

METODIKA NA OCHRANU KRAJINY PŘED FRAGMENTACÍ Z HLEDISKA OBOJŽIVELNÍKŮ

JIŘÍ VOJAR

E-mail: vojar@fzp.czu.cz



OBSAH

1. ÚVOD DO PROBLEMATIKY	3
2. OHROŽENÍ A EKOLOGICKÁ SPECIFIKA OBOJŽIVELNÍKŮ	4
2.1 SOUČASNÝ STAV OHROŽENÍ OBOJŽIVELNÍKŮ	4
2.2 PŘÍČINY OHROŽENÍ OBOJŽIVELNÍKŮ.....	7
2.2.1 ZÁKLADNÍ PŘEHLED OHROŽUJÍCÍCH PŘÍČIN.....	7
2.2.2 FRAGMENTACE KRAJINY A VLIV DOPRAVY.....	9
2.3 EKOLOGICKÁ SPECIFIKA OBOJŽIVELNÍKŮ	14
2.3.1 KOMPLEXNOST NÁROKŮ OBOJŽIVELNÍKŮ NA PROSTŘEDÍ	14
2.3.2 VĚRNOST STÁVAJÍCÍM VS. OSÍDLOVÁNÍ NOVÝCH BIOTOPŮ	17
2.3.3 POPULAČNÍ STRUKTURY OBOJŽIVELNÍKŮ	19
2.3.4 MONITORING A POPULAČNÍ DYNAMIKA OBOJŽIVELNÍKŮ	19
3. HODNOCENÍ VLIVU FRAGMENTACE A PREDIKCE RIZIK.....	22
3.1 STATISTICKÉ NÁSTROJE.....	22
3.2 GEOGRAFICKÉ INFORMAČNÍ SYSTÉMY (GIS)	26
4. OCHRANA V RÁMCI PŘÍPRAVY ZÁMĚRŮ, PRÁVNÍ ASPEKTY	29
4.1 PRÁVNÍ ASPEKTY OCHRANY OBOJŽIVELNÍKŮ	29
4.1.1 ZÁKON O OCHRANĚ PŘÍRODY A KRAJINY.....	29
4.1.2 SOUVISLOST S DALŠÍMI PRÁVNÍMI PŘEDPISY.....	36
4.2 OCHRANA OBOJŽIVELNÍKŮ V RÁMCI PŘÍPRAVY ZÁMĚRŮ	38
4.2.1 PROCESNÍ ŘÍZENÍ A ZAČLEŇOVÁNÍ PODMÍNEK OCHRANY PŘÍRODY PŘI PŘÍPRAVĚ ZÁMĚRŮ... ..	38
4.2.2 ŘEŠENÍ PROBLEMATIKY FRAGMENTACE V SOUVISLOSTI S PLÁNOVÁNÍM KOMUNIKACÍ	40
5. PRAKTICKÁ OCHRANA OBOJŽIVELNÍKŮ V SOUVISLOSTI S FRAGMENTACÍ.....	42
5.1 OCHRANA OBOJŽIVELNÍKŮ PŘI JEJICH TAZÍCH PŘES KOMUNIKACE	42
5.2 OCHRANA OBOJŽIVELNÍKŮ V SOUVISLOSTI S INVESTIČNÍMI ZÁMĚRY	44
5.2.1 OPATŘENÍ NA STRANĚ ZÁMĚRU	44
5.2.2 OPATŘENÍ NA MÍSTĚ ZÁMĚRU	45
5.2.3 OPATŘENÍ MIMO MÍSTO ZÁMĚRU – <i>EX SITU</i>	54
6. MONITORING EFEKTIVITY REALIZOVANÝCH OPATŘENÍ.....	60
7. ZÁVĚRY.....	64
8. POUŽITÁ LITERATURA.....	65

1. ÚVOD DO PROBLEMATIKY

Změny a destrukce původních ekosystémů jsou hlavními příčinami celosvětového snižování biologické rozmanitosti (Noss et al. 2006). Činností člověka se krajina nejen mění, ale dělí na stále menší a menší plochy s vhodnými podmínkami pro přežívání organismů. Tento proces, při kterém dochází ke zmenšování ploch daných biotopů a jejich vzájemné izolaci, nazýváme fragmentace krajiny (Wilcove et al. 1986). Společně s biotopy, ekosystémy či krajinou bývají často fragmentovány i populace organismů.

Mezi nejohroženější patří v tomto směru obojživelníci (blíže **box 1**), jakožto organismy s komplexními nároky na prostředí, měnící své biotopy jak v průběhu roku, tak během jejich ontogenetického vývoje (Duellman & Trueb 1994; Wells 2007). Současně jde o druhy s poměrně nízkou pohyblivostí (Hels & Buchwald 2001), obtížně překonávající pro ně nepřívznivá prostředí, jako např. rozlehlá otevřená stanoviště bez úkrytů (Zavadil et al. 2011). Typickým příkladem fragmentací ohroženého druhu obojživelníka je dříve velmi hojný skokan hnědý (*Rana temporaria*, **obr. 1**), jenž zimuje v drobných vodních tocích, na jaře se rozmnožuje ve stojatých vodách a zbytek roku tráví ve vhodných terestrických biotopech (Baruš & Oliva 1992). Díky rozsáhlým změnám v krajině je tak v průběhu roku, při střídání jednotlivých biotopů, nucen překonávat množství překážek v podobě lidských sídel, rozlehlých polí či komunikací. Není divu, že jde o jeden z nejrychleji ubývajících druhů obojživelníků u nás (Zavadil et al. 2011).

Předkládaná metodika, jež byla vyhotovena v rámci projektu EHP40 „Komplexní přístup k ochraně fauny terestrických ekosystémů před fragmentací krajiny v České republice“, si klade za cíl shrnout dosavadní stav poznání stran vlivu fragmentace krajiny na obojživelníky a navrhnout řešení, jež by negativní dopady fragmentace krajiny na jejich populace zmírnily. V následující kapitole (kap. 2) je popsán současný stav a příčiny ohrožení obojživelníků, s důrazem na negativní jevy spojené s fragmentací krajiny. Pro lepší pochopení citlivosti obojživelníků vůči fragmentaci jsou zde podrobně popsány jejich komplexní nároky na prostředí a v návaznosti na ně i specifikace nejvýznamnějších bariér fragmentujících populace i biotopy obojživelníků. Tato první část je teoretickým rozbohem problematiky, o kterou se opírají navazující kapitoly věnované praktické ochraně obojživelníků a jejich prostředí před fragmentací, konkrétně: **(i)** hodnocení vlivu fragmentace na obojživelníky (kap. 3.1), **(ii)** možnostem predikce negativních vlivů fragmentace (kap. 3.2), **(iii)** právní ochraně biotopů a populací obojživelníků včetně použitelných nástrojů v rámci plánování a přípravy záměrů (kap. 4), **(iv)** návrhům praktických ochranných opatření zabraňujícím či snižujícím negativní vlivy fragmentace (kap. 5) a **(v)** metodám hodnocení účinnosti realizovaných opatření (kap. 6).

Ochrana obojživelníků je z důvodu jejich významného ohrožení živě diskutovaným tématem nejen v zahraničí, ale i u nás. V České republice vznikla v posledních letech řada publikací, které se zabývají komplexní problematikou ochrany obojživelníků včetně možností jejich ochrany v rámci fragmentace krajiny. Tyto zdroje jsou, vedle zahraničních vědeckých článků, zkušeností autora i poznatků vyplývajících z řešení daného projektu, hlavními informačními prameny tohoto textu a je na ně také důsledně odkazováno.

2. OHROŽENÍ A EKOLOGICKÁ SPECIFIKA OBOJŽIVELNÍKŮ

2.1 SOUČASNÝ STAV OHROŽENÍ OBOJŽIVELNÍKŮ

Globální pohled

Dílčí zprávy o úbytku populací i celých druhů obojživelníků se objevují již počátkem druhé poloviny 20. století (Carey et al. 1999; Collins & Storfer 2003). Na globální úbytek obojživelníků začalo být intenzivněji upozorňováno od přelomu 80. a 90. let minulého století (Barinaga 1990; Blaustein & Wake 1990; Wake 1991). Vlajkovým druhem ohrožených obojživelníků se stala ropucha zlatá (*Incilius periglenes*), která, společně s několika dalšími druhy žab rodu *Atelopus*, vyhynula koncem 80. let minulého století v kostarických horských lesích v oblasti Monteverde Cloud Forest (Pounds & Crump 1994; Pounds et al. 1997). Na přelomu tisíciletí se objevují první práce souhrnně analyzující globální trendy početností obojživelníků (Houlahan et al. 2000; Stuart et al. 2004).

Do současné doby bylo popsáno celkem 7660 druhů obojživelníků (stav k 20. 4. 2017, zdroj AmphibiaWeb 2016). Dle celosvětových červených seznamů (ČS) vydávaných Mezinárodní unií na ochranu přírody (IUCN 2015) je 41 % druhů obojživelníků považováno za ohrožené. Kolem 80 % sledovaných populací vykazuje klesající trend (Baillie et al. 2010). Obojživelníci jsou tak nejohroženější skupinou obratlovců (Vié et al. 2009)¹. V Evropě je situace velmi podobná. I zde patří obojživelníci podle ČS mezi nejohroženější skupiny obratlovců – celkem 19 z 83 evropských druhů (22,9 %) je zařazeno mezi ohrožené, tedy v kategoriích ohroženosti: CE – kriticky ohrožené (2,4 %), EN – ohrožené (7,2 %) a VU – zranitelné (13,3 %) (Temple & Cox 2009). Pro srovnání, z plazů je za ohrožené považováno 19,4 % druhů (Cox & Temple 2009), z ptáků 13 % (BirdLife International 2015) a savců 15,2 % (Temple & Terry 2007).

Situace v České republice

V České republice (ČR) žije 21 druhů obojživelníků (**tab. 1**). Žádný z nich není uveden jako ohrožený v celosvětovém (IUCN 2015) ani evropském (Temple & Cox 2009) ČS. Naopak v ČS obojživelníků a plazů ČR (Zavadil & Moravec 2003; Jeřábková et al., *in litt.*) je ve třech výše uvedených kategoriích ohroženosti zařazena většina našich druhů. Dle platné legislativy² je 19 našich druhů zařazeno mezi zvláště chráněné (**tab. 1**). Zařazení druhů do stupňů ohrožení ve

¹ Nepochybně se v těchto statistikách odráží také intenzita pozornosti obojživelníkům věnovaná, neboť v rámci této skupiny byla z hlediska ohrožení posuzována většina druhů (podobně jako u ptáků a savců), na rozdíl od ryb či plazů, kde podíl posuzovaných druhů dosahuje řádově pouze jednotek procent (IUCN 2015).

² Konkrétně dle přílohy č. III vyhlášky č. 395/1992 Sb., v platném znění (dále jen vyhláška), kterou se provádí zákon č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, v platném znění.

vyhlášce však ne vždy odpovídá realitě³ (Vojar et al. 2014). Mnohem vyšší vypovídající hodnotu tak má v tomto směru zařazení jednotlivých druhů do kategorie ohroženosti v rámci aktualizovaného ČS obojživelníků a plazů ČR (Jeřábková et al., *in litt.*)

Obr. 1: Skokana skřehotavý (*Pelophylax ridibundus*, vlevo) a s. hnědý (*Rana temporaria*, vpravo) mohou sloužit jako vhodný příklad jak nevhodného zařazení těchto druhů do stupňů ohrožení ve vyhlášce (ohrožení prvního jmenovaného druhu je zde nadhodnoceno, druhého naopak podhodnoceno), tak pro porovnání jejich citlivosti vůči fragmentaci krajiny. Díky komplexním nárokům s. hnědého na prostředí patří tento druh mezi vůbec nejvíce ohrožené fragmentací obojživelníky u nás, významně ubývající zejména v nižších a středních polohách, kde se bariéry v krajině velmi často kumulují (© Jana Doležalová, Jiří Vojar).



³ Mezi „problematické druhy“ lze např. zařadit dle vyhlášky kriticky ohroženého skokana skřehotavého (*Pelophylax ridibundus*, **obr. 1**), který je v mnoha oblastech ČR poměrně hojný a vytváří stabilní populace, zatímco výrazně ubývající skokan hnědý (*Rana temporaria*, **obr. 1**) mezi zvláště chráněné druhy zařazen vůbec není. V rámci dřívějšího národního ČS (Zavadil & Moravec 2003) byly oba druhy skokanů vedeny mnohem reálněji ve stejné kategorii, mezi druhy téměř ohroženými – NT (Zavadil et al. 2011; Vojar et al. 2014); v recentní verzi ČS (Jeřábková et al., *in litt.*) je skokan hnědý zařazen již mezi druhy zranitelnými (VU), zatímco skokan skřehotavý náleží mezi druhy téměř ohrožené (NT, viz **tab. 1**).

Tab. 1: Míra ohrožení našich obojživelníků podle národního červeného seznamu (ČS) a české i evropské legislativy. České názvy – podle současně platného názvosloví (Moravec 2001); **latinské názvy původní** – dle vyhlášky č. 395/1992 Sb., v platném znění; **latinské názvy současné** – dle současných změn v systematice (zejména dle Frosta et al. 2006); **ČS ČR nyní** – současné zařazení do kategorií ohroženosti podle ČS obojživelníků a plazů ČR (Zavadil & Moravec 2003), význam zkratk: CR – druh kriticky ohrožený, EN – ohrožený, VU – zranitelný, NT – téměř ohrožený druh; **ČS ČR změna** – návrh změny zařazení jednotlivých druhů (Jeřábková et al., *in litt.*); **Ochrana ČR** – stupně ohrožení dle přílohy č. III vyhlášky č. 395/1992 Sb., v platném znění, význam zkratk: O – druh ohrožený, SO – silně ohrožený, KO – kriticky ohrožený druh; **ČS Evropa** – zařazení do kategorií ohroženosti podle Evropského červeného seznamu obojživelníků (Temple & Cox 2009); **Ochrana EU** – zařazení druhů do příloh Směrnice o stanovištích (92/43/EHS). Upraveno dle Vojara (2007), Zavadila et al. (2011) a Vojara et al. (2014).

Český název	Latinský název původní Latinský název současný	ČS ČR nyní	ČS ČR změna	Ochrana ČR	ČS Evropa	Ochrana EU
Mlok skvrnitý	<i>Salamandra salamandra</i>	VU	VU	SO	LC	-
Čolek velký	<i>Triturus cristatus</i>	EN	EN	SO	LC	II, IV
Čolek dravý	<i>Triturus carnifex</i>	CR	EN	KO	LC	II, IV
Čolek dunajský	<i>Triturus dobrogicus</i>	CR	CR	-	NT	II
Čolek horský	<i>Triturus alpestris</i> <i>Mesotriton alpestris</i> <i>Ichthyosaura alpestris</i>	NT	VU	SO	LC	-
Čolek obecný	<i>Triturus vulgaris</i> <i>Lissotriton vulgaris</i>	NT	VU	SO	LC	-
Čolek karpatský	<i>Triturus montandoni</i> <i>Lissotriton montandoni</i>	CR/EN ⁴	CR	KO	LC	II, IV
Čolek hranatý	<i>Triturus helveticus</i> <i>Lissotriton helveticus</i>	CR	CR	KO	LC	II, IV
Kuňka obecná	<i>Bombina bombina</i>	EN	EN	SO	LC	II, IV
Kuňka žlutobřichá	<i>Bombina variegata</i>	CR/VU ⁴	CR	SO	LC	II, IV
Blatnice skvrnitá	<i>Pelobates fuscus</i>	NT	NT	SO	LC	IV
Ropucha obecná	<i>Bufo bufo</i>	NT	VU	O	LC	-
Ropucha zelená	<i>Bufo viridis</i> <i>Pseudepidalea viridis</i> <i>Bufo viridis</i>	NT	EN	SO	LC	IV
Ropucha krátkonohá	<i>Bufo calamita</i> <i>Epidalea calamita</i>	EN	CR	KO	LC	IV
Rosnička zelená	<i>Hyla arborea</i>	NT	NT	SO	LC	IV
Skokan hnědý	<i>Rana temporaria</i>	NT	VU	-	LC	V
Skokan ostronosý	<i>Rana arvalis</i>	EN	EN	KO	LC	IV
Skokan štíhlý	<i>Rana dalmatina</i>	NT	NT	SO	LC	IV
Skokan skřehotavý	<i>Rana ridibunda</i> <i>Pelophylax ridibundus</i>	NT	NT	KO	LC	V
Skokan krátkonohý	<i>Rana lessonae</i> <i>Pelophylax lessonae</i>	VU	VU	SO	LC	IV
Skokan zelený	<i>Rana kl. esculenta</i> <i>Pelophylax esculentus</i>	NT	NT	SO	LC	V

⁴ Druhy s dvojím uvedením kategorie ohroženosti žijí v ČR ve dvou oddělených oblastech s odlišnou mírou ohrožení – čolek karpatský (západní × karpatská populace) a kuňka žlutobřichá (Čechy × Morava a Slezsko).

