



---

Ministerstvo životního prostředí

## **Metodika na ochranu krajiny před fragmentací z hlediska semiakvatických druhů živočichů**

RNDr. Vlastimil Kostkan, Ph.D., Mgr. Jana Laciná, Mgr. Jitka Větrovcová



## **OBSAH:**

I. Základní charakteristika/popis dané skupiny – str. 3

II. Bobr evropský (*Castor fiber*) – str. 4-36

III. Vydra říční (*Lutra lutra*) – str. 37-59

IV. Závěr – str. 59

## I. Základní charakteristika/popis dané skupiny

Semiakvatický (z angl. semiaquatic) znamená polovodní. Semiakvatické druhy živočichů jsou tedy ty, které žijí jak ve vodě, tak na souši, bývají dobře adaptovaní k pohybu ve vodě, ale nejsou to živočichové kompletně vodní. Většinou se rozmnožují na souši a potravu hledají ve vodním prostředí nebo v jeho bezprostředním okolí, kde si také budují úkryty a odpočinková místa. V našich podmínkách takoví živočichové obývají např. potoky, řeky, jezera, rybníky, vodní nádrže, mokřady, apod., dle konkrétních nároků jednotlivých druhů.

Druhy vyskytující se v naší přírodě, které lze zařadit do této skupiny jsou:

Z hlodavců: bobr evropský (*Castor fiber*), nutrie říční (*Myocastor coypus*), ondatra pižmová (*Ondatra zibethica*), menší druhy – např. hryzec vodní (*Arvicola terrestris*), potkan (*Rattus norvegicus*)

Z hmyzožravců: rejsec vodní (*Neomys fodiens*)

Z šelem: vydra říční (*Lutra lutra*), norek americký (*Mustela vison*), mýval severní (*Procyon lotor*)

Silně vázaní na vodní prostředí jsou samozřejmě i obojživelníci, kteří jsou však specifictí tím, že k vodě je váže především rozmnožování a také svou studenokrevností. Tvoří tedy poměrně svébytnou skupinu, jejíž vztahy k fragmentaci krajiny a s ní související vlivy jsou řešeny v samostatné metodice.

Velká část výše uvedených živočichů patří k nepůvodním druhům naší fauny (nutrie říční, ondatra pižmová, norek americký, mýval severní) a některé z nich jsou dokonce považovány za druhy invazní, tzn. ochrana těchto druhů včetně ochrany před vlivy fragmentace krajiny vlastně nejsou žádoucí. Menší druhy hlodavců nemají příliš vysoké prostorové nároky a nejsou tedy fragmentací krajiny tolik negativně ovlivněny, navíc budou pravděpodobně těžit z případných opatření realizovaných v tomto ohledu pro větší druhy semiakvatických savců. Z těchto důvodů je metodika zaměřena především na dva zástupce této skupiny druhů, a sice bobra evropského a vydra říční. To jsou původní druhy naší fauny, které nejvíce trpí negativními vlivy spojenými s fragmentací krajiny a které zároveň patří k ohroženým druhům a jsou chráněny jak naší, tak evropskou legislativou. Přestože bobr a vydra sdílejí některé společné znaky (vazba na vodní prostředí a s tím související pohyb podél těchto typů biotopů, převážně noční/soumračná aktivita, teritorialita), mají i mnoho poměrně zásadních rozdílů. K těm patří hlavně potrava (bobr je býložravec, vydra predátor) a způsob života (bobr je monogamní, žije v rodinách s pevnou hierarchií, mláďata se rodí plně vyvinutá – prekociální; vydra je polygamní, soliterní, mláďata se rodí slepá a plně závislá na matce – altriciální). Z těchto důvodů jsme tento materiál rozdělili do dvou částí věnovaných samostatně každému druhu, aby problematika v jednotlivých kapitolách lépe logicky navazovala a nebyla neustále přerušována „skoky“ od jednoho druhu k druhému. Obě části jsou sepsané dle shodné základní osnovy, někde byly pouze dle potřeby doplněny pro přehlednost další potřebné podkapitoly.

## II. BOBR EVROPSKÝ (*Castor fiber*)

RNDr. Vlastimil Kostkan, Ph.D.

Mgr. Jana Laciná





## OBSAH

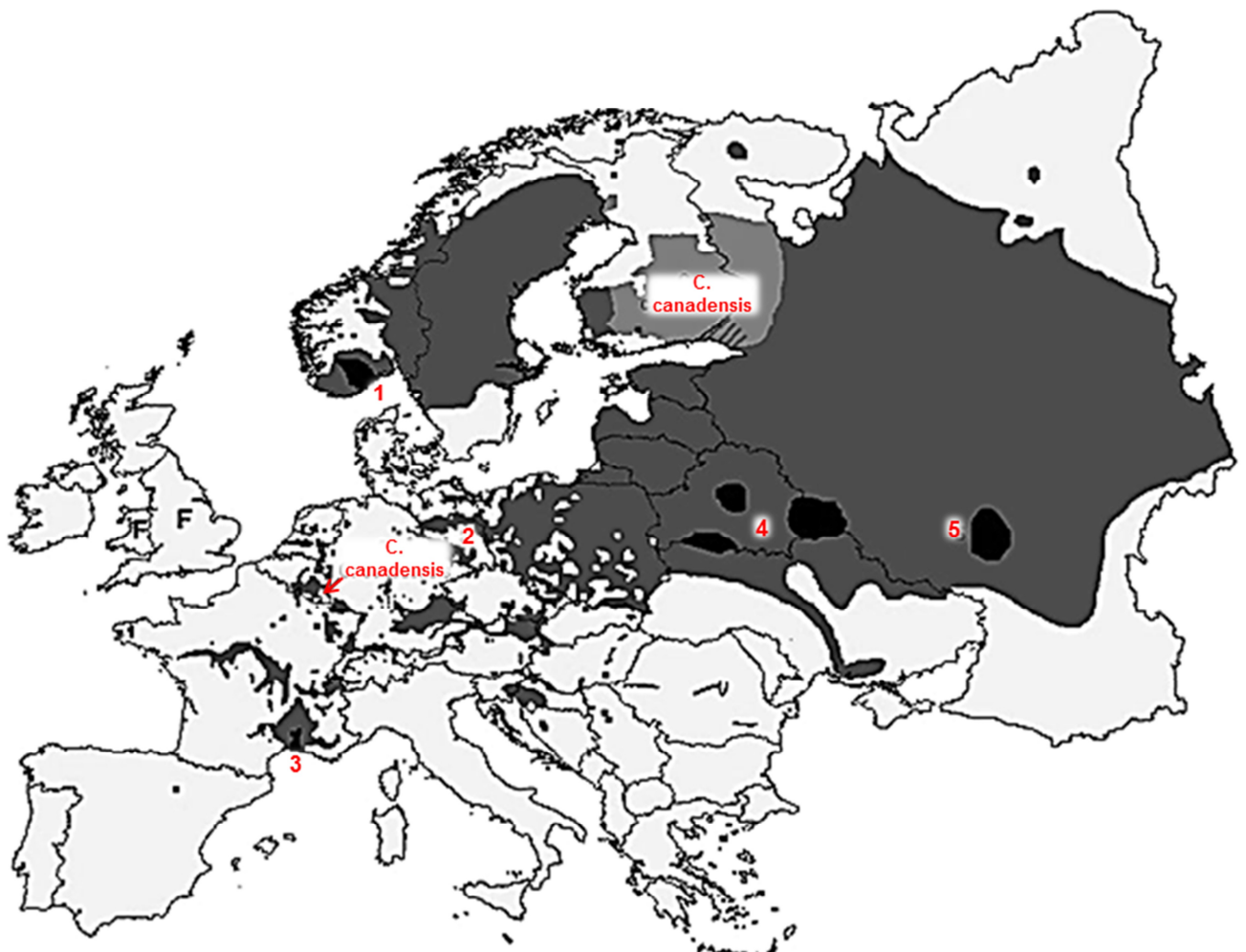
<b>1. Základní popis druhu</b> .....	6
1.1. Etologie .....	7
1.2. Vnitrodruhové vlivy na migraci .....	7
1.3. Mezidruhové biotické vlivy na migraci.....	8
1.4. Abiotické vlivy na migraci.....	8
1.5. Antropogenní vlivy na migraci.....	9
<b>2. Bariéry v krajině pro bobra evropského a jejich vlivy</b> .....	13
2.1 Schopnosti bobrů překonávat překážky .....	15
2.2 Další faktory ovlivňující migrace bobrů .....	19
2.3 Typy migračních bariér pro bobry .....	20
2.3.1 Bariéry nepřekonatelné nebo alespoň dosud nepřekonané .....	20
2.3.2 Bariéry obtížně překonatelné, které bobři překonávají náhodně a někdy i po delším časovém odstupu .....	22
2.3.3 Rozvodí .....	27
2.3.4 Bariéry relativně snadno překonatelné, ale pro migrující zvířata představující vysoké riziko úhynu .....	27
2.3.5 Riziková místa (bodová), která mohou být pro bobry nebezpečnou pastí .....	27
2.3.6 Území nevhodná pro osídlení a proto neosídlená, ale bez problémů pro bobry prostupná .....	29
<b>3. Hodnocení vlivu fragmentace krajiny pro bobra evropského</b> .....	30
<b>4. Možnosti predikce budoucích vlivů na bobra evropského</b> .....	31
<b>5. Procesy plánování a legislativní aspekty</b> .....	32
<b>6. Hlavní typy opatření pro bobra evropského</b> .....	33
<b>7. Nejvhodnější metody hodnocení účinnosti realizovaných opatření pro bobra evropského</b> .....	34
<b>8. Přehled použitých zdrojů</b> .....	35

## 1. ZÁKLADNÍ POPIS DRUHU

Bobr evropský (*Castor fiber*) spolu s jeho severoamerickým vikariantem bobrem kanadským (*Castor canadensis*) představují dva geneticky, morfologicky a především etologicky téměř identické druhy. První druh, bobr evropský (*Castor fiber*), osídluje Evropu a severní Asii (Paleotropis, Eurasie), zatímco bobr kanadský (*Castor canadensis*) osídluje severní Ameriku (Neotropis). Oba druhy byly v průběhu posledních dvou století vysazovány i do odlišných biogeografických oblastí. Mezi nejzávažnější transfery mimo původní geografický areál patří především vysazení bobrů kanadských (*Castor canadensis*) do Finska v roce 1937 (Parker et al, 2012), Tato populace se postupně rozrostla až do dnešní početnosti kolem 2.500 jedinců (Hailley et al 2012). Tato populace se šíří východním směrem do Karelie. Další výskyt bobra kanadského byl zaznamenán v Lucembursku, kam pronikla zvířata uniklá z nedalekého chovu v Německu (Hailley et al 2012).

Populace evropského bobra byla na začátku 20. století zdecimována na přibližně 1200 jedinců, ale do roku 2010 se rozrostla na počet mírně převyšující jeden milion jedinců (Hailley et al 2012). Na Obr. 1: je znázorněno území, do kterého se bobři dokázali v rámci Evropy rozšířit pomocí výsadek a díky dalšímu přirozenému šíření.

**Obr. 1:** Mapa aktuálního výskytu bobra evropského i kanadského v Evropě s vyznačením refugií, odkud se za 100 šířil v rámci původního areálu (podle Hailley et al 2012)



Vysvětlivky: Tmavé oblasti 1 – 5 zobrazují místa refugií, ve kterých bobři přežili začátkem 20. století. Dále jsou označeny oblasti, do kterých byl introdukován bobr kanadský.

Kanadský bobr (*Castor canadensis*) byl v roce 1946 rovněž vysazen do jihoamerické (Neotropis) oblasti, konkrétně do Chile v oblasti Ohňové země. V této oblasti se v průběhu koevoluce dřeviny nesetkaly s herbivorem využívajícím kůru, lýko a dřevní hmotu a dřeviny zde nemají schopnost se bránit okusům (chemická ochrana, zmlazení z kořenů, kořenových náběhů a pařezů) a bobři zde představují významný negativní faktor likvidace listnatých porostů podél vodních toků. V roce 2008 byl počet bobrů v Chile i Argentině odhadován na 100 000 jedinců a oba státy přistoupili k realizaci plánu úplné eliminace bobrů z celého regionu. (Choi 2008).

Velmi rychlá disperze bobrů z většiny lokalit, kde byla zajištěna jejich ochrana, nebo kam byli vysazeni, byla na mnoha místech popisována a kvantifikována. Všechny výsledky ukazují, že bobr má velice silnou přirozenou schopnost šířit se z většiny míst, kam byl vysazen, do širokého okolí. V současné době se proto pozornost upírá především na možnost modelování dalšího šíření bobra. Dobře fungující modely šíření do dosud neobsazených území by byly mimořádně cenným nástrojem pro management populací. Jeden z posledních příspěvků k této problematice je publikován právě z území ČR (Barták et al 2013). Nedostatek informací o tom, co je pro bobry skutečnou migrační bariérou a jak mohou snadno či hůře prostupná místa disperzi zpomalovat ovšem neumožnil autorům se tomuto faktoru ve své práci věnovat a v článku pouze konstatují, že takové překážky skutečně existují a zmiňují u nás velmi známý jez na Labi v Ústí nad Labem - Střekově.

## 1.1. Etologie

Určité prvky etologie bobra evropského mají určující vliv na jeho migrační potenciál. Je to zejména jeho životní cyklus. Bobr se větší část života chová jako teritoriální živočich, který většinu života neopouští home range své rodiny a nemigruje.

Jsou to nejdříve první dva až tři roky života, které bobři tráví v domovském okrsku své rodiny. Opuštění teritoria v tomto raném věku je pro mláďata téměř stoprocentně fatální. Teprve na konci dospívání mladí bobři opouští domovskou rodinu a hledají partnera a prostor pro vytvoření vlastního teritoria. Symbolické grafické znázornění prvních tří let životního cyklu bobra (za předpokladu, že opouští rodinu ve třetím roce života) je na Obr. 2:

Přesný věk, ve kterém bobři dospívají a opouští rodinu, není zcela jednoznačně znám, ale z některých výzkumů (Müller-Schwarze 2011) vyplývá, že to může ovlivnit i hustota populace. V území, které je bobry hustě osídleno (většinou je lze charakterizovat tím, že hranice jednotlivých teritorií na sebe těsně navazují), bobři dospívají později nebo alespoň později rodinu opouští. Může to být jeden z mechanismů, který po nasycení prostředí brzdí další populační růst, který je popsán z řady území po jejich rekolonizaci bobry (přirozeným šířením i vysazováním).

Jakmile mladí bobři opustí svoji rodinu a její teritorium, prochází územím, které neznají. Při tom jsou vystaveni několika vlivům, které zásadně ovlivňují úspěšnost migrace i rizika s migrací spojená.

## 1.2. Vnitrodruhové vlivy na migraci

Mladí migrující bobři jsou již pohlavně aktivní, a proto představují nežádoucí konkurenci pro dospělé bobry v již obsazených teritoriích. Proto je pro mladé bobry průchod obsazenými teritorii obtížný a představuje riziko napadení „domácími“ bobry. Je známo, že střety bobrů při obraně teritorií jsou velmi agresivní a mohou skončit zraněním nebo i zabitím

jednoho ze soků. Zajímavé zjištění udává Heidecke et al (2003), který analyzoval možné příčiny úhynů 585 bobrů v povodí Labe od roku 1955 do roku 1996. V tomto vzorku byla zranění, vzniklá pokousáním, příčinou 7,1 % úhynů. Při tom ale není příliš informací o tom, jestli bobři chránící již obsazená teritoria reagují na migrující mladé samce a samice odlišně. Genetické analýzy rovněž prokazují, že ne všechna mláďata samic ve stabilních teritoriích jsou potomky dospělého samce, žijícího se samicí v tomto teritoriu. Chybí ovšem informace o tom, zda je „otcem“ těchto mláďat dospělý samec z některého ze sousedních teritorií nebo mladý samec, náhodně migrující teritoriem.

Většina savců dokáže rozpoznat své sourozence a příbuzné na základě specifických pachových stop (feromonů) a preferuje vytváření reprodukčních párů s pokud možno nepříbuznými partnery. Pokud by bobři Pokud by byla disperze bobrů vedena především tímto mechanismem, snažili by se bobři migrovat co nejdále a hledat si jako partnera jedince geneticky pokud možno co nejodlišnějšího. Jak ale prokázaly některé studie (Steyaert et al 2015), bobři často preferují při obsazování nových teritorií především kvalitu biotopu (potravní nabídku) a pokud takové biotopy jsou k dispozici poblíž teritoria, kde se zvíře narodilo, dospívající bobři je obsazují přednostně. Pokud takové biotopy k dispozici nejsou, dochází k dlouhým migracím, které jsou samozřejmě rizikové, protože se při nich projeví další, biotické i abiotické faktory zvyšující mortalitu.

### **1.3. Mezidruhové biotické vlivy na migraci**

Migrující bobři rychle mění místa svého pobytu a nemají čas při tom tvořit dostatečně bezpečné úkryty, jaké známe ze stálých teritorií. Migrující bobři se přes den ukrývají v mělkých norách, pod převislými břehy nebo jen v úkrytech z vegetace (zálehy). Tyto nedostatečné úkryty, v přirozených podmínkách, pravděpodobně vyvolávají vyšší predaci ze strany známých predátorů (vlk, medvěd, rys). V našich podmínkách je tato predace zatím neznámá a vzhledem k malému množství přirozených predátorů ji nemůžeme považovat za významnou.

### **1.4. Abiotické vlivy na migraci**

Jedním ze zásadních předpokládaných vlivů na šíření bobrů na řekách by mohl být směr proudu. Logicky by poproudová migrace šetřila zvířatům energii. Dosud provedené studie však ukazují, že odpověď na tuto otázku ale není zcela jednoznačná. Převažující poproudovou migraci předpokládají např. Rosell, Bergan & Parker (1998). Ovšem Sun et al. (2000) prokázal, že první směr šíření mladých bobrů po opuštění rodného teritoria je po proudu, ovšem po krátkém čase se část zvířat obrátí a další migrace již probíhá proti proudu. Tyto zatím nepříliš bohaté a nejednoznačné výsledky naznačují, že proud řeky není zásadním faktorem pro migraci a větší význam může mít kvalita okolních biotopů, které dospívající bobři po odchodu z domovského teritoria osídlují.

