

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra zoologie a rybářství



Rybí přechody a jejich význam v péči o krajinu a ekosystémy

Bakalářská práce

Autor práce: Martin Míka

Vedoucí práce: Ing. Pavel Horký, Ph.D.

© 2016 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou bakalářskou práci "Rybí přechody a jejich význam v péči o krajinu a ekosystémy" jsem vypracoval samostatně pod vedením vedoucího bakalářské práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autor uvedené bakalářské práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušil autorská práva třetích osob.

V Praze dne 14. 4. 2016

Poděkování

Rád bych touto cestou poděkoval vedoucímu mé práce Ing. Pavlovi Horkému, Ph.D. za ochotu, vstřícnost, cenné rady a hlavně za ohromnou trpělivost při kontrole práce.

Rybí přechody a jejich význam v péči o krajinu a ekosystémy

Souhrn

Rybí přechody jsou zařízení, které slouží k obnově migrace ryb přes příčné překážky ve fragmentovaných tocích. Základní typy rybích přechodů lze rozdělit na technické a přírodě blízké. Technické jsou například komůrkové nebo šterbinové mezi přírodě blízké lze zařadit například obtoková koryta nebo balvanité rampy. Přírodě blízké rybí přechody jsou vhodnější nejen pro migraci širšího druhového a velikostního spektra ryb, ale jsou vhodnější i jako krajinotvorné prvky v urbanizované krajině. Lze proto doporučit, aby byly přírodě blízké přechody při zprůchodňování fragmentovaných toků upřednostňovány, i když ne vždy je jejich využití například z důvodu prostorových omezení na konkrétní lokalitě možné.

Klíčová slova: Rybí přechod, migrace ryb, přírodě blízké rybí přechody, krajinotvorba

Fishpasses and their role in landscape and ecosystem management

Summary

Fishways are devices intended to restore fish migration through the transverse obstacles in fragmented flows. Basic types of fish passages can be divided into technical and close to nature. Technical as cellular or crevice between the close to nature can include, for example, a bypass channel or boulder ramps. Close to nature fishways are suitable not only for Migration wider range of species and the size of fish, but they are preferable as landscape elements in urban landscapes. Can be recommended to be close to nature when crossing streams fragmented preferred, although not necessarily their use, for example, due to space constraints at a particular location possible.

Keywords: Fish ladders, fish migration, nature-like fishways, landscaping

Obsah:

1 Úvod.....	8
2 Cíl práce.....	9
3 Přehled literatury.....	10
3.1 Fragmentace krajiny.....	10
3.1.1 Fragmentace říčního prostředí.....	10
3.1.2 Dopady fragmentace na vodní ekosystém.....	12
3.2 Migrace ryb.....	13
3.2.1 Definice migrace.....	13
3.3 Druhy migrace.....	13
3.3.1 Rozdělení podle prostředí.....	13
3.3.2 Rozdělení podle způsobu migrace.....	14
3.3.3 Rozdělení podle biologického účelu.....	16
4 Rybí přechody.....	17
4.1 Definice rybího přechodu.....	17
4.1.1 Rozdělení rybích přechodů.....	17
4.2 Technické RP.....	17
4.2.1 Komůrkový rybích přechodů.....	17
4.2.2 Štěrbinový RP.....	19
4.2.2.1 Štěrbinový přechod s jednou štěrbinou.....	19

4.2.3 Kartáčový rybí přechod.....	22
4.2.4 Denilův rybí přechod.....	23
4.2.5 Žlab (rampa) pro úhoře.....	24
5 Přírodě blízké přechody.....	25
5.1 Základní parametry.....	25
5.2 Přírodě blízké RP.....	25
5.3 Rozdělení přírodě blízkých RP.....	25
5.3.1 Bazénové rybí přechody.....	25
5.3.2 Obtokový RP (Bypass).....	27
5.3.2.1 Riziko funkčnosti bypassu.....	28
5.3.3 Dnová peřej.....	29
5.4 Kontrola a účinnost průchodnosti RP.....	29
6 Právní rámec a krajinotvorná funkce RP.....	31
6.1 Právní rámec.....	31
6.2 Krajinotvorná funkce rybích přechodů.....	32
7 Závěr.....	34
8 Seznam použité literatury.....	35

1 Úvod

Fragmentace ekosystémů je celosvětový problém, který ovlivňuje terestrické i vodní prostředí. Existuje celá řada nápravných opatření, které mají dopady fragmentace snižovat. U vodních toků se kromě odstranění překážky používají rybí přechody, které zprůchodní příčnou překážku a obnoví přirozenou migraci ryb a dalších vodních organismů. Rybích přechodů bylo vyvinuto několik různých typů. Některé jsou v obecné míře méně účinné, vhodné jen specifických podmínek a pro určité druhy ryb. Jako obecně nejúčinnější se prokázaly být přírodě blízké přechody, které se snaží o napodobení přirozených podmínek v toku řek a v poslední době získávají na oblibě. Jejich účinnost je ovšem stejně jako u ostatních rybích přechodů závislá na dodržení všech podmínek a specifikací daného místa pro výstavbu. Přírodě blízké rybí přechody jsou většinou náročnější na prostor, ale tento nedostatek vyvažují svou účinností a rovněž estetickou hodnotou a související krajinnou funkcí.

2 Cíl práce

Fragmentace krajiny je jednou ze závažných hrozeb pro biodiverzitu a dobrý stav ekosystémů. V říčním prostředí nejčastěji dochází ke fragmentaci v důsledku výstavby příčných překážek, jako jsou jezy nebo přehrad. Vhodným způsobem jak zmírnit negativní dopady fragmentace je výstavba rybích přechodů, jejichž primárním účelem je zajistit migrační propojení oddělených úseků toku pro vodní organismy. Cílem této práce je charakterizovat možnosti různých typů rybích přechodů z hlediska jejich významu pro péči o krajinu a ekosystémy.

3 Přehled literatury

3.1 Fragmentace krajiny

Původ slova fragmentace, lze nalézt z latinského slova *fragmentum*, které znamená úlomek, zlomek, kousek. Fragmentace je tedy proces, při kterém se určitá plocha dělí na dílčí části, zlomky (Petr Anděl a kol. 2005). Fragmentace z pohledu této bakalářské práce znamená rozdělení původně celistvých krajinných prvků do dílčích vzájemně izolovaných celků v důsledku antropogenní činnosti. Ve volné krajině je problematika zejména tzv. liniová fragmentace, při níž dochází k rozdělení krajiny dopravní infrastrukturou, zejména dálnicemi a železnicí (Righetti et al., 2003). Fragmentace je dlouhodobý dynamický proces, který kromě dopravy souvisí i s rozvojem zemědělství a urbanizace krajiny. Nikdy v minulosti však nepředstavovala pro přirozený rozvoj populací volně žijících druhů natolik závažný problém (Trocme, 2003). Rozdělení souvislých krajinných prvků na malé oddělené části mimo jiné způsobuje omezení migrace jedinců. Důsledky jsou závažné nejen pro jedince, kteří se v takto fragmentovaných celcích nacházejí, ale v důsledku izolace populací i pro celé druhy. Obecně se uvádí pět hlavních efektů fragmentace krajiny: bariérový efekt, ztráta lokalit a jejich propojení, střet zvířat s vozidly, biokoridory a lokality kolem komunikací, znečištění a rušení. Negativní vliv fragmentované krajiny je prokázán na celou řadu organismů, od rostlin po ptáky nebo savce (Raijnen et al., 1996, Forman a Deblinger, 2000). Omezení vlivu fragmentace krajiny již existujícími dopravními stavbami na populace volně žijících druhů lze řešit stavbou dodatečných zařízení, tzv. ekoduktů, jejichž účelem je umožnit přechod zvířat přes prvky dopravní infrastruktury (Nieuwenhuizen et al., 1995).

3.1.1 Fragmentace říčního prostředí

Obdobná situace jako u volné krajiny je v současnosti i u vodních toků. Celosvětově bylo postaveno více než 45,000 přehrad vyšších než 15 m, schopných zadržet přes 65,000 km³ vody, nebo okolo 15% celkového ročního odtoku. Přes 3000 přehrad je definováno jako obří přehrady, které splňují jedno ze tří kritérií (minimální výška 150 m, retenční kapacita 15 milionů m³, akumulace 25 km³ Christer Nilsson et al., 2005). V Evropě je fragmentováno více než 74% říční sítě (Nilsson et al., 2005). Rovněž velká část toků v České republice byla v důsledku nešetrných zásahů člověka fragmentována příčnými stavbami, jako jsou různé jezy a přehrady (Petr Birklen a kol., 5/2009). Celkem bylo v říční síti ČR identifikováno více než

