic migrací ryb. Rybí přechod (RP) je zde vnímán jako žlab, koryto nebo technologické zařízení pro protiproudnic migrace ryb (viz kap. 10). Konstrukce vstupu RP je situována vždy pod překážkou (v dolní vodě); konstrukce výstupu RP pak nad překážkou (v horní vodě). Kromě prvků umožňujících rybám výstup nad překážku a případně i odpočinek, může být součástí přechodu také spojný kanál propojující odlišné funkční části RP.

Pro záměr je nezbytné získat údaje o vodním díle včetně účelu a využití, povolení k nakládání s vodami a stanovený minimální zůstatkový průtok. Dále pak základní hydrologické údaje profilu překážky, geometrický tvar objektů, způsob a hloubku založení, velikost návrhových průtoků pro stabilitu konstrukce a v neposlední řadě je třeba ověřit

majetkoprávní vztahy v lokalitě. Je vhodné vycházet ze zkušeností správce toku i dostupných leteckých snímků nebo map, historických fotografií, map vojenského mapování a zpráv o povodních.

Nároky na provoz rybího přechodu by měly být stanovovány na základě skladby i délkové frekvence cílového rybího společenstva i znalostí o načasování migrací v zájmové lokalitě. Samotné protiproudění migrace jsou ovlivňovány (viz kap. 6.), kromě jiného, zvláště teplotou vody a velikostí průtoků nebo jejich změn, ale i zákalem. Nicméně podmínky na téže řece se v různých profilech mohou lišit a ryby také mohou dosahovat jednotlivých překážek v odlišných obdobích. Provoz rybího přechodu by měl respektovat hydrologické poměry a podmínky daného profilu na celém intervalu průtoků, kdy ryby protiprouděně migrují. Pokud však tyto podmínky v zájmové lokalitě známy nejsou, je nutné přistoupit k odhadům nejnižšího i nejvyššího průtoků, kdy se tahy ryb očekávají. Okrajové hodnoty průtoků pak vymezují návrhový interval průtoků v řece, směrodatný pro provoz rybích přechodů, na kterém je vyžadováno splnění stanovených parametrů.

Následně by mělo být vyhodnoceno rychlostní pole pod překážkou na určeném intervalu průtoků, které vypovídá o poloze proudnice i klidových zónách proudění a určuje nejvýhodnější lokalizaci vstupu do rybího přechodu z dolní vody. Z těchto údajů mohou vyplynout nároky na přídatný průtok vábíci vody.

9.1 ODHAD NÁVRHOVÉHO INTERVALU PRŮTOKŮ V ŘECE

Odvození návrhového intervalu průtoků v řece, který je směrodatný pro provoz rybích přechodů, vychází z časové řady jednodenních průtoků a teplot pro stanovenou míru překročení průtoků vzhledem k načasování migrací zájmového společenstva ryb. Mimo uvedený interval přechody zůstávají v provozu, ale po překročení okrajových hodnot se hydraulické podmínky začnou odchylovat od návrhových parametrů přechodu.

U nás se obvykle vyjadřuje překročení průtoků ve dnech – tedy M-denní průtok v průměrném roce (průtok dosažený nebo překročený po dobu M dní v roce), v zahraničí se často dává přednost procentnímu vyjádření (přibližně odpovídajícímu podílu $M/365$ vyjádřeného v procentech). V oboru vodního hospodářství je zvykem vyjadřovat hydrologické veličiny nikoliv v kalendářním, ale v hydrologickém roce, který se vztahuje k období listopad až říjen.

Pokud v zájmové lokalitě nejsou známa načasování migrací rybího společenstva, doporučují různí autoři (Armstrong a kol., 2010; Larinier a kol., 2002) použít rozsah intervalu překročení průtoků v procentním vyjádření z celého roku nebo z požadavku pokrytí migrační periody cílových druhů (Bates, 2000). V sousedním Německu předložil v roce 2010 Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (dále jen DWA) podrobný návod pro navrhování rybích přechodů pod označením **DWA-M509** (Fischaufstiegsanlagen und fischpassiertbare Bauwerke-Gestaltung, Bemessung, Qualitätsseicherung) - v této práci jsou odkazy na tuto zásadní publikaci dále uváděny pod touto zkratkou.

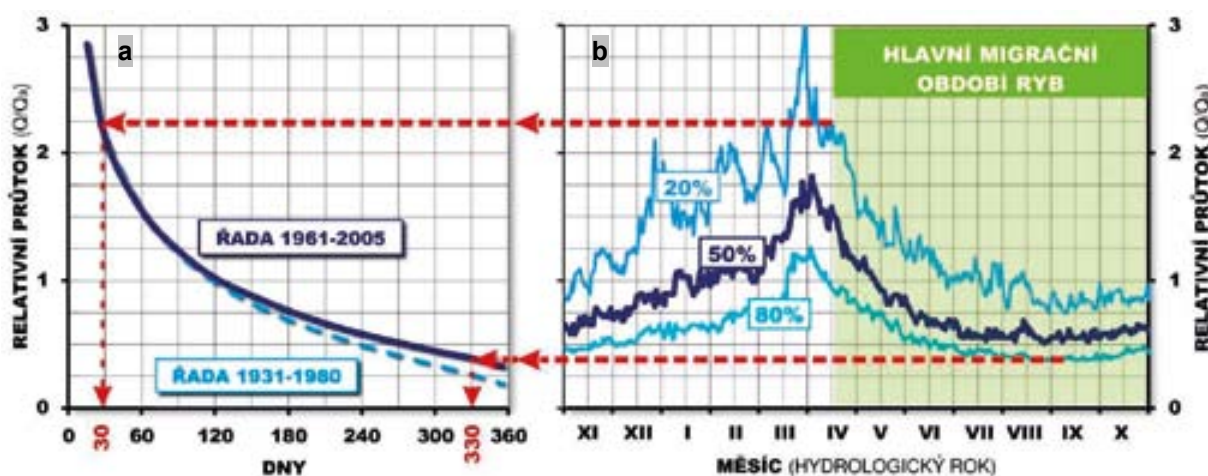
Jednotlivé výsledné hodnoty průtoků návrhového intervalu jsou uspořádány v tabelárním přehledu na následující straně (viz tab. 9.1) spolu s přepočtem procentního vyjádření intervalu překročení průtoků na hodnoty M-denních průtoků.

Postup určení návrhového intervalu průtoků v relativních hodnotách je na příkladu profilu Střekov na Labi naznačen v následujících grafech. Podle zaznamenaných načasování hlavních migračních period ryb a vyhodnocení časových řad průtoků metodou percentilů jsou přiřazeny podle druhů ryb a jim zvolené míry dosažení nebo překročení průtoků standardizované hodnoty z čáry M-denních průtoků poskytované Českým

hydrometeorologickým ústavem. Časové řady denních průtoků by měly zachycovat alespoň 20 let; pro vyhodnocení překročení denních průtoků lze považovat použití metody percentilů za dostatečné. Pro kaprovité druhy uvádí postup odvození obr. 9.1.

Tab. 9.1 Návrhový interval překročení průtoků v řece podle různých autorů

autor	návrhový interval překročení průtoků (v %) a [ve dnech] pro migrace ryb :		
	obecná sladkovodní ryba	losos	úhoř
Armstrong	$Q_{(20-50)\%} / Q_{[73d-180d]}$	$Q_{(10-90)\%} / Q_{[36d-330d]}$	$Q_{(70-99)\%} / Q_{[255d-361d]}$
Bates	$Q_{(5-95)\%}$ vztaheno k migrační periodě cílových druhů		
Larinier	$Q_{(5-10)\%} - Q_{(90-95)\%} / Q_{[18d-36d]} - Q_{[329d-347d]}$		
DWA-M509	$Q_{[30d-330d]}$		



Obr. 9.1 Schematické znázornění postupu odvození návrhového intervalu relativních průtoků a porovnání ovlivněných průtoků v profilu Střekov na Labi; M-denní relativní průtoky – ovlivněné (časová řada 1961–2005) a částečně ovlivněná řady 1931–1980 (a) a čáry překročení (20, 50 a 80 %) relativních denních průtoků ovlivněné časové řady (b)

V následující tabulce jsou odvozeny okrajové hodnoty intervalů na Labi v profilech Střekov (příklad viz obr. 9.5), které byly ověřovány i v profilech Brandýs nad Labem a na Vltavě v Chuchli, z časových řad denních průměrných průtoků v hlavních migračních obdobích jednotlivých druhů ryb (viz příklady výskytu kaprovitých druhů na obr. 9.2 a úhoře a sumce na obr. 9.3). Pro kaprovité druhy bylo zvoleno překročení 20–80 % průtoků během jarních i podzimních migračních vln, pro lososa 5–95 % v období od konce srpna po říjen. Pro úhoře se přebírá horní mez podle Armstronga a kol. (2010) se zaokrouhlením na nejbližší standardizovaný údaj Q_{240d} a dolní mez odpovídá překročení 95 % v období květen až září. Takto vypočteným hodnotám metodou percentilů byly následně přiřazeny nejbližší standardní počty M dní.

Tab. 9.2 Informativní návrhový interval průtoků v řece pro protiproudni migrace

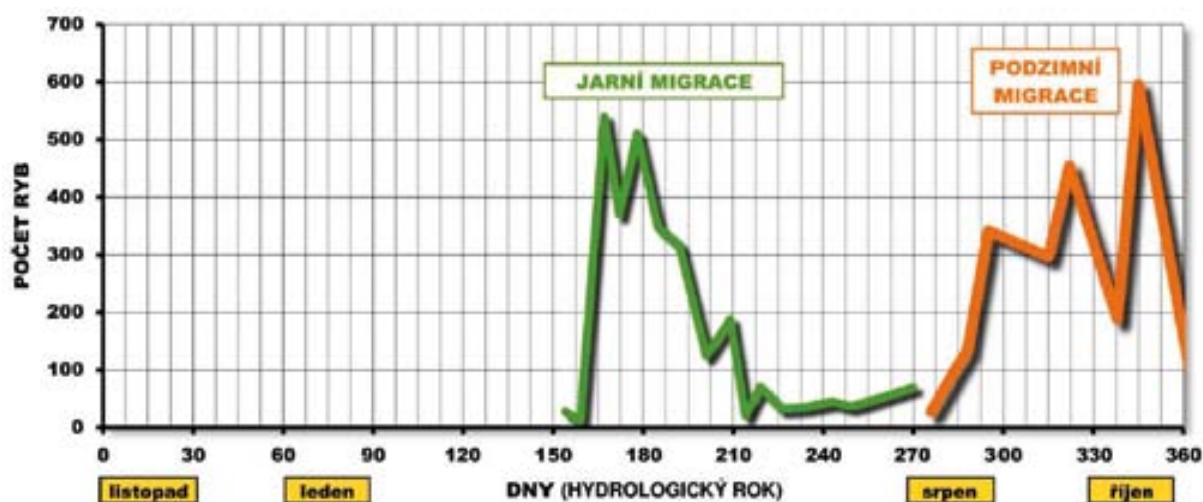
druh	obecná sladkovodní ryba	losos	úhoř
návrhový průtok	$Q_{30d} - Q_{330d}^{1)}$	$Q_{30d} - Q_{355d}$	$Q_{240d} - Q_{355d}^{2)}$

Legenda :

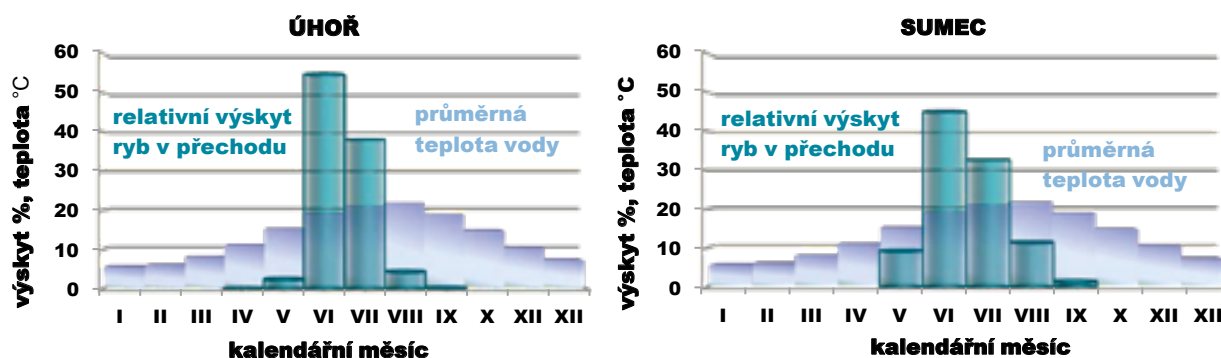
¹⁾ do hodnocení je zahrnuto i podzimní migrační období

²⁾ pokud je rybí přechod pro úhoře koncipován jako samostatný žlab, doporučuje se řešit vstup s respektováním nejnižší dosažené hladiny v profilu překážky

Tyto hodnoty korespondují s údaji výše zmíněných autorů a lze je informativně využít v předprojektové přípravě u řek, kde není režim ovlivněn provozem nádrží nebo významnými odběry. V ostatních případech je nezbytné posuzovat lokality individuálně. Český hydrometeorologický ústav totiž dosud předával data M-denních a N-letých průtoků pro standardní 50ti-letou řadu 1931–1980, kdy řada nádrží ještě nebyla realizována. Odchytky od ovlivněného režimu průtoků tak mohou být výrazně odlišné (viz obr. 9.1a), zvláště v oboru nízkých průtoků nadlepšovaných kompenzačním řízením nádrží.³

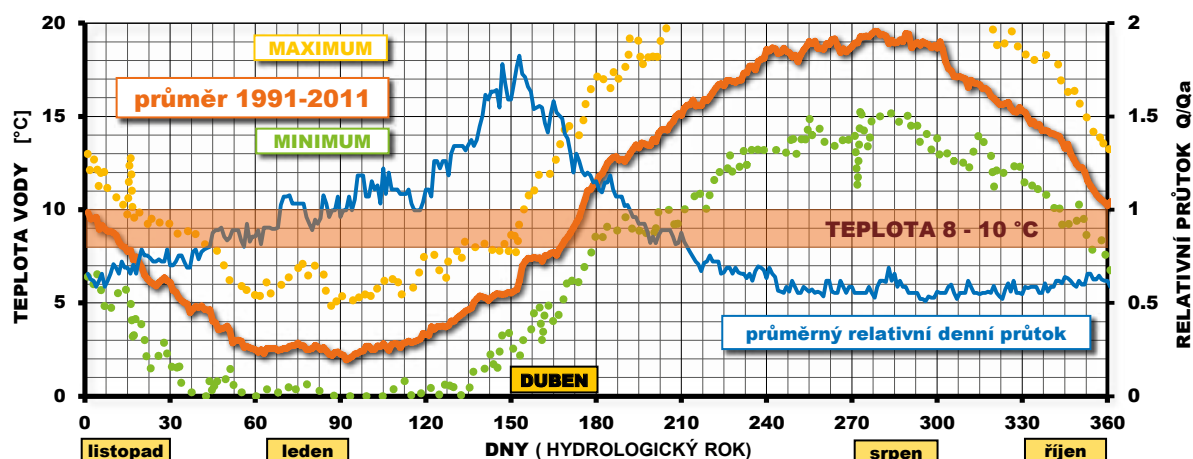


Obr. 9.2 Vývoj migrací na jaře a v brzkém létě a v pozdním létě a na podzim 2003 v RP Střekov s dominancí kaprovitých druhů (Slavík a kol., 2004)

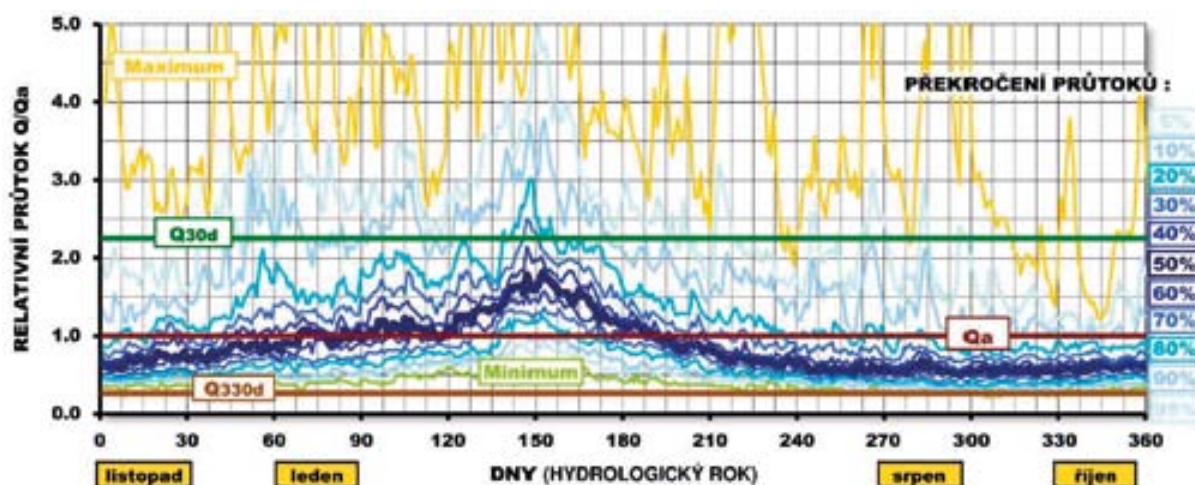


Obr. 9.3 Příklad výskytu úhoře a sumce v rybím přechodu na Rýně v profilu Gambenheim v závislosti na teplotě vody

³ Očekává se však, že tato zavedená praxe se v roce 2013 změní a budou již poskytována data odvozená z časové řady 1981–2010.



Obr. 9.4 Příklad průměrných jednodenních teplot vody v Labi v profilu Sřekov (řada 1991–2011), teplota 8–10 °C vyznačuje prahovou hodnotu pro nástup jarní migrační vlny kaprovitých druhů – viz kapitola 6.1



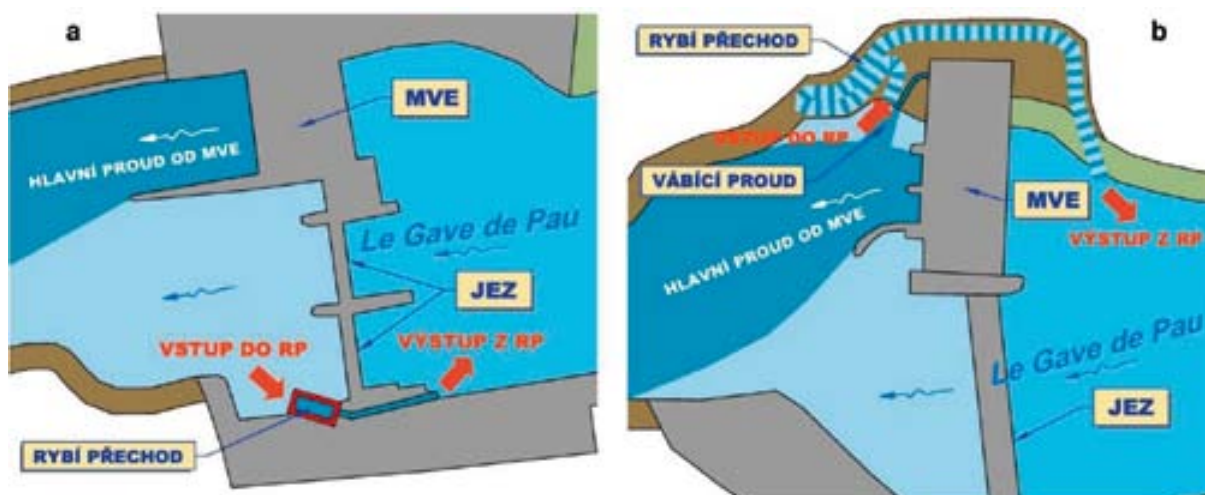
Obr. 9.5 Příklad vyhodnocení průměrných denních průtoků Labe ve Sřekově (řada 1965–2011)

9.2 HYDRAULICKÉ POMĚRY LOKALITY

Při migračních protiproudňích tazích se orientace ryb řídí hydraulickými poměry – zvláště rychlostmi vody, hloubkami – a také liniemi břehů. Je tedy zřejmé, že zásadní roli v návrhu umístění vstupu hraje vyhodnocení hydraulických poměrů v podjezí včetně výskytu míst, kde ryby před pokusem o výstup mohou odpočívat. V dalším textu jsou uvedeny příklady výsledků monitorování pohybu ryb pod jezy a také charakteristická rychlostní pole pro odlišné uspořádání jezů a využití průtoků ve vodních elektrárnách.

Pohyb ryb pod příčnou překážkou

Zatímco v podjezí byl experimentálně podrobně mapován pohyb lososa, u ostatních druhů zůstávají zatím publikované výsledky výzkumu velice skromné. Pohyb lososa obecného pomocí radiové telemetrie sledoval například Larinier (2005), a popsal pohyb napříč řekou pod migrační překážkou mezi oběma břehy. Stejnou metodu sledování využil i Horký a kol. (2007) pro zjištění pozic kaprovitých druhů ryb v podjezí.

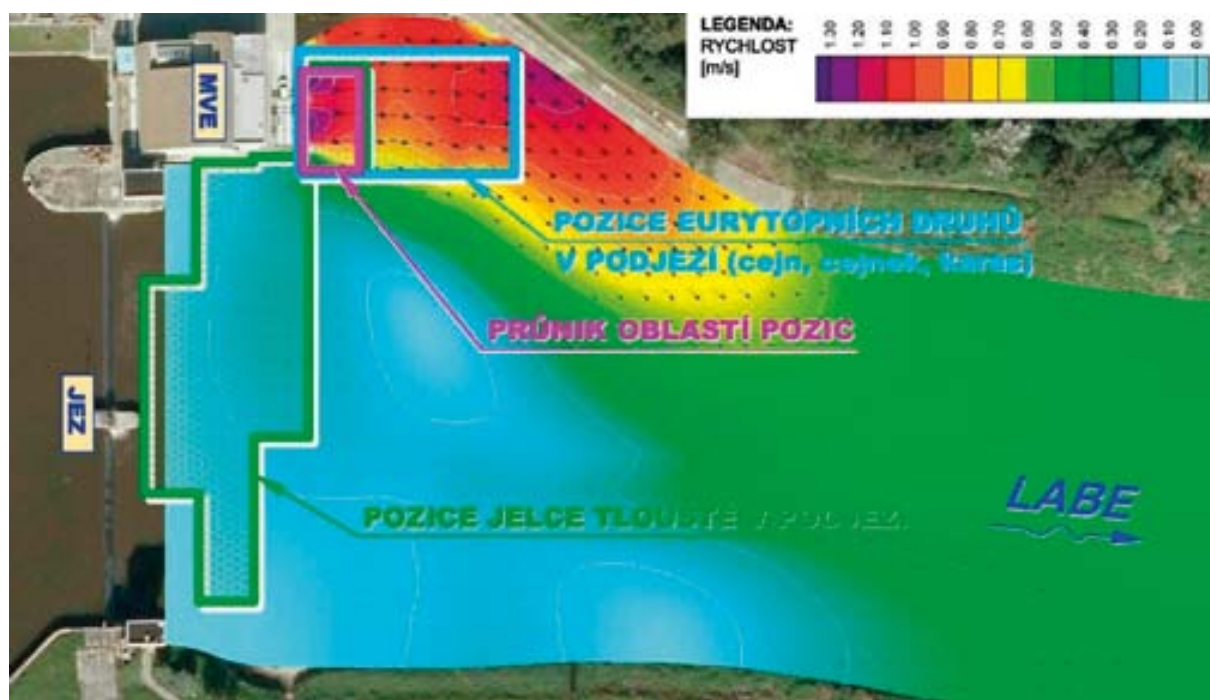


Obr. 9.6 Půdorysné schéma vodního díla Baigts (a) a Castetarbe (b) na řece Le Gave de Pau (Francie)

Losos obecný. Larinier (2005) dokumentoval pro lososa jeho aktivní vyhledávání možného průchodu rovnoběžně s jezem na dvou dílech s energetickým využitím. Na přehradě Baigts (obr. 9.6a) se jedná o nevýhodnou koncepci s rybím přechodem na břehu protilehlém k vodní elektrárně, kde zachytil jen nízkou účinnost přechodu 30–40 % při relativním průtoku zhruba 5 % ročního průměrného průtoku na vstupu. Avšak po navýšení průtoku na více než dvojnásobek, dosáhl i zvýšení účinnosti na přijatelnou hodnotu 87 %. Na dalším díle Castetarbe (obr. 9.6b) rovněž prověřoval efektivitu výhodně umístěného jediného vstupu přechodu pro lososa, situovaného v blízkosti výtlaku ze savek turbín a zjistil zde účinnost 94 %.

Kaprovité druhy. U zástupců kaprovitých druhů (jelec tloušť, cejn velký, cejnek malý, karas stříbřitý a podoustev říční) při jarních migracích v květnu až červnu prokázal Horký a kol. (2007) zcela odlišné chování (podrobněji viz kapitola 13.2). V profilu pod neprostupným jezem Obříství určoval proudnici řeky turbínový průtok, zatímco průtoky pod jezem zůstávaly zanedbatelné. Z porovnání pozic ryb vyplynuly zřetelné rozdíly v lokalizaci i převažujícím směru nebo rozsahu pohybu odlišných druhů (viz obr. 9.7). Tlouští po neúspěšném pokusu překonat proud od turbín využívali k odpočinku téměř celé pásmo pod jezem v délce asi 80 m. Naopak podoustev a eurytopní druhy - cejn, cejnek, karas, setrývaly při břehu pouze v pásmu proudu od savek turbín a prostor klidné vody pod jezem vůbec nevyužívaly – u těchto druhů tedy nelze očekávat aktivní vyhledávání vstupů do rybích přechodů mimo dominantní proudění v korytě. ***Průnik oblastí pozic tlouště a ostatních sledovaných druhů se tak omezil pouze na úzký pás asi deseti metrů v proudnici bezprostředně pod savkami turbín, což je nezbytné respektovat v návrzích lokalizace vstupů do rybích přechodů.***

Pohyb **úhoře říčního** v podjezí není v detailu znám, ale byly zjištěny pozice v těsné blízkosti migrační bariéry. Například Solomon a Beach (2004) upozornili na využívání několika míst pod jezem. Malé úhoře zastihli v „klidných koutech“ až v linii překážky, které úhořům poskytovaly místa pro odpočinek.



Obr. 9.7 Pozice ryb pod migrační překážkou – VD Obříství (Labe)

Charakter proudění pod vodními díly

Proudění pod jezy, pod výtoky z elektráren nebo v rybích přechodech odpovídá výhradně plně rozvinutému turbulentnímu proudění, které je přibližně určováno velikostí Reynoldsova čísla.⁴ Na jednu stranu jsou ryby prouděním lákány, ale na druhé straně jim může turbulence a provzdušnění proudu ztížit orientaci i zvýšit energetickou náročnost plavání (Webb a Cotel, 2010). Vírové struktury mohou mít na pohyb ryb rozdílný vliv v závislosti na relativním poměru délky ryb a průměru vírových válců. Tritico a Cotel (2010) a Webb a Cotel (2010) uvádějí velikost vírových válců o průměru větším než polovina délky těla ryby, které již pohyb ryb ovlivní.

Obdobně rozsáhlý vír u vstupu rybího přechodu může ztížit jeho nalezení – ryby se pak mohou točit proti směru hlavního proudu. Clay (1995) připouští průměr víru nejvýše adekvátní šířce vstupu. Larinier a kol. (2002) doporučil nasměrovat ryby krátkými výhony nebo záhozem v prostoru se zpětným prouděním. Dalším řešením může být soustředění proudu na vstupu zvýšením průtoku nebo naváděcí hrázkou s prohloubeným kanálem. Podmínky na vstupu je vhodné ověřovat alespoň na matematických modelech proudění, které dokážou odhalit nejen polohu proudnice, ale také zpětné proudění.

Charakteristické příklady hydraulických poměrů pod překážkou

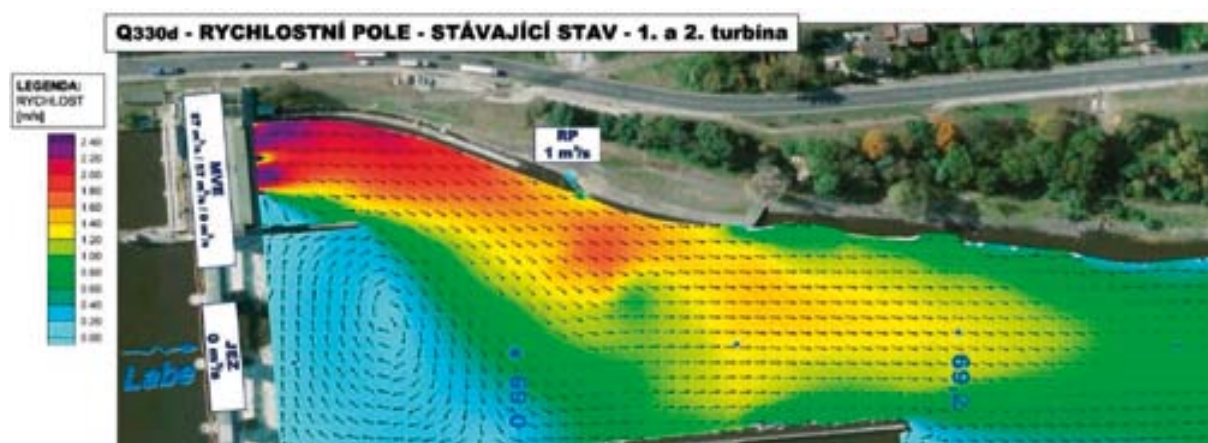
Pokud není podrobně známo rychlostní pole z přímých měření či laboratorních modelů, je vhodné u velkých řek ověřit rozdělení rychlostí alespoň na dvourozměrném matematickém modelu, který je schopen zachytit vlivy zakřivení trasy koryta i půdorysného a výškového uspořádání objektů. Tak lze identifikovat polohu proudnice i oblasti se zpětným prouděním

⁴ Reynoldsovo číslo $Re = v \cdot R_{hy} / \nu$; kde v rychlost [m/s], R_{hy} hydraulický poloměr [m], ν kinematická viskozita $\nu \approx 10\text{--}6 \text{ m}^2/\text{s}$; prahová hodnota pro kruhové potrubí $Re > 2320$, pro otevřené koryto $Re > 580$; tedy součin rychlosti a hydraulického poloměru je větší než asi $0,001 \text{ m}^2/\text{s}$.

v rozsahu návrhového intervalu průtoků. Vhodným vodítkem pro odhad polohy proudnice jsou také hloubky koryta, zrnitost materiálu dna a formování štěrkových lavic.

Dále jsou přiloženy příklady řešených rychlostních polí v podjezí, které charakterizují základní schéma uspořádání – jez s vodní elektrárnou situovanou v linii jezu (Střekov, viz obr. 9.8), jez s odsazenou elektrárnou (Štvanice, viz obr. 9.9), šikmý jez bez energetického využití (Staroměstský, viz obr. 9.10) a lomený jez (Štítkovský, viz obr. 9.11).

Výsledná rychlostní pole pro různé průtoky jsou promítnuta do ortofotomap a barevnými odstíny jsou vyznačeny intervaly hodnot rychlostí proudu. Ohnivé odstíny znázorňují nejvyšší rychlosti a tak signalizují nejen polohu proudnice, ale i nejvýhodnější situování hlavního vstupu rybích přechodů až v těsné blízkosti výtoku ze savek turbín.



Obr. 9.8 Střekov na Labi – příklad rychlostního pole v podjezí s vodní elektrárnou

U uvedených vodních děl s energetickým využitím je zřetelná hlavní proudnice od savek turbín, která se však může posunout například při převádění vody jezovým polem nebo při odstavení turbín z provozních důvodů nebo v důsledku poklesu spádu za povodňových epizod. Návrh lokalizace vstupů rybích přechodů by měl respektovat rychlostní pole a umísťovat vstupy v souladu s polohou proudnice a přilehlého břehu, nebo pozměnit pole přidavným proudem. U půdorysně lomených jezů je proudnice obvykle předurčena jednotlivými lomy nebo vrcholy, ale situování rybích přechodů do těchto míst je podmíněno možnostmi údržby.

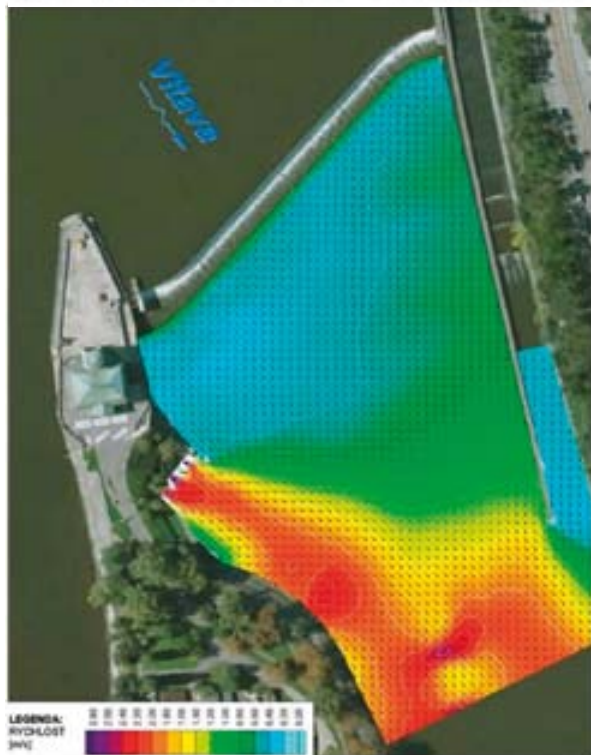
Na následujících schématech v podjezí pevných jezů (viz obr. 9.9 až 9.11) jsou zachyceny po dvojicích průtoků (Q_{30d} a Q_{300d}) rychlostní pole, která poukazují na shodné lokalizace zvýšených rychlostí pro oba zvolené průtoky.

V případě podjezí Helmovského jezu na Štvanici (obr. 9.9) rychlostní pole ukazuje nejvyšší hodnoty rychlostí při vyústění savek vodní elektrárny a současně „klidnou vodu“ ve zpěrném zaústění vorové propusti, jejíž využití pro migrace je tedy omezené.

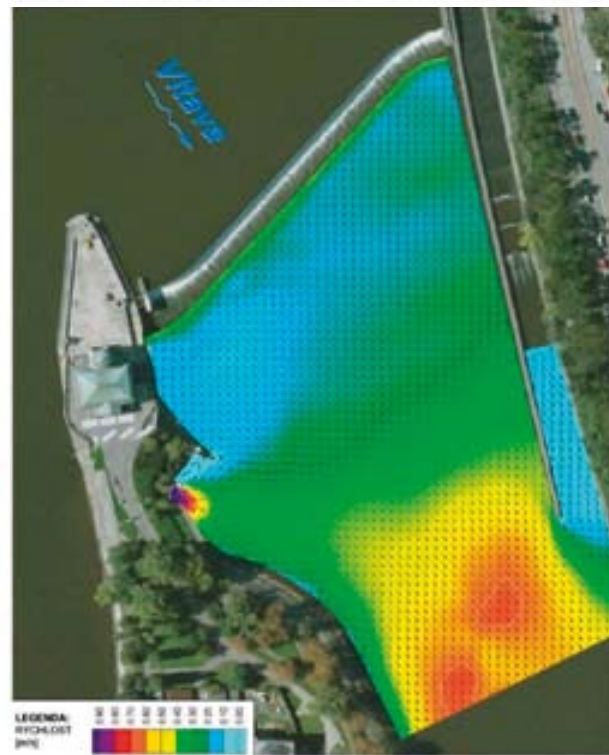
Pod Staroměstským jezem (obr. 9.10) je zřetelná koncentrace proudu v půdorysném vrcholu jezu u dělicí zdi mezi jezem a plavební komorou a také v propusti ve středu profilu.

Na Štítkovském jezu (obr. 9.11) se výrazné rychlosti vyskytují ve vorové propusti s klapkovým uzávěrem a jen mírné rozdíly hodnot rychlostí při vrcholech a v blízkosti břehů.

Q30d - RYCHLOSTNÍ POLE - STÁVAJÍCÍ STAV

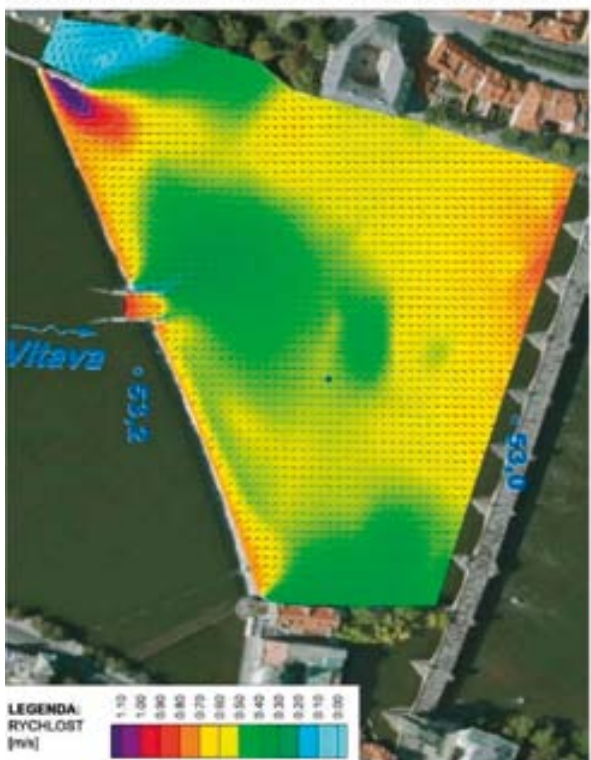


Q300d - RYCHLOSTNÍ POLE - STÁVAJÍCÍ STAV

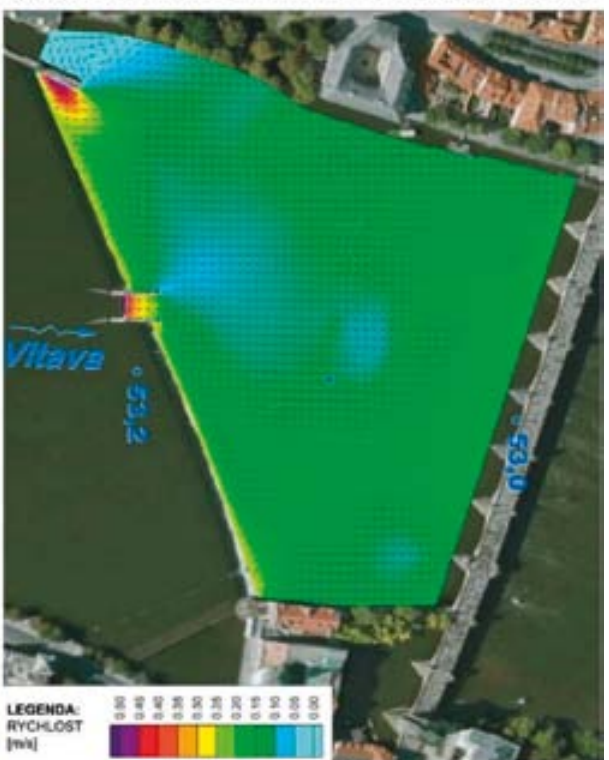


Obr. 9.9 Štvanice na Vltavě – příklad rychlostního pole v podjezí s vodní elektrárnou

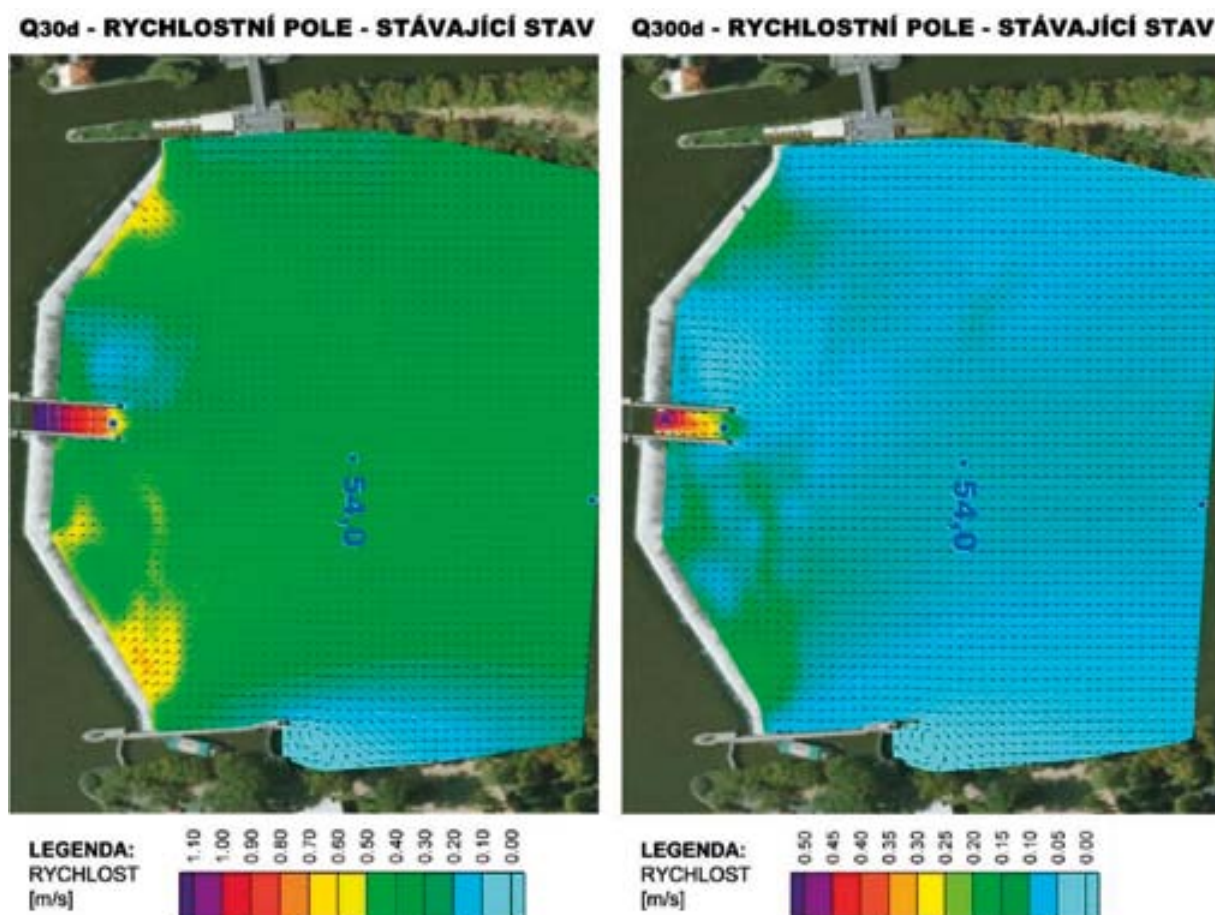
Q30d - RYCHLOSTNÍ POLE - STÁVAJÍCÍ STAV



Q300d - RYCHLOSTNÍ POLE - STÁVAJÍCÍ STAV



Obr. 9.10 Staroměstský jez (Vltava) – příklad rychlostního pole v podjezí šikmého pevného jezu



Obr. 9.11 Štítkovský jez (Vltava) – příklad rychlostního pole v podjezí lomeného jezu

9.3 VSTUP RYBÍHO PŘECHODU

Návrhové průtoky na vstupu rybího přechodu

Rozhodující podmínkou pro zajištění efektivity přechodu je přilákání ryb dostatečným proudem na vstupu rybího přechodu, který vyžaduje nejen mohutnost proudu, ale také jeho rychlost. Zde vycházíme z hodnot publikovaných Larinierem a kol. (2002) a Armstrongem a kol. (2010), které byly rovněž promítnuty do návrhu mezinárodního standardu (ISO/DIS 26906 : Hydrometry – Fishpasses at Flow measurement Structures) i české technické normy (TNV 75 2321 Zprůchodňování migračních bariér rybími přechody, 2011). Průtok na vstupu RP zahrnuje nejen vlastní průtok přechodem, ale také přidavný průtok vábíci vody.

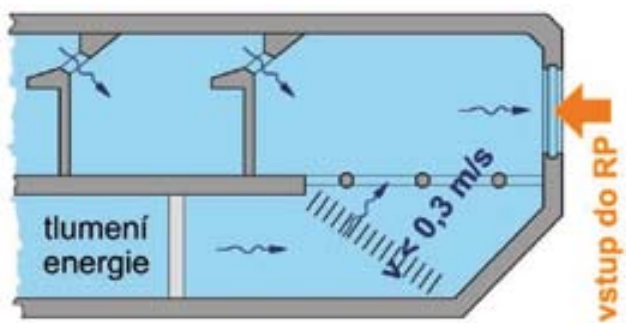
Odhad návrhových průtoků na vstupu rybího přechodu:

- 1–5 % aktuálního průtoku v rozsahu návrhového intervalu,
- 5–10 % průměrného ročního průtoku,
- Q_{355} denní-

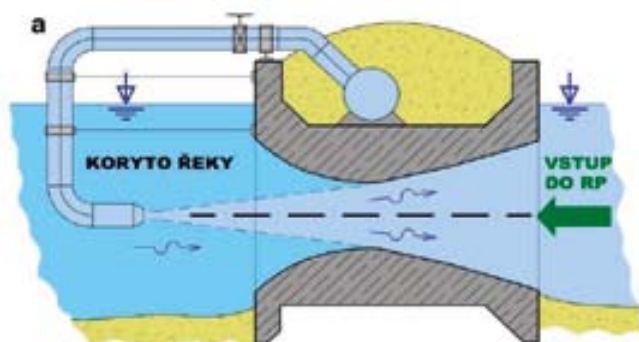
Samozřejmě se jedná o informativní hodnoty – pro výsledný návrh je rozhodující až hydraulické posouzení lokalizace vstupu vzhledem k celkovému proudění v řece, neboť „migračně“ nevýhodné umístění vstupu si může vyžádat podstatné zvýšení uvedených hodnot. Výtok ze samotného rybího přechodu je dostatečný jen na malých vodních tocích nebo za nízkých vodních stavů. Na velkých řekách neposkytuje dostatečně atraktivní proud v dolní vodě na celém návrhovém intervalu průtoků, a pak je nezbytné samostatně přidávat vábíci vodu v závislosti na aktuálním průtoku. Vábíci průtok by měl být dodáván variabilně

v závislosti na kolísání průtoků v řece tak, aby dokázal přilákat ryby z co největšího prostoru pod překážkou; mimo hlavní migrační období ryb lze množství přídavné vody omezit.

Potřebný přídavný proud může být v plném množství dodáván potrubím z jezové zdrže (dotování průtoku na vstupu může být energeticky využíváno), čerpáním z dolní vody nebo využívat patentovaných ejektorů University v Kasselu, pracujících na principu Venturiho trubice s tryskou (viz obr. 9.13).



Obr. 9.12 Přídavný průtok ve vstupu RP – půdorysné schéma podle Clay (1995); vstup štěrbinového přechodu (vlevo ve směru proudu) je dotován přídavným proudem s tlumením energie paprsku a jeho nasměrováním jemnými česleli s rychlostmi nepřesahující 0,3 m/s

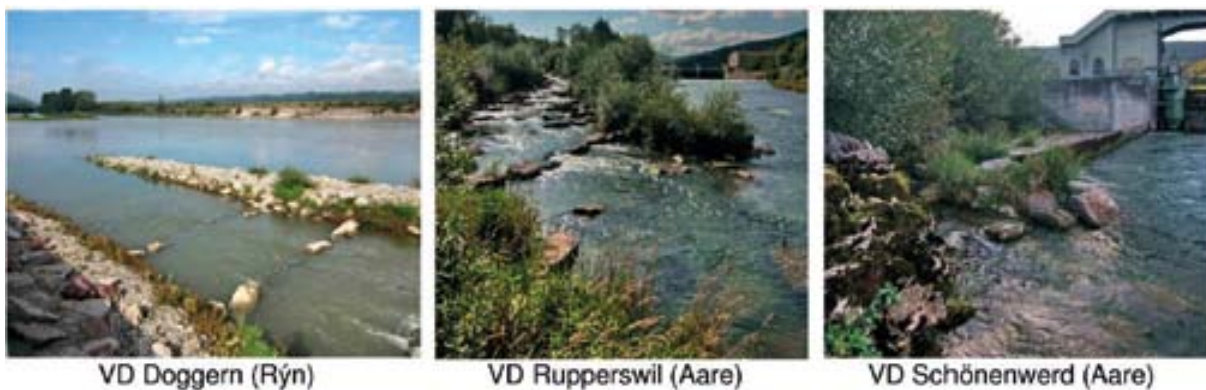


Obr. 9.13 Převádění přídavného průtoku z koryta v dolní vodě Venturiho trubicí podle návrhu University Kassel (SRN); (a) schématický podélný řez, (b) prefabrikovaná baterie trubic; publikováno se souhlasem

Nejmenší rychlosti paprsku opouštějícího vstup rybího přechodu v dolní vodě stanovil například Clay (1995), který doporučuje pro lososa interval 1,2–2,4 m/s. Armstrong a kol. (2010) uvádí nejmenší hodnotu 1 m/s a pro velké lososovité druhy 2–2,4 m/s a zdůrazňuje co největší dosah paprsku od vstupu. Týž autor preferuje pro přídavný vábíci proud formu „padající vody“ před vypouštěním paprsku pod stavidly, který by se ryby pokoušely překonat. Návrh mezinárodního standardu ISO/DIS 26906 připouští nižší výstupní rychlosti paprsku – pro obecnou sladkovodní rybu alespoň 0,75 m/s a pro lososa nejméně 1,5 m/s. Také zdůrazňuje, že proud vody vytékající z rybího přechodu musí být pro ryby rozpoznatelný.

Z požadavku na nejmenší rychlosti paprsku vyplývají značné nároky na prostorové řešení vstupů a množství přídavné vábíci vody, neboť se zvyšováním hladiny dolní vody při nárůstu průtoků se zvětšuje i průtočný profil na vstupu. Jedním z řešení může být kombinace dílčích úprav, jako jsou zúžení vstupního otvoru (viz obr. 9.15), dotace průtoku přídavné vábíci vody (viz obr. 9.12, 9.13 a 9.16), zřízení několika hrazených vstupů výškově odstupňovaných, které budou schopny podchytit rozsah kolísání hladin.

