

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra chemie



Vydra říční *Lutra lutra* (Linnaeus, 1758) v Krkonoších

Bakalářská práce

Autor práce: Tereza Lindrová

Obor studia: Speciální chovy

Vedoucí práce: Ing. Renata Masopustová, Ph.D.

© 2020 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou bakalářskou práci "Vydra říční *Lutra lutra* (Linnaeus, 1758) v Krkonoších" jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucího bakalářské práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autorka uvedené bakalářské práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušila autorská práva třetích osob.

V Praze dne _____

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala paní Ing. Renatě Masopustové, Ph.D. za odborné vedení práce a konzultace, poskytnuté materiály, vlídný přístup a cenné připomínky. Dále děkuji paní Aleně Hofrichterové ze Zoo Praha za informace z odborné databáze, panu RNDr. Jířimu Flouskovi, Ph.D. za odbornou spolupráci a všem, kteří mi pomohli k napsání této bakalářské práce.

Vydra říční *Lutra lutra* (Linnaeus, 1758) v Krkonoších

Souhrn

Cílem této práce bylo zjištění, utřídění a shrnutí informací týkajících se historie výskytu a aktuálního stavu vydry říční *Lutra lutra* v Krkonoších s bližším zaměřením na příčiny jejího ohrožení a na možnosti ochrany volně žijící populace v ČR, včetně ochrany druhu *ex situ*. Práce je napsána formou literárního přehledu především z vědecké literatury.

Vydra říční má největší areálové rozšíření ze všech druhů vyder, které se rozkládá napříč eurasijským kontinentem a zasahuje až do Afriky. V Česku, které je v současnosti osídlené vydrou z 98 % (95 % výskyt trvalý a 3 % přechodný), je odhadovaný početní stav populace cca 3700 dospělých jedinců a 1100 mláďat, tedy celkem 4800 všech vyder. Vyskytují se zde tři (sub)populace – jihočeská, severočeská a severovýchodní Moravy – dříve izolované, nyní vzájemně propojené. Výzkum genetické variability vyder v ČR dle analýzy pomocí F-indexů ukázal, že se česká populace nalézá v Hardy-Weinbergově rovnováze a nebyla prokázána zvýšená četnost příbuzného křížení.

Po vymizení vydry ve 20. století z mnoha oblastí zapříčiněného převážně nelegálním lovem, úbytkem vhodných stanovišť, znečištěním a nevhodnými regulacemi vodních toků, nastala v posledních desetiletích rekolonizace v důsledku zlepšení podmínek životního prostředí a důslednější právní ochrany. Dnes je významným ohrožením zejména nezákonný lov, způsobený především konfliktem s rybářskými subjekty, neboť jim vydra způsobuje ztráty na rybách. A ačkoliv je v Česku možné využít několik preventivních opatření proti její predaci a také lze požádat o státní finanční kompenzaci způsobených škod, počet nezákonně zabitých vyder přibývá. Jen mezi roky 1990 a 2005 zde bylo objeveno téměř 20 pastí a mezi 1991 a 2017 38 jedinců (dva se podařilo zachránit), kteří byli úmyslně zabiti člověkem. Další velké nebezpečí představuje doprava. V ČR je každým rokem nalezeno zhruba 50 uhynulých jedinců na silnicích s odhadem reálného počtu přinejmenším 100. Tento problém lze snížit často finančně nenáročnými úpravami infrastruktury – budováním upravených podchodů, propustek nebo jiných vhodných konstrukcí pro vydry i jiné živočichy. Ochrana *ex situ* je zde řešena chovem ve 4 zoologických zahradách (ZOO Plzeň, Děčín, Hluboká nad Vltavou a Brno) a jiných zařízeních (Stanice Pavlov o.p.s., Český nadační fond pro vydru). Na severní Moravě také proběhla repatriace mezi roky 1994-2003, kdy bylo vypuštěno 29 jedinců s cílem propojení (sub)populací a zajištění jejich stability.

Vydra říční se v Krkonoších vyskytuje ve 400-900 m n. m. a její vymizení odtud souviselo zejména s lovem jako největší škodné v pstruhových tocích (a rybnících), díky čemuž zde byla již na počátku 18. století pokládána za ojedinělou. Tento negativní jev, spolu se silným znečištěním vodních toků (komunálními a odpadními vodami a silným okyselením) způsobily, že byla v roce 1987 v Krkonoších označena za vyhynulou. Zlom nastal až na přelomu tisíciletí, kdy se tady začala opět objevovat. V současnosti činí průměrná hustota populace na horských a podhorských tocích 3,4 dospělých jedinců a 0,8 mláďat na 100 km². Začátkem ledna roku 2017 proběhlo ve střední části tohoto pohoří sčítání vyder, při němž bylo zjištěno celkem 5 dospělých jedinců a 2 mláďata. Návrat vydry do krkonošské přírody je zapříčiněn nejspíše čistější a kvalitnější vodou, vyšším stupněm zarybnění a výskytem stabilní populace v přilehlých oblastech. Vydra v Krkonoších také přispívá k udržování ekologické rovnováhy a největšími nebezpečími jsou zde pro ni převážně nevhodné úpravy břehů a koryt vodních toků. Ovšem i přes tyto problémy se vydrě v tomto pohoří poměrně daří a její početnost by měla mít patrně vzrůstající tendenci.

Klíčová slova: vydra říční, *Lutra lutra*, KRNAP, Česká republika, sladkovodní populace

Eurasian otter *Lutra lutra* (Linnaeus, 1758) in the Giant Mountains

Summary

The aim of this work is to find out, classify and summarize information regarding the history of occurrence and current state of Eurasian otter *Lutra lutra* in the Giant Mountains with a closer focus on the causes of its threat and on protection options of wild populations in the Czech Republic, including the protection of *ex situ* species. The work is written in the form of literary review, primarily-especially from the scientific literature.

Eurasian otter has the largest area range of all the otter species, which stretches across the Eurasian continent and extends as far as Africa. In the Czech Republic, which is currently inhabited by otters by 98 % (95 % permanent occurrence and 3 % irregular), is estimated numerical state of population about 3700 adults and 1100 young, in total 4800 of all otters. There are three (sub)populations – South Bohemian, North Bohemian and Northeast Moravia – formerly isolated, now interconnected. Research of genetic variability of otters in the Czech Republic according to analysis using the F-indexes has shown that the Czech population is found in Hardy-Weinberg equilibrium and no increased frequency of related crosses has been proven.

After the extinction of otters in the 20th century from many areas caused mainly by illegal hunting, loss of suitable habitats, pollution and inappropriate regulation of watercourses, recolonization has taken place in recent decades due to improved environmental conditions and more rigorous legal protection. Today, illegal hunting in is a significant threat, caused mainly by conflict with fishing entities, as the otter causes them the loss of fish. And although it is possible to use several preventive measures against otter predation in the Czech Republic and it is also possible to apply for state financial compensation for the damage caused, the number of illegally killed otters is increasing. Just between 1990 and 2005 there was discovered nearly 20 traps, and between 1991 and 2017 38 otters (two were saved), which were deliberately killed by a man. Another big danger is traffic. In the Czech Republic, about 50 dead individuals are found on the roads every year with an estimated real number of at least 100. This problem can be reduced by often inexpensive infrastructure modifications – by building modified underpasses, culverts or other suitable structures for otters and other animals. *Ex situ* protection is solved here by breeding in 4 zoos (ZOO Plzeň, Děčín, Hluboká nad Vltavou and Brno) and other facilities (Stanice Pavlov o.p.s., Český nadační fond pro vydru). In North Moravia also took place repatriation between the years 1994-2003, when 29 individuals were released with the aim of connecting (sub)populations and ensuring their stability.

The Eurasian otter occurs in the Giant Mountains at 400-900 meters above sea level and its disappearance from the nature of the Giant Mountains was mainly related to hunting as the most damage-causing animal in trout streams (and ponds), thanks to which it was considered unique here since the beginning of the 18th century. This negative phenomenon, together with heavy pollution of watercourses (municipal and wastewater and strong acidification) caused it to be extinct in 1987 in the Giant Mountains. The turning point came at the turn of the millennium, when it began to reappear here again. In 2011, the estimated population density in mountain and foothill streams 1-5 pieces per 100 km² and at present, the average density of population in mountain and foothill streams 3.4 adults and 0.8 young per 100 km². In early January 2017 took place in the central part of the Giant otter census, in which a total of 5 adults and 2 young was found. Otters return to the Giant Mountains nature is probably caused by cleaner water

and better, higher degree of fish restocking and the occurrence of stable population in adjacent areas. The otter in the Giant Mountains also contributes to maintaining the ecological balance, and the greatest dangers for it here are mostly unsuitable modifications of banks and riverbeds. However, despite the mentioned problems, otters are relatively successful in this mountain range and its number should probably have an increasing tendency.

Keywords: Eurasian otter, *Lutra lutra*, Czech Republic, KRNAP, freshwater population

Obsah

1	Úvod.....	10
2	Cíl práce	12
3	Literární přehled.....	13
3.1	Stručná fylogeneze lasicovitých šelem a vydry říční.....	13
3.1.1	Fylogeneze lasicovitých šelem.....	13
3.1.2	Fylogeneze vyder a vydry říční.....	14
3.2	Stručná taxonomie lasicovitých šelem a vydry říční.....	18
3.2.1	Taxonomie lasicovitých šelem.....	18
3.2.2	Taxonomie vyder a vydry říční.....	19
3.3	Biologie vydry říční.....	23
3.3.1	Rozšíření	23
3.3.2	Rozšíření poddruhů	23
3.3.3	Popis.....	24
3.3.4	Obývané biotopy	26
3.3.5	Potrava a potravní chování.....	26
3.3.6	Aktivita.....	28
3.3.7	Pohyb, domovský okrsek a sociální struktura.....	28
3.3.8	Rozmnožování a mláďata	29
3.4	Vydra říční v ČR.....	30
3.4.1	Výskyt v ČR.....	30
3.4.2	Genetická variabilita, struktura populace a populační růst.....	35
3.4.3	Obývaná stanoviště	36
3.5	Vydra říční v Krkonoších.....	38
3.5.1	Od historie po současnost	38
3.5.2	Vydra jako regulační prvek v krajině.....	39
3.5.3	Ohrožení a problémy.....	40
3.5.4	Časové a místopisné výskyty vydry říční v Krkonoších.....	41
3.5.4.1	Roky 1985 - 1997.....	41
3.5.4.2	Roky 2002 - 2003.....	42
3.5.4.3	Rok 2004	42
3.5.4.4	Roky 2005 - 2006.....	42
3.5.4.5	Rok 2007	42
3.5.4.6	Rok 2008	42
3.5.4.7	Rok 2009	43
3.5.4.8	Rok 2010	44
3.5.4.9	Rok 2011	44
3.5.4.10	Rok 2012	45

3.5.4.11	Rok 2013.....	45
3.5.4.12	Rok 2014.....	45
3.5.4.13	Roky 2015-2016	46
3.5.4.14	Rok 2017.....	46
3.5.4.15	Rok 2018.....	46
3.5.4.16	Rok 2019.....	46
3.6	Celosvětové příčiny ohrožení volně žijících populací	48
3.6.1	Znečištění vodních toků.....	48
3.6.2	Pokles původních stanovišť a nevhodná regulace vodních toků	49
3.6.3	Doprava.....	50
3.6.3.1	Faktory ovlivňující kolize na silnicích.....	51
3.6.3.2	Situace s mortalitou vyder v České republice	52
3.6.4	Utopení a uškrcení	54
3.6.5	Pronásledování, nelegální lov a obchod.....	54
3.6.5.1	Způsoby lovení	55
3.6.5.2	Historie pronásledování a lovení vydry v České republice.....	56
3.6.5.3	Nelegální lov v České republice	57
3.6.6	Konflikt s rybáři a chovateli ryb v České republice	58
3.6.6.1	Tradice chovu ryb	59
3.6.6.2	Konflikt mezi rybáři, chovateli ryb a vydrou.....	59
3.6.6.3	Problémy na rybnících	60
3.6.6.4	Problémy na vodních tocích.....	61
3.7	Možnosti ochrany <i>in situ</i>.....	64
3.7.1	Status a legislativní ochrana.....	65
3.7.1.1	Ochrana na mezinárodní úrovni.....	65
3.7.1.2	Legislativní ochrana v rámci České republiky.....	65
3.7.2	Doprava a stavba podchodů v České republice	67
3.7.2.1	Mosty	68
3.7.2.2	Vodní propustky	69
3.7.2.3	Vodní nádrže a rybníky.....	71
3.7.2.4	Příčné a podélné překážky	72
3.7.2.5	Naváděcí oplocení.....	73
3.7.2.6	Statistika rizikových míst.....	73
3.7.3	Preventivní opatření snižující škody na rybách v rybnících v ČR... 74	
3.7.3.1	Elektrické ohradníky	74
3.7.3.2	Snížení počtu ryb	74
3.7.3.3	Alternativní kořist	74

3.7.3.4	Úplné oplocení	75
3.7.3.5	Částečné oplocení, zamrzlá hladina a komorování	76
3.7.3.6	Tradiční opatření	77
3.7.3.7	Zhodnocení.....	77
3.7.4	Náhrady škod v České republice.....	77
3.7.4.1	Nároky na kompenzaci škod a postup při podání žádosti	77
3.7.4.2	Škody na rybách	78
3.7.4.3	Nespokojenost se zákonem	79
3.7.5	Osvěta.....	80
3.8	Možnosti ochrany <i>ex situ</i>	82
3.8.1	Chov v lidské péči v České republice	82
3.8.1.1	Stanice Pavlov o.p.s.....	82
3.8.1.2	Český nadační fond pro vydru.....	83
3.8.1.3	Zoologické zahrady	83
3.8.2	Podmínky pro chov v lidské péči	83
3.8.2.1	Nároky na prostor, klimatické podmínky a výběh	83
3.8.2.2	Sociální struktura, výživa a odchyt s přepravou.....	84
3.8.3	Repatriace v České republice	84
3.8.3.1	Repatriace na severní Moravě	85
4	Závěr	88
5	Seznam literatury	90
6	Samostatné přílohy.....	105

1 Úvod

Vydra říční *Lutra lutra*, zařazená do podčeledi vydry Lutrinae a čeledi lasicovití Mustelidae (Wilson & Mittermeier 2009), je původní predátor ČR, který se zřejmě až do 19. století vyskytoval na celém území dnešní republiky. To se však razantně změnilo během druhé poloviny 19. a ve 20. století (Hlaváč et al. 2017). Zejména díky znečištění vodních toků a lovu jak pro kožešinu, tak kvůli střetu s majiteli rybníků a rybáři, v minulém století téměř vymizela z české krajiny, a nejen z ní, nýbrž i z mnoha ostatních zemí Evropy i světa. Neblahý vliv na to měla také nevhodná regulace toků a ztráta přirozených stanovišť (Šimek & Kadlečíková 2010; Poledník & Poledníková 2020a).

Zlepšení podmínek životního prostředí i legislativní ochrana v mnoha státech světa, včetně ČR, dala vydře novou šanci k rekolonizaci původně obývaných území. Postupné navyšování výskytu i hustoty populace dospělo až do dnešního 98 % osídlení naší republiky (Hlaváč et al. 2017; Poledník et al. 2018), s odhadovaným počtem přibližně 4800 všech jedinců, z toho 3700 vyder dospělých a 1100 mláďat (Poledník & Poledníková 2020b). Třebaže vysoké číslo výskytu vydry v naší republice může vytvářet představu o stabilní populaci, nemusí tomu tak vůbec být. V dnešní době se zvyšuje nezákonný lov a úhyny na silnicích, které mohou do budoucna stabilitu i početnost populace značně negativně ovlivnit. Lov zde souvisí zejména se spojitostí konfliktního vztahu mezi vydrou a rybníkáři či rybáři, kteří ji vnímají jako „škodnou“, jež jim způsobuje ztráty na rybách. Existuje několik opatření, která tomu alespoň částečně mohou předcházet, ovšem není to vždy úplně jednoduché a mnohdy ani efektivní. Velkou míru mortality vyder na silnicích lze zase snížit úpravami infrastruktury (Poledník et al. 2009; Hlaváč et al. 2017). Oba tyto problémy a možnosti jejich zmírnění jsou podrobněji rozebrány v práci.

Vydru říční zaměřenou na Krkonoše jsem si vybrala proto, že toto pohoří relativně často navštěvuji a mám k němu vytvořené silné citové pouto. Vymizení vyder z této oblasti bylo zapříčiněno podobnými vlivy jako v ostatních částech naší republiky. Vydru zde lovili zejména jako predátora v pstruhových tocích a rybnících, díky čemuž již na počátku 18. století byla na většině lokalit v Krkonoších pokládána za ojedinělou (Lokvenc 2007). K tomu přispělo i výrazné znečištění vod, v souvislosti s komunálními a průmyslovými odpadními vodami a silným okyselením toků (Zajac 2008). Načež se v 50. letech minulého století předpokládalo, že se zde vydra už téměř nevyskytuje a na konci 80. let byla v Krkonoších uvedena již jako vyhynulý druh (Anděra et al. 1974; Zajac 2008). Ke zlomu došlo na přelomu tisíciletí, kdy se začala v tomto pohoří opět objevovat, nejprve na polské straně hor, posléze i na té české (Vaněk et al. 2011). Každým rokem docházelo k narůstání pobytových znaků a stop hlášených v blízkosti hlavních krkonošských toků, včetně několika přítoků. V roce 2011 byla odhadována hustota na horských a podhorských tocích kolem 1-5 kusů na 100 km² (Vaněk et al. 2011), přičemž v současnosti činí průměrná hustota na těchto tocích 3,4 dospělých jedinců a 0,8 mláďat na 100 km² (Ekolist 2018). Při zimním sčítání vyder v roce 2017 ve střední části Krkonoš (Poledník et al. 2017) bylo zjištěno celkem pět dospělých jedinců a dvě mláďata (Poledník & Poledníková 2020c). Znovuosídlování tohoto pohoří vydrou je pravděpodobně zapříčiněno čistější a kvalitnější vodou, vyšším stupněm zarybnění

a výskytem stabilní vydří populace v přilehlých oblastech (kde jsou pro ni příznivější podmínky) (Flousek et al. 2007; Zając 2008).

Přestože má výskyt a četnost vydry v Krkonoších, i v celé republice, tendenci vzrůstat, nemusí být tento jev trvalý. Vydra říční stále spadá do snadno zranitelných druhů, a je nezbytné jí poskytovat zvýšenou ochranářskou pozornost, včetně snah o zmírnění příčin ohrožení (Poledník et al. 2007).

2 Cíl práce

Cílem práce bylo zjištění, utřídění a shrnutí informací týkajících se historie výskytu a aktuálního stavu vydry říční *Lutra lutra* v Krkonoších s bližším zaměřením na příčiny jejího ohrožení a na možnosti ochrany volně žijící populace v ČR, včetně ochrany druhu *ex situ*.

Práce se dále zabývala fylogenezí, taxonomií a biologií tohoto druhu a detailnějším rozebráním konfliktu mezi vydrami a soukromými hospodáři či rybáři a opatřeními, která by tento střet mohla zmírnit. V neposlední řadě se také zaměřila na silniční úpravy pro snížení mortality vyder na vozovkách, které patří společně s již zmíněným problémem k nejvýznamnějším příčinám ohrožení v ČR.

3 Literární přehled

3.1 Stručná fylogeneze lasicovitých šelem a vydry říční

V paleocenní radiaci placentálů má svůj původ mnoho fylogenetických linií, z nichž většina skupin byli hmyzožravci či býložravci, a pouze dvě skupiny masožravci - Creodonta a Carnivora. Obě se vyvinuly z hmyzožravých předchůdců a lze u nich nalézt fosilní záznam již od středního paleocénu, ovšem kreodonti ke konci miocénu vymřeli. Jednotlivé periody a éry v průběhu geologických období vyobrazuje příloha č. 1, obrázek č. 38. Hlavní rozdíl mezi těmito dvěma skupinami je možno najít zejména v dentici, a to konkrétně v umístění trháků. U šelem trháky tvoří čtvrtý horní třenový zub a první spodní stoličku (P4/M1), kdežto u kreodontů se jedná o první nebo druhou horní stoličku (M1 či M2) a dolní druhou nebo třetí stoličku (M2 či M3) (Roček 2002).

Šelmy, pátý největší řád savců, jejichž členové prošli pozoruhodnými proměnami ve velikosti i tvaru těla (Hunter 2011), pocházejí pravděpodobně z malého masožravého předka podobného cibetce a velkého jako kuna, který byl z čeledi Miacidae a žil před 60 miliony lety (Fejfar & Major 2005; Hunter 2011). Šelmy se rozdělují do dvou podřádů, odrážejících divergenci na začátku vývoje řádu odhadem před 45-50 miliony let (ačkoliv vzhledem k nedostatku fosilních pozůstatků, možná i značně dříve). Jedná se o Feliformia, tzv. kočkovití a Caniformia tzv. psotvorní, kam patří i čeleď Mustelidae – lasicovití (Hunter 2011).

3.1.1 Fylogeneze lasicovitých šelem

Lasicovití pocházejí z primitivních arktoidických masožravců na přelomu eocénu a oligocénu (Würsig et al. 2018) a jsou značně diferenciovanou čeledí šelem s mnoha primitivními znaky (Špinar 1984). Tato skupina s příznivým zastoupením fosilních nálezů z časného oligocénu s alespoň 84 vymřelými rody, se poprvé objevila v Eurasii nejméně před 24 miliony let a do Severní Ameriky a Afriky se rozšířila v pozdním oligocénu nebo časném miocénu. Lasicovité šelmy (na rozdíl od mývalovitých) nikdy nepronikly do Jižní Ameriky před vytvořením Panamského pozemního mostu v pozdním pliocénu a studie jejich evoluce naznačuje, že k většině diverzifikací došlo v Eurasii s četnými invazemi na jiné kontinenty (Goswami & Friscia 2010).

Tato čeleď je odvozena od oligocenního rodu *Plesictis*, jež žil na území dnešní Evropy, a z něhož se v miocénu radiací vyvinulo několik linií, přičemž ta mustelidní přetrvala až do dnešní doby (Špinar 1984). V období časného oligocénu se vedle rodu *Plesictis* vyspecializovaly i polovodní formy rodu *Potamotherium* (Špinar 1984), jejichž zařazení je však stále diskutabilní. Důvodem jsou nedávné fylogenetické analýzy, které nedokázaly poskytnout konsenzuální hypotézu, takže někteří vědci jsou pro zařazení do ploutvonožců, a jiní do lasicovitých (převážně pak k vydrám) (Rabi et al. 2018).

Nedávná molekulární studie používající mitochondriální a nukleární DNA data získaná z 22 segmentů, rozdělila lasicovité do sedmi primárních skupin, které zahrnují čtyři hlavní větve a tři monotypické rodové linie. Vydry (rody *Aonyx*, *Enhydra*, *Hydrictis*, *Lontra*, *Lutra*, *Lutrogale* a *Pteronura*) (Wilson & Mittermeier 2009) vytvářejí větev, která je sesterská k větvi obsahující pravé lasičky a norky (rod *Mustela* a *Neovision*) (Koepfli et al. 2008). Tyto

větve jsou zase sesterské k větvi, jež zahrnuje grizony, pruhované tchoře/lasičky a tchořika skvrnitého (rody *Galictis*, *Ictonyx*, *Poecilogale* a *Vormela*). Zařazení rodu *Lyncodon*, s jeho jediným zástupcem a jedním z nejméně známých mustelidů grizonem patagonským *Lyncodon patagonicus*, bylo poněkud nejasné. Avšak nedávná studie poskytla informaci, že je sesterským rodem rodu *Galictis* (Ercoli & Álvarez 2016). Jezevci rodu *Melogale* vytvářejí monotypickou rodovou linii, jež je sesterská k těmto třem kombinovaným větvím. Následující hlavní větev pojímá dvě podvětve, jedna obsahující jezevce bělohřdlého *Arctonyx collaris* a jezevce rodu *Meles* a druhá zahrnující kunu brazilskou *Eira barbara*, rosomáka *Gulo gulo* a kuny z rodu *Martes* (Wilson & Mittermeier 2009). Nakonec jezevec americký *Taxidea taxus* a medojed kapský *Mellivora capensis*, každý formující monotypické rodové linie, které se rozdělily brzy v rámci lasicovitých. Každá z těchto dvou rodových linií tvoří následné sesterské skupiny ke všem dalším rodům této čeledi (Koepfli et al. 2008).

Je odhadováno, že ve fylogenetickém stromu se nejprve divergovali Taxidiinae následované Malinae. Zbývající lasicovíti byli rozděleni do dvou větví, jedna zahrnovala Martinae a Helictidinae a druhá Lutrinae a Mustelinae (Yu et al. 2011).

Tyto molekulární topologie jsou však částečně nesourodé s některými předchozími kladistickými analýzami založenými na morfologii. Také studie alternativní topologie zdůraznily, že je obtížné používat tradiční morfologické znaky k definování systematických vztahů. Některé charakteristiky mohou být založené na konvergentních znacích (Wilson & Mittermeier 2009).

Vyřešení fylogeneze a jednotlivých vztahů v čeledi lasicovitých není tedy vůbec jednoduché. Stále podléhá revizím, jak se objevují nové molekulární a fosilní objevy a představuje řadu výzev, jež snad budou v budoucnosti objasněny (Koepfli et al. 2008; Hunter 2011).

3.1.2 Fylogeneze vyder a vydry říční

Vydry Lutrinae jsou skupinou lasicovitých masožravců, která se vyvíjela kraniální a postkraniální adaptací k životu a lovení ve vodním prostředí po celém světě. Žijící druhy vyder jsou rozptýleny po celé Americe, Evropě, Asii a Africe (Tseng et al. 2017). Vyskytují se tedy ve všech kontinentech kromě Antarktidy a Australasie (Moretti et al. 2017) a obývají jak sladkovodní, tak i mořská stanoviště. Jsou potravně rozmanité, od rybích specialistů přes všežravce až k měkkýšovým durofágům (Tseng et al. 2017).

Vydří rodová linie sahá až do časného miocénu, tedy do doby přibližně před 20 miliony let, kdy se z lasicovitých odštěpila podčeleď Lutrinae – vydry (Würsig et al. 2018). V porovnání s jinými skupinami šelem je tato podčeleď velmi vzácná, co se týká fosilních nálezů. Příčinou může být relativně rychlá divergence existujících vydřích rodových linií, která je odhadována od středního nebo pozdního miocénu dál (Cherin et al. 2016; Tseng et al. 2017).

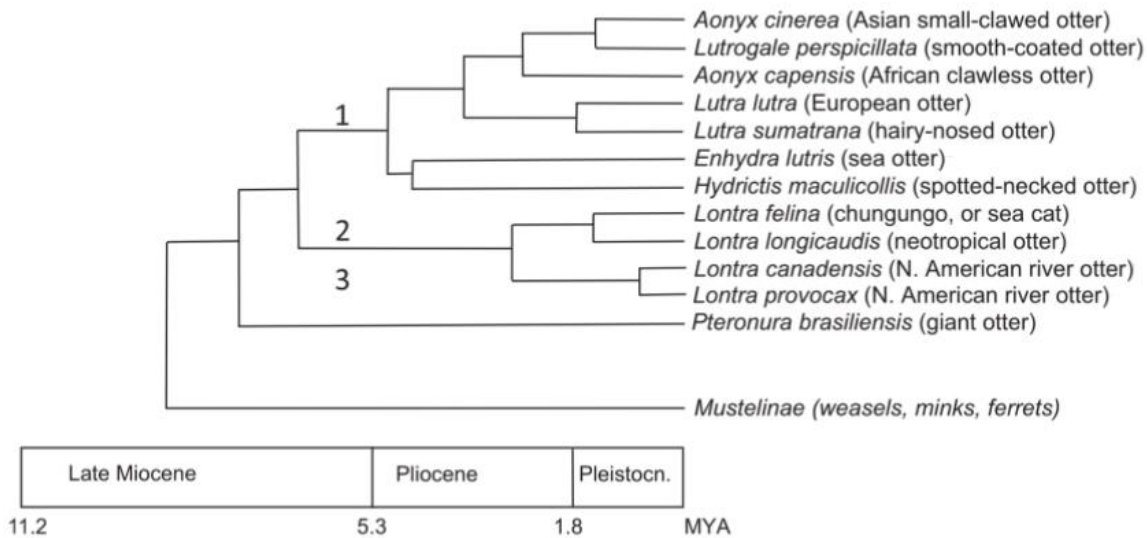
Za nejstarší vydří rod je považován *Mionictis* z časného miocénu z Francie. Nicméně přisuzování *Mionictis* k podčeledi Lutrinae je některými autory zpochybňováno. Mezi další rody, u kterých byly objeveny fosilní nálezy z miocénu, patří *Paralutra*, *Teruelictis* a pochybný *Lartetictis* (Cherin et al. 2016). Za jednu z největších fosilních vyder (podle

lineárních rozměrů lebky a čelisti) je pokládána nedávno popsaná *Siamogale melilutra* (viz obrázek č. 1) z jihovýchodní a jižní Asie, která mohla podle odhadů vážit nejméně 50 kg, což je více než u současných vyder (Tseng et al. 2017). Pocházela zřejmě z pozdního miocénu a měla silné čelisti a zuby přizpůsobené k drcení, které ji zřejmě umožnily konzumovat širokou škálu kořisti, pravděpodobně však především měkkýše (Goldmann 2017).



Obrázek č. 1: *Siamogale melilutra*, jedna z největších fosilních vyder (Goldmann 2017)

Časné vydří fylogeneze, založené na morfologii fosilií a existujících druzích, nesou tři větve: „požírače ryb“ (rody *Lutra*, *Lontra* a *Pteronura*), „požírače krabů“ (rod *Aonyx*) a mořskou vydru (rod *Enhydra*). Studie mitochondriální a nukleárních DNA vyústily do současně uznávané fylogeneze vyder znázorněné na obrázku č. 2, kde molekulární analýza poukazuje (Würsig et al. 2018) na tři primární rodové linie: 1) vydry Starého světa (rod *Aonyx*, *Hydrictis*, *Lutra* a *Lutrogale*) a vydru mořskou (*Enhydra lutris*), 2) vydry Nového světa (rod *Lontra*) a 3) monofyletickou vydru obrovskou (*Pteronura brasiliensis*) (Wilson & Mittermeier 2009). Základní rozdíly v historii života (jako např. sezonní versus nesezonní rozmnožování, přímá versus utajená březost) mezi euroasijskými a severoamerickými vydrami se lépe srovnávají za pomoci molekulární fylogeneze než s těmi dřívějšími morfologicky založenými. Systém dlouhých koncových a krátkých vnitřních větví ve fylogenetickém stromě naznačuje rychlou radiaci vyder během pliocénu a pleistocénu (Würsig et al. 2018).



Obrázek č. 2: Fylogeneze vyder, ilustrující odhadované doby divergence a vztahy mezi třemi hlavními větvemi žijících vyder a jejich vztah k Mustelinae (Würsig et al. 2018)

Druhy podobající se moderním mořským vydrám (na základě velikosti těla a chrupu) vznikly v miocénu ve všech severních kontinentech. Členové těchto rodových linií vlastnili velké zploštělé stoličky na drcení exoskeletu své bezobratlé kořisti. Moderní mořské vydry zřejmě vznikly během pozdního pliocénu nebo časného pleistocénu v Severním Tichém oceánu a rozptýlily se do Severního Atlantiku prostřednictvím transarktické vzájemné výměny, kde se krátce vyskytovaly během pleistocénu (Würsig et al. 2018). Současný druh vydra mořská *Enhydra lutris* se vyvinula nejspíše v časném pleistocénu. Měla několik příbuzných rodů (dle některých studií by to mohly být např. rody *Enhydritherium* a *Enhydriodon*) a mezi blízce příbuzný druh nejspíše patřila *Enhydra macrodonta*. Všechny taxony jsou však již dnes vymřelé (Kruuk 2006).

U současných taxonů rodu *Aonyx* někteří autoři důrazně navrhli, že sestoupily z *Lutra* větve (viz odstavec níže) asi před 5-8 miliony let, tedy v časném pliocénu až pozdním miocénu. Je pravděpodobné, že se u jejich společného předka vyvinula adaptace prstů a zubní struktura, potřebná k využívání bohatého zdroje koryšů v asijských a afrických řekách. S rodem *Lutrogale* je to o něco složitější a záhadnější (Kruuk 2006), nicméně jeho zástupce vydra hladkosrstá *Lutrogale perspicillata* je seskupena společně se dvěma (či třemi) druhy rodu *Aonyx* do společné větve sesterské k již zmíněné *Lutra*. Načež jsou *Lutrogale perspicillata* a *Aonyx cinereus* dvojice sesterských taxonů, neodlučně monofyletické. To však dělá nyní rod *Aonyx* parafyletický (Moretti et al. 2017).

Na základě fosilních pozůstatků se jeví, že obě skupiny *Lutra* a *Lontra* (Würsig et al. 2018), tvořící dvě hlavní rodové linie fylogenetického stromu vyder (Cherin et al. 2016), vznikly v jihovýchodní Asii, ze které se rozšířily do Evropy (*Lutra*) a Ameriky (*Lontra*) (Würsig et al. 2018). Dnešním druhům obou rodů předcházelo v minulých dobách několik druhů již vyhynulých (Kruuk 2006). Někteří autoři považují časně pleistocenní druh *Lutra licenti* z Číny za základ rodové linie rodu *Lutra*. (Cherin et al. 2016). To ovšem nesedí s tím, že molekulární fylogenetická data předpovídají, že se *Lontra canadensis* a *Lontra longicaudis* (a příbuzné sesterské taxony *Lontra provocax* a *Lontra felina*) rozdělily někdy mezi 2,8 a 3,4

milionů let. Toto potvrzuje i před pár lety objevený fosilní nález *Lontra weiri* v Idahu, která je zde identifikována jako časný zástupce rodu *Lontra*, podle současných genetických, morfologických a paleobiogeografických dat. Je tedy považována za první vyhynulý druh tohoto rodu (jenž byl rozpoznán ve fosilních nálezech) a za jeho první výskyt v pliocénu (Prassack 2016). Kolonizace Ameriky *Lontrou* proběhla zřejmě asi před 1,7 miliony let, tedy v časném pleistocénu, a vyústila do čtyřech současných druhů (Kruuk 2006). Vztah mezi rodem *Lontra* a *Pteronura* je nejasný, ale fosilní důkazy naznačují, že se vydry obrovské, tedy rod *Pteronura*, mohly vyvinout z asijské rodové linie (vyhynulý rod *Satherium*), která, podobně jako předci rodu *Lontra*, emigrovala do Severní Ameriky, a potom se rozšířila na jih (Würsig et al. 2018). Výzkumy ukazují, že se zástupce rodu *Pteronura* vydra obrovská *Pteronura brasiliensis* oddělila od ostatních v poměrně brzké době (Kruuk 2006).

Poslední společný předek *Lontry* a *Lutry* je předpovídán do doby středního miocénu (Prassack 2016). Rod *Lutra*, jak již bylo zmíněno, nejspíše vznikl v jihovýchodní Asii a z ní se rozšířil do Evropy (Würsig et al. 2018). Je znám z pozdního miocénu (Řecko a Španělsko) a časného pliocénu (Francie) s druhem *Lutra affinis*, objevujícím se ve fosilních pozůstatcích přibližně před 5,8 miliony let (Hung & Law 2016). Systematika tohoto taxonu však vyžaduje revizi (Cherin et al. 2016). Hlavní euroasijská/afriická větev *Lutra* dala vzniknout (Kruuk 2006) dvojici sesterských taxonů (Moretti et al. 2017), dnešní běžnou vydru říční *Lutra lutra*, stejně jako vydru chluponosou *Lutra sumatrana* (Kruuk 2006). Za společného předka těchto dvou druhů je považován druh *Lutra palaeindica* z pleistocenních sedimentů v Pákistánu, a to díky blízké podobnosti a lokalitě s těmito druhy (Hung & Law 2016).

Dále se někteří autoři domnívají, že vydra říční *Lutra lutra* pochází z Asie a rozšířila se do Evropy během pozdního pleistocénu a časného holocénu (Willemsen 2006). Nejstarší fosilie *Lutra lutra* jsou známy z několika holocenních lokalit v Evropě, ale žádné nejsou z Asie. Také bylo navrženo, že tento druh má dřívější původ, nicméně většina *Lutra lutra* exemplářů pleistocenního období byla přiřazena k vyhynulému druhu *Lutra simplicidens* na základě rozdílů v dentice a postkranialním skeletu (Hung & Law 2016).

Ovšem informací a materiálů je nedostatek a zůstává tak mnoho nevyjasněných otázek o vývoji jednotlivých rodů i druhů. Je zapotřebí dalších výzkumů, které snad v budoucnu celou situaci pomohou vyjasnit (Kruuk 2006; Willemsen 2006).

3.2 Stručná taxonomie lasicovitých šelem a vydry říční

3.2.1 Taxonomie lasicovitých šelem

Stále častěji se mluví o nadčeledi lasicovitých tzv. Musteloidea. Jedná se o rozmanitou nadčeleď řádu šelem, která začleňuje 85 předpokládaných druhů ve 33 rodech a více než 400 popsaných vyhynulých druhů (Law et al. 2017). Musteloidi zahrnují čeledi medvídkovité Procyonidae (nosály, kynkaže, olingy a mývaly), skunkovité Mephitidae (skunky a jezevce rodu *Mydaus*), ailuridovité Ailuridae (pandu červenou) a lasicovité Mustelidae (grizony, lasičky, kuny, jezevce a vydry). Systematika a fylogeneze této skupiny je rozsáhle studována. Členové nadčeledi obývají širokou škálu habitatů zahrnujících pozemní, podzemní, polovodní, šplhající i plně stromové. Vysokou variaci lze také nalézt v potravních typech, některé druhy jsou býložravci (např. panda červená), jiní se živí převážně ovocem (např. kynkažu) a ostatní jsou především masožravci (např. lasičky) (Catalano et al. 2015).

Lasicoví nebo též kunoví (Dungel a Gaisler 2002) jsou největší a taxonomicky nejvíce rozmanitou čeledí šelem (Jang et al. 2009), pojímajících kolem 22 rodů a 59 (Wilson & Reeder 2005) druhů lasiček, kun, tchořů, jezevců a vyder, které je možno nalézt na všech kontinentech kromě Antarktidy. Nicméně do australsijských oblastí ale byla lidmi zavlečena lasice hranostaj *Mustela erminea* a na Nový Zéland lasice kolčava *Mustela nivalis* (Wilson & Mittermeier 2009). Jedinci lasicovitých jsou přizpůsobeni velmi různým klimatickým a biotickým podmínkám a nacházejí se ve stanovištích, které sahají od polární tundry k tropickým deštným pralesům a z pouští přes vnitrozemní vodní toky a plochy až k otevřeným mořím (Jang et al. 2009).

Vyřešení vztahů v této čeledi je komplikované a stále podléhá revizím, jak se objevují nové molekulární a fosilní objevy (Hunter 2011). V minulém století bylo pro lasicovité navrženo mnoho taxonomických schémat, založených na morfologii a klasifikovaných rodech, obsahujících různý počet podčeledí, jejichž hranice byly z velké části určeny ekomorfológickou podobností (Koepli et al. 2008). Pocock v roce 1921 použil deskriptivní analýzu vnějších znaků (jako je struktura rhinária a chodidel) k rozdělení lasicovitých do 15 podčeledí. Simpson v roce 1945 naproti tomu navrhl pět podčeledí: Lutrinae (vydry), Melinae (jezevci), Mellivorinae (medojedi), Mephitinae (skunci) a Mustelinae (kuny a lasičky), založených jak na fylogenezi, tak i „podobnosti v adaptabilitě“. Nicméně morfologická podobnost není nezbytná pro odraz fylogenetické afinity, jak bylo prokázáno u mnoha jiných skupin živočichů, které vykazují adaptivní radiaci, přesto se Simpsonova klasifikace používala mnoho následujících let. Začátkem 21. století však byla platnost tohoto schématu změněna, a dokonce došlo k přehodnocení monofyletismu lasicovitých. DNA fylogenetické studie, použité na mitochondriálních a nukleárních sekvencích, konsekvntně doložily, že skunkové (rody *Conepatus*, *Mephitis* a *Spilogale*) a jezevci rodu *Mydaus* pocházejí ze stejného předka a společně z rodové linie, která se odchýlila dříve než rozdělení lasicovitých Mustelidae a medvídkovitých Procyonidae (Wilson & Mittermeier 2009). Díky tomu byli začleněni do samostatné čeledi skunkovití Mephitidae (Frischia & Goswami 2010). V roce 2005 Wozencraft umístil všechny lasicovité (nyní už tedy bez skunků a jezevců rodu *Mydaus*) do dvou podčeledí: Mustelinae – kuny – zahrnující lasičky, tchoře, kuny a jezevce a Lutrinae – vydry – zahrnující vydry. Tento model je zatím používaný dodnes.