Bobr evropský je velmi dobře přizpůsoben řadě abiotických faktorů, často i velmi extrémních. Bobři ve svých teritoriích, na základě mnoha adaptací, dokáží odolávat extrémně nízkým teplotám, povodním, suchu, dočasnému nedostatku potravy, vnějšímu rušení atd. Většina těchto adaptací ovšem souvisí s kooperací jedinců v rámci trvalé rodiny. Při povodni si bobří rodina dokáže přestěhovat na dočasné stanoviště a vyhrabat si zde nory, při suchu si prohloubí vodní zdroj v okolí nory či hradu, najde si alternativní zdroj potravy atd.

První zkušenosti z lokality v Březolupech u Uherského Hradiště, kde byl v České republice umožněn odstřel, naznačují, že se bobři rychle učí reagovat na negativní vlivy. Po usmrcení prvních zvířat z rodiny se posunula aktivita zvířat do nočních hodin, kdy při

odstřel povolených způsobů lovu podle zákona č. 449/2001 Sb. (zákon o myslivosti) není odstřel možný. Přes několik trvajících snahu o odstřel a odchyt (od podzimu 2013 zatím do zimy 2017 byli dva bobři střeleni a 2 odchyceni) však tato rodina své teritorium neopustila. Zajímavým poznatkem je i to, že žádný z ulovených jedinců nebyl dospělý (z rodičovského páru).

Nálezy mladých, migrujících bobrů daleko od vodních toků a zvířat na neobvyklých místech (zahradky, pole, město) často souvisí se zvýšenými průtoky a povodněmi. Tento poznatek opět naznačuje, že bobři v trvalých teritoriích znají dobře okolí a na povodeň reagují přesunem na bezpečná místa, zatímco mladí migrující bobři se doslova „ztratí“ a dezorientovaná zvířata jsou pak nečekaně pozorována nebo dokonce odchyťována na zcela nečekaných místech. Při povodni na řece Moravě na přelomu března a dubna roku 2006 byl jeden bobr odchycen na parkovišti průmyslového komplexu v Olomouci – Hejčíně a druhý spadl do výkopu přímo v centru Olomouce. Obě zvířata byla veterinárně vyšetřena, očipována a vypuštěna na bezpečná místa v nivě Moravy. Jedno ze zvířat bylo po sedmi dnech odchyceno podruhé, ve vzdálenosti asi 10 km (vzdušnou čarou) od místa vypuštění. Tento bobr se pohyboval směrem proti proudu řeky, ale vzhledem k trvajícím vysokému průtoku je velmi nepravděpodobné, že by byl schopen obejít jez uprostřed města Olomouce. Pravděpodobně tedy město obešel zemědělskou krajinou severovýchodně od města. Tomu odpovídá i místo druhého odchytu, které bylo u silnice uprostřed polí, mimo jakoukoliv vodoteč. Zvíře bylo apatické, dehydratované a za týden ztratilo na váze tři kilogramy, ale rychle se zotavilo a mohlo být opět vypuštěno do přírody.

Dalším faktorem, který může vyvolat migraci po proudu řeky, je jarní ledochod. Během sčítání bobrů pro Krajský úřad Zlínského kraje v roce 2012 (Kostkan et al 2012) na tocích Olšava a Luhačovický potok začal na obou tocích ledochod. Ledové kry vytvářely přechodné bariéry, za kterými voda stoupala rychlostí až 1 m za minutu. Při tom bylo za dne pozorováno několik bobrů na břehu i mezi ledovými krami. Pravděpodobně je kolísající voda donutila opustit zaplavované nory. Ve stejném roce byli pracovníky podniku Povodí Moravy s. p., pozorováni při ledochodu na Bečvě u jezu v Hranicích na Moravě dva bobři (jeden dospělý a druhý výrazně menší). Obě zvířata připlula v proudu ledových ker na jedné kře a i s ní je proud stáhl do jezu. Obě zvířata po chvíli dokázala z vývařiště plného těžkých ker vyplavat, vyšplhala na jinou kru a v proudu pokrčovala směrem k Přerovu.

Několik studií se věnovalo vlivu znečištění prostředí na šíření bobrů. Takové výsledky publikovali např. Heidecke et al (2003), kteří tuto problematiku studovali na Labi a přítocích, tedy na jednom z nejznečištěnějších toků Evropy.

## 1.5. Antropogenní vlivy na migraci

Dosavadní výsledky z České republiky (Vorel [ed] 2013) ukazují, že nejvýznamnějším faktorem člověkem způsobené mortality bobrů je doprava (asi 35 % všech analyzovaných kadáverů) a pytláctví (asi 12 %). Podobné údaje udává Heidecke (2003) i z Německa. Analýza celkem 585 kadáverů z okolí Labe z let 1955 – 1996 dokládá, že cca 18 % úhynů způsobily dopravní prostředky a 12 % pytláctví.

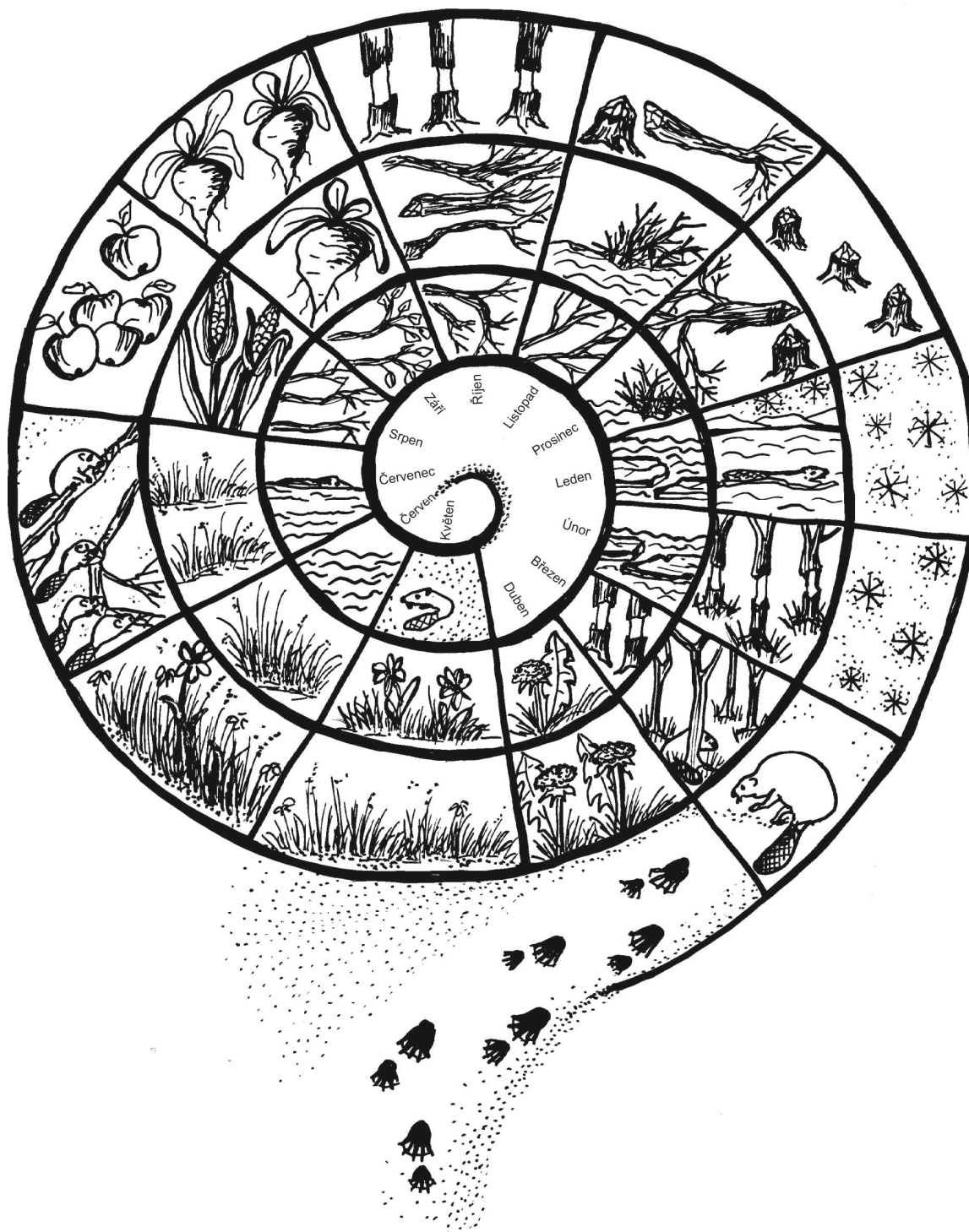
Někteří autoři se zabývali vlivem velkých vodních staveb na velikost populace bobra i na fitness jedinců v takto ovlivněných populacích. Brett et al (2001) zpracovali starší data o početnosti, hmotnosti a rozměrech bobrů kanadských před a po výstavbě velkých vodních děl v severozápadním Coloradu. Přestože očekávali negativní vliv, bobrů v regionu přibýlo a byli větší a měli větší hmotnost. Autoři to vysvětlují podstatně větší nabídkou dostupné potravy (vrb) podél stojatých vod přehrad, než jaká byla pro bobry dostupná podél rychle tekoucích řek ve skalnatých soutěskách. Bohužel ani tito autoři se nevěnovali otázce, zda sledovaná vodní díla přerušila komunikaci mezi dílčími populacemi pod- a nad- přehradami.



Jakmile dospívající bobr opustí teritorium své rodiny, začíná pravděpodobně jedno z nejcitlivějších období v celém životním cyklu. Bobr totiž prochází územím, které nezná a ve kterém nemá vytvořený systém úkrytových nor, tak jak je tomu v home range rodiny. Přesné údaje o mortalitě bobrů v jednotlivých fázích životního cyklu ale bohužel zatím prakticky neexistují. Na našem území pak věk bobra při migraci (2 – 3 roky) i hlavní období migrace (předjaří a jaro) jsou nejčastějším obdobím střetů bobrů s dopravou. Většina bobrů, jejichž zabití dopravními prostředky bylo v České republice dokumentováno, patřila právě do této věkové kategorie. Tento poznatek naznačuje, že bobři v trvalých teritoriích znají dobře okolí svého teritoria a vyhýbají se rizikům střetu s dopravními prostředky. Nejčastější nálezy bobrů, zabitých dopravními prostředky většinou připadají na křížení menších, dosud trvale neosídlených vodních toků a komunikací (nebo komunikací v blízkosti vodních nádrží).

Možnost vyrušení migrujících bobrů z improvizovaných úkrytů je vysoká díky velké aktivitě člověka na vodních tocích a podél nich. Takto ukryté bobry mohou přes den vyrušit náhodně procházející lidé (především se psy), rybáři, myslivci nebo i vodáci, případně lodní doprava na splavných tocích. Vyrušená zvířata je pak často možné pozorovat i během dne. Občasné denní pozorování bobrů, kdy se zvíře nesnaží ukrytí potopením a ukrytím v noře s ústím pod hladinou vody, může souviset právě s těmito migrujícími jedinci. To samozřejmě u zvířat vyvolává velké ztráty energie a stres a zvyšuje rizika jejich úhynu.

**Obr. 2:** Životní cyklus bobří rodiny s vyznačením období migrace dospívajících mláďat © Štefanidesová



V České republice je řada dlouhodobých bobřích home range, která jsou v těsné blízkosti frekventovaných komunikací a často dokonce u dálnic (D35 u Mladče, D1 u Hrabůvky, D1 u Měřína po trvalém osídlení lokality). Když pak bobři osídlí dlouhodobě vodní toky a nádrže u těchto komunikací, většinou již z nich nejsou známy případy střetu zvířat s dopravními prostředky. Významnou výjimkou je hlavní tah z Mikulova na Vídeň, hráz napříč Novomlýnskými nádržemi u Pasohlávek, kde k usmrcení bobrů dochází velmi často. Situace

u Pasohlávek se ale od výše citovaných silně odlišuje a bude dále rozebrán jako příklad významné migrační bariéry.

Naopak, velké množství nálezů bobrů, zabitých na silnicích a železnicích, je v místech, která bezprostředně s home range nesousedí a často byly v době nálezů kadaverů i poměrně vzdáleny od areálu rozšíření. Jsou to například nálezy bobrů sražených autem nebo vlakem. Mezi takové příklady patří nálezy kadaverů v roce 2004 v Ústí u Vsetína, v roce 2004 u Všerub, v roce 2006 u Těrlické přehrady, v roce 2007 v Újezdci u Osvětman, v roce 2008 u Žandova, v letech 2006 a 2008 na dálnici D1 u Měřina a ve dvou případech v roce 2015 u Rožnova pod Radhoštěm (Vorel et Šafář 2012, Kostkan in litt).

Migrace mladých bobrů na konci zimy a předjaří, často i poměrně daleko od aktuálního rozšíření, dokládá i pozorování (a následný odchyt) bobra v Tvrdkově u Rýmařova v březnu roku 1999. Toto zvíře se vzdálilo od Řeky Moravy, tehdy nejbližšího trvalého osídlení. Nejdříve migrovalo asi 40 km daleko proti proudu řeky Oskavy, na které se první hlášení bobřího osídlení objevují od roku 2005 (Vorel et Šafář 2012). Na posledním úseku cesty muselo překonat proti proudu Březového potoka, dlouhého asi 5 km, převýšení 300 m.

Výše uvedené migrace mladých jedinců, snažících se najít partnera a vytvořit rodinu v biotopu dosud neobsazeném konkurenčními rodinami zjevně silně podporují expanzi druhu do nových území a součástí těchto migrací může být i překonávání významných migračních bariér, včetně přecházení hranic mezi rozvodími.

## 2. BARIÉRY V KRAJINĚ PRO BOBRA EVROPSKÉHO A JEJICH VLIVY

Bobr evropský v Evropě v průběhu středověku a začátku novověku téměř vyhynul. Na začátku dvacátého století v Evropě přeživalo několik malých populací bobra evropského v odlehlých oblastech Běloruska a Ruska, Francie, Německa a Skandinávie. Tyto populace byly velmi malé, izolované často i po dobu několik století od ostatních populací a v řadě případů vznikly morfologicky odlišné skupiny, které vedly k taxonomickým definicím několika „poddruhů“, které bylo možno rozlišit na základě morfometrických znaků.

Teprve genetické analýzy potvrdily, že většina morfologických odchylek je dána zúžením genetické variability izolovaných skupin (tzv. bottleneck efekt). Tento jev byl způsoben intenzivním lovem po celý středověk a část novověku. (Durka et al., 2005, Selen et al. 2014). Odlišné morfologické projevy jsou tedy spíše důsledkem zúžené variability v jednotlivých skupinách, než projevem poddruhové odlišnosti, ale přesto byla prokázána významnější genetická odlišnost mezi bobry tzv. „západní“ skupiny (reliktní populace z Francie, Německa a Norska) a východní skupiny (všechny ostatní evropské populace a asijské populace).

Z hlediska podmínek pro úspěšné přežívání bobra evropského a možnost propojování se izolovaných přežívajících skupin v krajině pak můžeme definovat několik faktorů, které mohou populaci bobrů v jejich areálu omezit nebo zcela eliminovat:

- Lov bobrů v době, kdy neexistovala druhová ochrana, vytvořila z téměř souvislé populace v rámci eurasijského areálu několik izolovaných populací. Jejich izolace se postupně prohlubovala, až vzniklo pravděpodobně kolem pěti malých, dílčích a izolovaných populací bez vzájemné komunikace. Proto je nutné neustále mít na paměti, že špatně nastavené parametry lovu bobrů mohou tento druh kdykoliv opět silně ohrozit.
- na přelomu devatenáctého a dvacátého století a především ve 20. století se bobr evropský stal chráněným druhem prakticky v celé Evropě. Pro nás má význam disperze především z těchto zemí:
  - Mezi prvními zeměmi, které se o ochranu bobra začaly zajímat, bylo Německo v roce 1910 (Hailley et al. 2012). Ale ochrana podle některých autorů zde začala už dříve. Ochrana v Německu (na Labi) se snažila o vyloučení ohrožujících vlivů (lov, rušení, změny biotopů) a ještě v osmdesátých letech dvacátého století Heidecke (1989) publikoval článek, ve kterém se snažil vytvořit škálu biotopů pro bobra více či méně vhodných, kterou založil prakticky jen na zachovalosti (přírodnosti) biotopu a množství lidských vlivů.
  - Populace na Labi je, v porovnání s jinými populacemi, silně ovlivněna tzv. „bottleneck effectem“. Jde o erozi genů, ke které dochází po masivním snížení populace. Nová populace pak má omezenou genovou diverzitu, což může ohrozit její další růst. V takovém případě by ovšem taková populace pravděpodobně nezačala růst ani ve druhé polovině 20. Století, kdy se začaly šířit i jiné bobří populace.
  - V Bavorsku byli bobří vysazováni v letech 1966-1970 (Schwab 2001), kteří začátkem 90. let dvacátého století začali kolonizovat přítoky v povodí Dunaje v Českém lese (Vorel, Šafář et Šimůnková 2012) a následně překonali rozvodí mezi Dunajem a Labem a začali expandovat do povodí Berounky. Stálé osídlení na Radbuze a Úhlavě je známo již v roce 2000 (Vorel, Šafář et Šimůnková 2012). Od osídlení potoků v povodí Dunaje do přechodu rozvodí tak uplynulo pouze 10 let.
  - Na území dnešní České republiky se dostali první bobří už kolem roku 1977 (Vorel, Šafář et Šimůnková 2012) proti proudu Moravy z Rakouska, kam byli vysazeni v roce 1976 (Schwab 2001). Morava a přilehlé nivy na území Rakouska a Slovenska jsou pro bobra snadno průchodné a tak bobří poměrně

rychle osídlovali dolní Moravu a Dyji. Následně, v letech 1991, 92, a 96 bylo celkem 24 bobrů vysazeno na řece Moravě nad Olomoucí a čtyři na Odři ve Vojenském újezdu Libavá (Kostkan et Lehký 1997), kde rychle vytvořili prosperující a dále se šířící populaci.