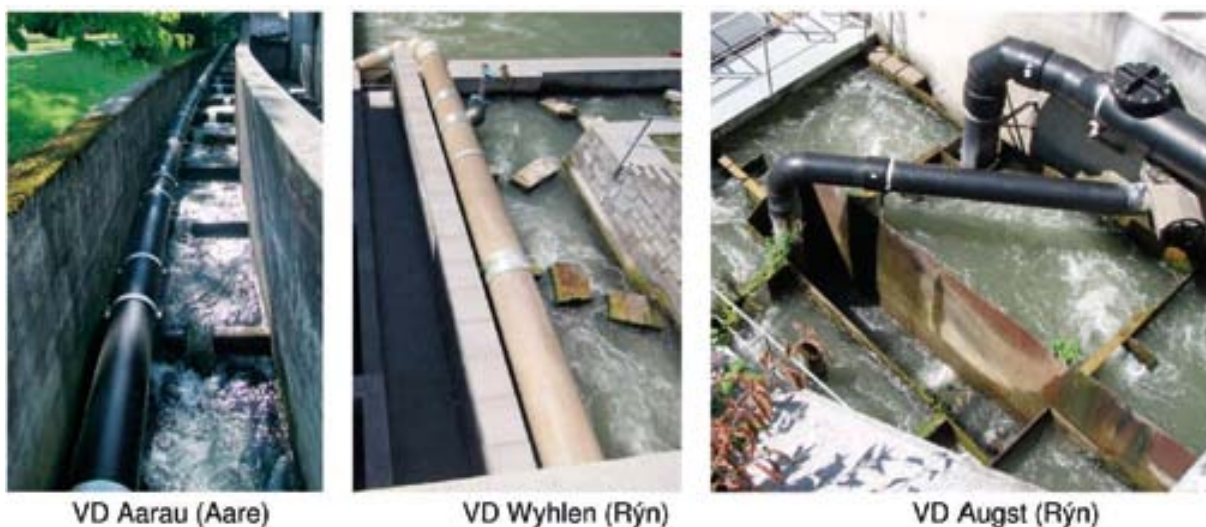
Na velkých tocích se uplatňuje řešení vstupu s otvorem částečně hrazeným pohyblivým uzávěrem, který zajišťuje stálý rozdíl hladin mezi korytem řeky a vstupem RP (shodně jsou vybavovány také vstupy nad výtokem ze savek turbín).



Obr. 9.14 Příklady vzdutí dolní vody na vstupu RP spojené s nežádoucím poklesem atraktivity proudění z rybího přechodu



Obr. 9.15 Příklady zúžení průtočného profilu na vstupu RP



Obr. 9.16 Příklady dodatečné instalace potrubí vábící vody

Lokalizace vstupu rybího přechodu

Umístění vstupu rybího přechodu z dolní vody náleží k rozhodující části návrhu. Umístění a uspořádání s přídatnou vábící vodou by mělo nabídnout vhodné podmínky pro snadné a rychlé nalezení vstupů i za proměnných průtokových poměrů v řece.

Konstrukce vstupů je vhodné situovat v prodloužení migračních cest ryb podél břehových linií tak blízko příčné překážce, kam až ryby mohou doplout, neboť ryby nemají tendenci vracet se dolů po proudu a vyhledávají cesty v blízkosti překážky. O úspěšném použití jediného přechodu referuje Bates (2000) při šířce řeky 45 m za zhruba rovnoměrného rozdělení průtoku. V širokých profilech bez koncentrace vodního proudu (např. pod propustmi nebo pod výtokem z vodní elektrárny) jediný přechod nebude schopen zajistit protiproudni migrace z celého příčného profilu a je třeba počítat s několika vstupy. Lokalizace vstupu ve vztahu ke břehům a proudnici také ovlivňuje nároky na množství přídatné vábící vody a může zcela zásadně ovlivnit celkovou účinnost přechodu. Pokud jsou ryby lákány proudem pod vodním dílem mimo vstup do rybího přechodu, mohou níže položený vstup objevit za cenu časového zdržení na překážce, kdy po sérii neúspěšných pokusů o překonání překážky posléze splouvají po proudu hledat jinou náhradní cestu.



VD Rheinau/Gambsheim (Rýn)



VD Raffelberg (Ruhr)

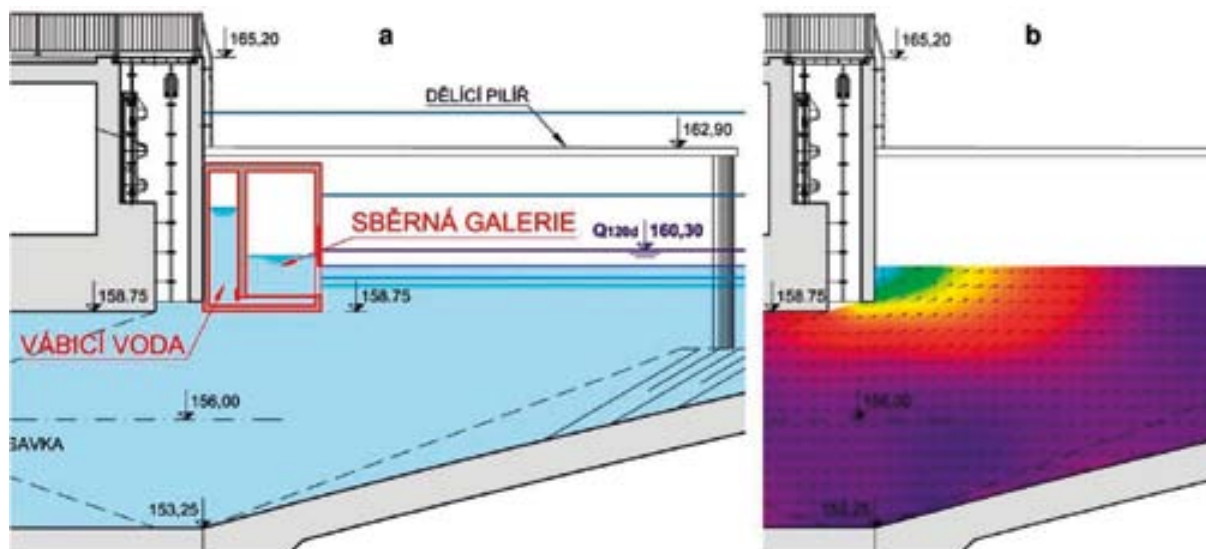
Obr. 9.17 Lokalizace vstupů u savek MVE

V případě vodní elektrárny se obvykle vstup zřizuje v těsné blízkosti ústí jejích savek (viz obr. 9.17), případně jako vstupní sběrná galerie (viz obr. 9.18 a 9.19). Pokud však prostorové poměry lokality takové řešení vylučují, je nutné na náhradní lokalitě zvýšit atraktivitu posílením průtoku na vstupu do přechodu – například Armstrong a kol. (2010) uvádí nejvhodnější vzdálenost vstupu od překážky do 2 metrů. Pokud ryby nemohou sledovat zřetelnou proudnici toku předurčenou soustředěným výtokem z elektrárny v rozsahu návrhového intervalu průtoků, je opodstatněný návrh na realizaci přechodů při obou březích.

O vhodnosti umístění nebo výběru typu rozhoduje také možnost údržby, neboť zanesení vstupu nebo zachycování spláví snižuje účinnost přechodu. Rovněž bylo použito řešení s ponořenou balvanitou bermou, která nahrazuje samostatnou větev doplňkového přechodu balvanitou úpravou přímo v korytě řeky – efektivita této doplňkové větve není známa ani její využívání rybami za vyšších vodních stavů.

V lokalitách, kde je situována vodní elektrárna, determinuje za běžných průtoků hlavní proudnici řeky obvykle výtok ze savek turbin. Na nově budovaných dílech je umístění sběrné galerie se vstupy situovanými nad vyústěním savek považováno za standard pro

lososovité druhy ryb (Clay, 1995), ale jak prokázal Horký a kol. (2007) na stupni Obříství, toto nejefektivnější umístění vstupů platí i pro zástupce výše zmíněných kaprovitých druhů. Z konstrukčního hlediska se jedná o samostatný žlab se vstupními hrazenými otvory (např. viz obr. 9.18 a 9.19) nad savkami a potrubím nebo kanálem přidavné vody s difuzory, které zajistí přepouštění potřebného vábíčího průtoku do jednotlivých vstupů podle výšky dolní hladiny vody.



Obr. 9.18 Výtok ze savek MVE – podélný řez; a) vstupní sběrná galerie, b) rychlostní pole na svislici



Obr. 9.19 Vstupní sběrné galerie – příklady realizace.

Význam lokalizace vstupů a dodávání přidavné vody zvláště vynikne z porovnání zjištěných účinností. Celkovou účinnost RP lze vnímat jako součin dílčích účinností – od nalezení vstupu (atraktivity vstupu); ochoty vstoupit, schopnosti vystoupit rybím přechodem a vystoupit do horní zdrže bez ohrožení strhávání proudem zpět pod překážku.

Bunt a kol. (2011) porovnával celkovou účinnost odlišných typů přechodů na základě výsledků z 19 monitorovacích studií ze šesti zemí. Pro celkový počet 26 druhů (anadromních i potamodromních) a čtyři typy rybích přechodů předložil souhrnné výsledky (viz tab. 9.3) nejen účinnosti samotné tratě, ale také atraktivity vstupů rybího přechodu. Z uspořádání vstupů byla patrná vysoká účinnost sběrné galerie. Současně autor upozornil

na velký rozptyl výsledků i fakt, že existující údaje nejsou dostatečné pro navrhování a optimalizaci rybích přechodů.

Tab. 9.3 Účinnost rybích přechodů podle Bunta a kol. (2011)

účinnost tratě ¹⁾	typ rybího přechodu ²⁾			
	balvanitý	šterbinový	komůrkový	Denilův
rozpětí hodnot	0–100 %	0–100 %	0–100 %	0–97 %
průměr / medián	70 / 86 %	45 / 43 %	40 / 34 %	51 / 38 %
atraktivita vstupu ³⁾				
	průměr / medián	průměr / medián	průměr / medián	průměr / medián
	48 / 50 %	63 / 80 %	77 / 81 %	61 / 57 %
celková účinnost	43 %	44 %	43 %	62 %

Legenda :
¹⁾ účinnost samotné tratě vyjadřuje podíl počtu ryb na výstupu a na vstupu
²⁾ typy rybích přechodů jsou popsány v kap. 10
³⁾ atraktivita vstupu je rovna podílu ryb zjištěných na vstupu RP a celkového počtu sledovaných ryb (rozpětí rovněž odpovídá téměř celému intervalu 0–100 %)

Výsledky poukazují jen na slabý vábíci efekt na vstupech přírodě blízkých balvanitých přechodů (viz také příklady vstupu z klidné vody obr. 9.14), ale zároveň na vysokou účinnost tratě. Současně výsledky potvrdily vysokou účinnost (70–100 %) vstupů sběrných galerií. Výsledná celková průměrná účinnost uvedených typů přechodů dosahovala jen 43–44 % s navýšením hodnoty na 62 % pro lososy v Denilově přechodu.

V přírodě blízkém – balvanitým bazénovým přechodu sledoval Jungwirth (1996) výskyt lipana podhorního v době migrace. Přechod však měl nevýhodně položený vstup vůči proudnici v řece – na břehu protilehlém k vodní elektrárně a to zhruba 60 m pod vodním dílem. Zmíněný autor zde uvádí podíl ryb zjištěných v přechodu oproti odhadu celkového počtu jedinců v řece hodnotou 17 %.

Také u rybích přechodů s cyklickým režimem je jejich celková účinnost předurčena především atraktivitou vstupu – účinnost uzavřené rybí komory typu Borland (viz kap. 10) ve výši 40 % publikoval Smith a kol. (1996, citováno podle Armstronga a kol., 2010).

9.4 VÝSTUP RYBÍHO PŘECHODU

Výstup rybího přechodu do horní vody se umísťuje do míst, kde rybám nehrozí strhávání proudem pod jez nebo do hydraulického obvodu vodní elektrárny. Rychlost vody by zde neměla překročit cestovní rychlost ryb (viz kap. 10). Zároveň hloubky a strukturace dna na výstupu by měly poskytnout úkryty malým rybám před predátory. Také je důležité zajištění přístupu a možností odstraňování splavených předmětů a dřevní hmoty. Pro možnost odstavení přechodu pro revize a údržbu nebo testování funkce RP je vhodné na výstupu osadit alespoň drážky provizorního hrazení. Pokud se výstup chrání proti vnikání splávky bloky nebo hrubými česlemi, musí jejich rozteč odpovídat parametrům šterbin nebo otvorům požadovaných pro zastoupení ryb v lokalitě a zároveň umožnit odstranění zaklíněných větví nebo kmenů.

Často se musí provoz rybího přechodu a zvláště jeho výstup v horní vodě vyrovnat s kolísáním hladin za různých průtoků. Malé provozní fluktuace hladiny v řádu decimetrů může vykrýt standardní pevná konstrukce rybího přechodu. Pro kolísání hladiny v řádu metru je již nutné uvažovat o několika hrazených výstupech nebo jiném technologickém zařízení – např. samostatné nebo spřažené naklápací přepážky v pevném žlabu (viz obr. 9.22), naklápací úsek žlabu (otočný v kloubu), případně použít typ rybího přechodu s cyklickým

režimem provozu – rybí komoru nebo výtah (viz kap. 10). V návrhu je vždy nutno zvážit technologickou náročnost a nutnost použití těchto pohyblivých zařízení, které mohou komplikovat provoz a údržbu. Také je třeba respektovat jejich citlivost na povodňové stavy provázené pohybem plovoucích předmětů nebo ledovými jevy.



VD Daggern (Rýn)

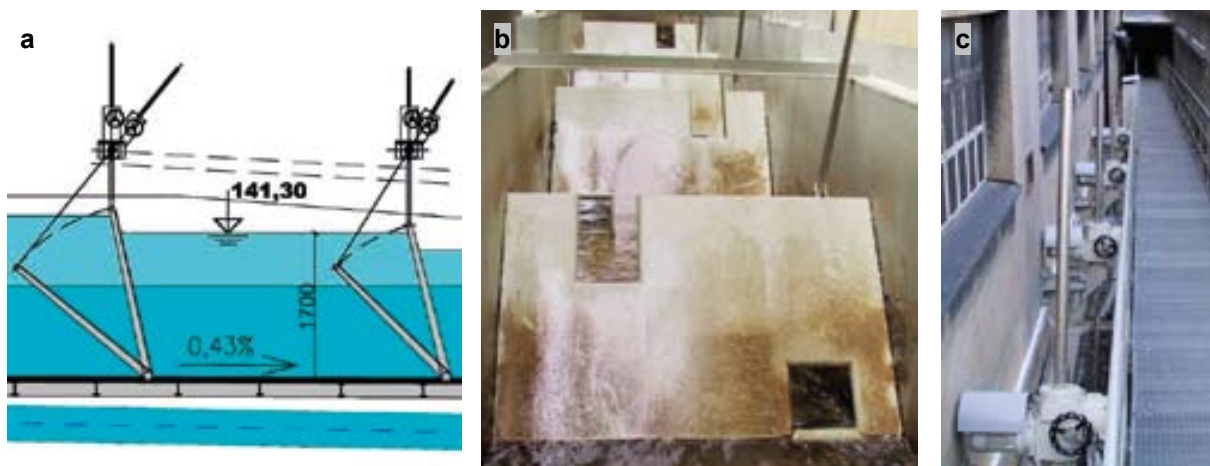
Obr. 9.20 Příklady hrazení výstupů RP



VD Kembs (Rýn)

VD Langwedel (Weser)

Obr. 9.21 Příklady norných stěn nad výstupy RP



Obr. 9.22 Příklad řešení naklápěcích přepážek na VD Střekov – podélný řez žlabem (a), pohled na přepážky (b) a ovládací mechanismus (c)

10. ZÁKLADNÍ TYPY A PARAMETRY RYBÍCH PŘECHODŮ

Rybí přechod je zde vnímán ze stavebního pohledu jako žlab, koryto nebo zařízení určené pro protiproudň migrace ryb. Konstrukce nebo úprava by měla poskytnout rybám podobné podmínky, na jaké mohou být adaptovány ve volném toku a nabídnout jim přijatelné prostředí pro překonání překážky i místa pro odpočinek a úkryty.

Kapitola stručně rekapituluje geometrii přirozených koryt a základní typy přechodů v korytech nebo žlabech s průběžným provozem i mechanické nebo hydraulické zařízení výtahů a rybích komor s cyklickým provozem:

- bazénové přechody,
- skluzy (zdrsněné),
- propustkové přechody,
- speciální přechody pro úhoře,
- výtahy a rybí komory.

Vedle uvedeného členění se v praxi používá také rozlišení rybích přechodů podle prostorového vedení trasy – a to na obtoková koryta (tzv. „bypass“) a rampy. Zatímco obtokové koryto obchází migrační překážku až za břehovou linií koryta, rampa modifikuje říční koryto v celé šíři nebo v jeho části. Jiná členění odlišují rybí přechody podle konstrukce jako technické a přírodě blízké. Termínem „přírodě blízké rybí přechody“ (Armstrong a kol., 2010) jsou označována koryta navrhovaná s použitím přírodních materiálů podle geometrických charakteristik přirozených koryt, která poskytují vhodné podmínky nejen pro migrace ryb, ale i pro další vodní organismy. Nicméně modelace rybího přechodu podle vzorů přirozených koryt musí respektovat základní podmínky uváděné dále pro bazénové typy, skluzy nebo propustky.

Proto se v dalších textech přírodě blízká nebo obtoková koryta samostatně nevyčleňují a charakteristika přechodů se soustřeďuje na hydraulickou funkci tratě přechodu a nerozlišuje, zda je koryto přechodu vedeno v řečišti nebo obtokovým korytem, či v jaké míře využívá přírodních materiálů. V návrhu kaskády tůň nebo skluzu je však zdůrazněna úloha nabídky drsného dna s variabilními hloubkami a rychlostmi, které umožní protiproudň pohyb také mihulím a malým rybám, včetně úhořů.

V popisu rybích přechodů vedených ve žlabech nebo korytech lze formálně rozlišit dvě základní skupiny typů podle tlumení energie proudu za nízkého návrhového průtoku:

- bazénové RP – série (kaskáda) bazénů oddělených balvanitými liniemi nebo úzkými příčnými přepážkami s výřezy či otvory, kde dochází k tlumení energie v bazénech;
- skluzy zdrsněné balvany nebo příčnými prahy (žebry, lamelami, bloky), které tlumí energii průběžně vloženými drsnostními prvky do dna, případně i stěn.

Samozřejmě mezi oběma skupinami neprobíhá ostrá hranice a zařazení závisí na úhlu pohledu. Lze najít přechodové typy, zařaditelné do obou skupin – například tůň propojené krátkými skluzy, kartáčové přechody apod. Pak je dána v popisu přednost začlenění do kaskády bazénů před skluzy podle chování za nízkých vodních stavů.

10.1 SPOLEČNÉ ZÁSADY PRO BAZÉNOVÉ PŘECHODY A SKLUZY

Kaskády bazénů nebo skluzy se snaží v hlavních rysech napodobit přírodní koryta blízká bystřinám a horským nebo podhorským potokům s podélným sklonem zpravidla vyšším než 1 %. Těmito vzory jsou inspirovány v různé míře nejen přírodě blízké balvanité úpravy rybích

přechodů, ale stejného schématu a modifikace zmíněných prvků mohou využívat i ryze technické konstrukce. Základní zásady návrhu rybích přechodů v korytech se opírají o geometrické charakteristiky přírodních koryt, výsledky monitorování na realizovaných rybích přechodech a velikostní spektrum ryb i jejich plavacích schopností.

Geometrické charakteristiky přirozených štěrkových a kamenitých koryt

Geometrické charakteristiky koryta, jako jsou šířka, hloubka a podélný sklon, se obvykle vztahují ke kapacitnímu průtoku koryta (tedy „plného“ koryta po úroveň břehů). Šířku mezi břehovými liniemi lze určovat z geodetického zaměření nebo nad mapovým podkladem, zatímco velikost kapacitního průtoku měřením nebo hydraulickými výpočty nerovnoměrného proudění. Vztahy mezi charakteristickými rozměry koryta, podélným sklonem a kapacitním průtokem lze odhadovat pomocí empirických rovnic.

Tab. 10.1 Klasifikace koryt vodních toků podle Montgomery a Buffington (1993), citováno podle Mooney (2007)

podélný sklon	3 – 20 %	2 – 9 %	2 – 5 %	0,1 – 3 %
typ koryta	kaskáda	tůň a prahy	ploché koryto	tůň a brody
materiál dna ¹⁾	balvany, kameny		štěrk – kameny	štěrk
vzdálenost prahů ²⁾	B_B	$(1-4) \cdot B_B$	ne	$(5-7) \cdot B_B$

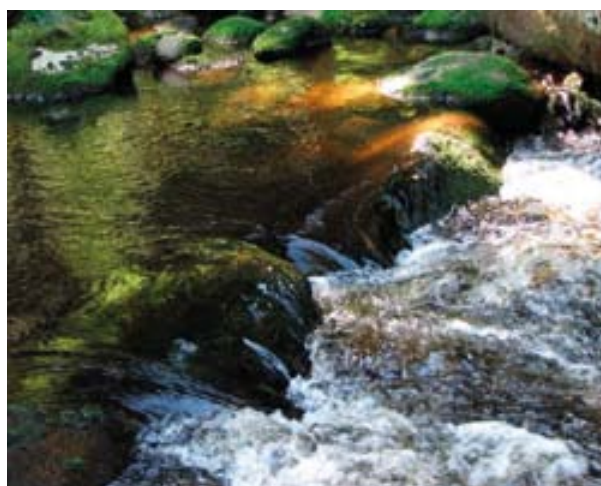
Legenda : ¹⁾ zrnitostní kategorie: štěrk 0,002–0,064 m, kameny 0,064–0,256 m, balvany > 0,256 m

²⁾ B_B – šířka koryta mezi liniemi levého a pravého břehu

Z předchozí tabulky je zřejmé, že v sutích a náplavech potok nebo řeka v principu modeluje své koryto kombinacemi jen několika základních hydraulických prvků – tůní, prahů, nebo brodů a plochých úseků, které jsou zde zjednodušeně z hydraulického pohledu dále označovány jako skluzy. Zmíněné výrazy typů koryta nejsou striktně definovány, podobně jako hranice mezi nimi, ale jejich význam může být zřejmý z následujících snímků.



kaskáda



tůň a prahy

Obr. 10.1 Příklady úseků přirozených koryt na Hamerském potoce a na Vydře



ploché koryto



brod mezi tůněmi

Obr. 10.2 Příklady úseků přirozených koryt na Blanici a na Roklanském potoce

Hranici, kdy přechází půdorysná zvlněná nebo meandrující trasa koryta v přímou půdorysnou trasu s pletenci uvádí například Millar (2000) pro šterková koryta se stabilními břehy.

$$\text{Millar} \quad I_P = 0,0002 \cdot Q_B^{-0,25} \cdot D_{50}^{0,61} \cdot \phi^{1,75} \quad (10.1)$$

kde : I_P – přechodový podélný sklon koryta;
 Q_B – kapacitní průtok koryta, m^3/s ; ϕ – úhel vnitřního tření horniny, $[\circ]$
 D_{50} – velikost středního zrna (medián), m

Ve stabilních aluviálních tocích poukázal například Edgar (1983) na hranici mezi formováním meandrující a přímé trasy koryta a pro orientaci uvádí přibližnou hodnotu podélného sklonu asi 2–3 %, kdy půdorysná meandrující trasa přechází do přímé.

Vztahy pro geometrické rozměry jednoduchých šterkových koryt publikoval například Parker a kol. (2005) pro kapacitní průtok a to se zanedbatelným vlivem stromových nebo keřových porostů na březích.

$$\text{Parker} \quad B_B = 4,63 / g^{1/5} \cdot Q_B^{0,4} \cdot [Q_B / (\sqrt{g} \cdot D_{50}^{2,5})]^{0,0667} \quad (10.2a)$$

$$H_B = 0,382 / g^{1/5} \cdot Q_B^{0,4} \quad (10.2b)$$

$$I_0 = 0,101 \cdot [Q_B / (\sqrt{g} \cdot D_{50}^{2,5})]^{-0,344} \quad (10.2c)$$

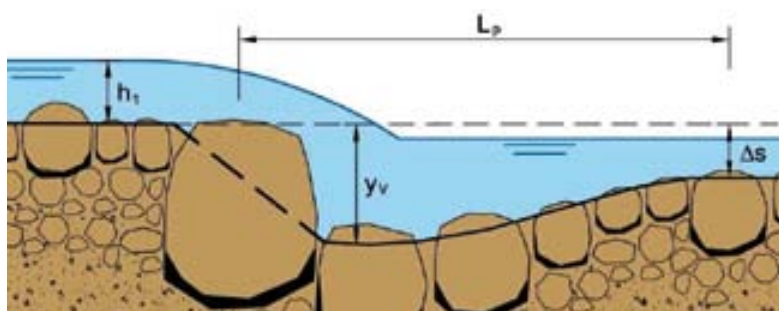
kde : g – tíhové zrychlení ($9,81 \text{ m/s}^2$); H_B – střední hloubka koryta, m
 I_0 – podélný sklon koryta, m/m

Vliv zastoupení stromů a keřů na březích se významně projevuje na zmenšení šířky koryta. Například Hey a Thorne (1986) udává pro zarostlé břehy – na více než polovině délky břehů – šířku koryta asi poloviční oproti pouze zatravněným břehům.

Rozměry výmolu v přirozených korytech typu „tůně a prahy“ za balvanitými prahy určuje například Thomas a kol. (2000).

$$\text{Thomas} \quad y_v = [-0,018 + 1,394 \cdot \Delta s / B_a + 5,514 \cdot q_{25} \cdot I_0 / (B_a^{3/2} \cdot \sqrt{g})] \cdot B_a \quad (10.3)$$

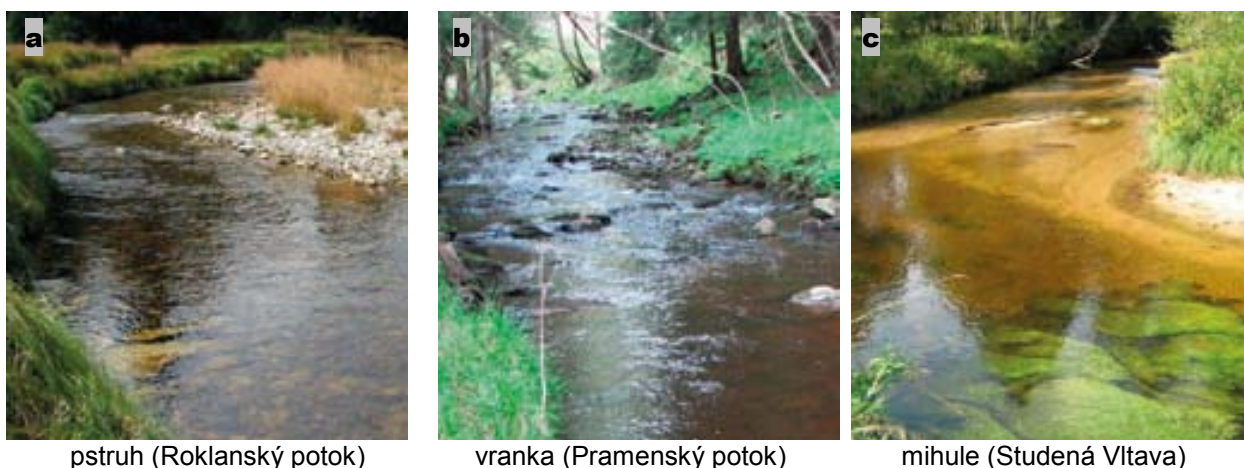
kde : y_v – zahloubení pod korunu prahu, m; Δs – převýšení prahů, m
 B_a – průměrná aktivní šířka koryta, m
 I_0 – průměrný podélný sklon koryta, m/m
 q_{25} – specifický průtok ($\text{m}^3/\text{s/m}$) přes prahy
 (průtok na 1m pro povodňový průtok Q_{25})



Obr. 10.3 Schéma pro výpočet výmolu dna za balvanitými prahy

Uváděné geometrické rozměry koryt je možné využít i pro návrh rybích přechodů, ale je třeba vypočtené hodnoty přizpůsobit nárokům ryb, zvláště hloubky v tůních.

Na následujících snímcích jsou zachyceny typické úseky vodních toků s výskytem pstruha, vranky a mihule potoční. Vhodný substrát pro osídlení vrankou představuje kamenité koryto s množstvím úkrytů, pro mihuli potoční je důležitý lokální výskyt prostředí štěrkopískových až bahnitých náplavů. V návrzích rybích přechodů pro druhy s omezenými schopnostmi plavání by proto měla být v rybích přechodech tato prostředí (včetně hydraulických podmínek) napodobována.



Obr. 10.4 Příklady typických úseků vodních toků s výskytem pstruha, vranky a mihule potoční

Orientační rozměry ryb

Parametry rybích přechodů vycházejí z rozměrů cílových druhů ryb a hydraulických podmínek – rychlostí, hloubek a tlumení energie proudu. „Návrhové“ ryby zájmové lokality reprezentují na jedné straně největší druhy směřované pro výběr velikosti bazénů, otvorů nebo stanovení hloubek. Na druhé straně pak malé ryby, kterým musí trať přechodu poskytnout zóny s mírnými rychlostmi při dně pro odpočinek i překonání spádu mezi bazény. Velikost tůň pro odpočinek nebo mezery v liniích jsou předurčeny zástupci největšího přítomného druhu, ale úpravy dna tůň a přijatelný lokální spád jsou podmiňovány malými druhy (vhodné příklady lze nalézt na velmi velkých řekách s výskytem sumců a mladých úhořů, nebo na potocích se současným osídlením pstruha a vranky).

Tab. 10.2 Orientační rozměry vybraných dospělých ryb pro návrh rybích přechodů (horní mez podle DWA-M509)

druh	orientační rozměry těla dospělých ryb pro návrh RP [m]		
	délka	výška	šířka
pstruh obecný forma potoční	0,25 – 0,5	0,04 – 0,09	0,03 – 0,05
lipan podhorní	0,35 – 0,5	0,06 – 0,09	0,04 – 0,05
mník jednovousý	0,35 – 0,7	0,06 – 0,13	0,05 – 0,10
jelec tloušť	0,30 – 0,6	0,06 – 0,12	0,03 – 0,07
bolen dravý	0,50 – 0,8	0,12 – 0,18	0,05 – 0,07
parma obecná	0,40 – 0,8	0,06 – 0,13	0,04 – 0,09
cejn velký	0,35 – 0,7	0,11 – 0,21	0,04 – 0,07
štika obecná	0,50 – 1,0	0,09 – 0,17	0,04 – 0,07
sumec velký	0,80 – 1,6	0,18 – 0,35	0,11 – 0,22
losos, pstruh f. mořská, hlavátka	0,80 – 1,0	0,14 – 0,17	0,08 – 0,10
jeseter velký	3,0	0,51	0,36

Rychlosti plavání ryb

Rychlosti se obvykle odvozují z doby, kterou jsou ryby schopny plavat proti proudu. Pro hodnocení jsou zavedeny pojmy skoková rychlost (burst, darty, sprint), měřená obvykle po dobu 20 sekund a ustálená cestovní rychlost, kterou jsou ryby v závislosti na teplotě vody schopny udržovat po dobu více než 200 minut. Maximální rychlost vypovídá o nejvyšší rychlosti, kterou je schopna ryba vyvinout a odpovídá rychlosti proudění, kterou již nedokáže ryba překonat a je strhávána proudem pod překážku. Hodnoty skokové rychlosti se mohou použít například pro návrh krátkých skluzů nebo propustků (Bates, 2000), které dokážou ryby překonat najednou (obvykle úseky délky do 10 m). Naopak v dlouhých propustcích (v desítkách metrů), kde není možné zřizovat odpočivné bazény, se používají hodnoty ustálené cestovní rychlosti. Problematické však může být přímé použití těchto laboratorních výsledků v přírodních podmínkách.

Tab. 10.3a Příklad průměrných rychlostí plavání ryb při teplotě 10–15 °C podle Clough a kol. (2004)

velikost ryb	rychlost	rychlost plavání ryb [m/s]							
		pstruh	lipan	tloušť	proudník	parma	plotice	cejn	úhoř
5 cm	cestovní	0,42	0,35	0,53	0,49	0,53	0,25	0,14	–
	skoková	0,57	0,99	1,04	0,91	1,61	0,79	1,00	–
10 cm	cestovní	0,79	0,41	0,85	0,52	0,59	0,48	0,28	0,00
	skoková	1,04	1,32	1,25	1,21	2,02	1,13	1,17	0,01
20 cm	cestovní	1,37	0,53	0,86	0,71	0,70	0,93	0,55	0,14
	skoková	1,52	1,66	1,45	1,51	2,44	1,47	1,35	1,15

Tab. 10.3b Příklad průměrných rychlostí plavání ryb při teplotě 10–15 °C podle Tudorache a kol. (2008) a Bessona a kol. (2009)

(2000) a Bessona a kol. (2000)								
druh		vranka ¹⁾		mřenka ¹⁾		hrouzek ¹⁾		mihule ²⁾
velikost ryb		7,4 cm		7,2 cm		12,3 cm		15 cm
teplota vody		10 °C	15 °C	10 °C	15 °C	10 °C	15 °C	10 – 15 °C
rychlost [m/s]	maximální	1,12	0,90	1,08	0,84	1,18	1,37	0,9 – 1,0
	cestovní	–		0.18		0.5		0.4

Legenda : ¹⁾ Tudorache a kol. (2008); vranka obecná, mřenka mramorovaná, hrouzek obecný
²⁾ mihule potoční podle Bessona a kol. (2009); tíž autoři doporučují tlumení energie v RP pod hodnotu 0,08 kW/m³

Bazénové typy rybích přechodů nabízejí prostor pro odpočinek v každém bazénu a nutí ryby překonávat zvýšené rychlosti jen na krátkém úseku – zpravidla do 1 m (viz obr. 10.3). V této oblasti proplavání „krátkých vzdáleností“ (za čas přibližně sekundy) zúženého paprsku ve štěrbinách nebo otvorech přepážek tedy nejsou hodnoty skokové rychlosti měřené po dobu 20 sekund (viz tab. 10.3a) směrodatné.

Základní hydraulické parametry bazénů nebo skluzů RP

Larinier a kol. (2002) doporučil namísto míry turbulence používat souhrnný ukazatel pro „tlumení energie“ proudu – striktně jako výkon průtoku vztažený k objemu bazénu nebo skluzu – a stanovil doporučené hodnoty pro lososa hodnotou do 0,20 kW/m³ a pro sladkovodní říční druhy do 0,15 kW/m³. Z těchto hodnot pak určuje potřebné objemy. Hodnoty dále podrobněji rozvádí TNV 75 2321 a také DWA-M 509, které jsou převzaty do tabulky 10.4.

$$V = \rho_w \cdot g \cdot Q \cdot \Delta h / P \quad (10.4)$$

kde : V – nejmenší objem bazénu, m³ $\rho_w \cdot g$ – měrná tíha vody, kN/m³
 Q – průtok, m³/s Δh – rozdíl hladin mezi bazény, m
 P – přípustný dissipovaný výkon v bazénu nebo skluzu, kW/m³
pro výpočet skluzu $\Delta h = v^2 / (2 \cdot g)$ v – rychlost na skluzu, m/s

DWA-M509 (2010) rozčleňuje úseky vodních toků podle charakteristického zastoupení ryb, obdobně jako historické Fričovo dělení na pásma pstruhová, lipanová, parmová a cejnová. V Evropské unii se standardně dělí vody pouze na lososové a kaprové, ale rozdělení na pásma se dnes používá pouze orientačně pro snazší vysvětlení prostorové distribuce ryb v podélném profilu toku. Obdobně jako dochází k poklesu podélného sklonu mezi horními a dolními úseky vodních toků (viz obr. 12.2), doporučuje DWA-M509 snižování spádu mezi bazény nebo podélného sklonu, či zkrácení přijatelných délek skluzu nebo snížení nejvyšších rychlostí na skluzech. Nicméně výsledný vliv na očekávané zvýšení účinnosti rybích přechodů nebyl dosud experimentálně kvantifikován.

Tab. 10.4 Hydraulické parametry bazénových RP a balvanitých skluzů podle DWA-M509 (2010)

vodní prostředí		pásma	maximální lokální rozdíl hladin [m]	přípustné tlumení energie v RP ¹⁾ [kW/m ³]	
				bazény	skluzy
epi	rhitron	pstruhové – horní	0,18 – 0,25	0,30	0,25
meta		pstruhové – dolní	0,17 – 0,22	0,27	0,22
hypo		lipanové	0,15 – 0,20	0,25	0,20
epi	potamon	parmové	0,13 – 0,17	0,20	0,15
meta		cejnové	0,11 – 0,15	0,17	0,12

Legenda : ¹⁾ pro balvanité přechody a skluzy zavádí navíc snížení uvedených hodnot o 10 %

Tab. 10.5 Maximální rychlosti v prostupných drsných korytech (skluzech) v závislosti na délce úseku balvanitého skluzu (obr. 10.24) a skluzu s izolovanými balvany podle DWA-M509 (2010)

vodní prostředí		pásma	maximální profilová rychlost [m/s] podle délky skluzu:		
			≤ 5 m ¹⁾	5 – 10 m ¹⁾	> 10 m ¹⁾
epi	rhitron	pstruhové – horní	1,6 / 1,7	1,4 / 1,6	0,9 / 1,4
meta		pstruhové – dolní	1,5 / 1,6	1,2 / 1,5	0,9 / 1,3
hypo		lipanové	1,4 / 1,5	1,2 / 1,4	0,8 / 1,2
epi	potamon	parmové	1,3 / 1,4	1,1 / 1,3	0,7 / 1,1
meta		cejnové	1,2 / 1,3	1,0 / 1,2	0,7 / 1,0

Legenda : ¹⁾ hodnoty platné pro balvanitý skluz / pro skluz strukturovaný izolovanými balvany

10.2 BAZÉNOVÉ PŘECHODY

Kaskády bazénů jsou formovány balvanitými liniemi (prahy) nebo úzkými příčnými přepážkami s výřezy či otvory, kde dochází k tlumení energie v jednotlivých bazénech. Předložený výčet bazénových přechodů zachycuje jen zúžený výběr řešení s dnovými otvory nebo štěrbinami umožňující plynulé navázání dna, které zajistí spolu s balvanitou úpravou dna migrační cestu při dně se sníženými rychlostmi mezi balvany, a tím nabídne vhodné prostředí včetně úkrytů i pro malé ryby. Dále jsou zmíněny tyto dílčí typy základních úprav nebo konstrukcí:

- balvanitý RP – úprava s nepravidelnými liniemi balvanů,
- štěrbinový RP (jednoduchý, dvojité, s prahy ze sloupků, meandrový),
- komůrkový a jeho modifikace,
- kartáčový.

Za nejúčinnější řešení je všeobecně pokládán přírodě blízký obtokový kanál odpovídající přirozenému korytu s výskytem shodných návrhových druhů ryb, který ale vyžaduje dostatečný prostor a klade vysoké nároky na lokalizaci i hydraulické podmínky na vstupu. Na druhé straně však může poskytnout vhodné podmínky pro migrace nejširšímu spektru ryb. Za další efektivní přechod je obvykle považována balvanitá úprava s balvanitými liniemi o podélném sklonu do 5 %. Pokud lokalita překážky neposkytuje vhodné podmínky pro realizaci předchozích úprav, je vhodné se obrátit k dalším technickým konstrukcím štěrbinového, komůrkového nebo kartáčového typu, kde podélný sklon obvykle vychází pro kaprovité druhy ryb kolem 5 %. Výběr typu rybího přechodu je často limitován také požadavky na omezení technických zásahů do konstrukcí a snížením nároků na údržbu přechodů.

V návrhu konkrétního RP se uplatňuje kombinace kritérií vztažených k rozměrům ryb a k hydraulickým podmínkám – přípustný spád nebo rychlost a tlumení energie proudu (viz tab. 10.4–10.6 a 10.10). Dále jsou pro informaci uvedeny základní rozměry i hydraulické parametry bazénových typů (balvanité, štěrbinové a komůrkové) převzaté z prací Larinier a kol. (2002); Armstrong a kol. (2010) a DWA-M509 (2010).

Tab. 10.6 Doporučené základní hydraulické parametry bazénových rybích přechodů podle Armstronga a kol. (2010)

druhy ryb	sladkovodní ryby ¹⁾	pstruh obecný	pstruh f.mořská ²⁾	losos obecný
maximální rozdíl hladin [m]	0,1 – 0,2	0,15 – 0,3	0,3 – 0,45	0,45 – 0,6
maximální rychlost ³⁾ [m/s]	1,4 – 2,0	1,7 – 2,4	2,4 – 3,0	3,0 – 3,4

Legenda : ¹⁾ sladkovodní ryby s výjimkou lososovitých

²⁾ pstruh obecný forma mořská

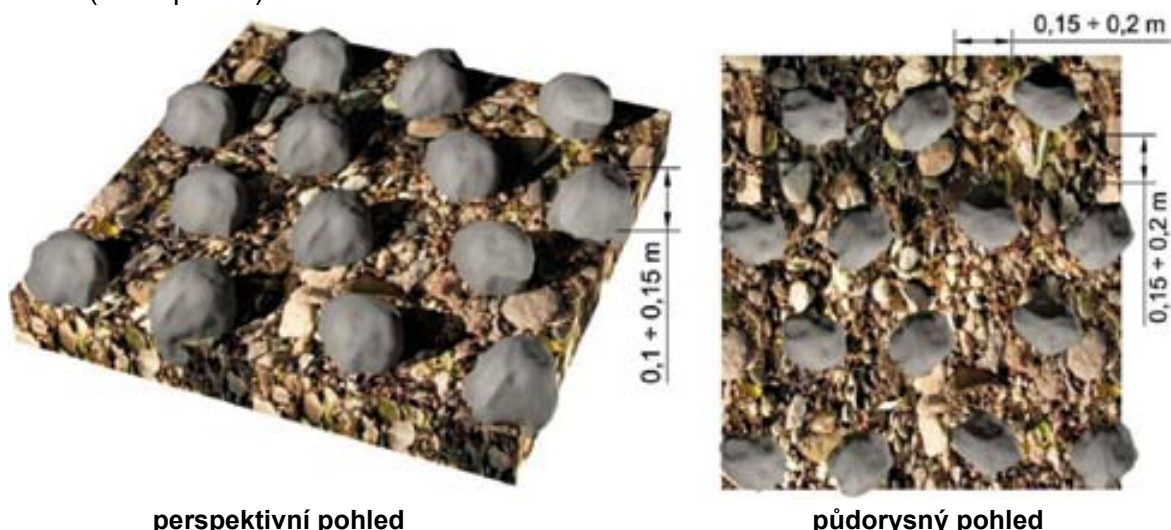
³⁾ maximální bodová rychlost odpovídající maximálnímu spádu hladin ($u=\sqrt{(2g \cdot \Delta h)}$)

Tab. 10.7 Doporučené informativní základní geometrické parametry bazénových rybích přechodů podle různých autorů – označení viz obr. 10.15

autor	rybí přechod	geometrické parametry		
		délka bazénu	šířka bazénu	A – šířka štěrbin nebo výřezu
Armstrong a kol. (2010)	štěrbinový	10·A	8·A	A=0,2 – 0,6 m (min. 0,2 m pro pstruha; min. 0,3 m pro lososa)
	komůrkový	(8–10)·A	(4–6)·A	
Lenne (1990)	štěrbinový	8,11·A	6,63·A	A – šířka štěrbin (viz obr. 10.15)
DWA M–509 (2010)	komůrkový, štěrbinový	L_B	$(^{1/2-2/3}) \cdot L_B$	L_B – délka bazénu podle druhu a velikosti ryby (trojnásobek délky těla ryby)

Délky bazénů i rozměry otvoru (štěrbiny) nebo hloubky na skluzu jsou determinovány především rozměry „návrhových“ ryb dané lokality. Ostatní rozměry kaskády bazénů jsou jen informativní a vycházejí z hydraulických podmínek – zvláště tlumení energie proudu.

Dno bazénů je třeba utvářet drsné z rastru balvanů (u všech typů) o velikosti středního zrna alespoň 0,25 m. Konkrétní velikost se určuje výpočtem podle způsobu jejich uložení nebo kotvení. V místech zúžení paprsku při dně lze také kombinovat úpravy pro malé úhoře nebo mihule (Besson a kol., 2009) s kartáčovým substrátem vyvinutým pro speciální přechody pro úhoře (viz kap 10.5).



perspektivní pohled

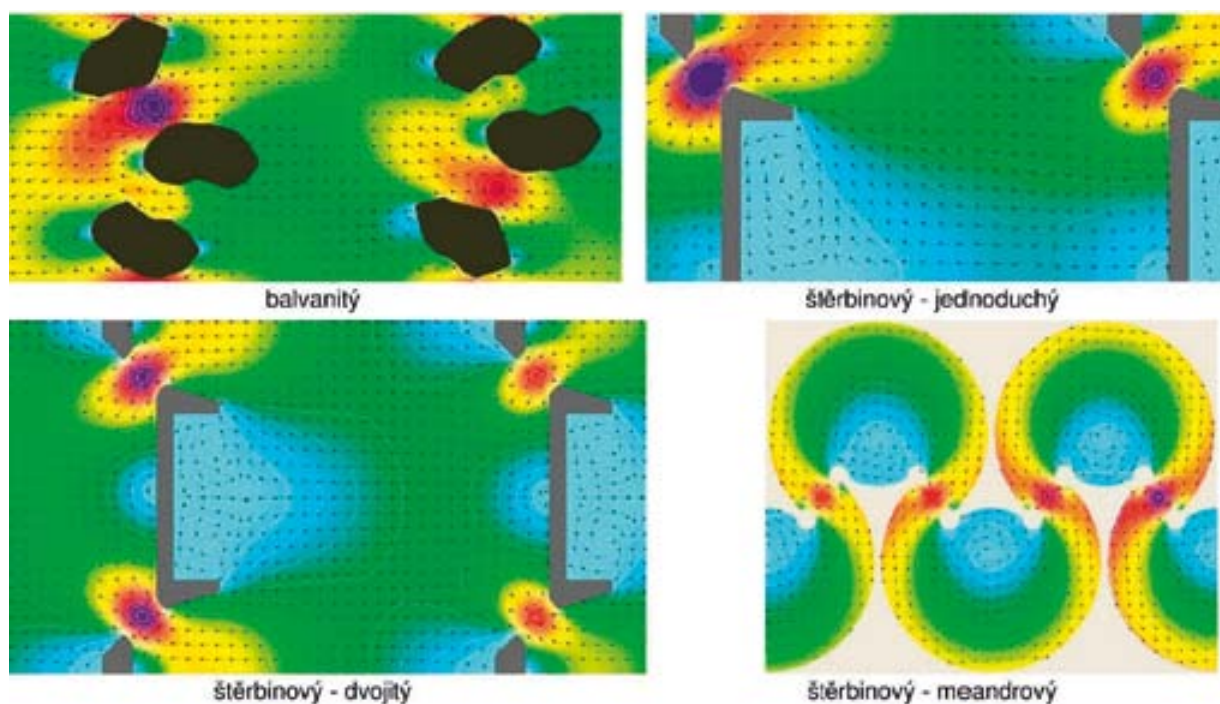
půdorysný pohled

Obr. 10.5 Idealizované schéma balvanité úpravy dna mezi přepážkami nebo liniemi s kótovaným převýšením koruny kamene nade dnem (0,1–0,15 m) v perspektivním pohledu a mezerami mezi balvany v půdorysném pohledu (0,15–0,2 m)

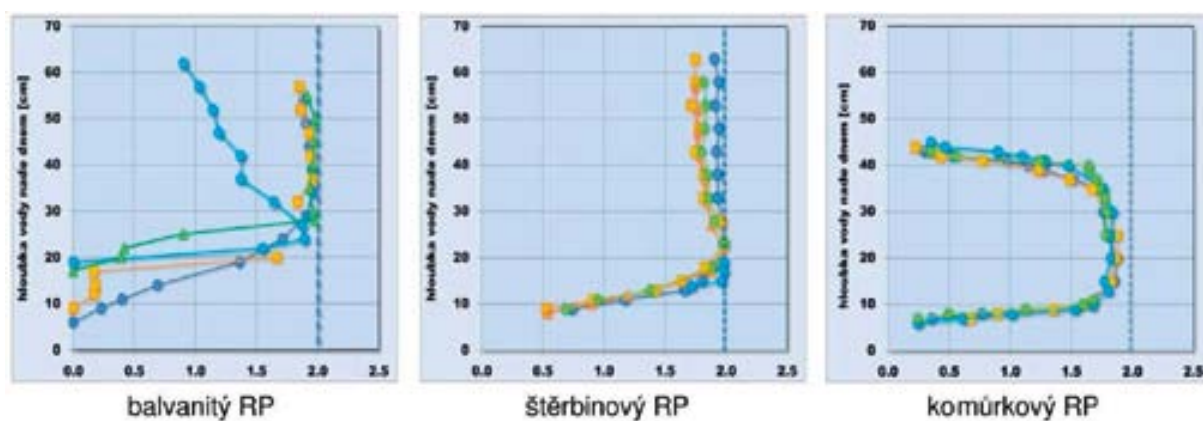
Bezprostředně pod přepážkami dochází ke koncentraci proudění ve výtokovém nebo přepadovém paprsku (viz obr. 10.6) a tento proud musí ryby překonat. K zajištění přijatelné rychlosti v bazénech se uplatňují dva přístupy a jejich kombinace – snižování spádu mezi bazény na 0,1–0,2 m a vytvoření zóny s nízkými rychlostmi v části prostoru pomocí rastru z balvanů nebo substrátu pro úhoře (viz kap. 10.13).