Molekulární studie prováděné před několika lety potvrdily, že podčeleď vydry je monofyletická, ale podčeleď kuny polyfyletická. Na základě těchto výsledků někteří autoři před časem navrhli rozdělení lasicovitých do osmi podčeledí: Lutrinae (vydry), Mustelinae (lasičky a norek), Galictidinae (grizoni, pruhované tchoři/lasičky a tchořík skvrnitý), Helictidinae (jezevci rodu *Melogale*), Martinae (rosomák, tayra a kuny), Melinae (jezevec bělohrdlý a jezevec rodu *Meles*), Mellivorinae (medojed kapský) a Taxidiinae (jezevec americký) (Wilson & Mittermeier 2009). Třebaže je nemálo autorů, kteří se přiklání k tomuto klasifikování podčeledí (případně k velmi podobnému) (Fulton & Strobeck 2006; Koepfli et al. 2008; Yu et al. 2011; Law et al. 2017), tak pokusy objasnit vztahy mezi osmi podčeďmi lasicovitých založených na různých molekulárních studiích, narážejí na zpochybnění. A tak i přes četná úsilí vazby mezi nimi, včetně jejich fylogenetických vztahů, pořadí a časů divergence jednotlivých taxonů, zůstávají sporné a je zapotřebí dalších výzkumů a studií (Yu et al. 2011).

3.2.2 Taxonomie vyder a vydry říční

V roce 1758 bylo publikováno desáté vydání Systému přírody, jež bylo univerzálně přijato jako startovací bod moderní klasifikace a nomenklatury (Fejfar & Major 2005). V tomto díle jeho autor Carl Linné zařadil vydry do savců kategorie Unguiculata (nehetnatí): Ordo Ferae (řádu šelmy) (Linnaeus 1758). V roce 1817 Georges Cuvier, který Linného systém dosti pozměnil a rozšířil, umístil vydry do řádu Carnivores (praví masožravci) a dále do Plantigrades, tzv. ploskochodci (medvídkovití, někteří kunovití) (Cuvier 1817). Georges Gaylord Simpson v roce 1945 vytvořil v hierarchii své klasifikace množství nových „podkategorií“. Vydry byly začleněny do Eutheria (placentálové), Unguiculata (nehetnatí), řádu Carnivora (Simpson 1945). V roce 1997 vznikla Malcolmem C. McKennem a Susan K. Bellovou rozsáhlá reklasifikace podle výsledků kladistické analýzy velkého množství morfologických znaků, a vydry byly umístěny pod Placentalia (placentálové), do kategorie Ferae a řádu Carnivora (McKenna & Bell 1997). Od 21. století se zásluhou molekulárních dat klasifikační systém poměrně upravil a zpřesnil. Podle nich jsou vydry spolu s mnoha jinými placentálovými rody zařazeny do skupiny IV. Laurasiatheria (Fejfar & Major 2005). Přesné a úplné taxonomické zařazení vyder dle naposledy uznané systematiky Wilson & Reeder (2005) je uvedeno níže, a to konkrétně zaměřené na vydru říční *Lutra lutra*.

Podčeleď vydry Lutrinae, pojmenovaná poprvé Bonapartem roku 1838, měla až do nedávných let klasifikaci druhů ve stavu značného zmatku. V roce 1968 Clement J. Harris uvedl ve své knize celkem 19 druhů a 63 poddruhů. O deset let později Joseph A. Davis použil nové vědecké důkazy založené na chování, struktuře a vzhledu vyder a představil 9 druhů a 3 kmeny. Novější molekulární biologie a DNA analýzy vedly k dalším změnám. Kolem roku 2010 bylo uznáváno 6 rodů se 13 druhy (Allen 2010) a dnešní klasifikace rozlišuje 7 rodů s 12-14 druhy (Cherin et al. 2016), přičemž většina autorů se přiklání k 13 (Larivière 1999), ale přesný počet je stále diskutován (Wilson & Mittermeier 2009). Možné rozdělení do 13 druhů znázorňuje příloha č. 2, obrázek č. 39.

Podle nejnovějšího taxonomického dělení se mezi rody řadí *Aonyx*, *Enhydra*, *Hydrictis*, *Lontra*, *Lutra*, *Lutrogale* a *Pteronura*. Do poměrně ustálené druhové systematiky patří rod *Enhydra* s jedním druhem vydrou mořskou *Enhydra lutris*, rod *Lutrogale* také

s jedním zástupcem vydrou hladkosrstou *Lutrogale perspicillata* a rod *Pteronura* taktéž s jedním druhem vydrou obrovskou *Pteronura brasiliensis*. Dále rod *Lontra* zahrnuje čtyři druhy, a to vydru severoamerickou *Lontra canadensis*, vydru pobřežní *Lontra felina*, vydru jihoamerickou *Lontra longicaudis* a vydru jižní *Lontra provocax* (Wilson & Reeder 2005). V minulosti se pro všechny druhy tohoto rodu používal rod *Lutra*. Za posledních několik desetiletí však bylo prokázáno, že *Lontra* i *Lutra* vykazují značné morfologické a genetické rozdíly, což odůvodnilo jejich samostatné klasifikování (Valqui & Rheingantz 2015; Cherin et al. 2016). Rod *Hydrictis* má jednoho zástupce vydru skvrnitou *Hydrictis maculicollis* (Wilson & Reeder 2005), která byla dříve řazena do rodu *Lutra*, ale novější taxonomická revize ji umístila do samostatného rodu *Hydrictis* (Reed-Smith et al. 2015).

Rod *Aonyx* obsahuje dva až tři druhy, vydru africkou *Aonyx capensis* a vydru malou *Aonyx cinerea* (Wilson & Reeder 2005). Třetím stále diskutovaným taxonem je vydra konžská *Aonyx cangicus*. Ta je docela dosti podobná vydře africké *Aonyx capensis* (Jacques et al. 2009) a většina výzkumníků ji považuje (Reed-Smith et al. 2015) právě za její poddruh a dává ji taxonomické jméno *Aonyx capensis congica*. Nicméně, především na základně velikosti zubů a odlišnostech srsti, ji někteří autoři pokládají za samostatný druh s taxonomickým názvem *Aonyx congicus* (Lariviere 1999; Jacques et al. 2015). Tento problém zůstává stále diskutován, neboť Wozencraft (rok 2005) a někteří další autoři neponechali *Aonyx congicus* jako platný druh, na rozdíl od jiných, jako např. IUCN SSC Otter Specialist Group (Jacques et al. 2015). Je potřeba dalšího výzkumu, aby bylo možné přesně určit taxonomický status této vydry (Wilson & Mittermeier 2009). Co se týká vydry malé *Aonyx cinerea*, jsou v poslední době vneseny návrhy na její zařazení společně s vydrou hladkosrstou *Lutrogale perspicillata* do společného rodu *Amblonyx*, čímž by se vyhnul rod *Aonyx* parafyletismu (o tom jsem se zmiňovala v podkapitole Fylogeneze vyder a vydry říční) (Moretti et al. 2017).

Poslední rod *Lutra* začleňuje dva až tři druhy, a to vydru říční *Lutra lutra* a vydru chluponosou *Lutra sumatrana*. Třetím diskutovaným druhem je *Lutra nippon* (Wilson & Mittermeier 2009), nemající zatím ustálený český název. Někteří autoři ji pojmenovali jako vydra říční (BioLib 1999), případně jako vydra říční japonská či pouze japonská (Příroda.cz 2004). Tato vydra, kdysi obývající většinu ostrovů Japonska (kromě Hokaida) (Park et al. 2019), nebyla v přírodě viděna od 80. let 20. století, kvůli rychlému poklesu populace. Japonská vláda ji oficiálně prohlásila za vyhynulou v roce 2012 (Sato et al. 2012; Waku et al. 2016; Park et al. 2019). Od 80. let jí je věnována zvýšená pozornost a stala se předmětem několika morfologických a genetických studií. Ty do značné míry dospěly k závěru, že *Lutra nippon* je odlišný druh oddělený od *Lutra lutra*. Nicméně její taxonomický status zůstává stále nejasný, protože výsledky jsou odvozené z omezených dat. Podle informací, které uvádí Wozencraft v roce 2005 i některých dalších autorů rod *Lutra* zahrnuje tři druhy: *L. lutra*, *L. sumatrana* a *L. nippon*. Jiní ji zase řadí jako poddruh *L. lutra* tedy *Lutra lutra nippon*. V roce 2015 se situace pozastavila, taxonomická pozice této vydry zůstává nejistá a vyžaduje další studie. Nelze ji tudíž vnímat jako samostatný druh (Park et al. 2019), nýbrž jako poddruh *Lutra lutra* (Wilson & Mittermeier 2009; Roos et al. 2015).

Vydra říční *Lutra lutra* (v anglickém jazyce Eurasian Otter nebo European Otter), poprvé pojmenována jako *Mustela lutra* v roce 1758 Carlem Linném (Wilson & Reeder

2005), je dnes jediná vydra žijící v Evropě (Cherin 2017) a bylo u ní popsáno několik poddruhů. V roce 1941 jich představil Potock 7 (Waku et al. 2016), v roce 1968 již zmíněný Harris přišel s počtem 63 (Allen 2010) a v roce 1978 uvedl Davis 10 poddruhů (Poledník et al. 2009). V současné době jich je navrhováno až 28, čekají však na taxonomickou revizi (Wilson & Reeder 2005). Nejčastěji bývá uznáváno 7-12 poddruhů (Hung & Law 2016; Waku et al. 2016) a Wilson & Reeder (2005) zastávají 11, jež jsou uvedeny níže.

Říše:	živočichové	Animalia	Linnaeus, 1758
Kmen:	strunatci	Chorvata	Bateson, 1885
Podkmen:	obratlovci	Vertebrata	Cuvier, 1812
Nadtřída:	čtyřnožci	Tetrapoda	Gaffney, 1979
Třída:	savci	Mammalia	Linnaeus, 1758
Nadrád:	placentálové	Placentalia	Owen, 1837
Řád:	šelmy	Carnivora	Bowdich, 1821
Podřád:	šelmy psotvárné	Caniformia	Kretzoi, 1938
Čeleď:	lasicovití	Mustelidae	Fischer, 1817
Podčeleď:	vydry	Lutrinae	Bonaparte, 1838
Rod:	Lutra	<i>Lutra</i>	Brisson, 1762
Druh:	vydra říční	<i>Lutra lutra</i>	Linnaeus, 1758
Poddruh:		<i>L. l. lutra</i>	Linnaeus, 1758
Poddruh:		<i>L. l. angustifrons</i>	Lataste, 1885
Poddruh:		<i>L. l. aurobrunneus</i>	Hodgson, 1839
Poddruh:		<i>L. l. barang</i>	F. G. Cuvier, 1823
Poddruh:		<i>L. l. chinensis</i>	Gray, 1837
Poddruh:		<i>L. l. hainana</i>	Xu and Lu, 1983
Poddruh:		<i>L. l. kutab</i>	Schinz, 1844
Poddruh:		<i>L. l. meridionalis</i>	Ognev, 1931
Poddruh:		<i>L. l. monticolus</i>	Hodgson, 1839
Poddruh:		<i>L. l. nair</i>	F. G. Cuvier, 1823
Poddruh:		<i>L. l. seistanica</i>	Birula, 1913

(Wilson & Reeder 2005)

Nancy Hung a Chris J. Law zastávají stejné řazení poddruhů, jako je zmíněno výše, jen ještě přidávají 12. poddruh *L. l. whiteleyi*. Také se přiřklání k vyhynulému poddruhu *L. l. nippon* (Hung & Law 2016). IUCN i někteří autoři uznávají pouze 7 poddruhů, které uvedl již zmíněný Potock v roce 1941. Jedná se o: *L. l. lutra*, *L. l. nair*, *L. l. monticola*, *L. l. kutab*, *L. l. aurobrunnea*, *L. l. barang* a *L. l. chiensis* (Roos et al. 2015).

Taxonomické posouzení populace vydry říční *Lutra lutra* v České republice uskutečnili Zejda a Voskár v roce 1987 na základě biometrické charakteristiky lebek vyder říčních, které pocházely z bývalého Československa (Anděra & Hanzal 1996). Z jejich studie vyplývá, že celá česká populace náleží k nominotypickému poddruhu *L. l. lutra*, který popsal v roce 1758 Carl Linné, a jež je nejrozšířenějším poddruhem pro celou palearktickou oblast (Poledník et al. 2009).

3.3 Biologie vydry říční

3.3.1 Rozšíření

Areálové rozšíření vydry říční (viz příloha č. 3, obrázek č. 40) je největší ze všech druhů vyder (Duplaix & Savage 2018). Rozpíná se napříč euroasijským kontinentem a zasahuje až do Afriky. Konkrétně se jedná o převážně palearktickou oblast sahající od západní Evropy – Portugalsko a Velká Británie, po Dálný východ – Japonsko (Wilson & Mittermeier 2009; Roos et al. 2015). Severní hranici výskytu tvoří severské státy Evropy a Rusko, to vydra obývá převážně po celé zemi s výjimkou tundry a severních oblastí s trvalým mrazem, a tvoří tak více než jednu třetinu areálového rozšíření vydry. V Evropě se vyskytuje téměř ve všech státech (Duplaix & Savage 2018). Jižní hranice je dána zeměmi na severu Afriky – Maroko, Alžírsko, Tunisko a území severně od Sahary, dále Blízkým a Středním východem, přesněji státy Izrael, Jordánsko, Irák a Írán. V jižní Asii je tento druh evidován téměř ze všech zemí, zejména z himalájských říčních systémů v Pákistánu, Afghánistánu, Indii, Nepálu, Bhútánu a Myanmaru, ale i z ostrova Sumatra. Výskyt byl potvrzen také v Bangladéši a dále v jihovýchodní Asii, hranice výskytu prochází přes Kambodžu, Vietnam, Laos (Roos et al. 2015), jižní a východní Čínu, Taiwan, Severní a Jižní Koreu a končí v Japonsku (Wilson & Mittermeier 2009). Zde byla vydra říční považována za vyhynulou, ale nedávno se znovu objevila na ostrově Tsushima, kam se pravděpodobně navrátila z Koreje (Duplaix & Savage 2018).

Vydra říční *Lutra lutra* se nevyskytuje sympatricky (tedy ve stejné oblasti) s jinými druhy vyder na území Evropy a většiny Asie (Park et al. 2019). Pouze v jihovýchodní Asii se její areál rozšíření překrývá s vydrou hladkonosou *Lutrogale perspicillata*, vydrou malou *Amblonyx cinereus* a vydrou chluponosou *Lutra sumatrana* (Duplaix & Savage 2018).

3.3.2 Rozšíření poddruhů

Zastoupení následujících poddruhů je uvedeno dle informací, které uvádí Wilson & Reeder (2005), a jejich geografický výskyt je znázorněn na obrázku č. 3.

L. l. lutra je ze všech poddruhů nejvíce rozšířena v Evropě a Asii s populacemi rozpínajícími se od Portugalska a Velké Británie ke korejskému poloostrovu (mimo Indii, jihovýchodní Asii a jižní Čínu) (Park et al. 2019). Evropské země se stabilní či obnovující se populací *L. l. Lutra* zahrnují Vekou Británií, Dánsko, Francii, Německo, severozápadní Řecko a ostrov Korfu, Itálii, Portugalsko, Španělsko, Slovensko, Českou republiku, Rakousko, Švédsko a další země. Ovšem rozšíření v severní Itálii není příliš příznivé, stejně jako v některých zemích Asie, jako je např. Izrael nebo Gruzie. Přestože je tento poddruh hojnější v nižších nadmořských výškách, může se vyskytovat jak uprostřed horských stanovišť v evropských zemích, tak i v Tibetu, až ve 4 120 m n. m. (Hung & Law 2016).

L. l. nair je endemický poddruh žijící na Indickém subkontinentě v Pondicherry, jižní Indii a Srí Lance.

L. l. monticolus je endemický druh nacházející se na Indickém subkontinentě v Pandžábu, Kumaonu, Sikkimu a Assamí v Indii (Hung & Law 2016).

L. l. kutab je taktéž endemický druh vyskytující se na Indickém subkontinentě, konkrétně v Kašmíru (Hung & Law 2016; Waku et al. 2016).

L. l. aurobrunnea je poslední endemický druh na Indickém subkontinentě, žijící na nižší a střední pahorkovité oblasti Nepálu.

L. l. barang se vyskytuje v jihovýchodní Asii, konkrétně v Thajsku, Vietnamu a Sumatře.

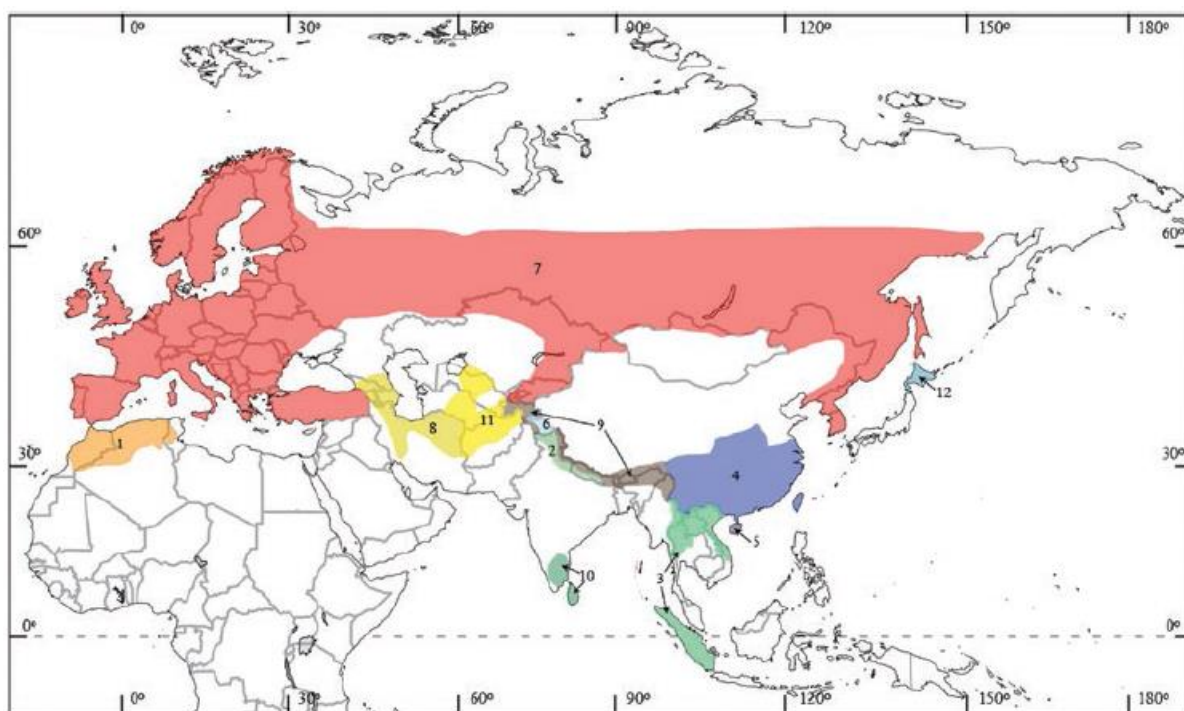
L. l. chinensis obývá jihovýchodní Asii, přesněji Čínu, Indočínu, Thajsko, Malajsii, Vietnam a Tawushanskou přírodní rezervaci na jihovýchodě Taiwanu.

L. l. hainana žije v jihovýchodní Asii na čínském ostrově Hainan.

L. l. meridionalis se nachází na Středním východě v blízkosti Teheránu v severním Íránu, dále od Gruzie přes celou Arménii, od Íránu k Perského zálivu a v Ázerbájdžánu.

L. l. seistanica se vyskytuje v Sistánu, východním Íránu, Kazachstánu, Uzbekistánu, Turkmenistánu a v řece Helmand v Afghánistánu.

L. l. angustifrons je endemický poddruh nacházející se v Africe, konkrétně v Maroku a Alžírsku (Hung & Law 2016).



Obrázek č. 3: Geografické rozšíření poddruhů vydry říční *Lutra lutra*: 1 *L. l. angustifrons*, 2 *L. l. aurobrunnea*, 3 *L. l. barang*, 4 *L. l. chinensis*, 5 *L. l. hainana*, 6 *L. l. kutab*, 7 *L. l. lutra*, 8 *L. l. meridionalis*, 9 *L. l. monticolus*, 10 *L. l. nair*, 11 *L. l. seistanica*, 12 *L. l. whiteleyi* (Hung & Law 2016)

3.3.3 Popis

Vydra říční (viz obrázek č. 4) je semiakvatický živočich (Park et al. 2019), to znamená, že ke svému životu potřebuje jak vodní, tak i suchozemské prostředí (Poledníková et al. 2017a). Délka těla dosahuje 50-82 cm, přičemž rozpětí ocasu pak dalších 33-50 cm (Wilson

& Mittermeier 2009), dohromady tedy 80 až 135 cm (Vaněk et al. 2011). Váha se pohybuje v rozmezí 5-14 kg. Dospělí samci bývají obvykle o polovinu větší než samice. Tělo je podlouhlé, válcovité s kuželovitým svalnatým ocasem (Wilson & Mittermeier 2009), který slouží jako kormidlo (Kruuk 2006). Krátká, hustá, jemná srst má celoročně hnědou, až téměř černou barvu, s mírně světlejší (šedivou až bělavou) bradou, hrdlem a spodní částí těla (Wilson & Mittermeier 2009; Anděra & Sovák 2018). Vydry říční nemají téměř žádný tuk (Kruuk 2006). Teplotní ztráty minimalizují právě díky velice hustému kožichu, který pojímá až 50 000 chlupů na cm² (Poledníková et al. 2017a) (dle některých studií je průměrná hustota chlupů až 70 000 na cm² (Quaglietta et al. 2015)). Srst má dvě vrstvy, spodní (vnitřní) zastává izolační funkci, vrchní (vnější) nepropouští vodu a chrání vydru před vnějším okolím (Šimek & Kadlečíková 2010; IOSF 2020).



Obrázek č. 4: Vydra říční *Lutra lutra* (Hung & Law 2016)

Na čenichu vyrůstají dlouhé výrazné hmatové vousky (Anděra & Sovák 2018), pomáhající vydře při orientaci ve vodě a hledání kořisti (Miles 2006). Zaoblené drobné ušní boltce jsou ohybatelné dopředu i do stran (Nowak 1999) a ušní i nosní otvory se při ponoření do vody uzavírají za pomoci svěracích svalů, aby dovnitř nepronikla voda (Šimek & Kadlečíková 2010). Oči umístěné vysoko na hlavě umožňují vydře vidět nad hladinou, i když má zbytek těla pod vodou. Končetiny jsou krátké, silné a pětiprsté, opatřené plovacími blánami a silnými nezatažitelnými drápy (Nowak 1999), díky čemuž se vydří stopy dají poměrně zřetelně rozeznat, jak je zobrazeno na obrázku č. 5 (Kruuk 2006). Délka jedné stopy měří 4-6,5 cm a šířka 5 cm (Drmota 2011).

Obě pohlaví mají vyvinuté anální pachové žlázy. Samci jsou opatřeni baculem (penisovou kostí) a samice dvěma až třemi páry mléčných žláz (Nowak 1999) a dvojrohou dělohou (Poledníková et al. 2017a). Lebka je velká a zploštělá (Wilson & Mittermeier 2009) se zubním vzorcem $\frac{3141}{3132}$, a tedy celkovým počtem 36 zubů, přičemž jsou vyvinuty i trháky (viz příloha č. 3, obrázek č. 41) (Nowak 1999; Wilson & Mittermeier 2009).



Obrázek č. 5: Vydrí stopa (Wilson & Mittermeier 2009)

3.3.4 Obývané biotopy

Vydra říční je úzce vázána na sladkovodní ekosystémy, může však obývat i brakická a mořská stanoviště (Ruiz-Olmo & Jiménez 2008). Vždy ale vyžaduje přístup ke sladké vodě (Šimek & Kadlečíková 2010). Je možné ji nalézt kolem jezer, rybníků, řek a potoků, močálů, bažin, mořských a pobřežních mokřadů a mokřadů podél ústí řek (Wilson & Mittermeier 2009). Obecně má však tento druh poměrně širokou toleranci vůči stanovištím (Juhász et al. 2013), vyhýbá se ale oblastem s hlubokou vodou a pohybuje se ve výškovém rozptylu od 0 asi do 4120 m n. m. (Wilson & Mittermeier 2009).

Velice vhodné jsou pro vydry oblasti s hustou pobřežní vegetací, které jim mnohdy zaručují více možností pro nory, brlohy, úkryty i větší rozmanitost kořisti (Georgiev & Stoycheva 2006; Cho et al. 2009). Důležité je také zmínit, že v dnešní době, kdy stále více ubývá velkých mokřadů a stabilních vodních útvarů (důsledkem lidské činnosti a klimatických změn) (Juhász et al. 2013), představují stále důležitější stanoviště pro vydry rybníky (Lanszki & Körmendi 1996).

3.3.5 Potrava a potravní chování

Vydra říční je potravní oportunist, což znamená, že loví takové druhy, které jsou hojně dostupné, tedy většinou ty aktuálně nejprístupnější a nejpočetnější (Boscher et al. 2010). Živí se zejména rybami, které v některých oblastech představují více než 80 % potravy (Ruiz-Olmo & Gosálbez 1997). Kromě ryb však konzumuje i celou řadu jiných živočichů, zahrnujících plazy, obojživelníky (převážně žáby), ptáky, drobné savce (hlodavci, zajícovci), korýše (raky, kraby) a vodní hmyz (Boscher et al. 2010; Roos et al. 2015).

Ptáci tvoří pouze drobnou část potravy. Výraznější vliv mohou představovat v rybníčních a mokřadních biotopech, kde vydra může lovit i ptáky zdržující se na vodní hladině (kachny, lysky, potápky aj.). Někdy konzumuje také hmyz (Carss 1995), jako např. potápníky, imagy vážek nebo jedince z čeledi potápníkovitých Dytiscidae, klešťankovitých Corixidae či znakoplavkovitých Notonectidae. Mnohdy se však nejedná jen o přímou konzumaci, nýbrž je hmyz pozřen jako součást vydrí kořisti (v rybách). Vydra si poradí i s některými druhy opatřenými obrannými jedovými orgány, např. ropuchou, jejíž kůži, obsahující jedovaté látky, nejdříve stáhne ve vodě. Příležitostně žere i měkkýše, většinou se jedná o škeble (rod *Anodonta*). Zajímavostí je, že se v určitých oblastech ve zkoumaných

vydřích výkalech objevily i stopy ovoce (švestky, jablka nebo ostružiny) (Poledník et al. 2009).

V potravě vydry říční byly napříč celým areálových rozšířením zaznamenány různé druhy kořisti, zastoupené v rozdílných poměrech (Roos et al. 2015). Z toho vyplývá, že složení potravy je odlišné podle lokalit a typů stanovišť (Krawczyk et al. 2016). Například potrava vyder obývajících Středomoří je rozmanitější než v mírných oblastech Evropy. Ve Středomoří zahrnuje potrava větší procento alternativních taxonů, jako jsou krabi, raci, obojživelníci a hmyz (Remonti et al. 2008). Zatímco potrava vydry žijící v severních, mírných oblastech, je mnohem více zaměřená na ryby. Větší rozmanitost kořisti u středomořských vyder může být způsobena snížením dostupnosti ryb během suchých období, které je nutí k rozšíření spektra lovených taxonů (Krawczyk et al. 2016).

Procento ryb v potravě je vyšší u vyder osídlujících stojatou vodu než u těch, které se vyskytují u vody tekoucí (Krawczyk et al. 2016). Konkrétně se obvykle průměrný podíl ryb snižuje z 94 % na pobřeží na 71 % na jezerech a rybnících, až na 64 % na řekách a potocích (Wilson & Mittermeier 2009). Ovšem jsou i lokality, na kterých převládají v potravě jiní živočichové než ryby (Carss 1995). Je tomu např. na Srí Lance, kde je dle některých studií celková potrava vyder říčních tvořená kraby (72%-85%) (Roos et al. 2015).

Mnoho studií také dokazuje v různých lokalitách sezónní změny ve složení potravy vyder říčních (Poledník et al. 2009; Roos et al. 2015), které ovlivňuje aktivita (dostupnost a četnost) jednotlivých druhů kořisti a podmínky životního prostředí (Carss 1995; Wilson & Mittermeier 2009). Např. v Evropě, v oblastech mírného podnebí, bývá v letním období zjišťována největší rozmanitost konzumovaných živočichů a také nejvyšší zastoupení nerybí kořisti. To souvisí s větší dostupností těchto druhů právě během léta. Obrat nastává v zimě, kdy tato nabídka klesá a vydra žere zejména ryby – tedy v tu dobu nejvíce dostupnou a energeticky nejvýhodnější kořist (Poledník et al. 2009). V zimě a na jaře mohou zejména hibernující obojživelníci představovat důležité místo v potravě (Zajac 2008), naopak hmyz a plazi častěji v létě, zatímco ptáci převládají během období rozmnožování (Wilson & Mittermeier 2009).

Dospělá vydra má denní spotřebu potravy cca 15 % hmotnosti svého těla (Kruuk 2006). K udržení dobré kondice a zdravotního stavu odpovídá úlovek 0,4-0,9 kg. V případě zimních měsíců je nutné vynahradiť ztrátu tepla větším úlovkem – až 1,5 kg denně. Více potravy také potřebují kojící samice. Tam, kde potravu tvoří zejména ryby, denní spotřeba odpovídá v průměru cca 1 kg ryb (Poledník et al. 2009), přičemž si vydra vybírá spíše ty pomalejší a menší jedince (Carss 1995). Sice je schopna ulovit i ty vážící až 9 kg, tak dle mnoha evropských studií, jsou ryby konzumované vydrou relativně malé, o délce kolem 13 cm (Roos et al. 2015).

Vydra loví převážně podle čichu (Nowak 1999; Krawczyk et al. 2016), kořist chytá tlamičkou a přední tlapy ji pomáhají s přidržováním úlovku. Potenciálně nebezpečnou kořist (jako je např. krab – viz obrázek č. 6), může vydra vynést na břeh, kde se ní snadněji vypořádá a zmírní tak riziko poranění (Wilson & Mittermeier 2009).



Obrázek č. 6: Vydra říční s uloveným krabem (Wilson & Mittermeier 2009)

3.3.6 Aktivita

Aktivita vyder říčních je hlavně noční a soumravná. Může být také během dne, ale není to příliš časté (Wilson & Mittermeier 2009), a jedná se zejména o oblasti, které jsou málo narušené lidskou činností (Duplaix & Savage 2018). Vydry se většinou probouzejí se západem slunce a usínají s jeho východem (Hlaváč et al. 2017). Větší loveckou činnost vyvíjí po setmění a při rozbřesku (Šimek & Kadlečíková 2010). Aktivita je na mnoha místech do značné míry omezena slunečním rytmem, který se mění v průběhu ročních období (Roos et al. 2015). Během noci si vydry jednou až dvakrát na chvíli odpočinou (Hlaváč et al. 2017). Brlohy a místa klidu mají v norách, mezi kořenovým systémem, v nahromaděném naplaveném dříví či ve skalních štěrbinách, vždy však v těsné blízkosti vody (Wilson & Mittermeier 2009).

3.3.7 Pohyb, domovský okrsek a sociální struktura

Vydra říční je výborným plavcem a potápěčem. K plavání používá pohyby zadních končetin a ocasu a obvykle se potápí na 1 nebo 2 minuty, maximálně na 5. Když putuje po zemi, sněhu nebo ledu, může používat kombinaci běhu a klouzání (Wilson & Mittermeier 2009). Cestuje za pomoci „hopsavé“ chůze, která je proložená řadami skoků (Nowak 1999). Obvykle se nenachází více než pár stovek metrů od vody, ale dokáže putovat i několik kilometrů po souši (Wilson & Mittermeier 2009). K výraznější migraci dochází v čase páření a v době, kdy si subadultní jedinci musí najít nová, volná území (Poledník et al. 2009).

Vydra je obvykle teritoriální (Duplaix & Savage 2018) a jsou pro ni typické potulky, většinou v rámci svých domovských okrsků (Poledník et al. 2009; Hlaváč et al. 2017), při nichž mnohdy uběhne více než 10 km, ovšem ani 20 km pro ni nebývá problém (Poledník et al. 2009). Délka domovského okrsku vzdušnou čarou je větší pro samce (Quaglietta et al. 2015), dosahuje v průměru 15 km, pro samice je to 7 km (Wilson & Mittermeier 2009). Velikost okrsku však závisí na prostředí, pohlaví i sociálním statutu jedince (Hlaváč et al. 2017). Samci a samice si ho brání proti jedincům stejného pohlaví, ale okrsky samců mohou překrývat několik samičích. Hustota populace bývá jedna vydra na 2-3 km na břehu jezera nebo 5 km na řece (Wilson & Mittermeier 2009).

Samci jsou za normálních okolností samotáři (Carss 1995), kdežto samice se můžou vyskytovat ve skupinách, buď s vlastními mládřaty, anebo s nepříbuznými reprodukčními samicemi a jejich potomky (Wilson & Mittermeier 2009). Většinou se však jedná pouze o rodinu v rámci samice a jejich mládřat (Roos et al. 2015), které s ní zůstávají zhruba 10-12 měsíců (Hlaváč et al. 2017).

3.3.8 Rozmnožování a mládřata

Samička vydry říční je sezónně polyestrická (Hauer et al. 2002), s cyklem dlouhým 4 - 6 týdnů, přičemž estrus trvá kolem 2 týdnů (Wilson & Mittermeier 2009), ale tato doba se dle literatury různí a není pevně stanovená. Páření, kterému předchází zhruba dvoutýdenní námluvy (Poledník et al. 2009), obvykle probíhá na konci zimy nebo brzy z jara (Wilson & Mittermeier 2009). Sameček, který krátce po kopulaci odchází, se obvykle páří s více samičkami (Duplaix & Savage 2018). Doba březosti trvá 60-63 dní a k porodu do hnízda dochází většinou v dubnu nebo květnu (Wilson & Mittermeier 2009), ale možný je až do srpna (Poledník et al. 2009). K brlohu s hnízdem vede nora opatřená vchodem v břehu pod hladinou, její chodba však stoupá svahem nahoru, takže hnízdo je již nad úrovní hladiny vody. Velikost vrhu je 1 až 5, obvykle však 2 až 3 mládřata. Ta se rodí slepá s hmotností kolem 130 g (Wilson & Mittermeier 2009) a samice je musí několik dní intenzivně zahřívát, kvůli nedokonalé termoregulaci (Poledník et al. 2009). Oči otevírají po 1 měsíci. Ve 2 měsících opouštějí brloh, seznamují se s vodou a pod dohledem matky se učí hledat potravu a lovit. Kojena jsou až do 3 či 4 měsíců. Od matky se mládřata (viz obrázek č. 7) oddělují kolem jednoho roku, kdy si začínají hledat svůj vlastní domovský okrsek (Wilson & Mittermeier 2009). Pohlavní dospělost je dosažena u samců kolem 18. měsíce, u samic kolem 24. měsíce (Hauer et al. 2002; Roos et al. 2015). Vydra říční se může dožít až cca 18 let (Duplaix & Savage 2018), to se však děje spíše v zajetí. Ve volné přírodě jen málokdy přežívá přes 10 let. Obvyklý je relativně nízký průměrný věk dožití, který je pouze kolem 3,5 let (Poledník et al. 2009).



Obrázek č. 7: Mládřata vydry říční (<http://divocina.martinmasa.cz/cs/zvire/selmy/vydra-ricni>)

3.4 Vydra říční v ČR

Vydra říční je odjakživa součástí přírody v České republice (Šimek & Kadlečíková 2010). Zde je hned po jezevcovi druhá největší lasicovitá šelma (Miles 2006), která se u nás nejvíce vyskytuje od pahorkatin do podhorských oblastí u veškerých typů vod (řeky, potoky a náhony, různé kanály, rybníky, rybniční soustavy či vodní přehrady) a sezonně – podzim až zima – je pro ni typická migrace kamkoliv, kde je v blízkosti voda (Anděra & Sovák 2018).

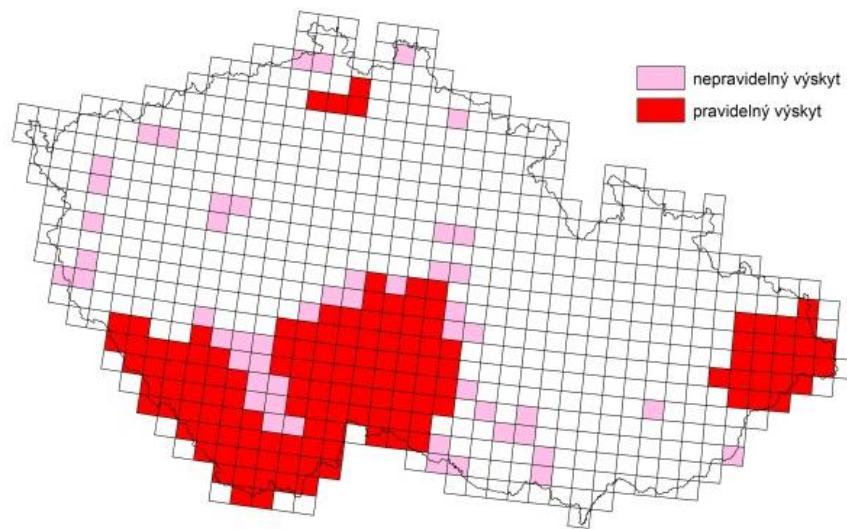
3.4.1 Výskyt v ČR

Z dlouhodobého hlediska jsou zaznamenány značné výkyvy osídlení i početnosti vyder říčních na území České republiky (Anděra & Červený 2009). Podle dostupných historických informací se vydra říční až do poloviny 19. století vyskytovala na celém území dnešního Česka. Výrazný pokles počtu a ústup z mnoha oblastí nastal během druhé poloviny 19. a ve 20. století (Hlaváč et al. 2017), kdy byla vydra výrazně lovena a pronásledována jak pro svoji kožešinu, tak ekonomické škody, které způsobovala na rybách. Další neméně významné důvody byly znečištění životního prostředí, včetně povrchových vod, usměrňování a narovnávání vodních toků a ztráta vhodných stanovišť. Důsledkem těchto příčin vydra říční v naší přírodě takřka vymizela (Šimek & Kadlečíková 2010; Poledník & Poledníková 2020a). Postupně vyhynula na většině částí naší republiky a stala se vzácnou v oblastech „jádra“ výskytu, jako jsou převážně rozsáhlé rybniční oblasti v jižních Čechách (Poledníková et al. 2013). Tento problém se však netýkal pouze našeho státu, ale i mnoha jiných v Evropě, a leckde i ve světě (Boscher et al. 2010; Stanton et al. 2014).

Až do 70. let minulého století nejsou k dispozici téměř žádné podrobnější údaje o výskytu vydry říční na našem území. Výjimkou je odhadnutí trvalého výskytu ve 20. a 30. letech, který byl zpětně (podle informací z dotazníkové akce pořádané v 1972-1973) stanoven zhruba na 40 % území ČR (Anděra & Hanzal 1996). Podle nepřilíš věrohodných údajů z dotazníků byl v 70. letech minulého století odhadnut trvalý výskyt vyder na 29 % území v 345 lokalitách, s populací zhruba 174 jedinců (Anděra & Hanzal 1996; Anděra & Červený 2009). Od začátku již zmíněných 70. let se situace ohledně informací ale již poněkud zlepšila a byly k dispozici různé výsledky z mapování výskytu vydry říční za pomoci dotazníků (a dalších hlášení) nebo přímého sledování v přírodě (přímé pozorování, výkaly či jiné pobytové znaky, kadávery atp.) (Anděra & Červený 2009). Právě 70. a 80. léta znamenala pro populaci vyder na našem území největší útlum (Šimek & Kadlečíková 2010).