šest tisíc příčných překážek s výškou větší než 1 m. Údaje k nižším překážkám neexistují, ale dá se předpokládat, že jejich počet bude přinejmenším stejný (Petr Birklen, 1/2015). Výstavba přehrad může například vést, nebo přispět k vymizení druhu nebo k jeho zadržení dál po proudu (John Valbo Jørgensen at al., 2008). Dalším významným problémem mohou být také mostní pilíře narušující plynulost vodního toku, a to zejména při nízkém stavu vody (v letních měsících) či při třecích migracích (Marc Pépino et al., 2012). Moderní obnova řek uznává důležitost obnovení přírodních procesů, protože dopad uměle vytvořených bariér je víc než jen fyzická překážka, kterou lze vyřešit za pomoci rybího přechodu. Ztráta habitatu, změna habitatu, změny protiproudového a po proudového kanálu a geomorfologické změny, dynamika toku a tak dále, znamená to že řešení stavbou rybího přechodu vždy bude pouze zmírnění než samotné vyřešení problému (Peter Gough at al., 2012). Říční překážky a přehrady zejména, jsou uznávány jako vážné ekologické výzvy. Narušují ekologickou konektivitu a funkčnost průchodu látek, energie a organismů, a tím pozměňují strukturu a funkčnost ekosystému, čímž se mění efekt všech částí říčního ekosystému (Jiří Musil at al., 2012). Přerušování konektivity mezi stanovišti vybudováním přehrady nebo jezu může být obzvlášť ničující. Nejen, že přehrady a jezy působí jako fyzické překážky pro protiproudovou migraci ryb, ale také poškozují po proudovou migraci, včetně larev a juvenilů, v turbínách, v korytu stavidel nebo výpustních žlabech. Zahrnuje také změny prostředí z říčního (volně tekoucího) na stojatou vodu, často doprovázena chemickými změnami (John Valbo Jørgensen at al., 2008) V minulých dvou stoletích se fragmentace říčního prostředí téměř neřešila, pokud priority v oblastech byly jiné než z vodních zdrojů, tak byl jakýkoliv zásah do vodního systému považován za ztrátu času. Toto vedlo k vysoce modifikovanému a znečištěnému stavu mnoha řek v němž se ocitají dnes (Ian G. Cowx and Robin L. Welcomme, 1998). S přílivem rybí ekologie, mnoho studií bylo vedeno podle vztahu výskytu rybího složení k jejich prostředí. Složení rybího výskytu bylo často zkoumáno buď v rozsahu jednoho toku a jeho přítoku nebo v měřítku několika velkých hydrografických jednotek (L. Buisson at al., 2007). Odstranění překážky může také zlepšit kvalitu stanoviště a estetičnost řeky při nastolení přirozenější morfologie a hydrologie řeky, což by rovněž přispělo ke splnění povinností vyplývajících z rámcové směrnice o vodě a dalších povinnostech (Ian Dickie at al., 2014)

3.1.2 Dopady fragmentace na vodní ekosystém

Fragmentace, je jedním z nejvýznamnějších vlivů, který představuje negativní dopad na vodní ekosystém související se zbudováním přehrady (Fahring, 2003, Nilsson et.al., 2005). Nedá se opomenout ani změna průtoku a změna dostupných habitatů, kvality vody v důsledku eutrofizace nebo změna teplotního režimu. Tyto změny ovlivňují další úseky toku, změny se odehrávají i v nádrži. Původní druhy, které byly zvyklé na proudné prostředí, jsou nahrazovány generalisty bez vyhraněných ekologických nároků. K předpovědi vlivu vodní překážky na přirozené společenstva ryb a živočichů lze použít řada příkladů ze zahraničí i ČR. V závěrečné zprávě projektu Labe IV Slavík a kol. (2006) uvádějí markantní snížení přirozené reprodukce ve středním Labi z důvodu segmentace kanalizace toku. V tomto úseku Labe mimo kvantitativních změn dochází i k celkové změně druhů ryb, jenž se zde reprodukuje. Dochází zde k snížení původních druhů vázaných na proudnou vodu. Naopak je zde zaznamenáno zvýšení početnosti druhů méně specializovaných, které ke tření nepotřebují substrát. Tyto změny se odrazily i na složení dospělých ryb v postižených úsecích (Slavík a kol., 2006). Podobné změny byly zaznamenány i na dalších řekách jako např. na řece Jihlavě, zde po úpravách toku došlo k výraznému snížení populace parmy (Peňáz & Šťouracová, 1991). Změny v druhovém složení byly pozorovány i u společenstev ryb v zahraničí (Stanford & Hauer, 1992, Warren et al., 2000). Martínéz et al.(1994) popisuje v návaznosti na zbudování příčné překážky nárůst nepůvodních druhů. V důsledku změny vlastností toku jsou ovlivněny různé aspekty rybích společenstev např. věkového a druhového složení (Miranda et al., 2005). Typickým rizikem výstavby nádrží je zvyšující popularita dravých ryb (okoun, bolen apod.), které se v takových místech přirozeně nevyskytují, nebo alespoň ne v tak početném stavu. Již tak skomírající původní populace ryb nad nádrží jsou tak vystaveny silné predaci těchto dravých druhů a lovem snižují již tak omezené juvenilní jedince druhů původních. Další běžné druhy v nádržích jako je např. plotice posléze potravně konkurují původním druhům. Pro snížení těchto dopadů je zapotřebí zabránit volnému pohybu oběma směry, aby se ryby z nádrže nemohly dostat do neovlivněných úseků. Jako omezení migrace ryb z nádrže se používá bariéra ve formě jezu na začátku vzduť. Snížení poproudové migrace z nepostihnutého úseku se zabezpečuje kombinací dvou opatření. Prvním je umístění nátoky obtokového koryta, aby se do něj ryby navedly co možná nejpřirozeněji. Druhým opatřením jsou migrační zábrany, které odradí ryby vstupovat do vzduť nádrže. Před samotnou konstrukcí je zapotřebí vyhodnotit situaci podle místních podmínek a případných testů, aby se

zaručila nejlepší účinnost. Z nádrží také driftují juvenilní stádia ryb, která nejsou přizpůsobeny na změny prostředí a mnohdy jsou poškozena změnou tlaku a teploty pod nádrží nebo vlivem turbín. Úmrtnost vlivem turbín může být až 15% u úhoř dokonce až 50%. Analýza reprodukční úspěšnosti v ČR z let 2007-2010 prokázala, že s zvýšeným počtem překážek klesá kvalita rybích společenstev (biologická složka ryby), také početnost druhů, které potřebují k životu rychlejší proud a štěrkový substrát k rozmnožování (Ondřej Slavík a kol., 2012)

3.2 Migrace ryb

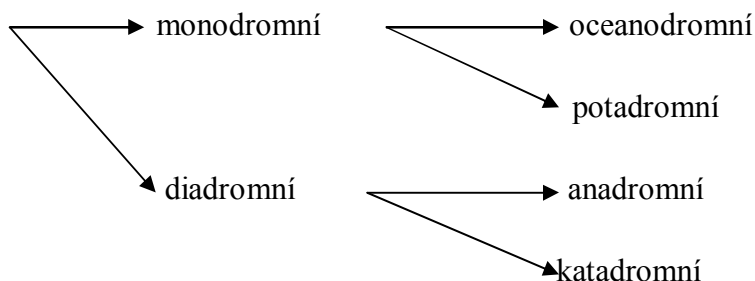
3.2.1 Definice migrace

Nortcote (1984) uvádí migraci ryb jako opakující se pohyb většiny populace mezi dvěma i více prostředími. Legget (1985) migraci ryb popisuje jako snahu o snížení variability životního prostředí. Smith (1985) migraci ryb považuje za předvídatelnou v rámci pohybu na dlouhou vzdálenost, v závislosti na životní cyklus druhu. Lucas a Baras (2001) uvažovali o migraci ryb jako o přizpůsobení se měnícím se podmínkám prostředí. Dá se tedy shrnout, že toto chování je obvykle předvídatelné a v čase sjednocený pohyb pro část nebo celou populaci mezi různými místy charakterizovanými velkým množstvím biotických a abiotických faktorů. Jedinci jež se chovají rozdílně jsou považováni za nezbytnou součást populace.

3.3 Druhy migrace

3.3.1 Rozdělení podle prostředí

Migrace podle prostředí rozčlenil Tortonese (1949) na:



Monodromní migrace

Monodromní migrace jsou migrace probíhající v rámci jednoho typu prostředí. Dále se ještě dělí na oceanodromní a potadromní.

Oceanodromní migrace

Oceanodromní migrace se dějí v mořských ekosystémech. Například tuňák obecný, *Thunnus thynnus* (L. 1758) přes léto migruje z tropických moří do studenějších severoatlantických vod (Block et al., 1998).

Potadromní migrace

Potadromní migrace probíhají ve sladkovodních ekosystémech. Migrace se skládá ze všech běžných druhů ryb, včetně kaprovitých. Například cejn velký, *Abramis brama* (L. 1758) migruje proti proudu řek v období reprodukční migrace (Whelen, 1983).

Diadromní migrace

Diadromní migrace probíhají mezi dvěma rozdílnými prostředími mořského a sladkovodního ekosystému. Diadromní migrace se rozděluje na anadromní, katadromní a amfidromní.

Anadromní migrace

Anadromní migrace probíhá u pohlavně dospělých jedinců z mořských ploch do sladkovodního ekosystému za účelem reprodukce. Z řek se nechávají unášet juvenilní stádia ryb zpět do moře, kde žijí do pohlavní dospělosti. Jedním z typických představitelů je losos obecný, *Salmo salar* (L. 1758).

Katadromní migrace

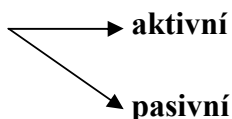
Katadromní migrace je naopak migrace pohlavně dospělých druhů ze sladkovodního do mořského ekosystému za účelem reprodukce. Mezi typického představitele patří úhoř říční, *Anguilla anguilla* (L. 1758), který se vytírá v Sargasovém moři. Juvenilní stádia se nechávají unášet s Golfským proudem do evropských řek, kde zůstává až do pohlavní dospělosti.