Následující výsledky modelového řešení proudění poskytují představu o zvýšení svislicových rychlostí v zúžení paprsku, ale i jeho omezení na relativně krátký úsek, a to u všech hodnocených bazénových typů. Rozdělení rychlostí na svislici bezprostředně pod přepážkou, určeného hydrometrováním (viz obr. 10.7), ukazuje vzájemně podobné průběhy. Maximální rychlost při dně odpovídá teoretické rychlosti určené z Torricelliho vzorce ($u = \sqrt{2g \cdot \Delta h}$), zatímco v prostorech mezi balvany dna zůstávají relativně klidné zóny.

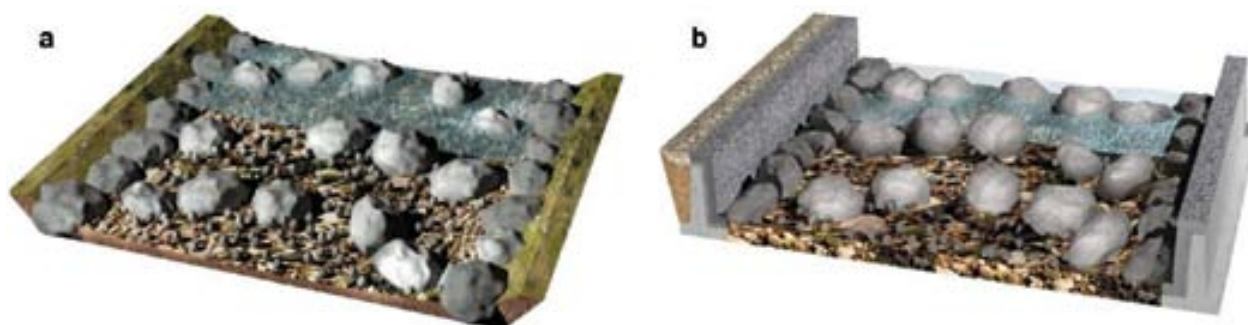
V **balvanitém bazénovém přechodu** jsou tůně vytvářeny nepravidelnými liniemi velkých balvanů (viz obr. 10.8). Linie není vhodné budovat v přímém směru, ale používají se půdorysná zakřivení ve tvaru písmen A, U, V, W a J (s vrcholem orientovaným proti proudu), které koncentrují proud ke středu koryta a podporují zde výmol, zatímco šikmé (odkloněné) části snižují namáhání břehu. DWA-M509 (2010) a TNV 75 2321 (2011) doporučují jednu z mezer mezi balvany ponechat širší a další pak nastavovat s rozdílnými menšími šířkami (viz tab. 10.8). Používat lze jak valounů, tak i lomového kamene, u kterého je zapotřebí upravit případné ostré hrany, kde by se ryby mohly poranit.



Obr. 10.6 Rychlostní pole v bazénových přechodech – půdorys (směr hlavního proudu zprava doleva)



Obr. 10.7 Příklady měřených bodových rychlostí na svislici v zúženém paprsku (pro spád $\Delta h = 0,2$ m vychází největší rychlost $u_{\max} = 2$ m/s); hodnoty hloubek se vztahují k nejhlubšímu dnu pod balvanitým prahem nebo pod přepážkami



Obr. 10.8 Bazénový přechod s balvanitými liniemi: a) v přírodě blížším korytě, b) v nábrežních zdech



Obr. 10.9 Štěrbínový přechod s liniemi ze sloupků

V případech, kdy nelze realizovat vhodné balvanité linie, lze vytvořit kaskádu tůní pomocí „štěrbínových prahů“ ze svislých sloupků. Sloupky je možné použít přírodní čedičové, dřevěné piloty nebo kruhové válce z betonu, které generují mírnější výmoly než hranoly. Vhodné je půdorysné uspořádání do V nebo U, shodně s balvanitými prahy.

Balvanitý bazénový nebo štěrbínový přechod ze sloupků poskytuje možnost modelování miskovitěho balvanitého koryta s rozdílnými hloubkami v příčném profilu tůní a formování rozdílných velikostí štěrbin mezi balvany či sloupky a nabízí tak různorodá pole rychlostí a hloubek.

Tab. 10.8 Balvanitý bazénový přechod s nejmenšími hodnotami parametrů podle DWA-M509 (2010)

druhy ryb	bazén [m]			mezera [m]	
	délka	šířka	hloubka	šířka ¹⁾	hloubka
pstruh	1,8	1,0	0,3	0,2–0,4	0,2
lipan, tloušť, plotice	2,0	1,4	0,4	0,4–0,6	0,3
parma, candát, štika, losos, hlavatka	3,0	1,8	0,5	0,6	0,4
cejn, kapr	3,0	1,8	0,6	0,6	0,5
jeseter velký	9,0	5	1,5	1,1	1,0

Legenda : ¹⁾ mezi balvany rozdílné mezery, jedna z nich by měla dosáhnout uvedené vyšší hodnoty

Pro balvanité úpravy na horních úsecích málovodných potoků lze pro pstruhy podstatně menších délek než 0,5 m vycházet z TNV 75 2322 (Zařízení pro migraci ryb a dalších živočichů přes překážky v malých vodních tocích) nebo určovat rozměry přímo z délky ryby a odvozovat délku bazénu jako trojnásobek délky ryby (Armstrong a kol., 2010; DWA-M509, 2010) a minimální hloubku vody uvažovat jako dvojnásobek rozdílu hladin mezi tůněmi, avšak s minimem 0,15 m. Výsledný návrh je pak nutné vždy korigovat podle požadavků na další druhy ryb podle spádu nebo rychlosti a energie proudu. Také je vhodné z praktického hlediska přizpůsobit šířku koryta velikosti použitých velkých balvanů v prazích.

Příklady balvanitých bazénových přechodů na obrázku 10.10 ukazují různá uspořádání balvanitých linií. Snímky v horní řadě zachycují přechod ve volném terénu, střední řada využití jezového pole a zřízení přechodu v nábrežních zdech, dolní pak představuje nepravidelné linie balvanů v části podjezí šikmého jezu.



VD Deggern (Rýn)



VD Ruppoldingen (Aare)



Lippstadt (Lippe)



jez Damsau (Limmat)

Obr. 10.10 Bazénový balvanitý rybí přechod (s balvanitými liniemi) – příklady realizace ve Švýcarsku a Německu

Kombinaci různých typů RP zobrazují snímky na obr. 10.11 s rozdělením koryta na rameno s balvanitými liniemi a rameno s plochým balvanitým drsným skluzem, který umožní výstup silným plavcům, kteří se nemusí zdržovat hledáním cesty mezi balvany.

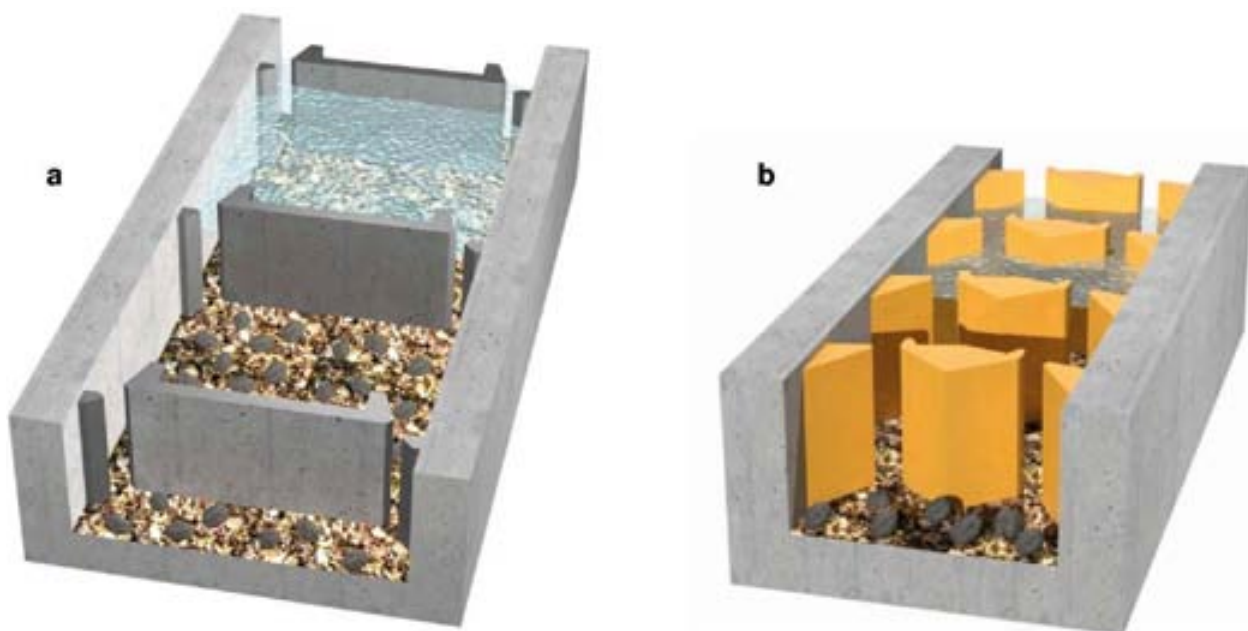


VD Doggern (Rýn)

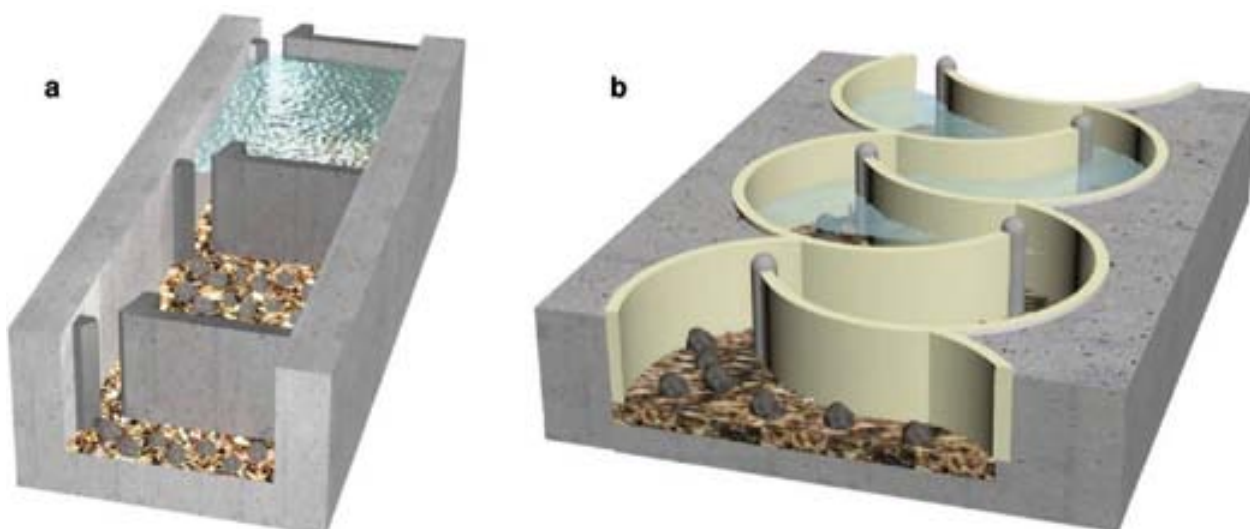
VD Rapperswil (Aare)

Obr. 10.11 Příklady kombinace bazénové balvanité tratě (s liniemi balvanů při pravém břehu) a plochého balvanitého drsného skluzu (Švýcarsko)

Štěrbínový RP. Pokud lokalita překážky neposkytuje vhodné podmínky pro realizaci balvanitých úprav, je vhodné se obrátit k dalším technickým konstrukcím dvojitého (viz obr. 10.12) nebo jednoduchého (viz obr. 10.13) štěrbinového typu. Předností této konstrukce je snadná údržba. Současně Larinier (2002) upozornil na nepříznivý vliv zpětného proudění (viz obr. 10.6) na orientaci malých ryb, který je možné podle Mefforta (2008) částečně potlačit půdorysným zešíkmením vzdušného líce přepážky (viz obr. 10.12b).



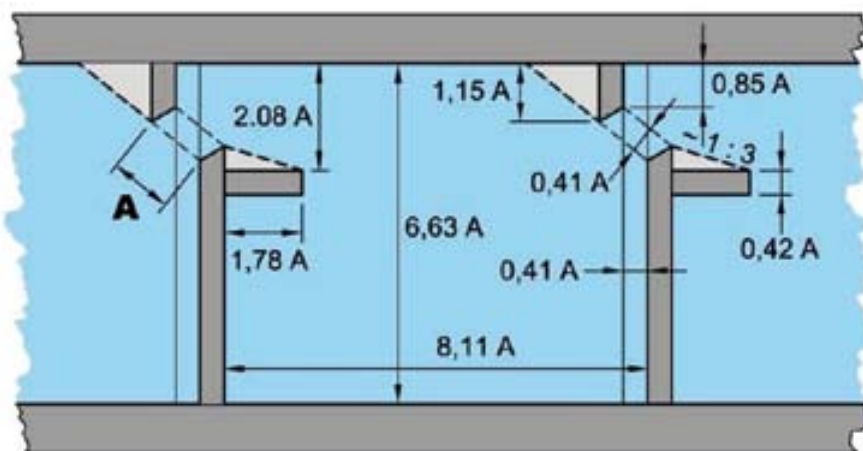
Obr. 10.12 Dvojité štěrbinové rybí přechody – a) standardní, b) prefabrikované příčky se zešíkmeným vzdušným lícem přepážky podle Mefforta (2008)



Obr. 10.13 Jednoduché štěrbinové rybí přechody – a) standardní, b) meandrový



Obr. 10.14 Proudění ve štěrbinovém RP.



Obr. 10.15 Doporučené relativní geometrické parametry štěrbinového přechodu podle Lenne (1990), uvedené v Larinier a kol. (2002)

Tab. 10.9 Jednoduchý šterbinový přechod – nejmenší rozměry podle DWA-M509 (2010)

druhy ryb	bazén [m]		šterbina [m]	
	délka	šířka	šířka	min. hloubka
pstruh	1,8	1,35	0,15	0,5
lipan, tloušť, plotice	2,2	1,65	0,20	0,5
parma, candát, štika, losos, hlavatka	3,0	2,25	0,30	0,5
cejn, kapr	3,1	2,33	0,38	0,48
jeseter velký	9	6,75	1,08	1,02

Tab. 10.10 Jednoduchý šterbinový přechod – informativní hodnoty pro sladkovodní ryby a lososa s parametry podle TNV 752321

druhy ryb	bazén [m]			rozdíl hladin [m]	šířka šterbiny [m]
	délka	šířka	hloubka		
pstruh, lipan, ouklej, parma	≥ 1,9	≥ 1,2	≥ 0,5	≤ 0,2	0,15–0,17
losos obecný	2,75–3,0	≥ 1,8	≥ 0,75	≤ 0,3	0,3

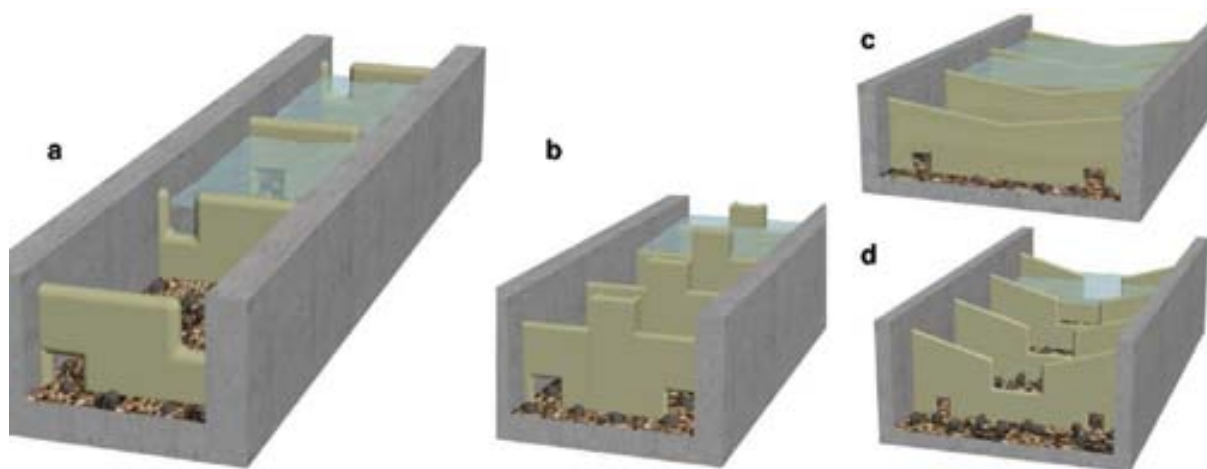
Tab. 10.11 Informativní parametry jednoduchého šterbinového přechodu doporučeného pro sumce délky 1,6 m dle DWA-M509 (2010) a odvozené hodnoty pro délku těla 1,5 m

sumec – délka těla	nejmenší rozměry bazénu		šířka šterbiny
	délka	hloubka	
1,5 m	4,5 m	0,82 m	0,63 m
1,6 m	4,8 m	0,88 m	0,67 m

Tab. 10.12 Meandrový rybí přechod – průměry bazénů podle DWA-M509 (2010)

pásmo	pstruhové – horní / dolní	lipanové	parmové	cejnové
min. průměr	1,8 m / 2,0 m	2,3 m	3,8 m	4,5 m

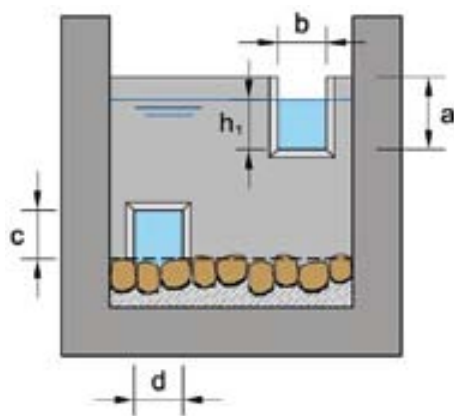
Komůrkové přechody a jejich modifikace využívají různé kombinace otvorů u dna a hlubokých výřezů (přelivů) v příčné přepážce. Příklady variantních úprav přepážek jsou uvedeny na obr. 10.16; všechny uvedené variace vyžadují modelaci drsného dna z balvanů a kamenů. Obdobné konstrukce mohou být využity při rekonstrukcích stávajících komůrkových přechodů, ale je třeba zajistit údržbu průtočného průřezu otvorů u dna, které jsou náchylné na ucpávání.


Obr. 10.16 Komůrkové rybí přechody – a) standardní, b) Ice-Harbor, c) trojúhelníkový typ, d) trojúhelníkový typ s centrálním výřezem

Tab. 10.13 Komůrkový přechod – nejmenší rozměry podle DWA-M509 (2010)

druhy ryb	bazén [m]			otvor u dna [m]		přeliv [m]	
	délka	šířka	hloubka	šířka	výška	šířka	výška ¹⁾
pstruh	1,5	0,75	0,5	0,15	0,17	0,15	0,17
lipan, tloušť, plotice	1,8	1,0	0,5	0,20	0,24	0,20	0,24
parma, candát, štika, losos, hlavatka	3,0	1,5	0,5	0,30	0,34	0,30	0,34
cejn, kapr	2,4	1,5	0,48	0,38	0,48	0,38	0,48
jeseter velký	9	4,5	1,02	1,08	1,02	1,08	1,02

Legenda : ¹⁾ přepadová výška – h_1 platná pro hodnotu nejmenšího návrhového průtoku (nezahrnuje převýšení konstrukce nad návrhové hladiny)



Příčná přepážka komůrkového přechodu

výřez – přeliv v příčné přepážce

a – hloubka výřezu b – světlá šířka přelivu

h_1 – přepadová výška

otvor u dna

c – světlá výška otvoru nad korunami balvanů

d – světlá šířka otvoru

Obr. 10.17 Komůrkový rybí přechod – pohled na přepážku

Kartáčové rybí přechody (obr. 10.18) přinášejí poddajnou konstrukci příčných přepážek. Také pro ně zůstávají v platnosti základní rozměry komůrkového přechodu. Kartáče lze kombinovat i s jinými typy přechodů ve společné nebo oddělené trati. Jednotlivé kartáčové bloky jsou vytvářeny ze svazků elastických plastových prutů výšky 0,3 nebo 0,5 m a ukládají se v liniích na příčné prahy se štěrbinami tak, aby mezi nimi – včetně základu – zůstala zachována mezera nebo otvor adekvátní štěrbinovým (viz tab. 10.9 a 10.11) nebo komůrkovým RP (viz tab. 10.13). Se zvýšením hladiny nad korunu kartáčů se hydraulické podmínky blíží proudění na skluzech, ale v tůních za kartáči se zachovávají nízké rychlosti. Předností kartáčů je snadná instalace s možností použití ve vhodně uspořádaných sportovních propustech (tam kde je možné situovat vstup RP bezprostředně pod překážku v blízkosti proudnice). Zatím není znám časový průběh nevratných deformací a skutečná životnost vyplývající z odolnosti použitého materiálu.

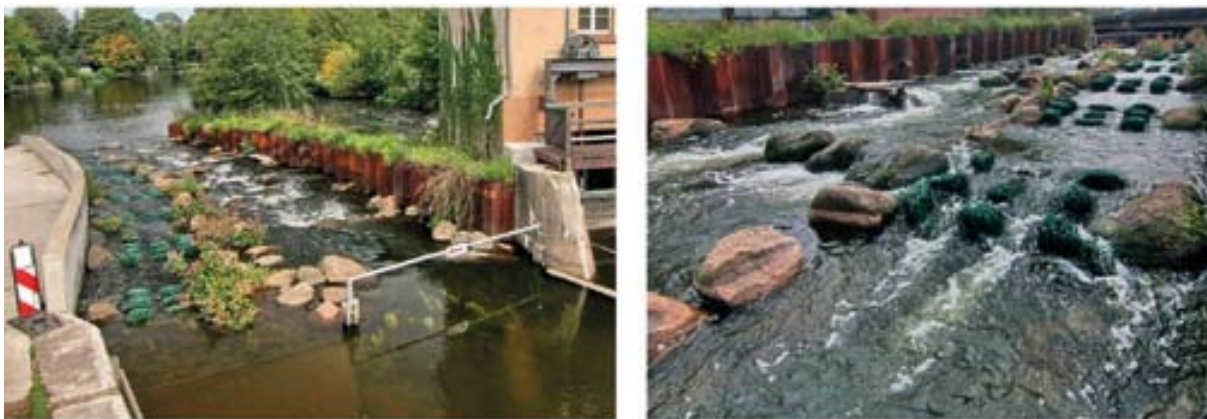


jez Budín



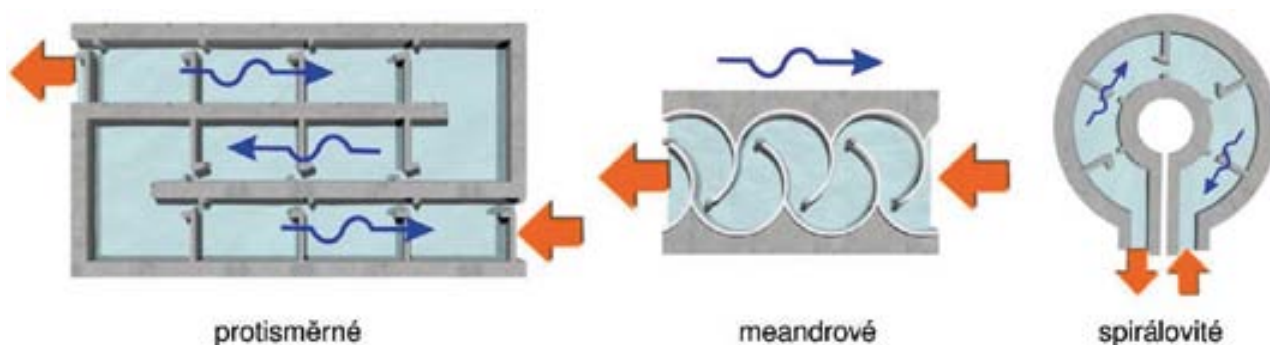
jez Černé Budy

Obr. 10.18 Kartáčové rybí přechody na řece Sázavě za různých průtoků



Obr. 10.19 Kombinace balvanitého a kartáčového RP v Braunschweigu na řece Oker (Německo)

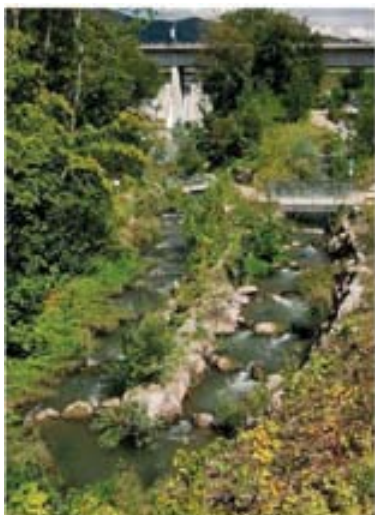
Vedení trasy přechodu (viz obr. 10.20–10.23). Mezi přednosti bazénových typů náleží možnost ostře měnit směr; vedle sebe mohou vést protisměrné žlaby kaskády, také lze bazény formovat do „meandrů“ (DWA-M509), nebo bazény uspořádat do spirály (Clay, 1995). V kaskádě bazénů Clay (1995) nedoporučuje vkládat odpočivné bazény – kromě míst obratu tratě. Ve velkých bazénech dochází k poklesu rychlosti i intenzity turbulence, ale s tím je spojena i sedimentace splavenin. Také do nich může být splavován štěrkový materiál z úpravy dna přechodu, a pak tyto prostory nebudou schopny nabídnout rybám místo pro odpočinek. Svůj význam mají jen v oblasti změny směru trasy, kde postačí zdvojnásobení délky návrhového bazénu, ale jinak samotné bazény nutně splňují nároky i na odpočinek ryb. Mimo vlastní kaskádu se zřizují spojné žlaby nebo koryta s úspornější šířkou, která může klesnout asi na 2/3 šíře kaskády, ale současně i zde je třeba zajistit drsné dno s balvany.



Obr. 10.20 Příklady řešení trasy

Inspirojící řešení pro nízké spády představila společnost Fish Flow Innovation (Nizozemsko), která umístila bazénový přechod do potrubí násosky, kde je tlak vzduchu snižován vývěvou.

Příklady změny směru trasy realizovaných rybích přechodů představují následující snímky (obr. 10.21 až 10.23) balvanitého a štěrbinových RP.



VD Wettingen (Limmat)



VD Rheinfelden (Rýn)

Obr. 10.21 Příklady vedení trasy balvanitého a štěrbinového RP (Německo)



Obr. 10.22 Realizace štěrbinového – meandrového RP na VD Drakenburg (Weser, Německo)

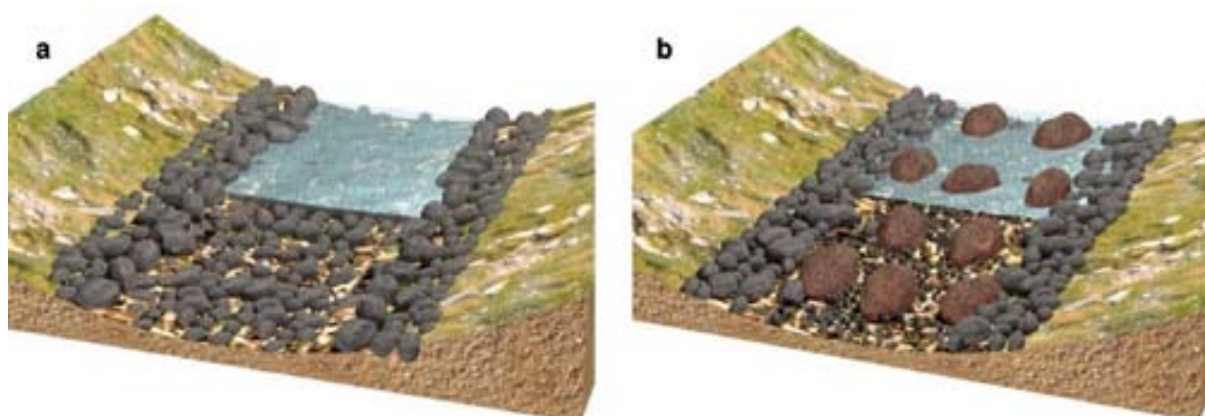


Obr. 10.23 Změna směru ve štěrbinovém RP na VD Geesthacht na Labi (Německo)

10.3 SKLUZY

Skluzy zahrnují pestrou nabídku odlišných konstrukcí, od přírodě blízkých balvanitých (drsných) skluzů, případně doplněných o šachovitě rozmístěné solitérní balvany (DWA-M509, 2010), přes ryze technické zdrsňené skluzy – jako jsou Larinierovy aktivní bloky (Larinier a kol., 2002), až po variantní úpravy Denilova rybího přechodu (Fatou, „Aljaška A“; podle Armstrong a kol., 2010). Pro proudění na skluzech je charakteristické průběžné tlumení energie proudu spojené s turbulencemi a provzdušněním, kterého se dosahuje drsnostními prvky, jako jsou balvany nebo úzké lamely a žebra nebo prahy ve dně i na stěnách.

Skluzy vyžadují přímou trasu a změny směru je možné provádět jen v odpočivných bazénech (vývarech) vkládaných mezi úseky, které ryby dokážou překonat najednou.



Obr. 10.24 Drsné skluzy z balvanů – a) balvanitý skluz, b) skluz strukturovaný izolovanými balvany

Tab. 10.14 Doporučené hydraulické parametry zdrsňených skluzů podle Armstrong a kol. (2010)

druhy ryb	sladkovodní ryby ¹⁾	pstruh obecný	pstruh f.mořská ²⁾	losos obecný
maximální délka úseku ³⁾ [m]	8 – 10	8 – 10	10 – 12	10 – 12
maximální rychlost [m/s]	1,1 – 1,3	1,2 – 1,6	1,3 – 2,0	1,3 – 2,0

Legenda :

- ¹⁾ sladkovodní ryby s výjimkou lososovitých
- ²⁾ pstruh obecný forma mořská
- ³⁾ délka úseku RP, kterou jsou ryby schopny překonat najednou



Obr. 10.25 Příklad balvanitého skluzu strukturovaného izolovanými balvany

Podrobné řešení geometrických a hydraulických parametrů balvanitých skluzů předkládá DWA-M509 (2010), odkud jsou ve zkrácené formě převzaty požadované hloubky a rozměry

koryta a světlé vzdálenosti izolovaných velkých balvanů, pro které se doporučuje používat velikost zrna alespoň 0,6 m. Podélný sklon skluzů se obvykle pohybuje kolem 3–5 %.

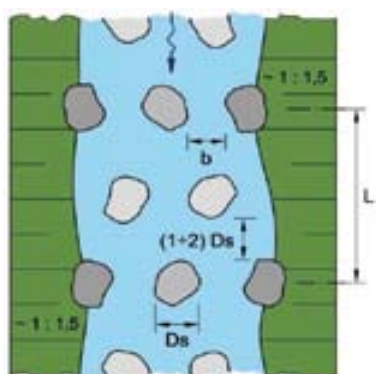
Tab. 10.15 Minimální hloubky a šířky dna balvanitého skluzu a strukturovaného balvanitého skluzu s izolovanými balvany podle DWA-M509 (2010)

druhy ryb	koryto – min. rozměry [m] ¹⁾		vzdálenost mezi balvany [m]	
	hloubka	šířka	L_s – podélná ²⁾	b – příčná ²⁾
pstruh	0,3	1,0	1,5	0,25
lipan, tloušť, plotice	0,4	1,5	1,8	0,3
parma, candát, štika, losos, hlavatka	0,5	2,0	3,0	0,4
cejn, kapr	0,6	2,0	3,0	0,5
jeseter velký	1,5	3,0	9,0	1,4

Legenda :

¹⁾ hodnoty platné pro oba skluzy

²⁾ nejmenší světlá vzdálenost L_s – podélná ve směru proudu
 b – příčná kolmo na proud



Legenda :

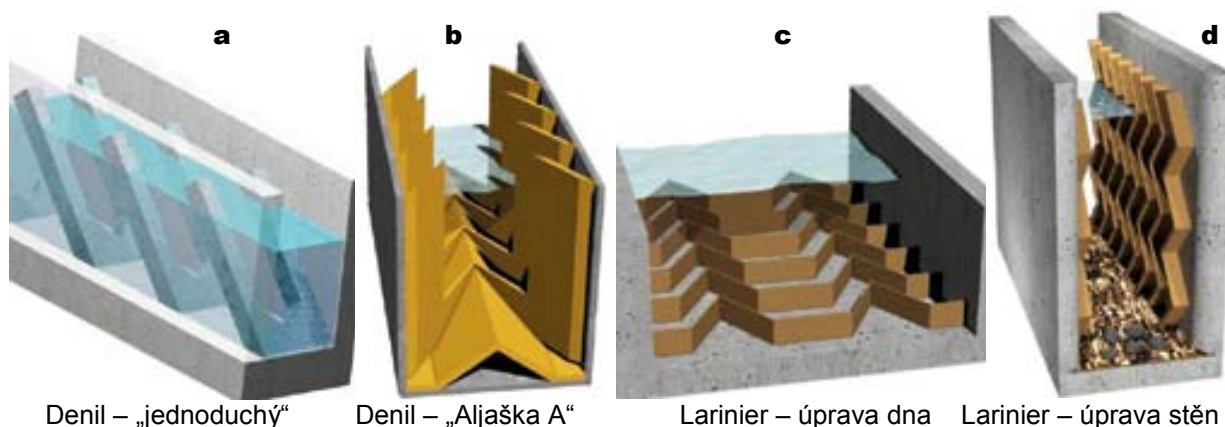
L – osová vzdálenost balvanů,

$D_s = D_{50}$ – velikost středního zrna balvanů,

$L_s = L - D_s$ (podélné světlé vzdálenosti balvanů přibližně odpovídají délkám bazénů)

Obr. 10.26 Strukturovaný balvanitý skluz s izolovanými balvany podle DWA-M509 (2010)

Denilovy rybí přechody byly původně konstruovány ve velkém podélném sklonu (do 20 %) pro dospělé lososovité ryby, přičemž jejich potenciální účinnost za sklonů pod 10 % i pro malé ryby nebyla systematicky ověřena. Denilův žlab je všeobecně považován za vhodný pro velké lososovité druhy. Nicméně Mallen-Cooper a Stuart (2007) testovali průchodnost žlabu délky 8 m, a to nejen ve strmém podélném sklonu 20 %, ale také v nižších sklonech až 8,3 % (1:12), a prokázali významný posun účinnosti žlabu pro ryby o délce těla 0,045 m až 0,35 m a to z 31 % na 88 %, což ukazuje na možnost rozšíření instalací tohoto typu přechodu. Zatím lze tento typ konstrukce použít jako doplňkový rybí přechod nebo provizorní řešení při převádění vody během stavební činnosti na vodním díle na lososových vodách.



Denil – „jednoduchý“

Denil – „Aljaška A“

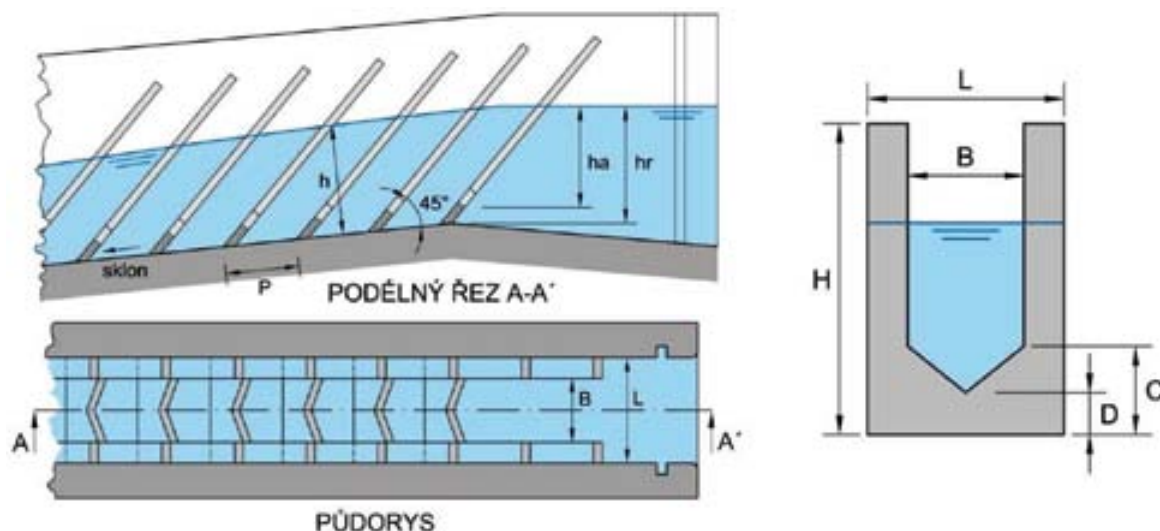
Larinier – úprava dna

Larinier – úprava stěn

Obr. 10.27 Příklady technických RP se žebry nebo lamelami na dně i bočních stěnách

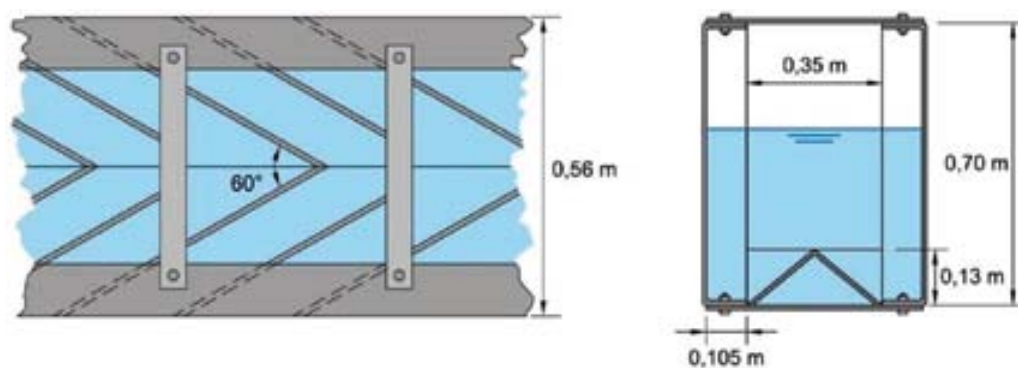
Tab. 10.16 Denilův RP – „jednoduchý“ a modifikace „Aljaška“; geometrické parametry podle Larinier a kol., 2002 (obvyklá šířka žlabu $B = 0,6\text{--}1,2\text{ m}$, význam označen viz obr. 10.28–29)

název	rozměry žlabu				žebra		odklon žeber	
	šířka	světlá š.	hloubka	sklon	vzdál.	výška	nárys	půdorys
	L	B	h	–	P	D/ C	–	–
„jednod.“	L	$0,583 \cdot L$	$(1,85\text{--}2,2) \cdot L$	10–20%	$0,66 \cdot L$	$0,236/0,472 \cdot L$	45°	(0°)
„Aljaška“	0,56 m	0,35 m	0,7–1,4 m	10–25%	0,5 m	0,13 m	–	60°



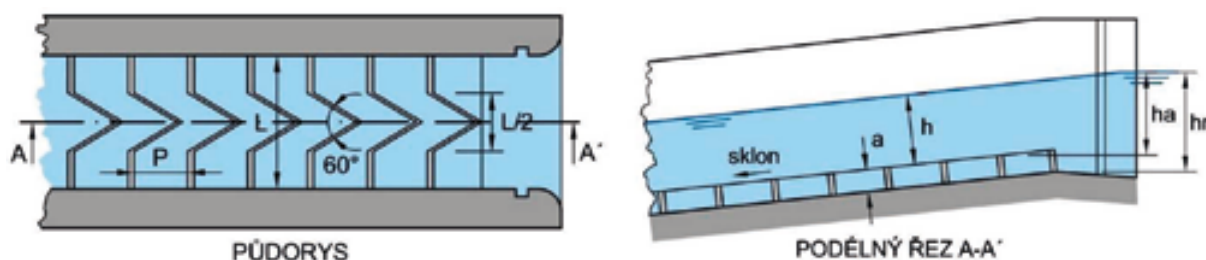
Obr. 10.28 Schéma Denilova jednoduchého RP

Lamely nebo žebra Denilova RP se provádí z relativně tenkých ocelových pásů (8 mm); pokud se zhotoví ze dřeva, pak by fošny neměly přesáhnout tloušťku jedné dvacetiny šířky žlabu (Armstrong a kol., 2010).



Obr. 10.29 Schéma prostorové modifikace Denilova RP „Aljaška A“ podle Larinier a kol., 2002

Larinierův rybí přechod (obr.10.27c) má osazeny lamely (žebra) pouze ve dně a není náchylný na ucpávání. Nejmenší šířka modulu odpovídá 0,6 m, ale celková šířka není omezena a lze ji zvětšovat po jedné polovině modulu. Armstrong a kol. (2010) uvádí v přechodu na Temži zjištěných 16 druhů ryb a také jedince o velikosti 0,1–0,2 m. Tento typ se využívá také pro měření průtoku v limnigrafických profilech (ČSN ISO 26906).



Legenda : a – výška žebra nade dnem; h – hloubka vody ve žlabu nad lamelami; h_a – hloubka vody nad lamelami na výstupu; hr – hloubka vody nad korunou skluzu; L – šířka modulu; P – vzdálenost lamel

Obr. 10.30 Schéma Larinierova RP – 1 modul podle Lariniera a kol. (2002)

Tab. 10.17 Larinierův RP – geometrické parametry pro jedno pole podle Lariniera a kol. (2002)

název	1 pole				lamely		odklon lamel	
	šířka	š.šikmé	hloubka	sklon	vzdálenost	výška	nárys	půdorys
označení	L	$0,5 \cdot L$	h	–	P	a	–	–
parametr	$6 \cdot a$	$3 \cdot a$	–	10–15 %	$2,6 \cdot a$	$1 \cdot a$	90°	60°

Legenda : a – výška lamel : pro sladkovodní ryby 0,08–0,10 m
pro lososa nebo pstruha (forma mořská) 0,1–0,2 m

Tab. 10.18 Larinierův RP – hydraulické parametry podle velikosti výška žebra nade dnem – a

druhy ryb	a [m]	h hloubka vody [m]	rychlost	průtok
			[m/s]	[m ³ /s/m]
pstruh a sladkovodní ryba	0,10	$\geq 1,15 \cdot a$	$\leq 0,5$	0,15–0,5
losos	0,15		$\leq 0,8$	0,25–1,4

Na výstupu do horní vody doporučuje Armstrong a kol. (2010) tvarovat plynulý přechod – zhruba v podélném sklonu 1:2 a zaoblit boční stěny nátoky; střední rychlost na výstupu by neměla převyšovat hodnotu 0,3–0,5 m/s pro sladkovodní ryby a 0,3–1,0 m/s pro lososa.

Skluzu pouze s bočními žebry (obr.10.27d) podle Lariniera a kol. (2002) vykazují vysoké střední rychlosti (1,7–2,0 m/s), a jsou vhodné pouze pro dospělé lososové druhy. Jejich výhoda spočívá v toleranci kolísání hladin a také může být výhodné jejich doplňkové použití na vodních tocích se silným chodem splavenin. Podle Lariniera a kol. (2002) odpovídá minimální hloubka vody ve skluzu pětinasobku výšky žeber.

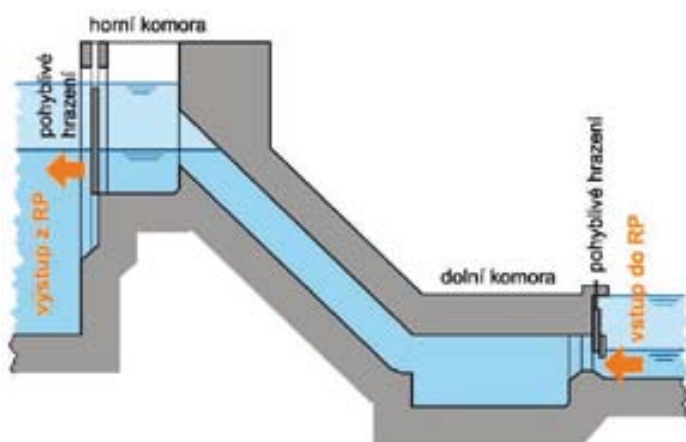
Tab. 10.19 Skluzu s bočními žebry – relativní parametry podle Lariniera a kol. (2002) podle velikosti odstupu žebra od stěny – a (viz obr.10.27d)

výška žebra	šířka pole	světla šířka	vzdálenost žeber	úhel žeber	podélný sklon
$0,08 \leq a \leq 0,2$ m	$7 \cdot a$	$5 \cdot a$	$2,5 \cdot a$	90°	≤ 20 %

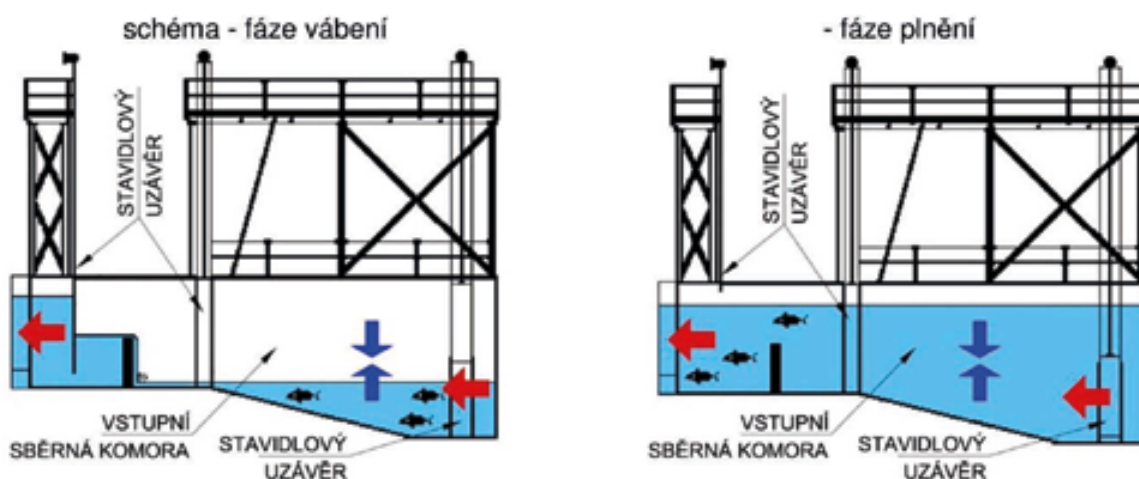
10.4 RYBÍ KOMORY A ZDVIŽE

Tato zařízení nepracují kontinuálně, ale v oddělených cyklech. Jejich předností jsou úsporné rozměry oproti konvenčním přechodům a zkrácení doby potřebné k výstupu, ale za cenu zařazení automatizovaných technologických prvků.

Rybí komora – pracuje v cyklickém režimu na obdobném principu jako plavební komory pro lodě, zásadní odlišností je pouze nezbytné zajištění dostatečného setrvalého atraktivního proudu v dolní vodě a snížení rychlosti plnění, které by potlačilo turbulence a provzdušnění proudu. Délku jednoho pracovního cyklu uvádí např. Larinier a kol. (2002) v rozsahu 1 až 4 hodin. Účinnost komory dle citace Larinier a kol. (2002) lze zvýšit podle Rizzo (1968, 1969) vytvořením sběrného bazénu v dolní vodě, a to použitím pohyblivých česlových stěn na vstupu a dnové mříže, která se pohybuje se stoupáním hladiny a směřuje ryby k výstupu z komory. Původně byla rybí komora navrhována jako uzavřený systém (typ „Borland“ podle jména autora); avšak na nízkých jezích asi do pěti metrů může být výhodnější otevřený systém podle Deelder (například Larinier a kol., 2002; Baumgartner, 2003; DWA-M509, 2010) odpovídající plavební komoře, kde jsou použity dvoudílné stavidlové uzávěry, které by případně umožnily zachovat funkci šterkové propusti pro proplachování.

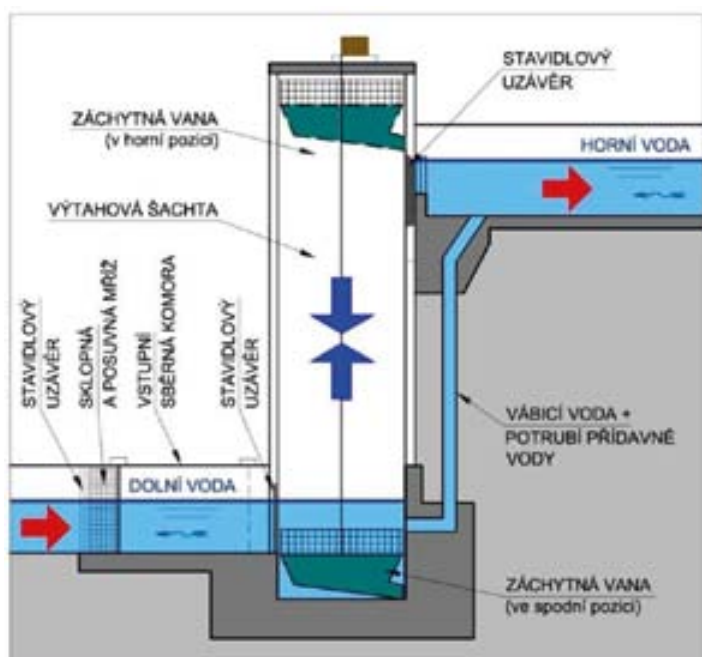


Obr. 10.31 Borlandova rybí komora – uzavřený systém podle Clay (1995)



Obr. 10.32 Rybí komora – Deelderův otevřený systém (podle Baumgartnera, 2003)

Rybí výtah je alternativou k rybí komoře; základ tvoří mechanické zařízení s pohyblivou vanou na vodících lištách, kam jsou ryby nalákány proudem vody a posléze vyzdvíženy nad horní návrhovou hladinu do zdrže. Předností tohoto řešení je zkrácení pracovního cyklu na hodiny; všeobecně je označováno za výhodné řešení pro velké ryby.