2.2 PŘÍČINY OHROŽENÍ OBOJŽIVELNÍKŮ

2.2.1 ZÁKLADNÍ PŘEHLED OHROŽUJÍCÍCH PŘÍČIN

Příčin ubývání obojživelníků je celá řada, často působí nepřímo a provázaně (např. Kiesecker et al. 2001; Blaustein & Kiesecker 2002; Blaustein & Dobson 2006; Pounds et al. 2006). Jejich hodnocení navíc komplikují pro obojživelníky typické přirozené fluktuace početních stavů (viz kap. 2.3.1). Známé jsou úbytky obojživelníků i z prostředí člověkem zdánlivě nedotčených (Pounds et al. 1997; Blaustein et al. 1998). Přehled nejvýznamnějších příčin ohrožení je shrnut v řadě prací (např. Alford & Richards 1999; Semlitsch 2003; Beebee & Griffiths 2005). Collins & Storfer (2003) klasifikují tyto příčiny do dvou základních skupin: (i) přímé vlivy, jako např. zánik biotopů a změny v krajině (např. Dodd Jr. & Smith 2003; Ficetola & Bernardi 2004), fragmentace, fyzická likvidace a vliv dopravy (Fahring et al. 1995; Hels & Buchwald 2001) a invaze predátorů či kompetitorů (Funk & Dunlap 1999; Kiesecker 2003), a (ii) vesměs nepřímé vlivy, jako např. působení UV záření a změny klimatu (Cummins 2003; Carey & Alexander 2003), kontaminace toxickými látkami (Horne & Dunson 1995; Greulich & Pflugmacher 2003) či infekční choroby a patogenní houby (Blaustein et al. 1994; Carey et al. 1999).

Změny ve struktuře a využívání krajiny

Za nejzávažnější příčiny ohrožení obojživelníků jsou označovány přímé vlivy, zejména destrukce biotopů a změny ve využívání krajiny (Alford & Richards 1999; Collins & Storfer 2003; Cushman 2006). Jde především o změny vodního režimu – rozsáhlé meliorace zemědělských i lesních pozemků, regulace toků a ovlivňování přirozeného vodního režimu, likvidace drobných tůň, slepých ramen apod. Změny v krajině se týkají i terestrického prostředí. V důsledku absence tradičního zemědělského i lesnického hospodaření (extenzivní pastvy včetně pastvy v lese, kosení, výmladkového hospodaření), zvýšení podílu orné půdy, scelování pozemků, ničení mezí či drobných remízů se naše krajina stala jednotvárnější, s hrubším krajinným zrnem (Konvička et al. 2005). Nejenže nenabízí vhodná prostředí k reprodukci obojživelníků (menší nezarybněné vodní plochy), úkryty a zimoviště, ale často se pro ně stává neprostopnou. K mnohým negativním změnám u nás začalo docházet až po II. světové válce, přičemž řada vlivů stále přetrvává. Jde o nevhodnou údržbu vodních koryt, protipovodňová opatření a odstraňování tzv. protipovodňových škod, kdy dochází k prohlubování a zpevňování koryt toků, a tím mj. ke snižování hladiny podzemní vody v jejich nivách. Bližší informace k působení výše uvedených ohrožujících příčin u nás lze nalézt v publikacích Mikátové & Vlašína (2002), Vojara (2007) či Zavadila et al. (2011).

Nevhodné hospodaření na rybnících a vodních tocích

Mezi nejzávažnější příčiny související s rybářským hospodařením patří neúměrný predanční tlak ryb v rybnících i v některých vodních tocích, zarybnování ostatních vodních ploch (pískoven, lomů, nebeských jezírek, požárních nádrží v obcích, drobných tůň i horních partií vodních toků), likvidace litorálních porostů rybami, kachnami nebo rybáři, nevhodné termíny vypouštění rybníků, necitlivé odbahňování nádrží, eutrofizace a znečišťování vody v důsledku krmení a přehnojování. Celá problematika je poměrně složitá, stejně jako její řešení, neboť

zájmy ochrany přírody a rybářského obhospodařování se do značné míry rozcházejí (Zavadil et al. 2011).

Kontaminace prostředí

Citlivost obojživelníků na kvalitu životního prostředí je známá (např. Gibson & Freeman 1997; Beja & Alcazar 2003). Komplexní posouzení Kerby et al. (2010) tento všeobecně přijímaný fakt sice do značné míry vyvrátilo⁵, nicméně je zřejmé, že polopropustná pokožka i vaječné obaly obojživelníků nejsou pro mnohé kontaminanty dostatečnou bariérou (Sparling et al. 2000). Citlivost vůči jednotlivým polutantům se liší mezi druhy, v rámci druhu jsou ohroženější vývojová stádia. Nebezpečné jsou účinky zejména těžkých kovů (TK), které se akumulují v prostředí i živých organismech a způsobují snížení schopnosti líhnutí larev, jejich deformace, redukce růstu a poruchy vývoje žaber (např. Svobodová 1987; Hartmen et al. 1998; Dobrovoljc et al. 2003). Samostatnou kapitolou je eutrofizace vod díky obohacení živinami (blíže např. Zavadil et al. 2011). Kontaminace působí často v součinnosti s dalšími faktory. Obojživelníci jsou například náchylnější k nemocem či parazitům, jestliže žijí v kontaminovaném prostředí (Gendron et al. 2003). Subletální koncentrace škodlivin způsobují vývojové poruchy a změny v chování, snižují reprodukční úspěch či zvyšují riziko predace (Bridges 1999). Kontaminanty mohou být také látky produkované v souvislosti dopravou – zplodiny výfukových plynů, dále ropné látky či látky užívané k ošetřování silnic, např. soli. Blížší rozbor této problematiky je uveden v následující kap. 2.2.2.

Další příčiny

Z dalších příčin jmenujme např. zvýšenou predaci nepůvodních šelem, zejména norka amerického (*Mustela vison*) (Sidorovich 2000); chovy polodivokých kachen (*Anas platyrhynchos*), které na rybnících likvidují vajíčka i larvy obojživelníků; či nadměrné počty divokých prasat (*Sus scrofa*). Jakožto všežravci, prasata predují jednak dospělé obojživelníky (především na souši), ale také jejich snůšky (zejména skokanů) v kalištích nebo je zde přerýváním a pohybem v nich poškozují (Zavadil et al. 2011). Dalším problémem je nevhodně prováděné kosení luk v rámci agroenvironmentálních opatření. Jejich cílem je podpora takových způsobů hospodaření na zemědělské půdě, které jsou ve shodě s ochranou a zlepšováním životního prostředí a krajiny (Kolektiv 2004). Důsledné, synchronní a rychle prováděné zásahy na velkých plochách však mají výrazně negativní vliv jak na obojživelníky (fyzická likvidace technikou, redukce jejich potravy – bezobratlých, vznik tzv. travních pouští bez možností úkrytů; blíže Mikátová & Vlašín 2002; Zavadil et al. 2011), tak na další organismy, zejména hmyz (Konvička et al. 2005).

⁵ Na základě porovnání výsledků více než 28000 toxikologických studií, provedených na 1279 druzích 13 taxonomických skupin (obojživelníci, ryby, z bezobratlých např. mlži, plži, hmyz, pavouci) a s použitím 107 chemických látek, bylo zjištěno, že ve vztahu ke kontaminaci pesticidy, těžkými kovy a anorganickými látkami jsou obojživelníci spíše méně až středně citliví, pod celkovým průměrem přes všechny skupiny. Naopak nejcitlivější skupinou byli v tomto ohledu lupenonožci. Obojživelníci vykazovali značnou citlivost pouze vůči fenolům a rozhodně je nelze považovat za univerzální bioindikační skupinu živočichů.

Nemoci

Mezi vážné nemoci obojživelníků patří ranaviróza a houbové choroby – saprolegnióza a chytridiomykóza. Ranaviry z čeledi Iridoviridae napadají ryby, plazy i obojživelníky (Hyatt et al. 2000) a mohou ohrozit celé jejich populace, jako v případě skokana hnědého ve Velké Británii (Cunningham et al. 1996; Gray et al. 2009). Saprolegnie jsou plísně, jejichž vodní formy (zejména *Saprolegnia ferax*) poškozují vajíčka obojživelníků (Blaustein et al. 1994; Fernandez-Beneitez et al. 2008; Muir et al. 2015). Asi nejzávažnější chorobou obojživelníků v současnosti je ovšem chytridiomykóza – koncem 90. let minulého století objevené onemocnění vyvolané chytridiomycetními houbami *Batrachochytrium dendrobatidis* (Berger et al. 1998; Longcore et al. 1999) a *B. salamandrivorans* (Martel et al. 2013).

2.2.2 FRAGMENTACE KRAJINY A VLIV DOPRAVY

Jak již bylo zmíněno, fragmentace je proces, při kterém dochází ke zmenšování ploch daných biotopů a k jejich vzájemné izolaci (Wilcove et al. 1986). Fragmentace krajiny člověkem probíhala již v neolitu s rozvojem zemědělství, odlesňováním rozsáhlých oblastí a vznikem trvalých sídel. V tehdejší podobě však biodiverzitu spíše oživovala (Konvička et al. 2005; Zavadil et al. 2011). Negativní projevy fragmentace přichází s rozvojem průmyslu, železniční a silniční dopravy, a s tím souvisejícím rozvojem sídel a velkoplošnými změnami v krajině v důsledku intenzivního lesnického a zemědělského obhospodařování. Nejzávažnější fragmentační účinek mají dopravní stavby, protože vytváří v krajině dlouhé linie, které živočichové nemohou obejít. Zároveň lze předpokládat, že na území ČR dojde v budoucnu k intenzivnímu rozvoji těchto staveb a k zesílení jejich dělících účinků (Anděl et al. 2005). Určitou výhodou je, že se jedná, na rozdíl od např. sídelních útvarů či rozlehlých polí, o poměrně úzké struktury, jejichž průchodnost lze technicky i finančně dostupnými prostředky zajistit.

Fragmentace prostředí a populací

Fragmentací vzniklé izolované populace organismů jsou ve zvýšené míře ohroženy zánikem, zejména v důsledku ztrát genetické variability (GV), náhodných demografických výkyvů, změn vnějšího prostředí a kombinací těchto faktorů (Pullin 2002; Groom et al. 2006; Primack 2006). Ztráty GV mohou být u malých populací obojživelníků vyrovnávány pouze výměnou genů mezi nimi, a to migrujícími jedinci (Flegr 2009). Řešením je zachování prostupnosti krajiny, zejména při plánování liniových staveb – dálnic, rychlostních komunikací, silnic I. třídy a železničních koridorů, které mají nejzávažnější fragmentační účinky (Anděl et al. 2005; 2011). Fragmentace obecně ohrožuje hlavně druhy s velkými domovskými okrsky (např. šelmy) a druhy s denní či sezónní prostorovou dynamikou, často spojenou se změnou stanoviště během roku či vývojové fáze (Noss et al. 2006) – tedy i obojživelníky (blíže **box 1**).

Bariéry v krajině specifické pro obojživelníky

Kromě již zmíněných liniových staveb mohou být pro obojživelníky nepřekonatelné rozsáhlé intenzivně obhospodařované zemědělské plochy (zejména jsou-li osety obilninami či řepkou), sídla a zastavěná území obecně, některé vodní toky, husté lesní (především jehličnaté) monokultury apod. (Zavadil et al. 2011). Prostupnost intenzivně obhospodařované zemědělské krajiny pro obojživelníky je velmi omezená (viz výše) a tito jsou zde schopni pohybu (na rozdíl

od např. větších savců) pouze v rámci vhodnějších biotopů, typicky podél melioračních struh či jiných vodotečí, cest apod. Průchodnost těchto „biokoridorů“ je následně často ohrožována v rámci výstavby, zejména komunikací. Specifickými bariérami jsou v tomto případě nevhodné propustky, a to v důsledku jejich zvodnění, přítomnosti stupňů apod. Blíže k dané problematice v publikacích Zavadila et al. (2011) a Anděla et al. (2011).

Mortalita obojživelníků v důsledku dopravy

Mortalita živočichů způsobená kolizemi s vozidly je jedním z nejtransparentnějších negativních vlivů dopravy (Anděl et al. 2005). Ohrožena je naprostá většina živočišných druhů včetně obojživelníků (Trombulak & Frissell 2000), jež jsou vůči vlivu dopravy a fragmentaci krajiny velmi citliví (viz výše). Mezi obojživelníky existují rovněž značné mezidruhové i vnitrodruhové rozdíly v úspěšnosti překonávání komunikací dané jejich způsobem pohybu, délkou a směrem migrace, pohyblivostí a chováním na silnici (blíže k problematice např. Fahrig et al. 1995; Trombulak & Frissell 2000; Hels & Buchwald 2001; Hlaváč & Anděl 2001; Mikátová & Vlašín 2002, 2004; Mazerolle et al. 2005; Puky 2006; Vojar 2007; Eigenbrod et al. 2008; Anděl et al. 2011). Některé aspekty související s biologií a ekologií obojživelníků, ovlivňující jejich ohrožení fragmentací, a specificky pak dopravou, jsou podrobněji rozebrány v kap. 2.3.

Kromě ekologie jednotlivých druhů ovlivňují intenzitu mortality obojživelníků na silnicích také parametry komunikace, charakter okolní krajiny a její migrační potenciál, který představuje pravděpodobnost využívání konkrétní migrační trasy (Hlaváč & Anděl 2001). Z parametrů komunikace má zásadní vliv šíře vozovky a intenzita provozu včetně jejího rozložení během dne. Pravděpodobnost usmrcení obojživelníka s rostoucí intenzitou provozu logicky vzrůstá (Fahrig et al. 1995; Hels & Buchwald 2001). Více než celková dopravní zátěž má však vliv její rozložení během dne. Nejhorší situace nastane během překryvu dopravní špičky s vrcholem migrační aktivity obojživelníků. Ta je u dospělců zpravidla nejvyšší v první polovině noci, u juvenilů především během dne, záleží na druhu obojživelníka a počasí. Zatímco u méně frekventovaných silnic budou existovat větší rozdíly v intenzitě provozu během denních a nočních hodin, u dálnic a rychlostních silnic bývají tyto změny méně výrazné. V nočních hodinách se navíc zvyšuje podíl kamiónové dopravy. Rozsah mortality ovlivňuje u všech rychle se pohybujících obratlovců rychlost projíždějících aut, zatímco u pomalu se pohybujících obojživelníků nehraje žádnou roli (Clevenger et al. 2003). Ti navíc při střetu s automobilem vykazují často specifické chování – přestanou se pohybovat (z našich druhů po oslnění blatnice), zaujmou výstražný postoj (naše ropuchy), skokani bezhlavě prchají (Mazerolle et al. 2005; Zavadil, nepublikováno).

Obecně dochází k největším ztrátám na nechráněných úsecích dálnic či rychlostních komunikací s vysokou intenzitou dopravy a situovaných v atraktivním prostředí s množstvím živočichů. Odhady počtů přejetých obojživelníků (i jiných zvířat) bývají navíc podceňovány. Počítání usmrcených jedinců je zatíženo chybou, neboť mrtvolky jsou velice rychle odstraňovány predátory a maskovány pojezdy dalších automobilů, což platí zejména pro malé živočichy, tedy i obojživelníky. Během experimentu bylo např. nalezeno pouze 7 % přejetých čolků obecných a č. velkých a 67 % usmrcených blatnic skvrnitých (Hels & Buchwald 2001). Kadaver ropuchy obecné přetrvává na silnici řadu dní i týdny, přejetý skokan mizí z frekventované vozovky během několika hodin, kuňky během několika minut a malí čolci prakticky ihned (Zavadil, nepublikováno).

Box 1: Citlivost organismů vůči fragmentaci krajiny (převzato a upraveno dle Vojara 2007)

Jednotlivé druhy organismů a jejich populace jsou vůči fragmentaci svých stanovišť různě citlivé. Vzhledem ke komplexnímu působení fragmentace je tak zhodnocení jejích dopadů na konkrétní druhy a populace složitý problém (Anděl et al. 2005). Např. vyšší pohyblivost zvýhodňuje jedince při hledání náhradních biotopů a zároveň zvyšuje pravděpodobnost jejich ohrožení automobily, predátory, kontaminací atd. Málo pohyblivé druhy minimalizují tento risk za cenu většího ohrožení v důsledku ztráty či redukce původního biotopu.