Zajímavou studii, popisující znovuosídlení Loiry, provedli Fustec et al (2001). Zdokumentovali obsazení Loiry a přítoků bobry, od jejich vysazení v letech 1974 – 1976 do roku 1999. Za těchto 25 let bobři obsadili celkem 702 km toků (25% celého rozsahu povodí) a bobři vytvořili celkem 82 teritorií. Podle všech dat byl růst této dílčí populace velice plynulý a autoři se ani nezmiňují o žádných migračních bariérách, které by šíření brzdilo. Proces šíření je v této studii dobře vysvětlen vhodnými biotopy (především potravními zdroji) na Loiře a přítocích. Zajímavá je v této práci zmínka, že pokusy o výsadky bobrů na horních tocích v povodí Loiry před rokem 1974 nebyly úspěšné. To by znamenalo, že vysazování bobrů na horských a podhorských tocích mají malou úspěšnost, protože je zde omezený počet vhodných biotopů a při malých počtech vysazených bobrů může dojít k postupnému uhynutí všech vysazených zvířat. V následné studii se Fustec et al (2003) faktory, které ovlivňují obsazení toků v horní části povodí. Ale opět se zmiňují pouze o kvalitě biotopů a nezmiňují žádné migrační bariéry, které by šíření bobrů brzdily.

Výše uvedené příklady popisují příklady rychlého šíření bobra evropského v Evropě, především ve druhé polovině 20. století. Na této expanzi je zajímavé především to, že pro ni stačila účinná ochrana druhu. Probíhala v podmínkách, kdy vrcholilo znečištění a regulace řek. V západní a později i střední a východní Evropě probíhala intenzivní industrializace, růst zastavěných území a intenzivní výstavba dopravní infrastruktury. Přesto i v těchto podmínkách probíhala expanze druhu, která pokračuje i nyní, ve 21. století.

V tomto kontextu je pouze jediná dílčí populace, která nedokázala na ochranu (zákaz lovu) okamžitě reagovat šířením, a to je populace na Labi v okolí Magdeburgu. Přestože její ochrana byla státem garantována zastavením lovu již v roce 1910, její početnost stagnovala ještě skoro šedesát let, až do sedmdesátých let 20. století (Nolet 2000), kdy se i tato populace začala šířit a dosáhla v roce 1992 i České republiky (Vorel, Šafář et Šimůnková 2012). V té době se nejvýznamnější výzkumný kolektiv kolem Prof. Heidecke, studující bobry na Labi, snažil vysvětlit pomalý či nulový růst populace silným antropogenním vlivem na řeku, břehy a přilehlou nivu (Heidecke 1989). Bohužel, žádná další práce se nezabývá důvody, proč i tato populace začala v osmdesátých letech 20. století růst a expandovat po- i proti proudu Labe i do jeho přítoků i přes přetrvávající silné znečištění Labe. Hypotéz k tomu můžeme použít hned několik, ale žádná nebyla potvrzena



## 2.1 Schopnosti bobrů překonávat překážky

Přímých pozorování schopností bobrů překonávat překážky mnoho není a nejsou ani práce, které by se této problematice přímo věnovaly. Přestože bobr působí na první pohled jako zavalité a nepříliš pohyblivé zvíře, opak je pravdu. Přímá i nepřímá zjištění o tom, kam se bobři jsou schopni dostat napovídají, že bobr má dobré schopnosti překonat řadu překážek.

Mezi základní schopnosti bobra patří pravidelné využívání tzv. „skluzavek“, což bývají různě strmé cesty, po kterých bobři vylézají z vody na břeh. Na některých lokalitách, kde jsou vodní toky výrazně zahloubeny, mohou takové cesty překonávat výškový rozdíl větší než dva metry a sklon  $45^\circ - 70^\circ$ . Tyto skluzavky bobři používají nejen k rychlému útěku ze souše do vody, ale dokáže po nich šplhat i na břeh a to i za situace, když je terén kluzký ve vlhkém počasí (Obr. 3:), nebo v zimě namrzlý (Obr. 4:).

**Obr. 3:** Skluzavka, kterou bobři dokáží překonávat i na blátivém povrchu (štěrkovna u Ostrožské Nové Vsi 2005)



**Obr. 4:** Bobří skluzavka na namrzlém terénu v oblasti VVP Libavá (2004)



Bobři občas šplhají i po nakloněných kmenech stromů (Obr. 5:) nebo přebíhají užší toky po spadlých kmenech.



**Obr. 5:** Bobr musel pro okus této vrby vyšplhat přibližně metr vysoko. © Zdeněk Mačát





Uvedené poznatky naznačují, že bobři dokáží při překonávání překážek dobře využívat mohutné drápy na obou končetinách, nízké těžiště a pravděpodobně i smysl pro rovnováhu, který jim při manipulaci s materiálem dovoluje chodit pouze po zadních končetinách (s oporou ocasu).

Další výhodou při migraci je schopnost používat i průchody pod zemí s malou světlostí. Zřejmě při tom využívají schopnost dobré orientace při hrabání složitých a dlouhých systémů podzemních nor, které mohou dosahovat délky i 5 a více metrů. To je velký rozdíl od vydry, která do malého temného prostoru neleze a přebíhá zatrubněné propustky po povrchu. Tento rozdíl bylo možné v letech 2007 - 2010 pozorovat na PP Chomoutovské jezero, kdy bobři přecházeli pod cestou mezi dvěma jezírky rourou dlouhou 8 m, o průměru 50 cm. Vydry podle stop mezi stejnými jezírky přecházely po povrchu, přes polní cestu. (Obr. 6:).

**Obr. 6:** Místo, kde bobři v PP Chomoutovské jezero využívali propustek pro pohyb mezi tůněmi.



## 2.2 Další faktory ovlivňující migrace bobrů

Zcela specifickou otázkou pak je, nakolik rychlost migrací ovlivňují antropogenní změny charakteru vodních toků a změny krajiny. Hypoteticky lze předpokládat:

- Silně regulované úseky řeky bez břehových porostů bobří osídlují řídce nebo vůbec, ale v migraci jim nebrání.
- Regulované úseky řeky, které poskytují na potravu a pro osídlení bobrem nevhodné biotopy, mohou urychlit migraci. Bobří jimi rychle projdou a hledají možnost osídlení příznivějších biotopů (přítoky, přilehlé vodní plochy nebo úseky s lepší potravní nabídkou).
- Jakmile dosáhne osídlení bobry v území určité hustoty a jsou využity všechny vhodné biotopy, bobří se šíří do přilehlých území a současně v hustě osídleném území obsazují i nepříliš vhodné biotopy (ve městech, na drobných vysýchavých tocích, na prudce tekoucích tocích, umělé nádrže a podobně).
- Jezové zdrže a menší vodní díla, bobry překonatelná (možnost je obejít po souši) bobří protiproudovou migraci příliš nezdržují. „Motivací“ je překročit je většinou vnitrodruhová konkurence.
- Bobří jsou schopni za určitých okolností migrovat i na relativně velké vzdálenosti po souši. Při tom významnou roli hraje hustota pozemních komunikací, kde bobrům hrozí největší riziko.
- Pasivní poproudovou migraci může ovlivnit i jarní ledochod. Bobří opouští nory po zimě a hledají nová útočiště, někdy je strhává proud a unášené kry i na velké vzdálenosti.



## 2.3 Typy migračních bariér pro bobry

### 2.3.1 Bariéry nepřekonatelné nebo alespoň dosud nepřekonané

Žádný z autorů, který se zabýval novodobým šířením bobra, dosud cíleně nepopsal přírodní překážky, které by byly pro bobry nepřekonatelné. Bobři jsou vybaveni schopností překonávat peřeje, vodopády a dokonce i rozvodí a podobné přirozené (přírodní) překážky. Pravděpodobně nejsložitější terén v tomto smyslu slova je ve Skandinávii, zejména v Norsku. Terén je mimořádně hornatý, hranice lesa velmi nízká. I přes to se, většinou bez umělých výsadek, bobr rozšířil na většinu toků v jižním a středním Norsku a také do sousedního Švédska. Jak ale potvrdil přední norský vědec Frank Rosell (2017, e-mailové sdělení), řada izolovaných dílčích populací bobrů v povodí nad hlubokými fjordy a v odlehlých částech Norska (oblast Nordland za Polárním kruhem), tyto vznikla na základě umělých výsadek.

V České republice zatím máme zkušenost s tím, že bobři nedokážou překonat překážku, která je obklopena vysokým opevněním břehů a průmyslovou městskou zástavbou. Takovou, dosud bobry nepřekonanou překážkou, je především jez v Ústí nad Labem - Střekově na Labi (Obr. 7:). Labe je pod tímto jezem z části obestavěné vysokou zdí, ale především na obou březích jsou frekventované komunikace a průmyslové objekty. Bobři zde prakticky nemají možnost z řeky vystoupit na břeh, překážku obejít a nad jezem se vrátit do řeky a pokračovat v migraci proti proudu. O tom, že jde o významnou překážku, svědčí fakt, že bobři osídlovali Labe pod Ústím nad Labem už v roce 1992 (Benda et Šutera 1996), ale od té doby se jim nepodařilo proniknout dál proti proudu.

Při analýze možné další distribuce bobra evropského v povodí Labe byl jako podobná překážka vyhodnocen jez na Labi v Kolíně (Obr. 7:). Jez je zde umístěn v tělese mostu, který je prakticky neprodyšně uzavřen zástavbou. Oba břehy pod jezem a plavební komorou jsou pak obezděny. Tento souběh faktorů prakticky znemožňuje, aby bobři pod Střekovem dokázali řečiště opustit a po přilehlých březích migrovat proti proudu.

Obr. 7: Jez na Labi v Ústí nad Labem – Střekově (zdroj: <http://www.ceskestredohori.cz/>)



**Obr. 8:**Jez na Labi v Kolíně



### **2.3.2 Bariéry obtížně překonatelné, které bobři překonávají náhodně a někdy i po delším časovém odstupu**

Velká vodní díla v otevřené krajině, které nemají zastavěné okolí hráze, které bobři dokážou obejít lesem nebo po zemědělské půdě. Jsou to například přehrady Mohelno a Dalešice na Jihlavě, Znojmo a Vranov na Dyji, Lipno, Orlický náhon a Slapy na Vltavě nebo přehrada Království na Labi u Dvora králové.

V případě hráze Dalešické přehrady jde o velmi těžce překonatelnou překážku (Obr. 9:). Hráz a především její výpusti jsou postaveny tak, že pod hrází vzniká relativně uzavřený, betonovými stěnami obehnaný prostor pod výpustí, na jehož stěny zvíře nemůže vylézt. V úzkém pruhu vody mezi stěnami je silné proudění od spodní výpusti, které podél okrajů tvoří silné vířivé vratné proudy. Pokud se zvíře do tohoto prostoru, má omezenou možnost ji opustit. Stále musí čelit silnému proudu, kterým jím smýká mezi zdmi a nemá možnost si odpočinout. V letech 2005 až 2010 odchytili pracovníci stanice pro handicapované živočichy v Pavlově celkem čtyři zvířata. Ta už jevila silné známky vyčerpání až rezignace a dala se už velmi snadno odchytil. Všichni odchycení bobři byli deponováni na stanici v Pavlova a po veterinární kontrole a několikadenním pozorování zdravotního stavu a zotavení byla vypuštěna nad vodním dílem Dalešice (Toman, 2016, nepublikováno). Aktuální šíření bobra v povodí Jihlavy nad Dalešicemi proto může být výsledkem těchto výsadek a nikoliv přirozené migrace přes tuto překážku.



**Obr. 9:** Hráz vodní nádrže Dalešice



V případě hráze vodní nádrže Mohelno (Obr. 12:) ovšem bobři byli schopni tuto bariéru překonat. Nemáme žádné záznamy o tom, že by bobři byli z jakýchkoliv důvodů přeneseni z Jihlavy pod hrází VN Mohelno do této nádrže, kde byli později vyloveni pod vodní elektrárnou a deponováni v Pavlově. Tato nádrž je navíc, vlivem velkého kolísání hladiny při provozu přečerpávací elektrárny na VN Dalešice, pro bobry mimořádně nevhodná pro trvalé osídlení, bobři se jí tedy snaží rychle opustit.

Vedle výše zmíněných odchytů pod hrází vodního díla Dalešice ovšem byly zaznamenány pobytové stopy (okusy na dřevinách) přímo kolem VN Mohelno poblíž ústí Skryjského potoka pod Jadernou elektrárnou Dukovany (Kostkan 2016) a bobři už v před rokem 2010 (Kostkan et al 2011) osídlili i vodní nádrž na horním toku Skryjského potoka, sloužící k dochlazování vod z chladicích věží jaderné elektrárny Dukovany. Při tom tyto bobři museli proti proudu překonat nejdříve strmé ústí Skryjského potoka do nádrže Mohelno (Obr. 10: a následně rychle tekoucí vybetonovaný úsek Skryjského potoka (Obr. 11:) a pak téměř 1000 m potoka v hlubokém skalnatém zářezu, s vodou oteplenou jadernou elektrárnou na zhruba 15°C v zimě a na 30°C v létě. Následně osídlili nádrž, sloužící pro dochlazování vody z chladicích věží a jako recipient z čistírny odpadních vod z areálu jaderné elektrárny Dukovany, ve které se teploty pohybují v rozmezí od 20°C do 40°C. Přes tyto nepřírozené hodnoty teploty vody je zde trvalé osídlení bobrů známé již od roku 2010 (Kostkan et al 2017).

**Obr. 10:** Strmé ústí Skryjského potoka do vodního díla Mohelno





**Obr. 11:** Vybetonovaný a pro bobra proti proudu (řekou) neprostupný úsek Skryjského potoka



**Obr. 12:** Hráz vodní nádrže Mohelno, kterou bobří při migraci obešli





### 2.3.3 Rozvodí

Šíření bobrů většinou dosáhnou k takové bariéře, ale dokud před překážkou jsou vhodné podmínky pro zakládání nových teritorií, bobři se nesnaží překážku překonat (snad s výjimkou dezorientovaných zvířat). Bobři pak pod bariérou většinou několik let zůstávají, roste početnost teritorií a plní se ekologická kapacita prostředí. S rostoucím nasycením kapacity dospívající bobři začnou hledat cestu přes takovou bariéru a časem ji přejdou. To může trvat i řadu let. Jakmile překážku překoná dostatečné množství zvířat (minimálně jeden pár, ochotný se spojit a založit rodinu (bobři zřejmě ve tvorbě párů preferují protějšky z jiných rodin před sourozenci). Pak vzniká za bariérou první, reprodukce schopná rodina, která nepostupuje dále a minimálně na 2-3 roky se postup tokem zastaví. Pak vyrazí dále další generace a začne saturovat dosud prázdné území nad bariérou. Tento pohyb může být rychlý, protože bobři si hledají nepříbuzné partnery, ale na úseku jsou jen potomci první proniklé rodiny, kteří nechtějí uzavírat páry, a proto délka migrace za takovou překážkou může být i desítky kilometrů dlouhá a bobři během jediného jara mohou založit novou rodinu (teritorium) až desítky kilometrů daleko od domovské rodiny. Případně jedinci nenajdou partnera a pak tyto potulky solitérních zvířat mohou trvat i několik sezón a rizika negativních vlivů na tato zvířata se pak prodlužují a prohlubují, včetně horších podmínek pro prezimování bez sociální spolupráce s partnerem nebo později s celou rodinou.

### 2.3.4 Bariéry relativně snadno překonatelné, ale pro migrující zvířata představující vysoké riziko úhynu

Bobři obecně mají tendenci vytvářet chodníky přes nepřilíš široké (řádově desítky metrů) hráze a předěly mezi dvěma rybníky, vodním tokem a rybníkem nebo dvěma vodními toky (souběh náhonu MVE a sousední řeka). Pokud je takovým místem vedena frekventovaná komunikace, je to silně rizikové místo pro zvířata a dochází zde k častému střetu zvířat s dopravním prostředkem.

Silnice I/52 po hrázi vodního díla Nové Mlýny (mezi Střední a Horní nádrží u Pasohlávek) je zřejmě místem s nejčastějším zabitím bobra na silnicích v rámci celé ČR. Dr. Šebela z Moravského zemského muzea v Brně (Šebela, ústní sdělení 2016) odhaduje počet každoročně zabitých bobrů na pět až deset.

### 2.3.5 Riziková místa (bodová), která mohou být pro bobry nebezpečnou pastí

Vývařiště vysokých jezů se silným protiproudem, hluboké komory pod výpustí vodních elektráren a podobná místa se mohou stát nebezpečným místem, které plovoucí zvíře zachytí, oslabí a může je i utopit, především při vyšších průtocích. Taková pozorování byla několikrát zaznamenána například na jezu v Břeclavi (*Ota Pražák, ústní sdělení*), kdy bylo několik bobrů vyloveno za pomoci podběráků a bobři byli po veterinární kontrole a pozorování zdravotního stavu během krátkého pobytu v provizorním zařízení vypuštěna na bezpečném místě zpět do řeky. Tyto události jsou ale spíše výjimečné a takové jezy nejsou zásadní bariérou pro migraci. K podobným situacím dochází jen za určitým souběhem faktorů, ve kterých hraje zásadní roli především aktuální průtok na řece.

Na řece Jihlavě skutečně dlouhodobě funguje migrační bariéra, ze které Dr. Toman (ústní sdělení 2016) osobně odchytil dva bobry, které dočasně umístil do stanice pro handicapované živočichy v Pavlově. Dalšího bobra do Pavlova dodala Liga na ochranu zvířat v Třebíči a podle jejich slov již v minulosti jednoho bobra odtud získali. Celkem jde tedy o čtyři případy, kdy bobr migrující proti proudu došel až k několikametrovému stupni pod hrázi Dalešické přehrady. Stupeň se zvířata pokoušela obejít po pravém, přístupnějším břehu, ale zde mu v cestě přes hráz stojí přepadový kanál. Ten je vydlážděný, s několikametrovými,

strmými betonovými stěnami. Kanál dole končí dalším, kolmým a několik metrů vysokým stupněm, který nahoře přechází do strmého a pro živočichy nepřekonatelného skluzu. Bobři tak zůstali uvězněni v betonovém korytě, dlouhém téměř 100 m. Odchytení bobři byli silně dehydrovaní a hladoví a pravděpodobně by v kanále uhynuli.

Všichni tři bobři, kteří prošli stanicí v Pavlově, byli odchytení v období 2005 až 2010 a tito bobři byli vypuštěni na Jihlavě pod Třebíčí, u Vladislavy. Kam byl vysazen čtvrtý bobr, odchytený aktivisty Ligy pro ochranu zvířat, není známo.