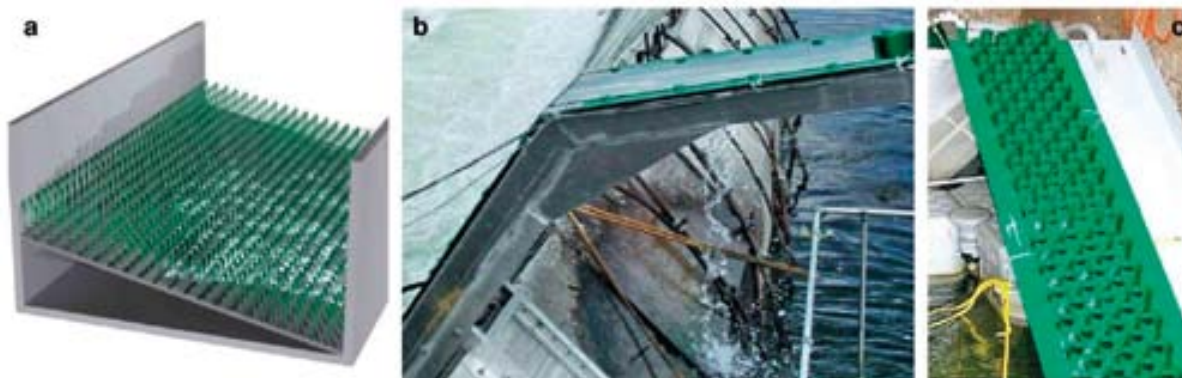
Obr. 10.33 Schéma rybího výtahu podle Lariniera a kol. (2002)



Obr. 10.34 Realizace rybího výtahu na VD Wyhlen (Rýn, Německo)

10.5 SPECIÁLNÍ PŘECHODY PRO ÚHOŘE

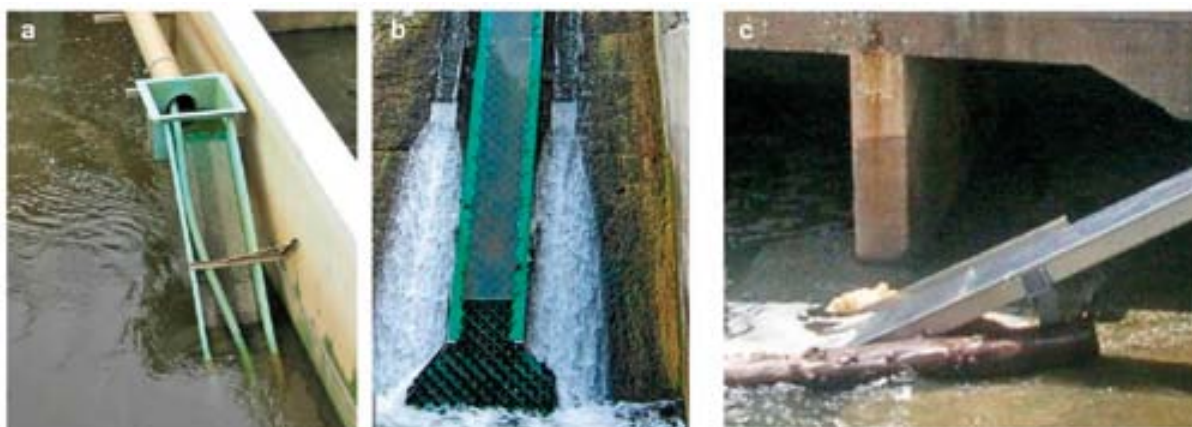
Speciální přechody pro protiproudň migrace úhoře jsou na nízkých stupňích obvykle koncipovány jako nakloněné žlaby (rampy viz obr. 10.35a) s umělým substrátem, ale používají se také uzavřená potrubí a lze využít i výtahy či komory s periodickým provozem. Na vysokých stupňích, kde dochází k výraznému kolísání hladin, je výhodnější převýšit výstup přechodu nad nejvyšší provozní hladinu (viz obr. 10.35b; případně zřídít nádrž zásobenou vodou čerpáním) a usměrnit pohyb do zdrže nebo ryby odchyťt do nádrže již nad patou překážky (viz obr. 10.35c) a cíleně je přepravit na vhodné lokality nad překážkou.



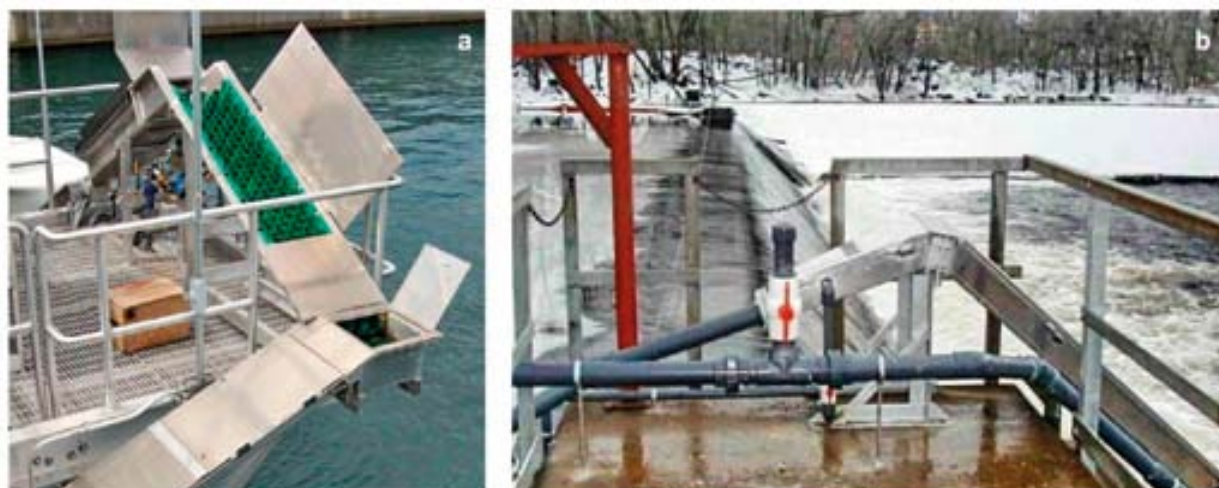
Obr. 10.35 Systémy rozdílného překonání překážky (a) model bočně nakloněného žlabu pro malé kolísání hladiny ve zdrži, (b) žlab s výstupem až nad nejvyšší hladinu v nádrži Chambly na řece Richelieu (Milieu Inc., Kanada), (c) žlab odchytné nádrže pro následné přemístění nad přehradu Carillon na řece Outaouais (Kanada); zdroj Milieu Inc. (Kanada), publikováno se souhlasem

Úhoř může využívat i konvenční rybí přechody, pokud substrát dna – například s balvanitou úpravou nebo instalací kartáčů – je schopen snížit rychlost proudění u dna pod hodnotu rychlosti asi 1,2 m/s, která odpovídá skokové rychlosti ryby o délce těla 0,2 m (nutnou podmínkou je však umístění vstupu bezprostředně pod překážkou).

Lokalizace vstupu se odvíjí od schopnosti úhořů dostat se protiproudě až do půdorysně nejvyššího místa pod překážku – prakticky v její linii, například v koutech s uklidněným prouděním. Úhoři se pak mohou soustřeďovat ve více lokalitách – například u obou břehů nebo za pilíři, což si může vyžádat i několik vstupů. Solomon a Beach (2004) popsali situaci, kde se úhoři shromažďovali v hojném počtu mezi vstupem přechodu a lícem jezu ve vzdálenost asi 1 až 2 m od překážky, kde již mohli odpočívat. Pro podchycení migrací tedy může být výhodné nabídnout více vstupů v linii překážky a ověřit jejich úspěšnost.

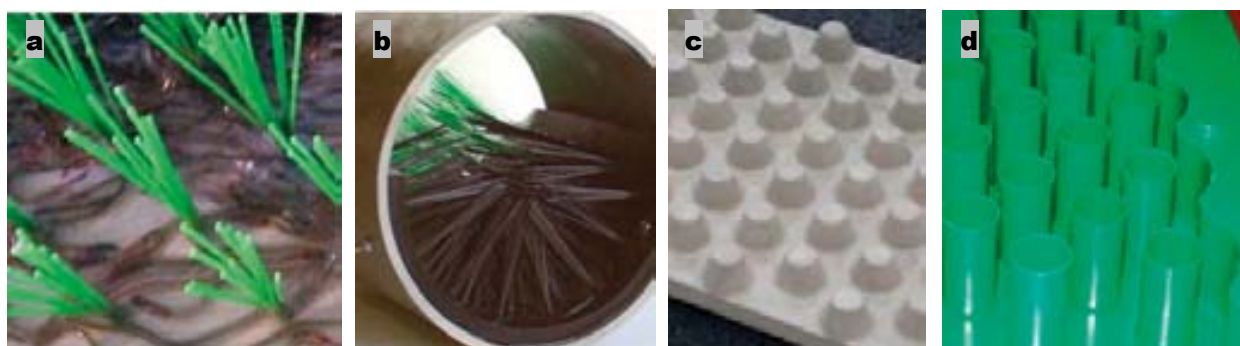


Obr. 10.36 Příklady uspořádání vstupů s přidavným vábícím proudem (a) jez Geesthacht na Labi (SRN); (b) přehrada Chambly na řece Richelieu (Milieu Inc., Kanada); (c) přehrada Warren na řece Shenandoah (USA); zdroj Milieu Inc. (Kanada), publikováno se souhlasem



Obr. 10.37 Příklady výstupů převýšených nad hladinu nádrže Robert Moses na řece St. Lawrence (USA) a jezu Yaleville na řece Raquette (USA); zdroj Milieu Inc. (Kanada), publikováno se souhlasem

Již standardně se pro přechody používá kartáčový substrát z plastových trsů štětin výšky 0,07 m (viz obr. 10.38a). Pro velikostní skupinu úhořů 0,15–0,75 m. Solomon a Beach (2004) referují o úspěšném ověření konceptu z plastových trubek (obr. 10.38b) a testování dalších tvarů a materiálů – jako například nopované fólie a betonové panely s výstupky (obr. 10.38c). Jako podmínku pro použití substrátu uvádějí jeho hladký povrch, který by při plazení nezbavoval úhoře slizu.



Obr. 10.38 Příklady substrátů pro úhoře (a) plastové kartáče (trsý štětín) na panelu a (b) v potrubí; (c) betonový panel s výstupky; (d) žlab s plastovými trubkami
a, b, c – produkt firmy Fish-pass (Francie), d – produkt firmy Milieu Inc. (Kanada), publikováno se souhlasem

Strukturovaný substrát zpomaluje rychlosti a omezuje průtok vody, který může být dodáván gravitačně anebo čerpáním; rampy rovněž umožňují snadnou údržbu. Nároky na průtok dosahují jen řádu jednotek až desítek l/s včetně vábící vody. Přechody mohou mít podobu prostých nebo příčně ukloněných (v bočním směru) žlabů pro zajištění vhodných podmínek i při fluktuaci hladiny ve zdrži. Šířka žlabů postačuje relativně malá – Solomon a Beach (2004) uvádějí dostatečný rozměr 0,3 m. Podélný sklon rampy se odvíjí od použitého substrátu, například pro kartáče uvádí Legault (1993), že sklon by neměl přesáhnout 35°. Komerční výrobek firmy Milieu Inc. (obr. 10.38d) je navržen k instalaci do 55° – tedy obvyklého sklonu

gravitačních betonových hrází. Náhlé změny směru trasy lze řešit mezilehlými mělkými bazénky (viz obr. 10.39).



Obr. 10.39 Řešení změny směru žlabu mezilehlým bazénkem na přechod Beauharnois na řece St. Lawrence (Kanada) podle společnosti Milieu inc. (Kanada), publikováno se souhlasem

Panely s kartáči nebo s betonovými výstupky mohou být vkládány také do konvenčních rybích přechodů, jako jsou například šterbinové nebo komůrkové. Kartáčový substrát je vhodný (podle Besson a kol., 2009; Armstrong a kol., 2010) také pro pohyb mihule potoční.

10.6 RYBÍ PŘECHODY V PROPUSTCÍCH

Mostní objekty včetně propustků představují zásah nejen do samotného koryta, ale často i do údolní nivy, a mohou vytvářet migrační překážku. V návrhu mostního objektu je třeba nejprve zvážit význam biokoridoru koryt a nivy potoků nejen pro ryby, ale i ostatní živočichy, kteří jej využívají. Projekt by měl respektovat a v co největší míře zachovat přírodě blízké koryto a preferovat konstrukce mostů nebo klenutých propustků s původním přírodním nebo přírodě blízkým dnem i návaznost a propojení břehů, aby nedošlo k přerušení migračních cest. Pokud by mostní objekt pouze modifikoval příčný nebo podélný profil koryta bez rigidních úprav dna, lze využít zásady pro balvanité úpravy dna formou skluzů nebo balvanitých linií (viz předchozí kapitoly 10.2 a 10.3 a následující zobrazení).



Obr. 10.40 Modely mostu a propustků s balvanitou úpravou dna

Technické požadavky na konstrukce propustků nebo mostů a objektů na vodních tocích jsou obsaženy v českých standardech dopravních staveb a úprav řek nebo potoků. Pro zakryté (zatrubněné) úseky koryt se obvykle vyžaduje kapacita převedení povodňových průtoků Q_{100} s volnou hladinou. Avšak tvar i výška nebo průřezová plocha zaklenutého profilu mohou být

korigovány potenciálními nároky na průchod nejen živočichů vázaných na vodní prostředí, ale i například savců, obojživelníků a plazů. K omezení prostupnosti mostních objektů může docházet z následujících hlavních příčin:

- o vytvoření výmolu pod výtokem ze zakryté části, který vyvolává pokles dolní hladiny a vznik spádového stupně;
- o koncentrace proudu v zakryté části se zvýšením rychlostí i turbulencí a snížením hloubek;
- o ztráta na vtoku způsobuje vzduť hladiny nad objektem, za vtokem se pak může vytvořit zúžená hloubka s bystřinným režimem proudění; ve vzduťm úseku se mohou ukládat splaveniny a formovat další překážku migrace;
- o zvýšení rizika ucpávání vtoku i zakryté části splávkami a splaveninami;
- o omezení přístupu a možností pravidelné kontroly i údržby, spojené s včasným odstraňováním splávk.

Konstrukce propustku. Příčný profil lze vybírat ze široké škály tvarů – od rámové konstrukce, po kruhové potrubí, tlamový profil nebo parabolické či eliptické oblouky (viz obr. 10.40). Přednost by měla získat konstrukce nevyžadující zásah do dna koryta. Kromě požadované průtočné kapacity by jeho světlá šířka měla přesahovat šíři koryta v březích – například Bates (2003) uvádí zvětšení šířky nejméně o 20 až 30 % – a současně podélný sklon propustku by neměl přesáhnout 5 % a překročit průměrný podélný sklon úseku koryta o více než 25 %.

Hydraulické podmínky jsou vztaženy k druhům ryb a délce propustku, na základě kterých lze odhadnout přípustnou rychlost, minimální hloubku nebo maximální lokální spád od vtoku po výtok z propustku a případně určit nejmenší mezery česlí, pokud bude nutné chránit propustek zachycováním splávk.

Tab. 10.20 Přípustná profilová rychlost v propustku (mimo spádové stupně) v závislosti na délce propustku podle Armstrong a kol. (2010).

druhy ryb	délka těla ryb	max. profilová rychlost podle délky propustku L : ¹⁾ [m/s]		
		L < 20 m	L = 20–30 m	L > 30 m
sladkovodní ryby	< 0,25 m	1,1	0,8	0,5
	0,25 – 0,5 m	1,25	1,1	0,8
	> 0,5 m	1,6	1,5	1,25
pstruh	< 0,25 m	1,25	1,1	0,8 ¹⁾
	0,25 – 0,5 m	1,6	1,5	1,25
losos (pstruh)	> 0,5 m	2,5	2,0	1,75 ²⁾

Legenda : ¹⁾ Bates (2003) upozornil, že ani dlouhé propustky s přírodním substrátem nemusí vytvářet překážku, pokud ryby mohou odpočívat v zónách se sníženými rychlostmi

²⁾ při délce propustku přesahující 60 m uvádí Bates (2003) přijatelnou rychlost pro pstruha 0,6 m/s a pro lososa 0,9 m/s

Ačkoliv Bates (2003) uvádí i u dlouhých propustků bez žeber minimální průměr (nebo odpovídající šířku rámové konstrukce) pro průchod lososa 0,5 m a pro sladkovodní druhy jen 0,3 m, skutečný rozměr se odvíjí také od možností provádění kontrol a způsobu čištění. Například standard pro projektování mostních objektů připouští v závislosti na délce a sklonu propustku nejmenší rozměr 0,6 m při délce do 15 m a doporučuje z hlediska možností čištění

a prohlídek volit u delších propustků rozměr od 0,8 m výše; obdobný požadavek nejmenšího profilu 0,8 m na odpadní potrubí vznáší také standard pro suché nádrže.

Pokud naopak přesahuje propustek ve dně šířku více než asi dva metry, lze uvažovat s úpravou přechodu pouze v jeho části.

Tab. 10.21 Přípustné spády a hloubky v propustku podle Armstrong a kol. (2010).

druhy ryb	délka těla ryb [m]	max. lokální spád ¹⁾ [m]	min. hloubka [m]	min. mezery česlí ²⁾ [m]
sladkovodní ryby	< 0,25	0,1	0,10	0,10
	0,25 – 0,50	0,2	0,10	0,15
	> 0,50	0,3	0,15	0,15
pstruh	< 0,25	0,2	0,10	0,10
	0,25 – 0,50	0,3	0,15	0,15
losos (pstruh)	> 0,50	0,3	0,30	0,20

Legenda : ¹⁾ pro snížení sedimentace splavenin doporučuje Armstrong a kol. (2010) lokální podélný spád vyšší než 0,06 m

²⁾ platí pro svislé pruty; pro horizontální se použije nejmenší mezera 0,4 m

Jestliže poměry v lokalitě nedovolují přijmout řešení s přírodě blízkou úpravou dna, je třeba uvážit strukturace trati, která by zajistila vhodné hydraulické podmínky pro migrace ryb. Povrch samotné konstrukce propustku vykazuje jen nízkou členitost, která účinně netlumí energii proudu. Úpravy dna v propustku i pod jeho ústím mají nabídnout dostatečné hloubky a rychlosti proudu přijatelné pro protiproudni migrace ryb na celém návrhovém intervalu průtoků. Pro krátké propustky může být řešením zvýšení hloubky zatopením dolní vodou pomocí prahů. Pro rozčlenění dna je možno použít balvanité úpravy (balvanitý skluz, linie balvanů – viz kap. 10.2 a 10.3) nebo samostatné bloky či prahy s výřezy nebo štěrbinami a šikmá žebra, zhotovená ze dřeva, plastů (lamely nebo kartáče), betonu nebo oceli.

V hydraulickém návrhu je nutné zohlednit skutečnost, že zásahem do dna konstrukce propustku a jeho strukturací se zvyšuje drsnost a snižuje průtočná plocha, čímž výrazně klesá průtočná kapacita propustku. Na dalších obrázcích (obr. 10.41) je na příkladech schematicky zachycen rámový profil propustků, ale zásady úpravy dna jsou shodné pro všechny tvary propustku.

Tab. 10.22 Doporučené rozměry a vzdálenost samostatných bloků (viz obr. 10.41c) v kruhovém potrubí podle Engel (1974) a Katopodis a kol. (1978)

převýšení bloku nade dnem	šířka bloku	mezery ve směru :		počet bloků v příčném směru B–šířka ; H výška profilu (1+7B/H) / 2 ¹⁾
		příčném	podélném	
p	1 ¹ / ₃ p	1 ¹ / ₃ p	4 p	

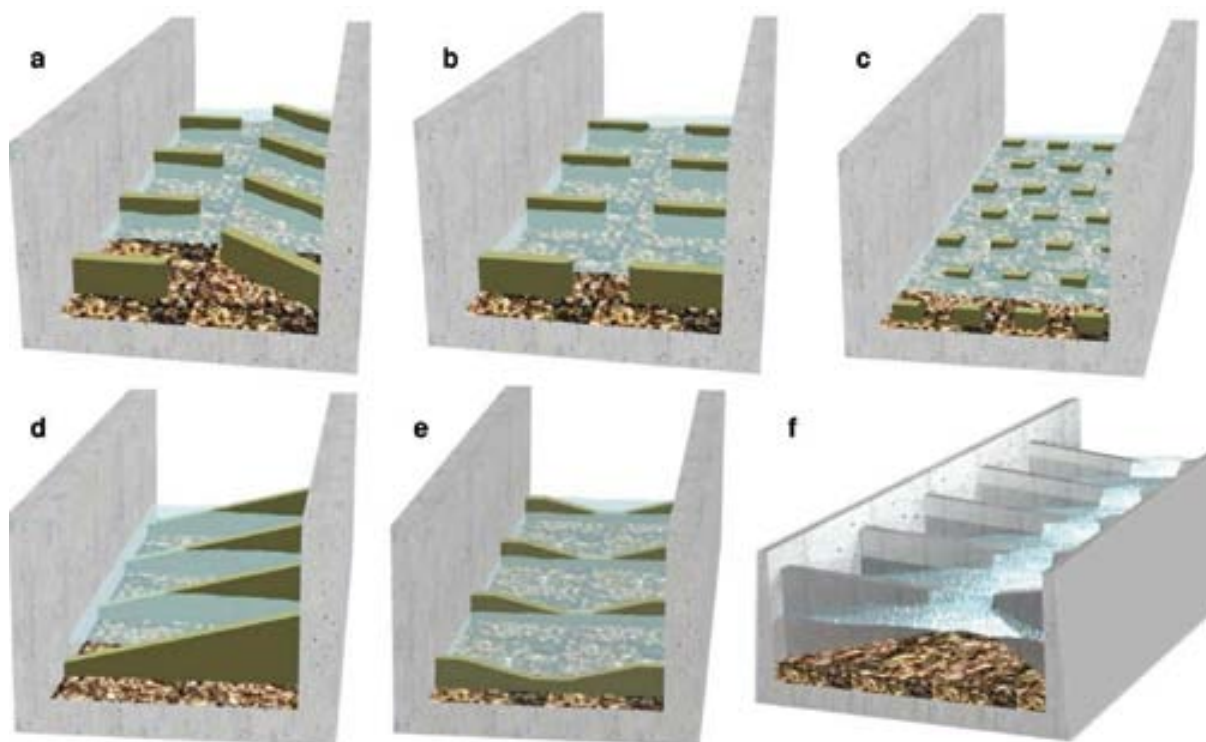
Legenda : ¹⁾ při aplikaci do eliptických nebo jiných profilů se doplňují bloky i na bocích

Tab. 10.23 Doporučené rozměry a vzdálenosti prahů (žebí) v závislosti na podélném sklonu podle Larinier a kol. (2002); označení typů žebí v úpravě dna odpovídá obr. 10.41

typ žebí		podélný sklon	výška prahů	vzdálenost žebí L
d,e	rohový práh ¹⁾	1,0 – 2,5 %	0 – 1 (v rozích) m	0.20 < (l · L/p) < 0.30 kde l – podélný sklon p – výška prahu
b	práh s výřezem	2,5 – 5,0 %		
a,f	šikmé výhony	≤ 5 %	min : 0,2 – 0,3 m	0.25 < (l · L/p) < 0.35

Legenda : ¹⁾ u rohových prahů nebo trojúhelníkových výřezů doporučuje Bates (2003) příčný sklon koruny prahu 1:5 až 1:7; Engel, Watts (1974), Kapitza (2007, 2010) úspěšně testovali boční žebra o sklonu 1:1

Využití standardních typů rybích přechodů v propustcích nebývá výhodné (Bates, 2003), neboť se musí vyrovnat nejen s relativně vyšším kolísáním hladin než na jezích, ale i se zanášením hlubších bazénů.



Obr. 10.41 Úpravy dna propustků (prahy, žebra a bloky)

10.7 VYUŽITÍ DALŠÍCH OBJEKTŮ PRO MIGRACE RYB

Součástí vzdouvacích staveb jezů a přehrad mohou být také například plavební komory, šterkové a bývalé vorové propusti, nebo sportovní propusti a slalomové dráhy.

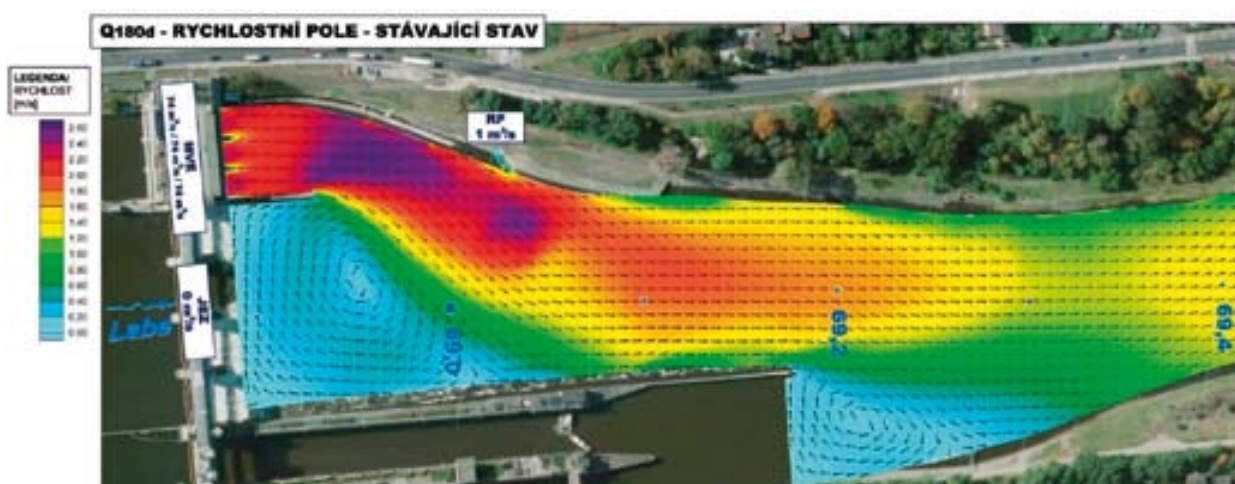
Využití plavebních komor pro protiproudň migrace za běžného plavebního provozu je velmi problematické. Komory jsou většinou situovány do relativně „klidných“ zón mimo dosah hlavního proudu v řece. Provoz plnění a prázdnění je cyklický s krátkodobým vábícím efektem řádu 10 minut, a proto nejsou pro ryby atraktivní. Ryby je obvykle využívají jen náhodně v závislosti jednak na intenzitě proplavování lodí a především na rychlosti a velikosti průtoku i jeho trvání v profilu ústí plavebního kanálu do hlavního koryta. Podle citace Lariniera a kol. (2002) uvádí například Monan a kol. (1970), že komoru na přehradě Bonneville (USA) využívalo méně než 1,5 % migrantů v profilu.

Na další aspekty upozornil Kubečka (1996), který zkoumal účinnost komory v Praze-Podbabě, a popsal slabý účinek vábící vody z obtoků v kanále a vysokou turbulenci proudění v komoře a obtocích. V prostoru plavební komory byly prokázány ryby pouze malých velikostí, jejich prostorová orientace byla silně narušena turbulencí proudu a nebyl u nich zjištěn aktivní postup proti směru toku.

Naproti tomu je v zahraniční literatuře uváděno několik výzkumných prací (např. Moser a kol. (2000); Jolimaitre (1992); citováno podle Larinier a kol. (2002), které se zabývají využitím komor pro migrace ryb za změněného režimu proplavování. Například Moser a kol. (2000) uvádí úspěšné využití komory v době tahu placky (sleďovití), kdy dolní vrata komory zůstala otevřená celý den a ryby do ní byly lákány plnicím proudem; po 24 hodinách se dolní

vrata uzavřela a komora následně naplnila. Tento původně čtyřiašedesátihodinový cyklus bylo doporučeno na základě pozorování modifikovat na tři proplavení během dne. Jolimaitre (1992) upozornil, že i v případě využívání komory je třeba zajistit dostatečný atraktivní průtok v kanále pod plavební komorou, kde stanovil optimální hodnotu průtok mezi 2 % až 8 % turbinového průtoky, a zajištění proudění na výstupu z komory pro orientaci ryb.

Charakter proudění (viz obr. 10.42) pod stupněm s plavební komorou je zřejmý z příkladu plavební komory na Střekově, kde byl realizován systém dvou paralelních komor se společným dolním plavebním kanálem. Rychlostní pole vykazuje snížené rychlosti a vznik úplavu, odkud pak vyplývají vysoké nároky na průtok vody, který by ryby v hlavním korytě byly schopny zaznamenat.



Obr. 10.42 Příklad rychlostního pole pod plavební komorou plavebního stupně Střekov na Labi

Uvedené výsledky výzkumů naznačují, že plavební komory mohou být úspěšně využívány pro protiproudni migrace, ale jen za modifikovaného režimu proplavování, které zahrnuje:

- zajištění stálého a dostatečného vábícího proudu v kanále pod komorou shodně s nároky na relativní průtok a rychlosti u ostatních typů rybích přechodů,
- snížení turbulence proudění v komoře i v obtocích prodloužením doby plnění,
- pro orientaci a stimulaci ryb při výstupu z komory zajištění proudění v kanále nebo ve zdrži např. otevřením prázdního systému.

Výhodné využití komor může nastávat například za časově dobře definovaných krátkých migračních intervalů (např. placky pomořanské). Plavební komory jsou primárně určeny pro proplavování lodí. Zmiňovaná modifikace využívání – a z toho vyplývající omezení – je limitována požadavky na zajištění bezpečné plavby a možnostmi manipulace se vzpěrnými vraty, které mohou být prováděny pouze za vyrovnaných hladin. Proto průběžné dlouhodobé využívání plavebních komor během jarních i podzimních migračních vln bez konstrukčních úprav vzpěrných vrat (s doplněním hrazeného otvoru) zatím nelze považovat za reálné. Současně je nutné zdůraznit, že i modifikovaný režim proplavování s úpravami uzávěrů komor by nebyl schopen zajistit plnohodnotnou migrační prostupnost (viz kap. 2) a komory by mohly přebírat pouze funkci doplňkového migračního zařízení.

Využití sportovních (a ostatních) propustí nebo slalomových drah se odvíjí od možnosti konstrukčních úprav a zvýšení atraktivity proudění v profilu zaústění do hlavního koryta v dolní vodě, která je obvykle relativně nízká a spolu s oddálením vstupu z dolní vody od

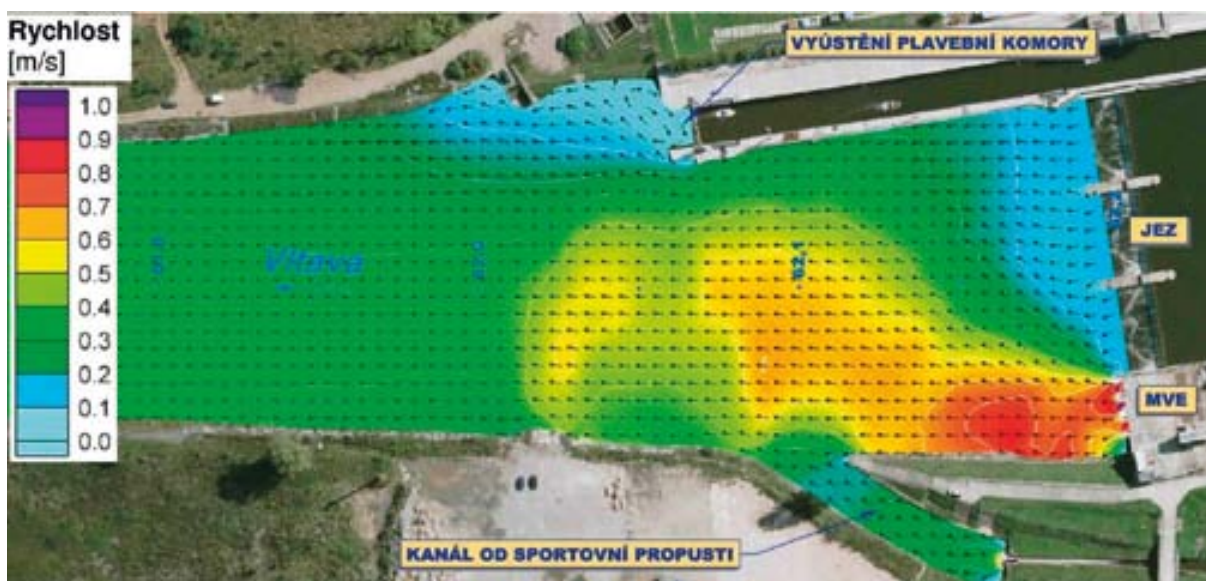
migrační překážky zvyšuje nároky na přídatný průtok. Sportovní propusti i slalomové dráhy mohou být využívány také jako rybí přechody, pokud splňují alespoň základní hydraulické parametry udávané v tab. 10.4 a 10.5. Problematické však zůstává umístění vstupu v dolní vodě a možnosti vytvoření drsného dna.



Obr. 10.43 Příklad rychlostního pole pod slalomovou dráhou na Vltavě v Troji při $Q_{210d} = 87 \text{ m}^3/\text{s}$ z toho průtok slalomovou dráhou $Q_{sl} = 14 \text{ m}^3/\text{s}$.

Pokud by trať měla splňovat parametry rybího přechodu, doplňková opatření by si vyžádala vložení drsnostních prvků do dna i břehů, rozložení lokálních spádových úseků (nebo v překážkách realizovat krátký přechod) a úpravy hradících uzávěrů na výstupu do jezové zdrže. K tlumení energie proudu u dna nebo stěn je vhodnější použít plastové prvky namísto obvykle používaných balvanů nebo betonových bloků, aby nezvýšily rizika pro kanoisty.

Sportovní nebo štěrkovou propust lze například přestavět na kartáčový rybí přechod nebo na Larinierův skluz s dnovými žebry ze dřeva nebo plastových prefabrikátů a odpočivných bazénků. Trať tak může být využívána jako doplňkový rybí přechod a zároveň zajistit zachování funkce pro vodní sporty. Podmínkou zůstává vhodné situování vstupu a zajištění dostatečného průtoku a rychlostí na vstupu.



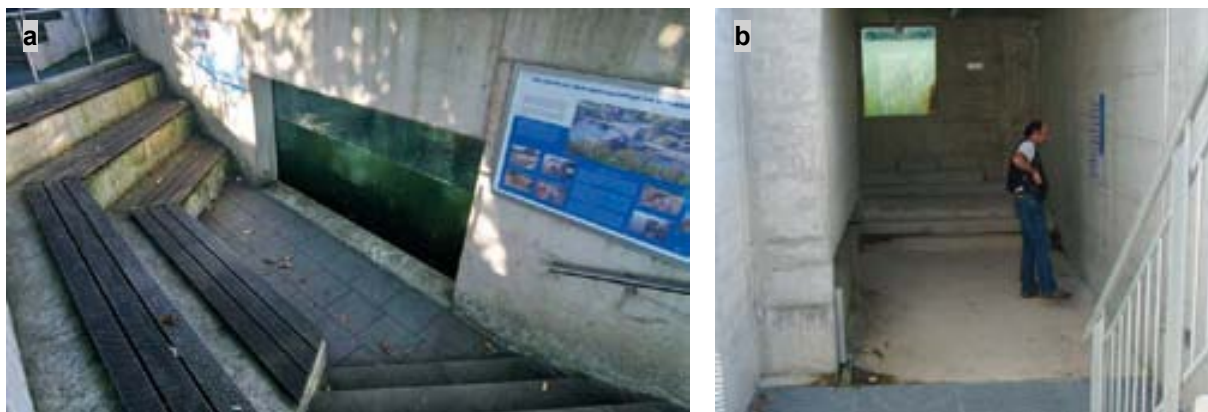
Obr. 10.44 Příklad rychlostního pole pod sportovní propustí na Vltavě v Modřanech při Q_{210d}

10.8 POZOROVATELNA RP

Ačkoliv se dnes používají efektivní technické metody sledování migrací (viz kap. 12), pro seznamování laické veřejnosti s funkcí rybího přechodu a rybami v řece má stále pozorovatelná s průhledem do žlabu RP nezastupitelnou úlohu. Například pozorovatelnu na Střekově navštíví ročně asi pět tisíc lidí a během testování účinnosti rybího přechodu objekt také poskytoval technické zázemí pro výzkumné pracovníky.

V praxi se uplatňují odlišné přístupy k řešení pozorovatelny. Nejúspornější návrh využívá otevřenou konstrukci (viz obr. 10.45) s volným přístupem veřejnosti, zatímco technicky náročnější řešení využívá uzavřený objekt (viz následující kapitola obr. 10.47a) nebo se v atraktivních lokalitách zřizuje velkorysejší návštěvnické centrum (viz obr. 10.46) s několika pozorovacími okny. Vnitřní prostory mohou poskytovat širokou nabídku vzdělávacích materiálů a například centrum na vodním díle Rheinau-Gambsheim (Rýn, Německo-Francie) je vybaveno akvárii se zástupci sladkovodních ryb.

Příklady odlišných konceptů pozorovatelny zachycují následující snímky z Německa a Švýcarska.



Obr. 10.45 Otevřená pozorovatelná – (a) VD Obermaubach (Rur, Německo); (b) VD Rupperswil (Aare, Švýcarsko)



Obr. 10.46 Uzavřená pozorovatelná – návštěvnické centrum VD Rheinau-Gambsheim, Rýn (Německo-Francie), pohled na vrchní stavbu (a), vnitřní prostor se třemi pozorovacími okny (b), protiproudění migrace (c)

10.9 ARCHITEKTONICKÉ ŘEŠENÍ

Návrh rybích přechodů je určován především jejich hlavní funkcí – zajištěním prostupnosti tratě pro ryby a další vodní organizmy. Nelze však opomenout fakt, že se zároveň jedná o dílo, které se pohledově uplatňuje jako krajinnotvorný prvek a může i případně ovlivnit vzhled stávajících navazujících staveb.

Zatímco funkční části přechodu jsou z větší části skryté v proudící vodě, estetické vnímání díla ovlivňují části nad hladinou – nábrežní zdi, opevnění břehů i další prvky jako zábradlí, můstky a podobně. Právě toto jsou aspekty, podle kterých dílo hodnotí laická veřejnost. Zda je rybí přechod účinný, dokážou objektivně zhodnotit pouze odborníci, ale na to, zda jeho výstavbou prostředí získalo na kvalitě, si vytvoří názor každý. Proto je i otázka architektury samotného přechodu a jeho zapojení do okolí neméně důležitá.

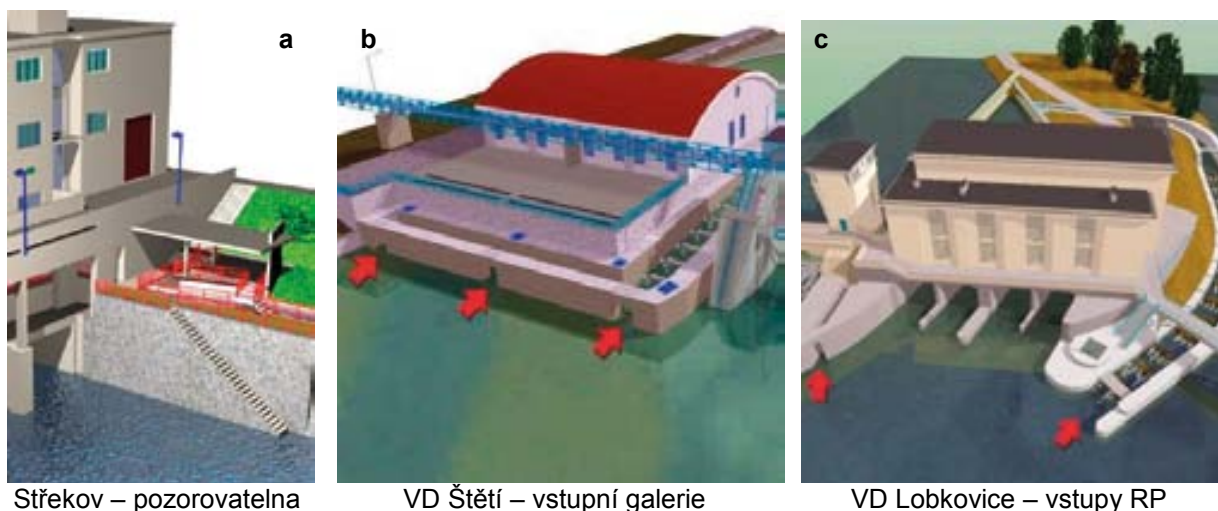
V estetice vnímání vodní plochy byl zaznamenán v porovnání s minulostí určitý názorový posun, a to směrem od dřívější preference klidné hladiny spíše ve prospěch proudící vody. Přírodě blízká řešení koryta RP jsou současnou společností přijímána pozitivně a naplňují představu o ekologicky přínosné stavbě, naproti tomu strohé technické konstrukce z litého betonu evokují dojem průmyslové stavby a vyvolávají tak odmítavé reakce. Přírodě blízké úpravy napodobují přirozený vodní tok členěním tratě i použitými materiály. V otevřené krajině je vždy vhodné pokusit se v první řadě o takové řešení. Při úpravách stávajících vodních děl však přírodě blízká řešení nemusí být technicky realizovatelná. Zde může být naopak technická konstrukce dělicích zdí, citlivě zasazená do daného prostředí, i esteticky vhodnější.

Samostatnou kapitolou je návrh RP v historických centrech měst, kdy je nutné respektovat architektonické, historické a jiné kvality daného místa a nové konstrukce jim přizpůsobit (např. může být vhodné pohledově exponované plochy opatřit obklady z kamene a tím je přiblížit stávajícím nábrežním zdem). Ale ani zde nemusí být použití přírodě blízkých řešení vyloučeno, jako v případech zřizování balvanitých rybích přechodů v tělese jezu.

Zvláštní nároky na architektonické řešení jsou také kladeny, pokud je výstavba RP spojena s pozorovatelnou. Má-li navíc pozorovatelná zároveň sloužit jako návštěvnické centrum, musí se zohledňovat ještě další aspekty. Objekt musí být řešen i s ohledem na dostatečný a pro návštěvníky příjemný prostor (možnosti sezení, zajištění vhodného mikroklimatu), pohodlný a bezpečný přístup, v neposlední řadě se nesmí zapomenout i na prezentaci, jako jsou informační tabule a orientační systém). To je právě oblast, kde je vhodné zapojení profese architekta.

Při návrhu nebo posuzování přijatelných variant RP je vždy účinným pomocníkem zobrazení na prostorovém modelu v širším kontextu lokality. Komplikovanější prostorové řešení nemusí být z běžných technických výkresů vždy dobře srozumitelné a nemusí z něj být zřejmé veškeré prostorové souvislosti. V takovém případě třírozměrný model svou názorností přispěje ke snadnějšímu projednávání s odborníky odlišných profesí a může celý proces značně urychlit. Takové prostorové zobrazení či zákres do fotografie mohou být užitečné i při jednání s veřejností, nebo mohou být vyžadovány jako průkaz kvality navrženého řešení například pro orgány památkové péče.

Spolupráce s architektem je vhodná vždy, ale zvláště žádoucí je zejména v pohledově exponovaných lokalitách nebo v bezprostřední blízkosti architektonicky hodnotných staveb. Pokud je objekt RP situován v centru města nebo zasahuje do vodního díla, které je technickou památkou, pak je zapojení architekta již ve fázi návrhu koncepce nezbytností a právě architekt by měl být v takovém případě garantem úspěšného vypořádání omezujících podmínek a požadavků ze strany orgánů památkové péče.



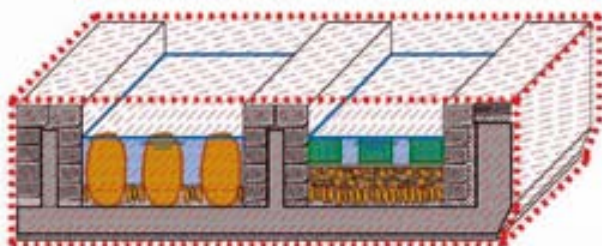
Obr. 10.47 Příklady modelových řešení pozorovatelny a variant rybích přechodů na Labi podle architekta V. Fehrera, publikováno se souhlasem

10.10 ODHAD NÁKLADŮ STAVBY RP

Pro základní orientaci jsou dále uváděny informativní odhady jednotkových cen bazénových rybích přechodů a skluzů a jsou určeny jen pro odhad nákladů ve studiích proveditelnosti nebo v dokumentaci pro územní rozhodnutí.

V dokumentaci pro stavební povolení nebo jejím dopracování pro provádění, případně v jednostupňové projektové dokumentaci stavby se zpracovává výkaz výměr a kontrolní rozpočet stavby na podkladě podrobných technických výkresů pomocí detailních položek.

Náklady byly vyčísleny na podkladě jen desítek staveb rybích přechodů bazénových typů a skluzů, které jsou připravovány nebo již byly realizovány na existujících jezích. Ve stavební praxi se náklady vztahují k měrným nebo účelovým jednotkám – pro stavby tohoto druhu se obvykle používá tzv. „obestavěný prostor“ (OP).



Obr. 10.48 Schéma k určení obestavěného prostoru (OP) konstrukce, vymezeného červenou tečkovanou čarou

Ceny bez daně byly přepočteny na cenovou úroveň roku 2011; velký rozptyl hodnot je vyvolán odlišností jednotlivých lokalit a možnostmi využití původních konstrukcí. Do výše cen se nepříznivě promítají nároky například na způsob a rozsah zakládání, jímkování, bourání původních konstrukcí a zřizování těsnících prvků, dodávek technologického zařízení, případně i přeložek inženýrských sítí. Na druhou stranu lze očekávat snížení uvedených nákladů při realizaci rybích přechodů společně s jezem nebo vodní elektrárnou.

Tab. 10.24 Informativní jednotkové stavební náklady bazénových typů rybích přechodů a balvanitých skluzů vztažených k obestavěnému prostoru (OP)

typy rybích přechodů	jednotkové náklady [tis. Kč/m ³ OP]
bazénové – šterbinové, komůrkové nebo balvanité s kotvenými balvany v železobetonových žlabech	10–17
bazénové s balvanitými prahy i balvanitou úpravou dna a skluzy bez železobetonových konstrukcí (nekotvené balvany)	5–10

Udávaná horní mez (tab. 10.24) odpovídá realizaci RP s železobetonovým žlabem (viz např. obr. 10.12) na existujících jezích při omezené možnosti snížení hladiny ve zdrži, stavbám se složitými základovými poměry spojenými s ochranou stavební jámy štetovými stěnami a bouráním konstrukce jezu a také navázáním těsnících prvků. Dolní mez se vztahuje k méně komplikovaným stavbám a zásahům do stávajících konstrukcí jezů. Uváděné náklady na balvanité bazénové přechody nebo skluzy zahrnují jen nevýznamný podíl bouracích prací nebo jímkování a nepočítají s realizace železobetonových konstrukcí. Skutečné jednotkové náklady stavby se pak mohou pohybovat podle náročnosti výstavby i mimo uvedené meze.

10.11 HYDRAULICKÉ VÝPOČTY RP

Tématu proudění v korytech a objektech se věnuje specializovaná technická literatura z oborů hydraulika, úpravy toků, případně též hydrotechnických staveb. Hydraulické poměry v rybích přechodech jsou podrobně hodnoceny například v pracích DWA-M509 (2010), Mooney a kol. (2007) a Larinier a kol. (2002). Celkový charakter proudění řeky v lokalitě překážky se řeší pomocí matematických – alespoň dvourozměrných – modelů.

Návrh rybího přechodu se obvykle zpracovává a posuzuje podle výpočtů nerovnoměrného ustáleného proudění v korytech a postupů pro hydraulické výpočty objektů, které jsou součástí komerčně dostupných programů. Tato kapitola stručně rekapituluje základní vztahy a aproximace pro výpočet balvanitých koryt a skluzů a také výtok otvorem nebo přepad přes konstrukce přepážek v bazénových přechodech. Rozsah výpočtů vyplývá nejen z ověření hydraulických parametrů vhodných pro průchod ryb, ale také ze stanovení odolnosti konstrukce.

Návrhové průtoky pro stabilitu a odolnost konstrukce

Směrodatné průtoky pro provoz rybích přechodů (viz kap. 9.1) jsou jedním z podkladů pro vlastní návrh prvků koryta přechodu nebo přepážek mezi bazény. Dále je nutné prokázat odolnost konstrukce jako celku i strukturálních prvků (např. balvanů, příček, lamel) a potenciální vliv realizace na navazující objekty, jejichž bezpečnost nesmí být snížena, stejně jako kapacita zájmového profilu.

Jestliže má rybí přechod charakter koryta a v zájmovém profilu nemůže ovlivnit bezpečnost jezu, hráze nebo mostu apod., postupuje se podle zásad stanovených ve standardech pro úpravy řek (ČSN 75 2101 a TNV 75 2103) nebo potoků (TNV 75 2102), případně i hrazení bystřin (ČSN 75 2106). Pokud však konstrukce přechodu může změnit například průsakové dráhy a základové poměry sousedních objektů, pak je nezbytné návrh posoudit také podle standardů platných pro příslušná vodní díla (TNV 75 2303, ČSN 75 2601, ČSN 75 2410, TNV 75 2415) nebo dopravní stavby (ČSN 73 6201), či další objekty.

Tab. 10.25 Orientační návrhový průtok pro odolnost jednotlivých částí koryt řek podle TNV 75 2103

část koryta	dno		svahy břehů	
opevnění	neopevněné	dlažby	neopevněné	opevněné
orientační návrhový průtok	Q_{30d} až Q_2	Q_{10} až Q_{50}	Q_2 až Q_{10}	Q_{10} až Q_{50}

B – šířka bazénu, m

Přepad v mezerách mezi balvany podle DWA-M509 (2010)

B_e – celková šířka mezer, m

Přepad ve výřezu šterbinového přechodu citováno podle DWA-M509 (2010)

kde : $\mu_p = 0,6 \cdot [1 - 0,8 \cdot (1 - \Delta h / h_1)^{7,5}]$ s platností pro $\Delta h / h_1 > 0,02$

kde: b – šířka šterbiny, m h_1 – „přepadová“ výška, m

(V oboru hloubek 0,6 až 1,5 m dává tato rovnice hodnoty asi do 7 % nižší než předchozí.)