Amfidromní migrace

Amfidromní migrace jsou migrace mořského a sladkovodního ekosystému, jako u anadromní migrace, ale rozdíl je v tom, že nejsou vždy spojeny s třením. Zástupcem je např. *Liza ramada* (Risso, 1810) z čeledi cípalovití.

3.3.2 Rozdělení podle způsobu migrace

Migrace podle způsobu rozčlenil Neave (1955) na:



Aktivní migrace

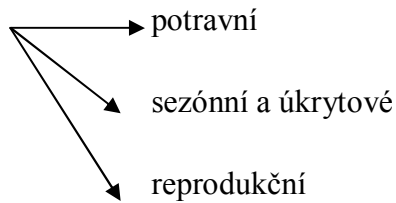
Aktivní migrace je tvořena cílenými pohyby na úkor energetických zásob těla. Směr migrační trasy se může aktivně měnit. Aktivní migrace nejčastěji probíhá během rozmnožovacích migrací například u kaprovitých druhů jako je plotice obecná, *Rutilus rutilus* (L. 1758) nebo cejn velký (Whelan, 1983, Lucas et al., 2000).

Pasivní migrace

Pasivní migrace, také označována jako drift, se uskutečňuje na rozdíl od aktivní bez energetických výdajů za využití vodních proudů. Driftovací fázi pohybu se využívá téměř u všech říčních, jezerních i mořských druhů. Dá se pozorovat během různých stádiích otogeneze. Podrobněji byla prostudována např. u juvenilních stádií oukleje obecné, *Alburnus alburnus* (L. 1758), plotice, hořavky duhové *Rhodeus sericeus* (Pallas 1776), nebo lososa (Solomon, 1992, Reichard et al., 2002 a). Reichard et al. (2002 b) uvádí, že drift u juvenilních stádií kaprovitých ryb není pasivním přemísťováním jedinců. Autor označuje drift jako záměrný způsob migrace, který se spouští s ubývajícím intenzitou světla.

3.3.3 Rozdělení podle biologického účelu

Migrace podle biologického účelu rozdělil Nikol'skij (1961) na:



Nicol'skij ještě uvádí, že se tyto tři migrační typy střídají v migračním cyklu. Migrační cyklus se nemusí u některých druhů úplně dokončit, nebo migrace bude mít více účelů. Význam tohoto cyklu je v tom, že pokud se jedinec pohybuje ve správný čas ve správném prostředí maximalizuje tak svoje fitness tedy reprodukční úspěšnost (Lucas et al., 1998).

Potravní migrace

Potravní migrace probíhají z důvodu snížení nebo nedostatku potravy ze zimovišť nebo reprodukčních stanovišť na plochy s dostatkem potravy. Tato migrace je většinou v rozsahu několika kilometrů. Kratší migrace v důsledku denních rytmů ryb se mezi potravní migrace dle Nikol'ského (1961) nezařazují. Např. cejn velký je typickým druhem, který provádí velké potravní migrace (Whelan, 1983).

Sezónní a úkrytová migrace

Sezónní migrace probíhají nejčastěji z reprodukčních stanovišť nebo z míst s dostatkem potravy na zimoviště, kde jsou ideálnější podmínky pro přežití nepříznivého ročního období. Úkrytové migrace jsou v zásadě podobné, ale slouží k překonání horších podmínek nepravidelného a hlavně kratšího charakteru. Sezónní migrace jsou nejčastěji pro kaprovité druhy, jako je parma obecná, *Barbus barbus* (L. 1758), ouklej, nebo plotice (Koad et al., 2000, Lucas, Batley, 1996, Lucas, Frear, 1997, Baade, Fredrich, 1998).

Reprodukční migrace

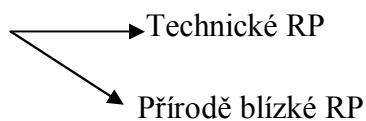
Reprodukční migrace jsou nejčastěji ze zimovišť, nebo míst s dostatkem potravy na třecí plochy tzv. trdliště. Reprodukční migrace podstupují pohlavně dospělí jedinci všech druhů ryb (Lucas et al., 1998, Lucas, Baras, 2001)

4 Rybí přechody

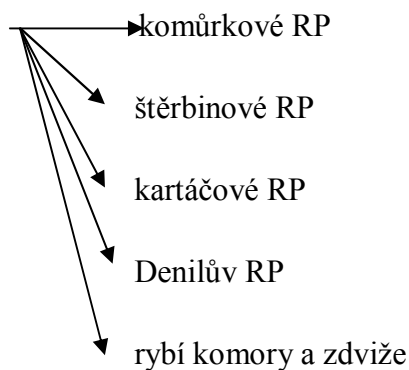
4.1 Definice rybího přechodu

Rybí přechod (RP) je jakákoli stavba nebo konstrukce, která umožňuje rybám volně a bezpečně překonat nebo obeplout jakoukoli přehradní nebo jinou překážku, ať už vytvořenou přírodně nebo člověkem a to v obou směrech (G.S.Armstrong et al.,2010).

4.1.1 Rozdělení rybích přechodů



4.2. Technické RP



4.2.1 Komůrkový rybí přechod

Komůrkový rybí přechod se skládá z řady za sebou stupňovitě upravených komůrek (tůní) oddělených od sebe příčkami, každá z částí má hladinu nepatrně vyšší než předchozí. Rozdíl hladin v jednotlivých komůrkách je doporučen 0,2 m pro dospělé sladkovodní ryby a 0,3 m pro lososa, obvyklý sklon je 10-15% (Katalog opatření, 2005). Komůrkové přechody a jejich modifikace mají různé kombinace otvorů u dna a hlubokých přelivů v příčné přepážce. Všechny variace vyžadují modelaci drsného dna z balvanů a kamenů. Obdobné konstrukce se mohou využít při rekonstrukcích stávajících komůrkových přechodů, ale je třeba zajistit, údržbu průřezu u dna z důvodu náchylnosti na ucpávání. (Ondřej Slavík a kol., 2012).

Tab. 4.2.1

Komůrkový přechod - nejmenší rozměry podle DWA-M509 (2010)

druh 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	9,0	4,5	1,02	1,08	1,02	1,08	1,02

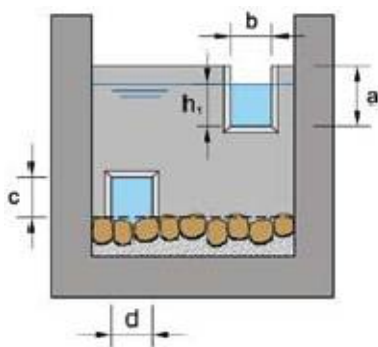
Legenda: ¹⁾ přepadová výška - h_1 platná pro hodnotu nejmenšího návrhového průtoku

(nezahrnuje převýšení konstrukce nad návrhové hladiny)

(Zdroj: Ondřej Slavík a kol., 2012)

Obr. č.1 Komůrkový rybí přechod - pohled na přepážku

(Zdroj: Ondřej Slavík a kol., 2012)



Příčná přepážka komůrkového přechodu

výřez - přeliv v příčné přepážce

a - hloubka výřezu b - světlá šířka přelivu

h_1 - přepadová výška

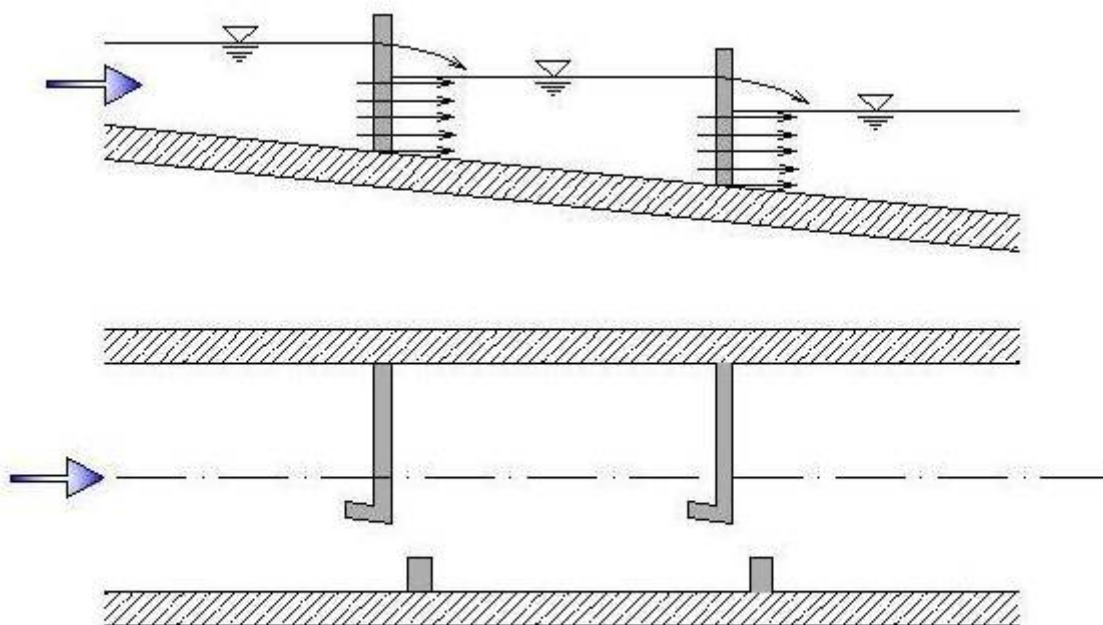
otvor u dna

c - světlá výška otvoru nad korunami balvanů

d - světlá šířka otvoru

4.2.2 Štěrbínový RP

Žlabový rybí přechod se svislými štěrbinami je tvořen nakloněným žlabem, opatřeným vestavěnými příčkami nebo výstupky různého tvaru. Podélný sklon obvykle 5%. Rozdíl hladin mezi jednotlivými bazénky se doporučuje do 0,2 m pro sladkovodní ryby a 0,3 m pro lososa. Ryba by se měla bez většího úsilí udržet mezi přepážkami, po určitých úsecích se budují odpočívací nádržky, Vhodné je zdrsnění dna kamenným substrátem. Hloubka v komorách by měla být min. 0,8 m, odpočívací nádržky min. po 4m délky, délka každé komory min. 3 m (Katalog opatření, 2005). Pokud nejsou v lokalitě překážky vhodné podmínky pro realizaci balvanitých úprav, je nutné se obrátit k dalším technickým konstrukcím jako jsou dvojitého nebo jednoduchého štěrbinového typu. Největší předností této konstrukce je poměrně snadná údržba (Ondřej Slavík a kol., 2012).