Tyto výsadky buď zcela vytvořily, nebo výrazně posílily populaci bobrů v povodí Jihlavy nad vodního díla Dalešice. Podle záznamů však byli první bobři v povodí Jihlavy nad profilem vodního díla Dalešice zaznamenáni již před rokem 2005, tedy dříve, než došlo k vysazení bobrů dočasně deponovaných ve stanici Pavlov. Jsou to například (dosud) osídlené lokality na Křivém potoce nad Měřínem a na rybníku Malý Bor mezi Třebíčí a Velkým Meziříčím, známé od roku 2004. (Vorel et al 2012).

Dalším rizikem, ohrožujícím migrující mladé bobry, jsou stavební výkopy blízko řeky (např. patky sloupů pro výstavbu mostů, když se kope jáma, která je zajištěna tzv. „larseny“ nebo jiným zpevněním, přes které zvíře nemůže z jámy vylézt. To lze doložit na příkladu bobra, zapadlého v díře pro mostní pilíř v Olomouci. Bobr nemohl sám po strmých stěnách výkopů z jámy vylézt a musel být odchyten. Byl očipován a vypouštěn u obce Dub nad Moravou, asi 8 km po proudu od místa, kde byl nalezen. (Obr. 13:). Stejně zvíře (podle čísla čipu) bylo o týden později odchyteno na poli nedaleko Šternberka, zhruba 20 km proti proudu řeky od místa vypuštění (Obr. 14:). Na této lokalitě se bobr opakovaně snažil přejít frekventovanou silnicí a musel být, nejméně dvě hodiny, než byl odchyten, dobrovolníky odháněn od komunikace.

**Obr. 13:** Odchyt bobra, zapadlého do výkopu v centru Olomouce v roce 2006





**Obr. 14:** Tentýž bobr (Obr. 13:), byl po vypuštění u Dubu nad Moravou znovu odchycen u Šternberka



Hluboké jámy s kolmými stěnami (vrty, studny nebo betonové skruže meliorací bez zabezpečení proti vstupu zvířat) jsou velkým potenciálním rizikem pro bobry. Dospívající zvířata, hledající úkryty na pro ně neznámém území nebo zvířata hledající vodu v době sucha mohou do těchto jam vstupovat (nebo spadnout) a pokud z nich nemohou vylézt, mohou se taková místa stát pro bobry smrtelnou pastí.

### **2.3.6 Území nevhodná pro osídlení a proto neosídlená, ale bez problémů pro bobry prostupná**

První teoretickou škálu (test) vhodnosti biotopů střední Evropy, vhodných či nevhodných pro osídlení bobry, vytvořil Heidecke (1989). Tato metoda vychází z předpokladu, že bobr je živočišný druh, mimořádně citlivý na rušení člověkem a závislý na přirozených nebo přírodě blízkých stanovištích a biotopů.

Reálná pozorování bobrů, rychle se šířících v mnoha zemích Evropy od začátku osmdesátých let, ovšem tento předpoklad vyvrátil. Bobři se náhle projevují jako živočichové, neobvykle přizpůsobiví a schopní osídlovat i silně regulované úseky řek a umělé kanály, kde je dostatek potravy v podobě břehových porostů s výskytem vrby a topolů. Bobři se ale dále šíří i na vodní toky, bez souvislých břehových porostů keřů a stromů nebo přilehlých lesních porostů. Postupně se ukazuje, že bobři dokáží využívat i intenzivní zemědělskou produkci v dosahu vodního toku (nebo nádrže), převážně do vzdálenosti do 15 až 20 m od břehu.



### 3. HODNOCENÍ VLIVU FRAGMENTACE KRAJINY PRO BOBRA EVROPSKÉHO

Podle dosavadních zkušeností z České Republiky i ze zahraničí, bobr evropský má poměrně vysoký potenciál pro překonávání přirozených i antropogenních bariér. Jsou to ovšem závěry z poznatků za posledních 30 let, kdy se bobr v celé Evropě velice rychle šíří a nesmíme zapomenout, že tomu předcházelo dlouhé období (v řádu několika staletí), kdy se velikost areálu a početnost populace snižovaly.

Bobr evropský po svém navrácení do Evropy využil kromě relativně přírodních území (sedm evropsky významných lokalit, kde je bobr předmětem ochrany) především úseky kolem řek s bohatými břehovými porosty vrb, topolů a jasanů, ale často i ovocných dřevin. Při šíření bobří často využívají úseky řek s méně kolísající hladinou (jezové zdrže, náhony vodních elektráren). Jedním z nejčastěji obsazovaných sekundárních stanovišť podél řek jsou jezera vzniklá při těžbě štěrkopísku. Na těchto stanovištích mají bobří díky přirozené sukcesi velmi dobrou potravní nabídku (sukcese vrb a osik) a hladina na těchto jezerech je relativně velmi stabilní.

Při analýze distribuce bobra evropského ve Zlínském kraji (Kostkan et al 2012) a podél Baťova kanálu (Kostkan et al 2014) bylo zjištěno, že bobří kromě přirozených zdrojů potravy (vrba a topol) často využívají právě ovocné dřeviny a významným potravním zdrojem jsou i polní plodiny, včetně řepky (Obr. 15:).

**Obr. 15:** Jarní bobří požerky v řepkovém poli u Nedakonic





#### 4. MOŽNOSTI PREDIKCE BUDOUČÍCH VLIVŮ NA BOBRA EVROPSKÉHO

Zkušenosti s biotopovými preferencemi, šířením a obsazováním dalšího území v České republice jsou po 25 letech od soustavného sledování druhu stále omezené. Naše zkušenosti zatím reflektují především šíření bobrů na nové, dosud neosídlené biotopy a území. Tam bobři samozřejmě primárně obsazují biotopově optimální území, která splňují nejdůležitější požadavky druhu na charakter domovských okrsků s malou vnitrodruhovou konkurencí. Mezi základními požadavky bobra pro obsazení biotopů jsou především dostatek preferovaných druhů dřevin pro podzimní a zimní výživu (včetně zimních zásob), což je výskyt vrby a topolů různých druhů, dále je to letní nabídka bylin i plodů dřevin a zemědělských plodin (jablka, kukuřice, řepa cukrovka). V intenzivní zemědělské krajině jsou jedním z hlavních atraktantů pro bobra také náhradní zdroje potravy. Bobr jako nepřilíživý výrazný potravní specialista pak využívá říční a jezerní (rybníční) oblasti v blízkosti sadů jabloní, hrušní a trnek (využívá plody i lýko dřevin), polí (využívání kukuřice, cukrové řepy, mladého obilí, řepky v zimním a jarním období) a relativně stálá výška vodní hladiny. Tu bobr nachází zejména na řekách nad jezy nebo ve vodních nádržích a rybnících).

## 5. PROCESY PLÁNOVÁNÍ A LEGISLATIVNÍ ASPEKTY

Bobři v krajině České republiky poměrně často osídlují lokality, které jsou pod silnými vlivy lidské činnosti. Bobří teritoria leží i velice blízko frekventovaných silničních a železničních komunikací a někdy jsou lokalizována přímo v intravilánech měst (Olomouc, Brno, Břeclav) a obcí nebo v průmyslových zónách (Zlín).

Dosavadní zjištění ukazují, že bobři dobře znají svá trvalá teritoria a mají řadu ekologických a především ekologických schopností, vyhýbat se v nich rizikovým situacím (střetům s bobry obhajujícími obsazená teritoria) i nevhodným biotopům. Jsou to především proudné úseky, vodopády, lidské stavby a především komunikace. Mladá zvířata, opouštějící rodinu a pátrající po novém teritoriu, jsou ale velice silně biologicky „motivována“ najít si nová teritoria a přispět k reprodukci vlastních genů a proto se často chovají odlišně, než je tomu v rámci stálých teritorií.

Shromážděné poznatky o bobrech, zabitých silniční nebo železniční dopravou, většinou nepochází z lokalit, kde bobři dlouhodobě osídlují vodní toky a nádrže v blízkosti komunikací, ale z lokalit, kudy bobři jen migrují. Přes řadu schopností bobrů, projít dopravou ohrožené lokality, je mortalita na takových lokalitách poměrně významná. Tuto domněnku podporuje i zkušenost, že většinu bobrů, sražených dopravními prostředky, představují doklady o dospívajících zvířatech o hmotnosti pod 20 kg, nalezených kolem komunikací.

Z hlediska zamezení vzniku nových migračních bariér a rizikových míst pro migrující bobry by měly být sledovány veškeré stavby přímo se týkající vodních toků a jejich břehů. Jde především o úpravy toků a jejich břehů, především ve městech a průmyslových oblastech, podél komunikací, v blízkostech mostů a pod mosty, v okolí jezů a úpravy vlastních jezů, plavebních stupňů (zdymadel) a kanálů, náhonů a odpadů vodních elektráren, hrází rybníků, přehrad a poldrů a podobných staveb.

Takové novostavby a rekonstrukce starších staveb musí být podchyceny již ve stádiu projektové přípravy, aby bylo možno s projektanty průběžně konzultovat taková řešení, která nejenže nevytvoří migrační překážky pro bobra evropského, ale ani nenasměruje migrující zvířata na přilehlé komunikace.

Současná legislativa umožňuje kdekoli na území ČR posuzovat vlivy na zvláště chráněné druhy živočichů v rámci biologického hodnocení podle § 67 zákona č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny v platném znění a v evropsky významných lokalitách a jejich okolí (pokud vlivy přesahují do EVL) i podle § 45i stejného zákona (naturové posouzení). V obou případech však často dochází k tomu, že autorizované osoby na tato hodnocení dostanou už hotový projekt, ve kterém jsou často jen omezené možnosti jeho změn, nebo se změnám investoři brání. Vhodnější by bylo získat přístup k projektům již ve fázi přípravy (například ve formě studie proveditelnosti). To sice naše legislativa umožňuje, ale není to pro investory právně závazný postup. Jedinou cestou pak je větší závaznost výstupů biologických hodnocení a naturových posouzení, zejména návrhů zmírňujících opatření.

Vzhledem k aktuálnímu právnímu stavu lze doporučit tato opatření:

- Stavební úpravy na vodních tocích a v jejich okolí, na přehradních nádržích, rybnících a jezerech (u nás antropogenního původu) by měly být podchyceny ve stádiu žádosti o územní rozhodnutí na regionálních stavebních úřadech a odborech ochrany životního prostředí. Pokud se tyto rozhodující a dotčené orgány domnívají, že by záměry mohly negativně ovlivnit migrační cesty bobrů, měly by vydat stanovisko o nezbytnosti provedení biologického hodnocení (§ 67 zák. č. 114/1992 Sb., nebo naturového posouzení (§ 45i zák. č. 114/1992 Sb.).
- V rámci metodických setkání autorizovaných osob pro biologické hodnocení a naturové posuzování budou autorizované osoby poučeny ve smyslu tohoto metodického doporučení o tom, jak postupovat.

## 6. HLAVNÍ TYPY OPATŘENÍ PRO BOBRA EVROPSKÉHO

Dosavadní zkušenosti z území ČR ukazují, že pro migrace bobrů nepředstavují zásadní problém vysoké přehradní hráze, pokud jsou ve volné krajině. Dokáží je obejít. Problémem nejsou ani regulované úseky řek, a městská zástavba, pokud na březích zůstává prostor pro obejití překážek. Zásadním rizikem je ovšem doprava, pokud bobr nemá dostatečný prostor se vyhnout pohybu napříč komunikacemi. Dalším rizikem jsou pak vodohospodářské stavby, jejichž břehy neumožňují živočichům je opustit a které je ohrožují utonutím. Jako opatření, která by měla zlepšit prostupnost krajiny a zmenšit rizika pro bobry, patří v tomto ohledu především následující opatření:

- Veškeré vodní stavby na přirozených tocích (jezy, hráze rybníků, přehrady) musí být opatřena funkčními průchody, kudy je mohou bobři obejít po proudu i proti proudu).
- Veškeré vodní stavby na umělých vodních útvarech (meliorační kanály, technické nádrže, plavební kanály) musí mít břehy, hráze, zdymadla a další součásti vybudované tak, aby byly pro bobry schůdné a průchozí. Nesmí se stát ani bariérou, ani „pastí“, ze které není úniku.
- Všechna nově projektovaná nebo rekonstruovaná přemostění vodních toků musí být vybavena funkčním průchodem, kdy pod mostovkou bude zachován nejméně jeden břeh vodního toku volně průchodný pod celou komunikací.
- Komunikace, které prochází po korunách přehradních hrází, budou opatřeny na vhodných místech tunely (průchody), které neovlivní bezpečnost vodních děl a současně umožní zvířatům migrujícím přes koruny přehradních děl průchod, aniž by musela přecházet komunikace na koruně hráze.
- Většina komunikací, procházejících horskými sedly, vede stejným směrem jako migrace bobrů přes rozvodí (z údolí do údolí). Proto je na komunikacích, přicházejících do takových míst a případná napojení na infrastrukturu nižšího řádu třeba respektovat tyto formy migrace. Jde především o budování prostorných přemostění spojnic mezi rozvodími (případně budování estakád), aby tato spojení zůstala pro bobry průchodná.

## **7. NEJVHODNĚJŠÍ METODY HODNOCENÍ ÚČINNOSTI REALIZOVANÝCH OPATŘENÍ PRO BOBRA EVROPSKÉHO**

Na základě dosavadních zkušeností lze konstatovat, že bobr evropský (*Castor fiber*) disponuje mimořádně dobrým potenciálem pro překonávání migračních bariér na vodních tocích. Bobři jsou, v přirozeném prostředí, schopni obejít při poproudé i protiproudé migraci i značné geomorfologické překážky (např. peřeje a vodopády) a také člověkem vytvořené překážky.

Přes rychlé šíření bobra v České republice nemáme dosud dobré informace o tom, jak rychle a efektivně bobr překonává jednotlivá kritická místa (rozvodí, komunikace, přehrady a jezy). Pro spolehlivé určení toho, jak jsou potenciální bariéry průchodné a realizovaná opatření pro zlepšení migrace účinná, lze použít buď nákladná přímá pozorování (například pomocí soustavného čipování a telemetrie), nebo na základě metod molekulární genetiky, kdy budou porovnávány vzorky DNA populací na obou stranách migračních překážek.

## 8. PŘEHLED POUŽITÝCH ZDROJŮ

- BARTÁK, V., VOREL, A., ŠÍMOVÁ, P., PUŠ, V., 2013: Spatial spread of Eurasian beavers in river networks: a comparison of range expansion rates. *Journal of Animal Ecology*. 2013/82, vol. 3, pp 587-597.
- BENDA, P., ŠUTERA, V. 1996: Bobr evropský (*Castor fiber albicus* Matschie) na řece Labi. *Ochrana přírody*, Praha. 51/3:73-75.
- BRECK, S., W., WILSON, K., R., ANDERSEN D., C. 2001: The demographic response of bank-dwelling beavers to flow regulation: a comparison on the Green and Yampa rivers. *Can. J. Zool.* 79: 1957–1964
- DURKA, W., BABIK, V., DUCROZ, J. F., HEIDECKE, D., ROSSEL, F., SAMJAA, F., SAVELJEV A., P., STUBBE, A., ULEVIČIUS, A., STUBBE, M., 2005: Mitochondrial phylogeography of the Eurasian beaver *Castor fiber* L. *Molecular Ecology* (2005) 14, pp 3843–3856 doi: 10.1111
- FUSTEC, J., LODE, T., LEJACQUES, D., CORMIER, J., P., 2001: Colonization, riparian habitat selection and home range size in a reintroduced population of European beavers in the Loire. *Freshwater Biology* (2001) 46, pp 1361-1371.
- FUSTEC, J., CORMIER, J., P., LODÉ, T., 2003: Beaver lodge location on the upstream Loire River. *C. R. Biologies*, 326 (2003) pp 192–199.
- HALLEY, D., ROSELL, F., SAVELJEV, A., 2012: Population and Distribution of Eurasian Beaver (*Castor fiber*). *Baltic forestry*. Vol. 18, No. 1 (34), pp 168 – 175.
- HEIDECKE, D. 1989: Ökologische Bewertung von Biberhabitaten. *Säugetierkd. Inf. Jena* 3/1989/H13 pp 13-28.
- HEIDECKE, D., DOLCH, D., TEUBNER J., TEUBNER, J. 2003: Zur Bestandsentwicklung von *Castor fiber albicus* Matschie, 1907 (Rodentia, Castoridae). *Denisia* 9, zugleich Kataloge der OÖ Landesmuseen Neue Serie 2 (2003), pp 123 – 130.
- CHOI, CH., 2008: Tierra del Fuego: the beavers must die. *Nature*, Vol 453/19, p 968.
- KOSTKAN, V., LEHKÝ, J. 1997: The Litovelské Pomoraví floodplain forest as a habitat for the reintroduction of the European beaver (*Castor fiber*) into Czech Republic. *Global Ecology and Biogeography Letters* 6, 307-310.
- KOSTKAN, V., (ED), 2016: Biologické průzkumy a hodnocení pro stavbu/akci: Nový jaderný zdroj v lokalitě EDU, Biologické hodnocení jako podklad pro dokumentaci EIA. Nепublikováno, ČEZ a.s., 284 pp.
- KOSTKAN, V., [ED] 2017: Biologické hodnocení záměru NJZ EDU (samostatná příloha Hodnocení EIA pro záměr NJZ v lokalitě Dukovany. In print, ČEZ a. s., 303 pp.
- KOSTKAN, V., LACINÁ, J., MALOŇ, J., 2014: Mapování výskytu bobra evropského na Baťově kanále a vyhodnocení způsobených škod. *Povodí Moravy s. p.*, Nепublikováno, 17 pp.
- KOSTKAN, V., MALOŇ, J., LACINÁ, J., 2012: Početnost a distribuce populace bobra evropského (*Castor fiber*) v nivě řeky Moravy a dolních částech niv Mojeny, Olšavy a Dřevnice na území Zlínského kraje. Nепublikováno, 28 pp.
- MÜLLER-SCHWARZE, DIETLAND, 2011: *The Beaver: Its Life and Impact*, 2nd ed. Cornell University Press, New York. 228 pp.
- NOLET, B., 2000: Management of the Beaver (*Castor Fiber*): Towards Restoration of Its Former Distribution and Ecological Function in Europe. *Nature and Environment* 86. 32 pp.