(Larinier 1992) pro komůrkový přechod

b – šířka štěrbin, m h_1 – „přepadová“ výška, m

Tab. 10.26 Orientační hodnoty součinitele přepadu $M = 2 / 3 \cdot \mu_p \cdot \sqrt{(2g)}$ přelivů bez boční kontrakce a bez vlivu zatopení dolní vodou

90

Průtok na skluzech

Průtok na balvanitých skluzech vychází z přístupu určení rychlosti podle rovnic Manninga nebo Darcy-Weisbacha, zatímco pro úpravy Larinierových a Denilových skluzů byly odvozeny speciální rovnice. Zde jsou převzaty pouze vztahy pro standardní Denilův žlab a pro jeho modifikaci „Aljaška“ (USA). Podrobný hydraulický rozbor skluzů s lamelami zpracoval Larinier a jsou v grafické podobě dokumentovány v práci Larinier a kol. (2002) a parametry skluzu o výšce žebra 0,1 m byly také převzaty do standardu ISO 26906:2009 a v této práci nejsou uváděny.

Denilův RP – „jednoduchý“ (viz obr. 10.27 a 10.28)

$$Q = 1,35 \cdot b^{2,5} \cdot \sqrt{l} \cdot \sqrt{g} \cdot (h / b)^{1,584} \quad (10.11)$$

kde : b – světlá šířka mezi lamelami, m

l – podélný sklon žlabu, m/m; h – hloubka nad lamelami, m

Denilův RP – „Aljaška A“ (viz obr. 10.27 a 10.29) s konstantní šířkou žlabu 0,56 m

$$Q = 0,3664 \cdot \sqrt{l} \cdot \sqrt{g} \cdot h^{1,55} \quad (10.12)$$

kde : l – podélný sklon žlabu, m/m; h – hloubka nad lamelami, m

Průtok na balvanitých skluzech

$$Q = A \cdot v; \quad (10.13a)$$

kde: A – průtočná plocha průřezu, v – střední profilová rychlost

Darcy-Weisbachova rovnice úprava podle Scheuerleina (1968) a Hassingera (1991), citováno podle DWA-M509 (2010) pro balvanitá koryta:

$$v = (1 / \sqrt{\lambda}) \cdot \sqrt{(8 \cdot g \cdot R_{hy} \cdot I_e)} \quad (10.13b)$$

$$(1 / \sqrt{\lambda}) = 2 \cdot \log [(0,425 + 2,025 \cdot \emptyset \cdot I_e) / R_{hy} \cdot k] \quad (10.13c)$$

kde : $\emptyset$ – bezrozměrný tvarový součinitel; $\emptyset = 0,8$

k – náhradní střední výška nerovností – výšky kamene D , m
pro podlouhlé, štetovitě ukládané balvany $k \approx D / 3$
pro kubické, nebo balvany na plocho $k \approx D / 2$

R_{hy} – hydraulický poloměr; $R_{hy} = A / O$, m

A – průtočná plocha příčného řezu, m^2 O – omočený obvod

I_e – podélný sklon čáry energie, m/m

Manningova rovnice

$$v = (1 / n) \cdot R_{hy}^{2/3} \cdot \sqrt{I_e} \quad (10.14)$$

kde : n – Manningův součinitel drsnosti

(ostatní označení je shodné s předchozí rovnicí 10.13c)

Tab. 10.27 Manningův součinitel drsnosti n – převzato z Mays (1999) a Mooney a kol. (2007)

koryto	rozmezí hodnot	střed. hodnota
přírodní horský potok, strmé břehy, ve dně kameny	0,040 ÷ 0,070	0,050
štěrkové dno s kameny, málo balvanů	0,030 ÷ 0,050	0,040
hrubý štěrk	0,022 ÷ 0,040	0,035

kamenné pohozy pro hloubku vody (h):	0,15 < h < 0,60 m	h > 0,60 m
kamenný pohož $D_{50} = 150$ mm	0,069	0,035
kamenný pohož $D_{50} = 300$ mm	0,078	0,040

vliv forem koryta

doplňkové vlivy balvanů a výskytu tůní ¹⁾	rozmezí hodnot	střed. hodnota
balvany na 20 % krytu	0,005 ÷ 0,030	0,017
balvany na 21–50 % krytu	0,015 ÷ 0,055	0,037
tůně a brody	0,010 ÷ 0,030	0,020

Legenda: ¹⁾ vliv překážek, jako jsou skupiny balvanů, prahy nebo přepážky ve žlabech přechodů, které generují další přídavné ztráty energie. Podle Mooney a kol. (2007) doporučuje Mefford (2005) uvažovat hodnotu $n = 0,09$ do plného zatopení balvanů – a pro překročení hladiny o více než 10 % nad korunu balvanů – snížit hodnotu na $n = 0,05$.

Drsnost koryta však může být proměnlivá podle stavu koryta v závislosti na erozi nebo zanášení, a proto je vhodné volit pro určení odolnosti a pro kapacitní výpočty rozdílné odhady okrajových hodnot pravděpodobného intervalu hodnot součinitele drsnosti.

Výpočtové metody stanovení součinitele drsnosti:
pro přirozená koryta

$$\text{Limerinos (1970)} \quad n \approx 0,113 \cdot R_{hy}^{1/6} / [1,16 + 2 \cdot \log(R_{hy} / D_{84})] \quad (10.15)$$

platnost: $0,9 < R_{hy} / D_{84} < 6,9$
 $0,02 < n < 0,107$

$$\text{Jarrett (1984)} \quad n \approx 0,32 \cdot I_e^{0,38} \cdot R_{hy}^{-0,16} \quad (10.16)$$

platnost: $0,002 < I_e < 0,04$
 $0,15 \text{ m} < R_{hy} < 2,1 \text{ m}$
 $0,03 < n < 0,142$
 $v < 0,9 \text{ m/s}$

pro kamenný zához

$$\text{USACE (1991)} \quad n \approx R_{hy}^{1/6} / [18 \cdot \log(12,2 \cdot R_{hy} / k)] \quad (10.17)$$

(U.S. Army Corps of Engineers)

$$\text{Rice a kol. (1998)} \quad n \approx 0,08 \cdot (D_{50} \cdot I_0)^{0,147} \quad \text{platnost: } 0,028 < I < 0,333 \quad (10.18)$$

kde: D_{84} – velikost zrna menší než 84 % materiálu dna, m
 D_{50} – velikost středního zrna (medián) dna, m
 I_e – podélný sklon čáry energie; I_0 – podélný sklon dna, m/m
 R_{hy} – hydraulický poloměr, m
 k – výška nerovností – pro balvany $k \approx (1/3 - 1/2)D_{50}$
 v – profilová rychlost, m/s

Stabilita zrn balvanitého skluzu se stanovuje metodou mezních rychlostí nebo tečného napětí za návrhového průtoku, ale výsledky je třeba korigovat výpočtem hloubky vyvolaných

výmolu za balvany. Mooney a kol. (2007) uvádí, že k porušení stability balvanů docházelo na sledovaných balvanitých prazích (celkem 95 úprav) nejčastěji s nárůstem výmolu pod balvany (67 %), naopak zaznamenal i případy zanesení dnovými splaveninami (13 %). Za další příčiny porušení označil pohyb balvanů, nestability břehů a protékání vody pod balvany.

Při volbě součinitele bezpečnosti v dalších vztazích je vhodné mít na zřeteli, že může dojít například k zachycení větví, vzniku náplavu a podobně, kdy lokálně narůstají spády a tím i rychlosti proudu.

Stejných vztahů pro výpočet zrna balvanů se používá i pro dno bazénových přechodů, pokud nejsou balvany kotveny. Maximální rychlosti u dna ve šterbinách nebo otvorech odpovídají hodnotám rychlostí zjištěných z Torricelliho vzorce $u = \sqrt{(2g \cdot \Delta h)}$.

velikost stabilního středního zrna drsného plochého koryta z balvanů (zához dna)

přípustné tečné napětí $\tau_p = (1 / S_B) \cdot \tau_* \cdot (\rho_s - \rho_w) \cdot g \cdot D_{50}$ pro $R_{hy} / D_{50} > 2$ (10.19)

kde : τ_p – přípustné tečné napětí, N/m²

$S_B = \tau_p / \tau_0$; součinitel bezpečnosti, $S_B > 1,2$

$\tau_* \approx 0,047$ Shieldsův parametr pro $R_{hy} / D_{50} > 2$

ρ_s ; ρ_w – měrná hmotnost splavenin a vody, kg/m³

(pro $\rho_s = 2650$ kg/m³: $(\tau_* \cdot (\rho_s - \rho_w) \cdot g) = 760$ N/m³)

D_{50} – velikost středního zrna (medián) záhozu dna, m

$\tau_0 = \rho_w \cdot g \cdot R_{hy} \cdot l_e$, průměrné tečné napětí, N/m²

Whittaker a Jäggi (1986) $D_{65} = (S_B \cdot q_n / 0,257)^{2/3} \cdot [g \cdot (\rho_s / \rho_w - 1)]^{-1/3} \cdot l^{7/9}$ (10.20)

s platností pro sklony $0,05 < l < 0,25$; hranaté kameny

kde : D_{65} – velikost zrna větší než 65 % zrn, m; $D_{50} \approx 0,85 \cdot D_{65}$

D_{50} – velikost středního zrna (medián) záhozu dna, m

$S_B = 1 / 0,6$ součinitel bezpečnosti pro hranaté kameny
(pro oblé k. doporučuje zvětšit rozměr zrna o 50 %)

q_n – návrhový specifický průtok, m³/s/m

l – podélný sklon koryta, m/m

Abt a Johnson (1991) $D_{50} = (S_B \cdot q_n / 3,75 \cdot l^{0,768})^{1/1,768}$ (10.21)

s platností pro sklony $0,01 < l < 0,20$; hranaté kameny

kde : $S_B = 1,35$ součinitel bezpečnosti pro hranaté kameny
(pro oblé k. doporučují zvětšit rozměr zrna o 40 %)

USACE (1994) $D_{30} = 1,95 \cdot l^{0,555} \cdot (S_b \cdot q_n)^{2/3} / g^{1/3}$ (10.22)

s platností pro sklony $0,02 < l < 0,20$

kde : D_{30} – velikost zrna větší než 30 % zrn, m

$S_B = 1,25$ součinitel bezpečnosti

$(D_{50} = D_{30} \cdot (D_{85} / D_{15})^{1/3}; D_{85} / D_{15} < 2)$

Doporučená nejmenší tloušťka vrstvy kamenného pohozu (záhozu) podle U.S. Army Corps of Engineers nesmí být menší než největší zrna, zároveň tloušťka má být větší než jeden a půl násobek velikosti středního zrna. Při ohrožení plovoucími předměty je vhodné zesílit vrstvu o dalších 0,15–0,30 m.

skupiny nebo linie velkých balvanů

$$\text{Fischenish a Seal} \quad S_B = a_0 \cdot \operatorname{tg}(\phi) / [\eta_1 \cdot \operatorname{tg}(\phi) + \sqrt{(1 - a_0^2) \cdot \cos(\beta)}] \quad (10.23)$$

$$(1999) \quad a_0 = \sqrt{[\cos^2(\theta_1) - \sin^2(\theta_0)]}; \theta = \operatorname{arctg} [\sin(\theta_0) / \sin(\theta_1)]$$

$$\eta_1 \cong \eta_0 \cdot [1 + \sin(\beta + \lambda + \theta)] / 2; \eta_0 \cong 18 \cdot \tau_0 / (\gamma_s - \gamma_w) / D$$

$$\theta = \operatorname{arctg} [\sin(\theta_0) / \sin(\theta_1)]; \lambda \geq 0$$

$$\beta = \operatorname{arctg} \{ \cos(\lambda + \theta) / [2 \cdot \sqrt{(1 - a_0^2)} / \eta_0 / \operatorname{tg}(\phi) + \sin(\lambda + \theta)] \}$$

kde : S_B – součinitel bezpečnosti ($S_B > 1,2$); D – stabilní zrno, m

ϕ – úhel vnitřního tření horniny, (úhly a sklony ve stupních)

$\theta_0, \theta_1, \lambda$, – sklon dna, břehů, hladiny; τ_0 – tečné napětí, N/m^2

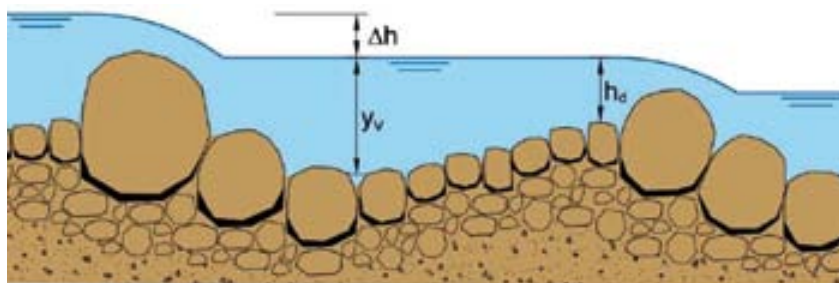
Pro hrubý odhad velikosti středního zrna balvanů je možné použít rovnici Ishbashové v modifikaci podle FHWA (Federal Highway Administration, USA) pro turbulentní oblast návodní části pilířů mostů; součinitel bezpečnosti se pak zavádí hodnotou $S_B = 1,5$ u kruhových průřezů a $S_B = 1,7$ u hranolů.

$$\text{Ishbash} \quad D_{50} = S_B \cdot 0,692 \cdot v_a^2 / [(\rho_s / \rho_w - 1) \cdot 2 \cdot g] \quad (10.24)$$

$$(1935) \quad \text{kde : } \rho_s / \rho_w - \text{podíl měrné hmotnosti balvanů a vody}$$

hloubka výmolu za balvany

Rozměry výmolu v přírodních korytech typu „tůň a prahy“ za balvanitými prahy určuje Thomas a kol. (2000) – viz rov. 10.3. Ale pro upravená koryta ověřené výsledky překvapivě nejsou známy, pro hrubé odhady lze informativně použít výpočet výmolu podle Jagera a Eckenbergera (citováno podle DWA-M509).



Obr. 10.50 Schéma výmolu dna za balvany

informativní výpočet hloubky výmolu

$$\text{Jager (1939)} \quad y_S = y_V - h_d = 0,6 \cdot \Delta h^{0,25} \cdot \sqrt{q_n} \cdot (h_d / D_{90})^{1/3} - h_d \quad (10.25)$$

$$\text{Eckenberger (1943)} \quad y_S = y_V - h_d = 1,444 \cdot \sqrt{\Delta h} \cdot (S_B \cdot q_n)^{0,6} / D_{90}^{0,4} - h_d \quad (10.26)$$

kde : y_S – zahloubení pod původní dno, m

Δh – rozdíl hladin v bazénech (tůňích), m

D_{90} – velikost zrna větší než 90 % materiálu dna, m

h_d – hloubka dolní vody vztažená k původnímu dnu, m

q_n – návrhový specifický průtok, $m^3/s/m$

S_B – součinitel bezpečnosti: hranaté balvany $S_B = 1 / 0,7$
oblé balvany $S_B = 1 / 0,6$

10.12 PROVOZ A ÚDRŽBA

Prostupnost a účinnost tratě je podmiňována nejen vhodným konstrukčním návrhem, ale také pravidelnou údržbou spojenou s odstraňováním spláví⁵ a případně splavenin po průchodu výrazných průtokových vln. Přechody pro sladkovodní ryby (s výjimkou specializovaných tratí pro úhoře) i lososy zůstávají v provozu celoročně a mohou být odstaveny v rámci prohlídek, čištění nebo údržby a také v době zámruzu.

Před předáním a uvedením zařízení do provozu se ověří úplnost objektů a geometrické i hydraulické parametry tratě (například hloubky a spády mezi bazény nebo rychlosti na skluzech), které však v dané lokalitě nenahrazují určení komplexní účinnosti monitorováním migrací ryb (monitorování je popsáno v kapitole 12). Hlavní zásady provozu a údržby a případných manipulací na rybím přechodu mají být zahrnuty v samostatném „provozním řádu rybího přechodu“, včetně stanovení period prohlídek a řešení bezpečnosti a ochrany zdraví při práci, ale také se mohou stát součástí provozního řádu vodního díla. Nároky na průtoky rybích přechodů s případnými požadavky na manipulace se následně promítají také do příslušného manipulačního řádu vodního díla.

V potocích a řekách dochází k pohybu vznášených plavenin i dnových splavenin a proud může unášet také vodní rostliny, břehový porost a odpady vzniklé lidskými aktivitami. Tím se zvyšuje riziko sedimentace v bazénech rybích přechodů i riziko ucpávání jednotlivých otvorů – zvláště v nátokové části. Vzniklou směs různorodých materiálů a předmětů, včetně větví, rostlin a PET lahví, lze jen zčásti zachytit nornou stěnou – například mrtvé dřevo nebo listí je unášeno i při dně. Část splaveného materiálu se pak podílí na blokování otvorů nebo štěrbin, případně na zanášení bazénů. Pokud se mohou připlavit do prostoru rybího přechodu i stromy, určí provozní řád způsob jejich odstranění. Zvýšený pohyb splavenin a spláví se projevuje nejen za povodňových epizod, ale také se lze setkat s vyhazováním pokosených travin nebo prořezaných větví do koryt řek za nízkých vodních stavů.

Omezením průtoku v důsledku ucpání otvorů lokálně narůstá spád i rychlost vytékajícího paprsku, které může omezit nebo zastavit pohyb ryb. Proto je nezbytné periodicky přechod sledovat a čistit.

Celkové prohlídky konstrukcí za snížené hladiny v přechodu se doporučuje provádět nejméně dvakrát ročně – a to před začátkem hlavních migračních období (jaro, podzim) – kdy je nutné vizuálně zkontrolovat stav nosných konstrukcí a struktur tratě. Termíny se upřesňují podle hydrologické situace a je třeba počítat s dostatečným předstihem na případné úpravy přechodu. Prohlídky se zaměřují nejen na rozsah zanesení, ale i stav konstrukce (například výmoly, deformace, rozvolnění balvanů, průsaky apod.). Rovněž je nezbytné odstraňování spláví a případně splavenin po průchodu výrazných průtokových vln.

Rozsah prohlídek nebo revizí technologických zařízení vychází z pokynů pro provoz a údržbu podle druhů zařízení jednotlivých výrobců. Provoz behaviorálních clon se předpokládá ověřovat asi po měsíci. Nejpozději na začátku léta může proběhnout instalace a následně na začátku podzimu demontáž specifických odnímatelných zařízení pro úhoře.

⁵ Pod pojmem spláví se skrývá souhrnné označení pro předměty unášené samovolně vodním proudem, zejména při povodňových průtocích – vegetační zbytky, předměty splavené z okolí vodních toků, včetně větví a vyvrácených stromů, odpadu i usazenin apod., které mohou být proudem uvedeny do vznosu a pohybovat se spolu s ním.

Základní vizuální prohlídky bez omezování provozu přechodu se realizují periodicky v týdenním až měsíčním intervalu spolu s čištěním tratě, vstupu a výstupu. Stanovení termínů základních prohlídek vychází z poměrů specifických pro každou lokalitu, zvláště pak:

- načasování migrací ryb (viz kap. 6) – jarní a podzimní migrace sladkovodních ryb a letní migrace úhoře a sumce; tj. obvykle zhruba od dubna po konec října;
- zvýšený přísun splavenin a spláví spojený s povodňovými průtoky nebo s lidskými aktivitami.

Zvýšenou pozornost je třeba věnovat přechodu také v době hlavního tahu úhoře a lososa. V prvním roce provozu se doporučuje provádět pravidelné vizuální prohlídky v době hlavních tahů jedenkrát týdně a nepravidelně po každém průchodu povodňové vlny, zatímco v zimním období se předpokládá návštěva po jednom až dvou měsících. Nicméně podle lokalizace výstupu a intenzivního chodu spláví spojeném s vysokým rizikem ucpávání výstupní části se může ukázat jako vhodné krátkodobě omezit interval až na jeden den.

Kromě přímých prohlídek je také možné využít technologické systémy nepřímého sledování – například průmyslových kamer v oplocených areálech vodních děl, nebo naopak v odlehlých místech automaticky měřit polohy hladin v přechodu a signál přenášet do řídicího centra (podobně jako limnigrafické stanice), kde se vyhodnotí detekované rozdíly hladin v blízkosti vstupu do přechodu.

Zkušenosti získané po ročním sledování hodnocené lokality slouží jako podklad k aktualizaci provozního řádu a upřesnění podmínek údržby i načasování prohlídek. Pokud je na přechodu nebo jiném vodním díle osazena vodoměrná lať či cejch, doporučuje se zaznamenávat zjištěné úrovně hladin nad a pod překážkou pro zpřesnění hydraulických poměrů zájmové lokality.

V provozním řádu se rovněž popíše opatření, která zvýší bezpečnost a omezí rizika ohrožení zdraví pracovníků při provádění jakékoliv údržby v prostoru rybího přechodu i jeho okolí.

11. OCHRANA POPROUDNĚ MIGRUJÍCÍCH RYB

Při poproudnicích migracích ryby využívají celý průtočný profil koryta a mohou tak být strhávány do hydraulických obvodů turbín nebo čerpadel a na přelivy jezů nebo hrází. Míra rizika poškození ryb narůstá se zvyšujícím se hydraulickým spádem na překážce a s relativní velikostí ryb vůči průtočnému profilu turbín či čerpadel. Zabránění vstupu ryb do nátoků vodních elektráren nebo čerpacích stanic a ochrany poproudnic migrujících ryb může být dosaženo rozdílnými technologiemi – vedle mechanických zábran také behaviorálními clonami. Na druhé straně se však současně hledají cesty použití turbín šetrných k rybám.

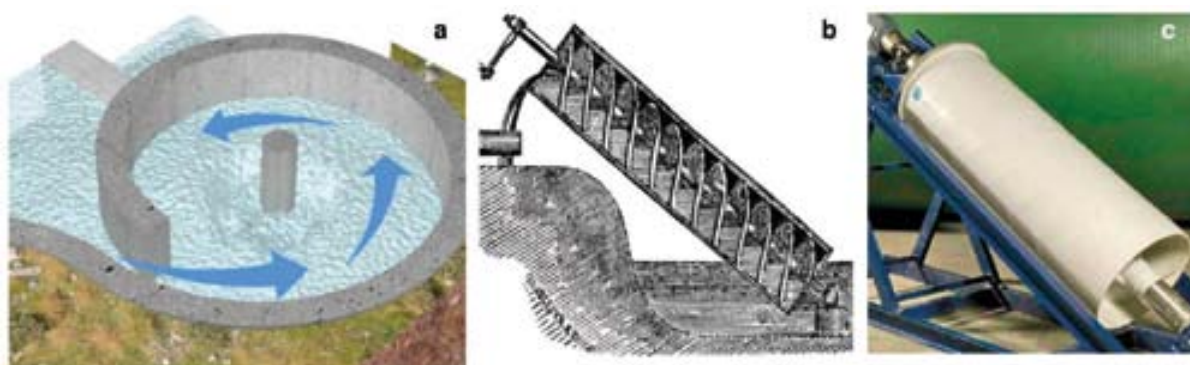
Systémy zábran nebo clon jsou určeny pro zabránění vniknutí ryb do nebezpečných zón objektů nebo technologických zařízení a současně nasměrování do obtokového žlabu nebo potrubí, případně do rybího přechodu. Potrubí nebo žlab je nutné vyústit do podjezí nebo pod vodní elektrárnu mimo vysoce turbulentní zóny nebo oblast zpětného proudění, a také mimo klidné zóny hluboké vody, kde se mohou zdržovat dravci. Na výtoku by měl být paprsek rozptýlen, aby z něj ryby mohly volně vypadávat (Larinier a kol., 2002) a rychlost paprsku v bodě dopadu paprsku na hladinu by neměla přesáhnout 7–8 m/s. Velikost provozního průtoku obtoku doporučuje Odeh a Orvis (1998) relativní hodnotou 2 % turbínového průtoku pro půdorysné šikmé uspořádání a 5 % pro kolmé clony vůči proudu. Pokud zůstávají turbíny nebo čerpadla v provozu i za povodňových průtoků, doporučují systém zábran a obtoku navrhovat až na úroveň desetileté povodně.

V současnosti se používá několik různých způsobů odklonění pohybu ryb, ale s rozdílnou účinností a prostorovými nároky – mechanické zábrany fyzicky zabraňující průchodu rybám a behaviorální clony využívající chování ryb vůči různým podnětům. Úspěšnost jejich použití závisí nejen na druhově specifickém chování a citlivosti ryb, ale významně také na místních podmínkách, jako je rychlost proudění, zákal a denní doba. Různé typy zařízení jsou jen částečně úspěšné a současné výsledky výzkumů zatím předkládají jen dílčí návrhy řešení, která je třeba vzájemně kombinovat.

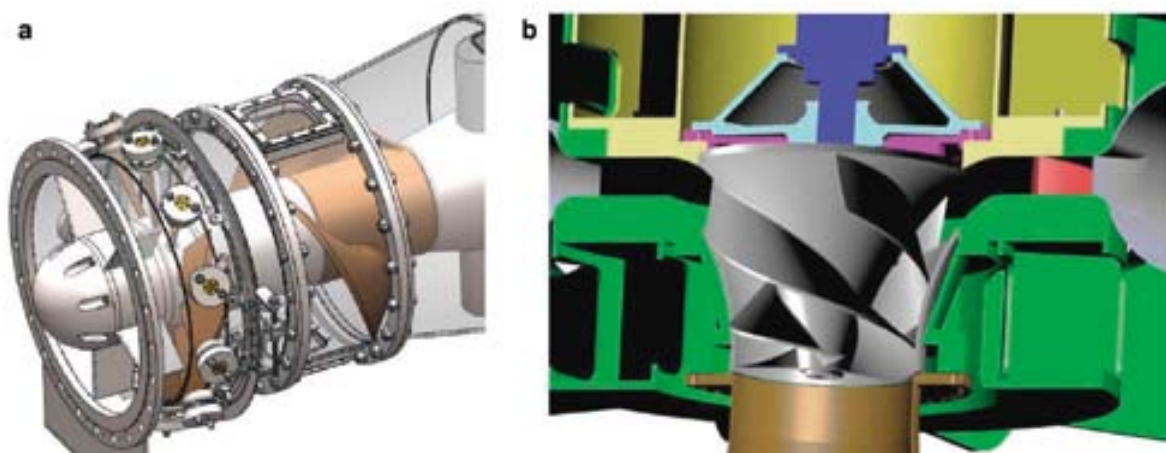
11.1 TURBÍNY ŠETRNÉ K RYBÁM

Pro malé vodní elektrárny s nízkým spádem jsou dnes vyvíjeny a testovány turbíny, které jsou k rybám šetrnější než například konvenční Kaplanovy nebo Francisovy turbíny.

Pro velmi nízké spády patentoval F. Zötlöterer (Rakousko) vírovou elektrárnu. Umísťuje turbínu do odkryté (otevřené) betonové kašny s půdorysným tvarem logaritmické spirály (viz obr. 11.1a), kde vzniká „pomalý“ vertikální vír s osou totožnou s hřídelem turbíny. Vír je spojen se strháváním vzduchu a provzdušněním vody. Autor patentu deklaruje hranice použití na spádech hladin od 0,5 do 2 m. Dalším šetrným řešením může být použití Archimédova šroubu jako turbíny (viz obr. 11.1c).



Obr. 11.1 Vírová vodní elektrárna a Archimédův šroub, (a) modelové schéma využití víru v otevřené spirálové kašně, (b) historický náčrt Archimédova šroubu použitého jako čerpadla, (zdroj Wikipedie), (c) turbína s Archimédovým šroubem společnosti Fish Flow Innovation (Nizozemsko), publikováno se souhlasem



Obr. 11.2 Příklady modelových úprav oběžného kola (a) podle Fish Flow Innovation (Nizozemsko), (b) podle výzkumu Alden Research Laboratory (USA); publikováno se souhlasem

Také probíhá vývoj a ověřování tvarů turbín (viz obr. 11.2), které snižují rizika poškození ryb, jako například Fish Flow Innovation (Nizozemsko) a Alden Research Laboratory (USA), ale komplexní výsledky rizik poškození nebo mortality ryb dosud nejsou k dispozici.

11.2 MECHANICKÉ ZÁBRANY

Řešení spočívá v instalaci pevných nebo pohyblivých česlí či sít nebo filtrů v různém prostorovém uspořádání – od pevných svislých prutů až po rotační válce nebo naklápěcí česle podle své osy. Nasazení mechanických zábran je vázáno na možnost čištění od splávi (zvláště listí, řas, větví a odpadků). Na jedné straně ochrana před vniknutím vyžaduje zmenšení otvorů pro zabránění vstupu rybám, na druhé pak omezení ztrát na spádu a tedy zvýšení nároků na čištění. Je zřejmé, že účinnost se odvíjí od velikosti otvorů filtrů, sít nebo mezer mezi česlemi. Přijatelnou velikost mezer nebo průlin česlí a sít doporučuje Larinier a kol. (2002) menší než jednu desetinu délky „návrhových“ ryb (tj. přibližný odhad šířky těla ryb), jejichž vniknutí by konstrukce měla zabránit.

Se zmenšováním vzdálenosti prutů narůstají nároky na čištění i na velikost celkové plochy zábrany. Pro navádění ryb je výhodné zvětšit plochy zábran šikmým půdorysným uspořádáním linie česlí nebo také rozložením do několika šikmých částí – do tzv. labyrintu.

Čištění česlí se zajišťuje obvykle strojním stíráním, přelévání česle proudnicově zaobleného přelivu (tzv. česle „Coanda“) se čistí přirozenými průtokovými vlnami, naklápěcí česle podle vodorovné osy v kruhovém nebo obdélníkovém přívaděči se udržují periodickým sklopením. U pohyblivých česlí – jako jsou svislé rotační disky, rotační bubnová síta nebo pásové samočistící česle s kontinuálním filtračním pásem – je čištění zajišťováno automaticky.

11.3 BEHAVIORÁLNÍ CLONY

Clony ve vodním prostředí využívají přirozených reakcí ryb na lokální změny fyzikálních polí nebo senzorických vlastností vody (např. vibrace, tlak, teplota, zákal, elektromagnetické pole, světlo). Citlivost ryb se může lišit nejen podle jednotlivých druhů v různých prostředích, ale také během jejich ontogenetického vývoje, nebo podle zdravotního stavu. Dosud provedené pokusy se zaměřovaly převážně na lososovité druhy a úhoře, ale dosud nebyly podrobně ověřeny reakce ostatních druhů včetně adaptace ryb na tyto podněty. Upřesnění odrazujícího efektu, intenzitu působení a podmínek bezpečného použití clon může přinést až další výzkum a ověření výsledků v praxi. V dalším textu jsou přehledně uspořádány nejpoužívanější systémy se stručným uvedením principu provozu a účinnosti, pokud byla ověřována experimenty.

Žaluziová clona konstrukčně připomíná česle, kde jednotlivé lamely v linii jsou nastaveny kolmo ke směru proudu, ale jedná se o hydrodynamickou zábranu založenou na reakci ryb vůči tvorbě vírů mezi svislými lamelami. Podél linie lamel proplouvající ryby vnímají různé rychlosti proudu a mohou být naváděny mimo nebezpečný prostor.

Zásady návrhu konstrukce předkládá například Turnpenny a O’Keeffe (2005). 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. Pro pohyb úhoře v blízkosti dna Alden Research Laboratory (USA) doporučila osazovat do dna desku výšky asi 0,3 m. Vznik vírů 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 měly překračovat o 40–50 % hodnoty v hlavní části náhonu.

Celková účinnost závisí na druhu ryb a životním stádiu, například Turnpenny a O'Keeffe (2005) uvádějí celkové hodnoty mezi 80 až 100 %, ale pro úhoře amerického asi 60 %; Scruton a kol. (2003) posunul – po optimalizaci na laboratorním modelu – účinnost původního zařízení pro juvenilní lososy z původních 25 % přibližně na 54 až 73 %.



Obr. 11.3 Půdorysné schéma žaluziové clony

Bublinná clona (aerační, vzduchová) vytváří „stěnu“ z velmi jemných vzduchových bublinek, které mohou usměrňovat pohyb některých druhů ryb.

Systém jemno-bublinné aerace tvoří filtrace vzduchu, dmychadlo nebo ventilátor s kompresorem a protihlukovým krytem a ponořené vzduchové potrubí z nekorodujících materiálů. Používá se otvorů v potrubí asi 0,5–2 mm s roztečí 1–3 cm. Podle Turnpenny a O'Keeffe (2005) by se potrubí nemělo odklánět od směru proudu o více než 15°. Největší účinnou hloubku pro potrubí uvádí do 3 m vodního sloupce a průtok vzduchu alespoň 1–4 l/s na běžný metr délky clony.

Tíž autoři citují výsledky laboratorních pokusů s úspěšným odkloněním pohybu kapra a štiky, ale zcela bez vlivu na pohyb pstruha duhového. Překvapivě také prokázali menší účinnost ve stojatých a pomalu proudících vodách a poukázal na rychlé přizpůsobení ryb na bublinkovou clonu. 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, viz dále), které účinnost aerace zvyšují.

Elektrická clona využívá k odpuzování ryb nízkenergetických krátkých pulzů stejnosměrného proudu o napětí přibližně 1 V.

Základ zařízení zahrnuje elektronický zdroj pulzů, napájecí oddělovací adaptér a měděné elektrody rozmístěné v linii zhruba po půl metrech. Elektrody se obvykle zhotovují z měděných trubek se závažím a nechávají se volně zavěšené tak, aby nepřebíraly funkci „pevných česlí“ a nezachycovaly splávi.

Pugh a kol. (1971) testovali odklonění juvenilních lososů v blízkosti elektrického pole v závislosti na rychlosti proudění a zjistili rozdílné účinnosti. Pro rychlost 0,2 m/s účinnost 69–84 %; pro 0,5 m/s pak 40–53 % a z výsledků 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). Gosset a Travade (1999; citováno z Larinier a kol., 2002) zaznamenali účinnost instalace jen 15 %. Naopak vysokou účinnost 91 % pro úhoře v relativně klidné vodě (rychlost 0,13 m/s) uvádí Hadderingh a Jansen (1990).



Obr. 11.4 Pohled na zavěšené elektrody v nátoku MVE Troja

Světelné systémy. Odlišné druhy ryb reagují na světlo rozdílným způsobem. Světelné systémy tak lze použít pro osvětlení překážky a zlepšení orientace v noci spojitým světlem, nebo pro přilákání ryb, či naopak k jejich odpuzování světlem nebo clonou zábleskového (stroboskopického) světla.

Turnpenny a O’Keeffe (2005) uvádějí výsledky výzkumu Pavlova (1989) při spojitým umělém osvětlení překážky v noci, kdy juvenilní kaprovité a okounovité ryby našly obtok v 91 % případů. Výsledky Hadderingh a Smythe (1997) naopak prokázaly 74 % úspěšného odklonění úhoře. Současně také konstatují, že pro odklonění lososa a zvláště úhoře je úspěšnější zábleskové světlo než spojitě osvětlení.

Světelná clona zábleskového světla je určena k odpuzování ryb a je obvykle generována více než 200 záblesky za minutu. Turnpenny a O’Keeffe (2005) referují o výzkumu Solomona (1992), který zaznamenal úspěšnost odklonění pohybu 62,5 % u juvenilních lososů. Patrick a kol. (1982, 2001) prokázal pro úhoře účinnost mezi 65 % a 92 %. Předpokládá se další zvýšení účinku zábleskového světla s doplněním bublinné clony.



Obr. 11.5 Trubice se zábleskovými světly podle Fish Flow Innovation (Nizozemsko), publikováno se souhlasem

Akustická clona vychází z citlivosti ryb na zvukový signál nebo vibrace. Většinu druhů ryb je schopen odchýlit nízkofrekvenční systém (do 3 kHz), zatímco ultrazvukový zůstává účinný pouze pro sledovité (Turnpenny a O’Keeffe, 2005). Použití infrazvuku (do 20 Hz) nebylo zatím dostatečně testováno. Předností použití nízkých frekvencí je také šíření signálu vodním prostředím se zákalem, ale je třeba generovat několik signálů (Turnpenny a O’Keeffe 2005), které se přehrávají náhodně nebo ve smyčce, aby se ryby nestihly na zvuk adaptovat. Hlavní charakteristiky pro zvukový signál stanovil Lambert a kol. (1997; citováno podle Turnpenny a O’Keeffe 2005) – použití spektra kmitočtu 10 Hz – 3 kHz v kombinaci

různých frekvencí a současně zajištění dostatečné hladiny akustického tlaku nad úrovní pozadí (rozdíl více než 20 dB) v závislosti na druzích ryb a typu signálu (nikoliv čistý tón, ale „cvrlikání“). Turnpenny a O’Keeffe (2005) také uvádí práh 50 dB, kdy se většina ryb snaží plavat od zdroje zvuku.

V současnosti se nejvíce používají dva nízkofrekvenční systémy – SPA (Sound Projektor Array) a BAFF^(R) (BioAcoustic Fish Fence, Courtesy of Ovivo Water UK Ltd / Fish Guidance Systems UK Ltd), které pracují s vysílaným signálem složených z frekvencí mezi 20 a 500 Hz. Systém SPA zahrnuje elektronický generátor signálu, zesilovače a sadu podvodních zvukových elektromagnetických projektorů s gumovou membránou, u kterých je požadováno zajištění vyrovnaní tlaků během změn úrovně hladin. Hybridní systém BAFF navíc spojuje elektromagnetický nebo pneumatický projektor s generátorem vzduchových bublinek a vytváří přesněji vymezenou clonu s lepším naváděcím účinkem.

O výsledcích provedených testů z různých zařízení referuje Turnpenny a O’Keeffe (2005):

Tab. 11.1 Účinnost systému SPA – převzato Turnpenny a O’Keeffe (2005)

druh	tloušť	proudník	cejn	ouklej	plotice	okoun	kaprovití	sladkovodní r.	losos
účinnost	88 % ¹⁾	76 % ¹⁾	74 % ¹⁾	72 % ¹⁾	68 % ¹⁾	56 % ¹⁾	92 % ²⁾	87 % ³⁾	74 % ²⁾

Legenda: ¹⁾ Wood a kol. (1994); ²⁾ Anon (1996);

³⁾ Turnpenny a kol. (1998), sladkovodní ryby – dominuje okoun

Systém BAFF byl úspěšně použit například pro omezení migrace invazivního kapra s účinností odchýlení až 95 % po nahrazení signálem 20–2000 Hz nebo pro odklonění juvenilních lososů s potenciální účinností až 95–98 % (Turnpenny a O’Keeffe, 2005).

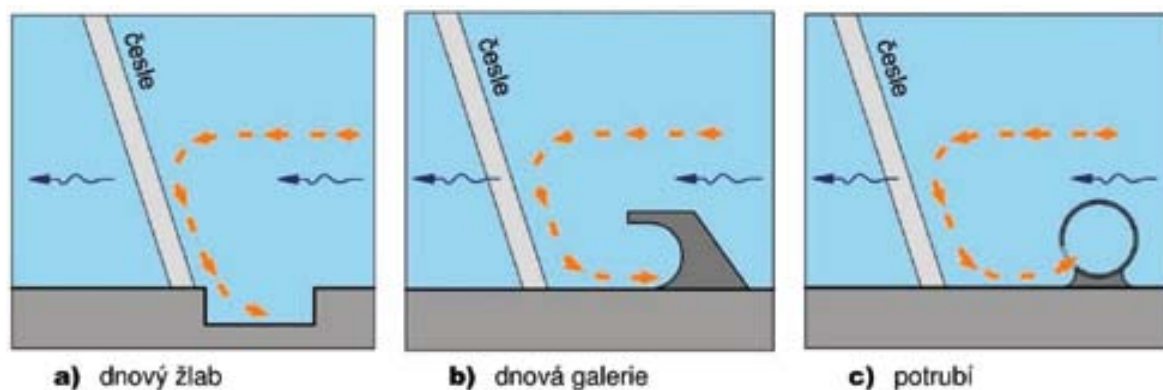
Odklonění ryb akustickými clonami dosahuje podle Turnpenny a kol. (1998) u dobře navržených systémů **nejvyšších hodnot účinnosti ze všech známých behaviorálních systémů**, použití těchto clon je vhodné pro lososovité i kaprovité druhy, ale úhoři nebo mihule vykazují jen slabou reakci na zvukové signály. Podle Patricka a kol. (2001) tak zvuk může namísto odpuzování dokonce úhoře lákat. Nízkofrekvenční akustické clony naleznou uplatnění zvláště na řekách s výrazným obsahem unášených plavenin nebo pohybem spláv.

Systém včasného varování MIGROMAT® byl vyvinutý pro určení termínu zahájení podzimní poproudň migrace úhoře (Ingenieurbüro Floecksmühle a Institut für Angewandte Ökologie, Německo). Ve spojení s následnou změnou řízení a omezení provozu vodních elektráren v době nejsilnějšího tahu úhořů minimalizuje úmrtnost a rizika zranění během jejich poproudň migrace. Systém pracuje na základě analýzy a vyhodnocení přirozeného chování úhořů v prostoru vymezeném klecemi a následně predikuje nástup migrační vlny v řece.

Dnový žlab a galerie pro úhoře. Úhoř často migruje za zvýšených průtoků a pohybuje se v dolní polovině vodního sloupce (Tesch, 2003 uvádí do 1 m nade dnem), ale při hrozícím nebezpečí nebo kontaktu s česlemi se snaží dosáhnout dna. Tohoto chování využívá návrh představených zařízení před jemné česle elektrárny nebo čerpací stanice.

Používá se zahloubený žlab do dna, nebo vystouplý práh (Bottom Gallery®; Ingenieurbüro Floecksmühle a Institut für Angewandte Ökologie, Německo) či potrubí s otvory (Universita Kassel, Německo), do kterých může úhoř vnikat a pak je obtokovým potrubím odváděn mimo nebezpečné zóny hydraulického obvodu. Přítoková rychlost před česlemi by neměla přesáhnout 0,5 m/s.

Turnpenny a O’Keeffe (2005) uvádějí odhad účinnost žlabu asi 50–80 %.



Obr. 11.6 Systém dnového žlabu a potrubí (pohyb úhoře je vyznačen okrovou křivkou)



Obr. 11.7 Laboratorní testování perforovaného potrubí před česlemi pro úhoře na Univerzitě Kassel (Německo), publikováno se souhlasem

11.4 DOPORUČENÍ PRO INSTALACI ZÁBRAN A CLON

Nejvyšší účinnost vykazují mechanické zábrany s adekvátní velikostí průlin nebo mezer, ale jejich použití je vázáno na prostorové možnosti a přijatelnost návrhu jejich čištění.

Tab. 11.2 Vybraná informativní hodnocení zábran a clon podle Turnpenny a O'Keeffe (2005)

mechanické zábrany		druhy ryb			
		losos	placka	úhoř	sladkovodní
pevná síta, filtry		5	5	5	5
česle	pevné (svislé nebo šikmé) ^{a)}	5	5	2	3
	rotační svislé	4	?	?	3
	naklápečí ^{a)}	4	N	4	4
behaviorální clony					
žaluzie – hydrodynamická		2	?	N	?
bublinná aerace		2	2	N	2
elektrická	ryby po proudu ^{b)}	?	?	?	?
	ryby proti proudu	4	?	4	4
akustická – infrazvuk		4	4	2	4
světelná	stálé světlo	2	2	2	2
	zábleskové světlo	2	3	3	3
dnový žlab a galerie pro úhoře		N	N	3	N
povrchový sběrný žlab		3	?	?	3

Legenda :

N – nevhodné 2 nízká účinnost 3 vhodné pro některá životní stádia
4 vhodné pro většinu životních stádií 5 výborné pro většinu nebo všechna životní stádia
? účinnost nebyla spolehlivě ověřena

^{a)} v závislosti na velikosti mezer

^{b)} jednoduchá elektrická clona dosahuje přijatelné účinnosti při rychlostech proudu do 0,3 m/s

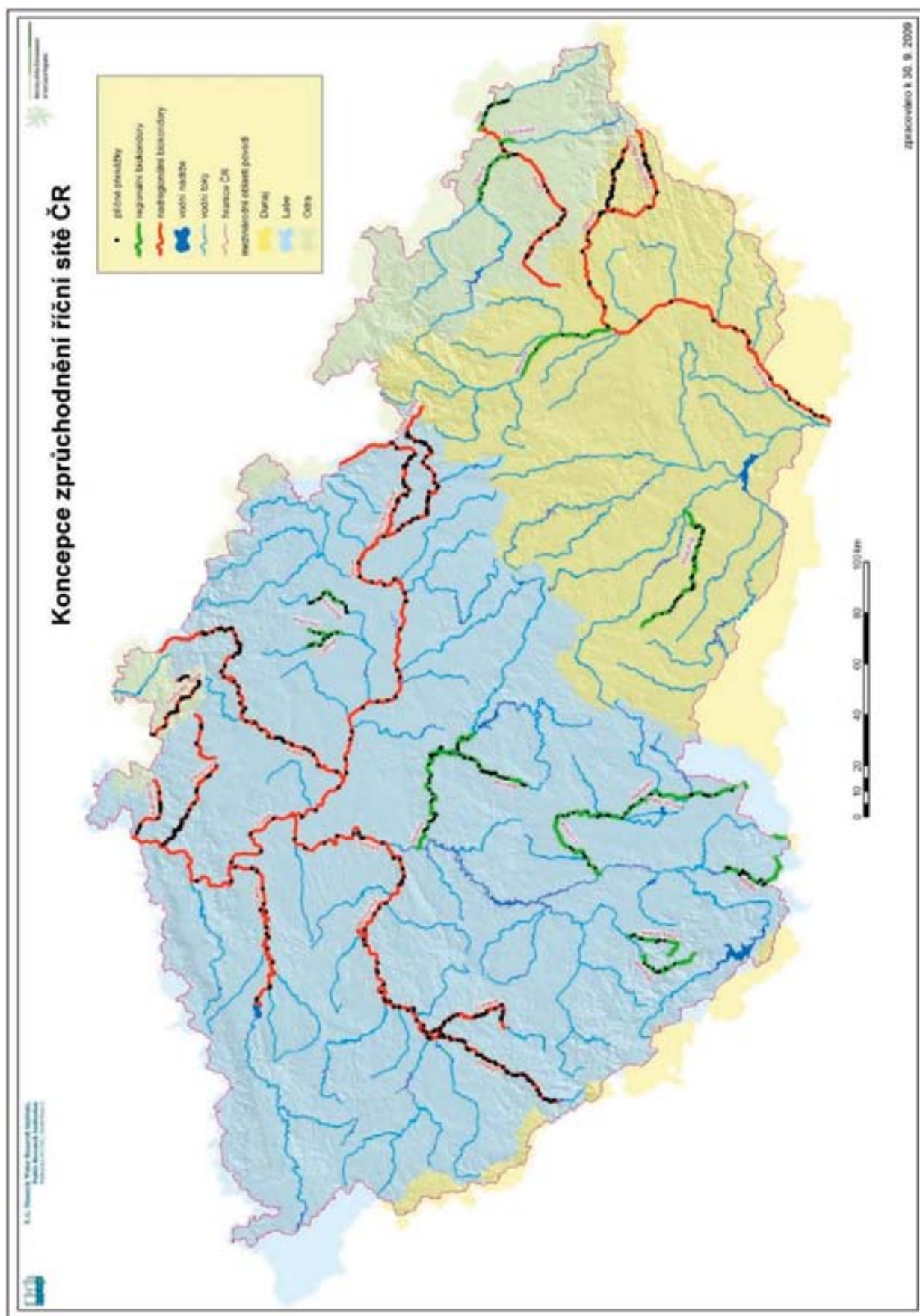
Z behaviorálních clon vychází nejširší záběr pro akustický nízkofrekvenční systém, ale jen se slabým efektem pro úhoře, který silněji reaguje na světelné podněty. Vzhledem k variabilitě vodního prostředí i migrujících ryb (druhy, velikostní skupiny, životní stádia) tedy nelze očekávat univerzální metodu postihující celou paletu podmínek, proto je třeba zvážit kombinaci zábran a behaviorálních clon. Z tohoto pohledu představuje značný potenciál – například v prostředí s výskytem úhoře – zařazení bublinové aerace s akustickou clonou doplněnou o světelnou clonu.

12. MONITORING A VYHODNOCENÍ FUNKCE RYBÍCH PŘECHODŮ

Nedílnou součástí výstavby RP a strategie zprostupňování říční sítě je informace, zda investované finanční prostředky byly ve výsledku zhodnoceny funkčním biokoridorem. Pokud je testování kvality RP podceňováno, při dalších realizacích dochází k opakování konstrukčních chyb. Nefunkční, ale nevyhodnocené RP jsou pak trvalou překážkou migraci ryb, aniž může být přikročeno k nápravě. V ČR mohou být příkladem především řeky jako Ohře, Berounka, Lužnice a Vltava, které nejsou pro migraci ryb otevřené, přestože do výstavby RP zde bylo v posledních 15 letech investováno mnoho finančních prostředků. Před zahájením monitoringu je nezbytné získat informace o charakteru místního společenstva, a pokud je možné, porovnat je i s historickými údaji. Historické údaje jsou však často nedostupné, omezeně využitelné a postrádají metody, které lze přirovnat k dnešním postupům. Příkladem mohou být historické práce prof. A. Friče, které jsou zaměřeny především na vybrané druhy a ne celá společenstva a část dokumentace výskytu pocházela i z rybářských trhů a obchodů (Frič, 1893).