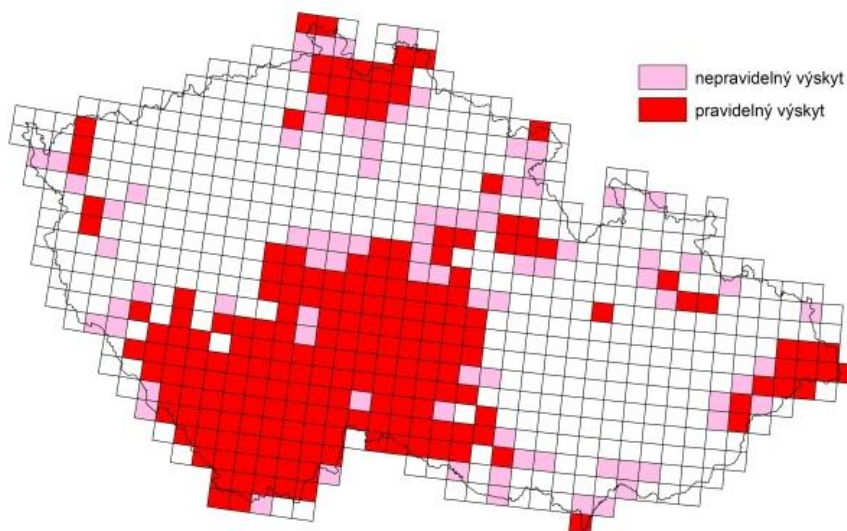
Stav se nikterak výrazněji nezlepšil ani koncem 80. a počátkem 90. let, přesněji 1989-1992, kdy se v Česku uskutečnilo první celostátní mapování výskytu vydry, které bylo postaveno, na rozdíl od předešlých studií, na přímém sledování a stopování vyder (zejména v zimním období) (Anděra & Hanzal 1996; Poledník et al. 2009). Zjistilo se, že vydra říční trvale obývala pouze asi jednu pětinu rozlohy ČR. Jednalo se o jižní Čechy (kromě Písecka a Českokubějovické pánve, kde byl výskyt spíše sporadický a přechodný) s přesahem na Vysočinu (především do Havlíčkobrodsko a Dačicka a do oblastí přímo hraničících s Rakouskem). Dále to byla severovýchodní Morava (dvě subpopulace ve vzájemném spojení) v masivu Beskyd a na území nynějšího CHKO Poodří a severní Čechy (konkrétně v Novozámeckém rybníku a povodí Ploučnice) (Šimek & Kadlečíková 2010). Odhadovaný minimální počet vyder byl 350-400 jedinců (Anděra & Červený 2009). Pokud k tomu

započítáme i přechodný výskyt, tak se celkové osídlení zvýšilo přibližně nad jednu čtvrtinu rozlohy ČR – 29,6% s 21,5 % trvalého a 8,1 % přechodného výskytu (viz obrázek č. 8) (Anděra & Hanzal 1996).



Obrázek č. 8: Rozšíření vydry říční v ČR na základě výsledků mapování v letech 1989-1992 (Poledník & Poledníková 2020a)

Další celostátní mapování tzv. standardní metodou IUCN/SSC Otter Specialist Group (vytvořenou týmem specialistů při Mezinárodním svazu ochrany přírody – IUCN) (Šimek & Kadlečíková 2010), proběhlo mezi roky 1997-2000 a představilo pozitivní expanzi vyder do nových lokalit. Vydry byly zaznamenány na 43 % území Česka, z čehož 30 % se týkalo trvalého a 13 % nepravidelného výskytu, jak je znázorněno na obrázku č. 9 (Poledník et al. 2009). Počet odhadovaných jedinců dosahoval čísla 800-900 (Materna & Flousek 2010).



Obrázek č. 9: Rozšíření vydry říční v ČR na základě výsledků mapování v letech 1997-2000 (Poledník & Poledníková 2020a)

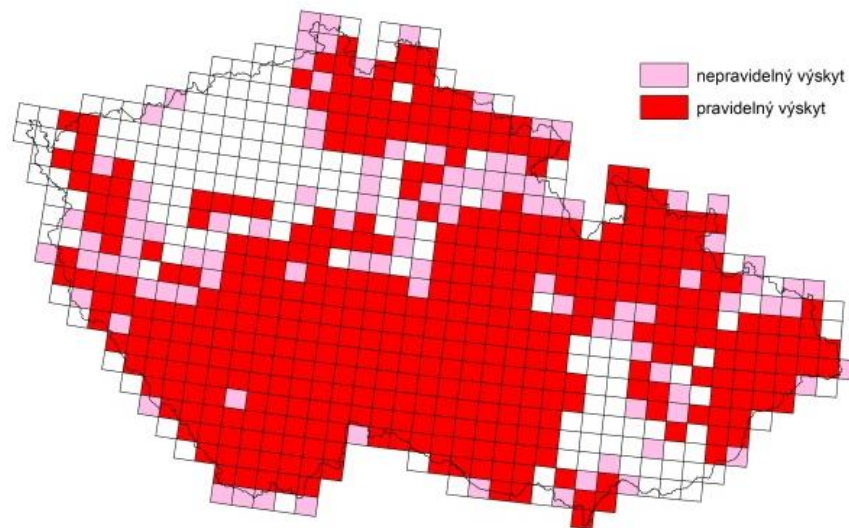
Na přelomu tisíciletí mezi roky 1997 a 2003 bylo možné sledovat další nárůst, jelikož se vydra vyskytovala těsně nad polovinou území ČR – 51,7% (bez odlišení trvalého a přechodného výskytu) (Anděra & Červený 2009). Dle sledování v modelových lokalitách

v průběhu zimních měsíců činilo posouzení populační hustoty 1-10 dospělých jedinců na 100 km², přičemž vyšší hodnoty byly zejména z oblastí rybníků a ty nižší z podhorských a horských toků (Anděra & Červený 2009). Počet vyder v letech 2003-2005 (vycházející z rozlohy osídlené vydrou a známé populační hustoty v modelových oblastech) byl posouzen na zhruba 1600-2200 jedinců (Poledník 2007), s odhadem celoplošného osídlení o maximální velikosti populace cca 4300 jedinců.

Výsledky mapování nastínily klesající tendence rozšíření na severovýchodě státu (Beskydy), ale také populační navýšení v jižních Čechách, na Vysočině a na Šumavě. Přítomnost vydry byla zaznamenána i v okolí Mariánských lázní a Chebu, v povodí Sázavy a na Českolipsku (Šimek & Kadlečíková 2010).

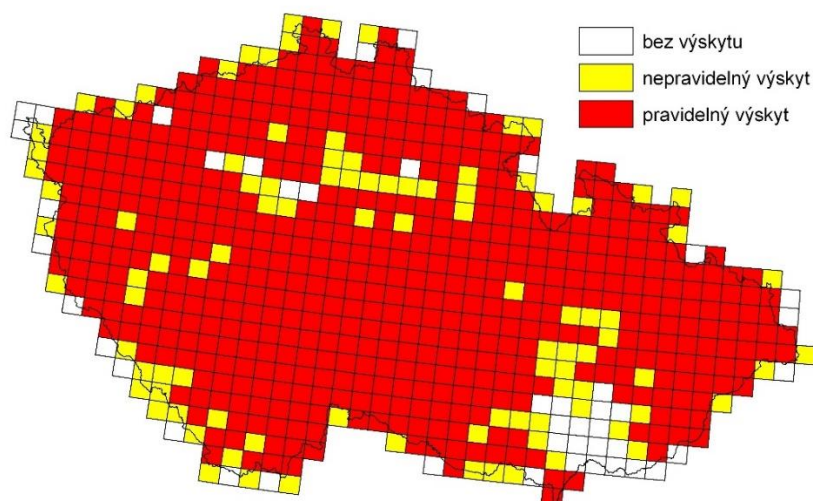
V roce 2006 se uskutečnilo již třetí celostátní mapování výskytu vyder, při kterém bylo opět použito hledání pobytočných znaků, a to upravenou standardní metodou IUCN (Poledník et al. 2009). Při ní byly nalezené pobytové znaky zanašeny do jednotné sítě (využívání národní sítě S-JTSK) lichoběžníků – kvadrátů – o rozměrech 11,2 x 12 km, přičemž jeden takový kvadrát bývá rozdělen do čtyřech podkvadrátů (kvadrantů) (Šimek & Kadlečíková 2010; Poledník & Poledníková 2020a). V každém kvadrátu/podkvadrátu se kontroluje jeden nebo více bodů (Poledník et al. 2012). Většinou se jedná o místa pod mosty vedoucí přes vodní toky, kde je očekávaná přítomnost pobytočných znaků vyder, zejména exkrementů (Poledník & Poledníková 2020a). Vydry totiž mnohdy značkují tam, kde jsou výkaly chráněny před vlivem počasí, a můžou tak po delší dobu fungovat jako pachové signály pro komunikaci s ostatními vydrami (Šimek & Kadlečíková 2010).

Při tomto mapování nastal vzestup výskytu ještě výrazněji, neboť byla vydra zaznamenána na 75 % území Česka, z toho 60 % se jednalo o osídlení trvalé a 15 % o nepravidelné (viz obrázek č. 10) (Poledník et al. 2007). Z výsledků je patrné, že se populaci vyder na českém území začalo dařit a rozšířila se do nových lokalit, ze kterých ve 20. století vymizela. Plného osídlení vydrami (více než 80 %) se dočkala horní povodí Vltavy (po soutok s Otavou), povodí Chrudimky, Jihlavy, Lužnice, Malše, Olše, Ostravice a Otavy a též větší část (více než 60 %) povodí Bečvy, Dyje, Nisy, Opavy, Sázavy a Svratky. Méně než 50 % byl výskyt v horním a středním povodí řeky Moravy a v povodí řek Jizera, Loučná, Metuje, samotné Odry (bez zmíněných přítoků), Orlice, Ploučnice, Radbuzy, Úhlavy a Úslavy. Za spíše ojedinělé (pod 30 %) je pak možné pokládat osídlení v dolním povodí Moravy a Vltavy, horním povodí Ohře (nad Nechranickou přehradou) a v povodí samotného Labe (bez výše zmíněných přítoků) a řek Berounky a Mže. Dosud neosídlené zůstaly pouze dvě větší lokality, a to povodí řeky Ohře pod Karlovými Vary a oblast jihomoravské nížiny – povodí řek Haná, Litava a Dřevnice (Poledník et al. 2007). Vydra se tak navrátila na čtrnáct území v západních a středních Čechách, východních částí Vysočiny a povodí Dyje a do horských a podhorských oblastí Krkonoš, Jeseníků, Jizerských, Orlických a Rychlebských hor. Ojedinělý výskyt byl zjištěn v centrálním Polabí, na střední Ohři, v povodí dolní Mže a Berounky. Nezabrané oblasti zůstaly v povodí dolní Ohře, Podkrušnohoří a částech střední a jižní Moravy (Haná, úvaly a okolí) – tam sice byla přítomna vydra na samotné řece Moravě, ale už bez jejích přítoků. Největší populační hustota se udržela v centru oblasti osídlení, tedy v Pošumaví, Třeboňsku a v jižní části Vysočiny (ačkoliv již nedocházelo k markantním změnám v početnosti) (Šimek & Kadlečíková 2010).



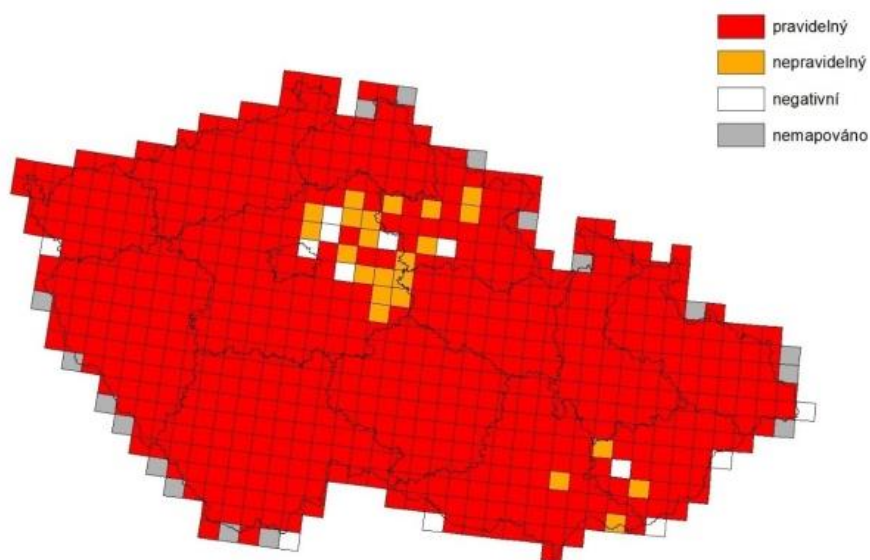
Obrázek č. 10: Rozšíření vydry říční v ČR na základě výsledků mapování v roce 2006 (Poledník & Poledníková 2020a)

Následující celorepublikové mapování výskytu druhu proběhlo v roce 2011 stejnou metodou jako předešlé. Výsledky ukázaly osídlení na 94,6 % území ČR s 80,1 % výskytem pravidelným a 14,5 % nepravidelným, jak znázorňuje obrázek č. 11. Nejvýznačnější rozšíření populace nastalo v letech 2006-2011 v severních Čechách v povodí řek Ohře, Bíliny (přítoky Labe) a Střely (přítok Berounky), kde se vydry šířily jak z jihu, tak i zřejmě nejvíce ze severu, z německého Saska. Další expanze proběhla ve středním Pomoraví a v povodí řeky Odry. Oblasti dříve bez výskytu vydry – jako střední a horní povodí řeky Moravy a povodí řeky Odry mimo Beskydy – se staly plně obsazenými. Na území východních Čech – povodí řeky Labe a Orlice – bylo mnoho nových oblastí jak s pozitivním výskytem, tak ale i negativním. V této lokalitě zřejmě v té době nebylo dosti náležité prostředí pro vydru. Na jižní Moravě došlo k dalšímu vzestupu rozšíření (třebaže postup ze západu z Vysočiny se oproti předešlému období velmi zpomalil, rozšíření nastalo spíše ze severu a z východu). Oproti tomu v horním povodí řeky Vltavy a v povodí řek Blanice a Otavy, bylo zaregistrováno snížení výskytu, převážně se jednalo o pokles v Národním parku Šumava, ale i v dalších lokalitách (Poledník et al. 2012).



Obrázek č. 11: Rozšíření vydry říční v ČR na základě výsledků mapování v roce 2011 (Poledník & Poledníková 2020a)

V roce 2016 se uskutečnilo již páté, zatím poslední, celorepublikové mapování výskytu vydry dle stejné metody jako předchozí. Území ČR bylo vydrou obýváno z 98 %, z čehož z 95 % se jednalo o trvalé a z 3 % o nepravidelné osídlení (viz obrázek č. 12). Z toho vyplývá, že je již většina území republiky vydrami obsazena (Hlaváč et al. 2017; Poledník et al. 2018).



Obrázek č. 12: Rozšíření vydry říční v ČR na základě výsledků mapování v roce 2016 (Poledník & Poledníková 2020a)

Zvýšení zaplněnosti území lze přisoudit zejména naplnění kapacity prostředí pro vydru v lokalitách sousedících s nově osídlenými oblastmi na jižní Moravě. Co se týká spojení mezer v již dlouhodobě osídlených územích (západ Čech), je možným důvodem opakující se nebo náhodné změny v dostupnosti potravy (zejména pstruhovitých ryb) pro vydry. Úbytek obsazenosti území v oblasti středního a horního Labe (povodí řeky Labe od soutoku s Vltavou proti proudu) je zřejmě zapříčiněn suchem, které bylo výraznější za poslední roky. Mezi vysycháním menších vodních toků a výskytem vyder je statisticky zřejmý vztah, čím je vyšší riziko vysychání, tím se zvyšuje podíl míst, které nejsou vydrami dlouhodobě osídlovány.

Dlouholeté sucho se odráží do snížení průtoků, což pravděpodobně zapříčiňuje navyšování znečištění a má nežádoucí vliv na biodiverzitu vodních toků, od nejmenšího bentosu až po ryby, a následně vydry (Poledník et al. 2018).

Dle výsledků z posledního mapování, průměrná hustota vydří populace v současnosti činí pro horské a podhorské oblasti 3,4 dospělých a 0,8 mlád'at na 100 km², pro zbývající lokality to je 9,9 dospělých a 3,2 mlád'at na 100 km² (Ekolist 2018). Výpočet jedinců je odhadnut na přibližně 3700 dospělých vyder, což včetně mlád'at odpovídá asi 4800 jedinců celkem. Maximální kapacita české krajiny je cca 4400 dospělých jedinců, včetně mlád'at 5700 (Poledník & Poledníková 2020b). Dle mysliveckých statistik zaštiťovaných Ministerstvem zemědělství, by se na území Česka v roce 2018 mohlo vyskytovat až 9436 exemplářů (eAGRI Lesy 2019), nicméně metodika sběru dat z jednotlivých honiteb není nikterak upravována, takže statistika může být ovlivněna zkreslujícími faktory. Navíc počítání vyder je záležitostí velmi nesnadnou a komplikovanou, takže se dané výsledky nedají považovat za zcela relevantní (Anděra & Hanzal 1996; Poledník & Poledníková 2020b).

V případě, že by došlo k dosažení hranice kapacity prostředí, by se vydry měly samy regulovat vnitrodruhově. To znamená, že by jedinci začali být vůči sobě agresivní, vyháněli by se a snížilo by se rozmnožování, a jejich množství by se tak spontánně udrželo na již zmíněné hranici (Poledníková 2018; Poledník & Poledníková 2020b).

Pokud dojde k omezení stávajících hlavních důvodů ohrožení vyder – nezákonného lovu a úhynů na silnicích – lze předpokládat, že by se současný stav vydry na našem území mohl stabilizovat (Václavíková et al. 2011).

3.4.2 Genetická variabilita, struktura populace a populační růst

Výzkum genetické variability vyder říčních v ČR dle analýzy pomocí F-indexů ukázal, že se česká populace nalézá v Hardy-Weinbergově rovnováze, a tudíž, že nebyla prokázána zvýšená četnost příbuzného křížení neboli inbreedingu (Poledník et al. 2009), oproti populacím v jiných evropských zemích, kde byla genetická variabilita zjištěna nízká (Cassens et al. 2000; Ferrando et al. 2004)

V České republice se vyskytují tři dříve izolované (sub)populace vyder říčních – jihočeská, severočeská a severovýchodní Moravy (Miles 2006; Poledník 2007) – které se za posledních 20 let postupně vzájemně propojily (Hlaváč et al. 2017). První populace „jihočeská“ má jádro od západního podhůří Šumavy přes Třeboňskou pánev a Novohradské hory až na Českomoravskou vysočinu, odkud vydry mohly migrovat po hlavních tocích do západních a středních Čech a na jižní Moravu (Anděra & Hanzal 1996). Vyskytuje se tedy převážně v Jihočeském kraji a dále parciálně také v Plzeňském, Středočeském, Vysočině, Pardubickém a Jihomoravském kraji (Záchranné programy 2020). Je součástí relativně silné populace zasahující až na území Rakouska a Německa (Bavorsko) (Červený et al. 2001). Druhá populace „severočeská“ má jádro v severních Čechách, zejména na Děčínsku a Českolipsku (Záchranné programy 2020). Jedná se o periferní populaci poměrně silné východoněmecké populace (Poledník et al. 2009). Třetí populace „severovýchodní Moravy“ (Záchranné programy 2020) má jádro zejména v Beskydech, Javorníkách, Hostýnsku (Anděra

& Hanzal 1996) a dnešním CHKO Poodří (Šimek & Kadlečiková 2010). Je součástí populace vyskytující se na Slovensku a v Polsku (Hlaváč & Toman 1993).

Příčiny populačního růstu vyder za poslední léta v Česku (stejně tak ale i v jiných evropských státech) nejsou úplně zřejmé. Za nejvíce předpokládané důvody se považuje snížení množství škodlivých a cizorodých látek v životním prostředí (Poledník et al. 2007), zejména pak zlepšení kvality vodních toků a čistoty vody (Poledník et al. 2012). Dále status ochrany, kdy je vydra považována za ohrožený, zvláště chráněný druh, a je zakázáno ji lovit (Hlaváč et al. 2017). V ČR by také mohla mít pozitivní vliv větší intenzita rybochovného využívání malých rybníčků, neboť tyto drobnější vodní plochy vydrám značně zvyšují poskytování obživy a útočišť (Hájkové et al. 2007; Poledník et al. 2007). Znovuosídlování území také napomáhá snížení zemědělských ploch a redukce intenzivního zemědělství (Poledník et al. 2012), které způsobují ztrátu či degradaci stanovišť (Marcelli et al. 2012).

Přestože výskyt a četnost vydry má tendenci vzrůstat, nemusí být tento jev trvalý. Vydra stále spadá do snadno zranitelných druhů a je nezbytné jí poskytovat zvýšenou ochranářskou pozornost (Poledník et al. 2007).

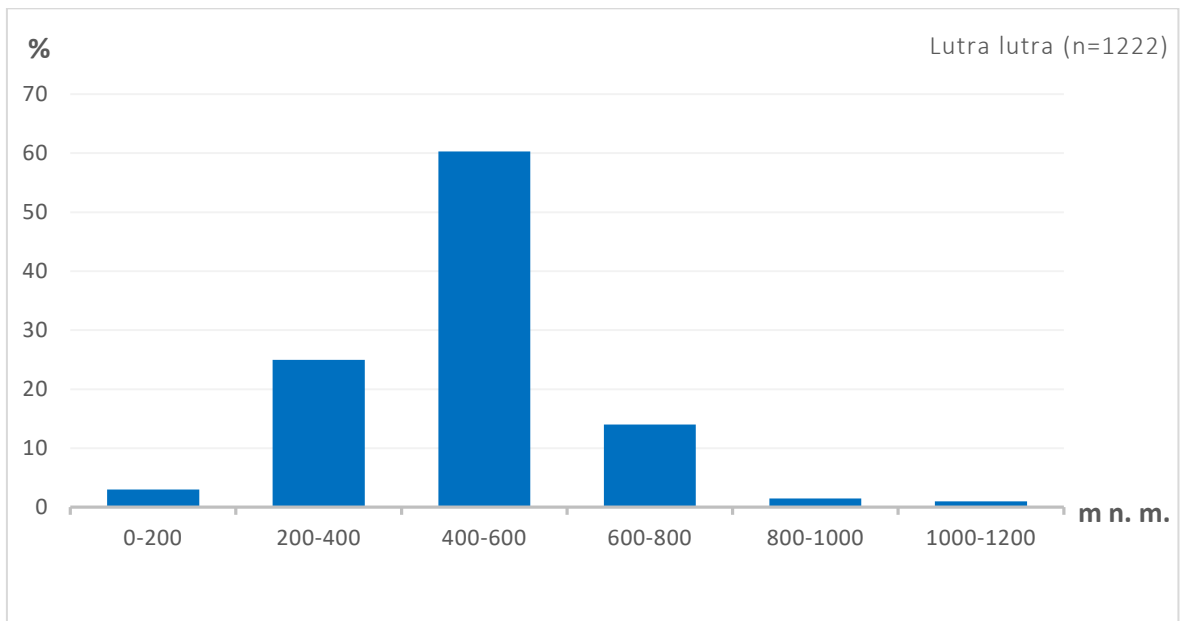
3.4.3 Obývaná stanoviště

V České republice vydry osídlují zpravidla tři hlavní typy stanovišť: vrchovinné toky s kaskádami malých a středních rybníků (viz obrázek č. 13), velké rybníky a rybníční soustavy a vodní nádrže (Hlaváč & Toman 1993; Anděra & Červený 2009). V horských oligotrofních vodních tocích se vydra zdržuje spíše při migracích v podzimním a zimním období (Anděra & Červený, 2009). Jaké místo si vybere, záleží na několika aspektech, převážně však na potravní nabídce a vhodnosti úkrytů, dále na profilu břehu a bujnosti pobřežní vegetace, hloubce a vlastnostech řečiště, míry znečištění vody atd. (Zajac 2008).

Na přítomnost vydry má vliv i nadmořská výška. Podle několika autorů bylo v české krajině registrováno nejvíce pobytových znaků od 400 do 1000 m n. m., přičemž obecně s vyšší nadmořskou výškou počet osídlených oblastí zřetelně klesal (Anděra & Červený 2009). Nižší teplota a menší množství potravy jsou pravděpodobně hlavními důvody postupného snižování počtu vydry při zvyšování nadmořské výšky (Zajac 2008). Z výsledků jiných autorů vyplývá, že největší zastoupení výskytu vyder na území naší republiky (skoro $\frac{2}{3}$) je do středních poloh, tedy do 400-600 m n. m (viz graf č. 1), což odpovídá průměrné nadmořské výšce 470 m n. m. Zastoupení oblastí pod 200 m n. m. a obzvláště nad 1000 m n. m. je minimální (Anděra & Červený 2009).



Obrázek č. 13: Malý rybník v Jižních Čechách s různorodou vegetační strukturou na březích (Poledníková et al. 2013)



Graf č. 1: Výskyt vydry říční v České republice podle nadmořské výšky (Anděra & Červený 2009)

3.5 Vydra říční v Krkonoších

Vydra říční se v Krkonoších vyskytuje v rozmezí 400-900 m n. m. a společně s dalšími 18 druhy zde zastupuje silně ohrožené savce žijící v Krkonoších (Flousek et al. 2007).

3.5.1 Od historie po současnost

Vydra říční byla v Krkonoších považována za největší škodnou v pstruhových tocích a lidé ji nazývali „vodním rysem“. Následkem nesoucitého zabíjení byla již počátkem 18. století pokládána za ojedinělou (Lokvenc 2007). Vzácný výskyt potvrzují i jedny z nejstarších zmínek o vydře v tomto pohoří pocházejících z poloviny 19. století (Anděra et al. 1974; Vaněk et al. 2011). Dle historických dokumentů byl mezi roky 1885-1886 na zdejším území zastřelen méně než jeden jedinec na 100 km² (Flousek et al. 2007). Ovšem ještě ve druhé polovině 19. století „bědoval“ jilemnický lesmistr, že se vydry objevují čteněji a způsobují v pstruhových rybnících notné ztráty. Také mezi roky 1869-1890 bylo na jilemnickém panství střeleno deset vyder (Lokvenc 2007). Na konci zmíněného století byly vydry pozorovány podél řek Labe, Jizery, Úpy a Bílého Labe a sporadicky i na místech vzdálenějších od vody. V letech 1856-1905 se v evidenci mezi ulovenou zvěří v maršovském revíru hraběte Czernin-Morzina objevily pouze čtyři kusy a poslední záznam o ulovené vydře pochází z roku 1934 (Anděra et al. 1974). Historický výskyt vyder na české a polské straně Krkonoš je znázorněn v příloze č. 4, obrázek č. 42.

Po následujících 70 let byla vydra zahlédnuta jen velmi sporadicky, a to při zimní migraci (Flousek et al. 2007; Vaněk et al. 2011). V 50. letech 20. století se předpokládalo (i na základě pozorování), že se vydra v Krkonoších vyskytuje vzácně. To však bylo následně vyvráceno již od druhé poloviny 60. a až do první poloviny 70. let, kdy nebyl jediný výskyt vydry říční potvrzen (Anděra et al. 1974). V roce 1987 se v Krkonoších již uváděla jako vyhynulý druh. Mezi hlavní příčiny jejího vymizení patřilo zejména znečišťování vod (z komunálních a průmyslových odpadních vod v dolních částech toků a v těch horních ze silného okyselení v souvislosti s „kyselými dešti“) vedoucí následně i ke značnému úbytku ryb i obojživelníků. Dále to bylo usměrňování potoků a řek, ale také konfliktní vztah s rybáři, kteří vydru cíleně vybíjeli, považující ji za velikého škůdce pstruhových vod (Zajac 2008).

Ovšem nedlouho po prohlášení vydry v Krkonoších za vyhynulou byla spatřena v Lánově na Malém Labi (Materna & Flousek 2010). Zlom ale nastal až s přelomem tisíciletí, kdy se začala objevovat nejdříve na polské straně hor, posléze i na české (Vaněk et al. 2011). V polských Krkonoších se vyskytovala zejména v letech 2002-2006 takřka celoročně na řekách: Podgórna, Wrzosówka, Kamienna a Łomnica a potocích: Srebrnik a Biały Potok na Lasockém Grzbietě. V Čechách se ve stejném období objevovala v podhůří pravidelně během zimy na řekách Jizeře a Jizerce (Flousek et al. 2007). Každým rokem však docházelo k narůstání pobytových znaků a stop, které byly za chvíli hlášeny již na všech hlavních krkonošských tocích: Labi, Jizeře, Jizerce, Mumlavě i Úpě (Materna & Flousek 2010), včetně několika přítoků, a to i těch menších, jako je potok Roudnický, Starobucký, Ždířka nebo Líčná (Zajac 2008). To s určitostí souviselo s celkovou vzrůstající hustotou populace, která je datována od konce 80. let na území ČR (Materna & Flousek 2010).

V roce 2011 se početnost vyder na horských a podhorských tocích pohybovala 1-5 kusů na 100 km² (Vaněk et al. 2011), přičemž v současnosti činí průměrná hustota na těchto tocích 3,4 dospělých jedinců a 0,8 mlád'at na 100 km² (Ekolist 2018).

Začátkem ledna roku 2017 se uskutečnilo ve střední části Krkonoš sčítání vyder, a to na území jak národního parku, tak i v ochranné zóně, v celkové ploše 240 km² (Poledník et al. 2017). Zkontrolovány byly horní i dolní úseky řek Malého Labe, Labe a Jizerky, včetně jejich přítoků od horních úseků až do podhůří, a to konkrétně zmapováním celých stopních drah, aby se od sebe dali odlišit jednotliví jedinci a mohli být spočítáni. Celkem bylo zjištěno pět dospělých kusů a dvě mlád'ata, konkrétně čtyři samostatní dospělí jedinci a jedna rodina – samice se dvěma mlád'aty (viz příloha č. 4, obrázek č. 43). Všichni se vyskytovali v dolních částech řek a vydří rodina se nacházela u řeky Jizerky, která je označována jako jedna z nejzachovalejších toků v Krkonoších (Poledník & Poledníková 2020c). V horních částech toků (640-1509 m n. m.) nebyl v čase stopování zpozorován jedinec žádný. Dá se předpokládat, že důvodem bylo v té době silně zmrzlé prostředí s vysokou pokrývkou sněhu, což pro vydry již nejsou úplně vhodné podmínky (Poledník et al. 2017; Poledník & Poledníková 2020c). Po větší část roku je ovšem i výše zmíněná oblast vydrami osídlená, takže lze očekávat (Poledník et al. 2017), že se vydry nejspíše na nejstudenější období pouze krátkodobě přesouvají do nižších poloh (Roos et al. 2015; Poledník et al. 2017).

Znovuosídlování Krkonoš vydrou je zapříčiněno čistější a kvalitnější vodou, vyšším stupněm zarybnění a výskytem stabilní vydří populace v přilehlých oblastech (kde jsou pro vydry příznivější podmínky) (Flousek et al. 2007; Zajac 2008).

3.5.2 Vydra jako regulační prvek v krajině

Vydry říční se při expanzi také znovu objevily v Krkonoších, aby si zde našly nová teritoria. Hlavním aspektem, který má vliv na početnost a výskyt vyder v dané oblasti, je dostupnost a množství potravy, která je tvořena ze $\frac{3}{4}$ rybami. V horských a podhorských tocích se druhově jedná především (Materna & Flousek 2010) o potoční formy pstruha obecného (*Salmo trutta morpha fario*), vranky obecné (*Cottus gobio*), mřenky mramorované (*Noemacheilus barbatulus*), lipana podhorního (*Thymallus thymallus*) nebo střevle potoční (*Phoxinus phoxinus*). Mimo to požívá také korýše, obojživelníky, plazy, hmyz, ptáky i savce (Flousek et al. 2007; Materna & Flousek 2010). Zejména obojživelníci mohou představovat důležité místo v potravě krkonošských vyder (Zajac 2008), a to obzvláště v zimním a časném jarním období, kdy jako např. jeden z nejčastěji vydrou lovených obojživelníků, skokan hnědý *Rana temporaria*, hibernuje (v tocích pod kameny či zahrabán ve dně atp.) nebo se páří, a je tak pro vydru snadnou kořistí (Weber 1990; Zajac 2008).

S vyšší nadmořskou výškou se snižuje rozmanitost potravy související s nižší druhovou diverzitou, což znamená, že pokud v horských tocích postupně klesá nabídka ryb, je doplňována alternativní kořistí – obojživelníky, ptáky, savci, plazy a hmyzem, žijících ve vyšších polohách (Jurajda et al. 1996; Zajac 2008).

Vydra je potravní oportunist (Boscher et al. 2010) přispívající k udržování ekologické rovnováhy. Díky tomu nedochází k problémům s vyhubením zvláště chráněných druhů v Krkonoších, které vydře slouží coby potrava, jako je střevle potoční, vranka obecná

či mnozí plazi a obojživelníci. Někdy u nich může naopak dojít až k pozitivnímu efektu, např. když bude hojně pstruhů, kteří často požírají vranky, tak se vydra zaměří na lovení pstruhů a populace vranek se tím zvýší. Až vranky dosáhnou opět početnějšího stavu, proces se otočí. Takovýto regulační mechanismus v přírodě udržuje rovnováhu, problémy však nastávají se zásahy člověka, který přirozený proces narušuje (Materna & Flousek 2010).

3.5.3 Ohrožení a problémy

Ohrožení vyder v Krkonoších souvisí zejména s nevhodnými úpravami břehů a koryt toků. Další hrozby jsou obdobné jako v ostatních částech republiky, tedy znečišťování a okyselování vody – což má posléze vliv na nedostatek kořisti, jako např. vymizení ryb v 60. - 80. letech minulého století na většině krkonošských toků (Vaněk et al. 2011), lov pro kožešinu či střet zájmů s rybáři (Anděra et al. 1974; Materna & Flousek 2010) nebo úhyn jedinců pod koly aut (zejména v místech křížení silnic s řečišti) (Materna & Flousek 2010; Vaněk et al. 2011).

Největší problémy, které má vydra včetně její hlavní kořisti (ryb) v Krkonoších, souvisejí s již zmíněnými obrovskými regulacemi toků (Poledník & Poledníková 2020c). Vytváření hydrotechnických konstrukcí na podhorských potocích a řekách (jako jsou přehrady, kaskády, jezy – viz obrázek č. 14 – atd. bez zvláštních rybích průchodů, tedy speciálních odtoků vody s mírně nakloněnými svahy) se stalo jedním z hlavních faktorů, které brání volné migraci ryb (zejména proti proudu), a tudíž i obnově jejich populace v horních částech řečišť, což může negativně ovlivňovat místní populaci vydry (Zajac 2008). Navíc regulace snižují počet vhodných míst pro nory a úkryty, kde se vydra schovává před nepřáteli a počasím, odpočívá i pečuje o mláďata (Materna & Flousek 2010; Vaněk et al. 2011).



Obrázek č. 14: Jeden z jezů na krkonošském toku (Poledník & Poledníková 2020c)

Kromě toho má usměrňování toků však i přímo negativní dopad na migraci vydry. Například Malé Labe je spíše než přirozená řeka odtokový kanál odvedený do kolmých stěn, který vytváří vydře problémy ve volném pohybu (viz obrázek č. 15). Přímo na Labi se vydry

v zimě 2017 vyskytovaly až v dolní části Vrchlabí, kde jim ledové klouzačky umožnily propátrat úseky toku, které v teplejším období navštívit téměř nemohou, právě kvůli jezům a stěnám říčního koryta. V hořejší části Labe – kolem Špindlerova Mlýna – jsou dalším problémem již zmíněné kaskády jezů, jež způsobují rozkouskování řek pro ryby. K přesouvání vyder do hornějších úseků řečišť také moc nepřispívají toky vedené pod zemí. To je případ třeba Svatopeterského potoka (viz příloha č. 4, obrázek č. 44), který teče v délce více než 250 metrů v podzemním kanálu, jehož ústí je ještě pro vydry zkomplikované dvojitým jezem. Z toho vyplývá, že aby se vydry mohly dostat dále do horních částí toku, musely by přeběhnout sjezdovku, která je v zimě celý den v provozu, včetně nočního lyžování (Poledník & Poledníková 2020c).



Obrázek č. 15: Malé Labe s nábrežními kolnými stěnami (https://www.raft.cz/Clanek-Male-Labe-a-Cista.aspx?ID_clanku=1302)

3.5.4 Časové a místopisné výskyty vydry říční v Krkonoších

Uváděné informace pocházejí z osobní kartotéky Jiřího Flouska, který je pod hlavičkou KRNAPu (Krkonošského národního parku) a z Prunelly, jež je zpravodajem Oblastní ornitologické sekce při Správě KRNAP (kde jsou uvedena i pozorování obratlovců v oblasti Krkonoš, včetně vyder).