Na druhové úrovni existuje několik základních vlastností druhů, které zvyšují jejich pravděpodobnost přežití ve vysoce fragmentované krajině (Noss et al. 2006): **(i)** schopnost přežít či dokonce prosperovat v člověkem silně pozměněné krajinné matici, **(ii)** schopnost prosperovat ve vzniklých fragmentech, což se týká především druhů s omezenou pohyblivostí a zároveň „skromnými“ ekologickými nároky. Je třeba vzít v úvahu, že u málo pohyblivých druhů se mohou negativní vlivy fragmentace krajiny projevit mnohem později, než u druhů s vyšší pohyblivostí (Cushman 2006). **(iii)** Další strategii představují vysoce pohyblivé druhy, schopné překonat vzdálenosti mezi izolovanými biotopy. Druhy překonávající větší vzdálenosti jsou však zároveň více ohroženy rizikovými faktory nehostinné matrice právě díky tomu, že v nepříznivých podmínkách tráví více času (Cushman 2006). Z hlediska zachování početnosti a genetické variability populace je důležitý přenos pohlavních buněk, nikoliv pohyblivost jejich nositelů. Za úspěšné tedy můžeme považovat i rostliny či méně pohyblivé druhy, jež jsou schopny přenosu gamet na velké vzdálenosti, ať už díky vnějším podmínkám (např. větrem, vodou) nebo prostřednictvím jiných organismů (např. parazitismus, zoochorie, Flegr 2005).

Obecně jsou dle Noss et al. (2006) za **více ohrožené** považovány druhy s velkými domovskými okrsky (zejména šelmy) a druhy typické značnou denní či sezónní prostorovou dynamikou, často spojenou se změnou typu stanoviště během roku (a)nebo vývojové fáze. Příkladem jsou **obojživelníci**, někteří plazi či řada savců. Ohroženy jsou také málo pohyblivé druhy, pro něž je i zdánlivě nevýznamný zásah bariérou (např. lesní paseka, běžné komunikace). Citliví jsou v tomto směru nejen bezobratlí, ale překvapivě i řada druhů ptáků či malých savců. Z rostlin jsou více ohroženi zástupci s většími semeny neschopní anemochorie. Obdobně jsou vůči fragmentaci citlivé druhy se specializovanými topickými (prostorovými) či trofickými (potravními) nároky, např. austrálští vačnatci specializovaní na určité typy dřevin byli zjištěni hojně v souvislém lese, sporadicky v lesních pásech a chyběli úplně v malých lesních fragmentech. Také nízká plodnost a dlouhá doba vývoje činí druhy citlivějšími vůči zásahům do jejich biotopů – díky pomalé obnově početních stavů.

V rámci druhu ovlivňuje pravděpodobnost ohrožení fragmentací a úspěšnost překonávání migračních bariér věk, pohlaví či kondice migrantů (Trombulak & Frissell 2000). Zatímco dospělci skokana hnědého a ropuchy obecné migrují převážně v nočních hodinách a silnice tak překonávají za sníženého silničního provozu, čerstvě metamorfovaní juvenilové se navrací do terestrických biotopů během dne. Nejenom, že jsou více ohroženi vyšší frekvencí dopravy, ale také nižší migrační rychlostí a delší dobou strávenou na komunikaci. Během jejich migrace, zpravidla v průběhu června až července, dochází zároveň při vysoké intenzitě slunečního svitu na prohřátém povrchu komunikace k rychlé dehydrataci jedinců. Výsledné ztráty v průběhu migrací pak mohou dosahovat až 99 % (Mikátová & Vlašín 2002).

Znečištění prostředí související s dopravou

V souvislosti se silniční dopravou se do prostředí dostávají látky ohrožující obojživelníky – zplodiny výfukových plynů (např. PAU, PCB, dioxiny, TK), dále ropné látky či látky užívané k ošetřování silnic, např. soli (zejména NaCl, ale také CaCl₂, KCl či MgCl₂). Tyto chloridy se povrchovou i podpovrchovou vodou dostávají do okolí komunikací, kde mění chemické složení půdy i vodního prostředí (Trombulak & Frissell 2000). Vzhledem k tomu, že obojživelníci mají polopropustnou pokožku podílející se na výměně plynů, tekutin i osmotické rovnováže (Duellman & Trueb 1994; Wells 2007), může pro ně zvýšená koncentrace iontů ve vodním prostředí, způsobená solením silnic, představovat značný fyziologický stres (např. Degani 1981; Denoël et al. 2010). Z těchto důvodů je dále proveden bližší rozbor této problematiky.

Vliv solení silnic. Vlivu solení silnic na obojživelníky je věnována zvýšená pozornost teprve v posledním desetiletí. Dřívější studie se věnovaly spíše fyziologickému působení zvýšené koncentrace chloridových iontů na obojživelníky, většinou na základě manipulativních experimentů. Bylo zjištěno, že tolerance jednotlivých druhů vůči koncentracím solí se velmi liší (viz dále). Metodickým problémem je, že v různých pracích se testují/sledují různé typy solí (převládá NaCl, ale také CaCl₂, KCl či MgCl₂) a pro vyjádření jejich koncentrací se používají rozdílné způsoby a jednotky (ppt, %, ‰, g/l, měření konduktivity).

Obojživelníci jsou považováni za organismy citlivé vůči vyšším koncentracím solí v prostředí, a to díky omezené míře osmoregulace a vylučování nadbytečných solí. Lze předpokládat, že tolerance vůči salinitě bude souviset s tolerancí vůči vyschnutí, resp. může být jakýmsi vedlejším produktem této schopnosti (ovšem to nebylo doposud prokázáno). Obecně tak budou tolerantnější druhy žijící v prostředí s proměnlivým a nedostatečným přísunem srážek, např. v periodicky vysychajících vodách a druhy estivující v podzemí v období sucha.

Jak již bylo zmíněno, existují výrazné rozdíly v toleranci druhů vůči koncentracím solí. Žádný obojživelník nežije trvale ve slané/mořské vodě. Nejodolnějším druhem, jenž v ní krátkodobě pobývá (loví potravu), je skokan krabožravý (*Rana cancrivora* / *Fejervarya cancrivora*), tolerující bez problémů 80% mořskou vodu, resp. roztok o salinitě odpovídající 80 % hodnotám průměrné salinity moří. Balinsky (1981) a Katz (1989) vyčlenili 64, resp. 61 druhů žab a 13 ocasatých tolerantních vůči brakické vodě. Mezi nejtolerantnější patří, krom výše zmíněného skokana, ropucha obrovská (*Bufo marinus*), drápatka vodní (*Xenopus laevis*, toleruje až 60% mořskou vodu) a mločící rodu *Batrachoseps* (Shoemaker et al. 1992). Dle Shoemaker et al. (1992) výše zmíněné euryhalinní druhy mohou přežívat ve vodě 600–800 mOsm (70–93 ppm NaCl), zatímco ostatní druhy snášejí max. 200–300 mOsm (23–34 ppm NaCl). Výše uvedené druhy, exponované na 3 až 7 dní vodě odpovídající koncentraci solí cca 50% mořské vodě, přežily s tím, že se v těle značně zvýšily koncentrace Na, Cl a K. To se týká dospělců některých druhů, jež jsou schopni koncentrovat ionty v močovině. Tuto schopnost však postrádají pulci. Nicméně pulci skokana krabožravého přežívají bez problému ve vodě s koncentrací solí odpovídající 40% mořské vodě, polovina přežívá při koncentracích kolem 80 % (Dunson 1977).

Z našich druhů jsou nejtolerantnějšími jednoznačně ropuchy – ropucha krátkonohá a r. zelená. Obě ropuchy patří současně mezi nejtolerantnější druhy obojživelníků vůbec. Ropucha krátkonohá je druh typický odolností vůči ztrátám vody na souši a vysokým koncentracím solí ve vodě. Oboje souvisí s tolerancí vůči osmotickému stresu, ovšem tyto znaky se navzájem

nepodmiňují (zkoumané populace byly různě tolerantní vůči salinitě, ale podobně vůči vyschnutí). Zjištěny (geneticky podmíněné) rozdíly mezi oblastmi (ve Velké Británii nižší tolerance než ve Španělsku), populacemi i jedinci v rámci populace; výskyt i v brakické vodě (Španělsko). Ve Švédsku zaznamenáno páření v brakické vodě o salinitě 3,6 ‰ (Gislén & Kauri 1959). Některé švédské populace ropuchy zelené se úspěšně rozmnožují (tj. i vyvíjejí) v brakické vodě s koncentrací solí na úrovni 15 % mořské vody (Gislén & Kauri 1959), dospělci byli pozorováni i ve vodě mořské (Cyrén 1923 ex Baruš & Oliva 1992) a přežívali ve vodě o koncentraci solí odpovídající 80% mořské vodě (Wells 2007). Z Aralského jezera jsou známy nálezy z lokalit o salinitě 10,4–11,4 ‰. Tento druh je dokonce fyziologicky lépe přizpůsoben vyšší salinitě než ropucha krátkonohá. Třetí naše ropucha, r. obecná (*Bufo bufo*), není vůči zvýšené salinitě zdaleka tak tolerantní, jako zbylé dva druhy (Ferreira & Jesus 1973 ex Wells 2007).

Z literatury jsou zmínky o toleranci skokana hnědého, zejména při přezimování, kterého je schopen i v brakické vodě (salinita 0,5 ‰) (Bergman in Terhivuo 1981). Naše kuňky (obecná i žlutobřichá) jsou považovány za velmi tolerantní vůči znečištění včetně vysokého obsahu minerálů. K. žlutobřichá údajně snáší až 1 % NaCl (dospělci ve vodě, Poluščina 1973 ex Baruš & Oliva 1992). Rovněž čolek obecný je považován za druh tolerující zvýšenou salinitu (Balinsky 1981). Posledním naším druhem se zmínkou o zvýšené toleranci vůči salinitě je mlok skvrnitý (Degani 1981), díky zvýšené schopnosti odolávat osmotickému stresu vyvolanému nedostatkem vody (zejména v některých částech jeho areálu výskytu).

Výše uvedené poznatky jsou většinou souhrnem znalostí o toleranci dospělých obojživelníků vůči vyšší koncentraci solí. Tomuto tématu, resp. fyziologii působení sucha i salinity na obojživelníky bylo věnováno mnoho pozornosti (zejména od 50. do 80. let minulého století). Nicméně tolerance dospělců a vývojových stádií se velmi liší, přičemž embrya a larvy jsou mnohem citlivější (Shoemaker et al. 1992). Z ochrannářského hlediska má proto smysl zjišťovat tolerance a vliv především u vývojových stádií. Biotop má totiž vhodné podmínky pouze tehdy, pokud se zde obojživelníci mohou rozmnožovat a úspěšně vyvinout. Bohužel, vývojová stádia se stala předmětem zkoumání až v posledních letech, a neexistuje tak mnoho údajů o toleranci jednotlivých druhů. Obecně salinita (od určitých druhově, populačně i individuálně specifických hodnot) zvyšuje mortalitu embryí a larev, prodlužuje jejich vývoj, snižuje hmotnost jedinců při metamorfóze a zvyšuje pravděpodobnost výskytu deformit.

2.3 EKOLOGICKÁ SPECIFIKA OBOJŽIVELNÍKŮ

Při výše uvedeném hodnocení vlivu fragmentace krajiny na obojživelníky hrají rozhodující roli některá ekologická specifika obojživelníků, jež je obecně předurčují k vyšší citlivosti vůči tomuto fenoménu (**box 1**). Jedná se především o již zmíněné komplexní nároky na prostředí (kap. 2.3.1) a dále o typickou věrnost stálým reprodukčním místům i schopnost osídlovat nové biotopy (kap. 2.3.2).

2.3.1 KOMPLEXNOST NÁROKŮ OBOJŽIVELNÍKŮ NA PROSTŘEDÍ

Přestože jsou komplexní nároky obojživelníků na prostředí všeobecně známé, studium i praktická ochrana obojživelníků se donedávna zaměřovaly především na vodní plochy, tj. reprodukční biotopy (Oldham et al. 2000). Až později začaly být sledovány vlastnosti navazujícího terestrického prostředí (Stumpel & van der Voet 1998; Guscio et al. 2008; Indermaur & Schmidt 2011) včetně významu propojení reprodukčních i jiných typů biotopů (Ficetola & De Bernardi 2004; VanBuskirk 2005; Cushman 2006). Bylo dokázáno, že o přítomnosti a početnosti obojživelníků (spolu)rozhodují faktory prostředí působící na několika různých úrovních (Pope et al. 2000; Denoël & Lehmann 2006; Compton et al. 2007). Pochopení jejich významu je základem efektivní ochrany obojživelníků, zejména u složitějších populačních struktur (Hanski 1998). Níže uvedené členění a popis těchto úrovní jsou platné především pro druhy, jejichž rozmnožování probíhá ve (stojatých) vodních plochách⁶ (Compton et al. 2007), tedy i pro naprostou většinu našich druhů (Baruš & Oliva 1992).

(i) Charakteristiky vodních biotopů. Vlastnosti vodních ploch, zejména pak reprodukčních biotopů, jsou primárními determinanty přítomnosti, početnosti i stability populací obojživelníků (Compton et al. 2007). Dochází zde k rozmnožování a vývoji zárodků i larev, řada druhů je na vodní plochy a jejich bezprostřední okolí vázána celoročně (Baruš & Oliva 1992; Duellman & Trueb 1994; Wells 2007). Jednotlivé reprodukční biotopy tak zjednodušeně představují lokální populace (Compton et al. 2007), které jsou, společně v interakci s dalšími takovými, součástí složitějších populačních struktur, ať již vykazují znaky metapopulací či nikoliv (Marsh & Trenham 2001; Smith & Green 2005; Denoël & Ficetola 2007).

Středoevropské druhy obojživelníků vyhledávají pro rozmnožování zpravidla středně velké a spíše stabilnější vodní plochy o rozlohách v řádech vyšších desítek až několika stovek m², s hloubkou vody umožňující vytvoření litorální vegetace (např. Ficetola & De Bernardi 2004; Van Buskirk 2005; Hartel et al. 2007a). Velké a hluboké vodní nádrže pro ně nejsou zpravidla vhodné, jelikož jsou často intenzivně rybářsky obhospodařované a v hlubších partiích nad 1,5 m, které zde převládají, se již litorály nejsou schopny vytvářet (Joly et al. 2001). Drobné mělké vodní biotopy jsou na druhé straně ohrožovány vysycháním a díky omezené velikosti často hostí jen menší lokální populace (Hartel et al. 2007b). Pro řadu druhů však představují významné reprodukční biotopy (Griffiths 1997; Gómez-Rodríguez et al. 2009; Kopecký et al. 2010; Ruhí et al. 2012). Z našich obojživelníků se v těchto typech vod rozmnožují mlok skvrnitý,

⁶ Je evidentní, že např. u druhů bez přímé vazby na vodní biotop, kde vývoj probíhá typicky přímo z vajíček v terestrickém prostředí nebo na či v těle rodičů (Duellman & Trueb 1994), postrádá takto formulované členění smysl.

dále „malí čolci“ – č. obecný, č. hranatý, č. karpatský a č. horský; ze žab jsou drobné tůně zásadní především pro kuňku žlutobřichou, využívá je i rosnička zelená. Mělké nádrže bez vegetace s dobře se prohřívající vodou vyhledávají k rozmnožování ropucha zelená i r. krátkonohá (Zavadil et al. 2011). V drobných (periodických) vodách nalézají vhodné prostředí juvenilní jedinci i ostatních druhů našich žab (osobní pozorování). Právě hydroperioda, resp. délka, kdy jsou tyto biotopy zvodnělé a umístění tohoto období v průběhu roku, patří v případě drobných tůň k nejvýznamnějším biotopovým charakteristikám vůbec (Skelly et al. 1999; Snodgrass et al. 2000; Colburn 2004). Tyto biotopy tak plní funkci významných refugií (Van Buskirk 2005; Hartel et al. 2007b), zvyšují prostupnost krajiny a podporují šíření obojživelníků do nových území (Hartel & Öllerer 2009).

Sklony břehů a hloubka vodních ploch úzce souvisí s pokryvností litorální vegetace (Pieczynska, 1990), která zajišťuje vajíčkům, larvám i dospělcům obojživelníků ochranu před predátory (Joly et al. 2001). Vzhledem k tomu, že vegetace litorálů je schopna zakořenit ve vodách do hloubky 1,5 m (viz výše), mohou prudší sklony svahů vést k vytvoření pouze úzkých (a často velmi hustých) pásů rákosin, jež pro většinu našich druhů nejsou příliš vhodné (Doležalová 2012). Navzdory významu litorální vegetace pro obojživelníky, ohrožuje její rozvoj vodní plochy postupným zárůstem, zazemňováním a následně úplným zánikem lokality. Rychlost degradace vodní plochy je zpravidla nepřímo úměrná její velikosti a hloubce (Sjögren 1991; Hartel et al. 2009). V takovém případě je nezbytné provést příslušná managementová opatření spočívající v odbahnění (části) nádrže či redukci rákosin (Petříček 1999; Vojar 2007; Zavadil et al. 2011).