Obr. č. 2 Štěrbínový přechod (Zdroj: TNV 75 2321, 2011)

4.2.2.1 Štěrbínový přechod s jednou štěrbinou

U tohoto přechodu jsou otvory v přepážkách situovány při jedné straně žlabu (Jiří Vostradovský, 2006/4). V případech, kdy se nedá sestavit vhodná balvanitá linie, lze vytvořit kaskádu tůň pomocí „štěrbinových prahů“ ze svislých sloupků. Sloupky je možné použít

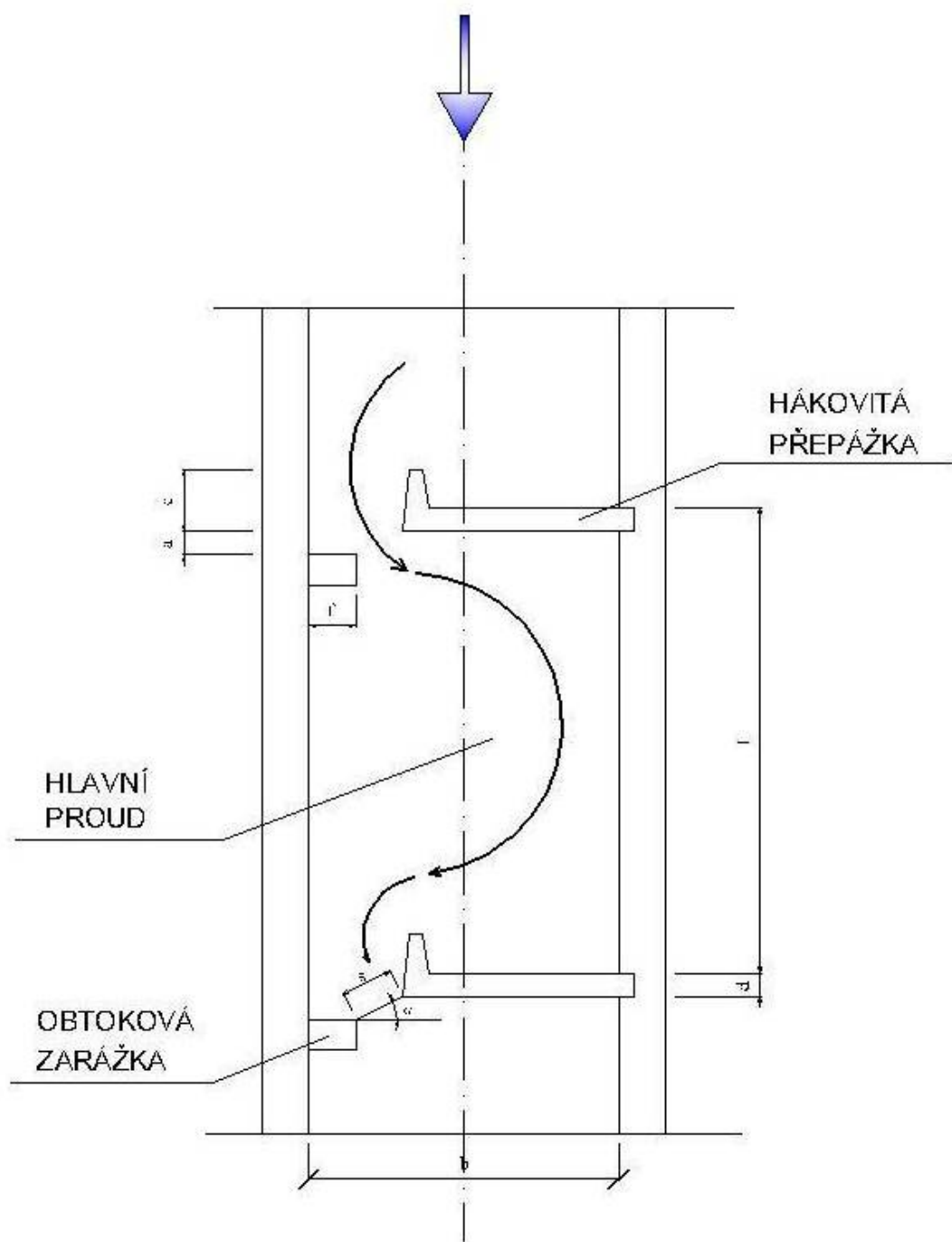
přírodní čedičové, dřevěné piloty nebo kruhové válce z betonu. Vhodné je uspořádání do V nebo U, shodně s balvanitými prahy (Ondřej Slavík a kol., 2012). Výhodou těchto štěrbinových RP (proti starším komůrkovým) je, že se tolik nezanášejí a jsou jednodušší na údržbu. Vždy zůstane určitá část průchozí a systém průtoku vytváří úseky, v nichž nedochází k turbulenci, což vede k jeho zklidnění (Jiří Vostradovský, 2006/4).

Tab. 4.3.2

Jednoduchý štěrbinový přechod - nejmenší rozměry podle DWA-M509 (2010)

druh ryb	bazén [m]		štěrbina [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	9,0	6,75	1,08	1,02

(Zdroj: Ondřej Slavík a kol., 2012)



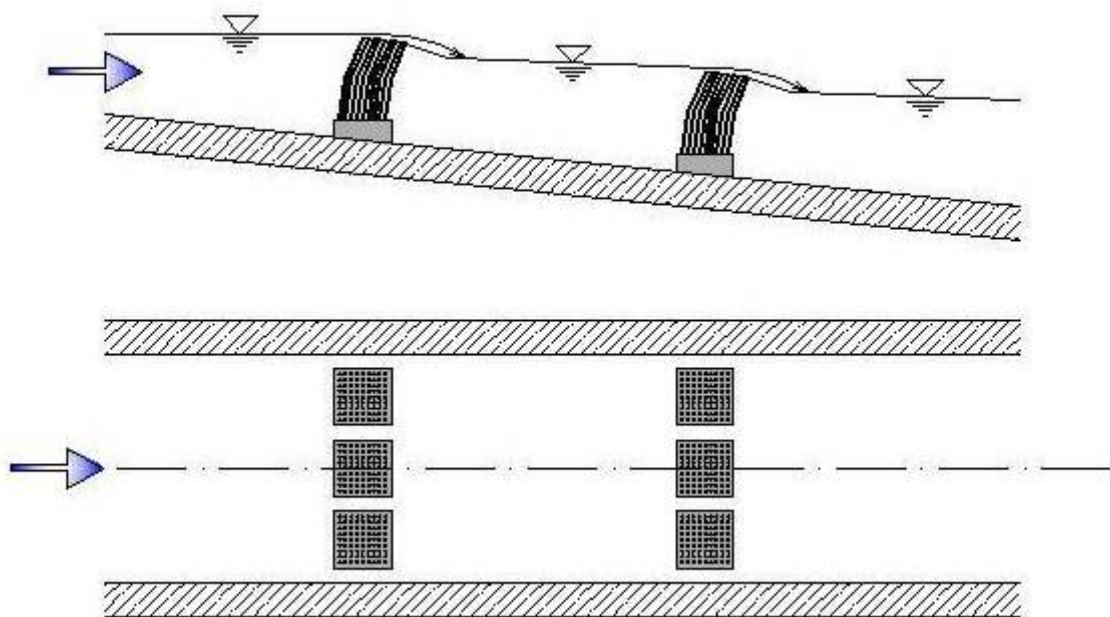
Obr. č 3 Schéma štěrbinového přechodu (Zdroj: TNV 75 2321, 2011)

4.2.3 Kartáčový rybí přechod

Jednou z posledních novinek jsou tzv. kartáčové rybí přechody, které byly vyvinuté v roce 2000 v Německu. V ČR se tuto technickou novinku jako první rozhodl testovat státní podnik Povodí Vltavy v souvislosti s aplikací kartáčů do štěrkových nebo sportovních propustí. Na základě prvních testů byla postavena soustava čtyř navazujících kartáčových rybích přechodů na řece Sázavě (Pyskočely, Černé Budy, Kavalier, Budín) (Pavel Horký a kol. 2011). Kartáčové rybí přechody se vyznačují poddajnou konstrukcí příčných přepážek. Zůstávají pro ně v platnosti základní rozměry komůrkového přechodu. Kartáče lze kombinovat i s jinými typy přechodů ať už ve stejné 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 nebo příčné prahy se štěrbinami tak, aby mezi nimi zůstala mezera nebo otvor adekvátní štěrbinovému nebo komůrkovému RP. (Ondřej Slavík a kol, 2012)