3.5.4.1 Roky 1985 - 1997

11. 1. 1985 řeka Malé Labe v Dolním Lánově – ráno pozorován 1 jedinec

27. 9. 1985 řeka Malé Labe v Lánově – byl viděn 1 jedinec chodící za potravou i na smetiště

Únor 1989 řeka Malé Labe v Prostředním Lánově – výskyt 1 jedince (Miles & Jón 1994)

19. 7. 1993 řeka Labe mezi Vrchlabím a Špindlerovým Mlýnem (tzv. Studené koleno) – pozorován 1 jedinec, determinace ovšem nebyla 100%

24. 5. 1997 řeka Labe mezi Vrchlabím a Špindlerovým Mlýnem – z autobusu pozorován 1 jedinec (Flousek 2020)

3.5.4.2 Roky 2002 - 2003

Červenec 2002 řeka Jizerka v Dolních Štěpanicích – vydří stopy podél vody (Flousek 2003)

27. 2. 2003 řeka Jizera u nádrže ČOV v Hrabačově u Jilemnice – stopy 1 jedince na břehu a na ledových krách ve vodě (fotodokumentace) (Flousek 2020)

2. polovina srpna 2003 potok Líčná v Křenově u Žacléře – stopy 1 jedince (Flousek 2005)

3.5.4.3 Rok 2004

25. 1. 2004 řeka Jizera pod odchovnou pstruhů v Mladkově (mezi Horní Sytovou a Poniklou) – stopy 1 jedince

17. 4. 2004 potok Líčná asi 1 km pod Křenovem u Žacléře – 1 jedinec

19. 11. 2004 řeka Labe u továrny Kablo ve Vrchlabí – 1 jedinec (Flousek 2005)

3.5.4.4 Roky 2005 - 2006

10. 2. 2005 řeka Jizerka mezi Víchovou nad Jizerou a Arnoštovem v Horní Sytové – stopy 1 jedince (Flousek 2006)

Polovina března 2006 potok Ždířka ve Žďáru u Studence – stopy 1 jedince (Flousek 2007)

23. 7. 2006 Starobucký potok mezi Starými Buky u Trutnova a Pilníkovem – pozorován 1 jedinec (Flousek 2020)

3.5.4.5 Rok 2007

2. a 3. 1. 2007 řeka Labe od Herlíkovic až k chatě Michlák – vydří stopy a výkaly se značkovacími výměšky (Dvořák 2008)

14. 7. 2007 Roudnický potok v osadě Nová Ves (čp. 35) mezi Horní Sytovou a Poniklou – večer pozorován 1 jedinec na vzdálenost 3 metry ve svitu baterky (Flousek 2008; Flousek 2020)

2. 12. 2007 řeka Jizera a Vejpálický potok v Maříkově – vydří stopy na sněhu (Flousek 2008)

31. 12. 2007 až 2. 1. 2018 řeka Labe mezi Vrchlabím a Špindlerovým Mlýnem (chata Velvet a Michlův Mlýn, včetně spodní části Dřevařského potoka) – opakovaná pozorování vydřích stop (Flousek 2020)

3.5.4.6 Rok 2008

1. 1. 2008 řeka Labe nad Herlíkovicemi až k Michlovu Mlýnu proti proudu řeky – vydří stopy (Dvořák 2008)

2. 1. 2008 Roudnický potok v oblasti Růžodolu (mezi Víchovskou Lhotou a Poniklou) – čerstvé stopy 1 jedince na sněhu (Flousek 2008)

4. 1. 2008 Roudnický potok na jeho horním toku za Kákovským mlýnem pod Roudnicí – čerstvé stopy 1 jedince na sněhu (Dvořák 2008)

4. 1. 2008 řeka Labe mezi Herlíkovicemi u Vrchlabí a přehradou Labská u Špindlerova Mlýna – vydří stopy a exkrementy v korytě řeky (Flousek 2009)

10. 1. 2008 řeka Jizera mezi Harrachovem-Mýtem a Vilémovem – vydří stopy (Dvořák 2008)

11. 1. 2008 řeka Jizerka v Horní Sytové-Arnoštově u rekonstruovaného jezu pana Kelimana – vydří stopy včetně klouzaček a zbytků kořisti (Dvořák 2008; Flousek 2009)

11. 1. 2008 řeka Jizera mezi Hradskem a Dolní Dušnicí u železničního mostu – vydří stopy a značkovací výměšky a dále na stejné řece, ale pod Jabloncem nad Jizerou u čistírny odpadních vod – vydří stopy (Dvořák 2008)

12. 1. 2008 řeka Labe ve Studeném koleni mezi Vrchlabím a Špindlerovým Mlýnem – zpozorovány vydří stopy

13. 1. 2008 řeka Labe v Herlíkovicích mezi jezem a hájovnou – čerstvé stopy 1 jedince (Flousek 2009)

3.5.4.7 Rok 2009

Leden a únor 2009 řeka Jizerka v Dolních Štěpanicích: U Šmídů – 2 jedinci

6. 1. 2009 řeka Mumlava v Harrachově od autobusového nádraží proti proudu – vydří stopy v řečišti, které nevedly až k Mumlavskému vodopádu

17. 1. 2009 řeka Labe v Hořejším Vrchlabí od úrovně skiareálu Bubákov proti proudu nad most v Herlíkovicích – čerstvé vydří stopy na sněhové obnově

20. 1. 2009 řeka Labe od Herlíkovic do Studeného kolene – nalezeny vydří stopy

21. 1. 2009 řeka Jizerka od Arnoštova do Vichové nad Jizerou – čerstvé stopy 1 jedince

5. 2. 2009 řeka Jizera v Poniklé: jez u továrny Singing Rock, dále Hradsko a Vilémov – vydří stopy a výkaly (Flousek 2010)

21. 6. 2009 řeka Mumlava u pily v Harrachově-Mýtě – 1 zahynulý jedinec na silnici – první oficiální důkaz výskytu vydry v Krkonoších, délka těla 118,2 cm a hmotnost 5,6 kg (Materna & Flousek 2010)

29. 12. 2009 řeka Labe ve Vrchlabí: most u Karmášků, dále v Hořejším Vrchlabí, Herlíkovicích, a Přední Labské: Kukačka – čerstvé vydří stopy (Flousek 2010)

26. 12. 2009 – 22. 3. 2010 řeka Labe od Michlova Mlýna až do Vrchlabí ke kapli sv. Anny – pravidelný výskyt vydřích stop a pobytových znaků po celé délce toku, nejfrekventovanější výskyt stop v Herlíkovicích

Zima 2009/2010 řeka Labe od přehradní nádrže Labská a nad ní až k mostu u lyžařského areálu Hromovka – nebyly zjištěny žádné pobytové vydří stopy (Flousek 2011)

3.5.4.8 Rok 2010

Leden a únor 2010 řeka Labe v úseku Kukačka – Labská soutěska – Herlíkovice a dále v úseku Hořejší Vrchlabí: most k Benecku – Vrchlabí: most u Karmáška – zjištěn pravidelný výskyt čerstvých vydřích stop a chodníčků

6. 1. 2010 řeka Labe nad úpravnou vody v Herlíkovicích – vydří stopy a skluzy

12. 1. 2010 řeka Mumlava u centrálního parkoviště v Harrachově – pobytové vydří znaky

16. 1. 2010 řeka Labe mezi Herlíkovicemi a Vrchlabím – čerstvé vydří stopy a exkrementy

9. 2. 2010 řeka Úpa v Trutnově – vydří stopy na ledu

14. 2. 2010 řeka Labe od jezu v Lánově po most před Hostinným v Prosečném – čerstvé stopy 2 jedinců ve dvou paralelních drahách

Začátek března 2010 řeka Úpa v jižní části obce Mladé Buky u Kalné Vody – výskyt

8. a 10. 3. 2010 Klínový potok mezi náměstím v Dolním Dvoře a přítokem Husího potoka, vydří stopy a výkaly

18. 3. 2010 soutok Klínového a Kotelského potoka v Dolním Dvoře na náměstí vydří stopy a exkrementy

Konec března 2010 řeka Labe u hájenky pod Labskou soutěskou – přímé pozorování 2 větších a 2 menších jedinců

15. 4. 2010 Luční potok i s přítoky – nezjištěny žádné pobytové vydří stopy

27. 8. 2010 Velká Úpa – odbočka na starou cestu u jezu – 1 uhynulý jedinec, zřejmě sražený autem

25. 12. 2010 řeka Labe pod mostem u Karmáška ve Vrchlabí – čerstvé vydří stopy (Flousek 2011)

3.5.4.9 Rok 2011

19. 1. 2011 řeka Labe pod Studeným kolenem v Labská soutěsce – vydří stopy

25. 1. 2011 řeka Jizera pod splavem v Poniklé – čerstvé vydří stopy

29. 1. 2011 Roudnický potok asi 1 km nad osadou Nová Ves v Poniklé – čerstvé vydří stopy

19.-20. 2. 2011 Roudnický potok nad osadou Nová Ves v Poniklé – vydří stopy

17. 3. 2011 Malá Úpa zhruba u křižování silnice s řekou Malá Úpa, východně od Niklova vrchu – nalezen 1 mrtvý jedinec sražený autem

19. 9. 2011 rybník u kravína v Dolních Starých Bukách – 1 mladý jedinec chycen loveckým psem (Flousek 2012)

3.5.4.10 Rok 2012

7. 2. 2012 řeka Jizera mezi lokalitami Na Mýtě a Nístějka v Jizerském dole – nalezeny vydří stopy pod soutokem Jizery a Mumlavy Na Mýtě a u jezu v Hradsku

8. 2. 2012 řeka Jizerka: u Šmídů v Dolních Štěpanicích – stopy 1 jedince

8. 2. 2012 Kružný potok a rybník V Kruhu u Jilemnice – stopy patrně 2 jedinců

21. 2. 2012 Obří důl na odbočce turistických cest do Modrého dolu – vydří stopy

5. 4. 2012 řeka Jizera na okraji obce Poniklé – ráno v 10.00 hodin spatřen 1 jedinec běžící podél břehu

Červenec či srpen 2012 Babí u Trutnova asi 70 metrů od pevnosti Stachelberg směrem k Žacléři – nalezen 1 mrtvý a rozježděný jedinec na silnici

18. 11. 2012 řeka Labe u paneláků v Hořejším Vrchlabí – spatřen ráno v 7.00 hodin 1 jedinec v řece (Flousek 2013)

3.5.4.11 Rok 2013

10. 1. 2013 úpravna vody v Herlíkovicích – 2 dospělí a 1 mladý jedinec

9. 2. 2013 řeka Labe pod jezem pod kapličkou Sv. Anny ve Vrchlabí – čerstvé vydří stopy

14. 2. 2013 řeka Mumlava pod soutokem s Ryzím potokem v Harrachově – čerstvé vydří stopy

8. 3. 2013 Mikoláškův mlýn v Křížlici v Krkonoších – nalezen 1 mrtvý jedinec sražený autem

14. 3. 2013 řeka Jizerka splav proti bývalému Cutisinu v Jilemnici-Hrabačově – čerstvé stopy 2 jedinců od náhonu MVE ve Víchové nad Jizerou k Hrabačovu

21. 3. 2013 Velká Úpa – odbočka silnice na Malou Úpu – nalezen 1 mrtvý jedinec sražený autem

31. 3. 2013 řeka Labe v Labské soutěsce – 1 jedinec dokumentován fotopastí v 6.12 hodin

5. 4. 2013 řeka Úpa v Horním Maršově – 1 jedinec dokumentován fotopastí v 22.44 hodin

20. 6. 2013 šterková lavice u vtoku do rybníka v Čisté v Krkonoších – vydří exkrement

19. 8. 2013 Františkov u odbočky ze silnice Rezek – Rokytnice nad Jizerou: 780 m n. m. – jedinec přebíhal za světla přes silnici (Flousek 2015)

3.5.4.12 Rok 2014

řeka Jizerka ve Vítkovicích v Krkonoších až Horní Sytové: Arnoštov – celoroční výskyt 1–3 jedinců

řeka Labe v Přední Labské až Vrchlabí – celoroční výskyt 1–2 jedinců (Flousek 2015)

3.5.4.13 Roky 2015-2016

10. 9. 2015 Luční potok v Javorníku – 1 jedinec (Flousek 2016)

24. 3. 2016 řeka Jilemka v Jilemnicích-Hrabačově: pod mostem, v Jilemnicích-Jilmu: pod mostem, na loukách mezi Jilemnicí a Martinicemi – čerstvé vydří stopy

3. 4. 2016 řeka Oleška v Bělé – čerstvé vydří stopy

7. 8. 2016 horní tok Černého potoka – 700 m n. m. v Horní Rokytnici nad Jizerou: Hrušově – jeden mladý jedinec byl viděn, jak žral pstruha (videodokumentace)

12. 8. 2016 řeka Jizera v Hradsku – vydří výkaly

19. 12. 2016 řeka Úpa v Mladých Bukách – čerstvé vydří stopy (fotodokumentace)

2016 řeka Jizera a Jizerka v Horní Sytové: Arnoštově – výskyt

2016 řeka Labe ve Špindlerově Mlýně až Vrchlabí – výskyt

2016 řeka Malá Labe v Dolním Dvoře – výskyt

2016 řeka Úpa v Horním Maršově – výskyt (Flousek 2017)

3.5.4.14 Rok 2017

6. 1. 2017 Roudnický potok nad Novou Vsí – čerstvé vydří stopy

8. 1. 2017 Prosečné – 1 "velký" jedinec přeběhl z Malého Labe do Labe

17. 1. 2017 řeka Jizerka od Víchové nad Jizerou až Hrabačově – čerstvé vydří stopy

17. 1. 2017 řeka Jizerka ve Víchové nad Jizerou: od mostu proti proudu – čerstvé vydří stopy

2. 2. 2017 řeka Jizerka ve Víchové nad Jizerou – čerstvé stopy 1 jedince

7. 12. 2017 řeka Jizerka ve Víchové nad Jizerou – vydří stopy v písku (Flousek 2019)

3.5.4.15 Rok 2018

7. a 8. 3. 2018 řeka Úpa v Mladých Bukách pod jezem – čerstvé stopy 1 jedince (fotodokumentace)

8. 3. 2018 Luční potok v Rudníku, čerstvé stopy

25. 3. 2018 Vápenický potok ve Vrchlabí: Podhůří – zahrádkářská kolonie, nalezen exkrement pod mostkem

7. 7. 2018 Roudnický potok, pozorován 1 jedinec (Flousek 2019)

3.5.4.16 Rok 2019

12. 2. 2019 Lysečinský potok v Horním Maršově u rybí líhně – čerstvé stopy 1 jedince a škody na rybách (fotodokumentace)

13. 2. 2019 Lysečinský potok přibližně 100 m nad soutokem s Úpou – čerstvé stopy 1 jedince na sněhu (fotodokumentace)

15. 2. 2019 řeka Labe v Labské soutěsce – čerstvé stopy nejspíše 2 jedinců (dvě paralelní dráhy na sněhu)

5. 3. 2019 Zámecký rybník ve Vrchlabí – 2 čerstvě ulovení kapři na břehu s ukousnutou hlavou

29. 8. 2019 soutok Labe a Malého Labe v Prosečné – 1 exemplář

1. 9. 2019 řeka Labe v Herlíkovicích – 1 jedinec

2. 10. 2019 Špindlerův Mlýn (ulice Horní 130) – 1 juvenilní jedinec (fotodokumentace)
(Flousek 2020)

3.6 Celosvětové příčiny ohrožení volně žijících populací

Mezi obecné hlavní faktory ohrožení vyder říčních patří nelegální lov a obchod, znečištění vodních toků a jejich nevhodná regulace, úbytek stanovišť, utopení a úhyny na silnicích (Prigioni et al. 2005; Koelewijn et al. 2010; Bouroş 2014). U těchto jednotlivých příčin se v průběhu let měnila i jejich intenzita. Nejzávažnější bylo až do první poloviny minulého století přímé pronásledování a lov vyder. Toto riziko se však velmi snížilo přijetím právní ochrany (Loy et al. 2009) a od cca 60. let se největší hrozbou stalo zejména znečišťování vod toxickými látkami a destrukce krajiny související s usměrňováním toků. Ke zlepšování kvality vod začalo docházet v 90. letech, s čímž souvisel i populační nárůst a rozšíření vyder (Loy et al. 2009; Delibes et al. 2012). Dnes jsou za nejzávažnější příčiny ohrožení považovány úhyny na komunikacích způsobenými motorovými vozidly a nezákonný lov (Poledník et al. 2009; Hlaváč et al. 2017).

3.6.1 Znečištění vodních toků

Vydra říční se nachází na vrcholku potravního řetězce (Krawczyk et al. 2016), tudíž je velice ohrožena hromaděním znečišťujících látek nacházejících se v životním prostředí, zejména tedy ve vodě (Smit et al. 1998). Toxické látky, které se v jejím těle postupně kumulují a ukládají, pak negativně ovlivňují reprodukci a celkové zdraví jedince (Wilson & Mittermeier 2009; IOSF 2020).

Značný úbytek populace vyder od 50. let minulého století (Mason & Macdonald 2004) souvisel zejména ve střední a západní Evropě s žádným nebo velmi malým výskytem čističek, a tedy neošetřenou odpadní vodou, kdy do řek odtékaly různé chemikálie, barvy a jiné látky z továren, dále splachy z polí, včetně dusíkatých hnojiv nebo zemědělské kejdy atd. (LDVI 2015; Roos et al. 2015). Konkrétně se jednalo o masivní používání organochlorovaných pesticidů v zemědělství, např. deriváty DDT, a dalších látek v průmyslu, zejména polychlorovaných bifenyly (PCB) a těžkých kovů (jako olovo, rtuť nebo kadmium (Roos et al. 2005; Český nadační fond pro vydru 2016a). Pobřežní populace vyder měly také problémy s únikem ropy, na kterou jsou obzvláště citlivé (Roos et al. 2015).

Na vydru má také nepřímý dopad špatná kvalita vod, včetně okyselení řek a jezer zapříčiněných převážně „kyselými dešti“ (Zajac 2008), způsobující snížení potravní nabídky. Zejména se jedná o pokles až vyhubení populací ryb, jež pro ni představují hlavní zdroj potravy (Poledník et al. 2009; Hung & Law 2016). V jižní a jihovýchodní Asii dokonce pokles druhů kořisti v mokřadech a vodních tocích snížil populaci vyder na neudržitelnou hranici, která vedla k místním vyhynutím (Roos et al. 2015).

Situace ohledně znečištění vod se v mnoha zemích Evropy, včetně ČR, v současné době výrazně zlepšila, čehož je důkazem i růst populace a výskytu vydry jakožto bioindikátoru kvality vod. Je však třeba zůstat stále na pozoru (Ruiz-Olmo et al. 2000), neboť sice dnes platí různá nařízení ohledně životního prostředí a fungují čističky odpadních vod, ale zatím se moc nedaří přefiltrovat a zneškodnit všechn nebezpečný odpad a zbytky chemických látek (Boscher et al. 2010; Poledníková et al. 2017a). Jedná se zejména o částice z hormonální antikoncepce a hormonů obecně (Poledník & Poledníková 2020b), pracích

a čisticích prostředků, mikroplastů atp. (Anderson et al. 2016; Smirolto et al. 2019), které by také mohly mít nemalé negativní dopady na živé organismy (Ruiz-Olmo et al. 2000).

3.6.2 Pokles původních stanovišť a nevhodná regulace vodních toků

Ztráta, fragmentace a degradace stanovišť způsobených lidskou činností jsou považovány za jednu z hlavních ohrožení rozmanitosti původních druhů (Marcelli et al. 2012). Vodní stanoviště vydry jsou velmi náchylné na změny způsobené člověkem. Usměrnování a narovnávání vodních toků, opevňování říčních koryt, zpevňování břehů a odstraňování břehové vegetace, odvodňování mokřadů a pozemků, těžení říčních náplavů, výstavba migračních překážek a příčných stupňů (znemožňujících pohybu také rybám) (viz obrázek č. 16) atd. mají nepříznivý vliv na populaci vyder (Roos et al. 2015; Český nadační fond pro vydry 2016a).



Obrázek č. 16: Jez vytvářející bariéru pro migraci vydry i jiných živočichů (Hlaváč et al. 2017)

Za velký problém v minulosti i v současnosti je považována ztráta mokřadů, která způsobuje pokles populací po celé Evropě (Juhász et al. 2013). V Česku došlo k rozsáhlým přeměnám přírodních mokřadů na zemědělské a lesní půdy, zejména v průběhu dvacátého století (Poledníková et al. 2013). Zpevňování břehů a odstraňování břehových porostů zase zhoršuje podmínky pro rozmnožování i přežití vyder, jelikož tak přicházejí o vhodná místa k budování nor, brlohů a úkrytů. Navíc husté břehové vegetace poskytují stanoviště i pro potenciální kořisti vydry (Lodé 1993; Poledníková et al. 2013). Migrační překážky jsou podrobněji zmíněny v podkapitole Doprava a stavba podchodů v České republice.

Nemalý výskyt vyder však bývá zjišťován i v regulovaných a jinak člověkem pozměněných částech řek a potoků, které nejsou pro vydry úplně vhodné. To naznačuje změnu tolerance stanovišť během rekolonizace a nezbytnost obývat suboptimální úseky vodních toků (tedy významně přeměněné lidskou aktivitou) kvůli rostoucí populaci vyder (Romanowski et al. 2013; Krawczyk et al. 2016). Tudíž se zdá, že údaje o přítomnosti a nepřítomnosti vyder nemohou být považovány za spolehlivý ukazatel kvality stanovišť, v závislosti na hustotě populace vyder (Romanowski et al. 2013).

V posledních několika desítkách let také narostlo rekreační využívání vodních ploch a toků, což souvisí i se zvýšením rušivých elementů pro vydry (Poledník et al. 2009). Bylo

však zjištěno, že ačkoliv vydra preferuje klidnější prostředí, tak pokud má k dispozici dostatek úkrytů a hojnou potravu, je u ní sledována relativně velká tolerance vůči antropogenním rušivým vlivům (Zajac 2008; Poledník et al. 2009).

3.6.3 Doprava

Jednou z hlavních příčin mortality vyder říčních jsou srážky na komunikacích, jak zobrazuje obrázek č. 17 (Lafontaine & Liles 2002). Dle dostupných informací se počet úhynů vyder způsobených dopravními prostředky v Evropě stále zvyšuje, a vzhledem k dnešnímu trendu, kdy stoupá počet vozidel a narůstá infrastruktura, bude tento problém nejspíše nabírat větších rozměrů. To může mít závažné následky v oblastech, kde je nižší početnost populace vyder (Poledník et al. 2009; Grogan et al. 2013). Nehledě na to, že přebíháním silnic vydrami vzniká nebezpečí nejen pro ně, ale i pro řidiče, navíc, když se jedná o zvířata převážně s noční aktivitou (Hlaváč et al. 2017).



Obrázek č. 17: Střet vydry s vozidlem (Poledníková et al. 2017a)

Dopravní infrastruktura má na vydru negativní dopad ze dvou důvodů. Prvním je vysoké nebezpečí zranění až mortality způsobená motorovými vozidly (Forman & Alexander 1998; Hlaváč et al. 2017). Druhým, neméně závažným, je nemožnost překonání člověkem postavených bariér sloužících k dopravě (např. dálnice, silnice, vysokorychlostní železnice, atd.) (Vaiškūnaitė et al. 2012; Červinka et al. 2015), které způsobují ztráty stanovišť a fragmentaci krajiny do menších, vzájemně separovaných oblastí, což může vést až k rozdělení a izolaci původně spojitě populace (Jackson et al. 2011; Červinka et al. 2015).

3.6.3.1 Faktory ovlivňující kolize na silnicích

Na úhynu vyder a jiných drobnějších šelem na silnicích má zejména vliv uspořádání okolní krajiny, charakteristika vozovky a intenzita dopravy (Gunson et al. 2011; Basille et al. 2013).

Vydra má relativně velké nároky na prostředí, při nichž využívá silnic jako přechodů mezi jednotlivými povodími či z důvodu zkrácení cest mezi potravními zdroji. Kromě těchto přirozených projevů jsou vydry často nuceny používat vozovky v důsledku obcházení člověkem vybudovaných překážek (Poledník et al. 2011). Jedná se o vysoké přehradní zdi, některé typy protipovodňových opatření, jezy a kaskády, nevhodně upravené podchody mostů, výpustí a propustek, a jiné bariéry na řekách, potocích a vodních plochách, které společně se zástavbou a infrastrukturou vytvářejí neprůchodné bariéry (Hlaváč et al. 2017). K dopravním nehodám vyder tak většinou dochází právě při křížení vodních toků či útvarů se silnicemi (Červinka et al. 2015).

Třebaže se může zdát, že by vydra jako polovodní neboli semiakvatický druh neměla být ve srovnání s drobnějšími suchozemskými masožravci tak ovlivněna dopravní sítí, neboť může využívat propusti, podchody pod mosty atp. zaplavené vodou, realita je leckdy poněkud odlišná (Poledník et al. 2011). Mnoho takovýchto konstrukcí totiž není vhodně postavených pro její využívání, ať už úplným zamezením průchodnosti nebo pro vydry neadekvátními úpravami. Zejména podchody a propustky s malými rozměry a nepřítomností suchých břehů nerada prochází (Villalva et al. 2013; Niemi et al. 2014). Vydra má takovéto objekty strach využít, a pak ji nezbyde nic jiného, než danou konstrukci obejít přes silnici, kde je však vysoké riziko mortality (Poledníková et al. 2017b). Přitom o vylepšení nebo zavedení průchodnosti mnoha takovýchto objektů jak pro vydru, tak i pro jiné druhy trpící úhyny na silnicích, rozhodují velmi často peněžně nevýznamné úpravy (Hlaváč et al. 2017). Podrobnější informace jsou uvedeny v podkapitole Doprava a stavba podchodů v České republice.

Ke zvýšené četnosti mortality menších masožravců pod koly aut mohou přispívat rostliny s dlouhými stonky lemující silnice během vegetačního období, které ztěžují vizuální detekci jedoucích vozidel a tím přivodí kolizi (Grilo et al. 2009).

Dalším faktorem, který může ovlivnit riziko úhynů na vozovkách, je topografie silnic (Hlaváč 2002; Grilo et al. 2009). Ačkoliv některé starší studie popisují, že vyšší mortalita souvisí s vyvýšenými silnicemi (Červinka et al. 2015), mnoho novějších studií uvádí, že vozovky, které jsou v jedné úrovni s vegetací nebo okolní krajinou, byly významně spojovány s vyšší úmrtností masožravců na silnicích na rozdíl od vyvýšených nebo naopak zapuštěných silnic (Grilo et al. 2008; Glista et al. 2009). Také zatáčky přispívají k nebezpečnějším úsekům, a dokonce pro menší masožravce patří k nejsmrtelnějším částem silnic (Grilo et al. 2009).

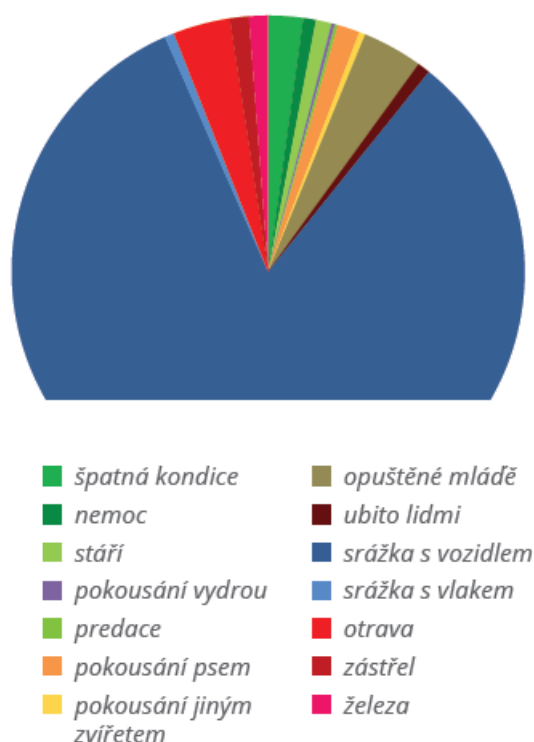
Poslední faktor, intenzita provozu, je řazena mezi nejvýznamnější činitele ovlivňující riziko úhynů na silnicích. Obecně platí, že čím bude větší frekvence projíždějících aut, tím by měla být větší pravděpodobnost kolize s vydrami. Četnost úhynů dle kategorizace vozovek

do jednotlivých tříd může být pro každou zemi jiný, neboť jednotlivé státy mají rozdílný podíl silničních tříd a typů, což následně ovlivňuje výsledky (Červinka et al. 2015).

3.6.3.2 Situace s mortalitou vyder v České republice

Dle celostátního průzkumu z let 2000-2014 se v počtu masožravců uhynulých na silnicích v ČR vydra říční umístila na druhém místě, hned po kuně skalní (Červinka et al. 2015). V poslední době je nacházeno zhruba 50 uhynulých jedinců na českých silnicích každý rok, přičemž odhad reálného počtu dosahuje přinejmenším 100. Průměrný věk těchto jedinců je 4,1 let, a jelikož jsou vydry pohlavně dospělé až ve dvou letech, přináší to negativní dopad na produktivní část populace (Hlaváč et al. 2017). Obvykle se jedná o mladá migrující zvířata, hledající si svá teritoria, ale pod koly aut mnohdy skončí i dospělé, rezidentní vydry (Šimek & Kadlečíková 2010). Do budoucna by to mohlo představovat problém pro další existenci vydry na území našeho státu (Hlaváč et al. 2017), neboť za posledních dvacet let se intenzita provozu zvyšuje ročně až o zhruba 7 % a s největší pravděpodobností bude dále stoupat (Poledníková et al. 2017b).

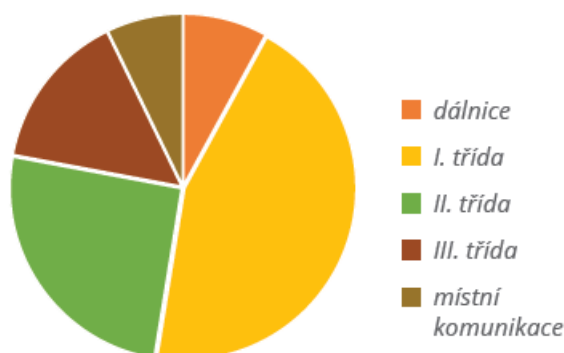
Ze všech nalezených mrtvých jedinců v posledních letech činí právě úmrtnost na vozovkách 81 %, a každým rokem toto číslo stoupá (Poledníková et al. 2017a). To je zřejmé ze srovnání údajů mezi roky 1990-2000, kdy počty uhynulých jedinců pod koly aut dosahovaly 57 % (Poledník et al. 2011). Porovnání s ostatními příčinami úmrtí vyder je znázorněno na obrázku č. 18 (Poledníková et al. 2017a).



Obrázek č. 18: Příčina smrti u nalezených jedinců (503) vydry říční (Poledníková et al. 2017a)

K největší úmrtnosti následkem srážky s motorovými vozidly dochází na silnicích I. třídy (okolo 45 %) (Poledníková et al. 2017b), následně II. a III. třídy, poté na dálnicích a nejméně na místních komunikacích (viz obrázek č. 19) (Poledníková et al. 2017a). Nižší

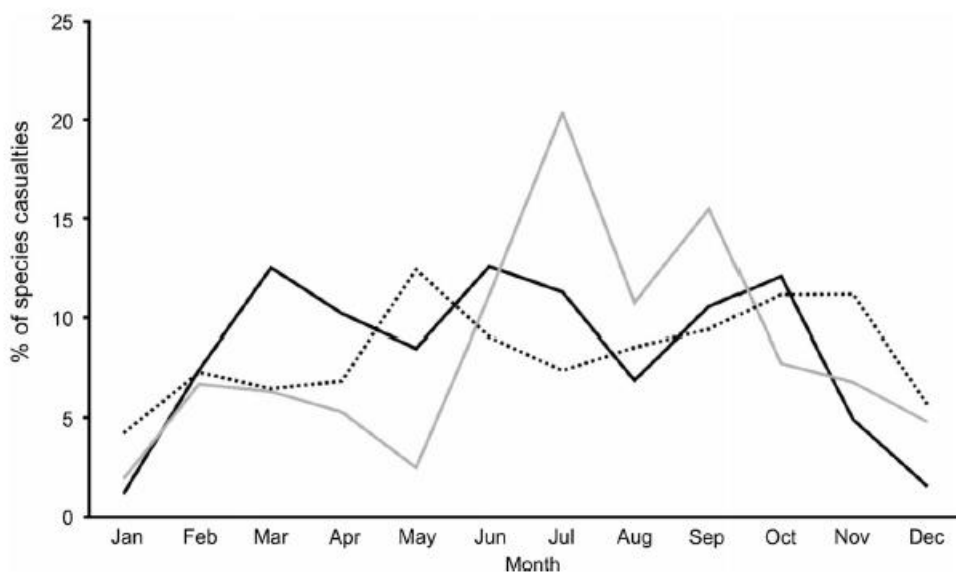
mortalita vyder na dálnicích je zapříčiněna nejspíše ztíženým přebíháním způsobeným obrovskou intenzitou aut, hlukem a světelným znečištěním, které vydry odráží (Forman & Alexander 1998; Underhill & Angold 2000). Důležitým parametrem je také nevelké zastoupení dálnic, v porovnání s ostatními typy silnic, v České republice (Červinka et al. 2015).



Obrázek č. 19: Počet vyder podle typu silnice, na kterých uhynou v důsledku srážky s vozidlem (Poledníková et al. 2017a)

Vydry uhynulé pod koly aut se vyskytovaly hlavně na vozovkách v oblastech s vysokým podílem lesů, travnatých ploch a vodních útvarů. Navíc přítomnost lineárních stanovišť jako jsou okraje lesa nebo koridory, jsou pozitivně spojovány s mortalitou vyder na silnicích (Pita et al. 2009; Červinka et al. 2015). Konkrétně se uhynulé vydry nacházely ve 44,1 % případech na místech, kde nebyly v blízkosti nalezeny žádné toky nebo vodní plochy, což může být zapříčiněno důvody, jež jsou zmíněny výše (využívání silnic pro přechod mezi povodími, obcházení bariér a nevhodných konstrukcí atd.). Ve 30,4 % byly nalezeny v blízkosti vodoteče a ve 25,5 % na hrázových tělesech vodních nádrží či rybníků (Hlaváč et al. 2017).

Vydry usmrcené na silnicích jsou nacházeny převážně během jara (květen) a podzimních měsíců (září až říjen) (Červinka et al. 2015). To ukazuje, v porovnání se dvěma dalšími druhy z řádu šelem trpících nejčastěji na českých vozovkách – kunou skalní a liškou obecnou – obrázek č. 20. Pravděpodobně to souvisí – především pro jarní měsíce – s obdobím vysoké mobility vyder, konkrétně s disperzní aktivitou a rozmnožováním (Orłowski & Nowak 2006; Jancke & Giere 2011) s následnou péčí o mláďata, kdy musí dospělí jedinci zajistit dostatek potravy jak pro sebe, tak své potomky (Červinka et al. 2015). V rámci pohlaví jsou častěji na vozovkách nacházeni samci (65 %), ovšem vysoké riziko náleží i pro samice, neboť i ony za den naběhají nemalé vzdálenosti (Poledníková et al. 2017b).



Obrázek č. 20: Měsíční distribuce úhynů na silnicích v důsledku kolize s vozidlem vyjádřená v procentech. Přerušovaná čára zobrazuje vydra říční, plná kunu skalní a šedá lišku obecnou (Červinka et al. 2015)

3.6.4 Utopení a uškrcení

Nemalým ohrožením jsou také nepravé sítě určené pro úhoře nebo ryby, stejně jako proutěné košíky pro mořské korýše (Duplaix & Savage 2018), které jsou pro vydry velkým lákadlem a zároveň velkým rizikem (Roos et al. 2015). Vydra říční se dokáže ponořit pod vodu až na několik minut a smrt hypoxií vyvolanou utopením je pomalá a trýznivá (Iossa et al. 2007).

Další potenciální hrozbou je uškrcení průhlednou monofilní sítí unášenou proudem nebo chycení do pastí či klecí (Roos et al. 2015; Macdonald et al. 2017) určených pro lov jiných druhů, zejména podvodních klecí zkonstruovaných pro utopení ondatery nebo bobrů (Roos et al. 2015; Hung & Law 2016; Duplaix & Savage 2018).

3.6.5 Pronásledování, nelegální lov a obchod

Vydra říční často byla, a mnohde stále je, pronásledována a lovena pro kvalitní kožešinu (Wilson & Mittermeier 2009), tzv. vydrovici (Drmot 2011), maso, anebo „nepřátelský“ vztah rybářů a vlastníků rybníků, kterým způsobuje ztráty na rybách (Šimek & Kadlečíková 2010).

Pytláctví a nelegální lov, posléze i obchod, je problémem přetrvávajícím v mnoha částech areálového rozšíření vydry říční. V jižní, jihovýchodní a možná také v severní Asii, představuje jednu z hlavních příčin poklesu populace (Roos et al. 2015; Duplaix & Savage 2018). Zejména pak v jihovýchodní Asii je vydra říční vystavena poměrně intenzivnímu loveckému tlaku prostřednictvím chytání do pastí jak pro kožešinu, maso a využití v medicíně, tak i jako v jiných částech areálového rozšíření – z důvodu zabránění útoků na ryby v místních rybnících (Kruuk 2006) nebo škodám způsobených mobilitou na rýžových polích, posléze vedoucích k ušlým ziskům farmáře (Hung & Law 2016). V evropských zemích problém s predací vydry na komerčních druzích ryb také roste (Myšiak et al. 2004; Liordos et al. 2019) a v několika státech vedl politický tlak zejména rybářů a majitelů rybníků

k udělení licencí na možný odlov (Roos et al. 2015). Oproti tomu zejména na Dálném východě a Sibiři je dnes velkým problémem nelegální lov pro vydří kožešinu.

Stále větší potíží se stává obchod s domácími mazlíčky (tzv. pet trade), především pro vydru malou, ale v menší míře také vydru říční, vydru hladkosrstou a vydru chluponosou, v jihovýchodní Asii a Japonsku. Vědci se domnívají, že tyto druhy, zejména tedy mláďata, jsou předmětem pytláctví ve volné přírodě v Indonésii, Thajsku a dalších zemích v jihovýchodní Asii, aby byly následně prodány jako domácí mazlíčci v těchto částech Asie a v Japonsku. Ačkoliv se vydra říční nachází v příloze 1 CITES a je pro ni mezinárodní obchod zakázán, vymáhání zákonů nepovolujících obchodování s ní je slabé a neúčinné (Duplaix & Savage 2018) a ilegální prodej v již zmíněných oblastech v dnešní době vzkvétá a vytváří bohatou reklamu, zejména přes příspěvky na sociálních sítích (Actman 2019). Navíc v mnoha asijských zemích není zakázáno chovat vydru jako domácího mazlíčka. Ochránci však upozorňují na to, že vydry v zajetí trpí, neboť se o ně lidé nedokážou správně a dostatečně postarat. Krmí je nevhodným žrádlem, neposkytují jim přístup k vodě nebo je drží v malých klecích či místnostech bez přirozeného světla. V Japonsku se také stávají, čím dále oblíbenější vydří kavárny, kde si návštěvníci mohou vydry „pomazlit“ (Aktuálně.cz 2019).

3.6.5.1 Způsoby lovení

K lovu vyder se používaly, někde doposud používají, různé bodce, sítě, otrávené návnady, pasti (viz obrázek č. 21), železa nastražená v mělké vodě nebo na březích, i speciálně vycvičení psi, tzv. vydraři, kteří byli schopni dobře plavat a potápět se (Drmot 2011). Železa pro vydry jsou menších rozměrů, určená pro zachycení končetiny (povětšinou přední), kde vydra uvízne a posléze vyhladoví, podlehne infekci nebo je dobita, což sebou může často přinášet dlouhou a trýznivou smrt (viz obrázek č. 22) (Poledníková et al. 2018). Ovšem železa ani střelba nejsou příliš efektivní a vykazují poměrně časovou náročnost a ubití je závislé na náhodě, mnohem snazší a účinnější je nachystání otrávené návnady (Poledníková et al. 2010).



Obrázek č. 21: Mostní nášlapná past na vydry (Poledníková et al. 2018)



Obrázek č. 22: Mladá samice chycená do želez (Poledníková et al. 2018)

Zajímavostí je, že se dříve šlechtily speciální lovecké vydry používající se k samotnému lovu vyder (Myšiak et al. 2004) – tzv. vydrování. Jde o způsob lovení, který nebyl v Evropě nikterak obvyklý a hojně využívaný (Drmota 2011), vyjma Velkou Británií, kde byly vydry tímto způsobem tradičně loveny až do 60. let minulého století. V některých evropských zemích, a hojně jinde ve světě, se z přírody odchycené a následně ochočené a vycvičené vydry využívaly v rybaření (Kruuk 2006) – k přímému lovu ryb nebo k nahánění do sítí (Allen 2010; Drmota 2011).

3.6.5.2 Historie pronásledování a lovení vydry v České republice

Vydra byla dříve lidmi mnohdy považována spíše za rybu nebo obojživelníka (Šimek & Kadlečíková 2010) a její maso se ve středověku řadilo k postnímu jídlu (Myšiak et al. 2004). Právě v tomto období bylo o vydří maso, stejně tak o její hodnotnou kožešinu, veliký zájem, který v druhém případě přetrval až do 20. století (Šimek & Kadlečíková 2010). Kromě těchto spíše užitkových vlastností (Poledníková et al. 2018), byla vydra po celá staletí převážně lovena jako „škodná“ způsobující vysoké ztráty v akvakultuře. Konflikt vzrostl již počátkem budování rybníků ve 13. století (Poledníková et al. 2013) a s rozvojem rybníčního hospodaření v 16. století započala éra ustavičného pronásledování vyder. Za její zabití, tzv. zástřelné, byla slibovaná také mnohde nemalá odměna, což intenzitu lovu ještě zvyšovalo (Šimek & Kadlečíková 2010).

Období rušení rybníků na konci 18. a v první polovině 19. století (Pavelková et al. 2016) vystřídala renesance chovu ryb včetně významného rozvoje v zakládání různých rybářských spolků působících na tekoucích vodách ke konci 19. století. To souviselo s výraznými snahami a kampaněmi jak rybářů, tak i rybníkářů, o likvidaci vyder, k čemuž se začaly čteně používat kvalitní střelné zbraně a líčení želez. Dle dobových informací získávali pražští kožešníci až 800 kusů vydřích kůží, ačkoliv oficiální statistiky dokládaly v českých odstřelech pouze necelých 300. Za každou předanou vydří lebku byly od roku 1896 vypláceny dvě zlaté a právě Čechy a Morava vykazovaly z celého Rakouska-Uherska nejvíce lapených vyder (Šimek & Kadlečíková 2010).

Během první světové války byly vydry neregulovaně loveny téměř kýmkoliv a kdekoliv. Po roce 1918 vzniklo mnoho honiteb a mysliveckých spolků, včetně navýšení počtu lovců, a již tak zmenšené populaci hrozilo ještě větší snížení. Naštěstí za první

republiky vyšly prvotní zákazy a usměrňování lovu vyder, což napomohlo od jejího úplného vymizení z Česka, neboť v tomto období již byla vydra na většině území vzácná (Šimek & Kadlecíková 2010).

V rámci přísné politiky ochrany druhů, která začala ve druhé polovině 20. století, bylo stíhání a zabíjení vydry zakázáno (Myšiak et al. 2004). Přestože právní ochrana v dnešní době stále platí a její lov je považován za trestný čin, pronásledování, převážně kvůli střetu zájmů s rybáři a majiteli rybníků, stoupá (Poledník et al. 2009).

3.6.5.3 Nelegální lov v České republice

Mezi roky 1991 a 2017 bylo nalezeno 38 vyder (ve dvou případech se podařilo jedince zachránit), které byly nepochybně úmyslně zabity člověkem. Většina pocházela z posledních několika let (Poledníková et al. 2017a; Poledníková et al. 2018). Zhruba $\frac{1}{3}$ z nich byla nalezena v kraji Vysočina a $\frac{1}{3}$ v Jihočeském kraji, zbytek vyder se nacházel v několika jiných krajích. Nejčastějším způsobem usmrcení byla otrava jedem – karbofuranem (47 %). Na druhém místě bylo zastřelení, většinou za použití brokovnice, ale dva případy vykazovaly zbraň s větší ráží, nejspíše se jednalo o malorážku. Menší výskyt se prokázal v ubití a v použití nástražných želez (viz příloha č. 5, obrázek č. 45). Lokalizace těchto případů je vyobrazena v příloze č. 5, obrázek č. 46 (Poledníková et al. 2018). Příčina ilegálního zabíjení vyder většinou pramení z konfliktu mezi vydrou a rybáři či vlastníky rybníků, případně ze zisku z kožešiny (Poledník et al. 2009).

Od roku 1990 do 2005 bylo nalezeno skoro 20 pastí, nesporně přichystaných k odchycení vyder, nejspíše za účelem získání kožešiny (Poledník et al. 2009). V posledních letech ale stoupají hlavně otravy jedem (Poledník et al. 2009; Poledníková et al. 2017a), v případě vyder (ale i mnoha jiných druhů) se využívá velmi účinný a nebezpečný nervový toxin karbofuran (Poledníková et al. 2010). Mezi léty 2006 a 2008 se otrava tímto jedem prokázala u šesti náhodně nalezených vyder a u alespoň dalších dvou byla velmi pravděpodobná (Poledník et al. 2009). Návnady nebyly nikdy nalezeny (Poledníková et al. 2010). Ačkoliv se jedná o problém celostátní, intoxikování jedinců touto látkou je specifické hlavně pro Českomoravskou vrchovinu (Poledníková et al. 2017a). Nehledě na to, že prokázání otravy karbofuranem kromě provedení rozboru ze vzorků návnady nebo mrtvého zvířete, je téměř nemožné. Kvůli rychlému rozkladu a možnosti sežrání mrtvého zvířete jiným zvířetem musí být vzorky odebrány a analyzovány co nejdříve je to možné (Vyas et al. 2005; Poledníková et al. 2010). Mělo by být samozřejmostí nahlášení každého podezřelého případu mrtvého divokého zvířete příslušným orgánům, včetně policie, které by měly zvíře neprodleně odnést do laboratoře a otestovat ho (Poledníková et al. 2010).