- PARKER, H., NUMMI, P., HARTMAN, G. & ROSELL, F., 2012: Should (and can) the invasive North American beaver *Castor canadensis* be eradicated from Eurasia? *Wildlife Biology* 18: 354–365.
- ROSELL, F., BERGAN, F. & PARKER, H. (1998) Scent-Marking in the Eurasian Beaver (*Castor Fiber*) as a Means of Territory Defense. Kluwer Academic Publishers-Plenum Publishers.
- SCHWAB, G., SCHMIDBAUER, M., 2001: The Bavarian Beaver Re-introductions. Pages 51-53 in: Czech, A. & Schwab, G. (eds): *The European Beaver in a new millennium. Proceedings of 2nd European Beaver Symposium, 27-30 Sept. 2000, Białowieża, Poland.* Carpathian Heritage Society, Kraków.
- STEYAERT, S., M., J., G., ZEDROSSER, A., ROSELL, F. : 2015: Socio-ecological features other than sex affect habitat selection in the socially obligate monogamous Eurasian beaver. *Oecologia* (2015) 179:1023–1032, DOI 10.1007/s00442-015-3388-1
- SENN, H., OGDEN, R., FROSCH, C., SYRŮČKOVÁ, A., CAMPBELL-PALMER, R., MUNCLINGER, P., DURKA, W., KRAUS, R. H. S., SAVELJEV, A. P., NOWAK, C., STUBBE, A., STUBBE, M., MICHAUX, J., LAVROV, V., SAMIYA, R., ULEVICIUS, A. AND ROSELL, F., 2014: Nuclear and mitochondrial genetic structure in the Eurasian beaver (*Castor fiber*) – implications for future reintroductions. *Evol Appl*, 7: 645–662. doi:10.1111/eva.12162
- SUN, L., MÜLLER-SCHWARZE, D. & SCHULTE, B.A. (2000) Dispersal pattern and effective population size of the beaver. *Canadian Journal of Zoology*, 78, 393–398.
- VOREL, A., ŠAFÁŘ, J., ŠIMŮNKOVÁ, K., 2012: Recentní rozšíření bobra evropského (*Castor fiber*) v České republice v letech 2002–2012 (Rodentia: Castoridae). *Lynx*, n. s. (Praha), 43(1–2): pp 149–179.
- VOREL, A. [ED] 2013: Program péče o bobra evropského v České republice. AOPK ČR, MŽP ČR, ČZU Praha, 97 pp.

### III. VYDRA ŘÍČNÍ (*Lutra lutra*)

Mgr. Jitka Větrovcová





## **OBSAH:**

<b>1. Základní popis druhu.....</b>	<b>39</b>
<b>2. Bariéry v krajině pro vydru říční a jejich vlivy .....</b>	<b>40</b>
<b>3. Hodnocení vlivu fragmentace krajiny na vydru říční .....</b>	<b>42</b>
<b>4. Možnosti predikce budoucích vlivů na vydru říční .....</b>	<b>44</b>
<b>5. Procesy plánování a legislativní aspekty .....</b>	<b>45</b>
<b>6. Hlavní typy možných opatření pro vydru říční .....</b>	<b>47</b>
6.1 Propustky a mosty .....	47
6.2 Silnice vedoucí po hrázi rybníků .....	52
6.3 Migrační bariéry na vodních tocích .....	55
6.4 Další možné situace .....	57
<b>7. Nejvhodnější metody hodnocení účinnosti realizovaných opatření pro vydru říční</b>	<b>57</b>
<b>8. Použitá literatura .....</b>	<b>58</b>

## 1. ZÁKLADNÍ POPIS DRUHU

### Nároky na prostředí

Nejdůležitějšími faktory určujícími výskyt a hustotu osídlení vydrou na daném území jsou (dle Poledníka et al. 2009):

- Množství dostupné potravy (tj. především ryb) – s tím samozřejmě souvisejí i další faktory: kvalita vody, struktura biotopu, příbřežní vegetace, fragmentace prostředí, apod.
- Dostupnost vhodných míst pro denní odpočinek

### Prostorové nároky

Prostorové nároky vydry vyplývají ze způsobu jejího života. Je solitérním a teritoriálním živočichem, tzn. že primárně žije každý jednotlivec samostatně a vytváří si svůj domovský okrsek, který průběžně neustále obchází, značkuje a kontroluje. Jedinci stejného pohlaví se vzájemně vyhýbají, jedinci opačného pohlaví se aktivně vyhledávají pouze v krátkém období námluv, po zbytek roku je v závislosti na kapacitě daného prostředí možné, že sdílejí část svých domovských okrsků (většinou se jedná o situaci, kdy do domovského okrsku samce zasahuje více domovských okrsků samic). Jediné sociální skupiny, které vydry vytvářejí, jsou tedy tvořeny matkou s mláďaty, neboť mladé vydry jsou na své matce značně závislé a osamostatňují se až ve věku cca 10-12 měsíců (Poledník et al. 2009).

Velikost domovských okrsků vyder závisí především na typu obývaného prostředí a množství potravy, které nabízí, dále pak na pohlaví (obecně mívají samci větší domovské okrsky než samice) a také na sociálním statutu jedince (mladé zvíře teprve hledající svůj okrsek nebo starší zvíře již pevně obhajující svůj prostor). V prostředí pouze vodních toků mají domovské okrsky vyder lineární charakter, v rybníkářských oblastech jsou spíše plošné a zahrnují rybníky i toky (Poledník et al. 2009). Např. výsledky telemetrických studií z rybníkářské oblasti na Českomoravské vrchovině ukázaly, že domovské okrsky samců se zde pohybují od 7,3 do 37 km<sup>2</sup> a zahrnují až 180 km toků a 23-106 rybníků; u samic je to pak 2,5-4 km<sup>2</sup> domovského okrsku, který zahrnuje až 47 km toků a 7-25 rybníků (Poledník et al. 2017).

Z výše uvedených údajů je patrné, že vydra je živočichem s poměrně vysokými prostorovými nároky a nárůst dopravní infrastruktury i intenzity provozu, stejně jako rozšiřující se zástavba a jiné lidmi umístěné prvky v krajině, pro ni představují omezení pohybu a znatelné ohrožení.

### Mobilita a migrační chování – vydra:

Vydra jakožto semiakvatický živočich využívá ke svému pohybu a migracím především obývané vodní prostředí, tj. většinou putuje podél vodních toků a navštěvuje rybníky ležící v jejím domovském okrsku. Nejrizikovější jsou tedy pro vydru z hlediska dopravní infrastruktury místa křížení vodních toků s komunikacemi (propustky, mosty) a také hráze rybníků, po kterých v našich podmínkách ve většině případů vede komunikace (73% zatím identifikovaných rizikových míst na komunikacích pro vydru říční v ČR se nachází v těsné blízkosti křížení vodního toku se silnicí – Poledník et al. 2017). Vydra je však schopna příležitostně putovat i suchozemským prostředím, což může být důsledkem jejího přirozeného chování (např. přechod mezi povodími, zkrácení cesty mezi potravními zdroji), velmi často je k tomu ale donucena nevhodnými zásahy člověka do prostředí (např. bariéry

na tocích v zastavěných územích, vysoké přehradní zdi, některé typy protipovodňových opatření, Hlaváč et al. 2017).

Pohyb vyder krajinou lze v návaznosti na jejich způsob života a chování rozdělit do tří základních typů (dle Hlaváče et al. 2017):

#### 1) Pravidelné rutinní pochůzky po domovském okrsku

Jedná se o nejběžnější typ pohybu, kdy zvíře každodenně (resp. každou noc) prochází část svého okrsku. Telemetrická data z Českomoravské vrchoviny ukázala, že dospělí samci ujdou denně (tj. za 24 hodin) 0-15 km (průměrně 8,6 km), přičemž navštíví 0-13 rybníků, u dospělých samic je to pak denně 0-14 km (průměrně 6,4 km) s návštěvou 0-10 rybníků. Zajímavý je též údaj o frekvenci překonání silnice: samci nějakou komunikaci překonali průměrně 3,5x za den, samice 2,3x za den (Poledník et al. 2017).

#### 2) Náhodné delší migrace dospělých residentních jedinců mimo svůj okrsek

Tento typ pohybu je zdokumentován u samců, kteří jej podnikají na poměrně velké vzdálenosti a často se při něm pohybují i během dne. Význam těchto pohybů není zcela objasněn, předpokládá se, že se jedná o příležitostné kontroly obsazenosti sousedních okrsků a zjišťování sociálního statutu jejich majitelů (Kruuk 1995).

#### 3) Disperze mláďat při hledání vlastního domovského okrsku po osamostatnění

O tomto typu pohybu je k dispozici velmi málo údajů, které nicméně poukazují na dvě zajímavé skutečnosti: a) že samci v rámci těchto pohybů dispergují více než samice a b) že obsazení nového domovského okrsku trvá odrostlému mláděti poměrně dlouhou dobu, pravděpodobně i v závislosti na kapacitě a aktuální obsazenosti daného prostředí dalšími vydrami.

Intenzita pohybů vyder může být samozřejmě ovlivněna různými dalšími faktory, např. změnami množství či dostupnosti potravy (změny ve využívání rybníků či jejich výlovy, zamrznutí některých rybníků v zimním období, apod.) – vydry jsou potravní oportuniste a snaží se vždy co nejlépe využít existující nabídku kořisti. Celkově je také aktivita a pohyb vyder vyšší v období námluv a páření. Více migrací pak samozřejmě pro vydry znamená i vyšší riziko střetu s dopravním prostředkem či s neprostupnou bariérou.

## 2. BARIÉRY V KRAJINĚ PRO VYDRU ŘIČNÍ A JEJICH VLIVY

Populace vydry říční je u nás ovlivněna jak mortalitou v důsledku kolizí s dopravními prostředky, tak fragmentací prostředí, kdy některé bariéry v krajině jsou pro zvířata nepřekonatelné a brání volnému pohybu, případně jsou jen obtížně překonatelné nebo překonatelné opět s vysokým rizikem úmrtí.

Přímá mortalita následkem střetů s dopravními prostředky je přitom jednoznačně kritičtějším faktorem a dosavadní údaje o nálezech poukazují na nárůst počtu těchto kolizí. Počty nalezených vyder usmrčených na komunikacích se v posledních letech pohybují kolem 50 jedinců ročně (Poledník et al. 2017) a lze předpokládat, že reálný počet přejetých zvířat je ještě mnohem vyšší. Navíc průměrný věk jedinců uhynulých na silnicích byl zjištěn na 4,1 let

(Hlaváč et al. 2017), což znamená, že tato mortalita vlivem dopravy působí na produktivní část populace. Vezmeme-li v úvahu všechny výše uvedené informace, celkovou odhadovanou početnost vyder v ČR (3 400 jedinců k roku 2011 – Poledník, nepublikováno) a předpokládané další zvyšování intenzity provozu, je patrné, že negativní vliv mortality spojené s dopravní infrastrukturou se může v budoucnu stát až limitujícím faktorem pro úspěšné přežívání vydří populace u nás.

Naproti tomu negativní vliv spojený s nepřekonatelnými bariérami a tím vznikající fragmentací a izolací jednotlivých populací patrně nebude v případě vydry říční nijak zásadní. Zcela neprůchodné jsou pro ni totiž pouze některé bariéry, resp. místa, kde se spojuje několik nevhodných úprav najednou a aktuální celkové rozšíření v ČR je dostatečně rozsáhlé a vzájemně propojené, což potvrzují i výsledky genetických analýz (Hájková 2008).

Typy bariér v krajině pro vydru říční lze v zásadě dle předpokládaných situací kategorizovat takto (viz Hlaváč et al. 2017):

#### 1) Propustky a mosty

Představují nejčastější variantu setkání vydry s autoprovazem, neboť v těchto místech dochází ke křížení vodotečí, podél kterých vydry převážně migrují, s komunikací (silnicí, případně železnicí). V případě drobných vodních toků jsou k převedení vody přes komunikaci používány propustky (jejich četnost v krajině je poměrně vysoká, až 3 či více na 1 km silnice), v případě větších toků jsou pak používány mosty. Pokud jsou propustky či mosty nevhodně konstruovány nebo začleněny do krajiny, dochází k tomu, že vydry propustkem nebo mostem odmítají projít a místo toho přecházejí místo vrchem přes silnici. Tím se vystavují riziku kolize s dopravním prostředkem.

#### 2) Silnice vedoucí po hrázi rybníků

Tento případ je pro českou krajinu s mnoha vodními plochami také velmi typický. U většiny rybníků a nádrží totiž po jejich hrázích vedou silnice. Aby se vydra dostala přes hráz takového vodního díla, musí tudíž překonat i zde vedenou komunikaci a opět se objevuje riziko střetu s dopravním prostředkem.

#### 3) Migrační bariéry na vodních tocích

Do této kategorie patří různé technické úpravy toků, např. vysoké jezy či svislé opevněné břehy, které vytvářejí na toku neprůchozí bariéry. Vydra sice většinou může takovou bariéru obejít, velmi často je však v blízkosti toku vedena i silnice, kterou tak musí opět překonávat a vystavuje se riziku kolize.

#### 4) Další možné situace

Do této kategorie lze zařadit méně časté případy související se zmíněným pohybem vydry volnou suchozemskou krajinou. I při takovém putování samozřejmě zvíře čas od času narazí na komunikaci, kterou potřebuje překonat. Velkou nevýhodou těchto případů je to, že je téměř nemožné identifikovat potenciální problémová místa (snad jen s pomocí intenzivního a dlouhodobého telemetrického sledování, nejlépe kombinovaného s moderními metodami populačního modelování) a tudíž i velmi složité kolizím nějakým způsobem předcházet.



Samostatným tématem, které souvisí v podstatě se všemi výše uvedenými typy bariér je pak problematika naváděcího oplocení. To může být za předpokladu dobře navrženého řešení dané situace a plné funkčnosti velmi efektivní a může pomoci snížit počet kolizí na komunikacích. Pokud však není dostatečně udržováno a dochází k jeho poškození, může naopak napáchat ještě více škody, než kdyby na místě nebylo vůbec instalováno. Použití naváděcího oplocení je tedy nutné vždy velmi pečlivě zvážit, a to s ohledem jak na konkrétní situaci na místě, tak na reálné možnosti dlouhodobé kvalitní údržby. V zásadě je z pohledu bezpečnosti pro vydru říční vhodné v případě použití oplocení dodržovat následující obecná pravidla (Poledník, pers. com.):

- Existence funkčního propustku či mostku vždy na začátku a konci oplocení
- Plot pevně zapuštěný do země
- Je možné využít i dočasné oplocení (např. pokud se jedná o nový propustek – pokud jej vydry najdou a začnou využívat, může být odstraněno)
- Další alternativou je naváděcí oplocení tvořené křovinami (naváděcí funkci většinou plní poměrně dobře a navíc umožňuje útěk ze silnice)
- Lze využít značkovacího chování vyder a v propustku či mostku, do kterého jsou zvířata oplocením naváděna, vytvořit vhodné značkovací místo (např. větší kámen či jiné vyvýšené místo na břehu) – zvýší se tím pravděpodobnost průchodu vydry, neboť bude chtít toto místo kontrolovat

Nezanedbatelný efekt má také fragmentace, která působí na základní složku potravy vyder – ryby. Ty jsou v ČR silně ovlivněny fragmentací toků bariérami, což samozřejmě snižuje potravní nabídku pro vydry a může mít za následek nižší hustoty vyder v oblastech s větší fragmentací toků. Příkladem takové oblasti může být Krkonošský národní park, kde jsou zjištěné hustoty vyder o něco nižší než v jiných oblastech s podobným habitatem (Orlické hory, Šumava) a jednou z příčin je pravděpodobně i vysoká fragmentace toků v Krkonoších (Poledník et al., in prep.).

Kromě dopravy je populace vydry říční v ČR ovlivněna i dalšími lidskými činnostmi, z hlediska fragmentace jejich biotopů je zřejmě tím nejvýraznějším stále se rozvíjející zástavba a s ní související jevy. V intravilánech obcí se např. často stavějí protipovodňové zdi, které pak v kombinaci s jezy vytváří pro vydru velmi těžko překonatelné bariéry. Zvíře je tak opět nuceno procházet přes komunikace nebo se ocitá v nepříznivém prostředí zastavěného území.

### **3. HODNOCENÍ VLIVU FRAGMENTACE KRAJINY NA VYDRU ŘÍČNÍ**

Ke zhodnocení vlivu fragmentace krajiny na populace vydry říční jsou samozřejmě v první řadě nutné údaje o jejím rozšíření a početnosti, nejlépe získávané v pravidelných intervalech a stejnými metodami, aby bylo možné vytvořit věrohodný obraz o vývoji vydřích populací. Je tedy potřeba pravidelný monitoring. Ten je v případě vydry nastaven v programu péče pro tento druh (Poledník et al. 2009) a skládá se z různých metod. Základem pro sledování vývoje rozšíření v dlouhodobém horizontu na celém území ČR je tzv. celostátní mapování rozšíření vydry říční, které probíhá jednou za pět let. Prováděno je metodou sledování pobytových znaků vydry pod vhodnými mosty (či jinými vhodnými body nebo úseky) v kvadrátové síti systému SJTSK, kde každý mapovací kvadrát je rozdělen na 4

podkvadráty, ve kterých se kontroluje po jednom bodu. Takto získané výsledky však hovoří pouze o rozsahu rozšíření druhu a nevypovídají o jeho početnosti, která se může v závislosti na úživnosti různých typů prostředí na lokální úrovni výrazně lišit. Proto se ve vybraných oblastech výskytu vydry pravidelně provádí také stopování na čerstvém sněhu, ze kterého lze poměrně přesně určit početnost, resp. hustota jedinců v dané oblasti. Dále jsou v ČR pravidelně monitorovány evropsky významné lokality (EVL), kde je předmětem ochrany vydra říční. Takových EVL je u nás celkem 26 a v závislosti na jejich charakteru a velikosti se používá metoda obsazenosti nebo návštěvnosti, obě založené na sledování přítomnosti pobytových znaků. Frekvence sledování je nastavena tak, aby každá EVL byla v průběhu 5 let dvakrát zkontrolována. Poslední metodou sledování populací vydry říční u nás jsou sběr a analýzy uhynulých jedinců, nalezených na celém území ČR. Tento typ monitoringu přináší velmi cenné údaje jednak o demografii a struktuře našich populací a jednak o ohrožujících faktorech působících na tyto populace. Všechny tyto informace jsou základem pro uvažované hodnocení, ke kterému musíme přidat další aktuální data, především ta o faktorech způsobujících fragmentaci vydřího biotopu (nové komunikace, nové či upravované mosty a propustky, rekonstrukce rybníků, úpravy břehů na tocích, změny v intenzitě dopravy, nevhodné či nefunkční oplocení, apod.). Máme-li toto vše k dispozici v dostatečné kvalitě, je možné (zejména na lokálnější úrovni) přesněji stanovit vzniklé vlivy fragmentace prostředí na vydří populaci.