12.1 PARAMETRY SPOLEČENSTVA PRO TESTOVÁNÍ RP

Aby bylo možné vyhodnotit funkci RP, je vhodné srovnat vzorek ryb táhnoucích tratí se vzorkem společenstva pod překážkou. Porovnáváno je obvykle druhové spektrum, počet jedinců a jejich délková frekvence. Z těchto údajů lze odvodit případné selektivní vlastnosti RP na místní společenstvo. Potvrzení funkce RP pouze na základě vhodnosti hydraulických parametrů a konstrukčních prvků není dostatečné, protože funkce RP nezávisí pouze na kvalitě jeho trati. Velmi významné je umístění ústí přechodu v příčném profilu toku, vzdálenost od hlavní proudnice a výška vodního sloupce u vstupního otvoru, poměr průtoku v RP a hlavním korytě atd. Funkce RP bude také nedostatečná, pokud byl nevhodně zvolen typ přechodu vzhledem k druhové struktuře společenstva. Pro konečné vyhodnocení je vhodné vzít v úvahu, zda je tok v ose nadnárodního migračního koridoru a zda tedy byl postaven RP s parametry pro diadromní druhy např. úhoře, lososa nebo jesetera. Aktuální členění migračních koridorů je uvedeno v Konceptu zprůchodnění říční sítě ČR (Slavíková a kol., 2010) zobrazené na obr. 12.1.



Obr. 12.1 Koncepce zprůchodnění říční sítě v nadnárodních a národních migračních koridorech.

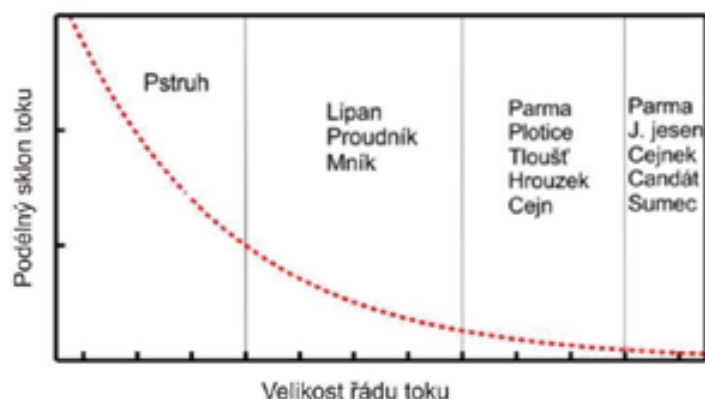
Druhové spektrum společenstva ryb

Každé studii pro výstavbu RP by měl předcházet ichtyologický průzkum. Tyto informace jsou nezbytné pro navržení typu a parametrů RP a vyhodnocení jeho funkce. Průzkum společenstva ryb může být prováděn na úrovni od víceletého sledování složení společenstev a migrací ryb (Slavík a kol., 2005; 2006), přes opakované průzkumy během jednoho roku (Horký a kol., 2010), až po jednorázová šetření. Cílem průzkumů je popis variability společenstva, která umožní následně vyhodnotit variabilitu vzorku z RP. Např. vyhodnocení variability průtoku, teploty a migračních schopností ryb v řece Vecht v Nizozemsku prokázalo, že pouze 10 z 32 vyskytujících se druhů bylo schopno překonat jezy v 5–30 % ročního cyklu (Winter a Van Densen, 2001). Platí obecná zásada, že RP se musí realizovat s ohledem na druhy, které mají při překonávání RP největší obtíže. Většinou jsou to druhy, které migrují především ve velkých velikostech (jeseter, sumec, losos), které jsou naopak malé (např. hrouzci, střevle, piskoř) nebo se při migraci vyhýbají mělkým a peřejnatým úsekům (candát, štika). Úsilí k získání potřebných informací lze odhadnout i podle velikosti nebo řádu toku. Např. v pramenných oblastech (řádech toku 1–3) lze očekávat nízký počet druhů (2–5), zatímco v dolních úsecích (řády 7–10) se může vyskytovat i 30–40 druhů (např. dolní Labe, Morava, Dyje).

Finanční možnosti pro testování RP většinou neumožňují sledovat srovnatelnou metodou celé druhové spektrum společenstva, a proto je třeba zvolit tzv. deštníkové druhy (tj. druhy, které svými charakteristickými vlastnostmi zobecňují nároky na prostředí a chování více druhů). Pro každou studii by měly být zvoleny nejméně dva odlišné morfologické typy. Je vhodné kombinovat „plavce ze střední a povrchové části vodního sloupce“ jako je losos, pstruh, bolen, cejnek, plotice, jelec tloušť, jelec proudník s „bentickými plavci“ jako je parma, podoustev nebo ostroretka a s odlišným morfologickým typem jako je úhoř nebo mník. Ve funkčních RP jsou často nalézáni hrouzci, které lze zvolit jako testovací zástupce malých druhů. Druhové spektrum lze doplnit i druhy, které nevstupují do RP s příliš malou výškou vodního sloupce, vysokým spádem a vysokými rychlostmi proudění a velkou turbulencí (candát, štika, sumec). Přítomnost těchto druhů pak potvrzuje vynikající vlastnosti RP. Lze tedy shrnout, že monitoring RP by měl v optimálním případě vycházet z existujících údajů průzkumu provedeného před realizací projektu. Na jeho základě by měl být stanoven počet druhů a délkové rozpětí společenstva. Ve vzorku z RP by se měly objevovat druhy ryb v počtu, který je ve shodném poměru ke společenstvu v úseku řeky pod RP. Pokud je použita technika individuálního značení a sledování, je vhodné orientovat se na druhy, které reprezentují různé morfologické a velikostní skupiny. Příklad volby druhů pro sledování funkce RP uvádí schematický obr. 12.2.

Počet jedinců potvrzující funkci RP

Správná funkce RP musí být kromě druhového spektra doložena také přiměřeným počtem migrujících ryb. Je nezbytné zodpovědět otázku, kolik je zapotřebí zjistit migrujících ryb, aby byla správná funkce RP potvrzena? Odpověď může záviset na početnosti společenstva a samozřejmě i zvolené metodě testování. Pokud je např. testován RP v pramenné oblasti horského potoka, nelze očekávat migrace tisíců jedinců několika druhů. Navíc v horských oblastech nemusí být migrace ryb nikterak intenzivní. Např. v řece Vydře byla zjištěna délka migrace pstruhů do 500 m, v řece Blanici do jednoho km a v povodí Zlatého potoka do 2 km, protože zde pstruzi nacházejí reprodukční plochy nedaleko od svých letních stanovišť (Slavík a kol., 2012).



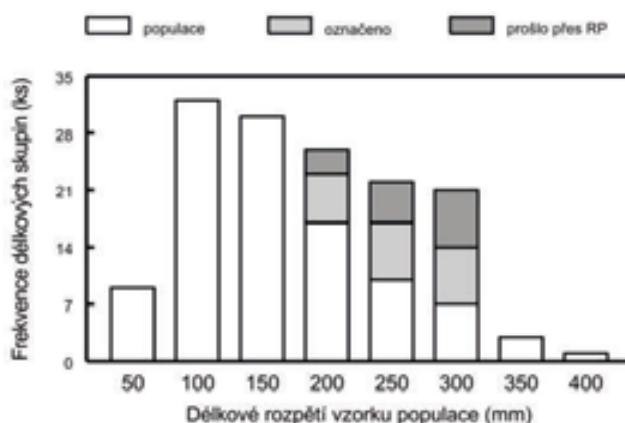
Obr. 12.2 Schéma popisující možnost volby druhů vhodných pro testování RP podle gradientu spádu a velikosti toku od pramene k ústí.

Účinnost RP je vhodné vyjadřovat v procentech ryb, které trať projdou nad překážku. Např. práce provedené v anglických řekách uvádějí účinnost přechodu jako nedostatečnou při 12–16% úspěšnosti migrantů (Lucas, 2000) nebo 28% účinnosti pro jelce proudníka a 38% účinnosti pro plotici (Lucas a Mercer, 1996). Podobná práce z Dánska vyhodnocuje přechod jako neúčinný i při 50% úspěšnosti (Aarestrup, 2003). Účinnost přechodu na řece Vydře u Čeňkovy pily byla hodnocena jako dostatečná při 75 %. V RP na řece Vltavě mezi Lenorou a Kvildou pak účinnost kolísala mezi 75–100 % a rovněž byla hodnocena jako dostatečná při spodní hranici zjištěné účinnosti (Slavík, 1998; 2000). Podobně ve Švédsku byla celková 74% účinnost RP hodnocena kladně při 100% úspěšnosti pro lína a okouna, 86% pro jelce tloušť, 60% pro mníka a 50% pro plotici (Calles a Greenberg, 2007). Např. z kanadských řek je uváděna 100% úspěšnost pro migrující štiky (Bunt a kol., 2003). Naopak v RP na řece Sázavě byla efektivita migrujících ryb mezi 1–8 % vyhodnocena jako zcela nevyhovující (Horký a kol., 2010). Příkladů různé efektivy RP je možné uvést řádově stovky (Bunt a kol., 2011), včetně odlišné efektivy různých typů přechodů. S přihlédnutím k mezinárodním údajům lze doporučit, že RP je možno považovat plně za funkční, pokud jeho trať překoná více než 70 % označených ryb. Pokud je účinnost RP nižší, je nezbytné se prostupností překážky dále zabývat. Je nutné pozorně analyzovat, které z označených ryb přechod nevyužily – např. zda to nejsou ryby největší, nejmenší nebo není selektivita druhová. Pokud RP vykazuje nějakou formu selektivity, není možné jeho funkci hodnotit jako bezchybnou. Na druhou stranu je nezbytné vzít v úvahu i biologickou podstatu vzorku označených ryb. Pokud jedinec vybavený např. vysílačkou nemigruje, k RP se nikdy nepřiblíží nebo splouvá pouze po proudu, nelze takový exemplář zahrnout do celkového součtu hodnocených migrantů (Bunt a kol., 2011). Tuto skutečnost je vhodné dokumentovat jako záznam GPS. Při použití vysílaček lze doporučit k označení alespoň 15–20 jedinců jednoho druhu pro dostatečnou variabilitu vzorku. Při použití pasivních integrátorů lze za relevantní vzorek považovat nejméně 300 jedinců na jeden vzorek (Calles a Greenberg, 2007).

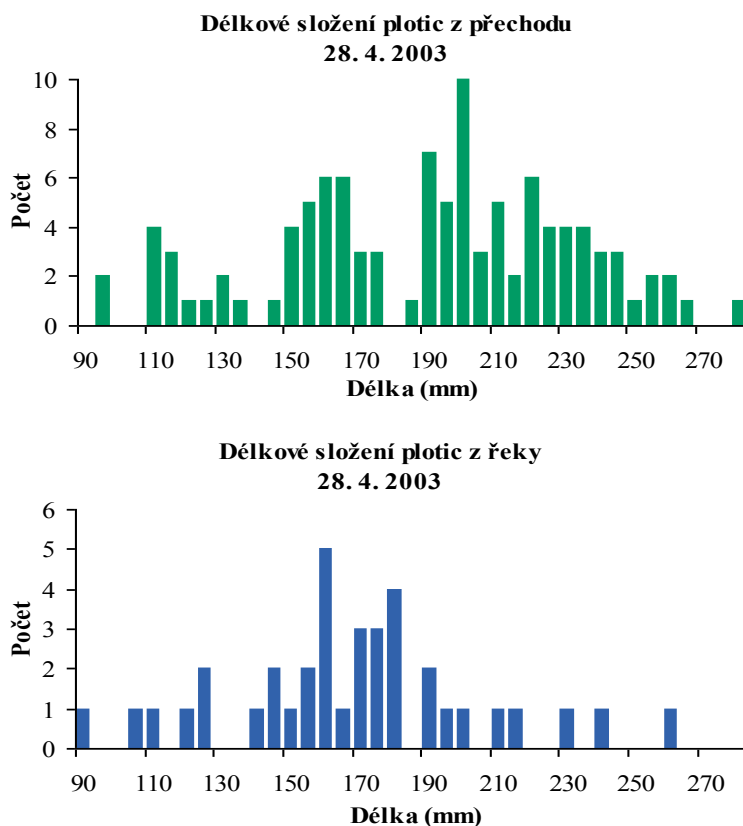
Odlišný přístup hodnocení účinnosti RP lze použít, pokud k testování používáme bioskener (více kap. 12.4). Při použití této metody je vhodné vycházet ze skutečnosti, že průkazný vztah mezi počtem migrujících ryb a faktory prostředí prokazuje funkčnost RP (Horký a kol., 2010). Jinými slovy – z analýzy musí být dostatečně zřejmé, že výskyt ryb v RP se mění s průtokem, teplotou nebo sezónní změnou. Vztah mezi počtem jedinců a parametry prostředí by měl být průkazný statistickou analýzou.

Velikostní selektivita

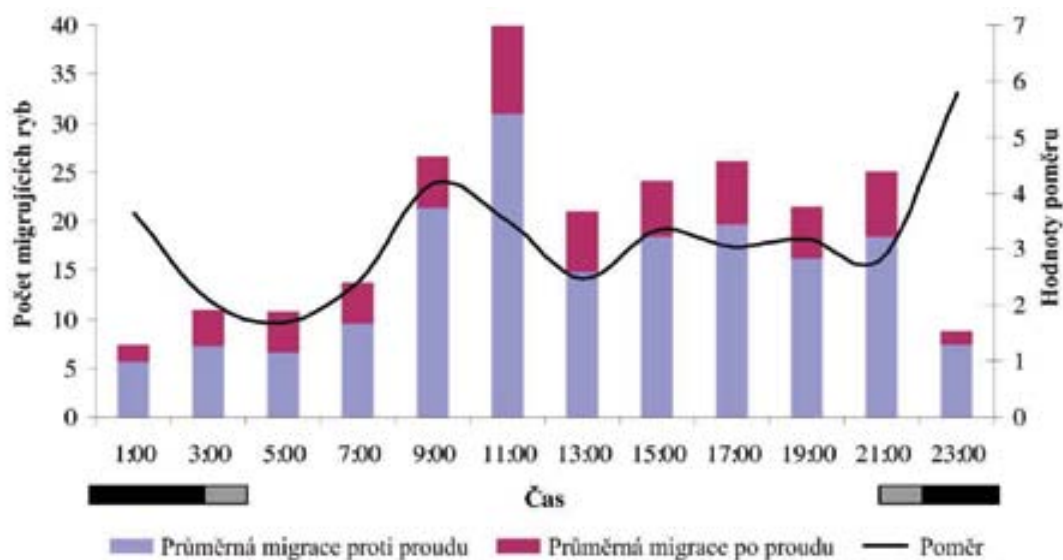
Velikostní selektivita je velmi často uváděným problémem RP. Bývá způsobena především nedostatečnými rozměry trati. Např. RP na střekovském zdymadle nebyl navržen s ohledem na možnou migraci jesetera velkého. V současnosti je v Německu realizován záchranný program pro tento druh. V případě úspěšnosti projektu bude migrace jesetera k místům historických nálezů na středním Labi a dolní Vltavě zastavena již na střekovském zdymadle. Podobně lze dokumentovat, že prostupnost většiny v ČR aktuálně navrhovaných RP je omezená pro velké druhy ryb jako je sumec, candát a štika, které pro migraci využívají hluboké proudy bez peřejí. Především sumec dosahující běžně délky přes dva metry nemůže překonat RP navržený pro migraci menších druhů. RP jsou totiž navrhovány především v parametrech zajišťující migraci lososa nebo kaprovitých druhů (především druhů z reofilní skupiny, která upřednostňuje prostředí s vyššími rychlostmi proudění). Reofilní druhy jako je parma nebo bolen jen vzácně dorůstají více než jeden metr a navíc jsou schopni migrovat i mělkými, peřejnatými úseky. Testování velikostní selektivity RP je jednoduchým postupem, při kterém je porovnána délková frekvence vzorku ryb z RP a z úseku toku pod překážkou. Zde jsou uvedeny příklady porovnání délkových frekvencí pstruhů z řeky Vltavy na Šumavě a jedinců, kteří úspěšně překonali RP (obr. 12.3) a dále plotice z řeky Labe a střekovského RP (obr. 12.4). Z příkladů je zřejmé, že střekovský RP pro plotici selektivní není a stejně tak vltavský přechod nad Borovými Lady pro pstruha. Pokud jsou frekvence délek odlišné nebo vůči sobě posunuté, velikostní selektivita RP je zřejmá.



Obr. 12.3 Porovnání délkové frekvence pstruhů obecných pod překážkou a jedinců s vysílačkou, kteří úspěšně překonali 4 RP v řece Teplé Vltavě na Šumavě.



Obr. 12.4a Porovnání délkové frekvence plotic z řeky Labe (modrá barva) a střekovského RP (zelená barva) z 28. 4. 2003. Pro plotici nebyl střekovský RP selektivní.



Obr. 12.4b Porovnání záznamu bioskeneru, popisující migraci ryb proti a po proudu v trati střekovského RP. Průměrná migrace proti (modré sloupce) a po proudu (vínové sloupce) a vývoj poměru migrací v obou směrech (černá křivka) v rámci 24 hodin. Levá svislá osa patří k hodnotám migrací, pravá k hodnotám poměru. Černé obdélníky pod vodorovnou časovou osou značí tmavou část dne, šedivé soumrak a svítání.

12.2 DÉLKA OBDOBÍ SLEDOVÁNÍ

RP by měl být v provozu celoročně, aby umožnil úspěšnou migraci širokému druhovému spektru. Obecně platí, že ryby migrují v podstatě neustále v reakci na nabídku potravy a změny prostředí, avšak v RP je lze nejčastěji zastihnout před obdobím rozmnožování. Testování funkce RP je proto nejsnadnější při reprodukčních migracích, protože jsou u většiny druhů intenzivní a časově omezené. Hlavní tahy lze sledovat na konci zimy (kaprovité druhy a štika), na jaře (mihule, úhoř, kaprovité, okounovité, sumcovité druhy a lipan), v létě (juvenilní úhoři a kaprovité druhy s opakovaným výtěrem) a na přelomu léta a podzimu (začínají být aktivní úhoř a pstruh obecný), na podzim (vrchol migrace pstruha obecného) a v zimě (mník). Testovat RP na tocích s výskytem pstruha a mníka je nejvhodnější od konce srpna do konce prosince, zatímco na tocích s ostatními druhy od března do června. Na středních a dolních úsecích velkých řek k hlavní migrační vlně dochází po poklesu povodňových průtoků a oteplení vody na přelomu dubna a května. Protože jelec proudník a bolen dravý začínají migrovat již v březnu a jelec jesen a štika často i v únoru, je možné začít testovat RP hned jak dojde k poklesu jarních průtoků. Optimální je stav, kdy je monitoring RP zajištěn a připraven asi měsíc před očekávaným začátkem migrací (viz také kap 4.3). Jsou tak dostatečně zaznamenány podmínky, kde ryby ještě nemigrují a následně i prahové hodnoty prostředí, kdy migrace začne. Tyto informace jsou důležité pro srovnání účinnosti RP za různých podmínek prostředí nejen v průběhu více let, ale i v rámci povodí a mezi nimi. Výjimkou jsou juvenilní úhoři, kteří se v labských RP objevují až začátkem letního období. Naopak reprodukční migrace úhořů se odehrávají mimo evidenci vzorků z RP a nelze je proto k testování použít. Lze tedy shrnout, že pokud je RP lokalizován na toku s reprodukčními migracemi odehrávajícími se v jarním i podzimním období, pak je nezbytné RP testovat celý kalendářní rok. Pokud má RP přechod i strategický význam, např. jako brána do velkého povodí řek jako jsou Dyje, Labe, Morava, Bečva, Vltava a Berounka, je přechody vhodné monitorovat celý rok, (nejlépe i 2–3 roky) a v některých případech i trvale (Břeclav na Dyji, Střekov na Labi, Vltava ve Vraňanech, Černošice na Berounce atd.). Je-li splněn předpoklad počtu migrujících jedinců v návaznosti na parametry prostředí, testování RP může být ukončeno po uplynutí ročního cyklu, dokonce i jednoho sezónního období. Pokud byl vstup migrantů do trati RP náhodný nebo se zde nevyskytovali vůbec, je třeba prodloužit testování nebo přímo navrhnout úpravy RP. Po realizaci úprav RP by mělo být testování zopakováno.

12.3 KONCEPCE ZPRŮCHODNĚNÍ ŘÍČNÍ SÍTĚ ČR A LOKALIZACE RP V MIGRAČNÍCH KORIDORECH

Navrhování, výstavba a testování RP je vázáno na konkrétní toky a místa, avšak lokální význam je pouze zdánlivý. Říční síť má jako celek vyšší biologický smysl – podle gradientu říční sítě se rozmnožují nejen druhy ryb (Schlosser, 1982; Penczak a Mann, 1990; Oberdorf a kol., 1993), ale také velcí mlži, jejichž larvy ryby dále šíří. Říční síť z okolních ekosystémů přijímá energii, jejíž množství je nízké v pramenných oblastech, maximální ve střední části povodí a opět klesá v dolních úsecích velkých řek (Vannote a kol., 1980). Tento tzv. *River Continuum Concept* je vhodné chápat jako systém energetických dotací (sluneční záření, živiny z půdy, redukce produktů terestrického ekosystému jako jsou např. listy). Podle vstupu energie je v říčním prostředí např. utvářena potravní nabídka, na kterou ryby již mohou přímo reagovat migrací. Vzhledem k dosavadnímu civilizačnímu vlivu není možné obnovit migrační prostupnost celé říční sítě. Na řadě míst byly postaveny přehradní nádrže nebo celé kaskády, které natolik mění průtokový, teplotní a živinový režim, že jejich zprůchodnění

postrádá biologický smysl. Navíc musí být možné pro migrující ryby nalézt cílové prostředí. Pokud je nad přehradní nádrží kanalizovaný tok a dále třeba další přehrada, není vhodné o obnově přirozeného prostředí a biologických cyklů ryb uvažovat. Problémem jsou i vysoké rozdíly mezi teplotou v řece pod hrází a ve vlastní nádrži, podobně bývá rozdíl i v kvalitě vody vytékající z přehrady (většinou čistá voda ze spodních vrstev) a v povrchové vrstvě s obsahem sinic a řas. Pokud by se dostali např. lososi nebo jeseteři do přehradní nádrže, nad kterou nejsou původní reprodukční plochy, jednalo by se spíše o likvidaci těchto migrantů. Navíc úseky řek pod přehradními nádržemi mají posunutou fázi teplotní křivky tak, že v zimě je voda relativně teplá a nezamrzá, zatímco na jaře a v létě je oproti původnímu prostředí chladná. To má za důsledek, že původní druhy se v úsecích pod přehradami nerozmnožují a zmizí (Peňáz a kol., 1968) a jsou uměle nahrazeny druhy nepůvodními (Křivanec a Kubečka, 1990; Slavík a Bartoš, 1997). V minulosti často pozitivně zdůrazňovaný výskyt lososovitých ryb v úsecích pod přehradami je proto nežádoucím stavem. Navíc výskyt lososovitých ryb je závislý na umělém vysazování nepůvodních druhů, jako je pstruh duhový a siven, které se zde přirozeně nerozmnožují. Naopak jsou lákadlem a snadnou potravou pro rybožravé ptáky. Sekundární obsádka nikdy nedosáhne hodnot biomasy původního společenstva a tento rozdíl je oproti tokům s původním režimem velmi průkazný (Kubečka a Vostradovský, 1995). Nelze proto dávat prioritu zprůchodnění takto narušeným částem říční sítě (vltavská kaskáda, novomlýnské nádrže). Podobně je vhodné snížit prioritu zprůchodnění na řekách pod významnými přehradními nádržemi (např. dolní úseky řek jako jsou Ohře, Malše, Svratka, Jihlava). Naopak by měly být prioritou toky s relativně zachovalým teplotním a průtokovým režimem bez přehrad nebo s přehradami menšího významu (např. Pastviny na Divoké Orlici, Husinec na řece Blanici). Ačkoliv i tyto přehrady gradient teploty a variabilitu průtoku ovlivňují, v úsecích řek nad i pod těmito přehradami lze nalézt stejné druhy ryb a často i mlžů. Průchodnost těchto přehrad lze také v budoucnu zajistit obtokovými kanály (Slavík a Horký, 2011).

Zachovalé migrační koridory jsou na našem území vzácné (Musil a kol., 2009; 2012), a je proto nanejvýše účelné zaměřit výstavbu RP právě na ně. Kritériem by měla být také vazba na možnost migrace do moře, čili přednost by měly mít toky, které jsou přímo navázány na řeky Labe, Dyje a Odru. Proto byly v povodí těchto řek navrženy tzv. *nadnárodní migrační koridory* (Slavíková a kol., 2010), které umožňují migraci lososa k části historických trdlišť anebo migraci úhoře. Pro úhoře je to např. labská cesta (Labe až k pramenným oblastem Divoké a Tiché Orlice) a vltavská cesta (Labe až k soutoku s Vltavou, dále Berounka až k pramenným oblastem Úhlavy a Úslavy). V mezinárodním povodí Dunaje je to biokoridor z řeky Dyje do řeky Moravy a dále Bečvy a jejího povodí. Souhrnné informace o všech třech povodích jsou uvedeny na obr. 12.1.

Na migrace ryb je vázáno i šíření vzácných vodních mlžů, jejichž populace jsou velmi často lokalizovány na horních úsecích toků nad přehradními nádržemi. Protože je národním zájmem, aby se kolonie mlžů rozrůstaly, byly vytvořeny tzv. národní migrační koridory, které mají za cíl zprůchodnit menší povodí (obr. 12.1) s ohledem na ochranu mlžů a regionálních společenstev ryb (bez ohledu na nadnárodní migrační koridory).

Koncepce *nadnárodních* a *národních* migračních koridorů tak zajišťuje budoucí volnou migraci lososa, úhoře (a dalších diadromních i potamodromních druhů) a také šíření vodních mlžů v prioritním pořadí. Koncepce se vyhýbá velkým přehradním komplexům s vědomím, že v dlouhodobém horizontu 30–50 let může být otevřena i migrace přes přehradní nádrže. Výstavba RP na tocích s národními i nadnárodními koridory by měla být nejen prioritní, ale měla by být věnována velká pozornost testování správné funkce RP.

12.4 VYBAVENÍ PRO MONITORING RP

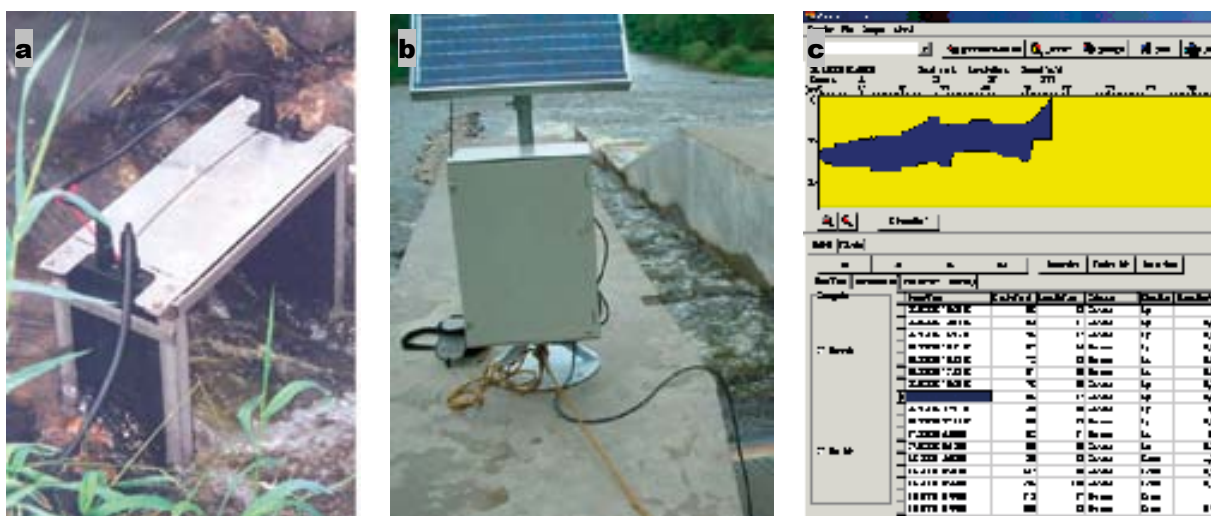
Metody testování funkce RP se rychle vyvíjejí. Původní metoda testování, tedy přímé odlovy v trati RP pomocí vězenců jsou používány především v Německu – největší na jezu Geesthacht, kde je však kontrola vězenců (monitoring) prováděna stálým personálem několikrát denně. I zde však paralelně probíhá program značení ryb telemetrií, protože celodenní obsluha vězenců je finančně nesmírně nákladná a program má časové omezení. V Rakousku, Francii, Norsku, Švédsku, Dánsku a Velké Británii jsou používány již jen telemetrické metody nebo bioskenery. Podobná situace je v USA a Kanadě, kde je používána pouze telemetrie (pasivní integrátory a radiová telemetrie, Bunt a kol., 2011). Jak již bylo dříve zmíněno, v nedávné minulosti bylo tradiční pojetí RP “jako prostředí, které migrant překonává” nahrazeno konceptem No Net Loss (Quigley a Harper 2006). Podle tohoto konceptu musí být chování ryb neovlivněné skutečností, že migrují trati RP. Jinými slovy, RP by měl být neodlišitelnou součástí plně prostupného říčního prostředí (Castro-Santos a kol., 2009). Z tohoto celosvětově uznávaného trendu zřetelně vyplývá, že pro testování funkce RP lze používat pouze bezkontaktní metody, které volný pohyb ryb neomezuje.

Testování funkce RP je většinou nákladným projektem, který vyžaduje profesionální vybavení. Nejjednodušší metodické přístupy, při kterých se trať RP přehradila, vypouštěla a uvízlé ryby teprve zpracovávaly, jsou zastaralé. Do stejné kategorie nevhodných postupů náleží i omračování ryb elektrickým proudem v RP. Účinek elektrického proudu může trvale poškodit až 4 % ryb (infarkt a přetržení svalů), a i u nepoškozených ryb může dojít k přerušení migrace v důsledku fyziologického šoku. Podobně překonaným způsobem kontroly migrace je používání vrší, ve kterých jsou ryby chyceny a zcela závisí na lidském faktoru, kdy budou znovu vyproštěny. Pokud vyčerpají energii dříve, přestanou aktivně plavat a následně jim tlak vody o stěny vrší, způsobí vážná zranění. Takový postup odporuje nejen zákonu o rybářství, který manipulaci a omezování migrace ryb RP zakazuje, ale také je v přímém rozporu se zákonem na ochranu proti týrání zvířat (§ 26 zákona č. 246/1992 Sb). Zákon neumožňuje divoce žijící zvířata omezovat v pohybu bez předem schváleného počtu a přesného stanovení doby, kdy budou omezeny. Pro takové účely je nezbytné vypracovat tzv. *projekt pokusu* a předložit ke schválení na příslušnou komisi. Zajištění podmínek pro testování RP předpokládá kalkulaci nákladů do ceny celého projektu výstavby RP.

Cena testování RP vzrůstá v případech, kdy nejsou k dispozici vhodné přístupové cesty k RP, jeho okolí neposkytuje dostatečné logistické zázemí, jako jsou přístřešky pro techniku nebo pokud není možné připojit přístroje na elektrický proud. Nákladnými projekty jsou dlouhodobá sledování důležitých RP na dolních úsecích velkých řek. Obecně platí, že obtížnost a cena testování RP klesá s možností automatizace monitoringu. Podle aktuálního stanoviska vlivného časopisu *River Research and Applications* zaměřeného právě na praktickou obnovu říčních ekosystémů je nejvhodnější metodou pro testování RP biotelemetrie (Bunt a kol., 2011). Pouze tato metoda (podrobněji dělená na PIT telemetrii a radiovou telemetrii) totiž umožňuje vyhodnotit účinnost RP podle poměru počtu označených ryb a ryb, které RP úspěšně překonaly. Podle tohoto stanoviska nejsou ostatní metody monitoringu (především pasivní značky, vrše a přímé odlovy) vůbec uvažovány. Pro úplnost a historické souvislosti je v této publikaci zmíněno použití pasivních značek. Ačkoli použití bioskenérů má omezení, s určitými metodickými doplňky lze jejich použití také doporučit.

Bioskenery

Bioskenery jsou běžně používanou technikou s velmi jednoduchou aplikací. Základním principem technologie je rám po stranách vybavený dvěma řadami zářičů, které produkují infračervené paprsky. Ryba, která projede rámem je skenována, což vytvoří její obraz na displeji připojeného PC. Rám bioskenery se jednoduše umístí před otvor v přepážce RP nebo se napojí na usměrňovač pro migrující ryby. Pohyb ryb je zaznamenán i podle orientace pro nebo proti proudu, času a teploty. Každá ryba je změřena na výšku a délka je matematicky dopočítána. Modernější verze zařízení je vybavena i kamerovým systémem, který je automaticky spuštěn při výskytu ryby v oblasti rámu. Skener pracuje i v noci. Určité nepřesnosti je možné zaznamenat během kalné vody při záplavách. Přístroj je možné napájet ze solárního panelu nebo přímo z energetické sítě. Údaje lze z přístroje stahovat přes propojení s PC nebo přes mobilní telefon. Skutečnost, že RP ryby procházejí lze tedy pomocí bioskenery snadno zjistit. Nevýhodou je, že pomocí bioskenery nelze odhadnout přímou úspěšnost RP, (neznáme poměr mezi počtem ryb, které se k RP pouze přiblížily, ale trati nepropluly, a počtem těch, které RP úspěšně překonaly a následně projely rámem). Výsledky musí být proto korelovány s metodou biotelemetrie nebo s variabilitou parametrů přírodního prostředí (Horký a kol., 2010; viz kap. 6). VAKI „Riverwatcher“, je hlavním produktem islandské firmy VAKI držící pozici evropského lídra (www.vaki.is). V ČR byly bioskenery použity na řekách Labi a Sázavě. Ve střešovském RP byl pomocí skeneru zaznamenán i cyklický pohyb ryb v komorách přechodu, kdy se část ryb vracela trati směrem po proudu (obr. 12.4b). Na obr. 12.5 je vidět detail rámu, jeho upevnění v koši usměrňující pohyb ryb do rámu a obrys migrující ryby ze záznamu.



zařízením, ze kterého je odezva zapsána do paměti přijímače. K dispozici je tak záznam přítomnosti značky (ryby) v určitém čase na určitém místě. Metoda je pro svou přesnost a jednoduchost používána i v laboratorních pokusech. Určitým omezením je požadavek, aby se pasivní integrátor přiblížil k anténě alespoň na 30 cm. V případě testování RP není tato skutečnost příliš významná, protože je možné několika anténami přehradit celou trať, anténu umístit přímo před štěrby přepážek nebo usměrnit pohyb ryb k anténě. Důležitým prvkem použití metody je vlastní značení ryb. Ryby je nezbytné odchytit v říčním úseku pod překážkou. Těmto jedincům lze odebrat šupiny pro zjištění věku a rychlosti růstu, materiál pro analýzu DNA a samozřejmě je zvážit a změřit. Pokud se takové ryby objeví v trati RP, poskytnou mnoho důležitých informací o migrující části populace nebo společenstva. Pasivní integrátory byly úspěšně použity při testování RP na řece Sázavě. Na následujících obrázcích jsou patrné malé rozměry pasivního integrátoru (obr. 12.6a), značení ryby (obr. 12.6b), ruční čtečka (obr. 12.6c) a umístění detekčních rámu (antén) v přechodu (obr. 12.6d).



Obr. 12.6 Systém pasivních integrátorů – značka v injekční jehle (a), značení ryby (b), ruční čtečka (c) a detekční zařízení – anténa ve vodácké propusti na řece Sázavě (d).

Radiová a akustická telemetrie

Sledování pohybu ryb pomocí vysílaček s vlastním zdrojem energie je v současnosti nejrozšířenější technikou. Na displeji přijímače je zobrazován individuální kód vysílačky (sledovaného jedince) a relativní vzdálenost pozorovatele od vysílačky. Výhoda metody je, že umožňuje komentovat chování ryb i mimo RP, např. před vstupem do jeho trati. Po

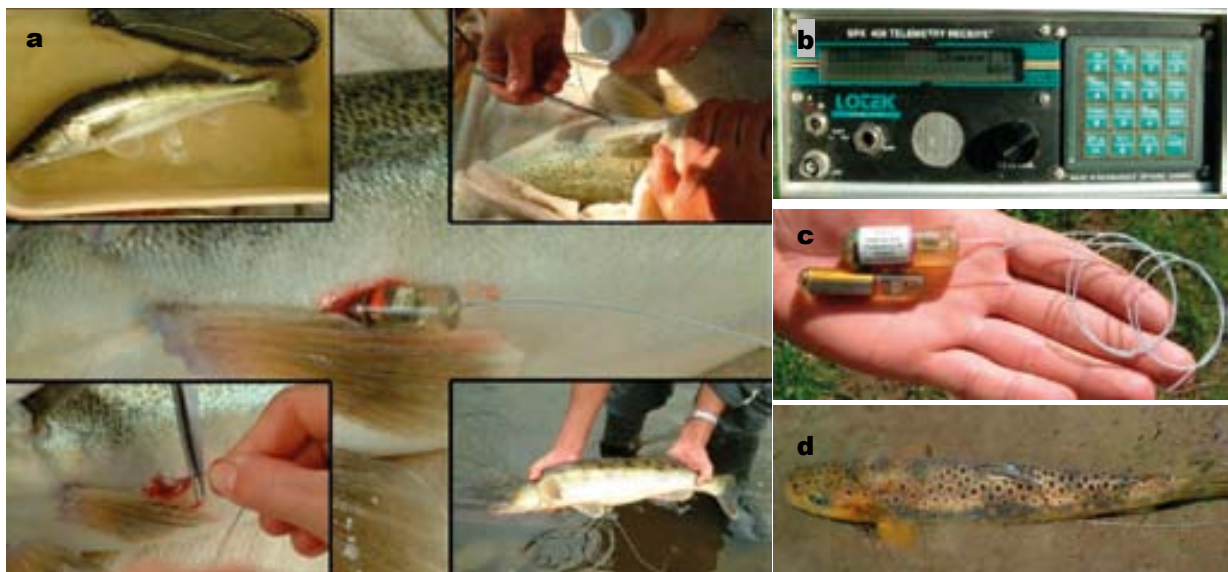
překonání RP lze rybu sledovat až k další překážce nebo např. nalézt cílové prostředí migrantů. Efektivita testu se tak násobí o další informace, které mohou přispět ke zlepšení ekologického stavu toku. Rozlišujeme dva základní druhy telemetrie – akustickou a radiovou. Akustická telemetrie je založena na přenosu zvukového signálu vysílaného vysílačkou na jedné frekvenci. Protože se zvuk ve vodě dobře šíří, metodu lze použít v hlubokých jezerech a přehradních nádržích nebo v prostředí o vysoké vodivosti jako jsou záplavové tůňe. Akustická verze je účinná i za velkých povodní při silně zakalené vodě. Velkou nevýhodou je nezbytnost sledování každé ryby na jednotlivé radiové frekvenci. Ačkoliv přijímač všechny frekvence automaticky prohledává, popř. jednou již nalezené signály ignoruje, dochází často k přehlédnutí označeného jedince. K chybám dochází především při větším počtu signálů (pokud jsou ryby rozmístěny na malém prostoru), jejichž zachycení je náročné na skenovací čas. Druhou nevýhodou je, že k zachycení signálů jsou potřebné hydrofony, tedy zvuková čidla, která musí být ponořena ve vodě. K zachycení přítomnosti jedince stačí jeden hydrofon, pokud je potřebné lokalizovat přesnou pozici, je nezbytné použít tři nebo i více hydrofonů. Protože jsou hydrofony fixovány ve vodním sloupci, je pro přenos dat do vzduchu potřebný další vysílač umístěný na hladině. Při použití radiové telemetrie vysílačka produkuje radiový signál.

Radiová verze telemetrie je vhodným nástrojem pro říční prostředí. Na jedné radiové frekvenci je možné sledovat (v důsledku digitálního kódování) až 500 kusů ryb. Použití pouze jedné frekvence snižuje možnost „přehlédnutí“ některých označených jedinců, protože přijímač neustále prohledává jen jednu frekvenci. Radiová telemetrie je omezena při použití ve velkých hloubkách a za vysoké vodivosti. Při hloubkách nad 4 m se signál ztrácí a často nelze určit individuální kód vysílačky. Podobně je při vodivosti nad 500 μS obtížné rybu přesně lokalizovat, při hodnotách nad 700 μS se výrazně zkracuje i vzdálenost přenosu signálu (max. desítky m) a při vyšších hodnotách se ztrácí i možnost identifikovat individuální kód jedince. Nejpresnějšího přenosu z největší vzdálenosti (mnoho set m) lze dosáhnout v mělkých horských tocích s nízkou vodivostí mezi 15–50 μS . Pro přenos radiového signálu je možné využívat volně dostupné frekvence nevyžadující speciálních povolení. Tyto frekvence jsou někdy zatíženy šumem a signály jiných zařízení, ale pro sledování ryb není občasné snížení poslechového komfortu významné.

Přijímačů je vyráběno obvykle několik verzí, z nichž nejjednodušší jsou ty přenosné, určené k monitorování pozice ryb podél břehu nebo z lodi. Některé verze jsou určeny pouze k automatickému sledování z jednoho bodu. Tyto přijímače umožňují paralelní zapojení několika antén. Užívají se především právě k odhadu efektivity rybích přechodů. Antény se instalují tak, aby sbíraly signál z celého příčného profilu řeky.

Účinnost radiotelemetrických metod při testování RP lze zvýšit vhodně zvoleným typem vysílací jednotky, vysílačky. Většina významných výrobců jich nabízí pestrou škálu. Nejdůležitějším parametrem pro správnou volbu je poměr mezi hmotností vysílačky a ryby, který má být na vzduchu méně než 2 % a ve vodě méně než 1,7 %, pochopitelně ve prospěch ryby (Winter, 1983). Obecně je ale účelné volit podle možností vysílačku co nejlehčí. V současnosti jsou dostupné vysílačky, které mohou být implantovány i do ryb o hmotnosti 15 g. Tato hmotnost je opravdu velmi nízká – jen pro orientační představu – vysílačku unese vzrostlejší hrouzek, vranka, střevle, nebo ouklej atd. Nízká hmotnost je však spojená s životností vysílačky, resp. její baterie. Nejlehčí vysílačky (0,25–0,55 g) vydrží vysílat cca od 12 do 60 dní. Životnost baterie může být prodloužena omezením intervalu vyslání signálu, tzv. *burst rate*. Ten může být emitován např. každou druhou, desátou, patnáctou sekundu. Vysílačka může být také programována tak, aby vysílala pouze ve dne nebo naopak v noci. Lze ale např. využít možnosti rybu označit za příhodných podmínek

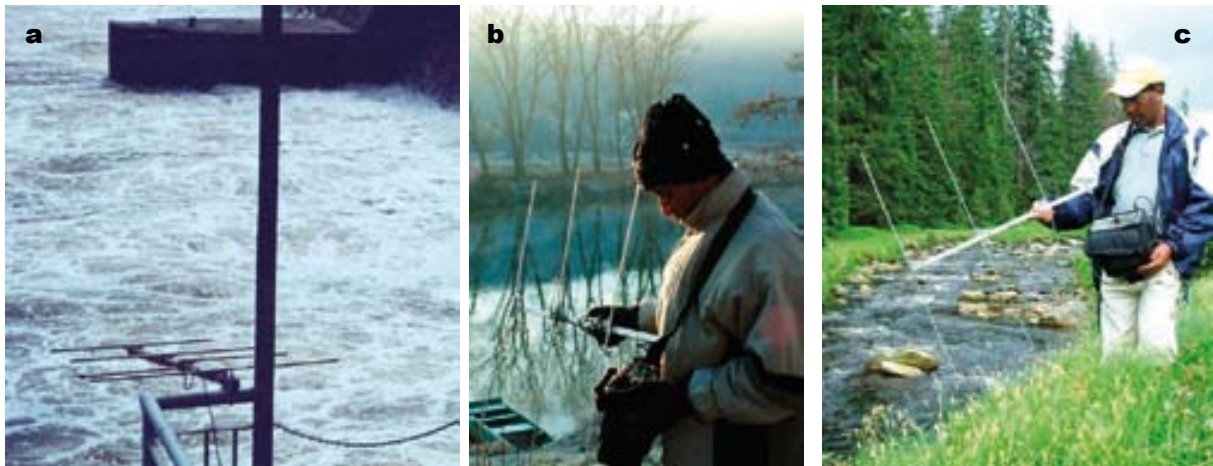
a nastavit aktivaci pro období, kdy je možnost ulovit ryby obtížnější. Např. pstruhy je výhodné označit koncem srpna, kdy jsou v našich podmínkách nízké průtoky a vysoká průhlednost a vysílačka může být aktivována mnohem později. Podobně je velmi obtížné získat v zimním období druhy jako je štika, bolen, jelec jesen a proudník, protože ryby jsou v zimních úkrytech na dně hlubokých tůní. Pokud jsou ryby odloveny v září, kdy jsou navíc v nejvyšší fyzické kondici, vysílačky lze naprogramovat k aktivaci na konec února. Migraci tak můžeme začít sledovat v podmínkách, které by práci v říčním prostředí neumožnily. Technický pokrok v miniaturizaci vysílaček jde velmi rychle, protože v současnosti je možné označit např. asi 0,5 kg těžkou rybu vysílačkou, která vydrží více než dva roky s celodenním vysílacím provozem bez nutnosti programování. Velmi praktické je použití vysílaček s různými senzory. Senzory měří hloubku (tlak) a teplotu, ve které se jedinec nachází. Podobně lze získat vysílačky s tzv. akcelerátorem, který zaznamená přechod z klidové fáze do pohybu sledovaného jedince. Asi nejpoužívanější vysílačky jsou tzv. EMG (electromyogram) senzory, které měří frekvenci elektrických impulsů mezi svalovými vlákny (Cooke a kol., 2004; Hruska a kol., 2007). Z vysílačky jsou vyvedeny dvě malé sondy se zlatými konci, které jsou zasazeny do červeného svalstva přibližně 1 cm od sebe. Mezi nimi jsou pak vzruchy měřeny. Frekvence impulsů odpovídá namáhání svalů, ke kterému dochází při plavání. Tyto senzory umožňují sledovat nejen kdy je ryba na jednom místě a kdy plave, ale jak intenzivně se namáhá. Pokud je RP postaven s konstrukčními chybami (jako je příliš vysoký spád a rychlosti proudění), hodnoty EMG dosáhnou vysoké frekvence na možné škále. Obtížnost úseku je zároveň dokumentována zpomalením nebo zastavením pohybu sledovaného jedince (např. Gowans a kol., 1999). Pokud jsou hodnoty EMG kalibrovány v zařízení měřícím přímo spotřebu energie (kalorimetru), je také možné měřit objem energetických zásob spotřebovaných při migraci. Je možné uvést největší výrobce jako Lotek (www.lotek.com), Vemco (www.vemco.com) nebo americký ATS (www.ats.track.com). Ukázky vysílaček, přijímače, implantace, vypouštění a sledování označených ryb ukazují obrázky 12.7–12.8.



Obr. 12.7 Systém radiové telemetrie – postup při implantaci vysílačky do candáta (a), přijímač SRX_600 (b), detail vysílačky (c) a detail označeného pstruha s anténou (d).

Pasivní značky

Jako pasivní označujeme značky, které je na rybu nutné připevnit a jejich kontrola je pouze vizuální. Pro prokázání účinnosti RP je nutné opět rybu ulovit v úseku řeky nad překážkou (po překonání překážky). Pro příklad lze uvést v Evropě dominantního producenta pasivních značek – americkou firmu North-Western Marine Technology (www.nmt.com). Firma vyrábí v zásadě tři úrovně značkovacích systémů. Nejnižším jsou elastomerové značky (**Visible Implant Elastomer Kit**, VIEK), které jsou dostupné v mnoha barevných variantách (bílá, černá, fialová, modrá), ale některé z nich po ozáření uv-lampou a při použití speciálních brýlí září fluorescenčním světlem (oranžová, žlutá, červená, zelená).



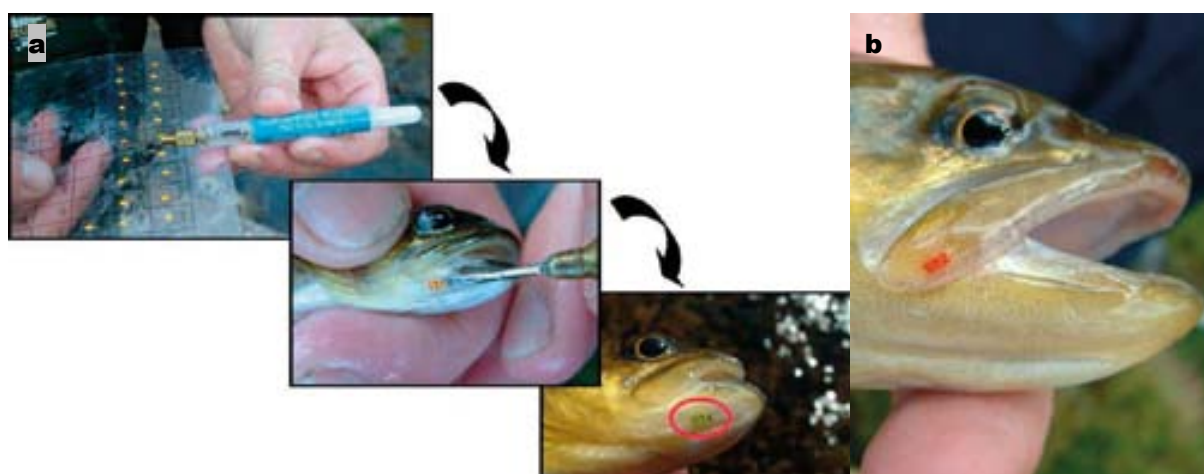
Obr. 12.8 Sledování migrací ryb radiovou telemetrií pomocí stacionárního zařízení na jezu Obříství (a), ruční anténou na řece Berounce (b) a v povodí řeky Vydry na Šumavě (c).