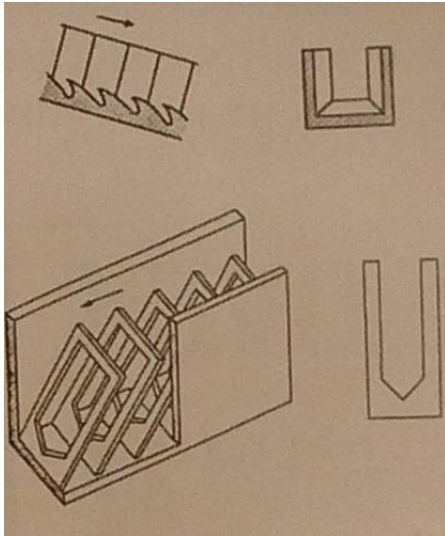
Obr. č. 4 Kartáčový přechod (Zdroj: Pavel Horký a kol., 2013)



Obr. č. 5 Schéma kartáčového přechodu (Zdroj: TNV 75 2321, 2011)

4.2.4 Denilův rybí přechod

Pod názvem „Denilův rybí přechod“ se skrývá několik různých provedení RP, využívají stejnou myšlenku: Do pevného žlabu se vloží příčky v podobném uspořádání (Jiří Vostradovský, 2006). Rybí přechod je tvořen pravoúhlým žlabem, ve kterém jsou za sebou umístěny příčky nebo lopatky svírající se dnem žlabu úhel 45° . Hodí se pro ryby s dobrými plovacími schopnostmi, menší ryby (0,25 – 0,3 m) ale i štika nebo candát mohou mít s překonáním problémy kvůli turbulentnímu proudění. (Katalog opatření, 2005). Většina Denilových rybích přechodů byly zbudovány v malých pobřežních řekách např. v Normandii a Bretani a byli navrženy tak, aby mořský pstruh a losos prošli při nízkých jezech. Několik dalších z nich bylo také instalováno na malých vodních elektrárnách v podhorských oblastech, aby se pstruh mohl dostat skrz (Michel Larinier, 2008).



Obr. č.6 Danilův rybí přechod (zdroj: Časopis Rybářství 2006/3)

4.2.5 Žlab (rampa) pro úhoře

Speciální přechody pro migrace úhoře mají na nízkých stupních obvykle podobu jako nakloněné žlaby (rampy) s umělým substrátem, ale používají se také uzavřená potrubí a lze využít i výtahy či komory s periodickým provozem. Na vysokých stupních, kde dochází k častějšímu kolísání hladiny, je výhodnější převýšit výstup přechodu nad nejvyšší provozní hladinu a usměrnit pohyb do zdrže nebo ryby odchytit do nádrže již nad patou překážky a dopravit je nad překážku (Ondřej Slavík a kol., 2012) Materiál organické povahy se musí častěji vyměňovat. Ve všech případech je potřeba žlabem zajistit takový průtok, aby mezi materiálem a po jeho povrchu protékala slabým proudem voda, jejíž průtok lze regulovat (posílit nebo zeslabit). Sklon podloží substrátu je cca 30-45°, aby byl průtok zajištěn i při změnách hladiny (Jiří Vostradovský, 2006/9). Migrace úhoře v sladkovodním prostředí je považována za nejkritičtější, kdy dochází k vysoké mortalitě mechanickým poraněním z důvodu snahy překonání turbín MVE a VE (Ondřej Slavík a kol., 2012).

5 Přírodě blízké přechody

5.1 Základní parametry

Přírodě blízké přechody by měly mít dno tvořeno hrubým substrátem, na něm dobře upevněné větší balvany, aby se dosáhlo různého proudění a vznik prohlubní. Hodnoty střední rychlosti proudění jsou doporučovány $0,5 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$, místa s nejmenší rychlostí s ideální rychlostí $0,2 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$. Sklon by měl být 1:20 a mírnější (1:15 a mírnější u pstruhové vody) (Katalog opatření, 2005)

5.2 Přírodě blízké RP

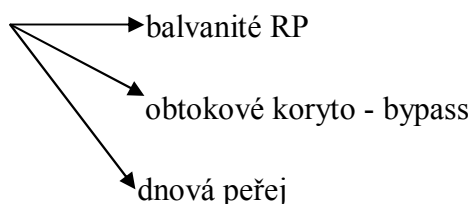
Tyto RP se snaží svou konstrukcí a vnitřním uspořádáním, strukturou a prouděním vody co nejvíce přiblížit poměrům v přirozených tocích. V tělese RP se střídají peřejnaté a proudivé části toku, rychlost proudu se mění, takže tyto RP jsou obousměrně prostupné pro všechny druhy ichtyofauny (TNV 75 2321, 2011).

Bazénové rybí přechody – Přírodní koryta s přepážkami, vytvářejícími systém tůní (bazénů).

Přírodní obtokové koryto (bypass) – má většinou lichoběžníkový profil s přírodním opevněním dna a břehů.

Dnové peřeje a rampy – jedná se o zpravidla trasou přímé objekty budované na příčné překážce nebo v její těsné blízkosti. (Petr Birklen a kol., 2014).

5.3 Rozdělení přírodě blízkých RP



5.3.1 Bazénové rybí přechody

Kaskády bazénů nebo skluzy se snaží o napodobení přírodního koryta bystřinám a horským nebo podhorským potokům (Ondřej Slavík a kol., 2012). Sklon se pohybuje mezi 1-15%, v závislosti na ploše dostupného prostoru, ale nejvýhodnější jsou stále přechody se sklonem méně než 5% (Martyn C. Lucas et al., 2001). Bazénový přechod je nejčastěji

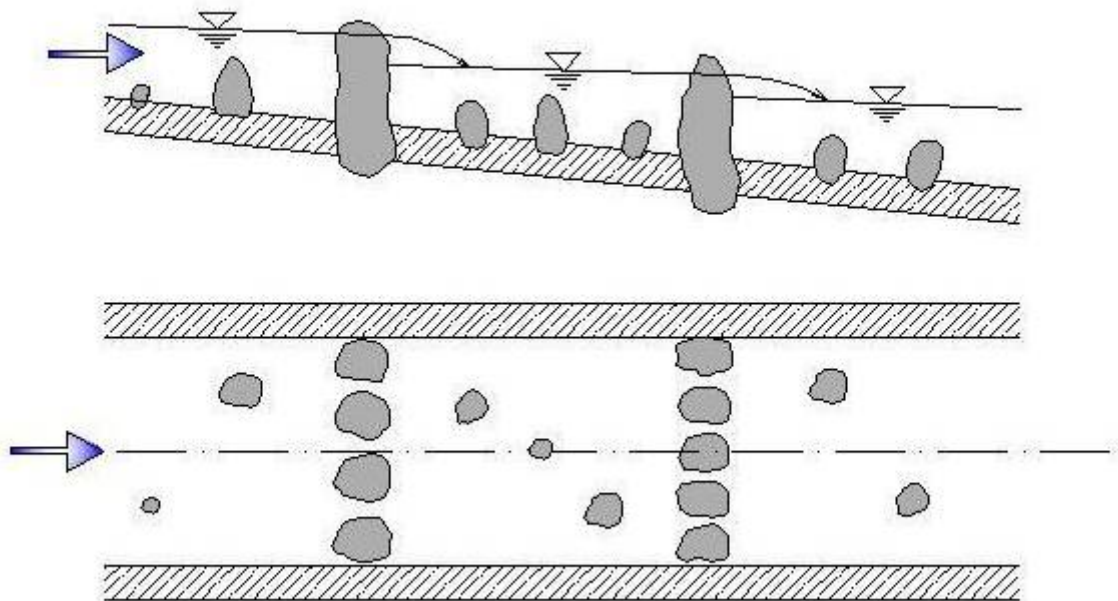
používaným RP u malých vodních elektráren (Michel Larinier, 2008). Dno bazénů je třeba vytvořit drsné z balvanů o velikosti středního zrna alespoň 0,25 m. Velikost se vypočítá podle způsobu jejich usazení nebo kotvení. V místech zúžení u dna lze také kombinovat úpravy pro malé úhoře nebo mihule s kartáčovým substrátem vyrobeným pro speciální přechody pro úhoře (Ondřej Slavík a kol., 2012). Balvanité patří k nejnákladnějším, jsou vhodné pro vyrovnání větších skoků na trase, pod balvanitý skluz je vhodné zařadit tůň (klidové místo pro ryby) i např. s rybím úkrytem, zpevnění tělesa skluzu se provádí stabilizačními prahy. Na malých vodních tocích o malém sklonu a krátkými úseky je používán skluz z kamenného pohozu (Katalog opatření, 2005). Kaskády bazénů jsou formovány balvanitými liniemi (prahy) nebo úzkými příčnými přepážkami s výřezy či otvory. Výčet bazénových přechodů zahrnuje jen některá řešení s dnovými otvory nebo štěrbinami umožňující plynulé navázání dna, které zajišťují s kamenitou úpravou dna migrační cestu při dně kde se rychlost mezi balvany snižuje, a tím nabízí vhodné prostředí a úkryt i pro malé ryby (Ondřej Slavík a kol., 2012).