Uvažujeme-li v tomto ohledu opět dva základní negativní vlivy způsobované fragmentací krajiny, tj. mortalitu a bariérový efekt (viz kapitola II.), lze situaci shrnout takto:

Vliv přímé mortality na populaci vydry říční lze sledovat prostřednictvím sběru uhynulých vyder, na základě kterého pak můžeme např. vypočítat, kolik procent celkové odhadované populace ročně umírá následkem srážky s vozidlem (aktuálně je skutečná mortalita vyder na silnicích odhadována na 20-40% celkové mortality vyder u nás – Poledník et al. 2017). Také je možné sledovat, zda tímto způsobem hynou více mláďata či dospělci, samci či samice, apod. a pomocí PVA či analýz senzitivity se můžeme pokusit určit sílu působení různých parametrů. Problémem v těchto úvahách však vždy zůstává to, že počet nalezených a nahlášených jedinců uhynulých na silnicích a dálnicích rozhodně neodpovídá celkovému počtu tímto způsobem usmrcených vyder. Ten musí být zákonitě vyšší, nicméně odhadovat o kolik, je velmi obtížné, proto má také procentuálně odhadovaná mortalita na silnicích poměrně velký rozptyl. V rámci snahy o snížení mortality vyder na silnicích jsou jako součást sběru uhynulých vyder zaznamenávány i údaje o přesných místech těchto kolizí a následně je prováděno hodnocení zjištěných rizikových míst pro určení priorit z hlediska naléhavosti jejich řešení. Hlavními hodnocenými charakteristikami rizikových míst jsou: počet nálezů uhynulých vyder, aktuální výskyt vyder v oblasti, návštěvnost vydrou, průchodnost místa, provoz na silnici a náročnost možného/navrhovaného opatření. Podrobnosti k celému procesu včetně mapy s lokalizací zatím identifikovaných kritických míst pro vydru v ČR naleznete na stránkách [www.vydrynasilnici.cz](http://www.vydrynasilnici.cz).

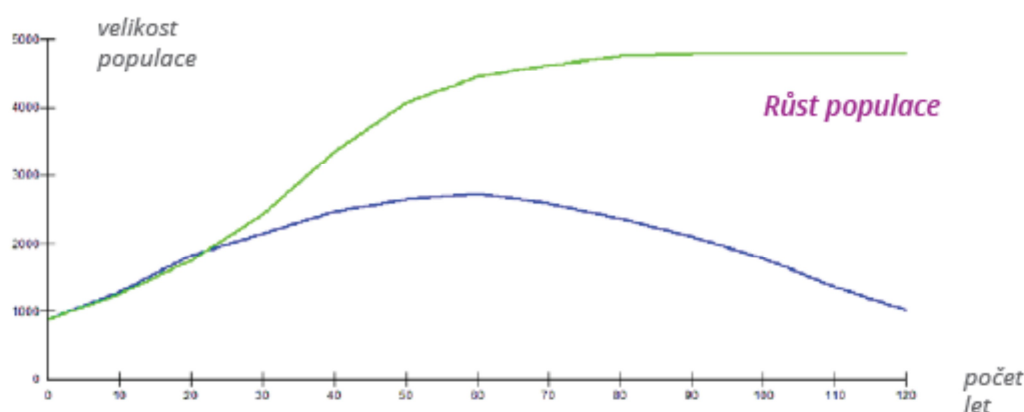
Vliv bariérového efektu je v podmínkách ČR pro vydru říční pravděpodobně problematický pouze lokálně. K jeho vyhodnocení by bylo nutné použít detailní monitoring a moderní genetické metody.

#### 4. MOŽNOSTI PREDIKCE BUDOUČÍCH VLIVŮ NA VYDRU ŘIČNÍ

Chceme-li odhadovat budoucí vlivy různých faktorů na populaci vydry, musíme mít k dispozici opět jak kvalitní data o samotné populaci (nejlépe včetně základního modelu jejího předpokládaného vývoje), tak údaje o uvažovaných faktorech – v tomto případě by se tedy jednalo např. o detaily plánovaných staveb, jejich technické parametry nebo odhady budoucích intenzit provozu na komunikacích.

Základním nástrojem pro predikci vývoje populací je analýza životaschopnosti populace (PVA – population viability analysis). Je to matematická metoda modelování vývoje, do které jako základní hodnoty vstupují právě údaje o demografii daného druhu (především o rozmnožování a úmrtnosti) a o vnějších faktorech bezprostředně působících na zkoumanou populaci. Nastavení modelu umožňuje mj. i porovnávat různé scénáře vývoje za předpokladu změny určitých vnějších faktorů. Tímto způsobem byl pro populaci vydry říční v ČR porovnán základní model vývoje (tj. při fixním nastavení vnějších vlivů na současné hodnoty, Poledníková et al. 2010) a model zohledňující předpokládané zvyšování intenzity dopravy (dle Bartoš et al. 2010). Výsledek byl alarmující, neboť ukázal, že oproti základnímu modelu, který ukazuje pozitivní vývoj populace s minimálním rizikem vyhynutí, se v případě modelu zohledňujícího narůstající intenzitu dopravy populace vydry po několika desetiletích začne zmenšovat a poměrně rychle narůstá pravděpodobnost jejího vyhynutí (viz Obr. 1, Poledníková et al. 2017). Na základě doposud sesbíraných dat i analýz senzitivity populace je přímá mortalita vyder jako následek fragmentace jejich biotopů především liniivými, ale i dalšími stavbami, v současné době považována za jeden z nejvíce ohrožujících faktorů pro její populaci. Proto považujeme za velmi důležité se touto problematikou i nadále zabývat a pokud možno co nejdříve přistoupit i k realizaci již navržených opatření na vymapovaných rizikových místech.

**Obr. 1. Srovnání základního modelu vývoje populace vydry říční v ČR dle současných podmínek (zelená křivka) a modelu zahrnujícího prognózy zvyšování objemu autodopravy v ČR (modrá křivka).** Zdroj: Poledníková et al. 2017.



Predikce budoucích vlivů se nemusí nutně týkat jen populace vybraného druhu, můžeme ji vztáhnout např. i k jednotlivým rizikovým lokalitám. Pro konkrétní křížení komunikací s vodními stanovišti (zejména mosty a propustky) lze na základě jejich charakteristik (technické řešení, velikost, materiál, poloha v terénu, atd.) a známých nároků vydry

odhadovat jejich rizikovost z pohledu tohoto živočicha i v případě absence reálných údajů o úmrtnosti.

## 5. PROCESY PLÁNOVÁNÍ A LEGISLATIVNÍ ASPEKTY

### Současná právní ochrana:

Dle zákona o ochraně přírody a krajiny č. 114/1992 Sb., v platném znění a jeho prováděcí vyhlášky č. 395/1992 je vydra říční zařazena do seznamu zvláště chráněných druhů živočichů do kategorie „silně ohrožený druh“. Evropská směrnice č. 92/43/EEC „O ochraně přírodních stanovišť, volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin“ zahrnuje vydra v příloze II – „druhy živočichů a rostlin v zájmu společenství, jejichž ochrana vyžaduje vyznačení zvláštních území ochrany“ a v příloze IV – „druhy živočichů a rostlin v zájmu společenství, které vyžadují přísnou ochranu“. Vydra dále figuruje v Příloze II. (tj. přísně chráněné druhy živočichů) Úmluvy o ochraně evropských planě rostoucích rostlin, volně žijících živočichů a přírodních stanovišť (Bernská úmluva). Prostřednictvím příloh Úmluvy o mezinárodním obchodu ohroženými druhy volně žijících živočichů a rostlin (CITES) je regulován i obchod s vydrami či výrobky z nich.

### Vztah fragmentace krajiny k legislativě

Zákon o ochraně přírody a krajiny (č. 114/1992 Sb., v platném znění) sice nastavuje základní podmínky ochrany zvláště chráněných druhů (tedy i zde řešené vydry říční), případně dalších zvláště chráněných druhů částečně vázaných na vodní a mokřadní ekosystémy), ale problematiku fragmentace krajiny nijak uceleně neřeší. Za účelem ochrany konektivity krajiny, resp. propojenosti biotopů různých druhů živočichů je proto nutné využívat jiné dílčí nástroje tohoto zákona. Jedná se především o již zmíněnou druhovou ochranu (obecnou a zvláštní), územní ochranu a vymezování územního systému ekologické stability.

Obecná druhová ochrana zajišťuje základní ochranu všech druhů rostlin a živočichů před zničením, poškozováním, zničením jejich ekosystému, atd. (§ 5, odst. 1). Zároveň jsou dle § 5, odst. 3 chráněni i jedinci všech druhů a jejich biotopy, mj. i před „nadměrným úhynem“, což je teoreticky použitelné právě v případě známých kritických míst s vysokou mortalitou, typickém i pro vydry. Bohužel, s ohledem na nejasnost základních pojmů (nadměrný úhyn, technicky a ekonomicky dostupné prostředky), obtížné prokazování působících negativních jevů a s tím související velmi komplikovanou vymahatelnost se v praxi tento nástroj zákona o ochraně přírody a krajiny v podstatě nevyužívá.

V případě zvláštní druhové ochrany lze využít k ochraně konektivity krajiny z pohledu těchto druhů jednu ze základních ochranných podmínek stanovených přímo v zákoně, a sice povinnost chránit biotop zvláště chráněných druhů (§ 50, odst. 1), neboť za biotop je z odborného hlediska považován jak prostor trvale obývaný daným druhem, tak prostor využívaný pouze k potřebným migracím či jiným pravidelným pohybům jedinců. Územní ochrana je přímo založena na podobném principu a na snaze chránit ucelenější oblasti různé rozlohy, které jsou z ekologického a ochrannářského hlediska něčím významné. Podmínky ochrany zvláště chráněných území (velkoplošných, maloplošných, soustavy Natura 2000) jsou poměrně přísné a v praxi vymahatelné a územní ochrana tak je schopna zajistit příznivé podmínky i pro celá vzácná společenstva a pro méně prostorově náročné druhy i

dostatečnou propojenost vhodných biotopů. Její efektivita je ale vždy závislá na tom, co je hlavním předmětem ochrany daného území a na velikosti tohoto území, resp. limitovaná jeho hranicemi. Vymezování ÚSES je zaměřeno na ochranu tzv. ekologických sítí s cílem udržet v krajině přírodní rovnováhu a ekologickou stabilitu. ÚSES se skládá z tzv. biocenter a biokoridorů, které jsou vymezovány na třech hierarchických úrovních (lokální, regionální, nadregionální). Bohužel zajištění průchodnosti či zprůchodňování krajiny pro volně žijící živočichy není jeho prvotním cílem a vymezování je založené spíše na základě vegetačních parametrů, většinou bez zohlednění migračních potřeb živočichů obývajících dané území.

Z hlediska vydry říční lze konstatovat, že pravděpodobně nejúčinnějším nástrojem pro zajištění ochrany jejích biotopů a konektivity mezi nimi, je druhová ochrana. Vydra patří k druhům s poměrně vysokými prostorovými nároky (domovské okrsky o velikosti až 37 km<sup>2</sup>, resp. délce až 180 km toků – Poledník, nepublikováno), navíc je svým způsobem vázána na vodní prostředí, což znamená i určitá specifika co se týče pohybů krajinou. Vzhledem k jejímu plošnému rozšíření v ČR je územní ochrana efektivní pouze lokálně a na úrovni celé ČR (tj. celkové populace vydry u nás) problém fragmentace biotopu tohoto druhu ani nemůže vyřešit. Podobnou situaci předpokládáme i v případě vymezování ÚSES – pro místní populace vydry může být přínosný, nicméně v širším měřítku prostupnost vydřích biotopů neřeší, neboť metodika jeho vymezování není v souladu s principy, které by prostupnost krajiny pro vydru umožnily. Zbývá tedy druhová ochrana, prostřednictvím které (byť s očekávanými potížemi s aplikací v praxi) je možné řešit prevenci před mortalitou na kritických místech komunikací (obecná druhová ochrana) i celkovou ochranu biotopu vydry jakožto zvláště chráněného živočicha včetně dostačující návaznosti (zvláštní druhová ochrana).

Druhým zákonem, jehož aplikace má vliv na fragmentaci či naopak lepší průchodnost krajiny pro živočichy, je zákon o územním plánování a stavebním řádu (tzv. „stavební zákon“, č. 183/2006 Sb., v platném znění). Zabývá se využíváním území a podobně jako ÚSES problematiku řeší ve třech základních hierarchických úrovních: lokální, regionální a celostátní. Ochranu konektivity krajiny pro živočichy lze na základě tohoto zákona zajistit prostřednictvím tzv. územně analytických podkladů, jejichž součástí jsou mj. i limity využití území z důvodu ochrany přírody a krajiny. V rámci rozhodovacích procesů v územním plánování je stanovena povinnost pořádit a využít tyto podklady. Z hlediska ochrany konektivity vydřích biotopů je tedy důležité vždy dodržovat výše uvedená pravidla a od počátku všech procesů zohledňovat specifika každého území, s důrazem na výskyt vydry. Možné negativní vlivy a hrozící fragmentace vydřích populací by měla být řešena na lokální (územní plány obcí) a regionální (územní plány velkých územních celků) úrovni.

Třetím zákonem významným v problematice fragmentace krajiny je zákon o posuzování vlivů na životní prostředí (č. 100/2001 Sb., v platném znění). Nastavuje procesy, které by měly na samém počátku plánování zhodnotit možné vlivy nově zamýšlených záměrů či koncepcí na různé složky životního prostředí, včetně předpokládaných dopadů týkajících se fragmentace krajiny. Tyto procesy fungují na dvou úrovních: posuzování koncepcí (SEA), které se vztahuje na koncepční materiály a posuzování záměrů (EIA), které se vztahuje na konkrétní záměry, jež mohou znamenat vytváření bariér v krajině (např. výstavba komunikací či průmyslových zón). Posouzení by vždy mělo obsahovat i návrhy pro předcházení zbytečné fragmentaci krajiny, případně pro snižování jejích dopadů. K výhodám procesů SEA a EIA patří mj. i doporučení porovnávat více variant řešení dané koncepce/záměru, včetně té nulové (tj. varianta záměr vůbec nerealizovat), možnost zapojení širší veřejnosti a vazba na



územní a stavební řízení, která jsou povinna zohlednit podmínky stanovené v závěrečných stanoviscích vzešlých z těchto procesů. Vydry říční se budou týkat především procesy EIA v případě konkrétních záměrů v oblastech jejího výskytu. V závislosti na typu a rozsahu plánovaného záměru je možné zajistit ochranu konektivity krajiny pro vydrů prostřednictvím tzv. migračních studií (Anděl et al. 2011, Šikula a Libosvár 2013) na různých úrovních (strategická, rámcová, detailní). Tyto studie se využívají hlavně v případě liniových dopravních staveb a začlenění problematiky zajištění konektivity krajiny pro semiakvatické druhy živočichů je nejvhodnější ponejvíce na úrovni rámcových, případně detailních migračních studií.

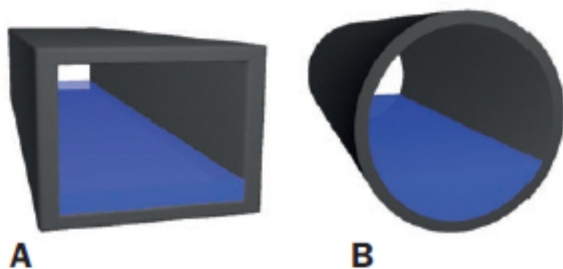
## **6. HLAVNÍ TYPY MOŽNÝCH OPATŘENÍ PRO VYDRU ŘÍČNÍ**

K řešení průchodnosti krajiny pro vydrů říční je smaozřejmě nutné – stejně jako u dalších skupin živočichů – přistupovat ze dvou základních pohledů: a) plánování nových záměrů v krajině, které by měly být navrhovány tak, aby fragmentaci předcházely, resp. nezhoršovaly dosavadní průchodnost na daném místě a b) kde je to možné, zprůchodňování stávajících bariér v krajině a rizikových míst doplňkovými opatřeními či v rámci jejich rekonstrukcí (např. mostů). V této kapitole se pokusíme představit základní možná řešení z obou těchto pohledů pro výše uvedené hlavní typy bariér pro vydrů říční (viz kapitola II.). K sepsání této kapitoly byla využita aktualizovaná metodika AOPK ČR „Vydra a doprava – příručka k omezení negativního vlivu dopravy na vydrů říční“ (Hlaváč et al. 2017), ze které byla převzata většina nákrešů a fotografií a na kterou zároveň odkazujeme i pro detailnější návrhy popisovaných řešení.

### **6.1 Propustky a mosty**

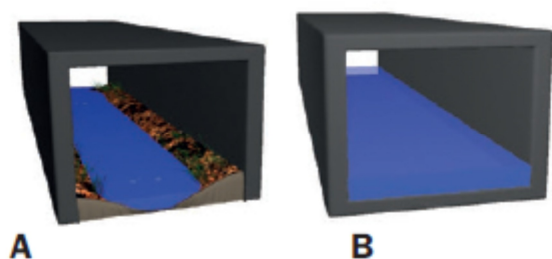
Při plánování nových komunikací je nezbytné navrhovat místa křížení s vodotečemi s ohledem na jejich využití jako průchodů pro vydrů říční a další dotčené zástupce naší fauny a prostřednictvím možných legislativních procesů toto zohlednění kontrolovat. K základním zásadám vhodně navržených propustků patří: preference rámových propustků před trubními, volba vhodných rozměrů především s ohledem na poměr průřezu a celkové délky propustku, volba vhodného materiálu (např. přírodní podklad, kámen), vhodné řešení spádu s ohledem na předpokládaný průtok vody a vhodné řešení vtoku a výtoku (např. bez usazovacích jímek či česel a ne příliš vysoko nad terénem). V případě mostů jsou obdobně takovými hlavními zásadami: zajištění suchých břehů v podmostí, vhodné rozměry s dostatečným indexem otevřenosti (Anděl et al. 2011), zachování co nejpřirozenějšího charakteru dna a okolních břehů pod mostem. Následující nákrešy a fotografie ilustrují výše uvedené zásady a uvádějí příklady vhodných i nevhodných řešení či možných opatření na zprůchodnění propustků a mostů pro vydrů.