K aktivaci značky dochází tak, že jsou smíchány dvě činidla, která vytvoří hustou amorfni hmotu. Ta je nabrána do injektoru a vstříknuta rybě do povrchových vrstev kůže (nad hlouběji uloženou pigmentovanou vrstvou). Hmota sice ztuhne, ale pouze tak aby z místa vpichu nevytekla a udržela si elastickou strukturu. Protože je pouze pod povrchem kůže, značka nezarůstá okolní tkání a je viditelná po celý život jedince. V injektoru vydrží roztok přibližně 3–4 hodiny při uložení v nízké teplotě (např. v chladičím boxu). Při použití několika barev a různých míst na těle ryb (ploutve, rypec) lze docílit i individuální kombinaci pro malé vzorky ryb (maximálně stovky jedinců). Metoda je ale přednostně určena pro tzv. skupinové značení, tedy označení skupin ryb podle obecnějšího klíče (datum, místo, velikostní skupina apod.) než je individuální. Značení je rychlé a jednoduché a značky jsou dobře vidět (obr. 12.9–12.10). Metodou je možné označit mnoho tisíc jedinců, větších než 4 cm během několika dní. Přesnější (a dražší) je alfanumerická verze značek, která zahrnuje i individuální kód. Značky jsou dodávány ve formě elastomerových štítků, kde je od výrobce natištěná kombinace písmen a čísel (alfa-numerický kód) v odlišných barvách. Speciálním injektorem jsou značky odebírány z vylisovaných folií a injektovány pod povrchovou vrstvu kůže (viz obr. 12.9–12.10). Výhoda individuální informace je poněkud omezena vyšší cenou, podílem ztrát značek (cca 2–13 %) a použitím velikostí ryb cca od 8 cm. Významným patentem firmy je i metoda použití tzv. drátových značek, které původně nesly binární a v současnosti i dekadický kód (**Binary Code Wire Tags**, BCWT). Principem výroby značek je továrně připravený tenký ocelový drát, na který jsou vyraženy kódy. Drát je velmi tenký (0,5 mm) a ze zásobní cívky prochází nastřelovací pistolí. V mechanismu pistole je drát

odříznut a značka o délce 1 mm s individuálním kódem je skrz speciální dutou jehlu vstřelena do kůže, ploutve nebo i svalů ryb. Výhodou je, že cena jedné značky je téměř zanedbatelná (cca 1 Kč) a lze ji aplikovat do ryby o velikosti 1,8 mm! Metoda má však i své nevýhody. U binárních kódů je nezbytné ukládat počáteční a konečnou značku série a jedince složitě identifikovat mezi těmito značkami. Značkovací pistole klade extrémní nároky na údržbu a pořizovací cena je velmi vysoká. Největším omezením je však skutečnost, že značka během růstu jedince „zmizí“ ve svalové tkáni. Pokud byla označená ryba např. ve velikosti 5 cm a ulovena o velikosti 1 m, hledání značky je opravdu obtížné. Používá se k tomuto účelu zvukový a světelný detektor, který sice značku signalizuje, ale nepřečte individuální kód.



Obr. 12.9 Značení ryb pomocí pasivních značek. Mísení činidla, implantace a výsledné označení pstruha na horní čelisti a ve hřbetní ploutvi (a). Det. označení pstruha na spodní čelisti (b).



Obr. 12.10 Postup značení alfanumerickou elastomerovou značkou (a) a detailní pohled na označeného pstruha (b).

Značka se tedy opět musí z ryby vyjmout a pod mikroskopem určit. Lze zakoupit značky bez individuálního kódu. Pro účely testování RP je použití těchto „blanků“ dostatečné. Je však pravděpodobně vhodnější použít méně náročnou technologii. V poslední době byly vyvinuty i automatické detektory značek, které následují princip použití pasivních integrátorů (detektory značku přečtou na migrující rybě). V ČR však tento typ nebyl doposud testován.

Aplikace pasivních značek probíhá tak, že ryby jsou odloveny pod překážkou, změřeny, zváženy, označeny a vypuštěny zpět. V pravidelných intervalech je pak nezbytné ryby nad překážkou odlovovat. Není však zřejmé, kdy a v jaké vzdálenosti od RP značení ryb provádět. Mnoho úsilí tak může být vyplýváno zbytečně, pokud ryby ještě nemigrují nebo naopak již nemigrují. Odlov pomocí elektrického agregátu je nutné provádět opakovaně, především při hledání úspěšných migrantů nad překážkou. Opakovaně tak dochází ke stresu i těch ryb, které se pokusu „neúčastní“. Metodu použití pasivních značek je proto vhodné označit jako zastaralou, pro ryby stresující a obecně ji nelze doporučit.

Pro úplnost je vhodné zmínit značení pomocí radioaktivních izotopů, diferencovaných růstů za odlišné teploty nebo pomocí parazitů. Tyto metody jsou pro testování účinnosti RP nepřiměřené a používají se např. v USA a Kanadě pro komplexní kontroly diadromních migrací hospodářsky významných druhů ryb.

Závěrem lze také zmínit metodu, kdy žádné značky ani vybavení nejsou potřebné. Takovou metodou je prostý zrak a úsudek hodnotitele. Pozorování migrace ryb přechodem je však možné jen v pramenných oblastech malých toků, kde čistá voda a malé rozměry přechodu umožňují rybu spatřit. V některých ojedinělých případech je možné spokojit se s pozorováním výskytu dospělců např. velkých pstruhů v úsecích toku, kde před reprodukcí nebyli a potvrdit tak nepřímou i překonání konkrétní překážky. Taková hodnocení však mohou provádět pouze pracovníci s dlouho praxí a znalostí místních podmínek. Nicméně i tato sledování je nezbytné provádět podle přesné metody, popisující dobu sledování, pozici pozorovatele a charakteristiky prostředí jako je hodnota průtoku, teploty a např. průhlednosti vodního sloupce. Sledování migrujících ryb za prosklenými okny komor velkých přechodů lze naopak považovat pouze za orientační a kladný výsledek nelze doporučit jako uznání perfektní funkce přechodu. Důvodem je, že v rámci velkých přechodů ryby trať RP často vůbec neopustí, proplovají sem tam oběma směry a pozorovatel tak může jednoho jedince zaznamenat opakovaně (Prchalová a kol., 2006b).

13. PŘÍKLADOVÉ STUDIE TESTOVÁNÍ RP V ČR

Na území ČR bylo v letech 1995–2011 postaveno řádově desítky přechodů (přesná evidence chybí), avšak jejich účinnost byla testována jen výjimečně. V některých případech byla kontrola funkce přechodu provedena metodami, které nejsou v souladu s rybářským zákonem nebo zákonem na ochranu zvířat proti týrání (např. odlovem pomocí elektrického proudu nebo do vrše) a jejich výsledky proto nelze považovat za standardní. Většina projektů na zprůchodnění příčných překážek není veřejně dostupná pro vědecké, ochranářské nebo občanské aktivity, a výběr příkladových studií je proto velmi omezený.

13.1 STŘEKOVSKÝ RP NA ŘECE LABI

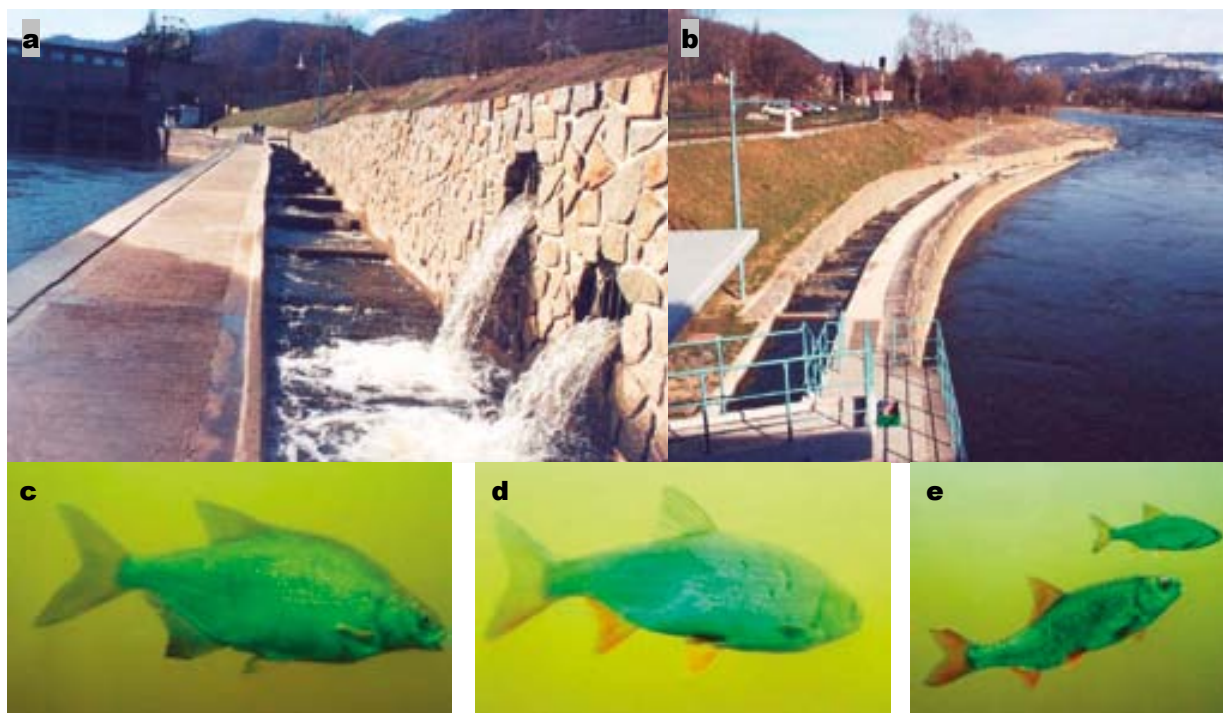
V 50. letech 20. století bylo prováděno šetření na komůrkovém RP, který se dochoval dodnes. Pozdější průzkumy prokázaly velikostní i druhovou selektivitu RP, ale v jeho trati byl prokázán početný výskyt např. parmy, jelce tlouště, plotice a úhoře (Libý a kol., 1995; Libý a Slavík, 1996). V roce 2003 byl uveden do provozu nový RP při levém břehu a z původního

byla použita pouze horní část. V letech 2003–2004 bylo provedeno testování účinnosti nového RP. Testování bylo provedeno dvěma metodami současně – radiovou telemetrií a bioskenerem VAKI. Pro srovnání efektivity a kontrolu metod (bioskener nebyl dosud v ČR použit) byla prováděná přímá kontrola výskytu ryb v řece a RP. Pomocí telemetrie byla migrace sledována 52 týdnů z člunu na úseku Ústí nad Labem–Míšeň v Německu. Vlastní RP byl kontrolován 56 kalendářních dní, a to během 28 kontrol, které zahrnovaly 24 hodin monitoring pomocí skeneru a následnou kontrolu trati RP a řeky. Vysílačkami byli označeni jelci tlouští (22 ks), jelci jeseni (17 ks), boleni draví (9 ks) a candáti (8 ks) v celkovém počtu 56 kusů. Ryby byly označeny ve vrcholné fyzické kondici v měsíci září vysílačkami s životností 12 měsíců.

Všechny vysílačkami označené druhy se pokusili překážku překonat, ale vstup do RP nenalezli. Naprostá většina označených jedinců však migrační cestu proti proudu aktivně hledala, což zároveň dokumentovalo významnou migrační potřebu ryb z úseku dolního Labe. Po neúspěšných pokusech překonat hráz střešovského zdymadla, všechny druhy intenzivně migrovali po proudu. Nejkratší migrace vykazovali jelci tlouští (do 20 km), dále migrovali boleni (40 km) a candáti (100 km). Nejdelší migrace vykazovali jelci jeseni (až 130 km), kteří dosáhli předměstí města Míšeně. Cílem migrací byly především reprodukční plochy na německém úseku Labe, kde se doposud v hojné míře nacházejí rozsáhlé šterkové náplavy u nekanalizované břehové linie. Ryby se během sledování opět vracely zpět proti proudu Labe na území ČR (Horký a kol., 2006; 2008; Kulíšková a kol., 2009).

Testování pomocí bioskeneru prokázalo, že střešovským RP ryby migrují v relativně vysokém počtu (Prchalová a kol., 2006; 2011). V letech 2003–2004 skener zaznamenal migraci téměř 6 000 ryb v jarním a 2 200 v podzimním období. Přepočítané odhady tak uvažují migraci mnoha desítek tisíc ryb během obou let. Ryby migrovaly především během denního světla a velmi důležitým zjištěním bylo, že v trati vykonávají cirkulující pohyb (Prchalová a kol., 2008). Jinými slovy – ryby velmi často proplávaly rámem skeneru několikrát oběma směry, což dokumentuje hned několik důležitých informací. Především je evidentní, že např. monitoring pomocí vizuálního počítání přes skleněnou stěnu RP je zatížen velkou nepřesností. Neoznačené ryby totiž nelze v hejnu nijak identifikovat a nelze žádným způsobem zamezit k opakovanému započítávání migrujících jedinců. Podobně je zřejmé, že výskyt ryb v trati RP ještě nedokládá úspěšné překonání překážky. Přerušovaná migrace také dokumentuje určitou obtížnost překonávání trati a celé překážky. Takové rizikové místo na střešovském RP představuje zúžení trati při jejím levostranném otáčení podél stěny elektrárny. Avšak obr. 12.4b ukazuje, že v případě střešovského přechodu, migrace proti proudu byla téměř 4x vyšší než po proudu. Je tak doloženo, že většina ryb přechod úspěšně opustila nad překážkou.

Přímé průzkumy v řece Labi pod střešovským RP prokázaly výskyt 24 druhů, z nichž v RP bylo zjištěno 19; rozdíl tedy nebyl zdánlivě velký. Avšak v řece bylo průměrně na jednu kontrolu prokázáno 17 druhů ryb, zatímco v RP pouze 8, což naopak ukazuje na určitou selektivitu RP. Nejčastější nálezy v RP se vztahovaly k jelci tlouští, oukleji, cejnu velkému, plotici, hrouzkovi a cejnkovi malému, tedy středně velkým a malým druhům do délky těla cca 60–500 mm. Navíc některé druhy jako např. okoun, candát, štika, jelec proudník a lín byly v přechodu prokázány pouze jednou, jiné jako např. sumec a mník nebyli zjištěni ani v jedné z kontrol. Celkově byl za období 2003–2004 prokázán pomocí přímé kontroly v trati RP výskyt téměř 8 000 kusů ryb. Skenerem umístěným v horní části RP však proplávalo o cca 2 000 kusů méně, což znamená, že mnoho ryb nakonec překážku nepřekonal. Z toho je zřetelné, že případná kontrola funkce RP pomocí vizuálního počítání ryb by byla velmi nepřesná (25 %).



Obr. 13.1 Střekovský rybí přechod – pohled proti vodě na podjezí a MVE (a), pohled po vodě na podjezí s levým břehem (b), migrující cejn velký (c), jelec jesen (d) a plotice (e) za oknem pozorovatelný.

Trať střekovského RP jsou schopny využívat především menší exempláře ryb (a druhů). Přechod jako celek je druhově i velikostně selektivní. Byly také identifikovány některé důvody této selektivity. Jako jeden z hlavních důvodů lze označit částečné zakrytí vstupního otvoru RP levobřežní zdí, která ryby odklání od vstupu do přechodu (obr. 13.1). Dále lze jmenovat nízký lákavý proud při ústí přechodu, který je nevýznamný v poměru k objemu protékající vody v profilu Střekov. RP by měl být vybaven alternativním vstupním otvorem pod odpadem ze savek MVE nebo sběrnou galerií. Pro zlepšení situace by bylo dále vhodné odstranit část kamenné hráze pod vstupním otvorem RP a zvýšit proud pro lákání ryb do RP. Účinnost RP by zlepšila obnova naváděcí hrázky ve dně řeky a současně kontakt spodní hrany RP s říčním dnem, protože současný výškový rozdíl eliminuje výskyt bentických druhů jako je parma a úhoř. Popisovaná situace byla opakovaně dokumentována (Slavík a kol., 2003; 2004).

13.2 ŘEKA LABE V OBŘÍSTVÍ

Studie přinesla informace o velikostní a druhové selektivitě RP (Horký 2005). V rámci testu byla poprvé na našem území hodnocena efektivita RP pomocí automatické verze telemetrie, která umožňuje nepřerušovaný záznam pohybu ryb pod překážkou (Horký a kol., 2007). Vysílačkami zde bylo označeno 5 druhů ryb – jelec tloušť, cejn velký, cejn malý, karas stříbřitý a podoustev říční (celkem 55 označených ryb). Během 3 následujících měsíců byla viditelná snaha označených druhů ryb překonat překážku. Detailní záznam pozic ryb ukázal, že druhy používaly dvě strategie. První strategií byla kontinuální snaha překonat překážku v místě odpadu ze savek MVE. Jedinci druhů používající tento postup se brzy vyčerpali a po několika týdnech se vrátili zpět po proudu (cejn, cejn malý, karas, podoustev). Pouze jelci tlouští část období sledování strávili mimo hlavní proudnici, pod jezem v prostoru vývaru s nižšími

rychlostmi proudění. Odtud podnikali časově omezené pokusy do hlavní proudnice při odpadu ze savek MVE a zase se vraceli zpět. Tato energeticky efektivnější strategie umožnila tloušťům udržet pozice během celého období reprodukčních migrací. Situaci popisuje schéma (viz obr. 9.7), ze kterého je vidět, že při ústí RP (poloha RP viz obr. 13.2) jsou nevhodně nízké rychlosti proudění, které rybám nesignalizují možnou migrační cestu. Správné řešení RP by bylo vést vstupní otvor a trať při levém břehu s objemem vody (a především rychlostmi proudění), které by se rovnaly nebo byly vyšší než v okolí odpadu od savek MVE. Z celkového počtu ryb vybavených vysílačkou našla vstupní otvor (příliš úzký, bez lákavého proudu a nevhodně situovaný v příčném profilu) RP pouze jedna, karas stříbřitý. K překonání překážky došlo náhodně při lokální povodni a výsledná účinnost přechodu tak dosáhla 1,8 %.



Obr. 13.2 Vodní elektrárna na jezu v Obříství s nevhodně umístěným rybím přechodem (a) a detailem vstupního otvoru (b) viditelně bez lákavého proudu, který by ryby mohly nalézt.

13.3 ŘEKA LABE V ÚSEKU LITOMĚŘICE – NYMBURK

Pro úplnost je vhodné zmínit studii mapující funkci RP na dolním a středním Labi v letech 1996–2000. Postupně zde byl hodnocen stav deseti RP. Výskyt ryb v RP byl kontrolován pouhým omezením průtoku v trati a nebyla použita žádná metoda pro odhad efektivity z důvodu tehdejší absence přiměřeného vybavení v ČR. Práce navazovala na inventarizační studie jezů s RP v říční síti hlavních povodí ČR (Libý a kol., 1995; Libý a Slavík, 1996). Výskyt ryb v trati RP vázaný na sezónní variabilitu prostředí byl prokázán pouze u dvou případů (Roudnice n. L., Čelákovice n. L.). V ostatních RP nebyla přítomnost ryb buď vůbec zjištěna (např. Brandýs n. L., Lysá n. L., Kostomlátky, Nymburk) nebo byla zcela náhodná (Štětí, Liběchov, Lobkovice, Hradištko). V případě RP na jezích v Obříství a Kostelci nad Labem byla prokázána významná velikostní i druhová selektivita. Souhrnně lze konstatovat, že historické labské RP mají příliš vysoký spád, malé rozměry, začátek jejich trati nekomunikuje se dnem řeky a vstupní podmínky do trati jsou řešeny nedostatečně (chybí lákavý proud, u vstupu jsou nízké rychlosti proudění, vstup je ve velké vzdálenosti od proudnice a na opačné straně než je elektrárna). Projekt poukázal na celkovou

neprůchodnost labské migrační cesty (a tedy celého povodí Labe). Projekt přispěl ke zpřesnění vztahu mezi migrací převážně kaprovitých ryb a průtoků nebo teploty (Slavík a kol., 2009b). Obr. 13.2 popisuje umístění RP na jezu v Obříství.

13.4 ŘEKA VYDRA A VLTAVA

Pramenné oblasti řek Vydry a Vltavy se nacházejí v centrální části Šumavy na území NP a CHKO Šumava. Správa unikátního území umožnila přijmout jednotné koncepční řešení obnovení biokoridorů pro migraci ryb. V druhé polovině 90. let 20. století zde bylo navrženo 8 RP na řece Vltavě (Zátoň, Račí, Polka, Zahrádky I a II, Borová Lada, Františkov a Kvilda), 1 RP na Kvildském potoce a 2 RP na řece Vydře (Čeňkova Píla, Rechle). Dva příklady jsou vidět na obr. 13.3. Později byl realizován RP v Lenoře a Borových Ladech, jejichž účinnost nebyla doposud testována nebo publikována. V letech 1997–1998 byla testována funkce těchto RP, nejdříve pomocí elastomerových značek (Františkov, Kvilda a Kvildský potok) a v letech 2000–2002 s pomocí rádiové telemetrie na ostatních RP (Slavík a kol., 2012).



Obr. 13.3 Rybí přechody na Teplé Vltavě u obce Zahrádky I (a) a Borová Lada (b, c).

V řece Vltavě bylo společenstvo ryb zastoupené vrankou, mníkem, střevlím, lipanem a pstruhem, v řece Vydře byl přítomen pouze pstruh, který byl zvolen pro testování přírodních RP. Ryby byly označeny před zahájením reprodukčních migrací (začátek měsíce srpna) a sledovány několikrát týdně do listopadu, než poklesla teplota vody pod 6 °C a migrace se zastavila. Maximální délka migrací na Vltavě nepřesahovala 5 km a na Vydře 500 m. Na Vltavě účinnost RP sledovaných telemetrií kolísala mezi 75–100 % (i bez odečtení ryb migrujících po proudu). Účinnost RP testovaná elastomery byla nižší, ale přechody prošly všechny označené velikostní kategorie. Účinnost přechodu na řece Vydře u Čeňkovy Píly byla stanovena na 75 % (při odečtení po proudu migrujících pstruhů 100 %). RP na vyderské lokalitě Rechle byl stanoven jako neprůchodný (účinnost 0 %) a později byl navržen nový. Studie prokázala metodickou jednoduchost a snadnou interpretaci výsledků

při testování RP v malých nebo horských tocích. Omezením účinnosti RP v NP Šumava je nefungující legislativní rámec pro využívání MVE, protože některé RP nemají k dispozici dostatečný objem průtoku, který je odváděn náhony k turbínám elektráren. Jako zajímavost lze uvést, že trať některých RP ve Vltavě pstruzi využívali i několikrát během dne při změně denních a nočních stanovišť. Právě také na řece Vltavě bylo před tisíciletou povodní v roce 2002 označeno 20 kusů pstruhů vysílačkami. Během povodně se všichni pstruzi drželi v původním korytě a pozici změnili oproti normálnímu stavu maximálně o 200 m. Po odeznění povodně zahájili migraci proti proudu, což dokládá značnou adaptaci tohoto druhu na extrémní podmínky v dostatečně členitém prostředí (lze srovnat s informacemi v následující kapitole).

13.5 ŘEKA OHŘE

Řeka Ohře mezi Litoměřicemi a hrází ÚN Nechanice má řadu příčných překážek, z nichž jsou některé vybaveny RP. Nejnovější informace existují o výskytu především kaprovitých ryb RP v Terezíně (P. Petík, Povodí Ohře, státní podnik, ústní sdělení). Podle získaných údajů lze konstatovat, že do trati RP v Terezíně vstupuje několik druhů ryb (především parma, cejn, bolen, tloušť) větších délkových skupin (15–70 cm). Další RP na řece Ohři byl testován v Žatci během let 1998–2002 a následně bylo zveřejněno několik dílčích výsledků (Slavík a Bartoš, 2002; 2004; Slavík a kol., 2005; 2009).

V Žatci byla sledována migrace několika druhů ryb, především pstruha obecného, mníka jednovouseho a štiky obecné. Pro testování úspěšnosti migrace mníka bylo sledováno 44 jedinců označených vysílačkami celkem 18 měsíců v období 2000–2001. Během této studie byla migrace mníků orientována většinou po proudu. Mníci migrovali v podzimním a zimním období na vzdálenost 2–4 km, pouze několik málo jedinců do vzdálenosti 10 km. Trati RP úspěšně migrovali pouze 4 jedinci (9 %), avšak k jezu se přiblížilo pouze 6 mníků. Výsledná efektivita migrace mníků tedy byla přibližně 67 %. Ve starší studii z období 1998–2000 bylo ve 4 km dlouhém úseku pod jezem označeno 580 dospělých mníků elastomerovými značkami, z nichž 379 (65 %) bylo prokázáno v trati RP. Důležitý byl fakt, že výskyt mníků v RP byl častý během jarního a letního období, zatímco na podzim byl nižší a minimální byl v zimě. Očekávan byl opačný výsledek, protože mník je aktivní především v chladném období, kdy přijímá velké množství potravy a následně se rozmnožuje. Výskyt mníků v RP byl však v tomto případě projevem úkrytové a ne reprodukční migrace. V souvislosti s poklesem průtoku a vodního sloupce, byly v březích obnažovány zimní úkryty mníků. Mníci následně hledali nová stanoviště a v konečném důsledku se častěji objevovali i v trati RP. V Ohři bylo označeno vysílačkami také 14 kusů dospělých štik, z nichž ani jedna žatecký RP nevyužila. Nejzajímavějších výsledků bylo dosaženo se pstruhem obecným. V 5 km dlouhém úseku pod jezem bylo označeno celkem 5 000 kusů pstruhů. Výskyt pstruhů v trati RP byl sledován dva roky v týdenních intervalech. Překvapivě bylo zjištěno, že část vzorku v přechodu zůstává několik kontrol za sebou, v některých případech byl pstruh v trati RP zjištěn 17 týdnů po sobě bez přerušení. Otázka byla, co bylo důvodem trvalého výskytu pstruhů v přechodu? Statistickou analýzou bylo zjištěno, že v RP nejčastěji zůstávali jedinci o velikosti cca 20 cm. Naopak čím byl pstruh větší, doba jeho výskytu byla kratší nebo pouze jednorázová. Pstruzi se v RP vyskytovali nejvíce v lednu a únoru, za nízkých teplot a vysokých průtoků spojených s táním sněhu. Naopak v období reprodukčních migrací bylo v RP pouze několik „stálých“ jedinců. Interpretace těchto zjištění byla provedena s ohledem na ekologický stav Ohře pod nádrží Nechanice. V uvedeném období byl žatecký přechod jediný, který měl na řece Ohři funkční RP. Již dříve bylo popsáno např. na řece Gwyddon ve

Walesu (Harcup a kol., 1984), že při izolaci ryb v prostředí neprostupném pro migraci dochází k vyhasínání migračního instinktu. Pstruzi nemají možnost překonat překážky a migrovat do přítoků a tak pouze reagují na podněty svázané s místním prostředím, což je např. pohyb z úkrytu do úkrytu. To bylo zřejmě příčinou nízkého počtu pstruhů v přechodu během podzimních reprodukčních migrací. Koryto řeky Ohře je v okolí Žatce upraveno, břehy jsou zpevněné plochými kameny, v městských aglomeracích i betonem a neposkytují tak rybám mnoho úkrytů. Pokud je aktuálně nízká teplota vody (2–4 °C) a vysoký průtok, ryby se snaží šetřit energii, opouštějí hlavní proudnici a migrují do nejvhodnějších úkrytů. V žateckém RP byl nastaven konstantní průtok s nízkými rychlostmi proudění, trať byla částečně zakryta a její dno bylo pokryto velkými balvany. RP tak pro pstruhy představoval ideální útočiště za nepříhodných podmínek v hlavním toku. Oproti očekávání bylo možné během těchto podmínek nalézt až stovky pstruhů na jednu kontrolu.

Studie na žateckém RP dokládají, že interpretace zjištěných údajů o výskytu ryb v RP může být velmi obtížná. Je proto vhodné, aby se testování RP v ČR provádělo pouze radiovou telemetrií nebo pasivními integrátory a ve speciálních případech také bioskenery. Odlišné závěry o funkci RP však mohou přinášet i studie, ve kterých se pro testování použije příliš malý počet jedinců pouze jednoho druhu (zde štika). Dále je důležité potvrzení požadavků, aby byly RP testovány během ročního intervalu. Kdyby byl právě v Žatci RP testován pouze během předpokládaných migrací pstruhů a mníků na podzim, odhad funkce by byl zcela negativní. Při zohlednění změněného průtokového a teplotního režimu pod vlivem ÚN Nechanice však byla prokázána dobrá funkce RP.

13.6 ŘEKA SÁZAVA

V roce 2010 bylo na řece Sázavě provedeno testování jedné z posledních novinek technologie výstavby RP, tzv. kartáčových RP. Vývoj prototypu byl dokončen v Německu v roce 2000 (Hassinger, 2002; Hintermann, 2003). Tzv. „kartáče“ jsou doporučované jako důležitý doplněk pro zlepšování funkčnosti již stávajících nebo plánovaných technických RP. „Kartáče“ je název odvozený od struktury dna RP. To je provedeno z bloků vytvářených ze svazků elastických plastových prutů, které nahrazují komůrky resp. přepážky v technických RP. V ČR se tuto technologii jako první rozhodl testovat státní podnik Povodí Vltavy v souvislosti s aplikací kartáčů do historických šterkových propustí. Pilotním projektem byla výstavba a následné testování „kartáčů“ ve sportovní propusti na jezu Budín (Sázava, ř.km 58) v roce 2008 (Musil a kol., 2008). Tato pilotní studie prokázala obecnou migrační prostupnost kartáčového RP a doporučila její další podrobné testování. V návaznosti tak byla zahájena projektová příprava pro instalaci kartáčových RP do dalších propustí na jezích v povodí Sázavy. Celkově tak byly kartáčovým RP vybaveny čtyři na sebe navazující jezy na řece Sázavě (Pyskočely, Černé Budy, Kavalier a již zmiňovaný Budín). Cílem studie bylo ověřit funkčnost těchto kartáčových RP při plošné aplikaci technologie kartáčů do stávajících jezových propustí (Horký a kol., 2010). V přechodech byly instalované rámy pasivních integrátorů (PIT) a bioskenery VAKI. Senzory obou technologií byly umístěné na výstupu z přechodu tak, aby bylo možné detekovat úspěšný průchod ryb celou trasou přechodu. Samotné sledování začalo v březnu při teplotách blízkých 0 °C, skončilo v polovině června 2010 a předcházelo mu označení ryb pasivními integrátory (rozměr 12 x 2 mm; váha 0,09 g). Tyto značky byly aplikovány vybraným jedincům odloveným pomocí elektrického agregátu pod příslušnými jezy. Celkem bylo označeno 1 612 ryb, z nichž 839 bylo použitých pro ověření funkčnosti jezu v Budíně a 773 pro ověření funkčnosti jezu v Černých Budech. Poměr druhového zastoupení byl zvolený tak, aby reprezentoval rybí společenstvo na sledované

lokalitě. Celkem tak bylo označeno 17 druhů ryb. Druhé dva jezy byly sledovány pomocí bioskeneru VAKI.

Zajímavým metodickým testem bylo ověření srovnatelnosti obou použitých metod. Pro tento účel byl použit soubor, obsahující počty zaznamenaných ryb na jednotlivých jezích v denních intervalech a to ve dnech, kdy byly obě metody použité společně. Z výsledků analýzy vyplynulo, že počty ryb v RP zaznamenaných pomocí VAKI vzrůstaly s počty ryb zaznamenanými pomocí PIT, což prokázalo srovnatelnost obou metod. Důležitou analýzou byl vztah mezi výskytem ryb v RP a parametry prostředí jako je průtok, světlo a teplota. Jak již bylo uvedeno, pokud je tato korelace silná, lze se domnívat, že RP umožňuje migrace v souladu s nároky společenstva ryb. Pravděpodobnost výskytu ryb v rybím přechodu na jezu Budín byla ovlivněna průměrnou denní teplotou, světelnou intenzitou a průtokem. Zároveň se podařilo prokázat, že výskyt ryb na Budíně byl vyšší, pokud byly rovněž zaznamenány ryby na Kavalieru (jez níže po proudu). Tento vztah naznačuje návaznost migrací ryb mezi oběma jezy. Pravděpodobnost výskytu ryb v RP na jezu Kavalier byla shodně ovlivněna průměrnou teplotou, průměrnou světelnou intenzitou a průměrným průtokem. Pravděpodobnost výskytu ryb v rybím přechodu na jezu Černé Budy byla ovlivněna pouze průměrnou světelnou intenzitou a pravděpodobnost výskytu ryb v RP na jezu Pyskočely nebyla ovlivněna žádným z testovaných parametrů. Výskyt ryb v RP v Pyskočelích tak bylo možné označit za náhodný. Výsledky výše uvedených analýz lze využít i ke srovnání relativní účinnosti jednotlivých přechodů. Na jezu Pyskočely byla funkce RP velmi nízká, protože žádný z testovaných parametrů prostředí nekoreloval s výskytem ryb. Druhovou selektivitu bylo možné vyhodnotit pouze u RP na jezích Budín a Černé Budy, kde byla použita technologie pasivních integrátorů. Z celkového počtu 17 označených druhů byla přibližně polovina (tj. 9 druhů) zaznamenaná při migraci RP. Na jezu Budín byl nalezený signifikantní rozdíl ve složení společenstva ryb označených a ryb zaznamenaných v přechodu a RP tak lze vyhodnotit jako druhově selektivní. Naopak u RP na jezu Černé Budy tento rozdíl prokázán nebyl a RP lze vyhodnotit jako druhově neselektivní.

V soustavě sledovaných RP byly zaznamenány ryby v rozsahu celkové délky 15–64 cm, přičemž velikostní selektivita jejich trati byla testována dvěma způsoby. Prvním bylo srovnání délky ryb zaznamenaných v jednotlivých přechodech. Tato délka se mezi všemi přechody lišila. Největší ryby vstupovaly do přechodu na jezu v Pyskočelích, menší na Kavalieru a Budíně a nejmenší v Černých Budech. Na základě těchto údajů lze konstatovat, že soustava RP je jako celek velikostně selektivní, protože každým RP procházela jiná velikostní skupina ryb. Obdobně jako u druhové selektivity bylo možné na jezích Budín a Černé Budy zpracovat i údaje o procentuální zastoupení délkových skupin ryb ve vzorku a porovnat je s procentuálním zastoupením jednotlivých druhů zaznamenaných v přechodu. Na základě těchto výsledků byl prokázán rozdíl v délkovém složení společenstva označených ryb a ryb zaznamenaných v RP na jezu Budín, který lze vyhodnotit jako velikostně selektivní. U rybího přechodu na jezu Černé Budy se tento rozdíl neprokázal jako významný a RP lze vyhodnotit jako velikostně neselektivní.

Při finálních hodnoceních byla zodpovězena otázka, zda účinnost RP nebyla ovlivněna extrémními klimatickými podmínkami. Hydrologická situace v roce 2010 byla v období sledování migrací odlišná od přibližně desetiletého průměru. Průtoky byly celkově zvýšené a byla zaznamenána i povodeň, kdy se průtok přiblížil jednoleté vodě. Proto bylo provedeno posouzení vlivu této situace na srovnání účinnosti RP na jezu v Budíně v roce 2008. V obou obdobích byl shodně použitý skener VAKI. Teplota a průtok vykazovaly shodné trendy jako v roce 2010, kdy s rostoucí teplotou a klesajícím průtokem stoupala pravděpodobnost výskytu ryb v přechodu. Navíc mezi hodnotami průměrné

pravděpodobnosti těchto parametrů nebyl mezi oběma roky nalezený rozdíl. Vliv hydrologické situace na výsledky studie v roce 2010 tak nebyl významný.

Analýza sázavských štěrkových propustí po úpravě na RP je dobrým metodickým příkladem. Byl zde kladen důraz na metodu pasivních integrátorů v kombinaci s bioskenem, zatímco na Labi byl skener kombinován s rádiovou telemetrií. Testování sázavských RP bylo cíleno na účinnost kartáčových RP. Vlastní parametry průchodnosti trati „kartáčů“ dopadly uspokojivě, protože v trati RP byl prokázán výskyt malých i větších ryb. K obecně nízké efektivitě kartáčových RP na Sázavě je nutné připomenout, že se jednalo o metodický test úpravy bývalých štěrkových propustí. Nejednalo se tedy o klasickou výstavbu RP, ale pouze o pokus využití levnější možnosti zlepšení průchodnosti a splavnosti pro sportovní lodě. Na základě výše uvedeného lze shrnout, že RP má jasně určená technická kritéria, jejichž splnění nemusí být při úpravě štěrkových propustí proveditelné (např. spád, šířka, dostatečný lákavý proud). Pokud úprava štěrkové propusti neodpovídá parametrům pro RP, nelze tuto úpravu překážky považovat za dostatečnou. Nelze tedy hovořit o zprostupnění, ale pouze o zlepšení prostupnosti. V případě sázavských štěrkových propustí nemohl být dodržen např. doporučený spád trati, a správný poměr objemu protékající vody RP k průtoku v řece (TNV 75 2321). Také historicky dané umístění propusti v příčném profilu jezu neumožňovalo vstupní otvor RP navrhnout blíže k hlavní proudnici Sázavy, jak by bylo vhodné.

14. SHRnutí

Na základě výše uvedených údajů je možné shrnout několik doporučení.

Migrace ryb lze definovat jako cyklický pohyb mezi dvěma nebo více prostředími. Migrace je součástí životního cyklu druhů ryb. Prostřednictvím migrací ryby vyhledávají nejvýhodnější prostředí pro rozmnožování, potravu a úkryt, nebo tak omezují vliv nepříznivých a extrémních podmínek. Na území ČR lze rozlišit migrace mezi mořským a sladkovodním prostředím a pouze v rámci říčního prostředí.

Migrace jsou realizovány v sezónních a ročních intervalech, ale jejich intenzita je podle variability prostředí odlišná v čase. V říčním prostředí ovlivňuje migrace ryb i aktuální změna místní nabídky potravy, úkrytů a také např. sociální vztahy. Výsledkem těchto procesů je trvalá migrace menšího počtu ryb než je např. možné zaznamenat během reprodukčních migrací. Avšak s ohledem na neustálou potřebu migrovat by funkce RP měla být trvalá, během ročního cyklu neomezovaná.

Zahájení a průběh migrace mohou být ovlivněny teplotou a průtokem a jejich vliv je nutné uvažovat při testování funkce RP. Oba faktory často působí v kombinaci, kdy nízká teplota a vysoký průtok migraci omezují. Doba pro optimální délku testování RP by měla být jeden kalendářní rok. V dolních a středních úsecích řek lze docílit zkrácení období testování sledováním pouze jarních reprodukčních migrací v období březen–červen. V horních úsecích toků s výskytem pstruha a mníka lze RP testovat během reprodukčních migrací v období od září do prosince. Pokud jsou přítomny obě skupiny ryb, je vhodnější účinnost RP sledovat celý rok. Přípravu testování je vhodné realizovat již nejméně měsíc před zahájením vlastního testu. V případě testu RP na velkých tocích je vhodné ryby označit již během předcházejícího podzimního období.

Funkční RP by neměl být druhově a velikostně selektivní. Parametry RP pro migraci musí být nastaveny podle druhů s nejnižšími plovacími schopnostmi. RP by měl umožnit migraci i těch druhů, které dosahují velkých rozměrů (sumec, jeseter), pokud se v toku vyskytují. Zároveň by měla být umožněna migrace druhům jako je štika a candát (popř. jeseter a sumec), které nevyužívají RP s vyššími rychlostmi proudění, turbulencí a nízkou výškou vodního sloupce.

Funkční RP vykazuje alespoň 70% úspěšnost při migraci označených ryb přes překážku. Současným trendem je však snaha umožnit migraci všem jedincům. Pro úspěšný test funkce RP musí variabilita počtu migrujících ryb korelovat s variabilitou parametrů prostředí jako je průtok, teplota nebo světelná intenzita. Rozpětí délek ryb procházejících tratí RP musí být shodné s délkovou frekvencí pod překážkou, stejně tak počet druhů ryb. Pokud je záznam migrujících ryb náhodný, bez viditelného trendu a navíc málo početný, lze uvažovat 3 hlavní možnosti – RP je nefunkční, nebyla zvolena vhodná metoda testování anebo doba pro testování byla příliš krátká. Pokud nelze jednoznačně vyloučit metodické chyby nebo příliš krátkou dobu monitoringu, je testování nezbytné opakovat.

Pokud je k testování RP použita radiová telemetrie nebo technologie pasivních integrátorů, k testu by měly být použity některé druhy ryb přednostně. V tocích se zastoupením lososovitých ryb by měly být použity odlišné morfologické typy (lipan, proudník a mník), zatímco pstruh pouze při výskytu v monokultuře. Ve středních a dolních úsecích je vhodným druhem parma, doplněná druhy ze skupiny jelců (tloušť, jesen), bolenem, cejnem nebo např. hrouzkem. Pokud se prokáže migrace druhů jako je candát, štika, okoun nebo sumec (pokud

se v řece vyskytují), lze RP označit jako vynikající. Zvláštní pozornost musí být věnována kontrole migrace juvenilních úhořů.

Technické vybavení a metoda pro testování RP musí být v souladu s legislativou ČR, především se zákonem na ochranu proti týrání zvířat. Pracovní týmy by měly mít speciálně školené pracovníky na tento zákon. Testování RP musí být schváleno formou projektu pokusu. Ryby nelze během sledování omezovat v pohybu nebo je vystavovat stresu v uzavřených prostorech, např. vrších. K testování je nevhodné použití kontroly pomocí omráčení migrujících ryb elektrickým proudem v trati RP. Nejvhodnějším nástrojem jsou radiová telemetrie, pasivní integrátory nebo bioskener, které migranty neomezují v pohybu, od překonání překážky neodrazují, nebo jinak nestresují. Minimální doporučený počet ryb vybavených vysílačkou je 15–20, v případě pasivních integrátorů nejméně 300.

Výstavbu RP je nezbytné vztahovat k ekologické realitě na území ČR, která je ovlivněna nejen neprůchodnými jezy, ale také přehradními nádržemi, které mění teplotní a průtokový režim v úsecích toků pod hrází. Takové úseky omezují reprodukci a vývoj populací původních druhů, což je evidentní především pod kaskádami přehrad nebo samostatnými velkými přehradami. Zprostupnění musí být proto přednostně řešeno v tocích bez přehradních nádrží nebo v tocích, které přehradu významně neovlivňují (stejný charakter společenstev nad i pod přehradou). Výstavba RP by proto měla být v souladu s koncepcí Ministerstva životního prostředí, která definuje *nadnárodní* (úhoř, losos a diadromní druhy obecně) a *národní* migrační biokoridory (migrace ryb umožňuje reprodukční úspěch vodních mlžů, především velevruba a perlodky).

Na území ČR jsou evidovány migrace diadromních druhů, reprezentované především úhořem, jehož výskyt na území ČR lze považovat za historicky nepřerušovaný a trvalý. Úsilí státní správy by mělo směřovat především do jeho ochrany a umožnění obousměrné migrace. V povodí dolního Labe probíhá experiment s vysazováním lososa. Byl pozorován výskyt dospělců lososa, kteří se v počtu prozatím několika kusů vrací zpět. S ohledem na ekologickou politiku sousedních států jako je Německo a Rakousko, lze na území ČR očekávat zvýšenou pravděpodobnost výskytu dříve vymizelých druhů, jako jsou např. jeseteři, mihule říční a mořská nebo platýz. Proto je vhodné se sousedními státy spolupracovat v oblasti výstavby RP a záchranných programů pro tyto druhy.

LITERATURA

- Aarestrup, K. and Jepsen, N. 1998. Spawning migration of the sea trout (*Salmo trutta* (L.)) in a Danish river. *Hydrobiologia* **371/372**, 275–281.
- Aarestrup, K., Lucas, M. C. and Hansen, J. A. 2003. Efficiency of a nature-like bypass channel for sea trout (*Salmo trutta*) ascending a small Danish stream studied by PIT telemetry. *Ecology of Freshwater Fish* **12**, 160–168.
- Aarestrup, K., Okland, F., Hansen, M. M. et al. 2009. Oceanic Spawning Migration of the European Eel (*Anguilla anguilla*). *Science* **325**, 1660.
- Andreska, J. 1987. Rybářství a jeho tradice. Praha: Státní zemědělské nakladatelství, 205 pp.
- Araujo-Lima, C. A. R. M. and Oliveira, E. C. 1998. Transport of larval fish in the Amazon. *Journal of Fish Biology* **53**, (Suppl. A), 297–306.
- Armstrong, G., Aprahamian, M., Fewings, A., Gough, P., Reader, N. and Varallo, P. 2010. Fish Passes, Guidance Notes on the Legislation, Selection and Approval of Fish Passes in England and Wales. Environmental Agency.
- Baade, U. and Fredrich, F. 1998. Movement and the pattern of activity of the roach in the River Spree, Germany. *Journal of Fish Biology* **52**, 1165–1174.
- Bachman, R. A. 1984. Foraging behavior of free-ranging wild and hatchery brown trout in a stream. *Transactions of the American Fisheries Society* **113**, 1–32.
- Baker, R. R. 1978. The Evolutionary Ecology of Animal Migration. New York: Holmes and Meier, 1012 pp.
- Balon, E. K. 1975. Reproductive guilds of fishes: a proposal and definition. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* **32**, 821–864.
- Banks, J. W. 1969. A review of the literature on the upstream migration of adult salmonids. *Journal of Fish Biology* **1**, 85–136.
- Baras, E. 1993. A biotelemetry study of activity centres exploitation by *Barbus barbus* in the River Ourthe. *Cahiers d'Ethologie* **13**, 173–174.
- Baras E. 1994. Constraints imposed by high-densities on behavioural spawning strategies in the barbel, *Barbus barbus*. *Folia Zoologica* **43**, 255–366.
- Baras, E. and Cherry, B. 1990. Seasonal activities of female barbel *Barbus barbus* (L.) in the River Ourthe (Southern Belgium) as revealed by radio tracking. *Aquatic Living Resources* **3**, 283–294.
- Baras, E., Jeandrain, D., Serouge, B. and Philippart, J. C. 1998. Seasonal variations of time and space utilisation by radio-tagged yellow eels *Anguilla Anguilla* (L.) in a small stream. *Hydrobiologia* **371/372**, 197–189.
- Baras, E., Lambert, H. and Philippart, J. C. 1994. A comprehensive assessment of the failure of *Barbus barbus* (L.) migrations through a fish pass in the canalised River Meuse (Belgium). *Aquatic Living Resources* **7**, 181 – 189.
- Barthem, B. R., de Brito Riberio, L. C. M. and Petrere Jr., M. 1991. Life strategies of some long/distance migratory catfish in relation to hydroelectric dams in the Amazon basin. *Biological Conservation* **55**, 339–345.
- Baruš, V., Gajdušek, J., Pavlov, D. S. and Nezdolij, V. K. 1985. Downstream fish migration from the Mostišť and Věstonice reservoirs (ČSSR) in spring. *Folia Zoologica* **34**, 75–87.
- Baruš, V., Gajdušek, J., Pavlov, D.S. and Nezdolij, V. K. 1986. Downstream fish migration from the Mostišť and Věstonice reservoirs (ČSSR) in spring–summer. *Folia Zoologica* **35**, 79–93.
- Baruš, V., Oliva, O. a kol. 1995. Fauna ČR a SR / Mihulovci a Ryby 1, 2. Praha: Academia.
- Bates, K. 2000. Fish Protection Screen Guidelines For Washington State – Draft Report. Washington State Department of Fish and Wildlife. Washington: Olympia, 53 pp.
- Bates, K., B. Barnard, B. Heiner, J.P. Klavas, and P.D. Powers. 2003. Design of Road Culverts for Fish Passage (Revised). Washington Department of Fish and Wildlife, Aquatic Habitat Division. Washington: Olympia, 112 pp.
- Bauer, G. 1987. Reproductive strategy of the fresh–water pearl mussel *Margaritifera margaritifera*. *Journal of Animal Ecology* **56**, 691–704.
- Bauer, G. 2001. Framework and driving forces for the evolution of naiad life histories. In: Bauer, G. and Wachtler, K., (eds.), *Ecology and evolution of the freshwater mussels Unionoida*. Berlin Heidelberg: Springer, 233–255.
- Baumgartner, L. J. 2003. Fish passage through a Deelder lock on the Murrumbidgee River, Australia. NSW Fisheries Final Report Series No. 57.
- Beach, M. H. 1984. Fish pass design criteria for the design and approval of fish passes and other structures to facilitate the passage of migratory fish in rivers. *MAFF Fisheries Technical Report* **78**.