Intoxikace karbofuranem (viz obrázek č. 23) se většinou vyskytovaly v zimě nebo na jaře, tedy v období omezení potravy, kdy vydry často hladoví a konzumují dokonce i mrtvá zvířata, tudíž je procento sežrání návnady – většinou ryby – vyšší. Nebezpečí může být také v sekundární otravě. Kromě vyder bylo karbofuranem již v ČR intoxikováno i mnoho jiných zvířat – dalších masožravců a dravců. Existuje několik prokázaných případů, u nichž se ryba jako návnada vyskytovala blízko vodního útvaru, což naznačuje, že byla připravená pro vydru nebo jiného rybožravého predátora. Díky tomu může dojít k otravě jiných druhů savců nebo ptáků (cca 50 ptáků ročně), zahrnující druhy: orla mořského, orla skalního, luňáka hnědého,

luňáka červeného, sokola stěhovavého, káněte lesního, káněte rousného, jestřába lesního, motáka pochopa, havrana polního, krkavce velkého, vránu černou, straku obecnou, kunu skalní, tchoře tmavého, lišku obecnou, norka amerického, lasici kolčavu, stejně jako domácí kočky a psy (Poledníková et al. 2010).



Obrázek č. 23: Dvě roční mláďata otrávená karbofuranem (Poledníková et al. 2010)

Traviči obvykle zabíjejí zvířata nastražením otrávené návnady. Kromě již zmíněných ryb určených mimo vyder i pro orly a jiné rybožravé predátory, to jsou dále buď kusy masa nebo střeva, celá mrtvá drůbež, menší savci nebo vejce (Vyas et al. 2005; Poledníková et al. 2010).

Sledování těchto problémů a jejich následků včetně důkazů je značně obtížné a otázkou zůstává, jaké asi může být reálné číslo nezákonně zabitých vyder, neboť nalezení jedinci jsou podle odhadů nejspíše pouhou „špičkou ledovce“ (Poledníková et al. 2010; Poledníková et al. 2018). Podle odhadů se může počet vyšplhat až na více jak 100 jedinců ročně (Poledníková et al. 2013).

3.6.6 Konflikt s rybáři a chovateli ryb v České republice

Vydra, jakožto potravní oportunist (Boscher et al. 2010), by se měla starat o regulační mechanismus v přírodě a udržovat v ní rovnováhu. Problémy však nastávají se zásahy člověka. Intenzivní komerční chov ryb v rybnících či zarybňování toků rybářsky zajímavými druhy zasahují do vodních ekosystémů tak, že úloha vyder jako „regulátorů“ populací ryb je na většině území ČR tlumena. Vydra žere převážně tu kořist, která je v dané oblasti lehce dostupná a hojně zastoupená, což právě často spadá na ryby vysazené člověkem v rybnících. Navíc v takových umělých nádržích jsou pro ni ryby snadnější kořisti (Materna & Floušek 2010), neboť musí většinou vynaložit daleko méně úsilí, než kdyby lovila v přirozeném prostředí vodních toků. To ale způsobuje ekonomické ztráty a vytváří konflikt mezi ní a soukromými hospodáři (Český nadační fond pro vydru 2016a).

3.6.6.1 Tradice chovu ryb

Rybníkářské oblasti mají v České republice obrovskou historickou a kulturní hodnotu a jsou vysoce významnými stanovišti pro četné ohrožené druhy, včetně vydry říční (Myšiak et al. 2004), které ji mohly značně napomoci v nedávné revitalizaci početnosti (Juhász et al. 2013; Poledníková et al. 2013).

Tradice chovu ryb (zejména kaprů) v rybnících sahá až do 13. století (Myšiak et al. 2004). V současné době zde existuje více než 24 000 rybníků (Poledník 2005), z nichž mnohé pocházejí ze 14. a 15. století, o celkové rozloze cca 520 km². Největší plochy chovných rybníků jsou v Jihočeském kraji a v kraji Vysočina (Rauschmayer et al. 2008; Poledníková et al. 2013).

Česko se drží na přední pozici mezi zeměmi Evropy v největší produkci kaprů (Rauschmayer et al. 2008). Objem okolo 17 000 tun tvoří přibližně 1/3 produkce kaprů v EU. Celkový objem ryb v rybnících činí okolo 19 000 tun jejich tržní hodnoty za rok, aniž by během posledních 15 let došlo k výraznému zvýšení nebo snížení. V rybnících se produkuje kolem 96 % tržních ryb a cca 43-44 % výroby se vyváží zejména do zemí EU (Poledníková et al. 2013).

3.6.6.2 Konflikt mezi rybáři, chovateli ryb a vydrou

Rybníky s chovem ryb vytvářejí vhodná stanoviště pro mnoho živočichů a podporují biologickou rozmanitost (Poledníková et al. 2013). Další vývoj a nárůst početnosti některých druhů, zejména těch chráněných, ale může způsobovat nemalou ekonomickou zátěž pro majitele rybníků, a to posléze vytváří střet mezi lidmi a zvířaty (Kloskowski 2005; Václavíková et al. 2011).

V České republice existuje dlouhá „tradice“ konfliktů mezi vydrami a hospodářskými zájmy rybářských subjektů (Kranz 2000). Ten současný vznikl na konci 20. století (Poledníková et al. 2010). Vyostřila ho situace, kdy po politické revoluci v roce 1989, došlo k zásadním přeměnám v managementu používání půdy a privatizaci sektoru akvakultury (Bičík et al. 2001; Václavík & Rogan 2009), tedy změny vlastnické struktury rybářských podniků z veřejné na soukromé (Poledníková et al. 2013). Důvodem bylo zvyšování početnosti vyder a jejich návrat do původních stanovišť, včetně rybníkářských oblastí (Červený et al. 2001), doprovázených navýšením ztrát způsobených vydrami na kultivované populaci ryb (Kloskowski 2005). Týká se to zejména kapra obecného *Cyprinus carpio* a dále také lína obecného *Tinca tinca*, štiky obecné *Esox lucius*, candáta obecného *Stizostedion lucioperca* a jiných komerčních druhů ryb (Poledníková et al. 2013). Se zvyšujícím se počtem vyder, rostou škody jimi způsobené na těchto druhích ryb (Kranz 2000), což zvyšuje negativní ohlasy jejich chovatelů, sportovních rybářů a rybářských společností. Od roku 2000 se dá žádat od státu o finanční náhradu za ztráty zapříčiněné vydrami (Poledník et al. 2009; Václavíková et al. 2011) a jako prevence před predací vydrou je také možné využít několik opatření, která jí mají zabránit v přístupu do rybníků (Materna & Flousek 2010). Pro mnohé vlastníky a rybáře však tato opatření nejsou dostačující a často žádají usměrnění počtu vyder či jejich přemístění. V horším případě problém řeší „po svém“, a tak počet člověkem zabitých

jedinců přibývá, třebaže jsou chráněni a jejich lov je zakázán. Právě proto je tento problém řazen mezi nejdůležitější faktory příčin ohrožení vyder u nás (Poledník et al. 2009).

3.6.6.3 Problémy na rybnících

Vydra říční je společně s kormoránem velkým *Phalacrocorax carbo* a volavkou popelavou *Ardea cinerea* považována za nejvýznamnějšího rybního predátora v České republice (viz obrázek č. 24) (Kortan et al. 2007; Václavíková et al. 2011). Dle aktuálních informací ohledně výše způsobených škod na rybách dle ČRS (Českého rybářského svazu) je vydra na druhém místě za kormoránem. Mezi další predátory působící ztráty na rybách patří ledňáček říční, norek americký, volavka bílá a čáp černý (Mareš et al. 2019). Přestože jsou škody na některých rybních populacích způsobené vydrami menší, než od jiných rybožravých predátorů, rybáři je vnímají jako významné „potížisty“ (Václavíková et al. 2011).



Obrázek č. 24: Vydra říční s čerstvým úlovkem (Soukupová 2019)

Většina problémů spojených s predací vydry na rybnících vzniká v zimních měsících, převážně během období, kdy jsou rybníky pokryty ledem (Kortan et al. 2007). Důvod je ten, že vydra, jakožto již zmíněného potravního oportunistu, ovlivňuje i roční období (Anděra & Červený), a právě proto jsou v zimě škody největší, neboť mnoho jiných, náhradních zdrojů kořisti se stává nedostupnými. Otvory v ledu a nezamrzlé přítokové části přezimujících rybníků vydra často navštěvuje (pokud pro ni nejsou zajištěné). Důkazem jsou částečně snědené zbytky ryb a vydří výkaly na březích nebo ledu rybníků, přičemž nejčastější kořistí bývá kapr obecný (Kortan et al. 2007). Navíc v posledních letech bývají zimy čím dál více teplejší a rybníky mnohdy zamrznou jen na krátkou dobu (Kortan et al. 2007; LDVI 2019).

Někteří rybáři či majitelé rybníků jsou přesvědčeni, že vydry pravidelně chytají více ryb, než jsou schopny zkonsumovat (Kortan et al. 2007), což souvisí s možným lovením a zabíjením ryb pro zábavu (Poledník et al. 2009). Někdy tedy ryby ani nesežerou, „pohrají si“ s nimi, a pak je zase pustí, načež zraněné ryby posléze často podlehnou na zaplísnění kůže nebo jiné problémy (Soukupová 2019). Navíc tvrdí, že při některých příležitostech vydry upřednostňují vysoce hodnotné komerční druhy ryb před jinou kořistí (Kortan et al. 2007).

Zastánci a ochranáři vydry argumentují, že si vydra nevybírání nejcennější ryby, ale takové, které v rybníku převládají, tudíž pokud se v něm nacházejí zejména nebo pouze komerční druhy ryb, vydra bude lovit výlučně je (Lanszki & Körmendi 1996). Řešením může být zajištění alternativní kořisti, tedy nekomerčních plevelných ryb s nižší ekonomickou hodnotou, díky čemuž by měl počet ulovených hodnotnějších ryb alespoň z části klesnout (Myšiak et al. 2004). Lov „pro zábavu“ se podle studií objevuje spíše v menší míře, a ne tedy tak často, jak uvádějí rybáři (Poledník et al. 2009). A ačkoliv se nedají využít pro všechny typy rybníků, a v některých případech je jejich realizace složitější a nákladnější, dají se stejně jako na problémy s navštěvováním vyder v nezamrzlých částech rybníku, využít některá z preventivních opatření. Je potřebné si však uvědomit, že ke kompletnímu zamezení predaci vyder lze docílit jedině úplným oplocením rybníku (Poledník & Poledníková 2020d). A tam, kde jsou škody na rybách způsobené vydrou výraznější, to dle nich často souvisí s nevhodným způsobem hospodaření jako je přerybňování, neodborný chov, nízká kondice ryb (Poledníková 2018), nemoci, pytláctví nebo špatná kvalita rybích stanovišť (Václavíková et al. 2011).

3.6.6.4 Problémy na vodních tocích

V současné době není problém s predací vyder pouze na rybnících, ale také na vodních tocích, tedy rybích revírech, a to zejména v pstruhových pásmech (Poledník et al. 2009), v podhorských oblastech, kde je stav ryb na velice nízké úrovni. Nejhůře na tom je náš původní druh lipan podhorní *Thymallus thymallus*, který téměř vymizel z volné přírody, následovaný pstruhem obecným *Salmo trutta* morpha *fario*, vrankou obecnou *Cottus gobio* a dalšími (LDVI 2019). Na mnoha tocích některé druhy již úplně vyhynuly (Vrána 2019). Mimo ryby jsou zaznamenány i úbytky raků, měkkýšů (převážně škeblí), obojživelníků (zejména žab) a ptáků, včetně těch chráněných a ohrožených (LDVI 2019; Vrána 2019).

Mnozí rybáři z toho obviňují rybožravé predátory, obzvláště vydru (Poledník et al. 2009). Vidí souvislosti úbytku ryb v tocích se zvýšením početních stavů vyder a vypouštěním rybníků, které ovlivňuje přesun pozornosti vyder na ryby právě v potocích či řekách (LDVI 2019). Nesouhlasí s tvrzením, že vydra zastává v přírodě funkci „ekopolicie“, kdy si vybírá hlavně ty staré, slabé a nemocné jedince, a že se snížením potravní nabídky klesne počet vyder na daném území, jelikož se vydra pouze přemístí na jiný tok (kde může sežrat veškeré dostupné ryby). Dále nevidí v blízké budoucnosti regulaci vyder vnitrodruhově, neboť zatím podle nich nenastala zvýšená konkurence vyder mezi sebou a lokality, kam se mohou rozšiřovat, jsou ještě stále k dispozici a hojnost potravy vzhledem k rybníkům taktéž (Vrána 2020).

Největší problém podle rybářů však je ten, že vydra konzumuje zejména generační neboli mateční ryby. Jelikož se jedná o největší stádium, jsou pro vydru potravně výhodnější, a upřednostňují je před menšími kategoriemi. Pak ale dochází k výpadkům reprodukce, díky kterým se neobjeví nová generace. Navíc už nemají odkud brát nové mateční ryby některých druhů, alespoň pro líheň a umělý výtěr, když se již některé druhy téměř nevyskytují v tocích a nedochází k samovýtěrům. Nemůže tak nastat přirozená reprodukce, a pokud k tomu dojde opakovaně za sebou, hrozí zhroucení celé populace. To už na některých místech nastalo a je to obrovský problém, který nyní nemá řešení (LDVI 2019). Nehledě na to, že na rybích

revírech nelze žádat náhradu škod od státu a navíc ztráty některých druhů, které jsou na pokraji vyhynutí, jsou nevyčíslitelné, nevratné (LDVI 2019; Vrána 2020).

Mnoho rybářů vidí hlavní řešení v usměrnění počtu vyder (případně i jiných rybožravých predátorů), přes regulovaný odstřel v omezeném počtu zejména tam, kde jsou rybí populace cenné a hrozí jim vyhynutí (LDVI 2019; Vrána 2020). Někteří žádají i použití smrtících pastí (Les aktuálně 2018). Tím by se podle nich snížil úbytek ohrožených rybích populací i nelegální lov vyder (LDVI 2019; Vrána 2020).

Zastánci vydry říční z neziskových nestátních organizací nevidí v regulování stavu vyder prostřednictvím odstřelu řešení. Kromě toho, že by tím dle nich nebyl odstraněn problém ztrát na rybách (tvrdí, že vydra není hlavní příčinou), by to také mohlo silně ohrozit stabilitu vydrí populace v ČR, které hrozí v budoucnu spíše klesající tendence (díky suchu, dopravě, znečištění vod, nelegálnímu zabíjení atd.). Navíc použití smrtících pastí často způsobuje pomalou a bolestivou smrt a ohrožuje na životě mnoho jiných druhů, včetně člověka. Popírají možnost, že by si vydra a jiní rybožraví predátoři sežrali svou veškerou potravu – zejména tedy ryby – a zastávají názor (Poledníková 2018), že si vybírá přednostně slabé, nemocné nebo málo pohyblivé jedince (Poledník et al. 2009; Mirzaei et al. 2010), a že by ve zdravém ekosystému stav rybích společenstev v podstatně ovlivnit neměla (Poledník & Poledníková 2020d). Dále tvrdí, že vydra v naší přírodě nemá přirozeného predátora, sama se nachází na pozici vrcholové šelmy a její regulace je dána zdola potravní nabídkou a vnitrodruhově. V současnosti dochází naopak na několika lokalitách k poklesu populace (způsobené nejspíše suchem a zhoršením kvality prostředí).

Pokládají podíl vydry na příčině dezolátního stavu ryb ve vodních tocích za minoritní. Hlavní důvody považují (včetně některých rybářů) v usměrňování řek a potoků jako je napřimování, zpevňování břehů i dna, odklizení všech překážek z toků atd. (Myšiak et al. 2004; Poledníková 2018), které zapříčiňují pro ryby úbytek úkrytů, třecích a potravních ploch aj. (Kočica 2020). Navíc voda v tocích funguje jako odpadní strouha a obsahuje zbytky hormonů, antibiotik, pesticidů, mikroplastů, různé sloučeniny z průmyslu, kosmetiky, zemědělství, těžké kovy aj. Vody je také čím dál méně díky suchu, odvodňování (Poledníková 2018) elektrárnami a průmyslem, umělému zasněžování, zavlažování, atp. (Kočica 2020). V neposlední řadě na to má také zásadní vliv nevhodný management ryb (jenž řídí ČRS), související s neohleduplným vysazováním geneticky nepůvodních nebo odlišných druhů (Poledník et al. 2009), které se mohou dožít méně nebo mají nižší reprodukční úspěšnost a při křížení s původními populacemi jsou schopny tyto vlastnosti předávat dále (Miller et al. 2004; Poledník et al. 2009).

Myslí si také, že v místech, kde se vyskytují větší ztráty způsobené vydrou, je pravděpodobné, že s tím souvisí způsob rybářského hospodaření (nízká kondice ryb, přerybňování, špatný chov, nemoci, atp.). Dále, že ryby nežere pouze vydra, ale také jiní rybožraví predátoři, včetně nepůvodního mývala severního a norka amerického. Dle nich má na pokles obojživelníků velký vliv doprava a jejich vývojová stadia slouží jako potravina pro ryby, případně jiné organismy. A rak říční zase ve značné míře vymírá na račí mor, takže nelze přičíst veškerý úbytek těchto živočichů vydře (Poledníková 2018).

Management vydry říční je řešen přes program péče a konflikt je ve snaze projednávat (Poledník et al. 2009). Je však zapotřebí otevřené diskuze, spolupráce obou skupin zúčastněných stran (včetně vládních orgánů), výzkumů a hledání příčin a vhodných řešení na základně podložených informací (Poledník et al. 2009; Vrána 2020). Nutností je nalézt kompromis mezi ochranou a přežitím vyder (ale i jiných predátorů ryb) a škodách, které způsobují na rybách rybářům, majitelům rybníků a hospodářům na tekoucích vodách (Kloskowski 2005).

3.7 Možnosti ochrany *in situ*

Ochrana *in situ* spočívá v ochraně daného druhu v oblasti jeho přirozeného výskytu ve volné přírodě. Jedná se o soubor technik zahrnujících značení, management a monitorování biodiversity v původním místě osídlení druhu. Patří sem také různé vzdělávací programy směřované na místní obyvatelstvo.

Mezi ochranu *in situ* patří péče o preferované stanoviště, včetně jeho přizpůsobení potřebám daných druhů, záchranné programy v místě jejich původního výskytu, zakládání biosférických rezervací, parků, chráněných oblastí, zřizování sítí chráněných území s koridory pro propojení fragmentů krajiny obnovující degradované stanoviště, monitoring atd. (Shakeel 2019).

V Evropě mezi nejčastější ochrany *in situ* vydry říční patří opatření a úsilí snažící se zamezit zmenšování biologické rozmanitosti, snižovat znečištění vod, chránit stanoviště vhodné pro vydru (obnova mokřadů, šetrná regulace toků, ponechání pobřežní vegetace aj.) a zvyšovat povědomí o tomto druhu. Dále sem spadají postupy určené ke zmenšení konfliktu mezi vydrou a komerčními zájmy rybářů – informovanost, finanční dotace preventivních opatření proti predaci, kompenzační systém pro náhrady škod na rybách zapříčiněných vydrou (Poledník et al. 2009) – a v neposlední řadě osvěta (poskytování informací, putovní výstavy, vzdělávací projekty atd.) a výstavba podchodů a úprav vedoucích ke snížení úmrtnosti tohoto druhu na silnicích (Schmidt et al. 2012). V případě posledního problému jsou navrhovány další možnosti řešení, jako např. označení rizikových úseků specifickými dopravními značkami (viz obrázek č. 25), snížení rychlostního limitu, oplocení úseků (Červinka et al. 2015) nebo odstranění husté vegetace na okrajích silnic (zejména v zatáčkách, z důvodu zlepšení viditelnosti přebíhajících zvířat pro řidiče) (Clevenger 2003; Grilo et al. 2009).



Obrázek č. 25: Dopravní značka upozorňující na přebíhání vyder přes silnici (<http://www.mullottergroup.co.uk/kinloch-otter-sign4/>)

3.7.1 Status a legislativní ochrana

Vydra říční je chráněna v mnohých zemích světa (Duplaix & Savage 2018), včetně Evropy, kde je ohroženým druhem (Hlaváč et al. 2017). Její ochrana je dána jak z hlediska mezinárodních úmluv a konvencí, tak i zákonů jednotlivých států (Anděra & Červený 2009). Zkušenosti z dřívějších dob ukázaly, jak je pro vydru nepostradatelnou záležitostí, kdyby totiž chráněná nebyla, z přírody by nejspíše úplně vymizela (Český nadační fond pro vydru 2016a). Vydra je znakem ustupující přírody, ale i úsilím o záchranu biodiverzity říčních a mokřadních ekosystémů (Juhász et al. 2013). Navíc se pro svůj roztomilý vzhled, ale i schopnosti, stala vlajkovým druhem ochrany přírody, objevující se např. jako symbol Bernské úmluvy. Do loga si ji ale dává i řada společností, v Česku to je např. Jihočeská zoologická zahrada Hluboká nad Vltavou (Český nadační fond pro vydru 2016a).

3.7.1.1 Ochrana na mezinárodní úrovni

V Červeném seznamu ohrožených druhů IUCN je vydra říční zařazena do druhů téměř ohrožených, s nižším nebezpečím (Near Threatened – NT) (Wilson & Mittermeier 2009; Delibes 2012) a s populačním trendem klesajícím (Allen 2010).

Evropská směrnice č. 92/43/EEC, o ochraně přírodních stanovišť, volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin – „směrnice o stanovištích“ – řadí vydru říční do přílohy II (Druhy živočichů a rostlin v zájmu společenství, jejichž ochrana vyžaduje vyznačení zvláštních území ochrany) a do přílohy IV (Druhy živočichů a rostlin v zájmu společenství, které vyžadují přísnou ochranu) (Anděra & Červený 2009).

Úmluva o mezinárodním obchodu s ohroženými druhy volně žijících druhů živočichů a planě rostoucích rostlin – CITES, Washingtonská konvence (Poledník et al. 2009) – zařazuje vydru říční do přílohy číslo 1 (Druhy bezprostředně ohrožené vyhubením) (Anděra & Červený 2009; Wilson & Mittermeier 2009).

V úmluvě o ochraně evropských planě rostoucích rostlin, volně žijících živočichů a přírodních stanovišť – „Bernská úmluva“ – je vydra říční zařazena do přílohy 2 (Přísně chráněné druhy živočichů) (Özen & Gündüz 2015; Hlaváč et al. 2017). Česká republika, jako smluvní strana Bernské konvence, se zavázala přijmout přísná opatření k ochraně tohoto druhu a jeho stanovišť (Poledník et al. 2009).

Vydru říční nepřímo chrání také Úmluva o mokřadech, které mají mezinárodní význam, zejména jako biotopy vodního ptactva, neboli „Ramsarská úmluva“ (zajišťuje především ochranu biotopů vydry jako druhu, který je součástí mokřadních ekosystémů) (Poledník & Poledníková 2020e).

3.7.1.2 Legislativní ochrana v rámci České republiky

Vydra říční je na našem území již dlouho předmětem ochrany přírody. Od roku 1965 ji vyhláška MŽP ČSSR č. 80/1965 Sb. označila jako chráněný druh a v současné legislativní úpravě (Anděra & Červený 2009) je řazena do zvláště chráněných druhů živočichů dle zákona č. 114/1992 Sb. o ochraně přírody a krajiny, ve znění pozdějších předpisů. Prováděcí vyhláška č. 395/1992 Sb. k tomuto zákonu ji zařazuje do skupiny „druh silně ohrožený“ (Poledník et al. 2009).

Hlaváč et al. (2017) se vyjadřují k legislativní ochraně doslova takto: „Základní podmínky ochrany zvláště chráněných živočichů jsou stanoveny v § 50 odst. 1 a 2 zákona č. 114/1992 Sb. a zakotvují mj. ochranu všech vývojových stádií, přirozených i umělých sídel a biotopů těchto živočichů, zákaz škodlivě zasahovat do jejich přirozeného vývoje (což zahrnuje např. zákaz tyto živočichy chytat, chovat v zajetí, rušit, zraňovat nebo usmrcovat) a dále zákazy sběru, ničení, poškozování či přemísťování jejich vývojových stádií nebo užívaných sídel a také zákazy držení, dopravování a komerčního využívání. Tato ochrana se přiměřeně vztahuje i na mrtvé jedince nebo výrobky z nich (§ 48 odst. 4 zákona č. 114/1992 Sb.). V krajních případech jsou orgány ochrany přírody (krajské úřady, resp. správy CHKO či NP) oprávněny zakázat rušivou činnost, resp. stanovit podmínky výkonu činnosti, která by mohla způsobit nadměrný úhyn či jiný škodlivý vliv (§ 66 zákona č. 114/1992 Sb.)“.

Dle Poledníka et al. (2009) je otázka druhové ochrany legislativně řešena následně: „Kromě zvláštní druhové ochrany jsou ve vazbě na požadavky Směrnice 92/43/EEC, o stanovištích, pro ochranu vydry říční v ČR vymezovány také evropsky významné lokality (§ 45a-45c zákona č. 114/1992 Sb.). Je předmětem ochrany (nebo jedním z předmětů ochrany) v celkem 26 evropsky významných lokalitách soustavy Natura 2000, které jsou rozmístěny v rámci celého současného areálu a zahrnují reprezentativní vzorky různých typů prostředí (jak podhorské říčky a potoky, tak větší vodní toky a rybniční oblasti).

V myslivecké legislativě je vydra říční celoročně hájeným druhem od roku 1947 (zákon o myslivosti č. 225/1947 Sb.) a v současné době je (Anděra & Červený 2009) podle zákon č. 449/2001 Sb., o myslivosti, v platném znění, zařazena mezi zvěř, kterou nelze dle mezinárodních úmluv nebo z důvodu zařazení mezi zvláště chráněné živočichy lovit. Případný lov je možný pouze v případě, že byla povolena výjimka dle § 56 zákona č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, a následně vydáno orgánem státní správy myslivosti povolení podle § 39 zákona o myslivosti, jedná-li se o potřebu snížení stavu zvěře z důvodu vzniku škod nebo podle § 40 tohoto zákona, jde-li o lov za účelem výzkumu. Vzhledem k zařazení vydry mezi zvěř se uplatňují i další ustanovení zákona o myslivosti, např. obecné povinnosti a omezení stanovená k ochraně zvěře § 8 a 9 tohoto zákona (včetně např. zákazu plašit zvěř jakýmkoliv způsobem a rušit ji při kladení mláďat a provádět další činnosti záporně působící na život zvěře jako volně žijících živočichů), ale také omezení výkonu některých činností nebo jejich vazba na souhlas orgánu státní správy myslivosti či držitele honitby – jedná se např. o vypouštění zvěře do honiteb (§ 5 – nutný souhlas držitele honitby i státní správy myslivosti), chov v zajetí (§ 7 – nutný souhlas státní správy myslivosti; v případě záchranných stanic stanoven zvláštní postup), lov a oprávnění k němu (§ 39, 40, 42, 46-48 – lovit mj. mohou pouze osoby oprávněné podle zákona o myslivosti, tj. držitelé platného loveckého lístku, povolenky k lovu a pojištění) nebo zakázané způsoby lovu (§ 45)“.

Pokud totiž někdo loví protizákonně vydry s využitím náslapných želez neboli čelistových pastí nebo za pomoci jedu (např. karbofuranu), porušuje kromě již zmíněných zákonů, také právě výše uvedený zákon o myslivosti § 45 (Poledník & Poledníková 2020e). Ten dle Poledníka a Poledníkové (2020e) doslova říká: „Lov zvěře smí být prováděn jen způsobem odpovídajícím zásadám mysliveckým, zásadám ochrany přírody a zásadám ochrany zvířat proti týrání. Zakazuje se: chytat zvěř do ok, na lep, do želez, do jestřábích

košů, tluček a nášlapných pastí a pomocí háčků a chytat ondatry do vrší. Dále lovit zvěř způsobem, kterým se zbytečně trýzní, trávit zvěř jedem nebo ji usmrcovat plynem.“

Poledník a Poledníková (2020e) dále uvádějí: „A také je porušován zákon č. 246/1992 Sb. na ochranu zvířat proti týrání, § 14, v němž je zakázáno odchyťovat nebo usmrcovat volně žijící zvíře pomocí oka, tlučky, sítě, smyčky, pytláckého oka, harpuny nebo čelistových pastí anebo pomocí obdobně zkonstruovaného zařízení a rovněž za pomoci jedovatých návnad a jedů v jakýchkoliv formách včetně plynování a vykuřování. Použitím jedů, např. karbofuranu, dochází i k porušení dalších předpisů řešících používání chemických látek a jedů: Zákon č. 157/1988 Sb., o chemických látkách a chemických přípravcích, Zákon č. 147/1996 Sb., o rostlinolékařské péči, Vyhláška č. 90/2002 Sb., kterou se stanoví opatření k zabezpečení ochrany včel, zvěře a ryb při používání přípravků na ochranu rostlin“.

V roce 2000 vešel v platnost zákon č. 115/2000 Sb. o poskytování náhrad škod způsobených vybranými, zvláště chráněnými živočichy, jenž se vztahuje na kompenzace škod způsobených vydrou na rybách chovaných k hospodářským účelům. Tomuto zákonu je věnováno více v podkapitole Náhrady škod v České republice (Anděra & Červený 2009; Poledník et al. 2009).

V Červeném seznamu ohrožených druhů České republiky je vydra zařazena mezi druhy zranitelné (vulnerable – VU) (Anděra & Červený 2009; Šimek & Kadlečíková 2010).

Pro zvláště chráněné druhy, které jsou považovány za konfliktní a způsobují finanční škody nebo jiné střety se zájmy člověka, bývají vypracovávány programy péče, jejichž cílem je zařídit nezhoršení stavu početnosti populace a jejich výskytu na daném území. Poslední Program péče pro vydru říční v České republice byl na období 2009-2018. Jsou v něm uvedeny informace o biologii, výskytu, dosavadní ochraně druhu atd. včetně opatření a plánů vedoucích ke zmírnění střetů s rybáři a zabezpečení pro udržitelnost existence vyder v přírodě (Poledník et al. 2009; Šimek & Kadlečíková 2010).

Následující podkapitoly jsou zaměřené na ochranu *ex situ* v České republice.

3.7.2 Doprava a stavba podchodů v České republice

Vydra říční nejčastěji přechází silnice poblíž vodních toků z důvodu nemožnosti jejich podejití (Villalva et al. 2013; Niemi et al. 2014). Většinou se jedná o nedostatečné úpravy nebo nevhodnou konstrukci propustek (menší toky) nebo mostů (větší toky), dále hrází a regulovaných koryt toků, které mohou vytvářet překážky, jako jsou svislé břehy, jezy, kaskády atd. Vydře pak často nezbyde nic jiného, než danou bariéru obejít, přičemž musí mnohdy využít právě silnic. Někdy vydry vozovky přebíhají v místech poměrně vzdálených od vodotečí, důvodem může být zkrácení přechodu mezi povodími atp., což nebývá lehké identifikovat (Hlaváč et al. 2017).

Úpravy, případně postupy stavění nových konstrukcí, jsou často peněžně nevýznamné a vedou ke zmenšení úmrtnosti vyder pod koly aut. Aby došlo k realizaci, je podstatná hlavně dobrá informovanost, kdy je důležité takováto opatření uplatnit orgány ochrany přírody již od začátku povolovacího procesu výstavby (Červinka et al. 2015; Hlaváč et al. 2017).

Navíc při budování vhodných průchodů pro vydru lze zajistit možnost bezpečného podejití vozovek i pro mnoho jiných živočichů, kteří početnými úhyny na silnicích také trpí, jako např. ostatní lasicovité šelmy, ježci, hlodavci, ale i obojživelníci (Niemi et al. 2014; Hlaváč et al. 2017).

3.7.2.1 Mosty

Pro vydry je největším problémem při podcházení mostů absence suchého břehu, kdy je celá šíře podmostí vyplněná vodou (viz obrázek č. 26) (Villalva et al. 2013; Poledníková et al. 2017b). Třebaže se to nemusí zdát tak významné, pro vydry je suchý okraj pod mostem velmi důležitý, a pokud se pod ním nevyskytuje, vydry se ho snaží většinou obejít. Záleží však také na individuálnosti jedince, hloubce, rychlosti a směru proudu toku.



Obrázek č. 26: Absence břehů a voda od opěry k opěře jsou pro vydru častým problémem k podejití mostu (Poledníková et al. 2017b)

Břehy mohou být tvořeny půdou, kameny ve formě pohození, rovnaniny nebo dlažby s hlubokým spárováním či jinými přírodními podklady, případně i betonovými prahy, přestože betonové dlažby, prostý beton či panely nejsou příliš vhodné. Taková to místa si vydry rády vybírají i na značkování. Optimální šířka břehu je alespoň 40 cm, nejlépe po obou stranách toku, se sklonem takovým, aby byl zajištěn bezproblémový přechod. Dno podtoku je ideální ponechat členité a nezpevněné dlažbou a obecně platí, že čím je most vyšší a širší, tím je pro vydru vhodnější.

V případě, že suché okraje zajistit nelze, je možné využít instalaci vodorovných berem (viz obrázek č. 27) nebo bočních lávek (obojí nejlépe opět na obou březích se šířkou alespoň 40 cm) (Hlaváč et al. 2017). Bermy – umělé úzké římsy po stranách v podmostí – bývají nejčastěji kamenné nebo betonové a boční lávky buď dřevěné – upevněné na stěnách mostu – anebo zděné (případně betonové) – umístěné na jeho dně (Hlaváč et al. 2017; Poledníková et al. 2009) Pokud z nějakého důvodu (finančního, stavebního atd.) tato opatření provést

nejdou, je možné vybudovat speciální vydří tunely (viz obrázek č. 28) ve vzdálenosti do 15 metrů od mostu a zajistit k němu za pomoci terénních úprav přirozené navedení (Hlaváč et al. 2017).



Obrázek č. 27: Vybudování berem v podmostí (Hlaváč et al. 2017)



Obrázek č. 28: Zprůchodnění mostu výstavbou vydřího tunelu (červená šipka) (Hlaváč et al. 2017)

3.7.2.2 Vodní propustky

Podobná situace je i s propustkami. Jestliže jimi protéká velké množství vody, vydry se jim raději vyhýbají (viz obrázek č. 29). Propustky suché, s malou vrstvou vody do několika centimetrů nebo zaplněné vodou, ale s postranními bermami či splaveninami, procházejí bez problémů (viz obrázek č. 30). A někdy je využívají dokonce i jako odpočinková místa (Hlaváč et al. 2017).



Obrázek č. 29: Propustky plné vody či bahna nemohou sloužit jako bezpečný průchod pro vydry ani jiná zvířata (Poledníková et al. 2017a)



Obrázek č. 30: Propustky, kde množství protékající vody umožňuje vydře jít po dně, jsou pro ni většinou průchozí (Hlaváč et al. 2017)

Ačkoliv vydra nerada využívá menší propustky (Villalva et al. 2013; Niemi et al. 2014), s rozměry výraznější problém, oproti jiným druhům, nemá. Zvládne jimi prolézt od průměru 25 cm. To ovšem může být potíž pro nějaké další savce, kteří nenorují nebo se „nepohybují v podzemí“ a některé obojživelníky, jelikož menší rozměr vytváří temnější tunel, kterého se můžou bát. Proto je vhodnější voliti větší poloměr propustky, přičemž platí, že čím je průchod delší, tím by měla být její šířka větší. Nejčastěji jsou využívány propustky rámcové a trubní.

Nejvhodnější materiál na jejich stavbu je kámen použitý alespoň jako dno (ideální např. ve formě hluboce spárované kamenné dlažby, která je bez potíží přijatelná pro všechny živočichy). Beton je zpravidla také přijímán dobře, ale s prostým betonem, v případě delší propustky, mohou mít problém mladší stádia obojživelníků, kteří na něm vysychají a nemusí ji tak zvládnout celou překonat.

Velmi důležité je také zpřístupnění vtoku a výtoku propustek. Mnohdy jsou totiž opatřeny usazovacími jímkami před výtokem (viz obrázek č. 31), česly majícími zachycovat naplaveniny (Hlaváč et al. 2017), anebo jsou ucpané silnou vrstvou sedimentů (Poledníková et al. 2017b). V případě, že z nějakého důvodu nelze propustku pro vydru a jiné živočichy

zprůchodnit nebo se vyskytuje obtížně řešitelný problém, alternativou je opět vybudování vydřího tunelu vedle ní (Hlaváč et al. 2017).



Obrázek č. 31: Usazovací nádrž u propustek znemožňuje bezpečný podchod pod silnicí (Poledníková et al. 2017a)

3.7.2.3 Vodní nádrže a rybníky

Nemalý problém vytvářejí umělé vodní útvary, jejichž hráze bývají pro vydry nejhůře průchodné (Poledníková et al. 2017b). Bezpečné procházení hrází rybníků a vodních přehrad souvisí s převedením tzv. velkých vod pod silnicí. To je zprostředkováno buď požerákem a bezpečnostním přepadem nebo jediným sdruženým bezpečnostním objektem.

V prvním případě je častým problémem vyšší svíslá stěna, která se nachází za přelivovou hranou bezpečnostního přepadu, jelikož ji vydra nepřekoná. Je proto důležité, aby přechod od přelivné hrany bezpečnostního přepadu do koryta pod přepadem byl bez překážek (viz obrázek č. 32), a nejlépe tvořen kamenným skluzem. Pokud to nejde, tak alespoň širokou rampou, optimálně z kamene, případně kamene do betonu. Dočasně se dají použít i dřevěné fošny (Hlaváč et al. 2017).



Obrázek č. 32: Bezpečnostní přepad s výškovým stupněm do 20 cm je pro vydru průchozí (Hlaváč et al. 2017)

Sdružený bezpečnostní objekt zpravidla zprůchodnit nelze (Poledníková et al. 2017b). Řešením může být vydrí tunel, ideálně se nacházející v prostoru výpustě, kde vydra většinou překonává hráz. Trubka na návodní straně musí končit nad maximální hladinou a výškově musí být v mírném spádu tak, aby na vzdušné straně směřovala co nejbližší výpusti. V některých případech by bylo příhodné použít naváděcí plot, především na návodní straně (Hlaváč et al. 2017).

3.7.2.4 Příčné a podélné překážky

Překážky na vodních tocích jako jsou jezy, kaskády, stupně, vysoké stěny toků, rybníků nebo hrází či kombinace těchto bariér, brání vydrě v dalším přemístění a nutí ji tuto překážku opět obejít, mnohde za využití silnice (Hlaváč et al. 2017). Někde navíc vysoké stěny regulovaných toků, budované většinou v rámci protipovodňových opatření, neumožňují opustit koryto ihned. Vydry jsou pak nuceny vrátit se až na místo, kde je to možné, a posléze musí celou vzdálenost přeběhnout po souši, což opět souvisí s vyšším rizikem kolizí aut (Poledníková et al. 2017c).

Řešením může být zprůchodnění bariéry, aby vydra vodní tok nemusela vůbec opouštět, jako je např. již zmíněná rampa nebo rybochody (viz obrázek č. 33). Ty umožní migraci ryb i obousměrnou průchodnost pro suchozemské a semiakvatické živočichy. Ovšem ne všechny rybochody jsou přístupné pro vydru, protože mnoho z nich je využitelných pouze pro ryby. Je tedy nutné zvolit vhodný typ: bypass, tůňový nebo kamenný prah, kamenné stupně, balvanité skluzy či rampy.



Obrázek č. 33: Rybochod vhodný pro vydru (Hlaváč et al. 2017)

Dalším východiskem je navedení vydry ke vhodnému obejití překážky tak, aby ji překonala jinou možností, např. propustkou či vydrím tunelem, za ní se vrátila zpět do příslušného toku a vyhnula se tak vozovce. V případě vysokých vodních koryt, v nichž je umístěna neprůchodná bariéra, a stěny znemožňují opustit tok (případně do něho vstoupit) po delší vzdálenost, či je v blízkosti nebezpečí silnice nebo zastavěné oblasti, je příhodné stěnu koryta rozdělit. Eventuálně se dá využít i naváděcí oplocení (Hlaváč et al. 2017).

3.7.2.5 Naváděcí oplocení

Naváděcí oplocení by mělo zabránit vydrám a jiným živočichům v přebíhání silnic a navést je ke vhodným průchodům (Grilo et al. 2009). Při jeho stavbě je však nutné dodržet několik zásad zahrnujících vhodné umístění a délku (vzhledem k charakteru vozovky a okolní krajiny), typ pletiva (např. svařované pletivo o velikosti ok 5x5 cm s umělohmotnou povrchovou úpravou), zapuštění (nejméně 20 cm pod povrch), výšku nad zemí (ideálně 1 m) a přesné vyjasnění zodpovědnosti za údržbu a funkčnost oplocení. V praxi totiž během několika let často dochází k poškození různými příčinami (následkem zimní údržby, lesní či zemědělské práce atd.), a pokud není určena odpovědnost, kdo se o opravy postará, může posléze plot ztratit svoji funkci a napáchat více škody než užítku. A to není jediný problém tohoto opatření (Hlaváč et al. 2017), navíc podle některých výzkumů oplocení ani nepřispělo ke snížení úhynů savců na silnicích (Villalva et al. 2013).