Obr. 2. Základní typy propustků a jejich vlastnosti ovlivňující průchodnost pro vydru. Zdroj: Hlaváč et al. 2017.



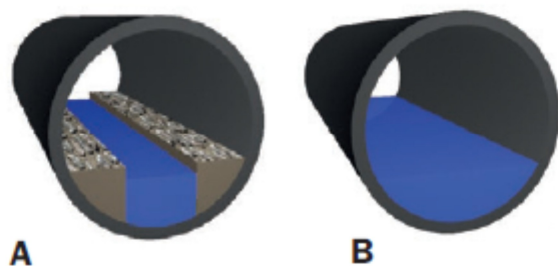
Z hlediska průchodnosti pro vydru je vhodnější **rámový propustek (A)**, neboť při stejném průtoku vody je v něm menší hloubka vody než v **propustku trubním (B)**.

### 2.1 Příčný profil propustku



Rámové propustky jsou pro průchod zvířat vhodnější, protože lze buď využít přímo přirozené dno nebo u nich dochází alespoň k usazování splavenin a dno tak získává přirozenější charakter.

### 2.2 Vliv typu dna na průchodnost pro vydru



Průchodnost trubních propustků větších rozměrů lze zlepšit instalací postranních berem (A).

### 2.3 Vliv přítomnosti břehů na průchodnost pro vydru

Obr. 3 Nevhodné a přijatelné řešení.



Propustky, u kterých voda přesahuje třetinu jejich průřezu, jsou pro vydru většinou neprůchozí.

### 3.1 Nevhodné řešení. Zdroj: Poledníková et al. 2017.



Propustky, kde množství protékající vody umožňuje vydře jít po dně, jsou pro ni většinou průchozí.

**3.2 Přijatelné řešení.** Zdroj: Hlaváč et al. 2017.

**Obr. 4 Nevhodná řešení.** Průchodnost jinak vhodných propustků může být omezena nevhodnými technickými úpravami na vtoku: zde sedimentační jímka (A) a česle k zachycování splavenin (B). Zdroj: Hlaváč et al. 2017.



**Obr. 5 Vhodná řešení.** Suché propustky vydra bez problému využívá. Zdroj: Hlaváč et al. 2017.

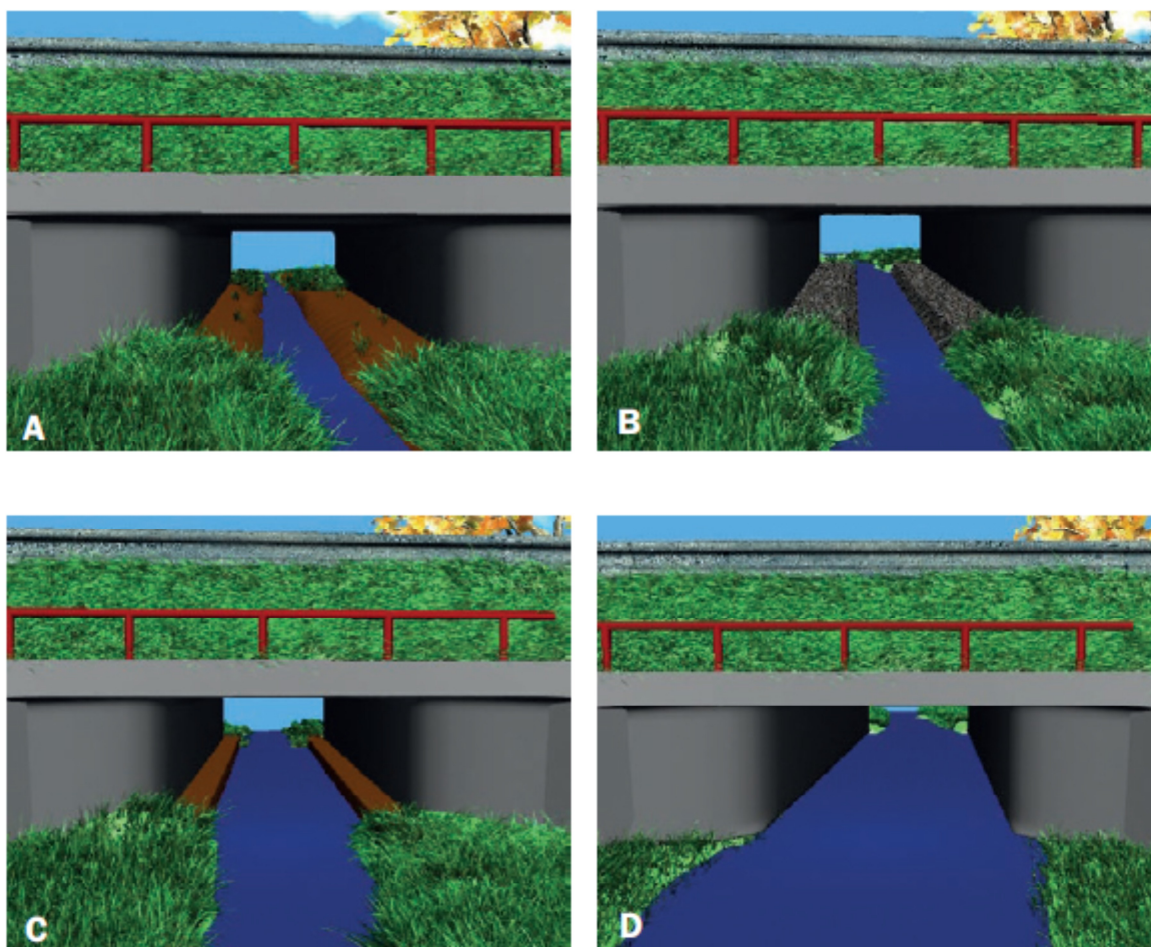




**Obr. 6** Vhodná řešení a typy dna. Propustky s přirozeným dnem (A) využívají vydry ochotněji než v případě technického dna (B). Přirozené dno také umožňuje snadnější monitoring funkčnosti (viditelné stopy, v tomto případě navíc vhodně umístěný kámen vybízí vydru ke značkování). Zdroj: Hlaváč et al. 2017.



**Obr. 7** Různé varianty zajištění suchých břehů pod mostem pro průchod vydry: A – přirozené břehy (optimální situace), B – kamenné postranní bermy (přijatelné řešení), C – zděné či dřevěné postranní lávky (mezní řešení) a D - most bez suchých břehů v podmostí (neakceptovatelné řešení). Zdroj: Hlaváč et al. 2017.



**Obr. 8 Nevhodná řešení. Mosty, kde voda sahá od opěry k opěře, vydry zpravidla neprocházejí.**



Zdroj: Hlaváč et al. 2017.



Zdroj: Poledníková et al. 2017.

**Obr. 9 Vhodná řešení. Příklady mostů, u kterých existují v podmostí suché břehy a jsou tudíž pro vydru průchozí. Zdroj: Hlaváč et al. 2017.**



A



B



C



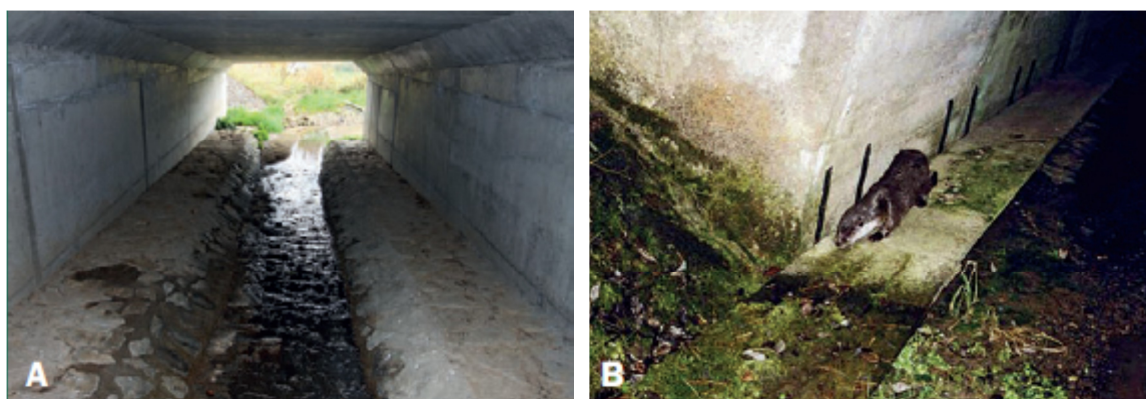
D

Co se týče zprůchodňování stávajících propustků, řešení může být velmi často jednoduché a levné, v mnoha případech stačí zajistit potřebnou údržbu a propustky pravidelně čistit od nánosů a zplavenin. Dále přichází v úvahu úprava nevhodného vtoku či výtoku tak, aby byl propustek na obou stranách pro zvířata průchozí (viz výše – odstranění česel, zprůchodnění usazovacích jímek či příliš vysokých stupňů instalací ramp nebo schůdků). U stávajících nevhodně řešených mostů je možné průchodnost pro vydru zlepšit např. instalací vodorovné bermy či boční lávky (viz Obr. 10) o šířce alespoň 40 cm (nejlépe po obou stranách břehů),



případně výstavba tzv. vydřího tunelu (viz Obr. 11) poblíž takového mostu (jedná se o suchý propustek zhotovený přímo pro migraci vydry, který by měl ústit nad hladinou vody a mít vhodně řešené navedení oplocením či přirozenou vegetací). Tyto zásady je samozřejmě nutné dodržovat i při rekonstrukcích mostních objektů a snažit se je realizovat tak, aby průchodnost pro vydry i další živočichy zůstala minimálně zachována, popřípadě byla zlepšena. Nedávno provedené terénní kontroly rizikových míst pro vydru přinesly poměrně zajímavý a pozitivní výsledek, neboť ukázaly, že u 95% těchto míst je reálné nějaké technické řešení pro zprůchodnění a u více než 50% těchto míst by nebylo při navrhovaných úpravách nutné zasahovat do vozovky (Poledník et al. 2017).

**Obr. 10 Úpravy nevhodných mostů. Původně neprůchozí most lze upravit např. dodatečným vybudováním berm (A) nebo lávky (B), nejlépe po obou stranách. Zdroj: Hlaváč et al. 2017.**



**Obr. 11 Úpravy nevhodných mostů – vydří tunel. Pokud není možné vybudování berm či lávek (nepřípustné snížení kapacity mostu, příliš složité či nákladné řešení), je možné most zprůchodnit vybudováním vydřího tunelu. Zdroj: Hlaváč et al. 2017.**



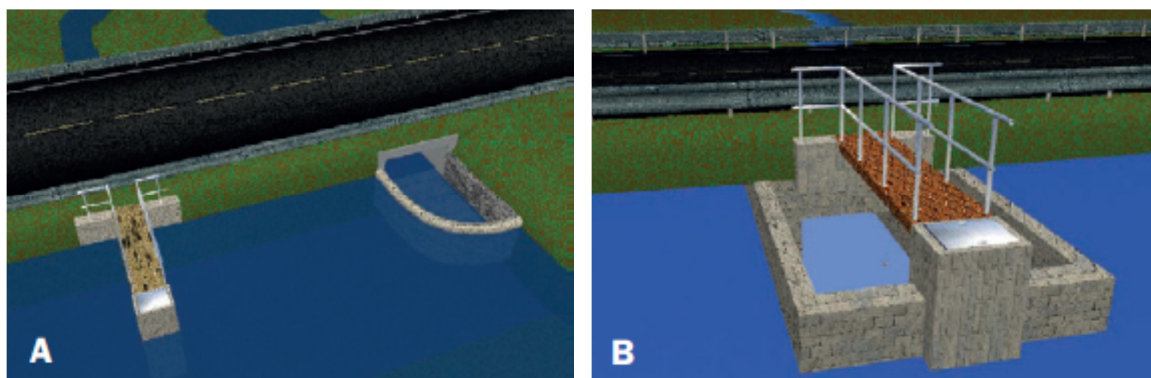
## 6.2 Silnice vedoucí po hrázi rybníků

Průchodnost, resp. rizikovost pro vydru je v těchto případech dána především způsobem, jakým je řešeno převedení tzv. velkých vod pod silnicí. Pokud je průtok řešen dvěma objekty - požerákem a bezpečnostním přelivem (viz Obr. 12 A), může být přeliv za určitých okolností průchozí. Řešení jedním, tzv. sdruženým bezpečnostním objektem (viz Obr. 12 B, 13 a 16) je bohužel pro vydru nepřekonatelnou bariérou, která ji nutí přebíhat hráz rybníka přes silnici.

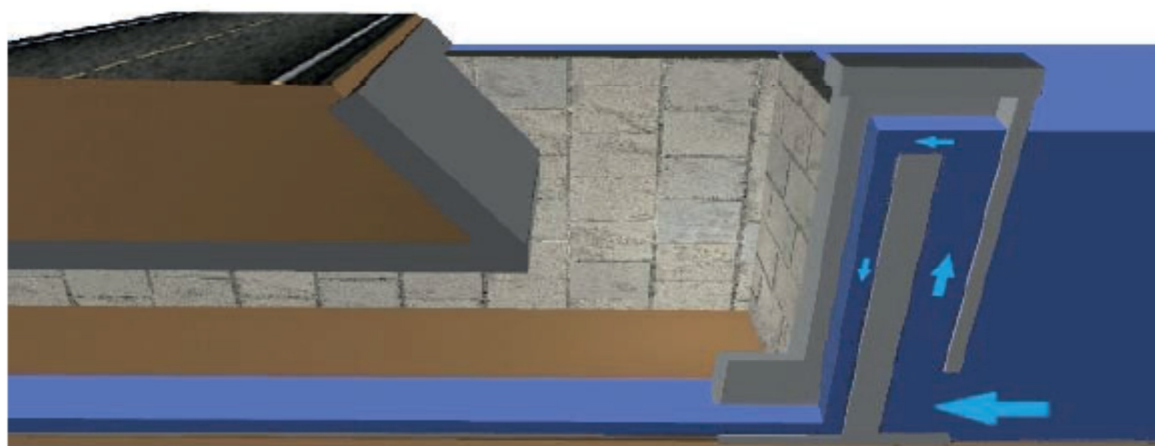
Z těchto důvodů doporučujeme při přípravě nových záměrů na stavby rybníků dodržovat tyto hlavní zásady:

- Pokud možno se vyhýbat záměrům, v kterých hráz rybníka tvoří těleso silnice
- Pokud přesto dojde k realizaci takového záměru, požadovat oddělené řešení hrázových objektů, tj. samostatně požerák a bezpečnostní přeliv
- Pokud to lze, instalovat v hrázi bezpečný vydří tunel (viz Obr. 14)
- Bezpečnostní přeliv řešit s bezbariérovým přechodem od přelivné hrany do koryta pod přelivem (např. kamenný skluz nebo dostatečně široká rampa – viz Obr. 15)
- Pokud je plánováno umístění česel na hraně přelivu k omezení úniku ryb, v místě pravděpodobného pohybu vyder česle přerušit nebo vydry vhodným způsobem navést do místa zavázání přelivu do tělesa hráze

**Obr. 12** Možnosti převedení vody z rybníka pod silnicí vedoucí po jeho hrázi: **A** – samostatný požerák a bezpečnostní přeliv, **B** – sružený bezpečnostní objekt. Zdroj: Hlaváč et al. 2017.

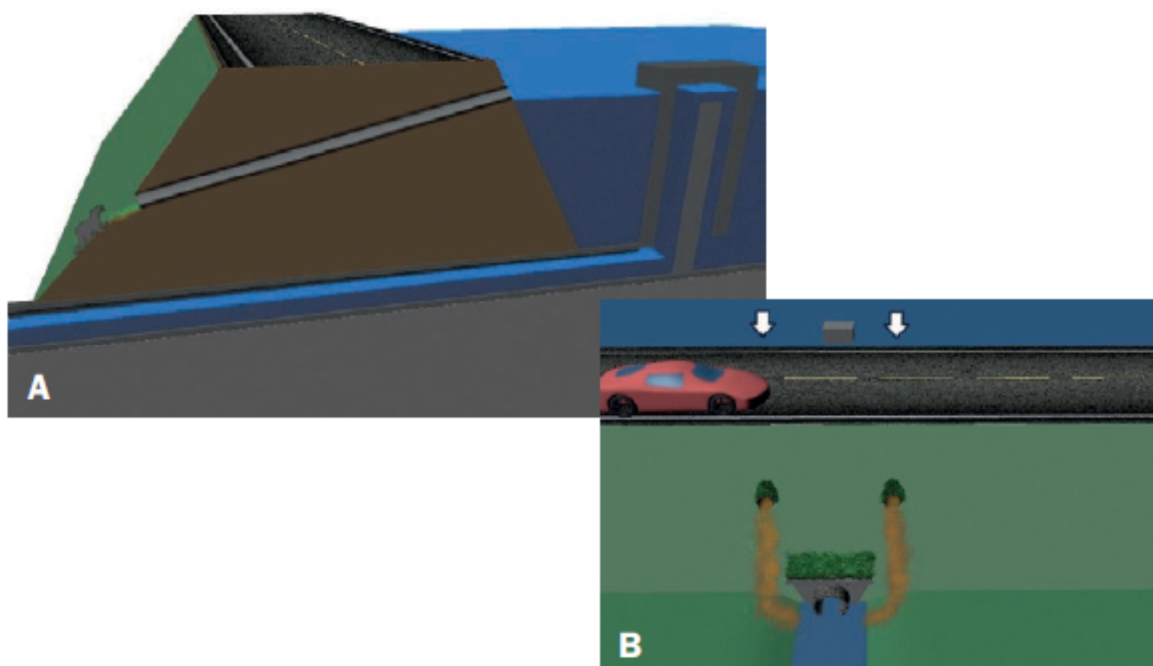


**Obr. 13** Sružený bezpečnostní objekt. Stěna přelivu u sruženého bezpečnostního objektu je většinou kvůli spojení s požerákem mnohem vyšší než u samostatných bezpečnostních přelivů. Sružené objekty jsou proto pro vydry neprůchozí a většinou ani neumožňují nápravu formou instalace rampy, protože ta by při dané výšce stěny přelivu byla příliš strmá. Zdroj: Hlaváč et al. 2017.