Intenzita oslunění vodních ploch, jakožto další z potenciálně významných vlastností vodních biotopů, je ovlivněna jejich velikostí a rovněž typem okolního prostředí (Ponsero & Joly 1998). Zastíněním jsou ohroženy především drobné vody obklopené hustou dřevinnou břehovou vegetací. Zástin hladiny způsobuje nedostatečné ohřívání vody, a zpomaluje tak vývoj vajíček (Hartel et al. 2007b). Kromě toho opad listů urychluje zazemňování tůň. Podobně jako v případě managementu rákosin, je nutné tuto situaci řešit příslušným opatřením – prosvětlením či redukcí okolních porostů (Zavadil et al. 2011).

(ii) Charakteristiky okolního prostředí. Jde o území v okolí vodních biotopů, které obojživelníci využívají v průběhu terestrické fáze jejich života jako úkryty, zimoviště, při hledání potravy apod. (Laan & Verboom 1990; Houlahan & Findlay 2003; Herrmann et al. 2005; Denoël & Lehmann 2006). Významné je již bezprostřední okolí vodních ploch, zejména pásy pobřežní vegetace. Obojživelníci zde tráví část svého života, někteří dosti podstatnou. Kromě toho tyto pobřežní lemy umožňují obojživelníkům pohyb v krajině a omezují kontaminaci i eutrofizaci vod tím, že chrání před splachy živin z okolních zemědělsky obhospodařovaných půd (Lowrance et al. 1984).

Středoevropské druhy obojživelníků preferují během terestrické fáze jejich života listnaté nebo smíšené různověké prosvětlené lesy a lesostepi (Laan & Verboom 1990; Ponsero & Joly 1998; Hartel et al. 2007b; Hartel & Öllerer 2009; Zavadil et al. 2011). Vhodné prostředí však může nabízet i poměrně otevřená krajina. Podmínkou je ovšem dostatek potravy a úkrytů s pestrá mozaikou biotopů, jakými jsou vlhké louky, zachovalé nivy kolem toků, drobné remízy, úvozové cesty, meze apod. (Miaud & Sanuy 2005; Zavadil et al. 2011). Význam těchto prvků stoupá především v jednotvárné zemědělské a urbanizované krajině. Nesmírně významné jsou rovněž

zcela drobné struktury, jako např. mikrodeprese v polích a na loukách, haldy kamení, větví, suché zídky, pařezy a další přirozené úkryty⁷ (Indermaur et al. 2009a,b; Indermaur & Schmidt 2011; Zavadil et al. 2011). Rozsáhlé bloky orné půdy, zpevněné plochy i zastavěná území jsou naopak biotopy nevhodnými (především díky absenci úkrytů i vlivy spojenými s výstavbou – fyzické ohrožení jedinců dopravou a jinými aktivitami, kontaminace apod.), navíc s negativním dopadem na prostupnost krajiny (Marsh & Trenham 2001; Ray et al. 2002).

Vzhledem k významu terestrického prostředí pro obojživelníky je třeba chránit i okolí reprodukčních biotopů (Compton et al. 2007). Z praktického hlediska nás bude zajímat, o jak velkou plochu navazujícího terestrického prostředí by mělo jít. Podle povahy prostředí i ekologie jednotlivých druhů (Stevens et al. 2005) se může jednat o poměrně značné vzdálenosti od vodních ploch v řádech jednotek kilometrů (Smith & Green 2005). Většina populace se však vyskytuje zpravidla maximálně několik stovek metrů od reprodukční nádrže (Semlitsch & Bodie 2003; Kovář et al. 2009, kap. 2.3.2)⁸.

(iii) Konektivita vodních ploch a prostupnost krajiny. O přítomnosti a početnosti obojživelníků na konkrétní lokalitě rozhodují i počet daným druhem obsazených vodních biotopů v okolí a velikost dílčích populací, které se zde utváří (Pope et al. 2000; Denoël & Lehmann 2006). Compton et al. (2007) vylišuje ještě čtvrtou úroveň, tvořenou hierarchickými klastry skupin vodních biotopů v regionálním měřítku (tj. jakési skupiny skupin vodních ploch). Přítomnost vodních ploch však sama o sobě nemusí být určující pro vytvoření fungujících populačních struktur obojživelníků, neboť jednotlivé vodní biotopy se mohou svou vhodností pro obojživelníky výrazně lišit (Denoël & Lehman 2006). Počet vodních biotopů v okolí tedy není vždy rozhodující. Vhodnějším ukazatelem kvality okolního prostředí je tak spíše velikost dílčích populací v okolních biotopech (Houlahan & Findlay 2003).

Pro evropské obojživelníky jsou vodní plochy klíčové nejen jako reprodukční biotopy. Skupiny vhodných a dostupných vodních ploch pomáhají udržovat složitější populační struktury obojživelníků (Laan & Verboom 1990; Marsh & Trenham 2001; Petranka et al. 2007) a podporují osidlování nových území (Sjögren 1991; Cushman 2006; Hartel & Öllerer 2009). Prostupnost krajiny pro obojživelníky totiž závisí mj. na charakteru a uspořádání pro obojživelníky vhodných biotopů a migračních schopnostech konkrétního druhu (Laan & Verboom 1990; Marsh et al. 1999). Proto je nutné chránit vhodné reprodukční i terestrické biotopy (zimoviště, potravní zdroje, úkryty) a současně zajistit prostupnost krajiny mezi nimi (Marsh & Trenham 2001). Zajištění konektivity jednotlivých typů prostředí i dílčích populací by tak mělo být prioritním cílem zejména v krajinách s vysokou antropogenní zátěží a ohrožením fragmentací (Vojar 2007).

⁷ Význam mají dokonce ještě menší struktury. Čolci mramorovaní (*Triturus marmoratus*) preferovali k migraci otevřenou krajinou mezi reprodukčním biotopem a okolními lesy nory a chodbičky hrabošů pod porosty mechů, které jim poskytovaly úkryt před predátory a chránily je před dehydratací (Marty et al. 2005).

⁸ Kovář et al. (2009) např. odhaduje, že 95 % čolků obecných a č. horských se vyskytuje do 900 m od nejbližší reprodukční nádrže, u čolků velkých dokonce pouze do 300 m; v případě žab byla tato vzdálenost i přes dva kilometry (u skokana hnědého). K podobným výsledkům dospěli i zahraniční autoři (např. Sinsch 1988; Baker & Halliday 1999; Joly et al. 2001; Smith & Green 2005, blíže k problematice v kap. 2.3.2).

2.3.2 VĚRNOST STÁVAJÍCÍM VS. OSÍDLOVÁNÍ NOVÝCH BIOTOPŮ

V ochraně přírody může být pro obojživelníky typická věrnost svému stanovišti, tzv. filopatrie, někdy vnímána jako překážka. Typickým příkladem je situace, kdy chceme přimět populaci obojživelníků, aby se rozmnožovala v nově vytvořené tůni na bezpečném místě ještě před silnicí a nikoli, jako doposud, v rybníce za touto komunikací. Řešením je nechat dospělce rozmnožit na původním místě a jejich vajíčka či pulce přenést do nové tůně. Ovšem ani v tomto případě není úspěch vždy zaručen – teplota vody i její chemismus musí být velmi podobné, což je důležité zejména u transferů vajíček (Mikátová & Vlašín 2002).

Být věrný původním či snaha kolonizovat nová prostředí jsou vlastně dva způsoby jak dosáhnout téhož – reprodukčního úspěchu. Striktní preference jednoho místa má v případě jeho poškození vážné následky na celou populaci. Při současném antropogenním tlaku je schopnost obojživelníků osidlovat nové lokality tou největší nadějí pro zachování jejich populací. Vcelku oprávněně, neboť obojživelníci spontánně kolonizují nejen nádrže budované pro jejich podporu, ale rovněž zatopené pískovny, opuštěné lomy či výsyvky. Je opravdu trestuhodné, že tuto jedinečnou šanci většinou zahazujeme v podobě nevhodných rekultivací a způsobu využívání těchto lokalit (blíže např. Vojar 2007; Zavadil et al. 2011; Vojar et al. 2012). Úspěšnost nalezení a perspektivu dalšího vývoje populací na nových lokalitách ovlivňuje řada faktorů, které bychom měli zohlednit při zakládání nových biotopů, jakožto jednoho z nejvýznamnějších opatření k omezení vlivu fragmentace krajiny na obojživelníky (viz kap. 5).

Na druhou stranu může být trvalá vazba na perspektivní a „osvědčený“ biotop méně riskantní, než výpravy krajinou s nejistým výsledkem. Pro konkrétní populaci je asi nejlepší kombinace těchto možností. Uvnitř populace tak nalezneme mnoho strategií partikulárně výhodných pro konkrétní jedince a celkově zvyšující životaschopnost celé populace. Filopatrie i schopnost kolonizovat nová prostředí tak společně zvyšují pravděpodobnost přežívání populace (Vojar 2007).

V míře filopatrie existují značné rozdíly mezi jednotlivými druhy (**box 2**), ale i mezi adulty a nedospělými jedinci obojživelníků, dané jejich rozdílnými životními strategiemi (Trochet et al. 2014). Juvenilové jsou např. méně konzervativní, a snáze tak pronikají do nových prostředí (Berven & Grudzien 1990; Vojar & Doležalová 2003). Byly zjištěny i mezipohlavní rozdíly – věrnější původním stanovištím bývají samci (Reading et al. 1991; Sinsch & Siedel 1995; Almhagen 2007).

Lokomoční schopnosti obojživelníků

Obecně se obojživelníci vyznačují omezenou mobilitou a jejich šíření krajinou probíhá ve srovnání s ostatními obratlovci (i některými bezobratlými) pomaleji (Marsh & Trenham 2001; Ray et al. 2002; Ficetola & De Bernardi 2004). Oproti žábám je schopnost šíření prostorem u ocasatých obojživelníků mnohem nižší a zpravidla kolonizují nové biotopy do vzdálenosti několika set metrů od původních stanovišť (Baker & Holliday 1999; Joly et al. 2001; Kovář et al. 2009). U žab oproti tomu nejsou výjimkou ani toulky nad 10 km (Smith & Green 2005, **box 2**).

Box 2: Věrnost reprodukčním biotopům a lokomoční schopnosti našich obojživelníků
(upraveno dle Vojara 2007)

Věrnost reprodukčním i terestrickým stanovištím je popsána u všech našich druhů obojživelníků. Téměř legendární je u **ropuchy obecné**, ale pravidlem to rozhodně není. Zatímco Reading et al. (1991) zaznamenávali více než 80% návratnost ke stálým reprodukčním nádržím, Schlupp & Podloucky (1994) došli k téměř opačnému výsledku. Telemetrováním ropuch bylo zjištěno, že dospělá zvířata hibernují v okolí rozmnožovací nádrže do 420 m, po ukončení hibernace míří přímo do nádrže a účastní se reprodukce (Sinsch 1988). Po rozmnožování se šíří až na vzdálenost 1600 m, zpravidla do pravidelně obývaných terestrických stanovišť. Během podzimu se vracejí zpět do blízkosti reprodukčních biotopů a na obvyklých stanovištích hibernují. Průměrná délka jejich migračních cest se pohybuje okolo několika málo metrů do 3 km (Ray et al. 2002), ale často byly zaznamenány i migrace mnohem delší (Almhagen 2007). Velmi podobné chování mají také jedinci dalších dvou druhů našich ropuch s běžnými migračními vzdálenostmi 500–4500 m. U **ropuchy krátkonohé** byla zjištěna větší míra filopatrie u samců (Sinsch & Seidel 1995). Věrnost nádržím je závislá zejména na stabilitě a početnosti vodních biotopů. Zatímco mnoho nestabilních vodních ploch na lokalitě k věrnosti příliš nemotivuje, stabilní (byť ojedinělé) biotopy jsou vyhledávány zákonitě pravidelněji (Husté et al. 2006). Podobně se chovají i naše kuňky (Barandun & Reyer 1998; Ogurtsov 2004). U **vodních skokanů** (rod *Pelophylax*) bylo zjištěno, že míra disperze byla v reprodukčním období nejvyšší u skokana krátkonohého a nejnižší u skokana skřehotavého (Peter 2001). **Zemní skokani** se vzhledem k explozivnímu způsobu rozmnožování v naprosté většině případů vracejí do svých pravidelných rozmnožovacích nádrží (Hartel 2005). Předpokládá se, že samice migrují do původních lokalit stejně jako samci, avšak během cesty mohou být zláhány vokalizujícími samci v jiné blízké nádrži a cíl migrace změnit. Většina jedinců hnědých skokanů se vrací do tradičních letních biotopů a zimuje ve stálých úkrytech. Vzdálenosti běžných migrací se pohybují okolo 700 m. Mohou však absolvovat i více než 7 km (Smith & Green 2005). Většina sledovaných populací **rosničky zelené** využívala každoročně stejných reprodukčních nádrží, terestrických biotopů i zimovišť (Pellet 2005). Nově vybudovaná jezírka však byla rychle osídlena také adultními jedinci, z čehož lze usuzovat, že část dospělců, podobně jako mladí jedinci, je schopna nové lokality osídlit. **Blatnice skvrnitá** je druhem značně vázaným na stálá vodní i terestrická stanoviště (Hels 2002).

Ocasatí obojživelníci jsou méně pohybliví než žáby, proto je jejich spjatost s původním místem rozmnožování výraznější. **Mlok skvrnitý** má silnou tendenci zdržovat se na malém území svého domovského okrsku, klást larvy ve stejných místech vodních biotopů a hibernovat ve stálých úkrytech (Degani & Warburg 1978, Schulte et al. 2007). Také veškeré druhy našich **čolků** jsou věrné svým rozmnožovacím nádržím (Joly et al. 2001). Jedinci **čolka horského** z části střídali nádrže pouze v dosahu 25 m, na větší vzdálenosti již mezi nádržemi nemigrovali (Joly & Miaud 1989). Také u čolků platí, že s rostoucí nestabilitou vodních lokalit v místě výskytu či s nárůstem počtu nových vhodných biotopů tendence k filopatrii klesá a část dospělé populace osidluje nové biotopy (Perret et al. 2003). Zpětná migrace většiny jedinců míří většinou do obvyklých lokalit.

Z výše uvedeného vyplývá, že existují mezidruhové rozdíly ve věrnosti původním nádržím. Jedno je zřejmé – strategie jednotlivých druhů nebude stálá a bude ji ovlivňovat charakter a četnost biotopů. Daleko větší škody tak napácháme při likvidaci kvalitní tůně, kam se pravidelně vrací většina zvířat z širokého okolí, než ovlivněním biotopu, který není pro přežívání (meta)populace zásadní.

Ochranářské souvislosti

Při osidlování nových území je tudíž rozhodující přítomnost vodních lokalit a vhodných terestrických biotopů v dosažitelné vzdálenosti. Při zakládání nových biotopů (typicky vodních ploch, viz kap. 5) by tyto měly být budovány pro obojživelníky v dostupné vzdálenosti a dosažitelné s ohledem na prostupnost krajiny. Tyto biotopy slouží při kolonizaci jako "nášlapné kameny" (Marsh & Trenham 2001; Ficetola & De Bernardi 2004). Nesmíme zapomenout ani na rozdílnou citlivost dospělců a mláďat při pohybu v otevřené krajině, která je pro mladé jedince zpravidla bariérou. Zohlednit bychom měli také rozdílné efekty izolace mezi samotnými vodními biotopy a vhodným terestrickým prostředím.

2.3.3 POPULAČNÍ STRUKTURY OBOJŽIVELNÍKŮ

Pro praktickou ochranu obojživelníků je dobré vědět, jak se obojživelníci v krajině pohybují a jaké populační struktury vytvářejí. Přestože bývají obojživelníci svým biotopům často věrní (viz výše), zpravidla nevytvářejí reprodukcí uzavřené populace. V závislosti na kvalitě biotopů a prostupnosti krajiny vznikají i zanikají lokální populace, mezi kterými dochází k určitému pohybu jedinců (migraci, disperzi), a tedy i k toku genů (Flegr 2009). Pokud tyto nemají synchronizovanou populační dynamiku (tj. některé se zvětšují a jiné zároveň vymírají), bývají jako celek nazývány metapopulacemi (Levins 1969; Hanski & Gilpin 1991; Hanski 1998). Řada druhů obojživelníků tyto metapopulační struktury vytváří (např. Sinsch 1992; Hels & Nachman 2002), nicméně asi ne tak často, jak se původně předpokládalo (shrnuto v pracích Marsh & Trenham 2001; Smith & Green 2005).

V souvislosti s praktickou ochranou obojživelníků je třeba si uvědomit, že význam jednotlivých dílčích biotopů se v čase může měnit. Nefungující zazemněná tůň se například po odbahnění stane nejvýznamnějším reprodukčním biotopem v širokém okolí, a naopak kvalitní vodní biotop během několika let zcela zaroste rákosinami a zázemní se. Čím kvalitnější však budou jednotlivé biotopy, tím životaschopnější budou místní populace i celá populační struktura (Vojar 2007). Současně je pro fungování složitějších populačních struktur obojživelníků (ať se jedná o metapopulace či nikoliv) naprosto zásadní, aby jednotlivé dílčí populace byly vzájemně propojené, a byl tak umožněn tok genů (Primack et al. 2011).