Tab. 5.2.1

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

druh 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 výšky hodnoty (Zdroj: Ondřej Slavík a kol., 2012)

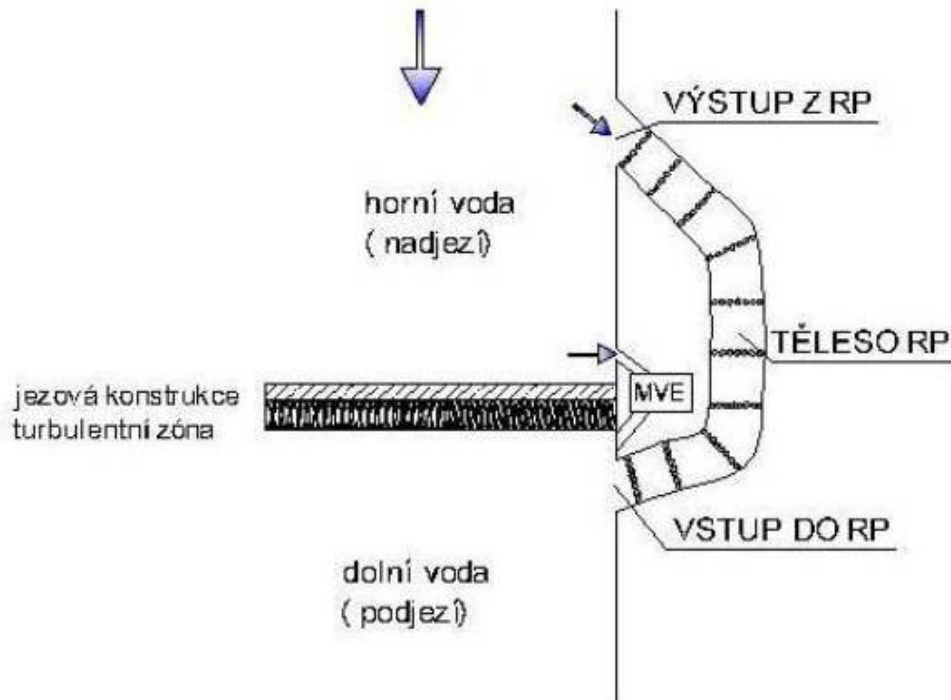


Obr. č.7 RP přepážky z balvanů (Zdroj: TNV 75 2321, 2011)

5.3.2 Obtokový RP (Bypass)

Alternativní obtokové kanály, které se podobají morfologií a hydraulikou nejvíce přírodním přítokům (Mathias Jungwirth, 1996). Jsou pro juvenilní stádia pstruha a jiné menší druhy nejsnazší na překonání překážky (Mathias Jungwirth, 1996). Zatím co obtokové koryto obchází migrační překážku až za břehovou linií koryta, ostatní RP modifikují říční koryto v celé šíři nebo v jeho části (Ondřej Slavík a kol., 2012). Bunt et al. (2011) porovnávali RP a z jejich studie vyšly jako nejúčinnější s nejvyšší efektivitou průchodu a největším počtem druhů. Přírodně blízký obtokový kanál nejvíce se přibližující přirozenému korytu s výskytem shodných druhů ryb, ale vyžaduje dostatečný prostor a má i vysoké nároky na lokalizaci i hydraulické podmínky na vstupu (Ondřej Slavík a kol., 2012). Tyto přechody mají několik výhod ve srovnání s tradičními vysoce vyspělými rybími přechody, v tom že jejich heterogenní struktura nabízí varianty rychlosti vody a hloubek pro proudový a protiproudový pohyb pro širokou škálu druhů ryb a jiné fauny, stejně jako tomu poskytuje řeka pro organismy (K. Aarestrup et al, 2003). Při výstavbě je třeba se řídit pravidly úpravy přirozených přírodních koryt malých vodních toků, Zvážit zda lze využít starých koryt toku apod. Vytvářet miskovitě zaoblené koryto kde se budou střídat krátké proudy s proudovými stíny, na určitých místech mohou být také kamenné prahy, kamenné kluzy. Upravení

maximální drsnosti dna i sousedních břehů a tím i rozličnosti proudění, vytvořit zrnitou, hrubou vrstvou substrátu o dostatečné velikosti (Katalog opatření, 2005).



Obr. č. 8 Obchvatové koryto (Bypass) (Zdroj: TNV 75 2321, 2011)

5.3.2.1 Riziko funkčnosti bypassu

Mnoho odborných studií potvrdilo účinnost bypassu pro mnoho druhů ryb, ale i pro juvenilní stádia, to ale neznamená, že se nadále nepotýkají s problémy jako u klasických přechodů. Největší kámen úrazu je nízká atraktivita a špatně zvolené místo pro vstup (Schmutz et al., 1998, Calles and Greenberg, 2005). Pro dosažení nejlepšího výsledku u přírodě blízkého přechodu je nezbytné ho pro každou lokalitu navrhnout na míru, tak aby vyhovoval všem specifickým podmínkám (Calles and Greenberg, 2007). Už při návrhu rybího přechodu se musí myslet na dva hlavní aspekty pro jeho účinnost. Prvním je schopnost ryb rychle a snadno najít vstup a druhá je schopnost snadného překonání (Lucas a Baras, 2001).

5.3.3 Dnová peřej

Jde o trasu přímé objekty budované na příčné překážce nebo v její těsné blízkosti. Dnové peřeje a rampy charakteristické větším sklonem a menší hloubkou vody (P. Birklen a kol., 2014). Tento typ RP se snaží docílit napodobení přirozených peřejnatých úseků, které

překonávají rozdíl dna toku nad a pod úsekem. RP je tvořen velkými kameny nebo balvany ukotvenými do přirozeného dna. Při větším spádu je možné výjimečně ukotvit kameny do betonu, ale poté by se RP považoval spíše za technický než přírodě blízký. Tento typ RP je využíván na menších tocích k překonání nízkých výškových rozdílů a proto zaujímá obvykle celou šířku vodního toku. Pro případ zvýšení průtoku vody v povodňovém období je nezbytné zajistit stabilitu konstrukce vhodným ukotvením dolní části RP. Zakřivením konstrukce ke středu nebo k jednomu břehu lze koncentrovat průtok pouze na část šířky konstrukce (TNV 75 2321, 2011).

5.4. Kontrola a účinnost průchodnosti RP

Faktem je že RP často nenaplní zamýšlené vlastnosti a proto je zapotřebí je monitorovat a posoudit účinnost po konstrukci, a upravit je podle potřeby (David W. Roscoe and Scott G. Hinch, 2010). Všeobecně se, jeden prostý model RP se nemůže přizpůsobit všem druhům ryb a je nezbytné určit cílový druh pro který je RP navržen (Eric Baran et al., 2011).

V posledních padesáti letech došlo k značnému pokroku na poli zprůchodnění příčných překážek díky spolupráci mezi hydrauliky a biologi (Odeh, 1999, Castri-Sabtis et al., 2009) Navzdory veškerému pokroku existuje stále spousta RP, které omezují nebo zdržují migraci ryb (Aarestrup et al., 2003, Caudill et al., 2007, Mallen-Cooper and Brand, 2007, Parsley et al., 2007) Z tohoto faktu je patrné, že problém zprůchodnění překážky není stále vyřešen. Každá řeka má svá specifika a ty je nutné monitorovat, a vyhodnotit a přechod díky získaným informacím upravit. Monitorování přechodu po výstavbě je nezbytné pro dosažení maximální účinnosti (Odeh, 1999). Počet publikací, které se zabývají účinností přechodů v poslední době vzrůstá, ale ve srovnání s tisíci přechody postavenými po celém světě jde o zanedbatelný počet. U těchto RP v důsledku toho nebylo opatření na zlepšení migrační průchodnosti nikdy sledováno. Například ve Spojených státech amerických je z 280 nevládních příčných staveb postavených za účelem výroby elektrické energie pouze 34 vybaveno zařízením na umožnění protiproudovou migraci a u více jak poloviny nebyla nikdy prozkoumána jejich účinnost (Cada, 1998).

Ve Spojených státech mají podmínku, že rybí přechod musí zajistit bezpečný a včasný pohyb přes příčné překážky, ale přesnost parametrů není stanovena (Odeh, 1999). Legislativa v Kanadě je v těchto parametrech nejdále, zde je za cíl tzv. No Net Loss (NNL). Tento koncept udává, že opatření musí vést k obnovení ekosystému (Quigley and Harper, 2006). V

případě průchodnosti rybího přechodu NNL požaduje, aby přechod zajišťoval průchod všem druhům i stádiím aniž by došlo ke snížení schopnosti reprodukce. V nedávné době přibyl princip tzv. transparentnosti pro pohyb původních druhů ryb v toku (Castro-Santos et al., 2009). Tento princip ukazatele kvality průchodnosti ještě více upřesnil. Transparentnost rybího přechodu znamená pro ryby, že mohou do rybího přechodu vstoupit bez zdržování se v něm a tím docílit snížení stresu, ztráty energie a dalších negativních vlivů na jedince (Castro-Santos et al., 2009).

V terénních podmínkách se transparentnost kontroluje obtížně při běžném monitoringu. Monitoring přechodů se často zaměřuje na jednodušší způsob zjištění jejich efektivity. Pro zjištění individuálního chování a reakcí na prostředí jsou nejvhodnější telemetrické metody, jedná se o pasivní integrátory (PIT), nebo radiotelemetrii pracující s aktivními vysílači. Kombinace telemetrických metod nám zodpoví otázky, zda je přechod účinný a nebo nás upozorní na špatnou funkčnost. Odeh (1999) určil tři složky pro účinnost přechodu. První je atraktivita přechodu pro ryby, druhá ochotu a schopnost pro ryby překonat překážku a třetí zlepšení přirozeného chování ryb po proplutí přechodem.