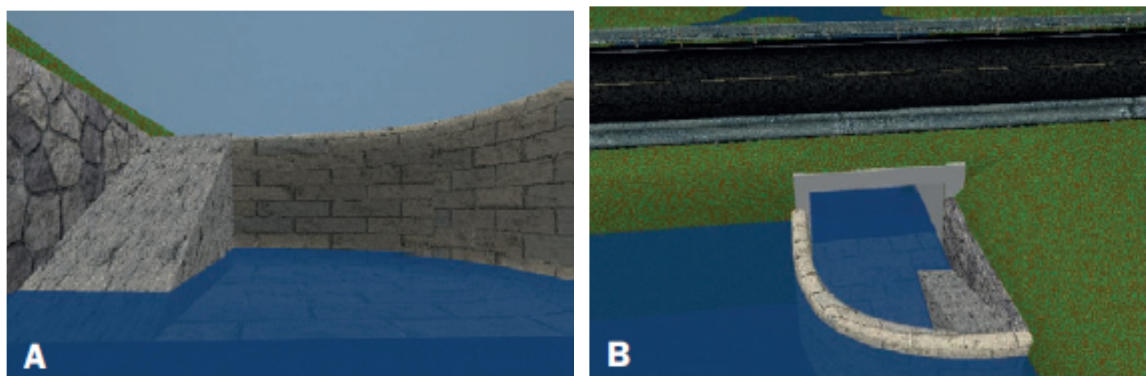


V případě již existujících rybníků, jejichž hrázové objekty jsou pro vydru neprůchozí, lze problém vyřešit instalací vydrního tunelu (Obr. 14). Měl by být zhotoven v místě výpusti a na návodní straně ústít nad maximální hladinou vody. Velmi důležité je v těchto případech i vhodné umístění ústí tunelu na obou stranách a navedení zvířat k nim. V některých případech není pro vydru průchozí ani zvlášť vybudovaný bezpečnostní přeliv, neboť má příliš vysoké svislé spadiště. Tento problém lze řešit dodatečnou instalací rampy spojující dno koryta s hranou přelivu (Obr. 15). Pro funkčnost takového řešení je důležitý mj. i vhodný materiál (kámen, dřevo, zdrsňený povrch pro strmější sklon) a šířka a sklon rampy.

**Obr. 14** Vydrí tunel v hrázovém objektu. Pokud jsou hrázové objekty pro vydru neprůchodné, může být vhodným řešením vybudování vydrního tunelu. **A** – pohled z profilu, **B** – pohled směrem k rybníku (šipky naznačují místa vyústění). Zdroj: Hlaváč et al. 2017.



**Obr. 15** Zprůchodnění bezpečnostních přelivů. Jednoduchým způsobem zprůchodnění většiny samostatných bezpečnostních přelivů u rybníků je instalace postranní rampy. **A** – pohled od průchodu, **B** – celkový pohled na bezpečnostní přeliv. Zdroj: Hlaváč et al. 2017.





**Obr. 16 Nevhodné řešení. Tzv. sdružený bezpečnostní objekt vytváří ve většině případů pro vydru nepřekonatelnou bariéru.** Zdroj: Hlaváč et al. 2017.



**Obr. 17 Vhodná řešení. Bezpečnostní přepad s výškovým stupněm do 20 cm je pro vydru průchozí.** Zdroj: Hlaváč et al. 2017.

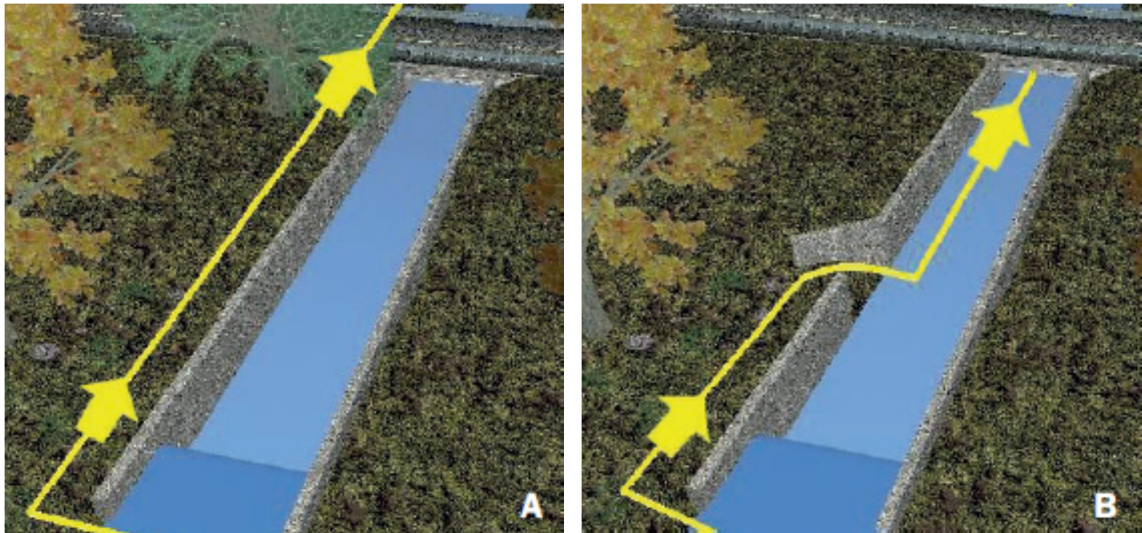


### 6.3 Migrační bariéry na vodních tocích

Z této kategorie bariér jsou pro vydru nejrizikovější místa, kde se kombinuje příčná (jez či stupeň, hráz, přehradní zeď, apod.) a podélná (kolmé stěny regulovaných toků) překážka na toku a v blízkosti takového místa vede komunikace (viz Obr. 18 a 19). Z hlediska plánování nových záměrů je tedy potřeba takovéto situace eliminovat a zajistit průchodnost pro vydry podél toku. V místech, kde už taková situace nastala, je možné ji řešit různými způsoby. Nejjednodušší může v mnoha případech být zprůchodnění příčné překážky tak, aby vydra nemusela opouštět vodní tok. Toho lze docílit např. kompletním zrušením dané překážky, výstavbou přírodě blízkého typu rybochodu (viz Obr. 20 A), který je průchodný i pro vydru, nebo instalováním rampy (viz Obr. 20 B). Ta je využitelná hlavně u nižších příčných překážek, měla by mít zdrsnělý povrch nebo být ve tvaru schodů a mít sklon cca 45°. Další variantou řešení je úprava podélné překážky tak, aby se vydra po obejití příčné překážky mohla co nejdříve vrátit zpět do toku (viz Obr. 18 B). Většinou se jedná o přerušení kolmých stěn ve vhodných místech spojené s naváděcím oplocením. Poslední a také asi nejsložitější

možností je navedení vyder prostřednictvím vhodných úprav v krajině (využití terénu, vegetace a oplocení) do jednoho bezpečného místa, v kterém může komunikaci překonat.

**Obr. 18** Příklad bariéry na toku. Vysoký jez, za kterým se podél toku táhnou z obou stran svislé stěny až po křížení toku s komunikací, představuje pro vydru velmi rizikovou situaci. Zvíře jez obejde mimo tok, ale pak se již nemá možnost do něj vrátit a křížící silnici tedy nemůže podejít, ale musí ji přebíhat vrchem (A). Řešením takové situace je např. přerušení svislé zdi co nejdříve za jezem (B), aby zvíře mělo možnost se po jeho obejití hned vrátit do toku. Šipky naznačují pohyb vydry v dané situaci. Zdroj: Hlaváč et al. 2017.

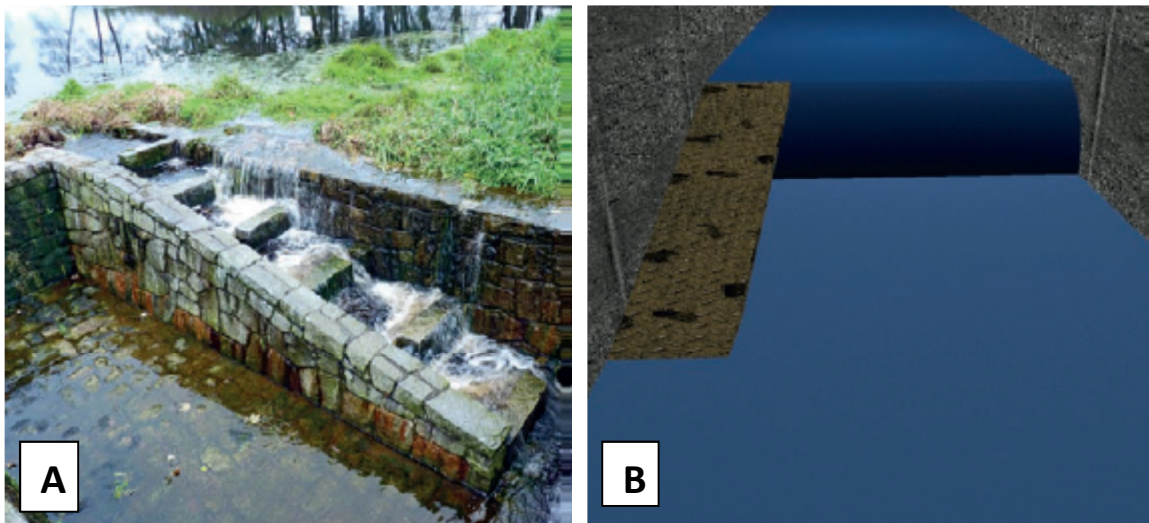


**Obr. 19** Konkrétní pro vydru neprůchozí lokality. Dlouhé úseky toku se svislými nábrežními zdmi představují pro většinu semiakvatických živočichů migrační bariéru (A – Čerkovický potok v Soběslavi). Pokud je na takto upraveném toku vytvořena příčná bariéra (např. vysoký jez – B – jez na řece Jihlavě v Třebíči), jde o zásadní problém pro všechny živočichy včetně vydry. Při pokusu o obejití takové bariéry končí zvířata často v rušných ulicích města. Zdroj: Hlaváč et al. 2017.





**Obr. 20** Možnosti zprůchodnění příčných překážek na tocích. K překonání vyšších jezů může vydra i další semiakvatictí živočichové využít také některé typy rybochodů A). Některé příčné překážky na tocích, např. jezy lze pro vydra jednoduše zprůchodnit instalací rampy. Zdroj: Hlaváč et al. 2017.



#### 6.4 Další možné situace

Vzhledem k tomu, že je téměř nemožné problémová místa v této kategorii správně identifikovat, není ani možné navrhnout nějaká obecná řešení. Nicméně z preventivních důvodů je samozřejmě důležité při plánování nových záměrů vždy uvažovat danou lokalitu v jejích širších souvislostech, nezanedbat např. nedaleký výskyt rybníku, potoku či mokřadu, které mohou znamenat častou migraci vyder územím a zohlednit stávající situaci na místě i v okolí včetně např. již existujících bariér.

### 7. NEJVHODNĚJŠÍ METODY HODNOCENÍ ÚČINNOSTI REALIZOVANÝCH OPATŘENÍ PRO VYDRU ŘIČNÍ

Každé opatření realizované ve prospěch průchodnosti krajiny pro vydra i pro jiné druhy živočichů je samozřejmě žádoucí pečlivě sledovat, a to hned z několika důvodů.

Tím základním je monitoring samotné existence opatření a jeho údržba – v závislosti na typu opatření např. pravidelné kontroly lávek či oplocení a jejich udržení v nepoškozeném stavu, kontroly průtoků v propustcích a jejich případné vyčištění od naplavenin, apod. V tomto ohledu je velmi důležité, aby byl jasně stanoven subjekt zodpovědný za tento monitoring a související kontroly, neboť bez pravidelné údržby mnoho opatření rychle ztratí svou účinnost. Lze předpokládat, že ve většině uvažovaných případů je z logiky věci tímto subjektem správce komunikace, na které se řešené opatření/objekt nachází.

Dalším důležitým aspektem je funkčnost sledovaného opatření, chceme vědět, zda je dané opatření opravdu využíváno zamýšleným druhem (případně i jinými) a v jaké míře. K tomuto monitoringu lze využít různé metody, nejčastěji založené na sledování pobytových znaků (stop, trusu) nebo přímo jedinců (fotopasti či kamery). Konkrétní nastavení takového monitoringu (rozsah, doba trvání, frekvence kontrol, atd.) závisí vždy na dané individuální

situaci a případných konkrétních otázkách, které se snažíme zodpovědět. Plánován by měl být vždy už při přípravě samotného opatření, včetně zajištění zodpovědného realizátora a potřebných finančních prostředků (Hlaváč et al. 2017).

Budeme-li opravdu důslední, bude nás v poslední fázi zajímat také vliv realizovaného opatření na místní populaci vydry (případně i jiných druhů). Samotné potvrzení funkčnosti jednou z výše uvedených metod totiž ještě takovou informaci nepřináší. Např. nově upravený propustek či most může využívat jeden místní jedinec a ostatní zvířata se budou stále zdráhat místem projít. Je tedy důležité pokud možno zjistit i skladbu a podíl jedinců v populaci, pro které je opatření funkční a využívají jej. Takové údaje je možné získat např. metodami genetických analýz či telemetrického sledování, které jsou ovšem časově, personálně i finančně velmi náročné. Proto se doporučuje studie tohoto typu provádět jen ve vybraných modelových případech, přičemž získané poznatky mohou být aplikovatelné i pro další podobné situace (Hlaváč et al. 2017).

## 8. POUŽITÁ LITERATURA:

ALKA Wildlife, o.p.s. Databáze nálezů uhynulých jedinců vydry říční z ČR. Kontinuálně aktualizovaná databáze.

Anděl P., Belková H., Gorčicová I., Hlaváč V., Libosvár T., Rozínek R., Šikula T. a Vojar J., 2011: Průchodnost silnic a dálnic pro volně žijící živočichy. Evernia, Liberec, 154 s.

Bartoš L., Richtr A., Martolos J. 2010: Prognóza intenzit automobilové dopravy. EDIP s.r.o., Liberec, 22 stran.

Hájková, P. 2008: Ochranařská genetika vydry říční. Disertační práce. Masarykova Univerzita v Brně. Přírodovědecká fakulta.

Hlaváč V., Poledník L., Poledníková K., Šíma J. a Větrovcová J. 2017: Vydra a doprava – metodická příručka k omezení negativního vlivu dopravy na vydru říční. Metodika AOPK ČR, 40 stran.

Kruuk H. 1995: Otters: ecology, behaviour and conservation. Oxford University Press, 265 stran.

Poledník L., Poledníková K., Roche M., Hájková P., Toman A., Václavíková M., Hlaváč V., Beran V., Nová P., Marhoul P., Pacovská M., Růžičková O., Mináriková T. a Větrovcová J. 2009: Program péče pro vydru říční (*Lutra lutra*) v České republice v letech 2009-2018. AOPK ČR, 84 stran.

Poledník L., Poledníková K., Beran V. a Mináriková T. 2017: Průchodnost silnic z pohledu vydry říční. Fórum ochrany přírody 02/2017, 37-42.

Poledník L., Poledníková K., Větrovcová J., Beran V. a Pavel V.: Zimní sčítání vydry říční ve vybraných oblastech České republiky v letech 2013-2017. Bulletin Vydra, in prep.

Poledníková K., Poledník L., Hájková P., Zemanová B., Větrovcová J., Hlaváč V., Beran V., Čamlík G. a Mináriková T. 2010: Struktura, dynamika a růst populace vydry říční (*Lutra lutra*) v České republice. Zpráva z projektu VaV SP/2d4/16/08 pro MŽP, 44 stran.

Poledníková K., Poledník L., Beran V., Mináriková T., Hlaváč V., Větrovcová J., Husáková L., Vadlejš J., Bárťová E. a Hájková P. 2017: Sběr a analýzy uhynulých vyder říčních v České republice. ALKA Wildlife, o.p.s., Peč, 30 stran.

Šikula T. a Libosvár T., 2013: Posuzování vlivů liniových staveb na životní prostředí má další nedílnou součást – migrační studie. EIA – IPPC – SEA 18/1 (leden 2013), str. 2-7.

#### **Další použité informační zdroje:**

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

Vyhláška č. 500/2006 Sb., o územně analytických podkladech, územně plánovací dokumentaci a způsobu evidence územně plánovací činnosti

[www.vydrynasilnici.cz](http://www.vydrynasilnici.cz)

Zákon č. 100/2001 Sb. o posuzování vlivů na životní prostředí

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

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

## **IV. Závěr**

Semiakvatické druhy živočichů jsou charakteristické svou vazbou na vodní prostředí a využíváním tohoto prostředí i k migracím krajinou. Přestože tento materiál je zaměřen jen na dva zástupce této skupiny a i mezi nimi existují určité rozdíly, lze konstatovat, že z pohledu těchto druhů je největším problémem spojeným s fragmentací krajiny mortalita způsobená nevhodným řešením křížení dopravních cest s vodními plochami a vodotečemi, případně větší vodohospodářské stavby. Tyto negativní vlivy lze zmírnit v případě nových staveb (mostů, propustků, rybníků, vodních elektráren, apod.) kvalitním plánováním a zohledněním potřeb těchto živočichů hned v jeho počátcích. V případě stávajících staveb pak lze realizovat různá nápravná opatření, která mohou být až překvapivě jednoduchá. U menších propustků často ke zvýšení využitelnosti semiakvatickými druhy stačí jen pravidelná údržba, aby nebyly zanesené naplaveninami, u mostů pak zajištění suchého průchodu. Co se týče sekundárních vlivů fragmentace krajiny na populace bobra či vydry, prozatím o nich neexistují dostatečné údaje a tato problematika vyžaduje další výzkum.



---

Ministerstvo životního prostředí

Podpořeno grantem z Islandu, Lichtenštejnska a Norska. Součástí projektu „Komplexní přístup k ochraně fauny terestrických ekosystémů před fragmentací krajiny v ČR (EHP-CZ02-OV-1-028-2015)“.

Tento dokument byl vytvořen za finanční podpory EHP fondů 2009-2014 a Ministerstva životního prostředí. Za obsah tohoto dokumentu je výhradně odpovědná AOPK ČR a nelze jej v žádném případě považovat za názor donora nebo Ministerstva životního prostředí.