- Berg, R. 1986. Fish passage through Kaplan turbines at a power plant on the River Neckar and subsequent eel injuries. *Vie et Milieu* **36**, 307–310.
- Berg, L. and Northcote, G. T. 1985. Changes in territorial, gill-flaring, and feeding behavior in juvenile Coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) following short-term pulses of suspended sediment. *Canadian Journal of Fish and Aquatic Science* **42**, 1410–1417.
- Bernantchez, I. and Dodson, J. J. 1987. Relationship between bioenergetics and behavior in anadromous fish migrations. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **44**, 399–407.
- Bohlin, T., Pettersson, J. and Dederman, E. 2001. Population density of migratory and resident brown trout (*Salmo trutta*) in relation to altitude: evidence for a migration cost. *Journal of Animal Ecology* **70**, 112–121.
- Breaser, S. W., Smith, D. F., West, W. M. and Reynolds, J. B. 1988. Observation of movements and habitat preferences of burbot in an Alaska glacial river system. *Transactions of the American Fisheries Society* **117**, 506–509.
- Bruijs, M. C. M., Polman, H. J. G., van Aerssen, G. H. F. M. et al. 2003. Management of silver eel: Human impact on downstream migrating eel in the river Meuse. Final Report Contract Q5RS–2000–31141. Arnhem: Kema, 106 pp.
- Bunt, C. M. 2003. Fish passage, critical habitat, and effects of barriers on movement of Northern pike in the Welland River West and Oswego Creek. Prepared for: Niagara Peninsula Conservation Authority and the Niagara Restoration. Ontario Kitchener: Biotactic, 79 pp.
- Bunt, C. M., Castro–Santos, T. and Haro, A. 2011. Performance of fish passage structures at upstream barriers to migration. *River Research and Applications*, doi: 10, 1002/rra.1565.
- Cada, G. F. 1998. Fish passage mitigation at hydroelectric power projects in the United States. In: Jungwirth, M., Schmutz, S. and Weiss, S. *Fish Migration and Fish Bypasses*. Oxford: Fishing News Books, Blackwell science Ltd, 208–219.
- Calles, E. O. and Greenberg, L. A. 2007. The use of two nature–like fishways by some fish species in the Swedish River Emån. *Ecology of Freshwater Fish* **16**, 183–190.
- Carlsson, J., Aarestrup K., Nordwall F. et al. 2004. Migration of landlocked brown trout in two Scandinavian streams as revealed from trap data. *Ecology of Freshwater Fish* **13**, 161–167.
- Carol, J., Zamora, L. and García–Berthou, E. 2007. Preliminary telemetry data on the movement patterns and habitat use of European catfish (*Silurus glanis*) in a reservoir of the River Ebro, Spain. *Ecology of Freshwater Fish* **16**, 450–456.
- Castro–Santos, T., Cotel, A. and Webb, P. W. 2009. Fishway evaluations for better bioengineering: an integrative approach. In: A. J. Haro, K. L. Smith, R. A. Rulifson, C. M. Moffit, R. J. Klauda, M.J. Dadswell, R.A. Cunjak, J.E. Cooper, K. L. Beal and T. S. Avery (eds.), *Challenges for Diadromous Fishes in a Dynamic Global Environment*. Bethesda, Maryland: American Fisheries Society Symposium **69**, 945 pp.
- Chow, V. T. 1959. Open–Channel Hydraulics. New York: McGraw–Hill, 680 pp.
- Clapp, D. F., Clark, R. D. and Diana, J. S. 1990. Range, activity, and habitat of large, free–ranging brown trout in a Michigan stream. *Transactions of the American Fisheries Society* **119**, 1022–1034.
- Clay, C. H. 1995. Design of Fishways and other Fish Facilities. 2nd edition. Boca Raton: Lewis Publishers, 256 pp.
- Clough, S. and Beaumont, W. R. C. 1998. Use of miniature radio–transmitters to track the movements of dace, *Leuciscus leuciscus* (L.) in the River Frome, Dorset. *Hydrobiologia* **371/372**, 89–97.
- Clough, S. and Ladle, M. 1997. Diel migration and site fidelity in a stream–dwelling cyprinid *Leuciscus leuciscus*. *Journal of Fish Biology* **50**, 1117–1119.
- Clough, S., Lee–Elliott, I. E., Turnpenny, A. W. H., Holden, S. D. J. and Hinks, C. 2004. Swimming Speeds in Fish: phase 2. R&D Technical Report W2–049/TR1, Environment Agency.
- Cooke, S. J., Thorstad, E. B. and Hinch, S. G. 2004. Activity and energetics of free–swimming fish: insight from electromyogram telemetry. *Fish and Fisheries* **5**, 21–52.
- Copp, G. H. 1989. The habitat diversity and fish reproductive function of floodplain ecosystems. *Environmental Biology of Fishes* **26**, 1–27.
- Copp, G. H. 1997. Importance of marinas and off–channel waters bodies as refuges for young fishes in a regulated river. *Regulated Rivers: Research and Management* **13**, 303–307.
- Coutant, C. C. and Whitney, R. R. 2000. Fish behavior in relation to passage through hydropower turbines: a review. *Transactions of the American Fisheries Society* **129**, 351–380.

- Cowx, I. G. and Welcomme, R. L. 1998. Habitat requirements of fish. In: Cowx, I. G. and Welcomme, R. L. (eds.), *Rehabilitation of rivers for fish. Study of the European Inland Fisheries Advisory Commission*. Oxford: Fishing News Books, Blackwell science Ltd, 10–44.
- Dadswell, M. J. and Rulifson, R. A. 1994. Macrotidal estuaries: a region of collision between migratory marine animals and tidal power development. *Biological Journal of Linnean Society* **51**, 93–113.
- Davies, P. E. and Sloane R. D. 1987. Characteristic of the spawning migrations of brown trout, *Salmo trutta* L., and rainbow trout, *S. gairdneri* Richardson, in Great Lake, Tasmania. *Journal of Fish Biology* **31**, 353–373.
- Deelder, C. L. 1984. Synopsis of biological data on the eel *Anguilla anguilla* (Linnaeus, 1758). *FAO Fisheries synopsis Rome* **80**, 1–73.
- De Leeuw, J. J. and Winter, H. V. 2008. Migration of rheophilic fish in the large lowland rivers Meuse and Rhine, the Netherlands. *Fisheries Management and Ecology* **15**, 409–415.
- Denic, M. and Geist, J. 2010. Habitat suitability analysis for lacustrine brown trout (*Salmo trutta*) in Lake Walchensee, Germany: implications for the conservation of an endangered flagship species. *Aquatic Conservation – Marine and Freshwater Ecosystems* **20**, 9–17.
- Desjardins, J. K., Fitzpatrick, J. L., Stiver, K. A. et al. 2011. Lunar and diurnal cycles in reproductive physiology and behaviour in a natural population of cooperatively breeding fish. *Journal of Zoology* **285**, 66–73.
- Dittman, A. 2005. Chemical cues for sea lamprey migration. *Nature Chemical Biology* **1**, 316–317.
- Durif, C., Gosset, C., Rives, J. et al. 2003. Behavioural study of downstream migrating eels by radio-telemetry at a small hydroelectric power plant. *American Fisheries Society* **33**, 343–356.
- Durif, C., Gjosaeter, J. and Vøllestad, L. A. 2011. Influence of oceanic factors on *Anguilla anguilla* (L.) over the twentieth century in coastal habitats of the Skagerrak, southern Norway. *Proceedings of the Royal Society B*, 1–10.
- DVWK Merkblatt 232/1996. Fischaufstiegsanlagen / Bemessung, Gestaltung, Funktionskontrolle. Bonn, Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. (Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser mbH), Merkblätter zur Wasserwirtschaft 232, 120 pp.
- DWA 2006. DWA-Themen: Funktionskontrolle von Fischaufstiegsanlagen / Auswertung durchgeführter Untersuchungen und Diskussionsbeiträge für Durchführung und Bewertung. Hennef, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., 123 pp.
- DWA-M 509, 2010. Fischaufstiegsanlagen und fischpassierbare Bauwerke–Gestaltung, Bemessung, Qualitätsseicherung. Hennef, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Gelbdruck, 285 pp.
- DWA-Themen WW – 8.1, 2005. Fish Protection Technologies and Downstream Fishways–Dimensioning, Design, Effectiveness, Inspection.
- DWA-Themen WW – 8.0, 2006. Durchgängigkeit von Gewässern für die aquatische Fauna.
- DWA-Themen WW – 8.2, 2006. Funktionskontrolle von Fischaufstiegsanlagen.
- DWA-Themen WW – 1.2, 2009. Naturnahe Sohlengleiten.
- Edgar, D.E., 1983. The role of geomorphic thresholds in determining alluvial Channel morphology. In Elliot, C.M., 1984: River Meandering. Proceedings of the Conference Rivers '83. American Society of Civil Engineers. New York.
- Elliott, J. M. 1989. The natural regulation of numbers and growth in contrasting populations of brown trout, *Salmo trutta*, in two Lake District streams. *Freshwater Biology* **21**, 7–19.
- Elliott, J. M. 1994. Quantitative ecology and the brown trout. Oxford: Oxford University Press, 304 pp.
- Eriksson, L. O. and Lundqvist, H. 1982. Circannual rhythms and photoperiod regulation of growth and smolting in Baltic salmon (*Salmo salar* L.). *Aquaculture* **28**, 113–121.
- Evans, D. M. 1994. Observation on the spawning behaviour of male and female adult sea trout *Salmo trutta trutta* L., using radio-telemetry. *Fisheries Management and Ecology* **1**, 91–105.
- Fleming, I. A. 1996. Reproductive strategies of Atlantic salmon: ecology and evolution. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* **6**, 379–416.
- Fraser, N. H. C. and Metcalfe, N. B. 1997. The cost of being nocturnal: feeding efficiency in relation to light intensity in juvenile Atlantic salmon. *Functional Ecology* **11**, 385–391.
- Fraser, N. H. C., Metcalfe, N. B. and Thorpe, J. E. 1993. Temperature-dependent switch between diurnal and nocturnal foraging in salmon. *Proceedings of the Royal Society of London Series B–biological Sciences* **252**, 135–139.
- Fredrich, F. 2003. Long-term investigations of migratory behaviour of asp (*Aspius aspius* L.) in the middle part of River Elbe, Germany. *Journal of Applied Ichthyology* **19**, 294–302.
- Fredrich, F., Ohmann, S., Curio, B. et al. 2003. Spawning migrations of the chub in the River Spree, Germany. *Journal of Fish Biology* **63**, 710–723.

- Freyhof, J. and Brooks, E. 2011. European Red List of freshwater fishes. Luxembourg: Publications. Office of the European Union. 72 pp.
- Frič, A. 1893. Losos labský. Biologická a anatomická studie. Praha, 103 pp.
- Geist, J. and Kuehn, R. 2008. Host–parasite interactions in oligotrophic stream ecosystems: the roles of life–history strategy and ecological niche. *Molecular Ecology* **17**, 997–1008.
- Gerking, S. D. 1953. Evidence for the concepts of home range and territory in stream fishes. *Ecology* **34**, 347–365.
- Gerking, S. D. 1959. The restricted movement of fish populations. *Biological reviews* **34**, 221–241.
- Gessner, J. 2000. Reasons for the decline of *Acipenser sturio* L., 1758 in central Europe, and attempts at its restoration. Symposium on Conservation of the Atlantic Sturgeon *Acipenser sturio* L., 1758 in Europe. Madrid: Boletín instituto Espanol de oceanografía **16**, 117–126.
- Gowan, C., Young, M. K., Fausch, K. D. and Riley, S. 1994. Restricted movement in resident stream salmonids: a paradigm lost? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **51**, 2626–2637.
- Gowan, C. and Fausch, K. D. 1996. Mobile brook trout in two high–elevation Colorado streams: reevaluating the concept of restricted movement. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **53**, 1370–1381.
- Gowans, A. R. D., Armstrong, J. D. and Priede, I. G. 1999. Movements of adult Atlantic salmon in relation to a hydroelectric dam and fish ladder. *Journal of Fish Biology* **54**, 713–726.
- Grant, J. W. A. 1997. Territoriality. In: Godin, J. G. J. (ed), *Behavioural Ecology of Teleost Fishes*. Oxford: Oxford University Press, 81–103.
- Guillard, J. and Colon, B. 1998. Behavior of Migratory Fish Passing a Lock on the River Rhône, France. *Shad Journal* **3**, 4–6.
- Hadderingh R.H., Baker H.D., 1998, Fish mortality due to passage through hydroelectric power stations on the Meuse and Vecht rivers. In: Jungwirth M., Schmutz S., Weis S. (eds.), *Fish Migration and Fish Bypasses*. Oxford: Fishing News Books, Blackwell Science, 315–328.
- Hanel, L. a Lusk, S. 2005. Ryby a mihule České republiky: Rozšíření a ochrana. *Vlašim: Český svaz ochránců přírody*, 447 pp.
- Harcup, M. F., Williams, M. R. and Ellis, M. D. 1984. Movements of brown trout, *Salmo trutta* L., in the River Gwyddon, South Wales. *Journal of Fish Biology* **24**, 415–426.
- Haro, A., Castro–Santos, T. and Boubée, J. 2000. Behavior and passage of silver–phase American eels at a small hydroelectric facility. *DANA* **12**, 33–42.
- Harvey, B. C. and Nakamoto, J. R. 1999. Diel and seasonal movements by adult Sacramento pikeminnow (*Ptylocheilus grandis*) in the Eel River, northwestern California. *Ecology of Freshwater Fishes* **8**, 209–215.
- Hassinger R. 2002. Der Borstenfischpass – Fischaufstieg und Bootsabfahrt in einer Rinne. *Wasserwirtschaft* **4/5**, 38–42.
- Hawkins, A. D. and Smith, G. W. 1986. Radio–tracking observations on Atlantic salmon ascending the Aberdeenshire Dee. Scottish Fisheries Research Report 36. United Kingdom: Department of agriculture and fisheries for Scotland, 25 pp.
- Heggenes, J., Krog, O., Lindås, O., Dokk, J. & Bremnes, T. (1993). Homeostatic behavioural responses in a changing environment: brown trout (*Salmo trutta*) become nocturnal during winter. *Journal of Animal Ecology* **62**, 295–308.
- Hesthagen, T. 1988. Movements of brown trout, *Salmo trutta*, and juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar*, in a coastal stream in northern Norway. *Journal of Fish Biology* **32**, 639–653.
- Hill, J. & Grossman, G. D. 1987. Home range estimates for three North American stream fishes. *Copeia* **1987** (2), 376 – 380.
- Hillman, R. J., Cowx I. G. and Harvey, J. 2003. Monitoring the Allis and Twaite Shad. Conserving Natura 2000 Rivers Monitoring Series No. 3. Peterborough: The Enquiry Service English Nature, 25 pp.
- Hindar, K., B. Jonsson, N. Ryman, and G. Stahl. 1991. Genetic relationship among landlocked, resident, and anadromous brown trout, *Salmo trutta* L. *Heredity* **66**, 83–91.
- Hintermann M. 2003. Borstenfischpass als neuartige Fischaufstiegshilfe – Pilotanlage Kraftwerk Au–Schönenberg. *Wasser – Energie – Luft* **11/12**, 347–350.
- Hladík, M. and Kubečka, J. 2003. Fish migration between a temperate reservoir and its main tributary. *Hydrobiologia* **504**, 251–266.
- Holčík, J., Hensel, K., Nieslanik, J. et al. 1988. The Eurasian Huchen, Hucho Hucho. *Dordrecht: Dr. W. Junk Publishers*, 239 pp.
- Horký, P., 2004. Velikostní a druhová selektivita rybích přechodů během reprodukčních migrací kaprovitých ryb. Diplomová práce. *Praha: Česká zemědělská univerzita*, 96 pp.

- Horký, P. a kol. 2010. Studie migrace ryb přes kartáčové rybí přechody na řece Sázavě. Zpráva pro MŽP ČR. Praha: VÚV TGM v.v.i.
- Horký, P., Slavík, O., Bartoš, L. a kol. 2006. The effect of the moon phase and seasonality on the behaviour of pikeperch in the Elbe River. *Folia Zoologica* **55**, 411–417.
- Horký, P., Slavík, O., Bartoš, L. a kol. 2007a. Behavioural pattern in cyprinid fish below a weir as detected by radio telemetry. *Journal of Applied Ichthyology* **23**, 679–683.
- Horký, P., Slavík, O. and Bartoš, L. a kol. 2007b. Docksides as winter habitats of chub and pikeperch in the channelised Elbe River. *Fundamental and Applied Limnology* **168**, 281–287.
- Horký, P., Slavík, O. and Bartoš, L. 2008. A telemetry study on the diurnal distribution and activity of adult pikeperch, *Sander lucioperca* (L.), in a riverine environment. *Hydrobiologia* **614**, 151–157.
- Hruska, A. K., Hinch, G. S., Healey, C. M. et al. 2007. Electromyogram telemetry, nondestructive physiological biopsy, and genetic markers: linking recent techniques with behavioral observations for the study of reproductive success in sockeye salmon mating systems. *American Fisheries Society Symposium* **54**, 17–29.
- Ingenieurburo Floecksmuhle. 2005. Handbuch Querbauwerke, Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes, Klenkes–Druck Verlag GmbH, Aachen.
- Jackson, P.A. and Howie, D. I. D. 1967. The movement of salmon (*Salmo salar*) through an estuary and fish pass. *Irish Fisheries Investigations Series A* **2**, 1–28.
- Jensen, A. J. and Aass, P. 1995. Migration of a fast-growing population of brown trout (*Salmo trutta* L.) through a fish ladder in relation to water flow and temperature. *Regulated Rivers–Research and Management* **10**, 217–228.
- Jonsson, B. 1985. Life history patterns of freshwater resident and sea-run migrant brown trout in Norway. *Transactions of the American Fisheries Society* **114**, 182–194.
- Jonsson, B. and Jonsson, N. 1993. Partial Migration: niche shift versus sexual maturation in fishes. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* **3**, 348–365.
- Jonsson, N. 1991. Influence of Water Flow, Water Temperature and Light on Fish Migration in Rivers. *Nordic Journal of Freshwater Research* **66**, 20–35.
- Jungwirth, M. 1996. Bypass channels at weirs as appropriate aids for fish migration in rhithral rivers. *Regulated rivers: Research and management* **12**, 483–492.
- Jungwirth, M., Schmutz, S., Weiss, S. 1998. Fish Migration and Fish Bypasses. Oxford: Fishing News Books, Blackwell science Ltd, 448 pp.
- Jungwirth, M., Muhar, S. and Schmutz, S. 2000. Fundamentals of fish ecological integrity and their relationship to the extend serial discontinuity concept. *Hydrobiologia* **422**, 85–97.
- Jurajda, P. 1995. Effect of channelization and regulation on fish recruitment in a flood–plain river. *Regulated Rivers – Research and Management* **10**, 207–215.
- Jurajda P., Hohašová, E. and Gelnar, M. 1998. Seasonal dynamics of fish abundance below a migration barrier in the lower regulated River Morava. *Folia Zoologica* **47**, 215–223.
- Kirschbaum, F. and Gessner, J. 2000. Re-establishment programme for *Acipenser sturio* L., 1758: the German approach. *Boletín Instituto Español de Oceanografía* **16**, 149–156.
- Klemetsen, A., Amundsen, P. A., Dempson et al. 2003. Atlantic salmon *Salmo salar* L., brown trout *Salmo trutta* L. and Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.): a review of aspects of their life histories. *Ecology of Freshwater Fish* **12**, 1–59.
- Koed, A., Mejlhede, P., Balleby, K. et al. 2000. Annual movement and migration of adult pikeperch in a lowland river. *Journal of Fish Biology* **57**, 1266–1279.
- Kottelat, M., and J. Freyhof. 2007. Handbook of European freshwater fishes. Berlin, Germany: Publications Kottelat, 646 pp.
- Křivanec, K. a Kubečka, J. 1990. Vliv vodárenské nádrže Římov na utváření obsádky ryb v úseku Malše pod nádrží. 125–133. In: Kubečka J. (ed), *Ichtyofauna řeky Malše a nádrže Římov*. Jihočeské museum v Českých Budějovicích, edice přírodní vědy.
- Kubečka, J. 1996. Hydroakustické sledování ryb táhnoucích jezovou propustí a plavební komorou v Praze–Podbabě. Zpráva HBÚ AV ČR
- Kubečka, J. and Duncan, A. 1998. Diurnal changes of fish behaviour in a lowland river monitored by a dual-beam echosounder. *Fisheries Research* **35**, 55–63.
- Kubečka, J. and Vostradovský, J. 1995. Effect of dams, regulation and pollution on fish stock in the Vltava River in Prague. *Regulated Rivers: Research and Management* **10**, 93–98.
- Kulíšková, P., Horký, P., Slavík, O. a kol. 2009. Factors influencing movement behaviour and home range size in ide *Leuciscus idus*. *Journal of Fish Biology* **74**, 1269–1279.

- Kynard, B. 1998. Twenty-two years of passing shortnose sturgeon in fish lifts on the Connecticut River: What has been learned? In: Jungwirth, M., Schmutz, S. and Weiss, S. (eds.), *Fish migration and fish bypasses*. Oxford: Fishing News Books, Blackwell science Ltd, 255–264.
- L'Abbé Lund, J. H. and Vøllestad, L. A. 1985. Homing precision of the roach (*Rutilus rutilus*) in lake Årungen, Norway. *Environmental Biology of Fishes* **13**, 235–239.
- L'Abbé Lund, J. H. and Vøllestad, L. A. 1987. Feeding migration of the roach (*Rutilus rutilus*) in lake Årungen, Norway. *Journal of Fish Biology* **30**, 349–355.
- Lamond, H. 1931. Loch Lomond: A study in angling conditions. Glasgow: Jackson, Wylie and Co., 340 pp.
- Larinier, M. 1983. Guide for planning facilities at dams for migratory fish. *Bulletin Francais de la Pisciculture*. 39 pp.
- Larinier, M. 1983. Guide pour la conception des dispositifs de franchissement des barrages pour les poissons migrateurs. Bulletin Francais de la Pisciculture, numero special.
- Larinier, M. 1996. Fishpass design criteria and selection. In: Mann, R. H. K. and Amprahamian M. W. (eds.), *Fish pass technology training course*. Environment agency, 51–74.
- Larinier, M. 1998. Upstream and downstream fish passage experience in France. In: Jungwirth, M., Schmutz, S. and Weiss, S. (eds.), *Fish Migration and Fish Bypasses*. Oxford: Fishing News Books, Blackwell science Ltd, 127–145.
- Larinier, M. 2002. Location of fishways. *Bulletin Francais de La Peche et de la Pisciculture* **364**, 39–53.
- Larinier, M., Chanseau, M., Bau, F., Croze, O. 2005. The use of radio telemetry for optimizing fish pass design. Spedicato, M.T., Lembo, G., Marmulla, G. (ed), *Aquatic telemetry: advances and applications*. Proceedings of the Fifth Conference on Fish Telemetry held in Europe. Rome, FAO/COISPA.
- Larinier M., Travade, F. and Porcher, P.J. 2002. Fish ways: biological basis, design criteria and monitoring. *Bulletin Francais de La Peche et de la Pisciculture* **364**, 54–82.
- Lassale, G., Béguer, M., Beaulaton, L. et al. 2009. Learning from the Past to Predict the Future: Responses of European Diadromous Fish to Climate Change. *American Fisheries Society Symposium* **69**, 175–193.
- Legault, A. 1988. Le franchissement des barrages par l'escalade de l'anguille; étude en Sèvre Niortais. *Bulletin Francais de La Peche et de la Pisciculture* **308**, 1–10.
- Legault, A. 1996. Colonisation dynamics of a catchment area by eel. Characterization of migrating populations in a free access river. *Quebeck: Ecohydraulics 2000 A*, 89–98.
- Legget, W. C. 1977. The ecology of fish migrations. *Annual Reviews of Ecology and Systematics* **8**, 285–308.
- Legget, W. C. 1985. The role of migrations in the life history evolution of fish, In: M. A. Rankin (ed), *Migration: mechanisms and adaptive significance*. Contribution to the Marine Science 27, 277–295.
- Lehtonen, H., Hansson, S. and Winkler, H. 1996. Biology and exploitation of pikeperch, *Stizostedion lucioperca* (L.), in the Baltic Sea. *Annales Zoologici Fennici* **33**, 525–535.
- Lelek, A. a Libosvářský, J. 1960. Výskyt ryb v rybím přechodu na řece Dyji při Břeclavi. *Folia Zoologica* **9**, 293–308.
- Lelek, A. 1987. The freshwater fishes of Europe, vol. 9. Threatened Fishes of Europe. Wiesbaden: Aula-Verlag, 343.
- Libý, J. a Slavík, O. 1996. Rybí přechody na regulovaných a kanalizovaných vodních tocích ČR. Závěrečná zpráva projektu 308/210. Praha: VÚV TGM v.v.i.
- Libý, J., Slavík, O. a Vostradovský, J. 1995. Rybí přechody na regulovaných a kanalizovaných vodních tocích ČR. Závěrečná zpráva 1. Etapy projektu 308/210. Praha: VÚV TGM v.v.i.
- Lucas, M. C. 2000. The influence of environmental factors on movements of lowland–river fish in the Yorkshire Ouse system. *The Science of the Total Environment* **251**, 223–232.
- Lucas, M. C. and Baras, E. 2001. Migration of Freshwater Fishes. Blackwell Science Ltd, 420 pp.
- Lucas, M. C. and Batley, E. 1996. Seasonal movements and behaviour of adult barbel *Barbus barbus*, a riverine cyprinid fish: implications for river management. *Journal of Applied Ecology* **33**, 1345–1358.
- Lucas, M. C. and Frear, P. A. 1997. Effects of a flow gauging weir on the migratory behaviour of adult barbel, a riverine cyprinid. *Journal of Fish Biology* **50**, 382–396.
- Lucas, M. C., and Mercer, T. 1996. Success of dace (*Leuciscus leuciscus*) and roach (*Rutilus rutilus*) ascent of Skip Bridge flow gauging weir in Spring 1996, Unpublished Report to the Environment Agency, University of Durham.

- Lucas, M. C., Mercer, T., McGinty, S. et al. 1999. Use of a flat/bed passive integrated transponder antenna array to study the migration and behaviour of lowland river fishes at a fish pass. *Fisheries Research* **44**, 183–191.
- Lucas, M. C., Mercer, T., Peirson, G. et al. 2000. Seasonal movements of coarse fish in lowland rivers and their relevance to fisheries management. In: Cowx I. G. (ed.), *Management and Ecology of River Fisheries*, Oxford: Fishing News Books, Blackwell science Ltd, 165–178.
- Lucas, M. C., Thom, T. J., Duncan, A. et al. 1988. Coarse fish migration Occurrence, Causes and Implications, Environment Agency, 167 pp.
- Lundqvist, H., Clarke, W. C. and Johansson, H. 1988. The influence of precocious sexual maturation on survival to adulthood of river stocked Baltic salmon, *Salmo salar*, smolts. *Holarctic Ecology* **11**, 60–69.
- Maitland, P. S. 2003. Ecology of the River, Brook and Sea Lamprey. Conserving Natura 2000 Rivers Ecology Series No. 5. Peterborough: English Nature, 52 pp.
- Mallen-Cooper, M. and Stuart, I. G. 2007. Optimising Denil fishways for passage of small fish and large fishes. *Fisheries Mananagement and Ecology* **14**, 61–71.
- Mathers, R. G., De Carlos, M., Crowley, K. et al. 2002. A review of the potential effect of Irish hydroelectric installations on Atlantic salmon (*Salmo salar*) populations, with particular reference to the River Erne. *Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy* **102**, 69–79.
- Matthews, M., Evans, D., Rosell, R. et al. 2001. Erne eel enhancement programme. Ballyshannon: Northern Regional fisheries Board, 348 pp.
- Mays, L., W. 1999. Hydraulic Design Handbook, New York: McGraw–Hill, 1024 pp.
- McCleave, J. D. and Kleckner, R. C. 1982. Selective tidal stream transport in the estuarine migration of glass eels of the American eel (*Anguilla rostrata*). *Journal du Conseil* **40**, 262–271.
- Mefford, B. 2008. Saving Farmers, Fish and Frogs. Reclamation Managing Water in the West, U.S. Department of the Interior Bureau of Reclamation.
- Meyers, L. S., Theumler, T. F. and Kornley, G. W. 1992. Seasonal movements of brown trout in northeast Wisconsin. *North American Journal of Fisheries Management* **12**, 433–441.
- Milner, N. J., Gee, S. A. and Hemsworth, J. R. 1979. Recruitment and turnover of populations of brown trout, *Salmo trutta*, in the upper River Wye, Wales. *Journal of Fish Biology* **15**, 211–222.
- Mills, D. 1989. Ecology and management of atlantic salmon. London: Chapman & Hall, 372 pp.
- Montgomery, W. L., McCormick, S. D., Naiman, R. J. et al. 1983. Spring migratory synchrony of salmonid, catostomid and cyprinid fishes in Rivière à la Truite, Quebec. *Canadian Journal of Zoology* **61**, 2495–2502.
- Mooney, M.D., Holmquist–Johnson, L.C. and Holburn, E. 2007. Qualitative Evaluation of Rock Weir Field Performance and Failure Mechanisms. USBR, Denver, CO.
- Mooney, M.D., Holmquist–Johnson, L.C. and Broderick, S. 2007. Rock Ramp Design Guidelines. USBR, Denver, CO.
- Morais, P., Dias, E., Babaluk, J. et al. 2011. The migration patterns of the European flounder *Platichthys flesus* (Linnaeus, 1758) (*Pleuronectidae*, *Pisces*) at the southern limit of its distribution range: Ecological implications and fishery management. *Journal of Sea Research* **65**, 235–246.
- Moriarty, C. 1978. Eels – an natural and unnatural history. Newton Abbot, UK: David and Charles, 192 pp.
- Moser, M. L., Matter, A. L., Stuehrenberg, L. C. et al. 2002. Use of an extensive radio receiver network to document Pacific lamprey (*Lampetra tridentata*) entrance efficiency at fishways in the Lower Columbia River, USA. *Hydrobiologia* **483**, 45–53.
- Mueller, M., Pander, J. and Geist, J. 2011. The effects of weirs on structural stream habitat and biological communities. *Journal of Applied Ecology* **48**, 1450–1461.
- Muir, W. D., Smith, S. G., Williams, J. G. et al. 2001. Survival of juvenile salmonids passing through bypass systems, turbines, and spillways with and without flow deflectors at Snake River dams. *North American Journal of Fisheries Management* **21**, 135–146.
- Müller, K. and Berg, E. 1982. Spring migration of some anadromous freshwater fish species in the northern Bothnian Sea. *Hydrobiologia* **96**, 161–168.
- Musil a kol., 2008. Monitoring rybího přechodu ve sportovní propusti jezu Budín na řece Sázavě, ř.km. 58. Praha: VÚV TGM, v.v.i., 17 pp.
- Musil, J., Slavík, O. a Horký, P. 2008. Plány managementu úhoře v ČR. Závěrečná zpráva MZE ČR. Praha: VÚV T.G.M v.v.i., 44 pp.
- Musil J., Slavík O., Horký, P. a Zbořil, A. 2009. Zpracování koncepčního přístupu k zvyšování průchodnosti řek včetně zanesení do systému GIS: Analýza současného omezení

- migračních požadavků ichtyofauny ČR. Průběžná zpráva MŽP ČR. Praha: VÚV T.G.M. v.v.i., 36 pp.
- Musil, J., Horký, P., Slavík, O., Zbořil, A., and Horká, P. 2012. The response of the 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.
- Nakano, S. 1995. Individual differences in resource use, growth and emigration under influence of a dominance hierarchy in fluvial red/spotted masu salmon in a natural habitat. *Journal of Animal Ecology* **64**, 75–84.
- Naismith, I. A. and Knights, B. 1988. Migrations of elvers and juvenile European eels, *Anguilla anguilla* L., in the River Thames. *Journal of Fish Biology* **33a**, 161–175.
- Navarro, A., Oliva, V., Zamorano, M. J. et al. 2006. Evaluation of PIT system as a method to tag fingerlings of gilthead seabream (*Sparus auratus* L.). Effects on growth, mortality and tag loss. *Aquaculture* **257**, 309–315.
- Niemelä, E., Mäkinen, T. S., Moen, K. et al. 2000. Age, sex ratio and timing of the catch of kelts and ascending of Atlantic salmon in the subarctic River Teno. *Journal of Fish Biology* **56**, 974–985.
- Northcote, T. G. 1984. Mechanism of fish migration in rivers, 317–355. In: J. D. McCleave, J.J. Dodson, W. H. Neill (eds.), *Mechanism in migration of fishes*. New York: Plenum.
- Northcote, T. G. 1992. Migration and residency in stream salmonids – some ecological considerations and evolutionary consequences. *Nordic Journal of Freshwater Research* **67**, 5–17.
- Northcote, T. G. 1998. Migratory Behaviour of Fish and its Significance to Movement through Riverine Fish Passage. In: Jungwirth, M., Schmutz, S. and Weiss, S. (eds.), *Fish Migration and Fish Bypasses*. Oxford: Fishing News Books, Blackwell science Ltd, 3–18.
- Northcote, T. G. 2010. Controls for trout and char migratory/resident behavior mainly in stream systems above and below waterfalls/barriers: a multidecadal and broad geographical review. *Ecology of Freshwater Fish* **19**, 487–509.
- Oberdorff, T., Guilbert, E. and Lucchetta, J. C. 1993. Patterns of fish species richness in the Seine River basin, France. *Hydrobiologia* **259**, 157–167.
- Odeh, M. 1999. Innovations in Fish Passage Technology. Bethesda, Maryland: American Fisheries Society, 212 pp.
- Odeh, M and Orvis, C. 1998. Downstream Fish Passage Design Considerations and Developments at Hydroelectric Projects in the North-east USA. Jungwirth M., Schmutz S., Weiss S (eds.), *Fish Migration and Fish Bypasses*. Oxford: Fishing News Books, Blackwell Science.
- Olsson, I. C., Greenberg, L. A. and Eklöv, A. G. 2001. Effect of an Artificial Pond on Migrating Brown Trout Smolts. *North American Journal of Fisheries Management* **21**, 498–506.
- Olsson, C. I. and Greenberg, L. A. 2004. Partial migration in a landlocked brown trout population. *Journal of Fish Biology* **65**, 106–121.
- Ovidio, M., Baras, E., Goffaux, D. et al. 1998. Environmental unpredictability rules the autumn migration of brown trout (*Salmo trutta* L.) in the Belgian Ardennes. *Hydrobiologia* **371/372**, 263–274.
- Ovidio, M. and Philippart, J. C. 2002. The impact of small physical obstacles on upstream movements of six species of fish. *Hydrobiologia* **483**, 55–69.
- Ovidio, M. and Philippart, J. C. 2008. Movement patterns and spawning activity of individual nase *Chondrostoma nasus* (L.) in flow-regulated and weir-fragmented rivers. *Journal of Applied Ecology* **24**, 256–262.
- Parkinson, D., Philippart, J. C. and Baras, E. 1999. A preliminary investigation of spawning migrations of grayling *Thymallus thymallus* in a small stream, as determined by radio tracking. *Journal of Fish Biology* **55**, 172–182.
- Patrick, P. H., Poulton, J. S. and Brown, R. 2000. Using strobe light and sound to protect American eels. *Hydro Review* **19**, 98–103.
- Patrick, P. H., Christie, A.E., Sager, D., Hocutt, C. and Stauffer, J. 1985. Responses of fish to a strobe light/air-bubble barrier, *Fisheries Research* **3**, 157–172.
- Pellet, T. D., Van Dyck, G. and Adams, J. V. 1998. Seasonal migration and homing of channel catfish in the lower Wisconsin River, Wisconsin. *North American Journal of Fisheries Management* **18**, 85–95.
- Penczak, T. and Mann, R. H. K. 1990. The impact of stream order on fish populations in the Pilica drainage basin, Poland. *Polish Archives of Hydrobiology* **37**, 243–261.
- Penczak, T. 1999. Fish production and food consumption in the Warta River (Poland): continued post-impoundment study (1990–1994). *Hydrobiologia* **416**, 107–123.

- Penczak, T., Glowacki, L., Galicka, W. and Koszalinska, H. 1998. A long-term study (1985–1995) of fish populations in the impounded Warta River, Poland. *Hydrobiologia* **368**, 157–173.
- Peňáz, M., Kubiček F., Marvan, P. a kol. 1968. Influence of the Vir River Valley Reservoir on the hydrological and ichthyological conditions in the Svratka River. *Acta Scientiarum Naturalium Academiae Scientiarum Bohemoslovacae Brno* **2**, 1–60.
- Peňáz, M. and Šťouračová, I. 1991. Effect of hydroelectric development on population dynamics of *Barbus barbus* in the River Jihlava. *Folia Zoologica* **40**, 75–84.
- Peňáz, M. 1996. *Chondrostoma nasus*: its reproductive strategy and possible reasons for a widely observed population decline. Review. In: Kirchhofer, A. and Hefti, D. (eds.), *Conservation of Endangered Freshwater Fish in Europe*. Basel: Birkhäuser Verlag, 279–285.
- Peter, A. 1998. Interruption of the River Continuum by Barriers and the Consequences for Migratory Fish. In: Jungwirth, M., Schmutz, S. and Weiss, S. (eds.), *Fish Migration and Fish Bypasses*. Oxford: Fishing News Books, Blackwell science Ltd, 99–113.
- Piecuch, J., Lojkásek, B., Lusk, S. and Marek, T. 2007. Spawning migration of brown trout, *Salmo trutta* in the Moravka reservoir. *Folia Zoologica* **56**, 201–212.
- Pitcher, T. J. 1971. Population dynamics and schooling behaviour in the minnow (*Phoxinus phoxinus* L.), D. Phill. thesis, University of Oxford.
- Poddubnyi, A. G. 1971. Movement of salmon to spawning grounds. In: Poddubnyi A. G. (ed), *Ekologicheskaya Topografiya Populyatsii Ryb v Vodokhranilishchakh. Fisheries Research Board of Canada Translation Service* 2066, 20–217.
- Povz, M. 1988. Migrations of the nase carps (*Chondrostoma nasus* L. 1759) in the River Sava. *Journal of Aquatic Production* **2**, 149–163.
- Prchalová, M., Slavík, O. and Bartoš, L. 2006a. Patterns of cyprinid migration through a fishway in relation to light, water temperature and fish circling behaviour. *Journal of River Basin Management* **4**, 213–218.
- Prchalová, M., Vetešník, L. and Slavík, O. 2006b. Migrations juvenile and subadult fish through a fishpass during late summer and fall. *Folia Zoologica* **55**, 162–166.
- Prchalová, M., Horký, P., Slavík, O., Vetešník, L. and Halačka, K. 2011. Fish occurrence in the fishpass on the lowland section of the River Elbe, Czech Republic, with respect to water temperature, water flow and fish size. *Folia Zoologica* **60**, 104–114.
- Prignon, C., Micha, J. C. and Gillet, A. 1996. Study of the fish ladder of the tailfer in the River Meuse, Biological characteristics of migrant populations and periodicity of migration, Abstract and working paper. Vienna: International Conference on Fish Migration and Fish By-pass Chanells, 24–26.
- Pugh, J.R., Monan, G.L., and Smith, J.R. 1971. Effect of water velocity on the fish guiding efficiency of an electrical guiding system. *Fishery Bulletin* **68**, 307–324.
- Quigley, J.T., and Harper, D.J., 2006. Effectiveness of fish habitat compensation in Canada in achieving no net loss. *Environmental Management* **37**, 351–366.
- Rajaratnam, N.G. and Katopodis, C. 1986. Hydraulics of Vertical Slot Fishways. *Journal of Hydraulic Engineering, ASCE*, 112 pp.
- Rakowitz, G., Berger, B. and Kubečka, J. 2008. Functional role of environmental stimuli for the spawning migration in Danube nase *Chondrostoma nasus* (L.). *Ecology of Freshwater Fish* **17**, 502–514.
- Reichard, M., Jurajda, P. and Ondráčková, M. 2002a. Interannual variability in seasonal dynamics and species composition drifting young-of-the-year fishes in two European lowland rivers. *Journal of Fish Biology* **60**, 87 – 101.
- Reichard, M., Jurajda, P. and Ondráčková, M. 2002b. The effect of light intensity on the drift of young-of-the-year cyprinid fishes. *Journal of Fish Biology* **61**, 1063 – 1066.
- Richkus, W. A. and Dixon, D. A. 2003. Review of research and technologies on passage and protection of downstream migrating catadromous eels at hydroelectric facilities. *American Fisheries Society Symposium* **33**, 377–388.
- Rosenthal, H., Bronzi, P., Spezia, M. et al. 2008. Passage for fish: overcoming barriers for large migratory fish. *Sturgeon Conservation Society: Special publication* **2**, 165 pp.
- Schlosser, J. I. 1982. Fish community structure and function along two habitat gradients in a headwater stream. *Ecology Monographs* **52**, 395 – 414.
- Schmutz, S., Cowx, I. G., Haidvogel, G. et al. 2007. Fish-based methods for assessing European running waters: a synthesis. *Fisheries Management and Ecology* **14**, 369–380.
- Scruton, D. A., McKinley, R. S., Kouwen, N. et al. 2003. Improvement and optimization of fish guidance efficiency (FGE) at a behavioural fish protection system for downstream migrating Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts. *River Research and Applications* **19**, 605–617.

- Slavík, O. 1996. The migration of fish in the Elbe River below Strekov. *Živa* **4**, 179–180.
- Slavík, O. 2002. Možnosti migrace ryb v pramenných oblastech řek Vltavy a Vydry přes rybí přechody. Projekt pro NP Šumava a MŽP a ČR. Praha: VÚV TGM v.v.i.
- Slavík, O. 2002. Obnova říčního kontinua Labe zprůchodněním rybích přechodů. Závěrečná zpráva projektu VaV pro MŽP. Praha: VÚV TGM v.v.i.
- Slavík, O. and Bartoš, L. 1997. Effect of water temperature and pollution on young-of-the-year fishes in the regulated stretch of the River Vltava, Czech Republic. *Folia Zoologica* **46**, 367 – 374.
- Slavík, O. and Bartoš, L. 2002. Factors affecting migrations of burbot. *Journal of Fish Biology* **60**, 989–998.
- Slavík, O. and Bartoš, L. 2004. What are reasons for the Prussian carp expansion in the upper Elbe River, Czech Republic? *Journal of Fish Biology (Suppl. A)* **65**, 240–253.
- Slavík, O. and Bartoš, L. 2004. Brown trout migration and flow variability. *Ecohydrology and Hydrobiology* **2**, 157–163.
- Slavík, O., Bartoš, L. and Horký, P. 2007. Diurnal and seasonal behaviour of adult and juvenile European catfish as determined by radio–telemetry in the River Berounka, Czech Republic. *Journal of Fish Biology* **71**, 101–114.
- Slavík, O., Bartoš, L. and Horký, P. 2009a. Effect of river fragmentation and flow regulation on occurrence of landlocked brown trout in a fish ladder. *Journal of Applied Ichthyology* **25**, 67–72.
- Slavík, O., Bartoš, L. and Horký, P. 2009b. Occurrence of cyprinids in fish ladders in relation to flow. *Biologia* **64**, 999–1004.
- Slavík, O., Bartoš, L. and Mattas, D. 2005. Does stream morphology predict the home range size in burbot? *Environmental Biology of Fishes* **74**, 89 – 98.
- Slavík, O. and Horký, P. 2009. When fish meet fish as determined by physiological sensors. *Ecology of Freshwater Fish* **18**, 501–506.
- Slavík, O. a Horký, P. 2011. Možnosti zprůchodnění přehradní nádrže jako migrační překážky s ohledem na specifika vodní nádrže Nové Heřminovy. Zpráva VÚV T.G.M., v.v.i., 28 s.
- Slavík, O., Horký, P., Randák, T., Balvín, P. and Bílý, M. a kol. 2012. Brown trout spawning migration in fragmented Central European headwaters: effect of isolation by artificial obstacles and the moon phase. *Transactions of the American Fisheries Society* **141**, 673–680.
- Slavík, O. a kol. 2003. Testování rekonstruovaného rybího přechodu na VD Střekov. Dílčí zpráva úkolu pro MŽP. Praha: VÚV TGM v.v.i.
- Slavík, O. a kol. 2004. Testování rekonstruovaného rybího přechodu na VD Střekov. Závěrečná zpráva úkolu pro MŽP. Praha: VÚV TGM v.v.i.
- Slavík, O. a kol. 2004. Testování účinnosti rybího přechodu Střekov na řece Labi. Projekt pro MŽP ČR. Praha: VÚV TGM v.v.i.
- Slavík, O. a kol. 2006. Biologický průzkum pro zlepšení plavebních podmínek na řece Labi, Plavební stupeň Děčín. Projekt pro Ředitelství vodních cest ČR. Praha: VÚV TGM v.v.i.
- Slavík, O. and Ráb, P. 1996. Life History of Spined Loach, *Cobitis taenia*, in an Isolated Site (Pšovka Creek, Bohemia). *Folia Zoologica* **45**, 247–252.
- Slavíková, A. a kol., 2010. Koncepce zprůchodnění říční sítě ČR. MŽP ČR.
- Solomon, D. J. and Templeton, R. G. 1976. Movements of brown trout *Salmo trutta* L. in a chalk stream. *Journal of Fish Biology* **9**, 411–423.
- Solomon, D. J. and Beach, M. H. 2004. Fish Pass design for Eel and Elver (*Anguilla anguilla*). *Environment Agency R & D Technical Report W2–070/TR*, 99 pp.
- Stuart, A. T. 1953. Spawning migration, reproduction and young stages of loch trout *Salmo trutta*. *Freshwater Salmon. Fisheries Research* **5**, 1–39.
- Svendsen, J. C., Koed, A. and Aastrup, K. 2004. Factors influencing the spawning migration of female anadromous brown trout. *Journal of Fish Biology* **64**, 528–540.
- Šanda, R. and Slavík, O. 2007. New record of the Blue bream (*Abramis ballerus*) in the Elbe River in the Czech Republic. *Acta Societatis Zoologicae Bohemicae* **71**, 25–26.
- Šlechtová, V., Šlechta, V. a Pokorný, J. 2001. Genetická charakterizace pstruha obecného (*Salmo trutta m. fario*) v oblasti Šumavy. *Aktuality šumavského výzkumu* **2**, 213–217.
- Takemura, A., Rahman, M. S. and Park, Y. J. 2010. External and internal controls of lunar–related reproductive rhythms in fishes. *Journal of Fish Biology* **76**, 7–26.
- Taubert, J. E., Denic, M., Gum, B., Lange, M. and Geist, J. 2010. Suitability of different salmonid as host for the endangered freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera* L.) *Aquatic Conservation – Marine and Freshwater Ecosystems* **20**, 728–734.
- Tesch, F.–W. 2003. The eel. Oxford: Wiley–Blackwell, 416 pp.

- Therrien, J. and Bourgeois, G. 2000. Fish Passage at Small Hydro Sites. Ottawa: Report by Genivar Consulting Group for CANMET Energy Technology Centre, 114 p.
- Thorpe, J. E. 1994. An alternative view of smolting in salmonids. *Aquaculture* **121**, 105–113.
- Thorstad, E. B., Økland, F., Kroglund, F. et al. 2003. Upstream migration of Atlantic salmon at a power station on the River Nidelva, Southern Norway. *Fisheries Management and Ecology* **10**, 139–146.
- Travade, F. and Larinier, M. 1992. Les techniques de controle des passes a poissons. Bulletin Francais de la Peche et Pisciculture **326/327**, 151–164.
- Tritico, H. M. and Cotel, A. J. 2010. The Effects of Turbulent Eddies on the Stability and Critical Swimming Speed of Creek Chub (*Semotilus atromaculatus*). *Journal of Experimental Biology* **213**, 2284–2293.
- Turnpenny, A. W. H. and O’Keeffe, N. 2005. Screening for intake and outfalls: a best practice guide. Environment Agency Science Report SC030231.
- Tuunainen, P., Ikonen, E. and Auvinen, H. 1980. Lampreys and lamprey fisheries in Finland. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **37**, 1953–1959.
- Valdimarsson, S. K., Metcalfe, N. B., Thorpe, J. E. et al. 1997. Seasonal changes in sheltering: effect of light and temperature on diel activity in juvenile salmon. *Animal Behaviour* **54**, 1405–1412.
- Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W. et al. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **37**, 130–137.
- Volf, F. 1954. Poslední záznamy o lososu labském. *Sborník československé akademie zemědělských věd* **17**, 327–332.
- Vøllestad, L. A., Jonsson, B., Hvidsten, N. A. et al. 1986. Environmental factors regulating the seaward migration of european silver eels (*Anguilla anguilla*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **43**, 1909–1916.
- Water Framework Directive 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and the Council of 23 October 2000 establishing a framework for community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities* L327, 1.
- Whelan, K. F. 1983. Migratory patterns of bream (*Abramis brama* L.) shoals in the River Shuck System, *Irish Fisheries Investigations A* **23**, 11–15.
- Winchell, F., Downing, H., Taft, H. et al. 1992. Fish Entrainment and Turbine Mortality Review and Guidelines. Palo Alto, California: Report of Electric Power Research Institute, 265 pp.
- Winter, H. V. and Van Densen, W. L. T. 2001. Assessing the opportunities for upstream migration of non-salmonid fishes in the weir-regulated River Vecht. *Fisheries management and Ecology* **8**, 513–532.
- Winter, J. D. 1983. Underwater biotelemetry. In: Nielsen, L. A. and Johnsen, D. (ed), *Fisheries techniques*. Bethesda, Maryland: American Fisheries Society, 371–395.
- Winter, H. V. and Fredrich, F. 2003. Migratory behaviour of ide: a comparison between lowland rivers Elbe, Germany, and Vecht, the Netherlands. *Journal of Fish Biology* **63**, 871–880.
- Wolter, C. and Arlinghaus, R. 2004. Burst and critical swimming speeds of fish and their ecological relevance in waterways. Leibnitz, Germany: Leibniz-institute for Freshwater Ecology and Inland Fisheries.
- Wolter, C., Bischoff, A. and Wysujack, K. 2005. The use of historical data to assess fishfaunistic reference conditions for large rivers in northern Germany. *Archiv für Hydrobiologie* **155**, 37–51.
- Wysujack, K., Greenberg, L. A., Bergman E. et al. 2009. The role of the environment in partial migration: food availability affects the adoption of a migratory tactic in brown trout *Salmo trutta*. *Ecology of Freshwater Fish* **18**, 52–59.
- Young, M. K. 1994. Mobility of brown trout in south-central Wyoming streams. *Canadian Journal of Zoology* **72**, 2078–2083.
- Young, M. K. 1999. Summer diel activity and movement of adult brown trout in high-elevation streams in Wyoming, U.S.A. *Journal of Fish Biology* **54**, 181–189.

MIGRACE RYB, RYBÍ PŘECHODY A ZPŮSOB JEJICH TESTOVÁNÍ

Metodický postup pro návrh, realizaci a možnosti testování
funkce rybích přechodů pro žadatele OPŽP

Ondřej Slavík, Zdeněk Vančura a kol.

www.mzp.cz | www.opzp.cz | www.sfzp.cz

ISBN: 978-80-7212-580-7



Ministerstvo životního prostředí



Evropská unie

Spolufinancováno z prostředků Fondu soudržnosti
v rámci Technické pomoci Operačního programu Životní
prostředí.

Ministerstvo životního prostředí
Státní fond životního prostředí ČR

www.opzp.cz ▪ Zelená linka: 800 260 500 ▪ dotazy@sfzp.cz