3.7.2.6 Statistika rizikových míst

Sběr uhynulých vyder za pomoci odborníků i laické veřejnosti se provádí od 90. let minulého století. Místa, kde došlo ke kolizím, kolem 266 (viz příloha č. 6, obrázek č. 47), jsou pečlivě zdokumentována, prozkoumána a posouzena z hlediska (ne)bezpečnosti pro vydru (Poledníková et al. 2017b). Z nich bylo 72 % vyhodnoceno pro ni jako rizikových, u zbylých (Poledníková et al. 2017c) 28 % nebyla zjištěna jasná příčina. Důvodů může být několik. Překážka se nacházela dále od místa kolize, jednalo se o náhodu (vyhnání vydry jiným jedincem atp.) nebo již došlo k opravě bariéry před kontrolou (Poledníková et al. 2017b).

Kromě toho bylo označeno a zmapováno dalších cca 264 úseků silnic I. třídy, které by mohly být potenciálně pro vydru nebezpečné. Z výsledků se vyhodnotilo 20 % jako rizikových. Dohromady je tedy v naší republice zatím uvedeno nejméně 231 rizikových míst pro vydru. Většina z nich se nachází v blízkosti křížení silnice a vodního toku – 73 %, přičemž 28 % je v místě hráze rybníka, 34 % u propustek a 10 % v blízkosti mostů. Zbylých 27 % nebezpečných míst se vyskytuje ve větší vzdálenosti od vody (Poledníková et al. 2017c).

Z hlediska technických úprav je 6 % rizikových míst natolik složitých, že zde není úprava možná, ovšem u zbylých 94 % proveditelná je. Z nichž je u 7 % řešení velmi jednoduché (např. vyčištění zanesené propustky) a u dalších 48 % se jedná o poměrně levné úpravy (např. instalace bermy, lávky či rampy aj.). Celkově je to dohromady 127 míst, u kterých stačí jednoduché a levné úpravy ke zprůchodnění. Ve zbylých případech je situace bohužel komplikovanější a řešení by byla technicky i finančně náročnější (Poledníková et al. 2017b). V podrobnější statistice jsou nejlépe průchozí mosty, bezproblémových je 92 %, následované propustkami s 81% a nejhůře na tom jsou hráze rybníků s 11 % (Poledníková et al. 2017c). Výše uvedená data a čísla pocházejí z roku 2017, od té doby se však mohly pozměnit.

Součástí projektu jsou i návrhy na vhodné úpravy rizikovějších míst, včetně fotodokumentace současného stavu a posouzení z hlediska priorit na zprůchodnění (Hlaváč

et al. 2017). Všechny tyto informace s postupy v případě nalezení uhynulé vydry jsou veřejně přístupné na webových stránkách vydrynasilnici.cz (Poledníková et al. 2009).

Monitoring uvolněných míst ukazuje, že vydry upravené průchody používají (a nejen ony) a naznačuje kladnou odezvu těchto opatření na celkový pokles mortality na vozovkách. Záporně je hodnoceno postrádání pravidelné údržby, což může vést až k neprůchodnosti či ztrátě funkčnosti, v horších případech nebezpečí pro zvířata (např. díra v oplocení, kterým se jedinec dostane na silnici a již nenalezne cestu zpět) (Poledník et al. 2009).

3.7.3 Preventivní opatření snižující škody na rybách v rybnících v ČR

Nalézt účinné prostředky k zamezení škod na rybách způsobených vydrou je velmi obtížné. Následující opatření by měla alespoň z části snížit predaci vyder na komerčních druzích ryb. Záleží však na mnoha faktorech a okolnostech, jako jsou velikost a situování rybníka, členitost břehů, dostupnost elektrického proudu a časové a finanční možnosti majitele či nájemce rybníků (Poledník & Poledníková 2020f).

3.7.3.1 Elektrické ohradníky

Elektrický ohradník je velmi účinné řešení (Jay et al. 2008), má však několik omezujících faktorů. Patří mezi ně dostupnost elektrického proudu, zajištění celého zařízení proti odcizení (neboť hrozí velké riziko krádeže) (Český nadační fond pro vydru 2016a), ztráta účelnosti v případě poškození jakékoli části vedení nebo zkratování (např. spadlou větví, vegetací či sněhem) a nákladný provoz (Jay et al. 2008). Dále toto opatření není vhodné pro rybníky se členitými břehy a také v případě, že se v nich vyskytují nory s vchody nad a pod ohradníkem. Ideálně by mělo být tvořeno dvěma dráty nad sebou ve výšce cca 10 a 20 cm nad terénem, ovšem v případě sněhové pokrývky je nutná úprava dle výše sněhu (Poledník & Poledníková 2020f). Třebaže je toto opatření vysoce účinné, je realizovatelné především u menších rybníků (Leblanc 2003) a je náročné jak finančně, tak časově na pravidelné kontroly a údržbu (sečení, ožínání) (Jay et al. 2008; Český nadační fond pro vydru 2016a).

3.7.3.2 Snížení počtu ryb

Významným preventivním opatřením je nepřerybňování, tedy menší tzv. densita rybí obsádky (Vondráková 2019), jež bývá problémem především v zimním období. Pokud je rybník přeplněný rybami, je i větším lákadlem pro vydry. Když se v něm nalézá více ryb než by mělo být (je to dané platnými „kvótami“), může jim v zimě docházet kyslík, který se posléze snaží načerpat, kde je to možné. Takovým místem bývá často přítoková oblast, ale pokud zde dojde k nahromadění mnoha ryb, stávají se leckdy magnetem pozornosti i pro více vyder, a to posléze může vést i k jejich nadbytečnému zabíjení (Poledník & Poledníková 2020f). Zmenšení rybí obsádky může značně snížit úspěšnost lovu vydry, tím se přeměruje její pozornost jinam a dojde ke snížení škod (Bodner 1995; Český nadační fond pro vydru 2016a).

3.7.3.3 Alternativní kořist

Patřičné také bývá prisazení nebo přinejmenším ponechání původních plevelných ryb. Jak již bylo zmíněno, vydra je potravní oportunist, ne specialista (Vondráková 2019), takže s větším množstvím těchto ryb bude lovit kromě komerčních druhů i je, a tím se sníží

i celkové ztráty na rybí obsádce (Poledník & Poledníková 2020f). Zachování příbřežních oblastí s vegetací rákosin a jiných rostlin zase může poskytovat alespoň částečné úkryty pro ryby (Vondráková 2019) a přispět k rozmanitější potravě, neboť se zde zdržují živočichové, kteří do jisté míry tvoří alternativní kořist vydry (Poledníková et al. 2013; Český nadační fond pro vydra 2016a). Například žáby nebo jiní obojživelníci představují především na jaře významnou část vydrí potravy (Poledník & Poledníková 2020f).

3.7.3.4 Úplné oplocení

Pokud se jedná o sádky nebo menší rybníky v zastavěné části obce nebo na její periferii, je vhodnou možností oplotit rybník (Poledník & Poledníková 2020f). Takový plot (viz obrázek č. 34) však musí ohraničovat celý rybník, včetně úprav pro branky, přítoky a odtoky. Dále je nutné jeho dostatečné zapuštění, aby nemohlo dojít k podhrabání (Jay et al. 2008) (alespoň 30 cm pod zem), i výška z důvodu možného přelezání (alespoň 70 cm, optimálně 1 m nad zemí). Je zapotřebí brát v úvahu také sněhovou pokrývku a případně úměrně plot zvýšit (Český nadační fond pro vydra 2016a; Poledník & Poledníková 2020f). Bývá však uváděno, že dospělý samec je schopný překonat přes metr vysoký plot, proto je vhodné ho opatřit převisem nebo elektrickým drátem (Jay et al. 2008). Oplocení může být zhotoveno ze svařeného pletiva s umělohmotnou povrchovou úpravou (Poledník & Poledníková 2020f) o velikosti ok cca 6 cm. Je však nutné, aby bylo pletivo, včetně sloupků, dostatečně silné a vydra ho nemohla povalit (Jay et al. 2008).



Obrázek č. 34: Kompletní oplocení celého rybníka (Poledník & Poledníková 2020f)

Možnosti realizace plotu jsou však značně omezené. Potřebná je nemalá prvotní investice (jedná se pravděpodobně spolu s elektrickým plotem o nejdražší z možných preventivních řešení) (Wellby et al. 2010) a dále také pravidelný dohled a údržba. Největší problém nastává u přítoků a odtoků, u nichž zatím nebylo vymyšleno ideální technické řešení (používají se česla a testuje se i elektrický zátaras). U česel je ale nutná soustavná kontrola, neboť se často zanáší a ucpávají, což může vést k navýšení škod. Dalším negativním aspektem je to, že oplocení má omezenou životnost a poměrně lehce ztrácí svoji funkčnost

(např. spadlými stromy, odcizením nebo vandalstvím) (Jay et al. 2008; Český nadační fond pro vydru 2016a). Z praktického hlediska není vhodné na všechny typy rybníků, mnoho z nich má proměnlivý břeh, a to jak tvarově, tak i výškově, díky čemuž je plot technicky složitě realizovatelný. Navíc se toto opatření může dostat do rozporu se zájmy jiných osob, jelikož zmenšuje prostupnost krajiny (k vyřešení by se daly případně uplatnit přechody a žebříky, které jsou používány u oplocenek a lesních obor) (Český nadační fond pro vydru 2016a). Pokud je však dobře navrženo a postaveno, tak zabrání téměř jakémukoli přístupu suchozemských predátorů k rybníku (Wellby et al. 2010) a zajistí téměř nulové ztráty na rybách způsobené vydrou. Oplocení se vyplatí nejvíce u menších rybníků a tam, kde jsou chovány cenné ryby (Poledník & Poledníková 2020f) nebo je pravděpodobné hodně vysoké riziko škod (např. při komorování ryb, na sádkách atp.) (Český nadační fond pro vydru 2016a).

3.7.3.5 Částečné oplocení, zamrzlá hladina a komorování

V zimních měsících se dají ke zmírnění ztrát využít zamrzlé hladiny, které komplikují vydře přístup do rybníku. Pokud jsou břehy dostatečně zamrzlé, pak lze oplotit pouze přítoky a odtoky či díry v ledu utvořené pro okysličování vody (viz obrázek č. 35). Dá se to řešit i přírodně, např. porostem orobince (Poledník & Poledníková 2020f). K podpoře vytvoření ledu, který pevně zamrzne do břehů, napomůže snížení vodní hladiny před zimním obdobím (Český nadační fond pro vydru 2016a; Poledník & Poledníková 2020f). Navíc otvory nor, které původně ústily rovnou do vody, se ocitnou nad ledem. Snížování hladiny není vhodné u mělkých rybníků v možném důsledku zamrznutí ledu až do dna, a aby toto opatření fungovalo, je zapotřebí mrazu, což převážně v posledních letech bývá stále častějším problémem (Poledník & Poledníková 2020f). Jestliže se to však podaří, je toto opatření jedno z nejučinnějších (Český nadační fond pro vydru 2016a). Ke snížení škod také může přispět výběr vhodného rybníku na komorování (Poledník & Poledníková 2020f), případně vzájemné sdílení zajištěné akvakultury pro přezimování ryb více rybníkáři (Český nadační fond pro vydru 2016a).



Obrázek č. 35: Oplocení přítoku rybníka (Poledník & Poledníková 2020f)

3.7.3.6 Tradiční opatření

Mezi tradiční opatření jsou zařazovány rozvěšené lidské vlasy, ovčí vlna, výkaly (Vondráková 2019) a moč predátorů, CD atd. umístěné okolo rybníka. Jejich účinnost je však nulová anebo jen velice krátká, ani světelné nebo zvukové odhánění moc dobře nefunguje a vydry si na ně velmi brzy zvyknou (Poledník & Poledníková 2020f).

3.7.3.7 Zhodnocení

Mnoho soukromých hospodářů nepoužívá při ochraně rybníka před vydrami žádný typ preventivního opatření. Většina je považuje za neefektivní nebo nákladné (Václavíková et al. 2011). Někteří na jejich realizaci požadují dotační příspěvek od státu, jako tomu je v některých jiných zemích v Evropě (Poledník et al. 2009). Nutné je si také uvědomit, že k úplnému zabránění škod je možné dojít pouze v případě instalace trvalého oplocení (Poledník & Poledníková 2020d). Bohužel není snadné a obecně platné pravidlo snižující ztráty způsobené vydrou. Existují ale opatření, která je mohou (převážně ty extrémní) snížit (Poledník & Poledníková 2020f). Pak je nutné popřemýšlet či vyzkoušet, zda se na daný rybník hodí a mohly by tedy úspěšně fungovat (Poledník & Poledníková 2020d). Preventivní opatření jsou dnes také předmětem zlepšování a testování a uvidí se, co v budoucnu přinesou (Poledník et al. 2009).

3.7.4 Náhrady škod v České republice

V České republice je poskytování náhrad ztrát způsobených vybranými, zvláště chráněnými živočichy (tedy i vydrou říční) v platnosti od roku 2000 podle legislativního zákona č. 115/2000 Sb. (Myšiak et al. 2004). Jeho snahou je zmenšení konfliktu mezi ochranou přírody, v tomto případě vydrou říční, a hospodářskými subjekty, tedy majiteli nebo nájemci rybníků (Poledník et al. 2009), a dále také omezení eventuálních střetů (požadavky na regulaci počtu odstřelem nebo rovnou nezákonný lov) finanční kompenzací vzniklých škod (Šimek & Kadlečíková 2010).

Nárok na náhradu ztrát zapříčiněných vydrou se týká ryb chovaných s hospodářským záměrem, a to v rybnících, sádkách, rybích líhních a odchovnách, klecových odchovech a na pstruzích farmách. Nejsou zahrnuté ryby v tekoucích vodách, tedy v rybářských revírech (Poledník et al. 2009), neboť nelze prokazatelně dokázat jejich vlastnictví (Český nadační fond pro vydru 2016b). Poledník et al. (2009) k tomuto uvádějí: „Třebaže v roce 2006 byla s cílem rozšíření náhrad i na ryby ve vodních tocích rozšířena definice ryby pro účely zákona o poskytování náhrad i na „ryby v rybářských revírech“, tak vzhledem k účelu zákona a definici škody, která je vztažena pouze na újmu na životě, zdraví nebo stanoveném majetku osob, nelze nadále náhrady v rybářských revírech, respektive na rybách ve vodních tocích, jež jsou považovány za „věc ničí“, uplatňovat“.

3.7.4.1 Nároky na kompenzaci škod a postup při podání žádosti

Nárok na finanční podporu je pouze za předpokladu, že došlo ke splnění následujících podmínek: 1) v době a na místě vzniku škody se vydra prokazatelně vyskytovala, 2) v případě, že byla ztráta způsobena na rybách v sádkách, rybích líhních a odchovnách,

klecových odchovech nebo pstruzích farmách, které byly v době vzniku škody oploceny a na příhodných přítocích a odtocích obstarány mřížkami zabraňujícími vydře k proniknutí (Poledník et al. 2009).

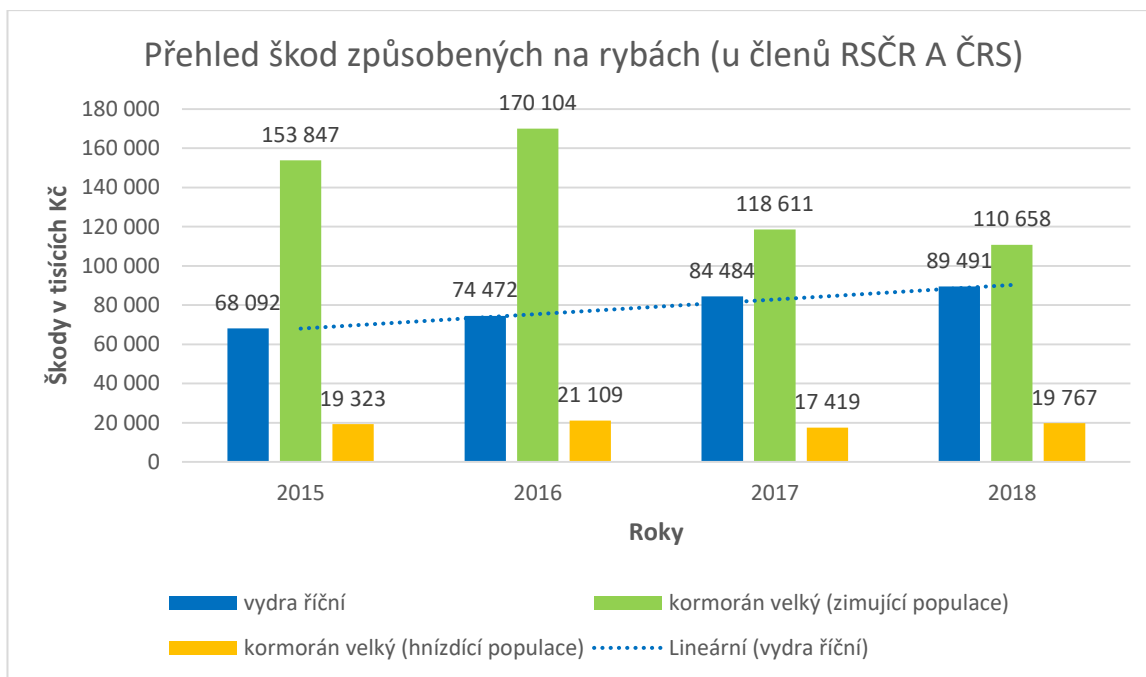
Pokud se vlastník ryb rozhodne zažádat o náhradu škod způsobených vydrou, je povinen si nejprve obstarat odborný, případně znalecký, posudek (Poledník & Poledníková 2020g). Posuzovatel se musí dostavit ve škodním období (před odevzdáním žádosti) na místo, kde měla vzniknout ztráta, a odhadnout dle doporučené metodiky výši škod. Posudek vypracovávají soukromí činitelé (Český nadační fond pro vydru, ALKA Wildlife nebo Stanice Pavlov) a je zaplacen na vlastní náklady. Dalším krokem je informovat místní úřad (odbor ochrany prostředí obecního úřadu s rozšířenou působností) a zažádat o místní šetření. To spočívá v tom, že pracovník uvedeného odboru uskuteční kontrolu terénu a prokáže přítomnost či nepřítomnost vydry na objektu, za nějž bude žádána finanční kompenzace. Posledním krokem je podání žádosti, včetně povinných příloh (Poledník & Poledníková 2020h), o náhradu ztrát k odboru životního prostředí příslušného krajského úřadu (Český nadační fond pro vydru 2016b). Tu je možné podat do šesti měsíců (180 dní) od doby, kdy došlo ke ztrátě (Václavíková et al. 2011), a to kdykoliv během roku, nicméně doporučuje se v období výlovu rybníků, tedy na jaře a na podzim (Poledník & Poledníková 2020g). V případě, že byla škoda včetně její výše prokázána, a došlo ke splnění všech zákonných podmínek, bývá finanční podpora státem obvykle vyplácena do čtyř měsíců (ode dne podání žádosti) (Václavíková et al. 2011; Český nadační fond pro vydru 2016b).

Pokud by na místě zasaženém škodami byly zjištěny znaky prokazující přítomnost vydry (stopy, zbytky ryb, exkrementy atd.), doporučuje se je jakýmkoliv možným způsobem „zajistit“, aby nedošlo vlivem počasí, zničení jiným zvířetem, sežráním atp. ke znehodnocení. Příhodné je také pořídit fotodokumentaci (Český nadační fond pro vydru 2016b).

3.7.4.2 Škody na rybách

V situačních a výhledových zprávách dle Ministerstva zemědělství činí škody způsobené vydrou říční na rybách u členů ČRS a RSČR (Rybářského sdružení České republiky) za rok 2018 celkem 89 491 000 Kč (Mareš et al. 2019), za rok 2017 84 484 000 Kč (Situační a výhledová zpráva Ryby 2018), za rok 2016 to bylo 74 472 000 Kč (Ženíšková et al. 2017) a za rok 2015 68 092 000 Kč (Ženíšková & Chalupa 2016). Z toho vyplývá stoupající tendence způsobených ztrát, jejichž porovnání se škodami způsobenými kormoránem velkým znázorňuje graf č. 2.

Finanční podpora od státu za újmy způsobené vydrou říční a kormoránem velkým v produkčním rybářství představuje pouze 15-20 % (Ženíšková & Gall 2009), dle jiných zdrojů 20-30 % skutečných hodnot. Kompenzace škod způsobených vydrou vyplácené státem mezi roky 2010 a 2017 dosáhly kolem 100 milionů korun (Les aktuálně 2018).



Graf č. 2: Přehled škod způsobených na rybách vydrou říční a kormoránem velkým mezi roky 2015-2018 (Ženíšková & Chalupa 2016; Ženíšková et al. 2017; Situační a výhledová zpráva Ryby 2018; Mareš et al. 2019)

3.7.4.3 Nespokojenost se zákonem

Systém odškodnění za ztráty způsobené vydrami se stal předmětem kritiky z několika důvodů. Nejprve určení množství těchto ztrát a jejich rozlišení od škod způsobených jinými rybožravými predátory, dále chorobami nebo špatnými kultivačními praktikami je složitý a nespolehlivý proces (Myšiak et al. 2004; Kortan et al. 2007). Navíc určení a vyčíslení ztrát závisí na odborném odhadu, který může představovat různou úroveň subjektivitu (Poledník et al. 2009). Hrazeny jsou pouze náklady spojené s primárními škodami (tj. ryby skutečně konzumované vydrami), zatímco sekundární škody se v úvahu neberou (Kortan et al. 2007). Ty se vyskytují převážně v období zimování (Grogan et al. 2013) a jsou způsobovány zraněním nebo stresem ryb (Kranz 2000), na kterém se kromě chemických změn vody (okyselení, pokles kyslíků atp.) podílí i přítomnost predátorů. Následkem mohou být metabolické a zdravotní poruchy ryb (Poledník et al. 2009), konkrétně snížení hmotnosti, zvýšená náchylnost k infekcím, nemocem a invazi parazitů nebo až hromadné zvednutí hibernujících ryb či jejich úhyn (Grogan et al. 2013). Problémové také je, že se náhrada prakticky nevztahuje na již zmíněné rybářské revíry. Takže ačkoliv ČRS každý rok vysadí do vodních toků ryby v celkové hodnotě přes 220 milionů korun, nemůže být kompenzace způsobených ztrát přiznána (Myšiak et al. 2004; Kočica 2020). A v neposlední řadě bývá podávání žádostí považováno vlastníky rybníků za významnou byrokratickou zátěž (Václavíková et al. 2011). Nejistota kolem spolehlivého odhadu škod, vyžadující zdůvodnění od odborníka, ztěžuje některým hospodářům postup žádostí a vytváří v nich nedůvěru k tomuto systému (Myšiak et al. 2004).

Většina rybářů a soukromých hospodářů nepovažuje kompenzaci ekonomických ztrát státem za dostatečnou, někteří vidí v náhradě částečné řešení, jiní dokonce nulové. Celkové

škody ryb v posledních letech stále rostou a dle názorů rybníkářů je hlavním důvodem nepřijatelně vysoký počet rybožravých predátorů, kteří již nesplňují kritéria pro právní ochranu a potřebují aktivní kontrolu populace (Václavíková et al. 2011). Navíc někteří, zejména drobní chovatelé a majitelé zájmových rybníků, nechovají ryby za účelem zisku, ale pro zábavu nebo osobní spokojenost. A takové věci lze jen těžko kompenzovat v peněžní podobě (Myšiak et al. 2004).

Ani někteří úředníci příslušného odboru nebo ochranáři nepokládají současnou legislativu jako plně efektivní opatření pro zmírnění konfliktu mezi akvakulturou a vydrou říční (Václavíková et al. 2011).

Zefektivnění zákona o náhradě škod by mohlo být v nové metodice výpočtu ztrát, která by tento systém zjednodušila a zároveň sjednotila. Měla by obsahovat vymezení jednotného postupu určování jejich výše a vytvoření dotačního limitu udělovacího finanční příspěvek rybářsky hospodařícím subjektům v lokalitách výskytu vydry říční bez nutnosti dalšího dokazování určité ztráty. V současné době také probíhají výzkumy zabývající se vlivem vyder na sekundárních škodách ryb (Poledník et al. 2009).

Smíření konfliktu mezi rybářskými subjekty a představiteli ochrany vydry říční také narušují vážné neshody mezi zúčastněnými stranami o skutečnostech vyder jako je velikost populace, denní spotřeba potravy, přirozené chování, nadměrné zabíjení ryb atd. Tyto aspekty je třeba opírat o ověřené informace a nerozšiřovat lži či polopravdy, které stávající problém akorát zhoršují (Myšiak et al. 2004; Marshall et al. 2007). Velice důležité je, aby byl zahájen konstruktivní dialog mezi rybníkáři a ochránci přírody, který by vedl ke zvýšení vzájemné důvěry a výměně informací. Nikdo nechce, aby došlo k rušení rybníků. Rybníkáři by přišli o své podnikání či volnočasovou aktivitu a vydry zase o svá stanoviště (Myšiak et al. 2004). Také jsou podstatné snahy o zefektivnění současných nařízení či doporučení, osvěta a aktuální znalosti o stavu vyder a systému náhrad škod (Václavíková et al. 2011).

3.7.5 Osvěta

Osvěta, výchova, vzdělávání, programy péče a práce s veřejností mají významnou roli pro ochranu vydry říční. Informovanost je důležitá zejména pro cílové skupiny, jako jsou rybáři, správy komunikací a laická veřejnost.

K rozšiřování povědomí a osvěty o vydře slouží přednášky, semináře a výukové programy jak pro konkrétní skupiny (rybáře, myslivce, pracovníky státní správy aj.), tak pro zájmové skupiny a veřejnost, včetně škol (základní a střední školy, střední a vysoké školy rybářské, lesnické a technické a vysoké školy s obory lesnickými, biologickými, krajinářskými a zemědělskými). Dále k tomu slouží víceoborové konference (rybářská veřejnost, orgány ochrany přírody, nevládní neziskové organizace atd.), prezentování v médiích a publikování v odborných časopisech, včetně vydávání periodika zasvěcenému přímo tomuto druhu – Bulletin Vydra. V neposlední řadě sem patří také různé výstavy, propagační materiály, konference, naučné „vydří stezky“ (viz příloha č. 6, obrázek č. 48), výzkum atd. Mnoho z nich je organizováno či vydáváno pod záštitou Stanice Pavlov, Českého nadačního fondu pro vydru, ALKY Wildlife (Poledník et al. 2009) nebo AOPK ČR (Agentura ochrany přírody a krajiny ČR) (Miles 2006).

Poskytování informací včetně poradenství je důležité zejména pro rybí hospodáře a rybářské společnosti, dále také pro správy komunikací. V jejich pravomoci jsou možné postupy a zásady pro rekonstrukci či nové budování mostů a podobných objektů, jež mohou zajistit bezpečný průchod pod silnicí pro vydry včetně dalších živočichů (Poledník et al. 2009). Veřejnost vnímá vydru převážně pozitivně (Poledník et al. 2009; Wellby et al. 2010), ale je vhodné zlepšovat povědomí o tomto druhu a podávat o něm objektivní a aktuální informace (Liordos et al. 2019). Cílem by tedy měla být osvěta přispívající ke zlepšení vztahů jak rybářské, tak i obecné veřejnosti vůči vydře a zmírnění záporného vlivu dopravy na ni (Poledník et al. 2009).

3.8 Možnosti ochrany *ex situ*

Ochrana *ex situ* spočívá v chovu druhu mimo jeho přirozené prostředí, v lidské péči. Zahrnuje jak rozmnožování druhů v zajetí, tak jejich případné vypuštění do přirozeného nebo obnoveného ekosystému (Shakeel 2019).

Jedná se tedy o chov v zoologických zahradách, akváriích, zvířecích farmách a stanicích, botanických zahradách aj., přičemž je snahou vytvoření podmínek co nejvíce podobných přirozenému prostředí. Do této ochrany také spadá skladování DNA, tkání, semen, vajíček, rehabilitace zraněných či poškozených jedinců (Shakeel 2019), záchranné a reintrodukční programy, atp. (Biggins et al. 2011).

Mezi nejčastější ochrany *ex situ* patří chov vyder říčních *Lutra lutra* v zoologických zahradách, případně podobných zařízeních. Celkem je k 25. 5. 2020 chováno 230 jedinců. V Asii se jedná celkem o 10 institucí s celkovým počtem 12 samců, 20 samic a 1 mládětem a v Africe 1 instituce s 1 samcem a 3 samicemi. V Evropě to je 47 institucí se 47 samci, 52 samičkami a jedním mládětem, a to konkrétně ve státech Norsko, Itálie, Finsko, Německo, Francie, Ukrajina, Polsko, Španělsko, Rusko, Rakousko, Velká Británie, Nizozemsko, Maďarsko, Švýcarsko a Česká republika. Uvedené počty jsou však pouze orientační, neboť ne všechny zoologické zahrady a další instituce poskytují informace do odborné databáze (ZIMS 2020).

A dále to jsou, zejména v Evropě, záchranné programy – např. Itálie, Holandsko, Slovensko, Velká Británie (Poledník et al. 2009) – nebo reintrodukční, případně repatriační programy – např. Švédsko, Nizozemsko, Velká Británie (Roos et al. 2015), Česká republika, Španělsko či Švýcarsko (Poledník et al. 2009; Hung & Law 2016).

Následující podkapitoly jsou zaměřené na ochranu *ex situ* v České republice.

3.8.1 Chov v lidské péči v České republice

V České republice jsou k 25. 5. 2020 vydry říční chovány v šesti zařízeních: Stanice Pavlov o.p.s., Český nadační fond pro vydru v Třeboni, Jihočeská zoologická zahrada Hluboká nad Vltavou, ZOO Plzeň, ZOO Děčín a ZOO Brno (Český nadační fond pro vydru 2016c; Stanice Pavlov 2018; ZIMS 2020).

3.8.1.1 Stanice Pavlov o.p.s.

Stanice Pavlov o.p.s. (od roku 1989 až 2009 fungovala jako Stanice ochrany fauny v Pavlově) je záchrannou stanicí, která byla prioritně postavená pro vydru říční, ovšem dnes slouží i k přijímání zraněných, zesláblých, opuštěných a handicapovaných volně žijících zvířat, přičemž hlavní snahou je jejich úspěšná rehabilitace a navrácení do volné přírody (což se povede asi u poloviny). V případě, že jedince nelze kvůli svému handicapu, silnému přivyknutí na člověka či jinému důvodu vrátit zpět, zůstává v péči stanice. Počet přijatých zvířat má za poslední léta vzrůstající tendenci. V roce 2017 stanice přijala 650 živočichů (81 druhů), včetně čtyřech vyder říčních, přičemž 38 % tvořila mláďata (bohužel, ne vždy se jednalo o bezprostřední záchranu, ale mnohdy o unáhlený lidský čin).

Stanice má v ochraně vydry u nás zásadní význam, vhodné podmínky umožňují zajištění mláďat nalezených v přírodě, jejich rehabilitaci a následné vypuštění a začlenění

do populace ve volné přírodě. Disponuje patričním zázemím pro zotavení a chov vyder, včetně rozměrných výběhů s dostatečným množstvím vody, které jim umožňuje učit se lovit, plavat, potápět atp. Některé z rehabilitovaných mláďat jsou posléze poskytována do zahraničí (např. Holandsko), kde jsou populace vyder v přírodě pořád ohroženy vyhynutím. Ze Stanice Pavlov, kterou je možné navštívit a vydry i jiná zvířata si prohlédnout osobně (Stanice Pavlov 2018), byly vybrány i jedinci pro repatriaci do severní Moravy, viz podkapitola Repatriace na severní Moravě (Poledník et al. 2009).

3.8.1.2 Český nadační fond pro vydru

Český nadační fond pro vydru je nevládní nezisková organizace, jež se věnuje ochraně životního prostředí. Vydra je v jejím přístupu pojímána jako vlajkový druh a symbol ochrany přírody. V roce 2015 záchranná stanice přijala 223 handicapovaných zvířat, z nichž byla téměř polovina posléze vypuštěna zpět. Stanice také celoročně zajišťuje sběr uhynulých vyder, které dále slouží k odebrání vzorků pro DNA a jiné testy a v určitých hodinách je i otevřena pro veřejnost (Český nadační fond pro vydru 2016).

3.8.1.3 Zoologické zahrady

V Česku se v současnosti nachází v zoologických zahradách celkem šest vyder říčních *Lutra lutra*. V Jihočeské zoologické zahradě Hluboké nad Vltavou to jsou tři jedinci – jeden sameček a dvě samičky. V ZOO Děčín se jedná o dvě samičky a v ZOO Brno o jednoho samečka. ZOO Plzeň chová dva jedince poddruhu *Lutra lutra lutra*, konkrétně jednoho samečka a jednu samičku (ZIMS 2020).

3.8.2 Podmínky pro chov v lidské péči

Jak pro vydru, tak obecně pro zástupce z čeledi lasicovitých, je důležité kromě rozměrů výběhu také uspořádání prostoru a pestrost vybavení, neboť mají hodně silnou vazbu k místu (Holečková & Dousek 2000). Následující doporučení pro chov v lidské péči jsou dle ÚKOZu (Ústřední komise pro ochranu zvířat zřízená Ministerstvem zemědělství) popsána v Podmínkách chovu savců volně žijících druhů v zajetí.

3.8.2.1 Nároky na prostor, klimatické podmínky a výběh

Nároky na prostor jsou u vyder říčních stanoveny na 20 m². Z hlediska klimatických podmínek je jejich celoroční venkovní chov vhodný, neboť jsou poměrně odolné vůči nízkým teplotám a zimě. Nutností je však dostupnost alespoň dvou spacích boxů (případně nějaké alternativy) s podestýlkou (např. sláma) pro ochranu před nepříznivým počasím.

Ve výběhu by hlavní podklad měla tvořit zemina. Pozor se ale musí dát na možnosti útěku (základy) či zasypu (použití šterku či sypkého písku). Doporučuje se, aby jak zemina, tak vodní nádržka, byly ve stejném poměru k velikosti výběhu, přičemž za vodní nádrž je vyhovující podlouhlý bazének se strukturovaným břehem (viz obrázek č. 36). Vybavení výběhu by měly tvořit kořeny, skalky, kameny, větve, balíky slámy schované před deštěm, ochranné místo před sluncem a srážkami atp., a alespoň část výběhu by měla obsahovat přirozenou vegetaci. Za postačující se považují hladké stěny výběhu a před nimi dostatečně vysoký suchý nebo vodní příkop (aby nedošlo k úniku) (Holečková & Dousek 2000).



Obrázek č. 36: Vydra říční v bazénku v děčínské ZOO (<https://zoomagazin.cz/zoo-decin-laka-na-vydry-ricni/>)

3.8.2.2 Sociální struktura, výživa a odchyt s přepravou

Oproti přírodě, kde vydra říční žije převážně soliterně, je v lidské péči možný chov v párech, případně v rodinných skupinách.

Potrava se skládá z celých krmných malých obratlovců, odpovídajících přirozené kořisti vydry, tedy zejména sladkovodní ryby (menší kapříci, plotice, pstruzi, okouni, aj.). Dále může být krmná dávka doplněná o hlodavce, žáby či hmyz.

Odchyt by měl probíhat na krmení nebo do bedny rovnou z umělé nory (Masopustová 2020, pers. comm.), eventuálně do ruky, v případě nezbytnosti za pomoci pevné sítě, nejlépe s využitím kožených rukavic. Přeprava jednotlivců by měla být v dostatečně větraných bednách – upřednostňuje se pevná mřížová bedna zabudovaná do větší dřevěné (Holečková & Dousek 2000).

3.8.3 Repatriace v České republice

Repatriace a reintrodukce se často zaměňují a jejich definice je mnohdy uváděna nepřesně. Reintrodukce se pokouší o znovuobnovení druhu vysazením jedinců pocházejících z volné přírody nebo ze zajetí (Seddon et al. 2000; Armstrong & Seddon 2008), v rámci původního areálu (IUCN/SSC 2013) nebo oblasti, která byla částí historického areálu, a kde daný druh zmizel z volné přírody – vyhynutím nebo vyhubením (Seddon et al. 2000; Koelewijn et al. 2010).

Repatriace je vysazení druhu do svého původního areálu, tedy kde se skutečně v minulosti vyskytoval, ale byl zde vyhuben nebo vyhynul (Hrbek 2015) nebo je zde populace velmi oslabena (Masopustová 2020, pers. comm.; Procházka J. 2020). Tento pojem se však v zahraniční literatuře téměř nepoužívá (Hrbek 2015).

Hlavním cílem obou pojmů je založení či posílení životaschopné populace (Koelewijn et al. 2010; IUCN/SSC 2015) společně se zachováním či obnovením biodiverzity (De Jongh 1998; Koelewijn et al. 2010).

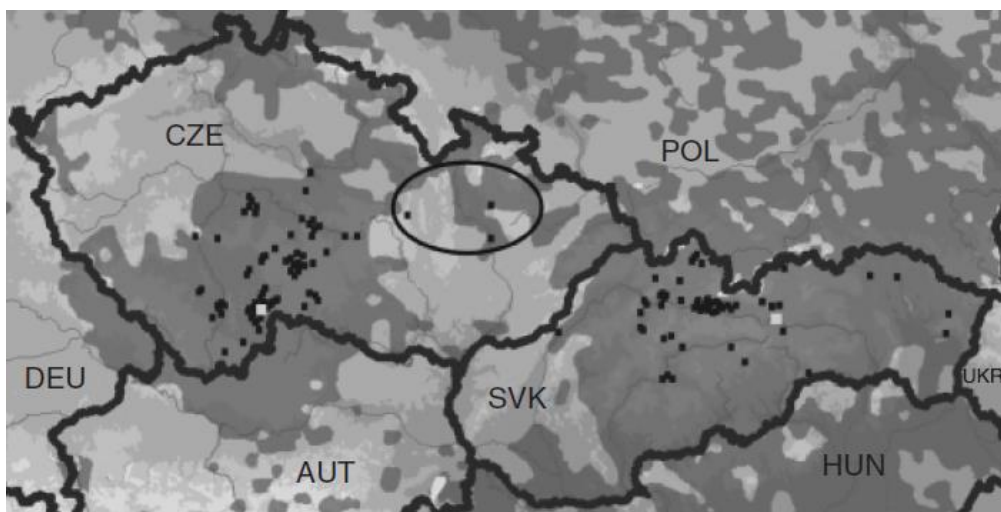
3.8.3.1 Repatriace na severní Moravě

Kromě přirozené expanze vydry říční v České republice, napomohla k jejímu rozšíření také repatriace uskutečněná mezi roky 1994-2003 na severní Moravě (Poledník et al. 2007), konkrétně v oblastech Jeseníků, Litovelského Pomoraví a Podorlicku (Poledník et al. 2009), v povodí řek Moravice, Moravy, Odry a Orlice (Anděra & Červený 2009). Hlavní cíl tohoto projektu byl v propojení tehdy samostatných (sub)populací (Poledník et al. 2007) – jihočeské a severovýchodní Moravy, respektive silné slovenské, “východoevropské“ populace – aby v budoucnu nedošlo k potenciálnímu snížení genetické variability (Šimek & Kadlečiková 2010). Díky repatriaci by tak vznikla životaschopná populace, která by navýšila pravděpodobnost migrace a mohla zaručit z dlouhodobého hlediska pozvolné propojení všech (sub)populací na území Česka.

Celá repatriace se skládala ze tří fází. První, přípravná fáze, probíhala mezi roky 1994 a 1997 (Poledník et al. 2009) a zahrnovala důkladnou a obsáhlou přípravu a podrobné zkoumání vybraných oblastí (Šimek & Kadlečiková 2010). Důležité bylo zvolit nejvhodnější místo pro pozdější vypuštění, posouzení důvodu vymizení původní populace na daném území a zhodnocení vhodnosti prostředí dle nároků vydry. Z nalezených lokalit, jež tvořily oligotrofní horské a podhorské toky, kde by měla vydra zastupovat přirozeného vrcholového predátora, začala mizet již koncem 19. století. Důvodem byla zejména destrukce vodních toků a průmyslové znečištění vody, spojené s úbytkem potravní nabídky. Tyto problémy se však na konci 20. století staly minulostí a vydře tak ve zprostředkovaném návratu nic většího nebránilo. Na přípravách také spolupracovala zájmová skupina, kterou by celá záležitost mohla nejvíce ovlivnit, sportovní rybáři (ČRS). S nimi byl rovněž celý záměr dopředu projednáván.