2.3.4 MONITORING A POPULAČNÍ DYNAMIKA OBOJŽIVELNÍKŮ

V souvislosti s plánováním záměrů s potenciálním dopadem na obojživelníky včetně fragmentace jejich biotopů a populací (viz kap. 4.2) bývá součástí těchto činností biologický průzkum, jehož cílem má být zjištění druhového složení, velikosti populací a vyhodnocení vlivů na jedince, populace i biotopy včetně návrhů preventivních, zmírňujících a kompenzačních opatření (viz kap. 5). Ve všech těchto případech by měla být přítomnost, ev. i početnost obojživelníků zjišťována standardními metodami (viz např. Kolektiv 2006; Vojar 2007; Dodd Jr. 2010; Jeřábková 2011; Fischer & Jeřábková 2015). Vyhodnocování přítomnosti či početnosti obojživelníků probíhá, či spíše by probíhat mělo, rovněž v rámci monitoringu efektivity ochranných opatření (viz kap. 6). V neposlední řadě existuje snaha o meziroční porovnávání početností odchycených obojživelníků v rámci záchranných transferů probíhajících dlouhodobě na stejných úsecích komunikací. Při mapování, monitoringu a hodnocení populačních trendů

obojživelníků je však nutno zohlednit fakt, že obojživelníci se vyznačují značnou přirozenou fluktuací početnosti, a že detekce jednotlivých druhů bývá zatížena určitou chybou.

Populační dynamika a hodnocení trendů početnosti

Obojživelníci jsou typičtí výraznou populační dynamikou a vyskytují se u nich značné přirozené fluktuace početnosti, dané výkyvy v natalitě a mortalitě, působením vnitro- a mezidruhových vztahů či přírodních disturbancí (Marsh 2001; Marsh & Trenham 2001). Bývá proto obtížné odlišit vliv přirozené fluktuace početnosti od poklesu početnosti v důsledku působení člověka, a zhodnotit tak trendy vývoje populací i stanovit míru jejich ohrožení (Pechmann et al. 1991; Pechmann & Wilbur 1994; Green 2003; Pechmann 2003).

Hodnocení populačních trendů obojživelníků by proto mělo být založeno na dlouhodobých studiích (Marsh 2001; Collins & Halliday 2005). Otázkou je, jak dlouhou časovou řadu lze považovat za dostatečnou. Mělo by jít o takové období, během něhož jsme již schopni pomocí odpovídajících statistických metod (např. Knap 2008) odlišit vlivy demografické stochasticity, tzv. density-dependence effects (Jaeger 1980; Hixon & Johnson 2009), od působení vlivů vnějších, typicky klimatických faktorů či vlivů člověka (tzv. density-independent effects, např. Turchin 1999; Brook & Bradshaw 2006). Většina obojživelníků prodělává nepřímý vývoj prostřednictvím larválních stádií (Wells 2007), jejichž hustota může následně ovlivňovat velikost dané kohorty dospělců (tzv. delayed density-dependent effect), což prodlužuje dobu, kdy se tento efekt projevuje až na 25 let (Holyoak 1994). Nicméně práce Bāncilā et al. (2015) ukazuje, že úlohu vnitřních a vnějších vlivů lze rozpoznat i v rámci kratší časové řady (15 let). Stále však jde o dobu daleko přesahující obvyklou délku trvání vědeckých studií i ochrannářského monitoringu. Ochrana přírody tak logicky pracuje s nedostatečnými vstupními daty, což může ovlivňovat interpretaci výsledků i samotná ochrannářská opatření⁹.

Dlouhodobé studie jsou ovšem často zaměřeny pouze na jednu či několik lokálních/místních/dílčích populací (např. Pechmann et al. 1991; Semlitsch et al. 1996; Todd et al. 2010). Nicméně sebedelší časová řada, založená na sběru dat o početnosti jedné či několika málo lokálních populací, nemusí reprezentovat trendy na úrovni vyššího měřítka (globální, regionální, ale i populace jako celku), neboť obojživelníci často vytváří složité populační struktury, sestávající z mnoha dílčích populací (např. Marsh & Trenham 2001; Loman & Andersson 2007). Na druhou stranu, studie hodnotící populační trendy na regionální (Hecnar & M'Closkey 1996; Lecis & Norris 2004) či globální (Houlahan et al. 2000; Stuart et al. 2004) úrovni jsou většinou založeny na krátkých časových řadách a trpí metodickými problémy, které vyplývají z nejednotné metodiky získávání jednotlivých datových sad, což znesnadňuje jejich analýzy i následnou interpretaci výsledků.

Z těchto důvodů je pro vyhodnocení populačních trendů nezbytný dlouhodobý monitoring na odpovídající prostorové škále, tj. minimálně na úrovni celé populace (Lawton 2000). Takové studie jsou ovšem finančně i časově velmi náročné, a proto velmi vzácné (Meyer et al. 1998; Wheeler et al. 2002; Loman & Andersson 2007; Nyström et al. 2007; Beebee 2011; Buckley et

⁹ To se týká především hodnocení trendů na regionální a vyšší škále, zatímco na úrovni jednotlivých lokalit (typicky např. vodních ploch) je rozpoznání negativních vlivů člověka (např. zarybnění, kontaminace, absence managementu) často zřejmé i bez užití dlouhodobých pozorování a sofistikovaných metod.

al. 2014). V případě složitějších populačních struktur obojživelníků lze namísto takto náročného monitoringu velikosti celých populací použít pro zhodnocení trendů počty lokálních populací (typicky vodních/reprodukčních biotopů s presencí daného druhu), které s celkovou velikostí populace pozitivně korelují (Solský et al., *in litt.*).

Dopady pro praktickou ochranu. Pro praxi to znamená, že jednorázový pokles početnosti, pokud za ním není nějaká evidentní příčina (např. poškození biotopu), ještě nemusí znamenat, že je populace ohrožena. Podobně při monitoringu efektivity ochrannářských opatření je důležité, aby tento probíhal pokud možno po co nejdelší období (blíže kap. 6).

Pravděpodobnost zjištění druhu na lokalitě

Kromě výše uvedených problémů, spojených s odlišením vlivů člověka od působení přirozených faktorů, je analýza populačních trendů obojživelníků ovlivněna rovněž pravděpodobností zjištění určitého druhu na daném místě, tzv. detection probability (Boulinier et al. 1998). Zatímco přítomnost konkrétního druhu na lokalitě lze dokázat, prokázání jeho nepřítomnosti může být problematické – pozorovaná absence je buď dána reálnou absencí druhu či souhrou okolností, které znesnadňují jeho objevení, resp. způsobují jeho neobjevení (MacKenzie et al. 2003; MacKenzie 2005). Pravděpodobnost zjištění druhu na lokalitě je tak téměř vždy menší než jedna (MacKenzie et al. 2002), přičemž může být ovlivněna řadou faktorů¹⁰. V praktické ochraně přírody, a rovněž ani v rámci řady vědeckých studií (Ficetola 2015), tento fenomén zohledňován není, především díky náročnosti potřebných statistických analýz a požadované kvalitě vstupních dat (např. Dodd Jr. 2010; Bailey et al. 2014; Joseph et al. 2015; Miller & Grant 2015; Jimenez et al. 2016). V případě metodik zaměřených na monitoring našich obojživelníků (Kolektiv 2006; Jeřábková 2011) je alespoň doporučováno maximálně standardizovat podmínky, za kterých zjišťování přítomnosti a početnosti druhů na lokalitách probíhá. To mj. zahrnuje i realizaci monitoringu stejnou osobou, příp. osobou zaškolenou člověkem provádějícím předchozí monitoring na dané lokalitě, čímž se alespoň standardizuje chyba vázaná na pozorovatele.

¹⁰ Mezi faktory, které mohou ovlivňovat pravděpodobnost zjištění druhu na lokalitě, náleží: (i) ekologie druhu (např. skrytý způsob života či absence snadno detekovatelných projevů znesnadňuje jeho objevení), v rámci druhu se tato pravděpodobnost bude lišit i mezi vývojovými stádii; (ii) charakter lokality – v rámci větší či méně přehledné lokality objevíme tentýž druh s menší pravděpodobností než na přehledné nebo menší lokalitě; (iii) roční a denní doba průzkumu (včetně frekvence návštěv) a v neposlední řadě (iv) zkušenost pozorovatele – ta se liší jak mezi osobami, ale rovněž i v rámci konkrétního pozorovatele s tím, jak se zvyšuje jeho obeznanost s lokalitou i druhem samotným (MacKenzie et al. 2003; Bailey et al. 2004; De Solla et al. 2006; Mazerolle et al. 2007; Gómez-Rodríguez et al. 2012; Ficetola 2015).

3. HODNOCENÍ VLIVU FRAGMENTACE A PREDIKCE RIZIK

V obecné rovině existuje mnoho metod, jak popsat, příp. predikovat rozšíření organismů i jejich ohrožujících faktorů (včetně dopadů fragmentace na populace i jejich biotopy) v prostoru i v čase. Jejich následující přehled vychází zejména z bakalářské a diplomové práce Hudouska (Hudousek 2013, 2015). Důležité při používání statistických modelů je uvědomění si toho, že jde „jen o modely“. Náš svět obsahuje sice spoustu zákonitostí, ale také spoustu náhodností, a nemůžeme očekávat, že předpovědi, založené na těchto modelech, budou dokonalé (Šmilauer 2007). V další kapitole je uveden přehled využitelných metod s příklady (s pracovním názvem „Statistické nástroje“, samostatně (v kap. 3.2) je popis využití geografických informačních systémů) včetně příkladu predikce rizikových úseků komunikací pro obojživelníky v souvislosti s dopravou.

3.1 STATISTICKÉ NÁSTROJE

S nástupem nových výkonných statistických metod a nástrojů GIS, se vývoj prediktivních modelů v ekologii rychle zvyšoval (Guisan & Zimmermann 2000). K základním patří lineární (LM) či zobecněné lineární modely (GLM), dále zobecněné aditivní modely (GAM), analýzy přežívání populací (PVA), regresní a klasifikační stromy (Šmilauer 2007), dále mnohorozměrné adaptivní křivky (MARS), neuronové sítě (NNs), analýza maximální entropie (MaxEnt) a analýza ekologických nik (ENFA) (Elith et al. 2006). Společným znakem LM a GLM je předpoklad Gaussova neboli normálního rozdělení (Pekár & Brabec 2009) a zároveň data soustřeďující se na obecné trendy výskytu druhů. Naopak GAM, neuronové sítě a klasifikační stromy jsou neparametrickými metodami, které jsou založené na datech empirického chování druhu. MARS, MaxEnt a ENFA jsou vícerozměrnými metodami, které poskytují data udávající prostorové rozložení druhu. Jedná se tedy o tzv. prostorové analýzy (Segurado & Araújo 2004). PVA modeluje data v čase (Zambrano et al. 2007).

Obecné lineární modely (LM)

LM nám umožňují zjistit závislost mezi závislými, nebo také vysvětlovanými (angl. response variables) a nezávislými/vysvětlujícími proměnnými, někdy též prediktory (explanatory variables). V jednorozměrných modelech může být jedna závislá proměnná modelována jednou nebo vícero vysvětlujícími proměnnými. Ty mohou být kvantitativní nebo kategoriální, přičemž kategoriální dále mohou být spojité nebo diskrétní (Pekár & Brabec 2009). Rozhodující pro linearitu statistického modelu je, když systematická složka modelu zahrnuje lineární kombinace parametrů (Hastie et al. 2009). Lineární kombinace vysvětlujících proměnných bez chybové složky se nazývá lineární prediktor (Pekár & Brabec 2009). Jako prediktory lze v tomto případě použít jak kvantitativní, tak kategoriální proměnné (faktory) (Lepš & Šmilauer 2000). Při použití lineárních modelů předpokládáme Gaussovo, čili normální rozdělení vysvětlované proměnné, resp. jejích reziduálů (Pekár & Brabec 2009). Negativem je, že tímto nám model může nabídnout mnoho předpokladů o struktuře dat, ale předpovědi nemusí být přesné. To je dáno tím, že tato metoda je typická nízkou variancí, ale vysokou systematickou chybou, která vede ke zkresleným výsledkům. Pokud bychom tedy měli nový vzorek stejné populace, metoda by měla tendenci odhadnout stejné parametry (Franklin & Miller 2009).

Zobecněné lineární modely (GLM)

GLM, jak jej navrhuje Nelder & Wedderburn (1972), rozšiřují obecné lineární modely. V případě, že vysvětlovaná proměnná nemá normální rozdělení, lze použít jeho neparametrickou obdobu či GLM (Lepš & Šmilauer 2000, Franklin & Miller 2009). Linearita, jakožto důležitá vlastnost obecných lineárních modelů, je v GLM zachována na škále lineárního prediktoru, jehož vliv se vyjadřuje tzv. lineárním transformačním koeficientem (regresním koeficientem) (Lepš & Šmilauer 2000). Tyto modely nejsou snadno použitelné na biologických datech (Yee & Mitchells 1991). GLM používají k vyjádření odlišnosti skutečných hodnot vysvětlované proměnné a hodnot předpovězených modelem tzv. devianci. Na hodnocení kvality modelu se tedy používají testy založené na analýze deviance (Lepš & Šmilauer 2000). Cílem je nalézt model, který zmenšuje celkovou devianci. Takový model může být vytvářen i postupně, mohou být do modelu zařazovány ty nezávislé proměnné, které nejvíce snižují devianci vzhledem k aktuálnímu modelu (Tvrdík 2003).

Zobecněné aditivní modely (GAM)

Tradiční lineární modely často selhávají v situacích, kdy dochází k nelinearitě (Hastie et al. 2009). GAM poskytují zajímavé rozšíření zobecněných lineárních modelů (GLM) (Lepš & Šmilauer 2000), jelikož jsou jejich neparametrickou obdobou (Yee & Mitchell 1991), tudíž i více flexibilnější (Hastie et al. 2009). Lineární prediktor je zde nahrazen tzv. aditivním prediktorem. GAM nelze jednoduše numericky shrnout, na rozdíl od GLM, kde jejich primární parametry – regresní koeficienty – charakterizují podobu regresního modelu. Nejlepším způsobem, jak sumarizovat zobecněné aditivní modely, je vynést odhadnuté hladké transformační funkce, reprezentující vztah mezi hodnotami prediktoru a jeho vlivem na danou vysvětlovanou proměnnou (Lepš & Šmilauer 2000). GAM mohou být použity v mnohonásobném regresním modelování, jelikož byly původně navrženy k tvorbě parametrického modelu (GLM). V porovnání s ním GAM podávají přesnější predikce (Franklin & Miller 2009). Mohou být použity např. jako nástroje v analýze o rozšíření druhů s ohledem na podnebí (Yee & Mitchell 1991).

Analýza přežívání populací (PVA)

Jde o tzv. „survival analysis“, které jsou užitečnými nástroji k pochopení vlastností a dynamiky populace (Zambrano et al. 2007). PVA nám uvádí informace o lokální dynamice, identifikuje typ ohrožení, stanovuje vliv ohrožení a nakonec srovná možné typy predikčních návrhů. Jako složky PVA se uvádí lokální populační dynamika, která je vztažena k době života jedince, počet populací, populační velikost, nosné kapacity prostředí, frekvence a efekt katastrof, náchylnost k inbreedingu a migrace (<http://botany.natur.cuni.cz/zuzmun/5-PVA.pdf>). Software modelující PVA se nazývá Vortex (Lacy et al. 2005). Ten pracuje s daty demografické a environmentální stochasticity (náhodnosti), s katastrofami a genetickými procesy, které jsou s danou pravděpodobností specifikovány. Původně byl program vyvinut pro modelování savčích a ptačích populací, ale postupem času byla jeho modelovací schopnost zlepšena tak, že ho můžeme použít i na plazy a obojživelníky (Miller & Lacy 2005). Jelikož v dnešní době dochází k masivnímu poklesu obojživelníků, staly se PVA součástí jejich záchrany. Bylo např. zjištěno, že i přes zdánlivě špatný stav populace axolotla mexického (*Ambystoma mexicanum*) v Xochimilco, výsledky PVA naznačují nízkou pravděpodobnost zániku populace, v tomto případě

díky velké reprodukční schopnosti. Tento fakt může pomoci k obnově populace, jakmile nastanou příznivější podmínky pro přežití (Zambrano et al. 2007).