Dalším hlediskem z pohledu vlivu překážky na fitness ryb je stanovení energetického výdaje spojeného s překonáním překážky. V terénním prostředí se k tomuto zjištění používají vysílače s fyziologickými senzory. Nejpoužívanější je tzv. elektromyogramová (EMG) telemetrie, která dokáže určit spotřebovanou energii (Cook et al., 2004b). Podobné možnosti dokáže ukazovat další z telemetrických metod, která měří srdeční tep nebo pohyb ocasní ploutví (Lucas et al., 1993, Cooke et al., 2004). Nejlepších výsledků lze dosáhnout kombinací metod s behaviorálními, fyziologickými, genetickými a dalšími obory (Cooke et al., 2008)

6 Právní rámec a krajnotvorná funkce RP

6.1 Právní rámec

Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2000/60/ES ze dne 23. Října 2000, kterou se stanoví rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky (Rámcová směrnice o vodách, RSV) a její následné transpozice do zákona č. 254/2001 Sb., o vodách a o změně některých zákonů ve znění pozdějších předpisů (vodní zákon, VZ).

Další závazky pro ČR plynou z nařízení Rady ES č. 1100/2007, kterým se stanoví opatření pro obnovu populace úhoře říčního *Anguilla anguilla*. Koncepce zprůchodnění říční sítě ČR je v souladu s návrhy opatření uvedenými v plánech řízení stavu úhoře říčního pro mezinárodní povodí Labe a pro mezinárodní povodí Odry, které byly Ministerstvem zemědělství předloženy ke schválení Evropské Komisi.

Pro dosažení dobrého stavu vod je nezbytné zohlednit i závazky vyplývající ze Směrnice Rady č. 92/43/EHS ze dne 21. května 1992 o ochraně přírodních stanovišť, volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin, na jejímž základě se vyhláší evropsky významné lokality soustavy NATURA 2000 (Kateřina K. Hánová a kol., 2009).

Problematika zprůchodnění migračních překážek je řešena v rámci několika legislativních předpisů a koncepčních dokumentů. Požadavek na dodržení migrační prostupnosti vodních toků vyplývá z § 15 odst. 6 zákona č. 254/2011 Sb., o vodách, v platném znění který určuje, že při povolování vodních děl, jejich změn, změn jejich užívání a jejich odstranění musí být zohledněna ochrana vodních a na vodu vázaných ekosystémů; tato vodní díla nesmějí vytvářet bariéry pohybu ryb a vodních živočichů v obou směrech vodního toku.

Obnova plynulosti říční sítě odstraněním nefunkčních a nevyužívaných vodních staveb zprůchodněním funkčních a potřebných staveb pomocí rybích přechodů je také cílem Strategie ochrany biologické rozmanitosti České republiky schválené usnesením vlády č. 620/2005.

Podpora života ryb a jiných vodních živočichů zprůchodněním migračních bariér na vodních tocích a obnovou úkrytových a rozmnožovacích biotopů je dalším z rámcových cílů v ochraně vod Plánu hlavních povodí České republiky schváleného usnesením vlády č. 562/2007. Konkrétně k zajištění odpovídajících hydromorfologických podmínek vodních

útvary, umožňujících dosažení požadovaného ekologického stavu nebo dobrého ekologického potenciálu pro dosažení environmentálních cílů, definují programy opatření jednotlivých plánů povodí.

Navrhování opatření k zajištění protiproudové prostupnosti migračních bariér pro ryby v podélném profilu vodních toků pomocí rybích přechodů řeší revidovaná norma TNV 75 2321 - Zprůchodňování migračních bariér rybími přechody.

6.2 Krajinotvorná funkce rybích přechodů

Krajinotvorná funkce se vyznačuje v tom, že druhově pestrý a prostorově bohatě členěný vegetační doprovod spojuje vodní tok s okolní krajinou a spoluvytváří tak esteticky hodnotné scenerie. S tímto souvisí i funkce estetická a rekreační, neboť pozitivně ovlivňuje psychoemocionální projevy a blahodárně přispívá k regeneraci psychických i duševních sil člověka (Helena Podroužková a kol., 1993/3). Technické RP jsou v tomto ohledu nežádoucí, protože jsou zbudovány z betonu a jiných nepřirodních materiálů a proto na mnoha místech byly nahrazovány přírodě blízkými (Ondřej Slavík a kol., 2012). V současné době jsou v Evropě budovány stovky rybích přechodů v podobě obtokových koryt. Přírodě blízké rybí přechody jsou dle srovnávací studie od autorů Bunt et al. (2011), oproti jiným typům nejučinnější z hlediska průchodu více druhů ryb i jejich vizuální atraktivnosti. Trend výstavby přírodě blízkých rybích přechodů se postupně prosazuje i v České republice. Z hlediska propojení migrační a krajinotvorné funkce jsou nejvhodnější tzv. obtokové kanály neboli bypassy. Ty jsou při dodržování základních pravidel dostatečně účinné a zároveň tím, že vytvářejí v podstatě vodní tok v krajině, mají i krajinotvornou funkci. Například RP v Berouně, který v intravilánu města obtéká MVE navozuje dojem divoké říčky, která obtéká kolem elektrárny. Přechod byl zbudován v roce 2011 a získal Cenu státního fondu životního prostředí je dlouhý téměř 130 metrů a široký 3 metry, s průtokem 1 m³/s. Obyvatelé si jej s oblibou prohlížejí (Petr Kološ, 2011). Mezi další taková místa určitě patří zámecký park ve Vlašimi, kudy protéká řeka Blanice, kde bylo v minulých letech zbudováno hned několik rybích přechodů, které napomáhají v migraci a zároveň jsou atraktivní pro návštěvníky parku. Prvním z nich je obtokové koryto u Znosimské brány na 20. říčním kilometru, další je o něco dál po proudu opět obtokové koryto u jezu nad kamenným mostem. Obě stavby byly vybudovány v roce 2011 (Královcová Petra a kol., 2011).



Obr. č.9 Rybí přechod v Berouně

(zdroj:http://www.rozhlas.cz/strednicechy/aktualne/_galerie/898687?type=image&pozice=1)



Obr. č10 Rybí přechod na řece Blanici

(zdroj:http://strednicechy.ochranaprirody.cz/res/archive/181/023384_05_121036.jpg?seek=1405324417)

7 Závěr

Závěrem lze konstatovat, že existuje velké množství druhů rybích přechodů, které musí splňovat řadu parametrů, aby plnily svou funkci na překonání příčné překážky a klidnou migraci ryb a ostatních vodních organismů a tím napomohli k snižování dopadů fragmentace, která nastala v minulosti při stavbách přehrad a dalších bariér. V poslední době jsou za nejúčinnější považovány přírodě blízké přechody. Tyto přechody jsou konstruovány z přírodních materiálů a snaží se co nejvíce napodobit přírodní podmínky v toku. Jsou sice nákladnější a vyžadují mnohdy více prostoru oproti technickým, ale nenarušují krajinný ráz. Přírodě blízké přechody jsou esteticky zvláště výhodné v parcích a ve městech, díky svému vzhledu lépe zapadají do říčního toku.

8 Seznam použité literatury

- Aarestrup K., Lucas M.C., 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* 2003: 12: 160-168, Blackwell Munksgaard
- Anděl P., Gorčicová I., Hlaváč V., Miko L. Andělová H.**, 2005, Hodnocení fragmentace krajiny dopravou Metodická příručka, Evrenia Praha 2005, 67 s.
- Armstrong G.S., Aprahamian W.M., Fewings G.A., Gough P.J., Reader N.A., Varallo P.V.**, 2010: Environment Agency Fish Pass Manual: Guidance Notes On The Legislation, Selection and Approval Of Fish Passes In England And Wales, Rio House, 14 s.
- Baran E., Larinier M., Ziv G., Marmulla G.**, 2011: Review of the fish and fisheries aspects in the feasibility study and the environmental impact assessment of the proposed xayaburi dam on the Mekong mainstream, Report prepared for the WWF Greater Mekong, 48 s.
- Birklen P., Dobrovský P., Slavíková A., Horecký J., Musil J., Marek P.**, Řešení migrační dostupnosti říční sítě v ČR, *Ochrana přírody*, 2009/5, 10-12 s.
- Birklen P., Vrána K., Berandovský P., Farský K., Harvich P. Lusk S. Nowak P.**, 2014: Standardy péče o přírodu a krajinu, Rybí přechody, Agentura ochrany přírody a krajiny České Republiky, 34 s.
- Birklen P.** Kudy vede cesta? Zamyšlení nad fragmentací našich řek, *Fórum ochrany přírody*, 2015/1, 24-27 s.
- Buisson L., Blanc L., Grenouillet G.**, Modelling stream fish species distribution in a river network: the relative effects of temperature versus physical factors, *Ecology of Freshwater Fish*, 2007, The Authors Journal compilation 2007 Blackwell Munksgaard, 14 s.
- Bunt C. M., Castro-Santos T. and Haro A.**, 2011: Performance of fish passage structures at upstream barriers to migration, *River Research and Application*, 22 s.
- Cada, G.F.** (1998) Fish passage mitigation at hydroelectric power projects in the United States. In: *Fish Migration and Fish Bypasses* (eds M. Jungwirth, S. Schmutz and S. Weiss). Fishing News Books, Oxford, pp. 208–219.
- Calles, E.O. and Greenberg, L.A.** (2005) Evaluation of nature-like fishways for re-establishing connectivity in fragmented salmonid populations in the River Eman. *River Research and Applications* 21, 951–960.
- Calles, E.O. and Greenberg, L.A.** (2007) The use of two nature-like fishways by some fish species in the Swedish River Eman. *Ecology of Freshwater Fish* 16, 183–190.
- Castro-Santos, T., Cotel, A. and Webb, P.W.** (2009) Fishway evaluations for better bioengineering: an integrative approach. In: *Challenges for Diadromous Fishes in a Dynamic Global Environment* (eds 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). American Fisheries Society Symposium, Bethesda, MD (in press).