Následovala druhá, pokusná fáze, mezi roky 1997-1998 (Poledník et al. 2009), při níž došlo ke zkušební repatriaci, kdy byli vypuštěni čtyři telemarketicky pozorovaní jedinci do horního povodí řeky Moravice (Šimek & Kadlečiková 2010). Všechny vydry zůstaly po dobu sledování na daném území a v dalším roce bylo potvrzeno i narození mláďat. V následujících letech se dokonce rozšířily i do sousedních oblastí.

Poslední fází byla hlavní repatriace mezi roky 1998-2003 (Poledník et al. 2009). V tomto období došlo postupně k vypuštění 25 jedinců (Šimek & Kadlečiková 2010), a to ve čtyřech povodích. Celkově se čtyřmi již předešlými jedinci z pokusné fáze bylo repatriováno do volné přírody 29 zvířat (Anděra & Červený 2009): 12 jedinců v povodí řeky Moravice, 8 v povodí Moravy, 5 v povodí Odry a 4 v povodí Orlice (viz obrázek č. 37). Přičemž poměr pohlaví byl samci k samicím 18:11. Před vypuštěním jedinci žili několik měsíců pod veterinárním dohledem a v podmínkách karantény, také byli očkováni proti vzteklině, parvoviróze, psince a hepatitidě. Množství repatriovaných jedinců bylo určeno dle předchozích zkušeností ze zahraničí (20-30 vyder) a jejich genetická kontrola neproběhla, jelikož v té době nebyla obvykle užívána metodika na stanovení genetické variability a identifikace jedince.



Obrázek č. 37: Oblast repatriace znázorněná na mapě elipsou (Hájková et al. 2006)

Počet vypuštěných jedinců v jednotlivých rocích byl závislý na možnostech a nabídce vyder. Celkem $\frac{2}{3}$ (20 vyder) pocházelo z volné přírody, jednalo se o odchovaná nalezená mláďata nebo zraněné jedince z jihočeské populace (Poledník et al. 2009), zbývající $\frac{1}{3}$ (9 vyder) byla narozená a odchovaná v zajetí, ve Stanici Pavlov. Těchto 9 jedinců bylo potomky 2 samců z jihočeské populace a 1 samice narozené v zajetí (Hájková et al. 2007) (z vydří stanice v Hankensbüttelu, Německo) (Poledník et al. 2009). Později se zjistilo, že předkové této samice pocházeli z chovné stanice v Norfolku ve Velké Británii, s původem otcovské a části mateřské linie u volně žijící populace v Anglii. Původ dvou předků v mateřské linii však není znám (Mucci 2008). Bylo ovšem rozpoznáno, že stejná genetická informace (specifická alela) jakou nesla tato samice, se zjistila u introdukovaných jedinců v Anglii a Francii a u volně žijících vyder z Izraele (Hájková et al. 2007). Toho bude možné využít při dalších výzkumech, neboť specifická alela dává možnost identifikovat potomky od této příslušné samice.

Repatriaci lze teoreticky hodnotit úspěšně, přispěla k vytvoření stabilní rozmnožující se populace vyder a k propojení té jihočeské s ostatními na východě. To potvrdil i monitoring vypuštěných jedinců prováděný po ukončení hlavní fáze repatriace (Poledník et al. 2009). Monitorování je totiž důležitým nástrojem k posouzení a identifikování úspěšnosti či neúspěšnosti repatriace a k určení jejich možných příčin (Nichols & Williams 2006). Rozporuplné však bylo navrácení do volné přírody potomků od samice chované v lidské péči s neznámým původem ze zahraničí, neboť měli být použiti jen jedinci českého původu s ohledem na zachování původního genového fondu (Hájková et al. 2007). Ovšem v době provedení repatriace se obvykle nepoužívala metodika na zjišťování genetického původu. Rozporné také bylo hodnocení ze strany rybářů. S ČRS se projekt dopředu projednával, ale nejspíše nedostatečně s místními členy. V repatriční oblasti totiž došlo k vytvoření konfliktu mezi vydrou a rybáři, kteří ji osočovali z likvidace komerčních druhů ryb (pstruh, lipan). S tím souvisí i jejich argumenty, že byl počet vypuštěných jedinců větší, než jaká je úživnost daného prostředí. Dle nezávislého výzkumu však množství vyder odpovídalo velikosti území a jeho úživnosti, bohužel však objasnění příčin úbytku ryb není jednoduché (Poledník et al. 2009).

Je dosti možné, že by se vydry do oblasti vypuštění rozšířily i samovolně, ačkoliv by to trvalo déle a pozvolněji (Poledník et al. 2007). Ovšem při plánování a první fázi repatriace byla situace ohledně výskytu vyder mnohem horší, a tak se rychlé a pozitivní zlepšení situace neočekávalo (Poledník et al. 2009). Další repatriační projekty vzhledem k úspěšnému návratu vyder do naší přírody nejsou prozatím plánovány (Šimek & Kadlečíková 2010).

4 Závěr

Hlavním cílem práce bylo zjištění, utřídění a shrnutí informací týkajících se výskytu a aktuálního stavu vydry říční *Lutra lutra* v Krkonoších.

Z použitých odborných pramenů bylo v práci uvedeno, že v Krkonoších se vydra říční považovala za největší škodnou v pstruhových tocích a rybnících, což se jí stalo téměř osudným, poněvadž již na počátku 18. století zde byla pokládána za ojedinělou. Tento negativní vztah zejména rybářů a majitelů rybníků, spolu s výrazným znečištěním toků (komunálními a odpadními vodami a silným okyselením) způsobily, že ji označili v roce 1987 v Krkonoších za vyhynulou. Zlom nastal až na přelomu tisíciletí, kdy se zde vydra začala opět objevovat, nejdříve na polské straně hor, poté i na té české. Každým rokem docházelo k navyšování pobytových znaků a stop, jež byly posléze hlášeny na všech velkých krkonošských tocích, včetně několika přítoků. V roce 2011 byla odhadována hustota jedinců na horských a podhorských tocích 1-5 kusů na 100 km², přičemž v současnosti činí průměrná hustota na těchto tocích 3,4 dospělých jedinců a 0,8 mláďat na 100 km². Začátkem ledna roku 2017 proběhlo sčítání vyder ve střední části Krkonoš, jak na území národního parku, tak i v ochranných zónách, o celkové ploše 240 km² (v horních a dolních částech řek Malého Labe, Labe a Jizerky, včetně jejich přítoků). Při něm bylo identifikováno pět dospělých jedinců a dvě mláďata, konkrétně čtyři samostatné dospělé vydry a jedna rodina – samice se dvěma mláďaty. Návrat vydry do Krkonoš je zapříčiněn nejspíše čistější a kvalitnější vodou, vyšším stupněm zarybnění a výskytem stabilní vydří populace v přílehlých oblastech, kde jsou pro ni příznivější podmínky.

V Krkonoších, kde vydra také přispívá k udržování ekologické rovnováhy, jsou pro ni největším ohrožením převážně nevhodné úpravy břehů a koryt vodních toků. Kromě toho, že jí snižují možnosti pro nory a úkryty, tak vytvářejí příčné i podélné překážky na tocích (jako jsou přehrad, kaskády, jezy atd.), jež brání volné migraci nejen vydrám, ale často i její hlavní kořisti, tedy rybám. Další nebezpečí jsou obdobná jako v celé České republice, tedy znečišťování řek, úhyn vyder na silnicích a lov pro kožešinu či především kvůli střetu zájmů s rybáři. Ovšem i přes zmíněné problémy, se vydře v Krkonoších poměrně daří a její početnost by měla mít snad vzrůstající tendenci.

Dalším cílem bylo bližší zaměření na příčiny ohrožení vydry říční a na možnosti ochrany volně žijící populace v ČR, včetně ochrany druhu *ex situ*. V Česku se v současnosti vyskytují tři dříve izolované (sub)populace vyder říčních, které se za posledních 20 let vzájemně propojily. V prvním celostátním mapování vyder, které proběhlo mezi roky 1989 a 1992, vyšlo najevo, že vydry osídlily přibližně 1/4 rozlohy ČR – 29,6 %, s 21,5 % trvalým a 8,1 % přechodným osídlením. Ve druhém mapování mezi léty 1997 a 2003 se výskyt navýšil na 51,7 % ČR (bez odlišení trvalého a přechodného výskytu). Při třetím mapování z roku 2006 byla vhodná stanoviště v rámci naší republiky zabrána vydrami již na 75 % území Česka s 60 % pravidelným a 15 % nepravidelným výskytem. Předposlední mapování proběhlo v roce 2011 a výsledkem bylo 94,6 % osídlení, v 80,1 % se jednalo o výskyt pravidelný, a v 14,5 % o nepravidelný. A zatím poslední mapování v roce 2016 ukázalo 98 % zabraného území naší republiky, s 95 % trvalého a 3% přechodného osídlení vydrami.

Výpočet jedinců v současnosti je odhadnut na přibližně 3700 dospělých vyder a 1100 mlád'at, což celkově odpovídá asi 4800 jedincům.

Příčiny ohrožení jsem již zmínila výše. Dnes má největší význam mortalita na silnicích a nezákonný lov, spojený zejména s konfliktem mezi vydrami a rybníkáři, případně lov za účelem získání kožešiny. Každý rok je nacházeno kolem 50 uhynulých jedinců na českých silnicích, s odhadem reálného počtu minimálně 100 kusů. Nejčastěji k úhynům dochází na vozovkách I. tříd. Mezi roky 1991 a 2017 bylo nalezeno 38 vyder (ve dvou případech se podařilo jedince zachránit), které nepochybně úmyslně zabil člověk. Nejčastějším způsobem smrti byla otrava jedem – karbofuranem. Na druhém místě se jednalo o zastřelení a dále ubití nebo chycení zvířete do nastražených želez. Mezi léty 1990 a 2005 bylo objeveno téměř 20 pastí, nesporně nalíčených k odchycení vyder, pravděpodobně za účelem získání kožešiny.

V naší republice mají na bezpečnost vydry vliv zejména možnosti ochrany *in situ*. Do ní v Česku spadá legislativní ochrana druhu, úpravy (případně nové stavby dle pokynů) podchodů, propustek, hrází rybníků aj., které snižují mortalitu vyder (a mnoha jiných druhů) na silnicích. Dále sem patří systém náhrady škod poskytnutý státem a preventivní opatření zmenšující škody na rybách způsobené vydrami, mezi které patří elektrický ohradník, snížení počtu ryb, alternativní kořist, úplné nebo částečné oplocení atp. Ochrana *ex situ* je v ČR řešena chovem v několika zoologických zahradách (ZOO Plzeň, Děčín, Hluboká nad Vltavou a Brno) a jiných zařízeních (Stanice Pavlov o.p.s., Český nadační fond pro vydru v Třeboni). Na severní Moravě také proběhla repatriace mezi roky 1994-2003, kdy bylo vypuštěno 29 jedinců s cílem propojení (sub)populací a zajištění jejich stability.

Konfliktní vztah a celá situace, kde se na jedné straně nachází ochrana vydry říční a na straně druhé ekonomické zájmy soukromých hospodářů, je poměrně složitý problém. Třebaže existují preventivní opatření snižující ztráty a kompenzace škod státem, není to vždy úplně proveditelné a efektivní. Výše ztrát je však v některých případech ovlivněna nejspíše i nevhodným management chovu ryb způsobeným některými rybáři a rybníkáři (např. přerybňování, nemoci, špatná kondice ryb atd.). Důležité je zavést konstruktivní dialog zúčastněných stran a úsilí řešit problém společně, komplexně a efektivně.

Oproti tomu ochrana vyder v rámci budování vhodných podchodů, propustek nebo jiných podobných konstrukcí pro vydry (ale i ostatní živočichy), je často finančně i stavebně nenáročná. V tom lze spatřit poměrně velký potenciál, jak předejít nebo alespoň snížit úhyny jedinců na silnicích.

Přestože má výskyt a četnost vydry v ČR stabilní tendenci, nemusí být tento jev trvalý. Vydra říční stále spadá do kategorie snadno zranitelných druhů, a je nezbytné jí poskytovat zvýšenou ochranářskou pozornost, včetně snah o zmírnění příčin ohrožení.

Přínosem práce by mohlo být přiblížení tohoto druhu čtenářům prostřednictvím historických i současných informací a uvědomění si, že vydra patřila a stále by měla patřit (nejen) do naší přírody, kde má nezastupitelnou funkci.

5 Seznam literatury

- Allen D. 2010. Otter. Reaktion Books, London.
- Anděra M, Červený J. 2009. Velcí savci v České republice – rozšíření, historie a ochrana: 2. Šelmy (Carnivora). Národní muzeum, Praha.
- Anděra M, Hanák V, Vohralík V. 1974. Savci Krkonoš. Pages 131-184 in Fanta J, editor. Opera Corcontica. Státní zemědělské nakladatelství, Praha.
- Anděra M, Hanzal V. 1996. Atlas rozšíření savců v České republice: předběžná verze 2. Šelmy (Carnivora). Národní muzeum, Praha.
- Anděra M, Sovák J. 2018. Atlas fauny České republiky. Academia, Praha.
- Anderson JC, Park BJ, Palace VP. 2016. Microplastics in aquatic environments: Implications for Canadian ecosystems. *Environmental Pollution* **218**: 269-280.
- Armstrong DP, Seddon PJ. 2008. Directions in reintroduction biology. *Trends in Ecology & Evolution* **23**: 20-25.
- Basille M, Van Moorter B, Herfindal I, Martin J, Linnell JDC, Odden J, Andersen R, Gaillard JM. 2013. Selecting Habitat to Survive: The Impact of Road Density on Survival in a Large Carnivore. *PloS One* **8**: (e65493) DOI: 10.1016/j.jenvman.2010.11.027.
- Bičík I, Jeleček L, Štěpánek V. 2001. Land-Use Changes and their Social Driving Forces in Czechia in the 19th and 20th Centuries. *Land Use Policy* **18**: 65-73.
- Biggins DE, Godbey JL, Horton BM, Livieri TM. 2011. Movements and survival of black-footed ferrets associated with an experimental translocation in South Dakota. *Journal of Mammalogy* **92**: 742-750.
- Bodner M. 1995. Otters and fish-farming: preliminary experiences of a WWF project in Austria. *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy* **7**: 223-228.
- Boscher A, Gobert S, Guignard C, Ziebel J, L'Hoste L, Gutleb AC, Cauchie HM, Hoffmann L, Schmidt G. 2010. Chemical contaminants in fish species from rivers in the North of Luxembourg: Potential impact on the Eurasian otter (*Lutra lutra*). *Chemosphere* **78**: 785-792.
- Bouroş G. 2014. Status of the European otter (*Lutra lutra*, Linnaeus, 1758) in Romania. *Romanian Journal of Biology-Zoology* **59**: 75-86.
- Cassens I, Tiedemann R, Suchentrunk F, Hartl GB. 2000. Mitochondrial DNA variation in the European otter (*Lutra lutra*) and the use of spatial autocorrelation analysis in conservation. *Journal of Heredity* **91**: 31-35.
- Carss D. 1995. Foraging behaviour and feeding ecology of the otter *Lutra lutra*: A selective review. *Hystrix* **7**: 179-194.
- Catalano SA, Ercoli MD, Prevosti FJ. 2015. The More, the Better: The Use of Multiple Landmark Configurations to Solve the Phylogenetic Relationships in Musteloids. *Systematic Biology* **64**: 294-306.

Clevenger AP, Chruszcz B, Gunson KE. 2003. Spatial patterns and factors influencing small vertebrate fauna road-kill aggregations. *Biological Conservation* **109**: 15-26.

Cuvier G. 1817. La règne animal distribué d'après son organisation, pour servir de base l'histoire naturelle des animaux et d'introduction l'anatomie comparée. Vol. 1, Les mammifères. Déterville, Paris.

Červený J, Anděra M, Koubek P, Homolka M, Toman A. 2001. Recently expanding mammal species in the Czech Republic: distribution, abundance and legal status. *Beiträge zur Jagd- und Wildforschung* **26**: 111-125.

Červinka J, Riegert J, Grill S, Šálek M. 2015. Large-scale evaluation of carnivore road mortality: the effect of landscape and local scale characteristics. *Mammal Research* **60**: 233-243.

Český nadační fond pro vydru. 2016. Výroční zpráva 2015. Český nadační fond pro vydru, Třeboň.

De Jongh AWJJ. 1998. Re-Introduction Of Otters – Support Or Risk For Otter Conservation? *IUCN Otter Specialist Group Bulletin* **15**: 80 – 86.

Delibes M, Calzada J, Clavero M, Fernández N, Gutiérrez-Expósito C, Revilla E, Roman J. 2012. The Near Threatened Eurasian otter *Lutra lutra* in Morocco: No sign of recovery. *Oryx* **46**: 249-252.

Delibes M, Calzada J, Clavero M, Fernández N, Gutiérrez-Expósito C, Revilla E, Román J. 2012. The Near Threatened Eurasian otter *Lutra lutra* in Morocco: No sign of recovery. *Oryx* **46**: 249-252.

Drmotá J. 2011. Lov zvěře v našich honitbách. Grada, Praha.

Dungel J, Gaisler J. 2002. Atlas savců České a Slovenské republiky. Academia, Praha.

Dvořák J. 2008. Vydra se vrací do hor. *Krkonoše-Jizerské hory* **41**: 45.

Duplaix N, Savage M. 2018. The Global Otter Conservation Strategy. *IUCN/SSC Otter Specialist Group*, Salem, Oregon.

Ercoli MD, Álvarez A. 2016. A novel series of forepaw muscles for mammals observed in the Patagonian weasel *Lyncodon patagonicus*. *Journal of Mammalogy* **97**: 1295-1303.

Fejfar O, Major P. 2005. Zaniklá sláva savců. Academia, Praha.

Ferrando A, Ponsà M, Marmi J, Domingo-Roura X. 2004: Eurasian otters, *Lutra lutra*, have a dominant mtDNA haplotype from the Iberian peninsula to Scandinavia. *Journal of Heredity* **95**: 430-435.

Flousek J, Gramsz B, Szkudlarek R, Zajac T. 2007. Obratlovci. Pages 269-286 in Flousek J, Hartmanová O, Štursa J, Potocki J, editors. *Krkonoše: příroda, historie, život*. Miloš Uhlíř - Baset, Praha.

Flousek J. 2003. Pozorování dalších obratlovců v oblasti Krkonoš v roce 2002. Pages 66-68 in Flousek J, editor. *Prunella: zpravodaj Oblastní ornitologické sekce při Správě Krkonošského národního parku*. Správa KRNAP, Vrchlabí.

Flousek J. 2005. Pozorování dalších obratlovců v oblasti Krkonoš v roce 2004. Pages 67-69 in Flousek J, editor. Prunella: zpravodaj Oblastní ornitologické sekce při Správě Krkonošského národního parku. Správa KRNAP, Vrchlabí.

Flousek J. 2006. Pozorování dalších obratlovců v oblasti Krkonoš v roce 2005. Pages 65-68 in Flousek J, editor. Prunella: zpravodaj Oblastní ornitologické sekce při Správě Krkonošského národního parku. Správa KRNAP, Vrchlabí.

Flousek J. 2007. Pozorování dalších obratlovců v oblasti Krkonoš v roce 2006. Pages 58-60 in Flousek J, editor. Prunella: zpravodaj Oblastní ornitologické sekce při Správě Krkonošského národního parku. Správa KRNAP, Vrchlabí.

Flousek J. 2008. Pozorování dalších obratlovců v oblasti Krkonoš v roce 2007. Pages 47-50 in Flousek J, editor. Prunella: zpravodaj Oblastní ornitologické sekce při Správě Krkonošského národního parku. Správa KRNAP, Vrchlabí.

Flousek J. 2009. Pozorování dalších obratlovců v oblasti Krkonoš v roce 2008. Pages 44-46 in Flousek J, editor. Prunella: zpravodaj Oblastní ornitologické sekce při Správě Krkonošského národního parku. Správa KRNAP, Vrchlabí.

Flousek J. 2010. Pozorování dalších obratlovců v oblasti Krkonoš v roce 2009. Pages 44-46 in Flousek J, editor. Prunella: zpravodaj Oblastní ornitologické sekce při Správě Krkonošského národního parku. Správa KRNAP, Vrchlabí.

Flousek J. 2011. Pozorování dalších obratlovců v oblasti Krkonoš v roce 2010. Pages 43-46 in Flousek J, editor. Prunella: zpravodaj Oblastní ornitologické sekce při Správě Krkonošského národního parku. Správa KRNAP, Vrchlabí.

Flousek J. 2012. Pozorování dalších obratlovců v oblasti Krkonoš v roce 2011. Pages 55-48 in Flousek J, editor. Prunella: zpravodaj Oblastní ornitologické sekce při Správě Krkonošského národního parku. Správa KRNAP, Vrchlabí.

Flousek J. 2013. Pozorování dalších obratlovců v oblasti Krkonoš v roce 2012. Pages 37-40 in Flousek J, editor. Prunella: zpravodaj Oblastní ornitologické sekce při Správě Krkonošského národního parku. Správa KRNAP, Vrchlabí.

Flousek J. 2015. Pozorování dalších obratlovců v oblasti Krkonoš v roce 2013-2014. Pages 74-78 in Flousek J, editor. Prunella: zpravodaj Oblastní ornitologické sekce při Správě Krkonošského národního parku. Správa KRNAP, Vrchlabí.

Flousek J. 2016. Pozorování dalších obratlovců v oblasti Krkonoš v roce 2015. Pages 53-54 in Flousek J, editor. Prunella: zpravodaj Oblastní ornitologické sekce při Správě Krkonošského národního parku. Správa KRNAP, Vrchlabí.

Flousek J. 2017. Pozorování dalších obratlovců v oblasti Krkonoš v roce 2016. Pages 47-50 in Flousek J, editor. Prunella: zpravodaj Oblastní ornitologické sekce při Správě Krkonošského národního parku. Správa KRNAP, Vrchlabí.

Flousek J. 2019. Pozorování dalších obratlovců v oblasti Krkonoš v roce 2017-2018. Pages 82-86 in Flousek J, editor. Prunella: zpravodaj Oblastní ornitologické sekce při Správě Krkonošského národního parku. Správa KRNAP, Vrchlabí.

- Flousek J. 2020. Kartotéka Jiřího Flouska. Správa KRNAP, oddělení ochrany přírody, Vrchlabí.
- Forman RTT, Alexander LE. 1998. Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* **29**: 207-231.
- Fulton TL, Strobeck C. 2006. Molecular phylogeny of the Arctoidea (Carnivora): Effect of missing data on supertree and supermatrix analyses of multiple gene data sets. *Molecular Phylogenetics and Evolution* **41**: 165–181.
- Georgiev DG, Stoycheva S. 2006. Habitats, Distribution And Population Density Otter Survey In the Western Rhodopes Mountains (Southern Bulgaria). *IUCN Otter Specialist Group Bulletin* **23**: 35-43.
- Glista DJ, DeVault TL, DeWoody JA. 2009. A review of mitigation measures for reducing wildlife mortality on roadways. *Landscape and Urban Planning* **91**: 1-7.
- Goswami A, Friscia A, editors. 2010. *Carnivoran Evolution: New Views on Phylogeny, Form and Function*. Cambridge University Press, New York.
- Grilo C, Bissonette JA, Santos-Reis M. 2008. Response of carnivores to existing highway culverts and underpasses: Implications for road planning and mitigation. *Biodiversity and Conservation* **17**: 1685-1699.
- Grilo C, Bissonette JA, Santos-Reis M. 2009. Spatial–temporal patterns in Mediterranean carnivore road casualties: Consequences for mitigation. *Biological Conservation* **142**: 301-313.
- Grogan A, Green R, Rushton S. 2013. The Impacts of Roads on Eurasian Otters (*Lutra Lutra*). *IUCN Otter Specialist Group Bulletin* **30**: 44-58.
- Gunson K, Mountrakis G, Quackenbush LJ. 2011. Spatial wildlife-vehicle collision models: A review of current work and its application to transportation mitigation projects. *Journal of environmental management* **92**: 1074-1082.
- Hauer S, Ansorge H, Zinke O. 2002. Reproductive performance of otters *Lutra lutra* (Linnaeus, 1758) in Eastern Germany: low reproduction in a long-term strategy. *Biological Journal of the Linnean Society* **77**: 329–340.
- Hájková P, Pertoldi C, Zemanová B, Roche K, Hájek B, Bryja J, Zima J. 2007. Genetic structure and evidence for recent population decline in Eurasian otter populations in the Czech and Slovak Republics: Implications for conservation. *Journal of Zoology* **272**: 1-9.
- Hlaváč V, Poledník L, Poledníková K, Šíma J, Větrovcová J. 2017. *Vydra a doprava: příručka k omezení negativního vlivu dopravy na vydru říční: metodika*. Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky, Praha.
- Hlaváč V, Toman A. 1993. Otter Distribution and Conservation in the Czech Republic. *IUCN Otter Specialist Group Bulletin* **8**: 36 – 37.

Hlaváč V. 2002. On the permeability of roads for wildlife: A handbook. Agency for Nature Conservation and Landscape Protection of the Czech Republic and EVERNIA, Liberec.

Holečková D, Dousek J. 2000. Podmínky chovu savců volně žijících druhů v zajetí: doporučení Ústřední komise pro ochranu zvířat včetně velikosti a základního vybavení chovného zařízení, způsobu chovu, výživy, odchytu a transportu. Ministerstvo zemědělství ČR, Praha.

Hrbek V. 2015. Problematika repatriací raků – literární rešerše a příklady z praxe [BSc. Thesis]. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, České Budějovice.

Hung N, Law CJ. 2016. *Lutra lutra* (Carnivora: Mustelidae). *Mammalian Species* **48**: 109-122. (Hung & Law 2016)

Hunter L. 2011. *Carnivores of the World*. Princeton University Press, Princeton NJ.

Cherin M, Iurino DA, Willemsen G, Carnevale G. 2016. A new otter from the Early Pleistocene of Pantalla (Italy), with remarks on the evolutionary history of Mediterranean Quaternary Lutrinae (Carnivora, Mustelidae). *Quaternary Science Reviews* **135**: 92-102.

Cherin M. 2017. New material of *Lutra simplicidens* (Carnivora, Mustelidae, Lutrinae), a key taxon for understanding the evolution of European otters. *Rivista Italiana di Paleontologia e Stratigrafia* **123**: 433-441.

Cho HS, Choi KH, Lee SD, Park YS. 2009. Characterizing habitat preference of Eurasian river otter (*Lutra lutra*) in streams using a self-organizing map. *Limnology* **10**: 203-213.

Iossa G, Soulsbury CD, Harris S. 2007. Mammal trapping: A review of animal welfare standards of killing and restraining traps. *Animal Welfare* **16**: 335-352.

IUCN/SSC. 2013. *Guidelines for Reintroductions and Other Conservation Translocations*. IUCN Species Survival Commission, Gland.

Jackson ND, Fahrig L. 2011. Relative effects of road mortality and decrease connectivity on population genetic diversity. *Biological Conservation* **144**: 3143-3148.

Jacques H, Veron G, Alary F, Aulagnier S. 2009. The Congo clawless otter (*Aonyx congicus*) (Mustelidae: Lutrinae): a review of its systematics, distribution and conservation status. *African Zoology* **44**: 159-170.

Jancke S, Giere P. 2011. Patterns of otter *Lutra lutra* road mortality in a landscape abundant in lakes. *European Journal of Wildlife Research* **57**: 373-381.

Jang KH, Ryu SH, Hwang UW. 2009. Mitochondrial Genome of the Eurasian Otter *Lutra lutra* (Mammalia, Carnivora, Mustelidae). *Genes & Genomics* **31**: 19-27.

Jay S, Lane MR, O'Hara K, Precey P, Scholey G. 2008. *Otters and stillwater fisheries*. The Wildlife Trusts, Newark.

- Juhász K, Lukács BA, Perpék M, Nagy SA, Végvári Z. 2013. Effects of extensive fishpond management and human disturbance factors on Eurasian otter (*Lutra lutra* L. 1758) populations in Eastern Europe. *North-Western Journal of Zoology* **9**: 227-238.
- Jurajda P, Prášek V, Roche K. 1996. The autumnal diet of otter (*Lutra lutra*) inhabiting four streams in the Czech Republic. *Folia Zoologica* **45**: 9-16.
- Kloskowski J. 2005. Otter *Lutra lutra* damage at farmed fisheries in southeastern Poland, I: An interview survey. *Wildlife Biology* **11**: 201-206.
- Koelewijn HP, Pérez-Haro M, Jansman HAH, Boerwinkel MC, Bovenschen J, Lammertsma DR, Niewold FJJ, Kuiters AT. 2010. The reintroduction of the Eurasian otter (*Lutra lutra*) into the Netherlands: Hidden life revealed by noninvasive genetic monitoring. *Conservation Genetics* **11**: 601-614.
- Koepfli KP, Deere KA, Slater GJ, Begg C, Begg K, Grassman L, Lucherini M, Veron G, Wayne RK. 2008. Multigene phylogeny of the Mustelidae: Resolving relationships, tempo and biogeographic history of a mammalian adaptive radiation. *BMC Biology* **6**: (e10) DOI <https://doi.org/10.1186/1741-7007-6-10>.
- Kortan D, Adámek Z, Poláková S. 2007. Winter predation by otter (*Lutra lutra*) on carp pond systems in South Bohemia (Czech Republic). *Folia Zoologica* **56**: 416-428.
- Kranz A. 2000. Otters (*Lutra lutra*) increasing in Central Europe: from the threat of extinction to locally perceived overpopulation? *Mammalia* **64**: 357-368.
- Krawczyk AJ, Bogdziewicz M, Majkowska K, Glazaczow A. 2016. Diet composition of the Eurasian otter *Lutra lutra* in different freshwater habitats of temperate Europe: a review and meta-analysis. *Mammal Review* **46**: 106-113.
- Kruuk H. 2006. Otters: ecology, behaviour, and conservation. Oxford University Press, Oxford.
- Lafontaine L, Liles G. 2002. Traffic Mortalities of the Otter and Road-Passes: a Database. *IUCN Otter Specialist Group Bulletin* **19**: 21-24.
- Lanszki J, Körmendi S. 1996. Otter diet in relation to fish availability in a fish pond in Hungary. *Acta theriologica* **41**: 127-136.
- Law CJ., Slater GJ, Mehta RS. 2017. Lineage Diversity and Size Disparity in Musteloidea: Testing Patterns of Adaptive Radiation Using Molecular and Fossil-Based Methods. *Systematic Biology* **67**: 127-144.
- Leblanc F. 2003. Protecting Fish Farms from Predation by the Eurasian Otter (*Lutra lutra*) in the Limousin Region of Central France: First Results. *IUCN Otter Specialist Group Bulletin* **20**: 45-48.
- Linnaeus C. 1758. *Systema naturae per Regna tria Naturae, secundum Classes, Ordines, Genera, Species, cum Characteribus, Differentiis, Synonymis, Locis*. Edition decima reformata. Vol. 1, Holmiae, Impensis direct. Apud Laurentii Salvii, Stockholm.

Liordos V, Kontsiotis VJ, Nevolianis Ch, Nikolopoulou ChE. 2019. Stakeholder preferences and consensus associated with managing an endangered aquatic predator: the Eurasian otter (*Lutra lutra*). *Human Dimensions of Wildlife* **24**: 446-462.

Lodé T. 1993. The decline of otter *Lutra lutra* populations in the region of the Pays De Loire, western France. *Biological Conservation* **65**: 9-13.

Lokvenc T. 2007. Lov a myslivost. Pages 485-490 in Flousek J, Hartmanová O, Štursa J, Potocki J, editors. *Krkonoše: příroda, historie, život*. Miloš Uhlíř - Baset, Praha.

Loy A, Carranza ML, Cianfrani C, D'alessandro E, Bonesi L, Di Marzio P, Minotti M, Reggiani G 2009. Otter *Lutra lutra* population expansion: Assessing habitat suitability and connectivity in southern Italy. *Folia Zoologica* **58**: 309-326.

Macdonald DW, Newman Ch, Harrington LA. 2017. *Biology and conservation of musteloids*. Oxford University Press, Oxford.

Marcelli M, Poledník L, Poledníková K, Fusillo R. 2012. Land use drivers of species re-expansion: inferring colonization dynamics in Eurasian otters. *Diversity and Distributions*, (Diversity Distrib.) **18**: 1001–1012.

Mareš L, Ženišková H, Chalupa P, Mořický J, editors. 2019. *Situační a výhledová zpráva Ryby*. Ministerstvo zemědělství, Praha.

Marshall K, White R, Fischer A. 2007. Conflicts between humans over wildlife management: On the diversity of stakeholder attitudes and implications for conflict management. *Biodiversity and Conservation* **16**: 3129-3146.

Mason CHF, Macdonald SM. 2004. Growth in otter (*Lutra lutra*) populations in the UK as shown by long-term monitoring. *Ambio* **33**:148-152.

Materna J, Flousek J. 2010. Návrat vydry a rysa do Krkonoš. *Krkonoše-Jizerské hory* **43**: 14-15. (Materna & Flousek 2010)

McKenna MC, Bell SK. 1997. *Classification of Mammals: Above The Species Level*. Columbia University Press, New York.

Miles P, Jón J. 1994. Nálezy některých vzácnějších druhů obratlovců v období let 1966-1994. Pages 25-32 in Miles P, editor. *Prunella: zpravodaj Oblastní ornitologické sekce při Správě Krkonošského národního parku*. Správa KRNAP, Vrchlabí.

Miles P. 2006. Vydra říční opět v Krkonoších. *Krkonoše-Jizerské hory* **39**: 10-11.

Miller LM, Close T, Kapuscinski AR. 2004. Lower fitness of hatchery and hybrid rainbow trout compared to naturalized populations in Lake Superior tributaries. *Molecular ecology* **13**: 3379-3388.

Mirzaei R, Krami M, Danehkar A, Abdoli A, Conroy J. 2010. Prey size selection of the Eurasian Otter, *Lutra lutra* (Linnaeus, 1758), at the Jajrood River, Iran. *Zoology in the Middle East* **50**: 19-25.

Moretti B, Al-Sheikhly OF, Guerrini M, Theng M, Gupta BK, Haba MK, Khan WA, Khan AA, Barbanera F. 2017. Phylogeography of the smooth-coated otter (*Lutrogale*

perspicillata): distinct evolutionary lineages and hybridization with the Asian small-clawed otter (*Aonyx cinereus*). Scientific Reports **7**: (e41611) DOI:10.1038/srep41611.

Mucci N. 2008. Assessing the patterns of genetic diversity in otter (*Lutra lutra*) populations in Europe [PhD. Thesis]. Alma Mater Studiorum – Università di Bologna, Bologna.

Myšiak J, Schwerdtner K, Ring I. 2004. Comparative Analysis of the Conflicts Between Carp Pond Farming and the Protection of Otters (*Lutra lutra*) in Upper Lusatia and South Bohemia. Pages 141-163 in Klenke R, Ring I, Kranz A, Jepsen N, Rauschmayer F, Henle K, editors. Human-Wildlife Conflicts in Europe, Environmental Science and Engineering. Springer, Berlin, Heidelberg.

Niemi M, Jääskeläinen N, Nummi P, Mäkelä T, Norrdahl Kai. 2014. Dry paths effectively reduce road mortality of small and medium-sized terrestrial vertebrates. Journal of Environmental Management **144**: 51–57.

Nowak RM. 1999. Walker's Mammals of the World. The Johns Hopkins University Press, Baltimore and London.

Orłowski G, Nowak L. 2006. Factors influencing mammal roadkills in the agricultural landscape of South-Western Poland. Polish Journal of Ecology **54**: 283-294.

Özen AS, Gündüz M. 2015. A new record in distribution region of otter (*Lutra lutra*) in Turkey. Gazi University Journal of Science **28**: 353-358.

Park HC, Kurihara N, Kim KS, Min MS, Han S, Lee H, Kimura J. 2019. What is the taxonomic status of East Asian otter species based on molecular evidence?: focus on the position of the Japanese otter holotype specimen from museum. Animal Cells and Systems **23**: 228-234.

Pavelková R, Frajer J, Havlíček M, Netopil P, Rozkošný M, David V, Dzuráková M, Šarapatka B. 2016. Historical ponds of the Czech Republic: an example of the interpretation of historic maps. Journal of Maps **12**: 551-559.

Pita R, Mira A, Moreira F, Morgado R, Beja P. 2009. Influence of landscape characteristics on carnivore diversity and abundance in Mediterranean farmland. Agriculture, Ecosystems & Environment **132**: 57-65.

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, Větrovcová J. 2009. Program péče pro vydru říční (*Lutra lutra*) v České republice v letech 2009–2018. AOPK ČR, Praha.

Poledník L, Poledníková K, Beran V, Čamlík G, Praus L, Mateos-Gonzalez F. 2018. Rozšíření vydry říční (*Lutra lutra* L.) v České republice v roce 2016. Bulletin Vydra **17**: 4-13.

Poledník L, Poledníková K, Beran V, Čamlík G, Zápotočný Š, Kranz A. 2012. Rozšíření vydry říční (*Lutra lutra* L.) v České republice v roce 2011. Bulletin Vydra **15**: 22-28.

Poledník L, Poledníková K, Hlaváč V. 2007. Rozšíření vydry říční (*Lutra lutra*) v České republice v roce 2006. Bulletin Vydra **14**: 4-6.

Poledník L, Poledníková K, Větrovcová J, Beran V, Pavel V. 2017. Zimní sčítání vydry říční ve vybraných kvadrátech České republiky v letech 2013 - 2017. Bulletin Vydra **17**: 14-25.

Poledník L, Poledníková K, Větrovcová J, Hlaváč V, Beran V. 2011. Causes of deaths of *Lutra lutra* in the Czech Republic (Carnivora: Mustelidae). Lynx, n.s. **42**: 145–157.

Poledník L. 2005. Otters and fishponds in the Czech Republic: interactions and consequences [PhD. Thesis]. Palacký University Olomouc, Olomouc.

Poledník L. 2007. Vydra říční (*Lutra lutra* L.) a rybníky – souhrn disertační práce: Početnost a populační hustoty vydry říční (*Lutra lutra* L.) v České republice. Bulletin Vydra **14**: 22-23.

Poledníková K, Kranz A, Poledník L, Myšiak J. 2013. Otters causing conflicts. The Fish Farming Case of the Czech Republic. Pages 81-106 in Klenke RA, Ring I, Kranz A, Jepsen N, Rauschmayer F, Henle K, editors. Human-Wildlife Conflicts in Europe, Environmental Science and Engineering. Springer, Berlin, Heidelberg.

Poledníková K, Poledník L, Beran V, Hlaváč V, Kranz A. 2018. Statistika nelegálního zabíjení vydry říční v České republice. Bulletin VYDRA **17**: 58-66.

Poledníková K, Poledník L, Beran V, Mináriková T, Hlaváč V, Větrovcová J, Husáková L, Vadlejš J, Bártová E, Hájková P. 2017a. Sběr a analýzy uhynulých vyder v České republice. ALKA Wildlife, Dačice.

Poledníková K, Větrovcová J, Poledník L, Hlaváč V. 2010. Carbofuran – A new and effective method of illegal killing of otters (*Lutra lutra*) in the Czech Republic. IUCN Otter Specialist Group Bulletin **27**: 137–146.

Prassack KA. 2016. *Lontra weiri*, sp. nov., a Pliocene river otter (Mammalia, Carnivora, Mustelidae, Lutrinae) from the Hagerman Fossil Beds (Hagerman Fossil Beds National Monument), Idaho, U.S.A. Journal of Vertebrate Paleontology **36**: (e1149075) DOI: 10.1080/02724634.2016.1149075.

Prigioni C, Remonti L, Balestrieri A, Sgrosso S, Priore G, Misin C, Viapiana M, Spada S, Anania R. 2005. Distribution and sprainting activity of the Otter (*Lutra lutra*) in the Pollino National Park (southern Italy). Ethology Ecology & Evolution **17**: 171-180.

Quaglietta L, Hájková P, Mira A, Boitani L. 2015. Eurasian otter (*Lutra lutra*) density estimate based on radio tracking and other data sources. Mammal Research **60**: 127-137.

Rabi M, Bastl K, Botfalvai G, Evanics Z, Peigné S. 2018. A new carnivoran fauna from the late Oligocene of Hungary. Palaeobio Palaeoenv **98**: 509-521.

Randi E, Davoli F, Pierpaoli M, Pertoldi C, Madsen AB, Loescheke V. 2003: Genetic structure in otter (*Lutra lutra*) populations in Europe: implications for conservation. Animal Conservation **6**: 93-100.