Regresní a klasifikační stromy (CART)

Jsou to metody založené na tvorbě stromů (Lepš & Šmilauer 2000) a jsou obdobou mnohonásobné regrese – vysvětlovaná proměnná je jen jedna, vysvětlujících je několik. Výhodou těchto metod oproti regresi je méně požadavků na kvalitu vysvětlujících proměnných (<http://www.sci.muni.cz/botany/zeleny/wiki/anadat-r/>). Vysvětlovaná proměnná může být kvantitativní (v případě regresních stromů) nebo kvalitativní (pro stromy klasifikační). Příprava prediktoru je zjednodušena, jelikož predikovaná proměnná může být jakéhokoli typu (numerická, binární, kategorická, atd.) (Elith et al. 2008). Pro data, u kterých je použití CART nezbytné, je typická vlastnost přítomnost mnoha vysvětlujících proměnných a také značné množství pozorování (Šmilauer 2007). Výsledky modelu se popisují „stromem“ znázorňujícím postupná dělení. Většinou při modelování vytvoříme strom příliš složitý. V další fázi se tedy snažíme najít optimální velikost stromu pro predikci hodnot vysvětlované proměnné. Určení optimální velikosti děláme procedurou „cross-validation“, a to tak, že vytvoříme sérii významně redukováných stromů jen z určité části dat a zbylá data použijeme na hodnocení výkonnosti vytvořeného stromu (Lepš & Šmilauer 2000).

Tyto metody jsou koncepčně jednoduché (Hastie et al. 2009) a svou popularitu získaly díky tomu, že data prezentují způsobem, který je intuitivní a snadno představitelný (Elith et al. 2008). Slouží zejména pro predikce (Elith & Leatwick 2009) a jsou snad nejvíce neparametrickými metodami, jaké můžeme najít pro popis závislosti hodnot vysvětlované proměnné na hodnotách prediktorů (Lepš & Šmilauer 2000). Použili je např. Timm et al. (2007) ve studii, kde zkoumali emigrace mláďat a imigrace dospělců ve 14 různých rybnících u 4 druhů obojživelníků. Ve čtyřech ze šesti případů identifikovali vždy několik dní v roce, ve kterých bylo zaznamenáno nejvyšší procento pohybu jedinců. Z výsledků byly navrženy termíny silniční uzávěry, aby se co nejefektivněji minimalizovala mortalita obojživelníků na silnicích při jejich migracích. Vícerozměrné regresní stromy (MRT) jsou relativně novou statistickou metodou, která může být použita k přezkoumání, popisu a predikci vztahů mezi údaji více druhů a charakteristik životního prostředí (De'ath 2002).

Mnohorozměrné adaptivní regresní křivky (MARS)

Lze je považovat za neparametrické zobecnění postupné lineární regrese, vhodné k řešení velkého množství predikovaných proměnných, nebo jako modifikaci regresních stromů (Franklin & Miller 2009). Ačkoli tyto metody byly a jsou úzce spojeny s ostatními metodami (Friedman & Roosen 1995, Franklin & Miller 2009), až do nedávna nebyly v druhovém distribučním modelování používány (Franklin & Miller 2009). Slouží pro flexibilní regresní modelování vícerozměrných dat (Friedman 1991).

Neuronové sítě (NNs)

NNs byly vyvinuty tak, aby zahrnovaly velké množství modelů a výukových metod (Hastie et al. 2009). Představují je tzv. umělé neurony, jejichž předobrazem je biologický neuron (Novák 1998; Pěchotová 2009), na které se připojují tzv. axony, dále vstupní a výstupní vrstvy. Spojení mezi dvěma buňkami v sousedních vrstvách je přiřazena váha, která kvantifikuje vliv na

výstupu (Findlay & Zheng 1999). Přestože bylo prokázáno, že NNs v porovnání s tradičními metodami vykazují vyšší predikční sílu, jsou často označovány jako tzv. „černé skříňky“, jelikož podávají nedostatečně vysvětlující pohled na relativní vliv nezávislé proměnné v predikčním procesu (Olden & Jackson 2002). Pro příklad jich využili Pearson et al. (2002) pro hodnocení klimatických dopadů na soubor rostlinných druhů ve Velké Británii.

Analýza maximální entropie (MaxEnt)

Analýza maximální entropie „MaxEnt“ (Phillips et al. 2006) je zároveň software pro modelování druhové distribuce na základě dat o přítomnosti druhu (Elith et al. 2011) i při v modelování geografického rozložení daného druhu (Phillips et al. 2004). Entropie soustavy charakterizuje neuspořádanost systému, který můžeme chápat jako charakteristiku degradace energie v jejích různých přeměnách. Takové systémy ponechané přirozenému vývoji směřují totiž ke stavu s maximální entropií. Vysoce uspořádané systémy mají nízkou entropii a vysoký obsah informací (Navrátil 2011).

MaxEnt, jako software umožňující modelování geografické distribuce druhů, pracuje pouze s daty přítomnosti druhů. Údaje o absenci výskytu nejsou totiž pro většinu druhů k dispozici (Phillips et al. 2004). Díky tomu, že tato metoda používá pouze data přítomnosti a ukázala jimi vyšší prediktivní přesnost než ostatní metody, vyvolala velký zájem (Elith et al. 2006). Rozdíl MaxEnt od klasických regresních modelů je ten, že když regresní modely aplikují data výskytu nebo absence, není interpretace výsledků jednoznačná, protože místo modelování pravděpodobnosti výskytu, predikuje pouze jednu z relativních možností, nebo relativních pravděpodobností využití stanoviště (Phillips et al. 2006). Analýzu zmiňují Puschendorf et al. (2009) ve studii, kde studovali přítomnost chytridiomykózy na 35 druzích obojživelníků. MaxEnt použili k modelování predikcí výskytu patogenu *B. dendrobatidis*, který vytvořil 100 predikcí, z nichž 10 nejpřesnějších použili k vytvoření složeného distribučního modelu.

ENM nástroje (tools)

Jedná se nástrojovou sadu, která rozšiřuje MaxEnt a současně poskytuje širokou škálu srovnávacích hypotéz. Hypotézy, které mohou být pomocí ENM tools testovány, zahrnují test identity nik, zpětnou podobnost testu a tzv. range-braking tests, který testuje, zda biogeografické hranice odpovídají významnosti variability prostředí (Warren et al. 2010).

Faktorová analýza ekologických nik (ENFA)

Analýza předpovídá druhovou distribuci pouze na základě dat přítomnosti druhu. Tato metoda je schopna vytvářet mapy vhodných stanovišť, které identifikují nevhodnější lokalitu pro druh (Hirzel et al. 2002). Faktory jsou nekorelované a mají biologický význam: prvním faktorem je marginalita (mezní faktor), který popisuje, jak daleko se daný druh optimálně vyskytuje od středního profilu studovaného území. Druhým je faktor tolerance, který je seřazen podle výše klesající vysvětlené variance a popisuje, jak jsou druhy specializované, vzhledem k dostupnému rozsahu studovaného území (Hirzel 2001). Původně byla teorie ekologických nik myšlena pro použití dat nepřítomnosti druhů, ale tato data analýzy zkreslovala, a proto byla navržena ENFA, jako alternativní přístup (Zaniewski et al. 2002). Specializovaný software, který ENFA provádí – „Biomapper“ (<http://www2.unil.ch/biomapper/>), zahrnuje statistické nástroje a funkce k tvorbě dat. ENFA má tendence, v porovnání s regresními metodami jako GLM a GAM,

predikovat příliš optimistické předpovědi o rozsahu vhodného stanoviště (Zaniewski et al. 2002). Je to čistě popisná metoda a nelze od ní extrahovat kauzality vztahů. Mapy potenciálních stanovišť jsou velkou výhodou, ale nezahrnují žádné intervaly spolehlivosti distribuce (Hirzel et al. 2002).

3.2 GEOGRAFICKÉ INFORMAČNÍ SYSTÉMY (GIS)

Jedním z dalších použitelných nástrojů jsou GIS (Tuček 1998). GIS v oblasti distribučního modelování nabízejí rozsáhlé možnosti posuzování environmentálních faktorů včetně dopadů fragmentace krajiny (Kozak 2008), a proto jim je věnován v tomto textu samostatný prostor. Častého využití v GIS mají klasické statistické metody (sumy, mediány, maxima a další jednorozměrné metody), ale také regresní analýzy, metodiky prostorové predikce atd. (Tuček 1998). Pojem je GIS používán pro označení počítačových systémů orientovaných na zpracování geografických dat, prezentovaných především v podobě různých map (Smutný 2007). Na rozdíl od klasických map, mohou pracovat s překryvem map různých faktorů (ESRI 2015). Podle ArcData Praha (2015a) je GIS organizovaný soubor počítačového hardwaru, softwaru a geografických údajů (naplněné báze dat). GIS jsou navrženy pro efektivní získávání, ukládání, upravování, obhospodařování, analyzování a zobrazování všech forem geografických informací a kombinací dat (ESRI 2015). GIS mají své uživatele typicky mimo rámec zájmu běžných aplikací informačních technologií, pro příklad obrana, státní správa a samospráva, ochrana životního prostředí a správa krajiny, zemědělství, správa inženýrských sítí, geologie, školství atd. (Tuček 2006).

Vstupními informacemi jsou většinou prostorová data. Pro geografická data, jako jeden z druhů prostorových dat, je známá geografická poloha místa na zemském povrchu nebo v jeho blízkém okolí, ke kterému se data vztahují. Geografická poloha je daná např. zeměpisnými souřadnicemi (Smutný 2007). Absolutní prostor představují rastrové mapy a relativní prostor vektorové mapy. Rastrová mapa je velikostně absolutně zadaná (souřadnicemi okrajů) a dělí prostor „rastrizací“ na malé plošky. Vedle toho vektorová mapová vrstva je množinou objektů s určitým tvarem a rozměrem (Tuček 2006). Pokud data neobsahují žádný (byť i nepřímý) údaj o lokalizaci a lokalizace nevyplývá ani z kontextu, pak takováto data jsou vždy neprostorová (Rapant 2002). Údaj, který zajišťuje vazbu dat na konkrétní místo v prostoru, se nazývá georeference. V ideálním případě jsou touto georeferencí přímo souřadnice na mapě, ale většinou se jedná o údaj, který zprostředkovává prostorovou lokalizaci nepřímo, jako je například adresa, číslo parcely, název státu, okresu města, městské části apod. (Smutný 2007).

Základní entitou popisovanou daty je geoprvek (angl. feature), označován jako základní prostorová entita, která je dále nedělitelná na jednotky stejného typu a která je popisovaná prostorovými daty. Z geoprvku je složeno prostředí, v němž se člověk pohybuje (Rapant 2002). U geoprvku je důležitý jeho popis pro správnou reprezentaci a zpracování (poloha v prostoru a jeho geometrické vlastnosti, negeometrické vlastnosti – atributy, trvání v čase, vztahy k okolním geoprvkům) (Smutný 2007).

Software GIS

K nejznámějším dodavatelům software pro GIS patří kalifornská společnost ESRI. Vlajkovou lodí společnosti je produkt ArcGIS. (Smutný 2012). Softwarový produkt ArcGIS se v GIS komunitě

považuje za nejpokročilejší GIS nástroj na světě (Tuček 2006). ArcGIS Desktop poskytuje kompletní software pro GIS a je k dispozici ve třech úrovních: ArcView, ArcEditor a ArcInfo, které se liší různou úrovní funkcionality (Smutný 2012). Dále jsou produkty těchto úrovní tvořeny aplikacemi ArcMap a ArcCatalog (ArcData Praha 2015). V aplikaci ArcMap je možno data zobrazovat, dotazovat se na ně, provádět nejrůznější analýzy, vytvářet výkresy a tisknout výsledné mapy. Poskytuje tedy dva různé pohledy na mapu, tj. zobrazení geografických dat a zobrazení výkresu mapy. ArcCatalog nabízí nástroje pro správu, tvorbu a organizaci geografických dat a tvorbu sofistikovaných geodatabází pro jejich ukládání (ESRI 2015). Pro správu a analýzu prostorových je v obou aplikacích bohatý soubor nástrojů umístěných v uživatelském rozhraní ArcToolbox (ArcData Praha 2015b).

Možnosti systému lze rozšířit přidáním specializovaných rozšiřujících modulů – nadstaveb, které se prezentují novými panely funkcí a nástrojů. Např. ArcGIS 3D Analyst, které přináší do GIS třetí rozměr. 2D vrstvy získají prostorový tvar na základě modelu reliéfu, navíc je možné jednotlivé 2D prvky „vytáhnout“ nad či pod úroveň terénu podle údajů v atributové tabulce. Dalším rozšířením je např. nadstavba Spatial Analyst, která umožňuje vytvářet data v rastrovém formátu a analyzovat souvislosti mezi různými typy geografických dat – v rastrovém i vektorovém formátu. Spatial Analyst otevírá cestu k využití těch dat, která popisují spojitě se měnící veličiny, jako např. nadmořská výška, sklon, teplota, tlak srážky, znečištění apod., a umožní vytvořit rastrovou vrstvu prostřednictvím interpolace hodnot naměřených v diskretních bodech zkoumaného území (Smutný 2012).

ArcGIS for Desktop lze snadno přizpůsobit potřebám jakékoli organizace nebo pracoviště. Pro méně složité úpravy je k dispozici grafické programovací prostředí ModelBuilder, pro náročnější postupy lze využít integrovaný programovací jazyk Python. Jeho prostřednictvím lze přistupovat k různým funkcím ArcGIS, a zahrnout je tak do komplexních vědeckých výpočtů nebo automatizovat správu dat (ArcData Praha 2015b).

Využití GIS pro predikce organismů a jejich ohrožujících příčin

Mapování a predikce organismů je v posledních letech důležitou součástí plánování ochrany a péče o ekosystémy (Ozkan et al. 2015). V GIS existují možnosti jak takové modelování v prostoru usnadnit. GIS je tvořen pro tvorbu, editaci, správu, analýzu a vizualizaci geografických informací (ArcData Praha 2015c). Proto byl využit v mnoha prostorových analýzách v oblasti životního prostředí (Rapant 2002). Potenciál GIS v ochraně obojživelníků využili např. Ray et al. (2002), kteří modelovali prostorové rozložení populací obojživelníků na základě přístupu prostupnosti stanovišť v GIS. Využili k tomu podkladové mapy „land use“, ze které vytvořili mapu frikčního povrchu, tj. mapu, jejíž jednotlivé rastrové buňky jsou tvořeny náklady na energii, která je potřebná k jejímu přechodu. Potenciální migrační zóny byly modelovány na základě této frikční mapy spolu s uvážením maximálních migračních vzdáleností jednotlivých druhů obojživelníků.

Dále jsou uvedeny dva konkrétní výstupy aktivity – Kompletace databáze, mapování, predikce a ověřování kritických úseků pro obojživelníky na silnicích – řešené v rámci projektu financovaného z Norských fondů – Zmírnění důsledků fragmentace biotopů v různých typech krajiny České republiky, týkající se využití nástrojů GIS pro analýzu příčin mortality obojživelníků na silnicích a pro predikci faktorů zodpovědných za tuto mortalitu.

(i) Analýza příčin mortality obojživelníků na komunikacích. Cílem této dílčí aktivity bylo zjistit faktory zodpovědné za zvýšenou mortalitu obojživelníků na komunikacích. Ve spolupráci s AOPK ČR bylo pro následné terénní šetření a analýzy vybráno 24 úseků, zejména kritických (tj. s vysokou mortalitou obojživelníků v řádech vyšších stovek až tisíců jedinců). Dále byly stanoveny tzv. kontrolní úseky. Jednalo se lokality, kde nedochází k významnější mortalitě obojživelníků a mají přitom obdobné prostorové uspořádání vhodného prostředí v okolí silnic se stejnou intenzitou dopravy v blízkosti mapovaných rizikových a kritických úseků. V rámci terénního šetření všech těchto úseků byly zaznamenávány jejich environmentální charakteristiky, např. vzdálenost reprodukčního biotopu od komunikace, přítomnost liniových struktur vhodných pro migraci obojživelníků či existence a funkčnost objektů na silnicích využitelných k jejich překonání (typicky trubní a rámové propustky). Pomocí zobecněných lineárních modelů byly porovnány vlastnosti kontrolních a kritických úseků. Mezi faktory, které jsou nejvíce zodpovědné za mortalitu obojživelníků na komunikacích, patří vzdálenost k reprodukčnímu biotopu (čím blíže je tento silnici, tím je vyšší pravděpodobnost mortality) a dále počet a zejména funkčnost migračních objektů. V řadě případů jsou totiž propustky nefunkční (poškozené, ucpané apod.), a nemohou tak plnit svou funkci. Dalším výstupem této části aktivity je katalog kritických úseků s jejich lokalizací, detailním popisem, fotodokumentací, mapovými výstupy a návrhy možných opatření ke snížení mortality obojživelníků.