Caudill, C.C., Daigle, W.R., Keefer, M.L. et al. (2007) Slow dam passage in adult Columbia River salmonids associated with unsuccessful migration: delayed negative effects of passage obstacles or condition-dependent mortality? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 64, 979–995.

Cooke, S.J., Thorstad, E.B. and Hinch, S.G. (2004) Activity and energetics of free-swimming fish: insights from electromyogram telemetry. *Fish and Fisheries* 5, 21–52.

Cooke, S.J., Hinch, S.G., Farrell, A.P. et al. (2008) Developing a mechanistic understanding of fish migrations by linking telemetry with physiology, behavior, genomics and experimental biology: an interdisciplinary case study on adult Fraser River sockeye salmon. *Fisheries* 33, 321–338.

Cowx I. G. and Welcomme R. L., 1998: Rehabilitation of rivers for fish, Published by arrangement with Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) by Fishing News Books, ISBN 0-85238-247-2 (Fishing News Books), ISBN 92-5-104018-4 (FAO), 260 s

Dickie I., Doku A., Guiu R. Wade T., Ramsden L., Hall T., Hill M. and Butterworth A., 2014: An estimation of the benefits of enhanced regulations for fish barrier management - Final Report, 58 s.

Fahrig, L. (2003) Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics* 34, 487–515.

Forman, R. T. T., Deblinger, R. D., 2000: The ecological road-effect zone of a Massachusetts (U.S.A.) suburban highway. *Conservation Biology*, 14(1), 36-46.

Gough P., Philipsen P., Schollemma P.P. and Wannigen H., 2012: From sea to source, International guidance for the restoration of fish migration highways, 300 s.

Heimig P. D., 2012: Ecology of the beaver, dostupné na www.ecology.info/beaver-ecology.htm

Hánová K. K., Hladík M. Hála R., Tomek M., Halamková K., 2009: Studie proveditelnosti zprůchodnění migračních překážek na vodních tocích v povodí Vltavy, 61 s.

Horký P. a kol., 2011: Studie migrace ryb přes kartáčové rybí přechody na řece Sázavě, VÚV TGM, 31 s.

Horký P., Slavík O., Vančura Z., Bůžek D., 2013: Metodika využití kartáčové technologie pro zajištění a zlepšení migrační prostupnosti vodních toků, Ministerstvo životního prostředí, Praha, 22 s., ISBN: 978-80-7212-590-6

Jørgensen J. V., Marmulla G., Welcomme R., 2008: Migratory fish stocks in transboundary basins - implications for governance, management and research, 61-86 s.

Jungwirth M., 1996: Bypass channels at weirs as appropriate aids for fish migration in rhithral rivers, 483-492 s.

Katalog opatření, ID 22, 2005: Rybí přechod na příčné překážce

Katalog opatření, ID 23, 2005: Rybí přechod mimo příčnou překážku

Kološ Petr, V Berouně otevřeli nový rybí přechod, elektrárnu a jez, [online], rozhlas.cz, 26. května 2011, [cit. 2016-4-1], dostupné z <http://www.rozhlas.cz/strednicechy/aktualne/_zprava/v-beroune-otevrel-novy-rybi-prechod-elektrarnu-a-jez--898687>

Královcová Petra a kol., Rybí přechody u jezů na Blanici U Znosimské brány a U kamenného mostu v zámeckém parku ve Vlašimi, [online], strednicechy.ochranaprirody.cz, [cit. 2016-4-2], dostupné z <<http://strednicechy.ochranaprirody.cz/dotacni-programy/dotacni-programy-resortu-zp/opzp-operacni-program-zivotni-prostredi/nektere-realizovane-akce/rybi-prechody/>>

Larinier M., 2008: Fish passage experience at small-scale hydro-electric power plants in France, *Hydrobiologia*, 97-108 s.

Lucas, M. C., Baras, E., Thom, T. J., Duncan, A., Slavík, O., 2001: Migration of Freshwater Fishes, Blackwell Science Ltd

Lucas, M.C., Johnstone, A.D.F. and Priede, I.G. (1993) Use of physiological telemetry as a method of estimating metabolism of fish in the natural-environment. *Transactions of the American Fisheries Society* 122, 822–833.

Mallen-Cooper, M. and Brand, D.A. (2007) Non-salmonids in a salmonid fishway: what do 50 years of data tell us about past and future fish passage? *Fisheries Management and Ecology* 14, 319–332.

Martinez P.J., Chart T.E., Trammell, M.A., Wullschleger J.G., Bergersen, E.P. 1994. Fish species composition before and after construction of a main stem reservoir on the white river, Colorado. *Environmental Biology of Fishes* 40 (3), str. 227 – 239

Miranda R., Oscoz J., Leunda PM, Garcia-Fresca C & Escala M. C. 2005. Effects of weir construction on fish population structure in the River Erro (North of Spain). *International Journal of Limnology* 41 (1), 7-13.

Musil J., Horký P., Slavík O., Zbořil A., Horká P., 2012: Ecological indicators Integrating monitoring, assessment and management, 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, 634-640 s.

- Nieuwenhuizen, W., Apeldoorn, R. C.**, 1995: Mammal use of fauna passages on national road A1 at Oldenzaal. Ministry of Transport, Public Works and Water Management, Delft, 47 s.
- Nilsson Ch., Reidy C. A., Dynesius M., Revenga C.**, 2005 Fragmentation and Flow Regulation of the World's Large River Systems, *Science*, 405-408 s.
- Nikolskij G.V.**, 1961: Ekologija ryb [Fish ecology], Vysšaja škola, Moskva, 376 s.
- Odeh, M. (ed.)** (1999) Innovations in Fish Passage Technology. American Fisheries Society, Bethesda, MA.
- Parsley, M.J., Wright, C.D., van der Leeuw, B.K., Kofoot, E.E., Peery, C.A. and Moser, M.L.** (2007) White sturgeon (*Acipenser transmontanus*) passage at the Dalles dam, Columbia River, USA. *Journal of Applied Ichthyology* 23, 627–635.
- Peňáz & Št'ouracová**, 1991. Effect of hydroelectric development on population dynamics of *Barbus barbus* in the River Jihlava. *Folia Zoologica* 40, 75-84.
- Pépin M., Rodríguez M. A., Magnan P.**, 2012: Impacts of highway crossings on density of brook charr in streams, *Journal of Applied Ecology*, 395-403 s.
- Podroužková H., Matlová H., Kunderata M., Machů R., Škollová M., Skácelová O.**, Voda a krajina, Veronica, časopis ochránců přírody, 7. ročník, 1993, 3. zvláštní vydání, 50 s.
- 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.
- Reijnen, R., Foppen, R., Meeuwsen, H.**, 1996: The effects of traffic on the density of breeding birds in Dutch agricultural grasslands. *Biological Conservation*, 75(3), 255 - 260.
- Righetti, A., Malli, H., Berthoult, G., Georgii, B., Leuzinger, E., Schlup, B.**, 2003: Effects of unfenced (high-speed)-railway lines on wildlife. IENE Conference 2003, Brussels.
- Roscoe D. W., Hinch S. G.**, Effectiveness monitoring of fish passage facilities: historical trends, geographic patterns and future directions, 2010, *Fish and Fisheries*, 11-33 s.
- Schmutz, S., Giefing, C. and Wiesner, C.** (1998) The efficiency of a nature-like bypass channel for pike-perch (*Stizostedion lucioperca*) in the Marchfeldkanalsystem. *Hydrobiologia* 371-372, 355–360.
- Slavík O., Z. Vančura, J. Musil, P. Horký, M. Lauerman, D. Bůžek, M. Bůžek**, 2012. Migrace ryb, rybí přechody a způsob jejich testování, Metodický postup pro návrh, realizaci a možnosti testování funkce rybích přechodů pro žadatele OPŽP, 139 s. ISBN: 978-80-7212-580-7
- Stanford J. A. & Hauer, F. R.** 1992. Mitigating the impacts of stream and lake regulation in the Flathead River catchment, Montana, USA: an ecosystem perspective. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 2: 35-63.

TNV 75 2321, Zprůchodňování migračních bariér rybími přechody, Hydroprojekt a.s., 2011

Trocme, M. /ed./, 2003: Habitat fragmentation due to transportation infrastructure, The European review. European Commission. Brussel, 251 s.

Vostradovský J. Rybí přechody 16, Technické typy rybích přechodů, časopis Rybářství, 2006/4, 54-55 s.

Vostradovský J. Rybí přechody 21, Úhoři a rybí přechody, časopis Rybářství, 2006/9, 44-45s.

Warren, M. L. Jr., Burr B. M., Walsh S. J. 2000. Diversity, distribution and conservation status of the native freshwater fishes of the southern United States. Fisheries 25 (10), 7-31.

Whelan, K.F.: Migratory patterns of bream (*Abramis brama* L.) shoals in the River Shuck System, Irish Fisheries Investigations, Series A 23, 1983, str. 11-15