- Rauschmayer F, Wittmer H, Berghöfer A. 2008. Institutional challenges for resolving conflicts between fisheries and endangered species conservation. *Marine Policy* **32**: 178-188.
- Remonti L, Prigioni C, Balestrieri A, Sgrosso S, Priore G. 2008. Trophic flexibility of the otter (*Lutra lutra*) in southern Italy. *Mammalian Biology - Zeitschrift für Säugetierkunde* **73**: 293-302.
- Roček Z. 2002. Historie obratlovců: Evoluce, Fylogeneze, Systém. Academia, Praha.
- Romanowski J, Brzeziński M, Żmihorski M. 2013. Habitat correlates of the Eurasian otter *Lutra lutra* recolonizing Central Poland. *Acta theriologica* **58**: 149-155.
- Roos A, Greyerz E, Olsson M, Sandegren F. 2001. The otter (*Lutra lutra*) in Sweden - Population trends in relation to ΣDDT and total PCB concentrations during 1968-99. *Environmental pollution* **111**: 457-469.
- Ruiz-Olmo J, Lafontaine L, Prignioni C, López-Martín JM, Santos-Reis M. 2000. Pollution and its effects on otter populations in south-western Europe. Pages 63-82 in Conroy JWH, Yoxon P, Gutleb AC, editors. Proceedings of the first Otter Toxicology Conference, Isly of Skye.
- Ruiz-Olmo J, Gosálbez J. 1997. Observations on the sprinting behaviour of the otter *Lutra lutra* in the NE Spain. *Acta Theriologica* **42**: 259-270.
- Ruiz-Olmo J, Jiménez J. 2008. Diet diversity and breeding of top predators are determined by habitat stability and structure: A case study with the Eurasian otter (*Lutra lutra* L.). *European Journal of Wildlife Research* **55**: 133-144.
- Sato JJ, Wolsan M, Prevosti FJ, D'Elía G, Begg C, Begg K, Hosoda T, Campbell KL, Suzuki H. 2012. Evolutionary and biogeographic history of weasel-like carnivorans (Musteloidea). *Molecular Phylogenetics and Evolution* **63**: 745-757.
- Seddon PJ, Armstrong DP, Maloney RF. 2007. Developing the Science of Reintroduction Biology. *Conservation biology* **21**: 303-312.
- Schmidt G, Dohet Alain, l'Hoste L, Boscher A, Cauchie HM, Plon J, Nederlandt N, Ghyselinck H, Plattes S, Rabold Eva, Mousel A, Casagrande B, Thommes P, Krippel Y, Scheer A, Glesener B, Molitor M, Schiltz C, Hoffmann L, Leclercq Ch. 2012. Restoration of the Otter Habitats in Luxembourg and Belgium: 5-Year Actions in Favour of the Eurasian Otter (*Lutra lutra*). *IUCN Otter Specialist Group Bulletin* **29**: 2012-2046.
- Simpson GG. 1945. The principles of classification and classification of mammals. *Bulletin of the American Museum of Natural History*, New York.
- Situační a výhledová zpráva Ryby. 2018. Ministerstvo zemědělství, Praha.
- Smiroldo G, Balestrieri A, Pini E, Tremolada P. 2019. Anthropogenically altered trophic webs: alien catfish and microplastics in the diet of Eurasian otters. *Mammal Research* **64**: 165-174.

Smit MD, Leonards PEG, Jongh AWJJ, Hattum BGM. 1998. Polychlorinated biphenyls in the Eurasian otter (*Lutra lutra*). Reviews of environmental contamination and toxicology **157**: 95-130.

Stanice Pavlov. 2018. Zpráva o činnosti organizace v roce 2017. Stanice Pavlov o.p.s., Pavlov.

Stanton DWG, Hobbs GI, McCafferty DJ, Chadwick EA, Philbey AW, Saccheri IJ, Slater FM, Bruford MW. 2014. Contrasting genetic structure of the Eurasian otter (*Lutra lutra*) across a latitudinal divide. Journal of Mammalogy **95**: 814–823.

Šimek M, Kadlečíková Z. 2010. Eurasian Otter in the Czech Republic. ZOO report profi **12**: 1-4.

Špinar ZV. 1984. Paleontologie obratlovců. Academia, Praha.

Tseng ZJ, Su DF, Wang X, White SC, Ji X. 2017. Feeding capability in the extinct giant Siamogale melilutra and comparative mandibular biomechanics of living Lutrinae. Scientific Reports **7**: (e15225) DOI:10.1038/s41598-017-15391-9.

Underhill J, Angold PG. 2000. Effects of roads on wildlife in an intensively modified landscape. Environmental Reviews **8**: 21-39.

Václavík T, Rogan J. 2009. Identifying Trends in Land Use/Land Cover Changes in the Context of Post-Socialist Transformation in Central Europe: A Case Study of the Greater Olomouc Region, Czech Republic. Giscience & Remote Sensing **46**: 54-76.

Václavíková M, Václavík T, Kostkan V. 2011. Otters vs. fishermen: Stakeholders' perceptions of otter predation and damage compensation in the Czech Republic. Journal for Nature Conservation **19**: 95-102.

Vaiškūnaitė R, Mierauskas P, Špakauskas V. 2012. Biodiversity impact assessment in road development in Lithuania. Transport **27**: 187-195.

Vaněk J, Flousek J, Materna J. 2011. Atlas krkonošské fauny. Karmášek, České Budějovice.

Villalva P, Reto D, Santos-Reis M, Revilla E, Grilo C. 2013. Do dry ledges reduce the barrier effect of roads? Ecological Engineering **57**: 143–148.

Vyas NB, Spann JW, Hulse CS, Bauer W, Olson S. 2005. From the Field: Carbofuran detected on weathered raptor carcass feet. Wildlife Society Bulletin **33**: 1178-1182.

Waku D, Segawa T, Yonezawa T, Akiyoshi A, Ishige T, Ueda M, Ogawa H, Sasaki H, Ando M, Kohno N, Sasaki T. 2016. Evaluating the phylogenetic status of the extinct Japanese otter on the basis of mitochondrial genome analysis. PLoS ONE **11**: (e0149341) DOI:10.1371/journal.pone.0149341.

Weber JM. 1990. Seasonal exploitation of amphibians by otters (*Lutra lutra*) in north-east Scotland. Journal of Zoology **220**: 641-651.

Wellby I, Girdler A, Welcomme R. 2010. Fisheries management: a manual for still-water coarse fisheries. Wiley-Blackwell, Oxford.

Willemsen GF. 2006. Megalenhydris and its relationship to *Lutra* Reconsidered. Hellenic Journal of Geosciences **41**: 83-87.

Wilson DE, Mittermeier RA, editors. 2009. Handbook of the Mammals of the World. Vol. 1. Carnivores. Lynx Edicions, Barcelona.

Wilson DE, Reeder DM, editors. 2005. Mammal species of the World: A Taxonomic and Geographic Reference, Vol. 2. The Johns Hopkins University Press, Baltimore.

Würsig B, Thewissen JGM, Kovacs KM, editors. 2018. Encyclopedia of Marine Mammals (Third Edition). Academic Press, Cambridge in Massachusetts.

Yu L, Peng D, Liu J, Luan P, Liang L, Lee H, Lee M, Ryder OA, Zhang Y. 2011. On the phylogeny of Mustelidae subfamilies: analysis of seventeen nuclear non-coding loci and mitochondrial complete genomes. BMC Evolutionary Biology **11**: (e92) DOI <https://doi.org/10.1186/1471-2148-11-92>.

Zajac T. 2008. Wydra (*Lutra lutra*) w Karkonoszach. Opera Corcontica **45**: 163-177.

Ženíšková H, Gall V, editors. 2009. Situační a výhledová zpráva Ryby. Ministerstvo zemědělství, Praha.

Ženíšková H, Chalupa P, editors. 2016. Situační a výhledová zpráva Ryby. Ministerstvo zemědělství, Praha.

Ženíšková H, Chalupa P, Heimlich R, editors. 2017. Situační a výhledová zpráva Ryby. Ministerstvo zemědělství, Praha.

Internetové zdroje:

Actman J. 2019. Wild otters are the latest exotic pet trend. National geographic Partners. Available from <https://www.nationalgeographic.com/animals/2019/01/wild-otters-popular-exotic-pets/> (accessed květen 2020).

Aktuálně.cz. 2019. Domácí mazlíčky v Japonsku nahradily vydry. Nechte je v přírodě, trpí, tvrdí ochránci. Economia, Praha. Available from <https://magazin.aktualne.cz/vydry-nejsou-vhodnymi-domacimi-mazlicky-varuji-ochranci-zvir/r~8b67e3f685e911e9ad610cc47ab5f122/> (accessed červen 2020).

BioLib. 1999. Profil taxonu *Lutra lutra nippon*. Available from <https://www.biolib.cz/cz/taxon/id299883/> (accessed leden 2020).

Český nadační fond pro vydru. 2016a. Vydra říční. Český nadační fond pro vydru, Třeboň. Available from <https://vydry.org/vydra-ricni-2/> (accessed březen 2020).

Český nadační fond pro vydru. 2016b. Náhrady škod obecně. Český nadační fond pro vydru, Třeboň. Available from <https://vydry.org/nahrady-skod-zpusobenych-vydrou/> (accessed březen 2020).

Český nadační fond pro vydru. 2016c. Stálí obyvatelé stanice. Český nadační fond pro vydru, Třeboň. Available from <https://vydry.org/stali-obyvatele-stanice/> (accessed červen 2020).

eAGRI Lesy. 2019. Roční výkaz o honitbách, stavu a lovu zvěře za rok 2018. Ministerstvo zemědělství. Available from http://eagri.cz/public/web/file/632244/MZE_VLS_2018.pdf (accessed leden 2020).

Ekolist. 2018. Výsledky posledního celostátního mapování vydry říční. Ekolist. Available from <https://ekolist.cz/cz/publicistika/priroda/vysledky-posledniho-celostatniho-mapovani-vydry-ricni> (accessed leden 2020).

Goldman JG. 2017. Ancient Wolf-Size Otter Had Bizarrely Strong Bite. National Geographic Partners. Available from <https://www.nationalgeographic.com/news/2017/11/fossil-otter-china-bite-tools-animals-science/> (accessed January 2020).

IOSF. 2020. Eurasian Otter (*Lutra lutra*). International Otter Survival Fund, Isle of Skye. Available from https://www.otter.org/public/AboutOtters_OtterSpecies.aspx?speciesID=1 (accessed červen 2020).

Jacques H, Reed-Smith J, Davenport C, Somers MJ. 2015. *Aonyx congicus*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2020 1. IUCN. Available from <https://www.iucnredlist.org/species/1794/14164772> (accessed January 2020).

Kočica T. 2020. Rybářské svazy a ochrana původních druhů ryb: Jaká je realita? Ekolist. Available from <https://ekolist.cz/cz/publicistika/nazory-a-komentare/tomas-kocica-rybarske-svazy-a-ochrana-puvodnich-druhu-ryb-jaka-je-realita> (accessed duben 2020).

Lariviere S. 1999. Otter - Conservation And Classification. Encyclopaedia Britannica. Available from <https://www.britannica.com/animal/otter/Conservation-and-classification> (accessed January 2020).

LDVI. 2019. Vydra na Broumovsku a důsledky působení na stav života našich řek. LDVI. Available from <https://www.youtube.com/watch?v=J-EiUsB3fU0&t=413s> (accessed duben 2020).

Les aktuálně. 2018. Vlk, vydra a bobr: romantika, ale především odpovědnost. Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, Jiloviště. Available from <https://www.lesaktualne.cz/aktuality/vlk-vydra-a-bobr-romantika-ale-predevsim-odpovednost> (accessed duben 2020).

Poledník L, Poledníková K. 2020a. Rozšíření vydry říční v České republice. ALKA Wildlife, Dačice. Available from <https://www.vydryonline.cz/vydra/o-vydre/rozsireni-vydry-ricni-v-ceske-republice> (accessed leden 2020).

Poledník L, Poledníková K. 2020b. Pravdy a nepravdy o vydře. ALKA Wildlife, Dačice. Available from <https://www.vydryonline.cz/vydra/o-vydre/pravdy-a-nepravdy-o-vydre> (accessed leden 2020).

Poledník L, Poledníková K. 2020c. Sčítání vyder v Krkonoších. ALKA Wildlife, Dačice. Available from <https://www.vydryonline.cz/news/scitani-vyder-v-krkonosich/> (accessed leden 2020).

Poledník L, Poledníková K. 2020d. Proč vydry nelikvidovat? ALKA Wildlife, Dačice. Available from <https://www.vydryonline.cz/vydra/vydra-a-skody/proc-vydry-nelikvidovat> (accessed březem 2020).

Poledník L, Poledníková K. 2020e. Legislativní status vydry říční. ALKA Wildlife, Dačice. Available from <https://www.vydryonline.cz/vydra/o-vydre/legislativni-statut> (accessed květen 2020).

Poledník L, Poledníková K. 2020f. Preventivní opatření snižující škody na rybách. ALKA Wildlife, Dačice. Available from <https://www.vydryonline.cz/vydra/vydra-a-skody/opatreni-ke-snizovani-skod> (accessed duben 2020).

Poledník L, Poledníková K. 2020g. Náhrady škod dle zákona 115/2000. ALKA Wildlife, Dačice. Available from <https://www.vydryonline.cz/vydra/vydra-a-skody/nahrady-skod-dle-zakona> (accessed květen 2020).

Poledník L, Poledníková K. 2020h. Postup při žádání o náhrady škod krok za krokem. ALKA Wildlife, Dačice. Available from <https://www.vydryonline.cz/vydra/vydra-a-skody/nahrady-skod-dle-zakona/postup-krok-za-krokem> (accessed květen 2020).

Poledníková K, Poledník L, Beran V, Mináriková T. 2017b. Vydry na silnici – problém, který můžeme řešit. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR. Available from <https://www.casopis.ochranaprirody.cz/vyzkum-a-dokumentace/vydry-na-silnici-problem-ktery-muzeme-resit/> (accessed duben 2020).

Poledníková K, Poledník L, Beran V, Mináriková T. 2017c. Průchodnost silnic z pohledu vydry říční. Fórum ochrany přírody, Praha. Available from <http://www.casopis.forumochranyprirody.cz/magazin/analyzy-komentare/pruchodnost-silnic-z-pohledu-vydry-ricni> (accessed duben 2020).

Poledníková K, Poledník L, Mináriková T. 2009. Vydry na silnici. ALKA Wildlife. Available from <http://www.vydrynasilnici.cz/cs/data?layers=35,42,41,40> (accessed březem 2020).

Poledníková K. 2018. Problematika konfliktních druhů je u nás řešena pomocí programů péče. Ekolist. Available from <https://ekolist.cz/cz/publicistika/nazory-a-komentare/katerina-polednikova-problematika-konfliktnich-druhu-je-u-nas-resena-pomoci-programu-pece> (accessed leden 2020).

Procházka J. 2020. Systům se ve vlašimské záchranné stanici daří. AOPK ČR, Praha. Available from <http://www.ochranaprirody.cz/o-aopk-cr/aopk-cr-informuje/aktuality/syslum-se-ve-vlasimske-zachranne-stanici-dari/> (accessed červen 2020).

Příroda.cz. 2004. Význam slova '*Lutra nippon*'. Available from <https://www.priroda.cz/slovník.php?detail=194672> (accessed leden 2020).

Reed-Smith J, Jacques H, Somers MJ. 2015. *Hydricis maculicollis* . The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2020 1. IUCN. Available from <https://www.iucnredlist.org/species/12420/21936042> (accessed January 2020).

Roos A, Loy A, de Silva P, Hajkova P, Zemanová B. 2015. *Lutra lutra*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2020 1. IUCN. Available from <https://www.iucnredlist.org/species/12419/21935287#taxonomy> (accessed January 2020).

Shakeel A. 2019. What is the difference between *In situ* and *Ex situ* Conservation? Jagran Josh. Available from <https://www.jagranjosh.com/general-knowledge/difference-between-in-situ-and-ex-situ-conservation-1554795204-1> (accessed duben 2020).

Soukupová B. 2019. Přemnožené vydry mají na Loučné hody, rybářům chybí tisíce ryb. Český rozhlas. Available from <https://pardubice.rozhlas.cz/premnozene-vydry-maji-na-loucne-hody-rybarum-chybi-tisice-ryb-8028132/> (accessed květen 2020).

ZIMS Species360. 2020. Global information serving conservation. Available from <https://conservation.species360.org/> (accessed May 2020).

Valqui J, Rheingantz ML. 2015. *Lontra felina*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2020 1. IUCN. Available from <https://www.iucnredlist.org/species/12303/117058682> (accessed January 2020).

Vondráková J. 2019. Náhrady škod zvláště chráněnými živočichy v roce 2018. Kraj Vysočina, Jihlava. Available from <https://www.kr-vysocina.cz/nahrady-skod-zvlaste-chranenymi-zivocichy-v-nbsp-roce-2018/d-4092991/p1=1013> (accessed červen 2020).

Vrána P. 2020. Konference Vlk a vydra. Český rybářský svaz. Available from <https://www.youtube.com/watch?v=VCXL2xtayCg> (accessed duben 2020).

Záchranné programy. 2020. Rozšíření: Vydra říční (*Lutra lutra*). Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky. Available from <http://www.zachranneprogramy.cz/vydra-ricni/rozsireni/> (accessed leden 2020).

Osobní sdělení:

Masopustová R. 25. června 2020. pers. comm.

6 Samostatné přílohy

Seznam příloh

Příloha č. 1: Fylogeneze lasicovitých šelem

Příloha č. 2: Taxonomie vyder

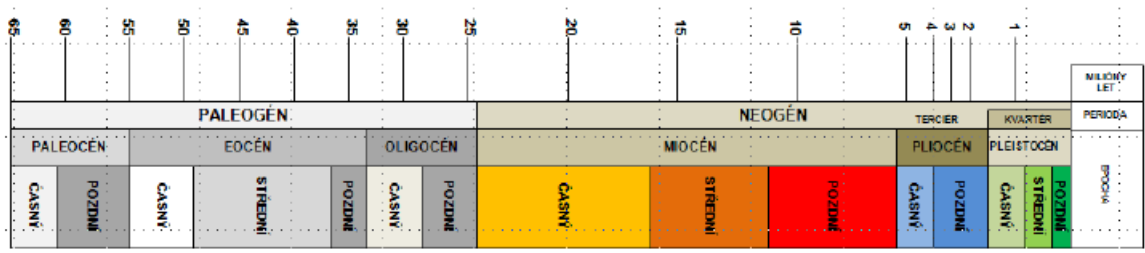
Příloha č. 3: Biologie vydry říční

Příloha č. 4: Vydra říční v Krkonoších

Příloha č. 5: Příčiny ohrožení vydry říční

Příloha č. 6: Možnosti ochrany *in situ*

Příloha č. 1: Fylogeneze lasicovitých šelem



Obrázek č. 38: Geologická časová osa. Vyobrazení rozdělení jednotlivých period a ér v průběhu geologických období (Fejfar & Major 2005)

O této problematice je pojednáno v kapitole 3.1 Stručná fylogeneze lasicovitých šelem a vydry říční.

Příloha č. 2: Taxonomie vyder



Obrázek č. 39: Možné rozdělení Lutrinae do 13 druhů (Wilson & Mittermeier 2009)

Vysvětlivky: 1. vydra obrovská *Pteronura brasiliensis*, 2. vydra severoamerická *Lontra canadensis*, 3. vydra jihoamerická *Lontra longicaudis*, 4. vydra pobřežní *Lontra felina*, 5. vydra jižní *Lontra provocax*, 6. vydra mořská *Enhydra lutris*, 7. vydra skvrnitá *Hydrictis maculicollis*, 8. vydra chluponosá *Lutra sumatrana*, 9. vydra říční *Lutra lutra*, 10. vydra africká *Aonyx capensis*, 11. vydra konžská *Aonyx cangicus* (nevyřešený taxon z hlediska druhu či poddruhu), 12. vydra malá *Aonyx cinerea*, 13. vydra hladkosrstá *Lutrogale perspicillata*.

O této problematice je pojednáno v podkapitole 3.2.2 Taxonomie vyder a vydry říční.

Příloha č. 3: Biologie vydry říční



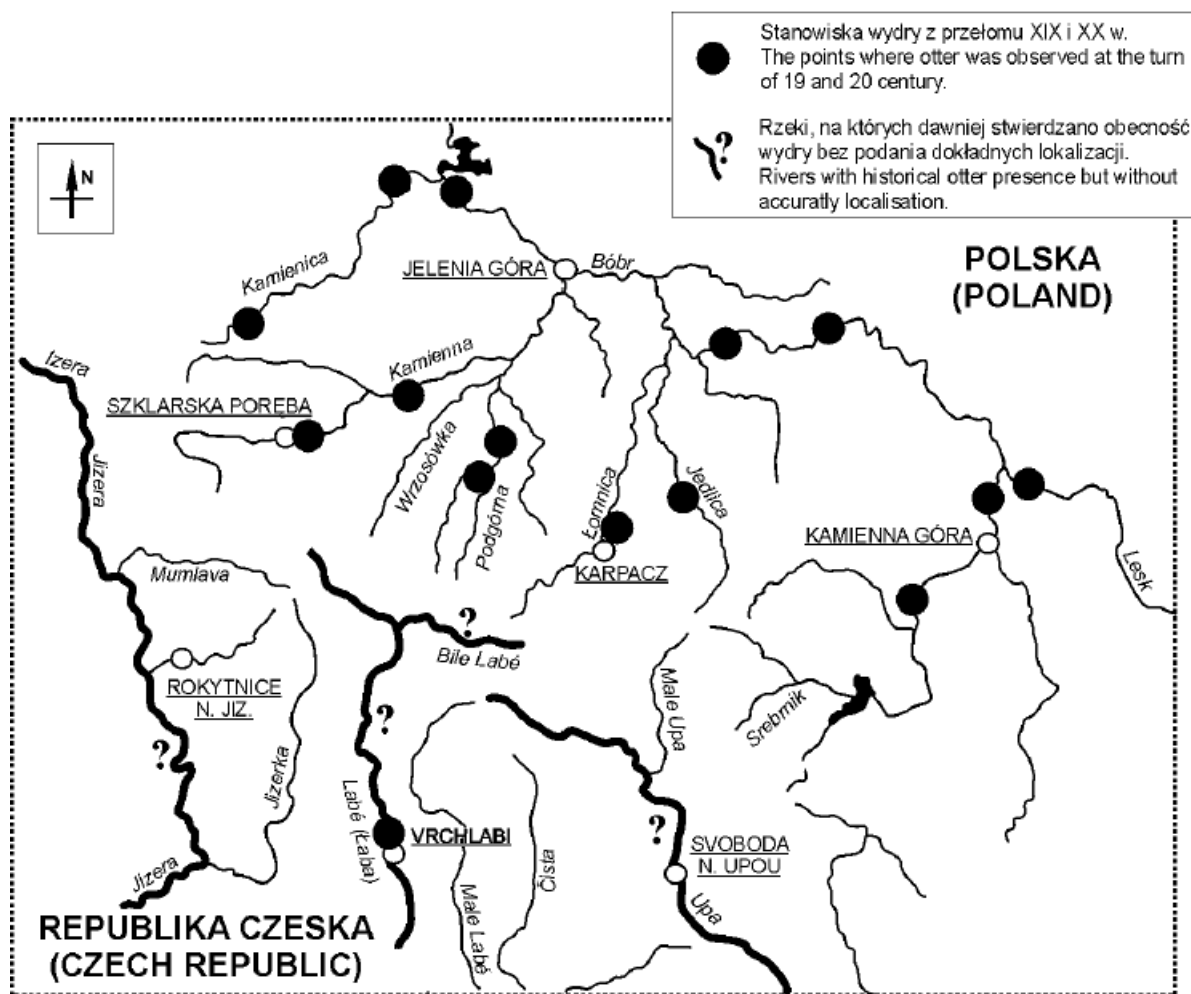
Obrázek č. 40: Areálové rozšíření vydry říční *Lutra lutra* (Roos et al. 2015)
O této problematice je pojednáno v podkapitole 3.3.1 Rozšíření.



Obrázek č. 41: Vydří lebka a detail na vrchní a spodní čelist včetně zubů (Poledníková et al. 2017)

O této problematice je pojednáno v podkapitole 3.3.3 Popis.

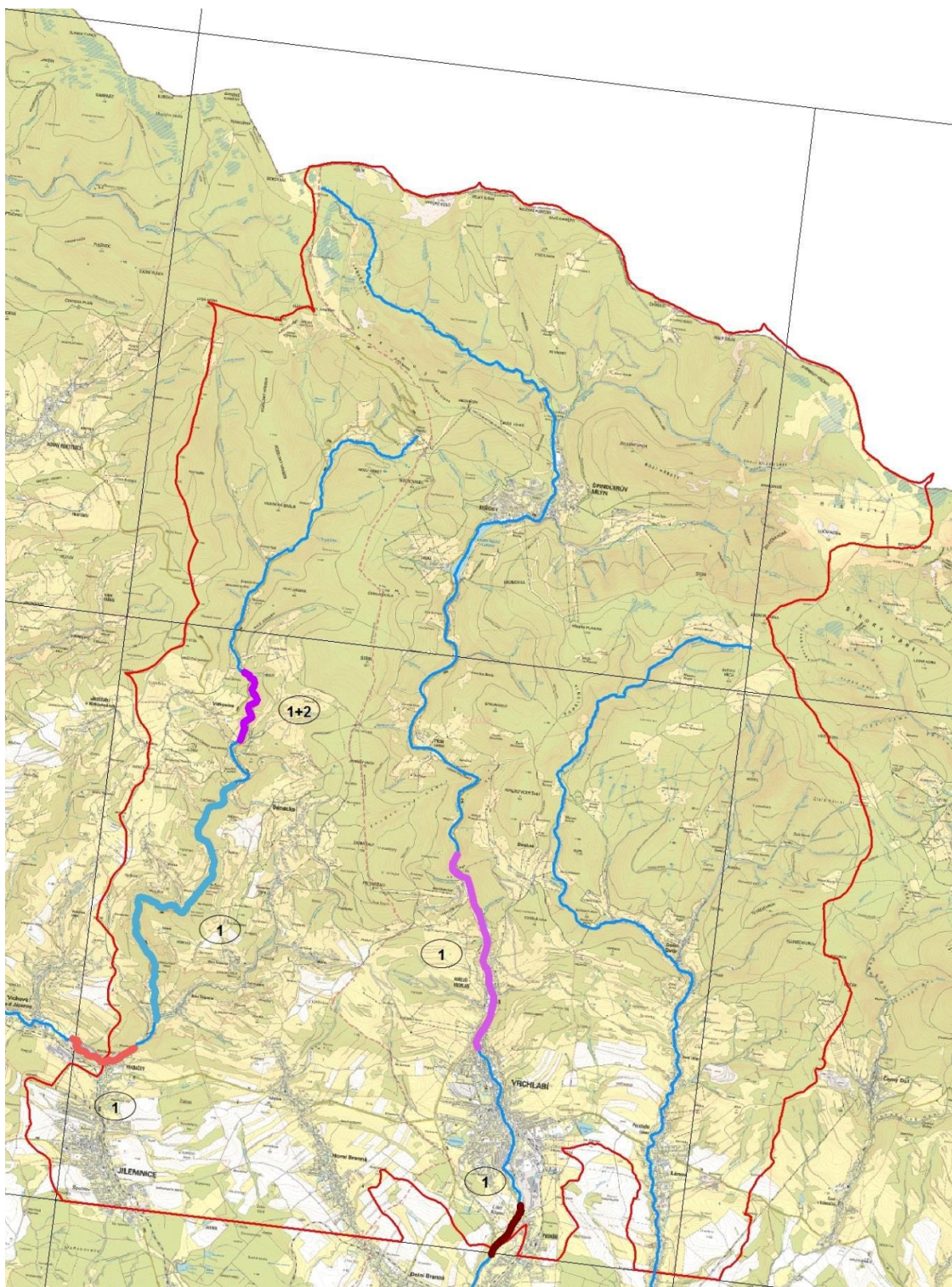
Příloha č. 4: Vydra říční v Krkonoších



Obrázek č. 42: Historické osídlení vydry říční na české a polské straně Krkonoš a blízkém okolí (Zajac 2008)

Vysvětlivky: Body znázorňují místa, kde byla vydra říční pozorována na přelomu 19. a 20. století. Otazníky představují řeky s historickou přítomností vydry, ale bez přesné lokace.

O této problematice je pojednáno v podkapitole 3.5.1 Od historie po současnost.



Obrázek č. 43: Výsledky stopování v oblasti středních Krkonoš ze dne 7. 1. 2017 (Poledník et al. 2017)

Vysvětlivky: Vyznačené kvadráty mají velikost 11,2 x 12 km. Červeně je označena stopovaná plocha a barevně jsou zakresleny stopní dráhy nalezených jedinců, přičemž „1“ je jeden samostatný jedinec a „1 + x“ je samice a počet mláďat.

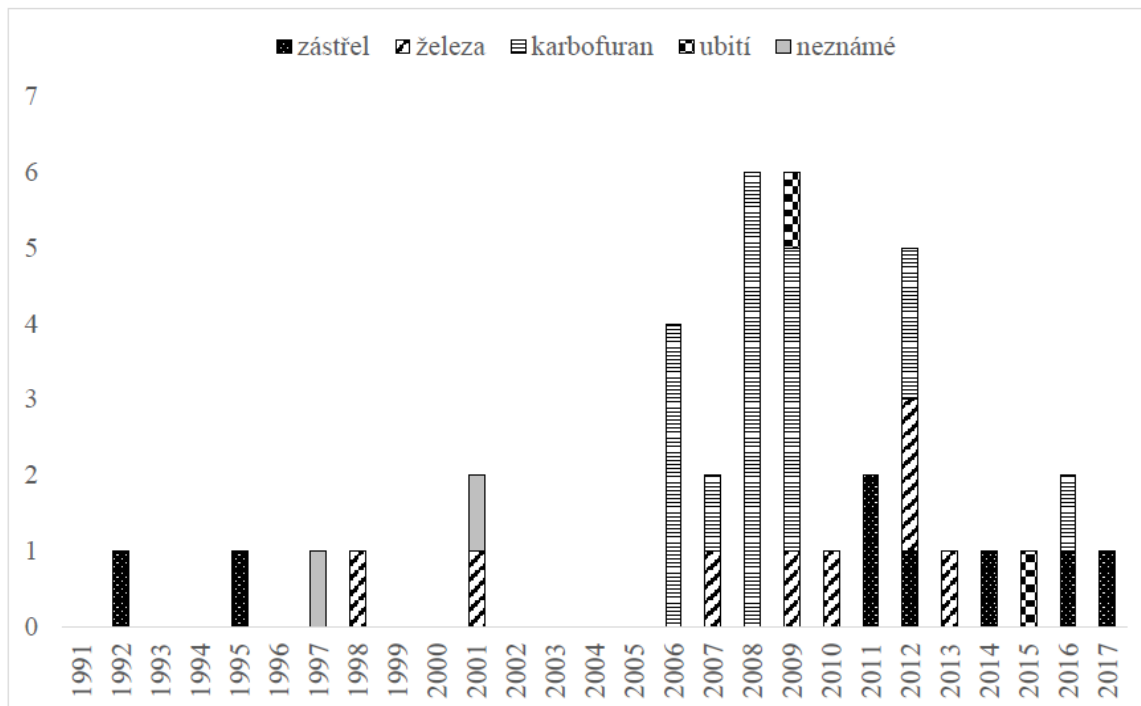
O této problematice je pojednáno v podkapitole 3.5.1 Od historie po současnost.



Obrázek č. 44: Svatopeterský potok vytékající z tunelu pod ski areálem ve Špindlerově Mlýně (Poledník & Poledníková 2020c)

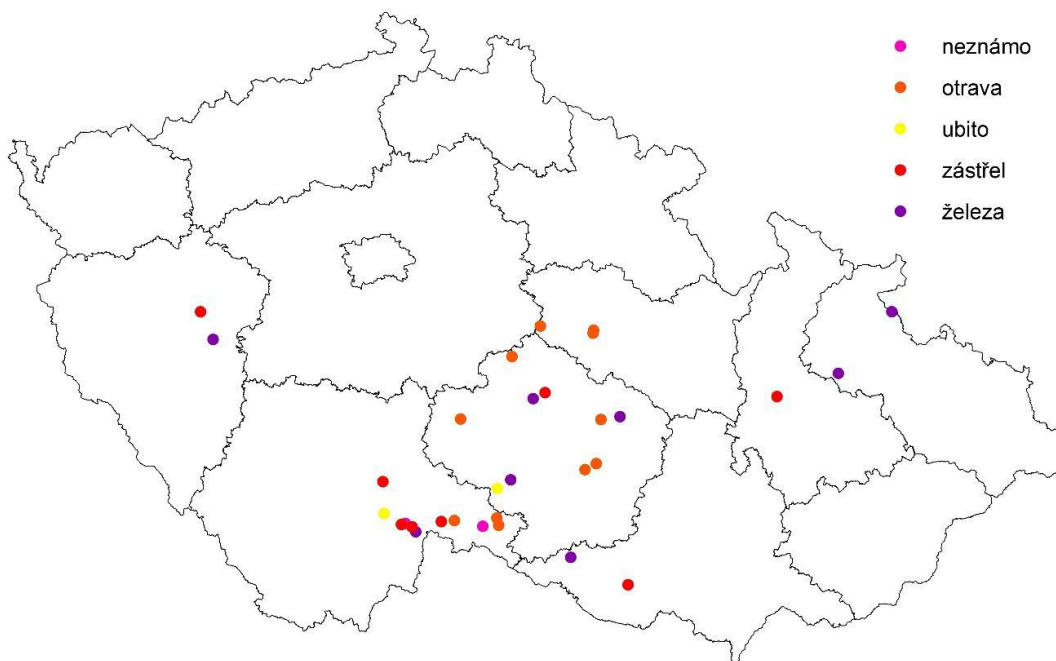
O této problematice je pojednáno v podkapitole 3.5.3 Ohrožení a problémy.

Příloha č. 5: Příčiny ohrožení vydry říční



Obrázek č. 45: Počty prokázaných případů nelegálně úmyslně zabitých vyder říčních v České republice (Poledníková et al. 2018)

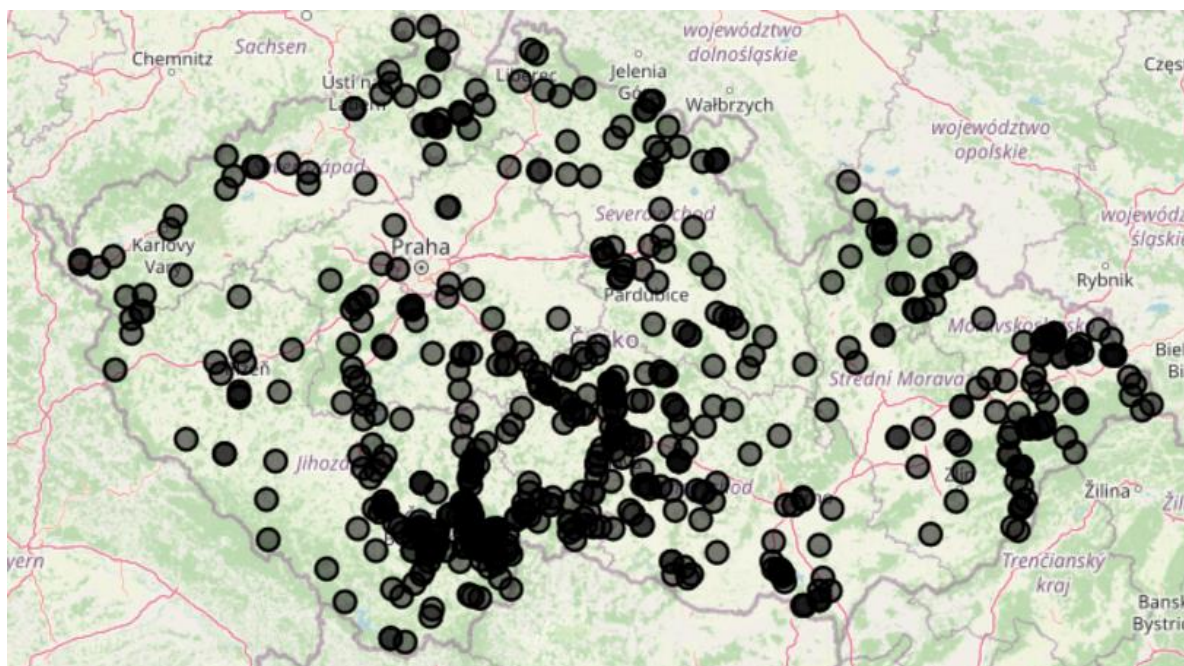
O této problematice je pojednáno v podkapitole 3.6.5.3 Nelegální lov v České republice.



Obrázek č. 46: Lokalizace prokázaných případů nelegálně zabitých vyder říčních v ČR (Poledníková et al. 2018)

O této problematice je pojednáno v podkapitole 3.6.5.3 Nelegální lov v České republice.

Příloha č. 6: Možnosti ochrany *in situ*



Obrázek č. 47: Lokace vyder uhynulých na silnicích (1990–červen 2020) (Poledníková et al. 2009)

O této problematice je pojednáno v podkapitole 3.7.2.6 Statistika rizikových míst.

1 VYDRÍ STEZKA



Prijměte pozvání, projděte se vydří stezkou, od mlýna k mlýnu značenou cestou. Ledňáček pískne, ryba mlaštkne hladinou; projděte se tichou krajinou.

Stáhněte si QR kód s mapkou stezky



Naučná stezka vede údolím řeky Moravské Dyje, v chráněném úseku, nachází se zde evropsky významná lokalita a přírodní památka. V údolí žije řada vzácných živočichů, především těch, jež jsou vázáni na vodní prostředí, včetně vydry říční. Vydra říční je druh, který se v celé republice navrácí do naší přírody – je ukázkou toho, že se naše krajina uzdravuje. Návrat vyder i jiných živočichů však není bez komplikací, není samozřejmý a v řadě případů také není nezvratný.

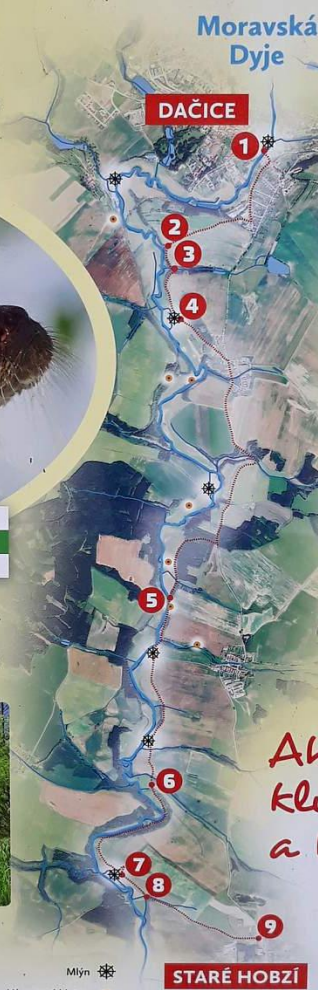


Značení trasy

Trasa je značena klasickými turistickými značkami zelené barvy. Po této značce jdete od počátku (za mostem) až po silnici ze Starého Hobzí směr Slavonice k rozcestníku „U Louckého mlýna“, kde značka odbočuje doprava na Slavonice. Pozor, naučná stezka pak pokračuje neznačená vlevo po silnici do obce Staré Hobzí k poslední tabuli.

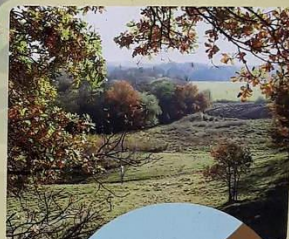


Délka trasy	10 km
Začátek	obec Dačice (most přes řeku Dyje)
Konec	obec Staré Hobzí (náves)
Zastávky	9 informačních tabulí



Popis trasy

Stezka je vhodná pro pěší, jde o nenáročnou trasu, většinou se jde po nepevněné cestě, třikrát krátce po silnici. Část stezky vede ve svahu lesní pěšinou – v případě jízdy na kole či putování s kočárkem jde o náročný, i když krátký úsek, který se dá překonat. Z velké části vede trasa podél řeky, několikrát se však pro neschůdnost břehů stáčí od řeky dál. Údolí řeky je tiché a klidné. Pětkrát narazíte na staré vodní mlýny, několikrát projdete chatovými osadami.



Ahoj kluci a holky

Jmenují se Loira, půjdou s vámi na výlet a něco vám o sobě a o řece povím. Věř, na kolika stezkách už si s dětmi povídám? Když mi budete chtít napsat, mám svůj email loira@vydrizestky.cz a dopis mi taky můžete poslat poštou, na adresu: ALKA Wildlife, o.p.s., Lidčevice 62, 38001 Dačice. Když uvedeš svou adresu, pošlu Ti taky něco na oplátku.



Pro více, kontaktujte přírodu



www.vydrizestky.cz

Projekt realizuje Kancelář Příroděšlábní, Lokál Příroděšlábní, Projekt realizuje Kancelář Příroděšlábní, Lokál Příroděšlábní, Kancelář Příroděšlábní, Lokál Příroděšlábní



Obrázek č. 48: Jedna z naučných tabulí na vydří stezce (https://trasklici.rajce.idnes.cz/18_08_24_Vydri_stezka/)

O této problematice je pojednáno v podkapitole 3.7.5 Osvěta.