(ii) Predikce míst, kde jsou obojživelníci ohrožováni dopravou. V rámci této dílčí aktivity byla provedena predikce míst, kde dochází ke křížení migračních tras obojživelníků s dopravními stavbami. K tomuto účelu byla použita multikriteriální analýza relevantních environmentálních charakteristik (např. vzdálenost k reprodukčnímu biotopu), dále údajů o výskytu obojživelníků, informací o intenzitě dopravy, frikční mapy a klimatických charakteristik. Výstupem je mapa těchto potenciálních rizikových a kritických míst. V této metodě byla vstupní vrstvou mapa frikčního povrchu, která udává odpor jednotlivých biotopů při jejich zdolávání. Místo průniku migrační trasy s dopravní stavbou bylo identifikováno jako rizikový úsek. Tímto způsobem bylo zaznamenáno 1091 rizikových úseků. Podobně byla provedena i predikce kritických úseků (rizikové úseky s potenciálně nejvyšší mortalitou v řádech tisíců jedinců). Predikováno bylo 22 kritických úseků, které byly situovány převážně na silnicích nižších tříd s nižší intenzitou dopravy. Tyto úseky s potvrzenou vysokou mortalitou by měly být, podobně jako úseky identifikované v rámci předchozí dílčí aktivity, dále chráněny pomocí trvalých zábran a vhodných migračních objektů.

4. OCHRANA V RÁMCI PŘÍPRAVY ZÁMĚRŮ, PRÁVNÍ ASPEKTY

V této kapitole, jež vychází zejména z publikace Vojara et al. (2014), jsou shrnuty právní možnosti ochrany obojživelníků a jejich biotopů v souvislosti s fragmentací krajiny způsobené zejména investičními záměry (kap. 4.1) a využití těchto nástrojů v rámci přípravy záměrů (kap. 4.2). Vzhledem k novelizacím předpisů je nezbytné vždy pracovat s jejich aktuálními verzemi.

4.1 PRÁVNÍ ASPEKTY OCHRANY OBOJŽIVELNÍKŮ

Legislativní ochrana obojživelníků a jejich prostředí je zakotvena v několika právních předpisech. Těmi základními jsou zákon č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, v platném znění (dále jen zákon či ZOPK), a jeho prováděcí vyhláška č. 395/1992 Sb., v platném znění (dále jen vyhláška). Tyto předpisy řeší ochranu na úrovni druhů (populací, jedinců) a dále ochranu vybraných částí krajiny.

4.1.1 ZÁKON O OCHRANĚ PŘÍRODY A KRAJINY

(I) OCHRANA JEDINCŮ, POPULACÍ A DRUHŮ

Ochranu druhů lze dle ZOPK dělit na obecnou a zvláštní, přičemž ochranný režim se v obou případech výrazně liší. Zatímco v rámci obecné ochrany druhů jsou zákonem chráněny populace a celé druhy (a také ekosystémy), zvláštní druhová ochrana poskytuje poměrně přísnou ochranu i jednotlivcům.

Obecná ochrana druhů

V rámci obecné ochrany druhů jsou u nás chráněny všechny živočišné a rostlinné druhy (včetně hub) a jejich populace včetně ekosystému, jehož jsou součástí. Z dikce zákona vyplývá, že zakázány jsou takové činnosti, které by vedly jednak k ohrožení druhů na bytí, jednak k zániku kterékoli (tedy i lokální) populace druhu (Miko et al. 2007). Příslušný orgán ochrany přírody (OOP) může v případě porušení těchto podmínek obecné ochrany druhů rušivou činnost omezit či zakázat.

Druh je tvořen jednou nebo více různě velkými populacemi. U druhů široce rozšířených, s vysokým počtem jedinců, se za ohrožení druhu považuje ovlivnění daleko vyššího počtu populací (jedinců) než u druhů vzácných, endemických, s malým počtem populací a jedinců. Je tedy nutné posuzovat ohrožení druhů případ od případu (Miko et al. 2007). Co se týče **populací**, ohroženy zánikem bývají především malé lokální populace, zejména pokud jsou izolované. Je nutné si také uvědomit, že k zániku (lokální) populace může dojít i tím, že snížíme počet jedinců schopných reprodukce pod určitou minimální hodnotu, čímž postupem času dochází k jejímu zániku. Minimální velikost životaschopné populace, která je ještě schopná s vysokou pravděpodobností dlouhodobě přežívat na dané lokalitě, je ovšem druhově specifická a může čítat od několika desítek po několik tisíc reprodukčně aktivních jedinců (Primack et al. 2006). Pro přežití populace je kromě toho důležitá i minimální velikost území

nezbytná pro udržení životaschopné populace vycházející z ekologických nároků jedinců jednotlivých druhů (Miko et al. 2007).

Z těchto důvodů je zásadní ochrana biotopu nebo ekosystému, jehož jsou dané druhy součástí. Zákon chrání všechny druhy rostlin a živočichů před činnostmi, které by mohly vést ke zničení takového **ekosystému**. Ke zničení ekosystému na konkrétní lokalitě dojde tehdy, když se změni podmínky stanoviště natolik, že daný ekosystém na určitém území přestane existovat. V praxi může jít o zavezení tůně, vytěžení rašeliniště, zástavbu louky či mokřadu apod. Zničení ekosystému může předcházet řada dalších činností, které vedou k postupnému ničení, ale nikoliv k bezprostřednímu zániku, např. zahloubení koryta vodního toku, likvidace břehových porostů, odvodnění údolní nivy, přeměna luk a pastvin na ornou půdu, fragmentace biotopů zástavbou a liniiovými stavbami (Miko et al. 2007).

Povinnost zamezení nadměrnému úhynu rostlin a živočichů

Obecná ochrana rostlin a živočichů zahrnuje také povinnost fyzických a právnických osob, aby při taxativně vyjmenovaných činnostech zamezily nadměrnému úhynu rostlin a zraňování nebo úhynu živočichů nebo ničení jejich biotopů. Nadměrný úhyn je takový, který vede k porušení zásad obecné ochrany (tj. dojde k ohrožení druhů, zániku populací či ekosystémů), ale také takový, kterému bylo možno zabránit technicky a ekonomicky dostupnými prostředky. Těmito prostředky může být celá řada preventivních opatření, jako např. vhodná organizace staveniště, zabránění vstupu obojživelníků do prostoru stavby nebo načasování prací mimo období hnízdění ptáků. Vzhledem k tomu, že se druhová ochrana ve vztahu k investičním záměrům zaměřuje především na ochranu druhů zvláště chráněných (ZCHD), kde je ochrana těchto druhů jasně vymezena již na úrovni jedinců, je účelné dále podrobněji rozebrat praktické možnosti obecné ochrany druhů při konkrétních typech činností tak, jak vyplývají z § 5 odst. 3 ZOPK.

Výčet činností, na které se výše uvedená povinnost vztahuje, zahrnuje **zemědělské a lesnické práce**, tedy hospodaření v krajině a jeho dopady, jako může být například usmrcování či zraňování živočichů při seči a jiném použití mechanizace nebo úhyn rostlin či živočichů (jako necílových organismů) v důsledku použití pesticidů. Další okruh činností zahrnuje **stavební práce**. Zákonem stanovená povinnost může v tomto případě představovat potřebu omezení rozsahu stavebních prací včetně terénních úprav tak, aby nedocházelo ke zbytečnému (nadměrnému) poškození biotopů (např. v rámci dočasného záboru nebo se stavbou souvisejících terénních a vegetačních úprav). Patří sem i volba šetrnější technologie, postupu a harmonogramu prací, které omezí riziko zranění či úhynu organismů (pokud jsou na stavbě přítomny nebo se do jejího prostoru dostávají). Obdobně je tomu i v případě **vodohospodářských úprav**. V příloze č. 1 zákona o posuzování vlivů (ZPV), kde se tento pojem také vyskytuje, jsou mezi vodohospodářské úpravy zahrnuty odvodnění, závlahy, protierozní ochrana půdy, terénní úpravy, lesnicko-technické meliorace atp. Je však zřejmé, že v rámci § 5 odst. 3 ZOPK bude tímto pojmem myšlena pouze ta část aktivit, které mají nestavební charakter (vodní díla, resp. vodohospodářské stavby by měly být považovány za stavební práce). Kromě záměrů zmíněných v příloze č. 1 ZPV může jít také např. o úpravy koryt vodních toků v rámci jejich údržby. Poslední dva okruhy taxativně vyjmenovaných aktivit zahrnují **dopravu a energetiku**, u kterých jde především o povinnost omezení dopadu provozování jejich infrastruktury. Výstavba je totiž řešena opět v rámci povinnosti vztahující se

ke stavebním pracím. Konkrétně jde o zajištění takových opatření, které sníží zejména mortalitu a zraňování živočichů na silniční síti či na energetických zařízeních (kolize živočichů s dopravními prostředky, úhyny živočichů na elektrickém vedení), nebo při výrobě elektrické energie (úhyny ryb v důsledku provozu vodních elektráren, úhyny ptáků a netopýrů při provozu větrných elektráren). Patří sem i opatření ke snížení poškozování biotopů či úhynu rostlin a živočichů v důsledku použití chemických prostředků. V případě energetiky je zde velmi úzká vazba na povinnost stanovenou v § 5a odst. 5 ZOPK (podobně jako v § 25 odst. 11 písm. g) energetického zákona), tedy povinnost zabezpečit nadzemní vedení vysokého napětí opatřeními proti usmrcování ptáků elektrickým proudem.

Zajištění opatření (prostředků) proti úhynu a zraňování. Naplňování popsaných povinností by mělo být při uvedených činnostech automatické (jde o zákonem stanovenou povinnost). Pokud však k úhynu či zraňování dochází, resp. potřebná opatření aplikována nejsou, může příslušný OOP uložit zajištění či použití takových ochranných prostředků sám. Oproti § 5 odst. 1 ZOPK se v tomto případě bude jednat vždy o rozhodnutí, tedy individuální správní akt, a to s ohledem na skutečnost, že plnění povinnosti zamezit nadměrnému úhynu či zraňování je nutné vždy řešit s konkrétní fyzickou či právnickou osobou, provádějící některou z vyjmenovaných činností.

Příslušným orgánem jsou obce s rozšířenou působností (ORP), v případě ZCHD krajské úřady, na území národních parků (NP) jejich správy, na území chráněných krajinných oblastí (CHKO) pak Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky (AOPK ČR). V případě ZCHD sice platí i ochrana každého jedince, nicméně povinnost stanovená § 5 odst. 3 ZOPK, která má významný preventivní charakter, platí pro tyto druhy také a jejich zvláštní (speciální) ochranu doplňuje. Kromě kontroly a případného uložení zajištění potřebných opatření (prostředků) proti nadměrnému úhynu či zraňování v případech, kdy již činnost probíhá, by OOP také měly sledovat, zda je povinnost podle § 5 odst. 3 zákona (a též ochrana podle § 5 odst. 1) respektována, např. v rámci přípravy projektů. Jako dotčené orgány státní správy v řízeních podle jiných zákonů případně upozorňují na nedostatky, nutnost zahrnutí potřebných prostředků nebo přijetí vhodného postupu (např. usměrnění harmonogramu prací, upřesnění podmínek, které by měly být při činnosti dodrženy).

Rozšiřování nepůvodních druhů

Ochrany druhů se může dotýkat též ustanovení zákona řešící záměrné rozšiřování geograficky nepůvodních/alochtonních druhů, což je mimo zvláště chráněná území (ZCHÚ) bez povolení příslušného OOP (ORP) zakázáno. Ve ZCHÚ, vyjma přírodní památky (PP) a národní přírodní památky (NPP), je tento zákaz uveden v základních ochranných podmínkách, a jeho případné prolomení tedy vázáno na udělení výjimky ze zákazů ve ZCHÚ podle § 43 zákona. Je třeba si uvědomit, že záměrným vysazováním nepůvodních druhů mohou být ohrožovány druhy původní (konkurencí, přenosem nemocí atp.). V souvislosti s investičními záměry by mohlo jít o případy nevhodných transferů na vzdálená místa, kde se druh dříve nevyskytoval. Introdukce jedinců nepůvodních druhů do nových míst může být i podstatou konkrétního podnikatelského záměru, týká-li se např. chovu nepůvodních druhů ryb.

Zvláštní ochrana druhů

Mezi ZCHD jsou řazeny ohrožené nebo vzácné druhy rostlin (i hub) a živočichů (případně dle § 48 odst. 4 ZOPK také vědecky či kulturně velmi významné druhy). Výčet ZCHD je uveden v přílohách č. 2 (rostliny) a 3 (živočichové) vyhlášky č. 395/1992 Sb., v platném znění. Tyto druhy jsou podle zákona chráněny před škodlivými zásahy do jejich vývoje. Mezi tyto zásahy patří např. ničení, usmrcování, zraňování, poškozování, trhání a odchyt nebo rušení (jedná se o činnosti zakázané zákonem). Ochrana se vztahuje na všechna vývojová stádia a části organismů, chráněn je rovněž biotop a sídla (přirozená i umělá) ZCHD. Ochrana a stanovené zákazy se týkají činností při realizaci vlastních záměrů, ale také záchranných transferů a jiných činností, při kterých je manipulováno s jedinci. Realizovat činností, při kterých by došlo k porušení stanovených zákazů, lze pouze na základě udělení výjimky ze zákazů u ZCHD dle § 56 zákona.

Výjimky ze zákazů u ZCHD

Pro povolení výjimky je podle § 56 ZOPK stanovena řada podmínek, které musí být splněny současně. Výjimku lze povolit, pouze pokud daná činnost představuje jiný převažující veřejný zájem nebo jde o zájem ochrany přírody. Navíc, v případě druhů, které jsou chráněny podle práva Evropské unie (tedy v návaznosti na směrnici 2009/147/ES o ptácích všechny ptačí druhy dále ZCHD zařazené zároveň do přílohy IV směrnice 92/43/EHS o stanovištích), musí být ověřeno, že neexistuje jiné (mírnější) uspokojivé řešení a zda povolovaná činnost neovlivní dosažení či udržení příznivého stavu druhu z hlediska ochrany. U druhů chráněných podle práva EU musí povolovaná činnost spadat rovněž mezi některý z konkrétně vyjmenovaných důvodů uvedených v § 56 ZOPK, tedy:

- a) v zájmu ochrany živočichů, rostlin a přírodních stanovišť,
- b) v zájmu prevence závažných škod, zejména na úrodě, dobytku, lesích, rybolovu, vodách a ostatních typech majetku,
- c) v zájmu veřejného zdraví nebo veřejné bezpečnosti nebo z jiných naléhavých důvodů převažujícího veřejného zájmu, včetně důvodů sociálního a ekonomického charakteru a důvodů s příznivými důsledky nesporného významu pro životní prostředí,
- d) pro účely výzkumu a vzdělávání, opětovného osídlení určitého území populací druhu nebo opětovného vysazení v původním areálu druhu a chovu a pěstování nezbytných pro tyto účely, včetně umělého rozmnožování rostlin,
- e) v případě zvláště chráněných druhů ptáků pro odchyt, držení nebo jiné využívání ptáků v malém množství.

Řízení o výjimce je návrhové (tj. může být zahájeno pouze na návrh žadatele) a žadatel (v případě investičních záměrů zpravidla investor nebo jím pověřená osoba) musí doložit, že záměr splňuje uvedené podmínky – tj. že realizace činnosti či záměru naplňuje veřejný zájem, uvést, proč se domnívá, že tento veřejný zájem je naléhavý a převažuje nad zájmem ochrany daného druhu jeho naléhavost a podklady pro posouzení neexistence jiného uspokojivého řešení (informace, z kterých bude patrné, že byla zvolena varianta s nejmenšími možnými dopady na chráněný druh, např. v rámci posouzení EIA).

Kompetentními orgány pro udělení výjimky ze zákazů podle § 56 ZOPK jsou krajské úřady. Bez udělení výjimky nelze jedince ZCHD ani poškozovat na místě záměru, ani s nimi jakkoliv

manipulovat, např. za účelem odchytu a přemístěním na jinou lokalitu. V opačném případě jde o protiprávní jednání. Podle závažnosti může jít o přešůpek (týká se fyzických osob), jiný správní delikt (právnícké osoby) či trestný čin, naplňuje-li jednání skutkovou podstatu definovanou trestním zákoníkem č. 40/2009 Sb., v platném znění.

V případě neplánovaných bezodkladných zásahů prováděných v zájmu ochrany jedinců či populací ZCHD (např. transfer obojživelníků z nově vzniklé tůně na staveništi) se však uplatňuje §2 odst. 2 písm. b) zákona č. 200/1990 Sb., o přešůpcích, v platném znění, podle kterého se za přešůpek nepovažuje konání směřované k odvrácení nebezpečí, jež hrozí zájmu chráněnému zákonem (v tomto případě v zájmu ochrany zvláště chráněného živočicha), pokud jednáním nebyl způsoben stejně závažný následek než ten, který hrozil, a nebylo možné v dané situaci postupovat jinak.

(II) ÚZEMNÍ OCHRANA

V této kapitole jsou stručně shrnuty legislativní možnosti ochrany území podle ZOPK, jež mohou být uplatněny při realizaci záměrů s potenciálem fragmentovat biotopy a stanoviště obojživelníků. Územní ochranu dělit na obecnou a zvláštní (speciální). **Zvláštní územní ochrana** se vztahuje k ZCHÚ, kterými jsou u nás NP, CHKO, NPR, NPP, PR a PP. Součástí naší legislativy je rovněž ochrana území podle požadavků legislativy Evropské unie – soustavy Natura 2000, konkrétně evropsky významných lokalit (EVL) a ptačích oblastí (PO). **Obecná územní ochrana** zahrnuje ochranu dalších vybraných částí krajiny. Jde o územní systémy ekologické stability (ÚSES), významné krajinné prvky (VKP) a přírodní parky (PŘP). Dalším nástrojem územní ochrany jsou přechodně chráněné plochy (PCHP).

Obecná územní ochrana

Územní systémy ekologické stability (ÚSES)

ÚSES je ze zákona definován jako vzájemně propojený soubor přirozených i pozmeněných, avšak přírodě blízkých ekosystémů, které udržují přírodní rovnováhu. Cílem ÚSES je zvyšování ekologické stability krajiny. Problém je, že ekologická stabilita jako taková ve své podstatě neexistuje a v současné ekologii tento pojem již nemá své místo (blíže např. Konvička et al. 2005). ÚSES je složen z biocenter, dle § 1 písm. a) vyhlášky definovaných jako biotop nebo soubor biotopů, který svým stavem a velikostí umožňuje trvalou existenci přirozeného či pozmeněného, avšak přírodě blízkého ekosystému, a dále z biokoridorů, definovaných v témže § 1 písm. b) jako území, které neumožňuje rozhodující části organismů trvalou dlouhodobou existenci, avšak umožňuje jejich migraci mezi biocentry, a tím vytváří z oddělených biocenter síť. Systém biocenter a biokoridorů bývá doplněn o interakční prvky – často se systémem nepropojené a izolované významnější fragmenty v krajině, např. meze či remízy. I přes výše uvedenou definici biokoridoru, je uplatnění ÚSES v rámci ochrany prostupnosti krajiny (např. při výstavbě komunikací) z výše uvedených důvodů minimální. Dokládá to i fakt, že dle Rukověti projektanta ÚSES (Löw et al. 1995) je možné biokoridory přerušit, a to na 15 až 2000 m u biokoridorů místního významu!

Dle zákona je ochrana ÚSES povinností všech vlastníků i uživatelů pozemků a jeho vytváření je veřejným zájmem (Prchalová 2006, Stejskal 2006).Právní ochranu území zařazených do ÚSES nemohou OOP vynucovat přímo a neplnění povinnosti, spočívající v jeho ochraně vlastníky a

uživateli pozemků, není možno z důvodu absence této skutkové podstaty dle zákona považovat za přešůpek a postihovat (Miko et al. 2007). Praktický význam v ochraně přírody tak mají pouze ÚSES schválené v rámci územně plánovací dokumentace. Jako součást územních plánů jsou již prvky ÚSES legitimními limity využití území, jejichž (legální) prolomení je možné pouze na základě schválené změny územního plánu.

Významné krajinné prvky (VKP)

VKP jsou dle definice v § 3 odst. 1 písm. b) ZOPK ekologicky, geomorfologicky nebo esteticky hodnotné části krajiny, utvářející její typický vzhled nebo přispívající k udržení její stability. **VKP ze zákona** jsou všechny lesy, rašeliniště, vodní toky, rybníky, jezera a údolní nivy, tedy velmi často biotopy životně důležité pro existenci řady ZCHD. Další části krajiny, jako např. remízy, skalní výchozy, stepní trávníky či mokřady, lze za VKP vyhlásit, resp. registrovat. Takto **registrovaný VKP** požívá stejné ochrany, jako VKP ze zákona.

Všechny VKP jsou ze zákona chráněny před ničením a poškozováním. Veškeré činnosti, které by mohly vést k poškození či zničení VKP nebo k oslabení jeho ekologicko-stabilizační funkce, je možné realizovat jen na základě závazného stanoviska příslušného OOP (v případě VKP ze zákona to je ORP, u registrovaných VKP pak POÚ). Příkladný výčet takových činností je uveden v § 4 odst. 2 ZOPK; jsou jimi umístování staveb, pozemkové úpravy, změny kultur pozemků, odvodňování pozemků, úpravy vodních toků i nádrží a těžba nerostů. Pokud by došlo k poškození či zničení VKP nebo k oslabení jeho ekologicko-stabilizační funkce v důsledku jiných než výše uvedených činností, je povinností investora si závazné stanovisko opatřit rovněž.

Obsahem stanoviska je souhlas či nesouhlas se zamýšlenou činností. Závazné stanovisko obsahující souhlas může obsahovat podmínky realizace záměru, přičemž bez splnění těchto podmínek není možné záměr realizovat. Navrhované podmínky mají minimalizovat negativní dopady na vlastní podstatu VKP či minimalizovat oslabení či ohrožení jeho ekologicko-stabilizační funkce. Příkladem takového opatření může být načasování prací mimo období hnízdění ptáků či rozmnožování a vývoje obojživelníků, příp. další opatření preventivního charakteru (Miko et al. 2007). Realizace většiny zásahů, ke kterým je třeba závazného stanoviska OOP, vyžaduje povolující rozhodnutí dalšího správního úřadu, např. rozhodnutí o umístění a povolení stavby, povolení hornické činnosti k těžbě nerostů, povolení k nakládání s vodami či další povolení podle zákona o vodách. Povolující správní orgán je obsahem závazného stanoviska OOP vázán (Miko et al. 2007).

Ochrana krajinného rázu

Krajinný ráz je dle § 12 ZOPK definován jako přírodní, kulturní a historická charakteristika určitého místa či oblasti. Ze zákona je chráněn před činností snižující jeho estetickou či přírodní hodnotu. Ve vztahu k investičním záměrům má význam zákonná povinnost investora opatřit si k zásahům, které by mohly snížit nebo změnit krajinný ráz (zejména k umístování a povolování staveb, ale i k dalším činnostem), souhlas příslušného OOP (mimo ZCHÚ jsou to ORP, na území NP správy NP, na území CHKO pak AOPK ČR). Podobně jako u VKP, ve všech případech, kdy bude po posouzení OOP navazovat povolující rozhodnutí jiného správního orgánu, je tento správní orgán obsahem závazného stanoviska OOP vázán. Krajinný ráz se neposuzuje v zastavěném území a v zastavitelných plochách, pro které je územním nebo regulačním

plánem stanoveno plošné a prostorové uspořádání a podmínky ochrany krajinného rázu dohodnuté s OOP.

K ochraně krajinného rázu mimo ZCHÚ mohou být krajskými úřady zřizovány obecně závazným předpisem přírodní parky (PřP). Krajský úřad v nařízení jednak vymezí území PřP, jednak stanoví omezení využívání území tak, aby bylo zabráněno ničení, poškozování nebo rušení stavu tohoto území. Omezení mohou spočívat zejména ve stanovení konkrétních regulativů výstavby a vymezení konkrétních činností, které jsou na území PřP vázány na předchozí souhlas příslušným OOP, kterým jsou na základě zbytkové působnosti ORP.

Přechodně chráněné plochy (PCHP)

Slouží k ochraně území s dočasným nebo nepředvídaným výskytem ochránářsky významných druhů, zejména zvláště chráněných. PCHP se vyhláší na předem stanovenou dobu, případně na opakované období, např. vždy po dobu hnízdění ptáků nebo po dobu rozmnožování a vývoje obojživelníků. Kompetentními orgány k vyhlášení PCHP jsou ORP, v případě NP jeho správa, u CHKO pak AOPK ČR, které v rozhodnutí o vyhlášení PCHP mohou omezit takové využití území, jež by znamenalo zničení, poškození nebo rušení vývoje předmětu ochrany. Vzhledem k tomu, že PCHP jsou vyhlášeny rozhodnutím ve správním řízení, je omezení vázáno pouze na účastníky řízení, tedy zpravidla na vlastníka či nájemce pozemků; třetí osoby se o existenci PCHP nemohou ani dozvědět. Vyhlášení PCHP tak může řešit jen velmi malou část rizikových situací za velmi specifických podmínek. V praxi je tento institut ochrany využíván poměrně zřídka.

Zvláštní územní ochrana

K ochraně celých ekosystémů, společenstev, ev. i významných lokalit výskytu jednotlivých druhů, lze podle ZOPK vyhlásit ZCHÚ, konkrétně NP, CHKO, NPR, NPP, PR a PP. Každá z kategorií ZCHÚ má v zákoně uvedeny tzv. základní ochranné podmínky, tj. činnosti, které jsou v dané kategorii ZCHÚ zákonem zakázané. V případě PP i NPP je základní ochranná podmínka stanovena obecně jako zákaz změn, poškození nebo hospodářského využívání, které by vedlo k poškození PP či NPP. U ostatních ZCHÚ jsou zákonem stanoveny zákazy (konkrétní zakázané činnosti) v rozsahu odpovídajícím potřebám jednotlivých kategorií ZCHÚ – jde např. o zákazy vjíždění mimo cesty, rozšiřování nepůvodních druhů nebo v některých kategoriích ZCHÚ umístování staveb. Kromě základních ochranných podmínek ZCHÚ mohou být při jejich vyhlášení stanoveny ve zřizovacím předpisu (zákonu, nařízení vlády, vyhlášení, nařízení) tzv. bližší ochranné podmínky (činnosti vázané na souhlas). V případě NP jsou tyto bližší ochranné podmínky definované v zákonu, kterým je daný NP vyhlášen, a tudíž mohou mít i formu zákazů. U ostatních kategorií ZCHÚ bližší ochranné podmínky formu zákazů mít nemohou. Jsou tak ve zřizovacím předpisu definovány jako činnosti vázané na předchozí souhlas příslušného OOP (krajské úřady, správy NP, na území CHKO AOPK ČR).

Výjimky ze zákazů ve zvláště chráněných územích

Povaha investičních záměrů je často v rozporu se základními podmínkami ochrany ZCHÚ. Realizaci činností zakázaných ve ZCHÚ lze potom provádět pouze na základě výjimky ze zákazů podle §43 zákona. Výjimku lze povolit pouze v případě, že povolovaná činnost představuje jiný převažující veřejný zájem, případně jde o zájem ochrany přírody nebo v případech, kdy

povolovaná činnost významně neovlivní zachování stavu předmětu ochrany ZCHÚ. Ani při splnění těchto podmínek však na udělení výjimky není právní nárok. K udělení výjimky dle §43 ZOPK jsou na území NP příslušné správy NP, na území CHKO, NPR a NPP AOPK ČR, v případě PP a PR mimo území NP, CHKO a vojenských újezdů krajské úřady. Ve specifických případech výrazně převažujícího veřejného zájmu (záměry zakotvené v celostátních koncepcích atp.) rozhoduje o povolení výjimky vláda ČR a následně vydává rozhodnutí MŽP ČR.

Ochrana lokalit soustavy Natura 2000

Kromě zvláštní územní ochrany je nutné upozornit na specifickou ochranu lokalit soustavy Natura 2000, tedy EVL a PO. **Ptačí oblasti** jsou území se specifickým režimem ochrany (nejedná se o ZCHÚ). Nemají stanoveny žádné základní ochranné podmínky (zákazy). V jednotlivých nařízeních vlády, kterými byly vyhlášeny, jsou však pro každou oblast uvedeny činnosti vázané na předchozí souhlas OOP. V PO s druhy vázanými na vodní prostředí je často vázán na souhlas vstup do litorálních porostů v období hnízdění, případně vstup do prostoru hnízdních kolonií atp. Co se týče **EVL**, značná část těchto území je v překryvu s některou z kategorií ZCHÚ; v takovém případě pro ně platí vše, co bylo uvedeno pro ZCHÚ. Určitá část EVL je však vyhlášena v tzv. základní ochraně, jejíž režim je obdobný jako u VKP. Několik desítek EVL je mimo to chráněno formou tzv. smluvní ochrany mezi OOP a vlastníkem pozemku či nemovitosti, představující EVL.

4.1.2 SOUVISLOST S DALŠÍMI PRÁVNÍMI PŘEDPISY

Trestně právní odpovědnost v ochraně přírody

Trestní zákoník č. 40/2009 Sb., v platném znění, zakotvil do právního řádu skutkové podstaty trestných činů proti životnímu prostředí. V případě ochrany planě rostoucích rostlin, volně žijících živočichů a jejich prostředí se uplatní zejména §§ 299–301. Konkrétně § 299 řeší neoprávněné nakládání s chráněnými volně žijícími živočichy a planě rostoucími rostlinami. Chráněnými se myslí druhy uvedené v přílohách č. 2 a 3 vyhlášky a rovněž druhy chráněné dle zákona č. 100/2004 Sb., o obchodování s ohroženými druhy, v platném znění, a nařízení Rady č. 338/97/ES, týkající se úmluvy CITES. Trestným činem je mj. usmrcení, zničení, poškození či odejmutí z přírody více než 25 kusů živočichů, rostlin nebo tzv. exemplářů CITES; v případě silně nebo kriticky ohroženého druhu živočicha nebo rostliny může jít pouze o jediného jedince. Kromě zákazu činnosti, propadnutí věci nebo jiné majetkové hodnoty je jednou z možných sankcí i trest odnětí svobody až na tři roky, v závažných případech až na osm let. Trestným činem může být i výše uvedené jednání spáchané z nedbalosti (§ 300), kde je maximální výše sazby u nepodmíněného trestu stanovena na jeden rok.

V rámci trestně právní odpovědnosti v ochraně přírody může být za trestný čin považováno rovněž jednání (úmyslné i z nedbalosti), které vede k poškození nebo zničení chráněných částí přírody (§ 301). Chráněnými částmi přírody jsou zde míněny památné stromy, VKP, jeskyně, ZCHÚ, EVL a PO. Zničením či poškozením je myšlen zásah, díky kterému zanikne nebo je značně oslaben důvod pro ochranu takové části přírody. Trestem může být zákaz činnosti, propadnutím věci nebo jiné majetkové hodnoty, příp. odnětí svobody až na tři léta.

Ochrana zvířat proti týrání

Tuto problematiku řeší zákon č. 246/1992 Sb., na ochranu zvířat proti týrání, v platném znění. Ten **definuje zvíře** jako obratlovce chovaného v lidské péči i ve volné přírodě (vyjma plodů a embryí a také člověka). Zakazuje týrání zvířat a zároveň vymezuje činnosti, které lze za týrání považovat. Zákon také upravuje rozsah případů, za kterých je přípustné zvíře usmrtit; kromě využití hospodářských zvířat jde také např. o důvody regulace populace nebo opatření proti škodlivým organismům (tyto důvody tak lze aplikovat kupříkladu při eradikaci invazních druhů).

Zásahy, které mohou působit bolest či stres, jsou dle výše uvedeného zákona možné za situace spojené s naléhavou potřebou záchrany zvířat a při činnosti prováděné podle schváleného plánu pokusů. U druhé z těchto možností jsou k těmto zákrokům oprávněni pouze lékaři, veterinární lékaři a osoby s jiným vysokoškolským vzděláním biologického směru, kterým bylo uděleno osvědčení příslušným orgánem ochrany zvířat (ústřední veterinární komisi) na základě školení a úspěšného absolvování zkoušky. V případě naléhavé potřeby ochrany zvířat, kterým pravděpodobně bude za určitých okolností i záchranný transfer obojživelníků přes komunikace, sice plán pokusů není třeba, je ale nepřípustné, aby transfer probíhal způsobem, který tato zvířata poškozují. Pokud by se prokázalo, že záchranná akce přinesla ve srovnání s nulovou variantou (tedy jejím neprovedením) větší škody ve vztahu k transferovaným organismům, pak právní postih v rámci tohoto zákona rozhodně nelze vyloučit, nehledě na ZOPK, event. trestní zákoník. Zda se v případě záchranných transferů dostáváme do střetu se zákony či nikoliv, bude velmi záležet na ohleduplném přístupu k zachraňovaným zvířatům.

Další právní předpisy

Ochrany rostlin, živočichů a jejich prostředí se dotýká celá řada zákonů a předpisů, především z oblasti legislativy ochrany životního prostředí. Jako příklady je možné uvést:

- **Zákon o rybářství** č. 99/2004 Sb., v platném znění, upravuje mj. ochranu a lov ryb, pěstování a lov vodních organismů a ochranu jejich života a životního prostředí. Zákon o rybářství tak neposkytuje ochranu pouze rybám, ale všem vodním organismům, což jsou vodní živočichové a vodní rostliny, které jsou zdrojem potravy ryb nebo jsou přirozenou součástí vodního prostředí – tedy například i obojživelníci, plazi, korýši a podobně. Ryby a vodní organismy nesmějí být zbytečně ohrožovány, zraňovány či rušeny, chráněno je i jejich životní prostředí (Müllerová & Stejskal 2013).
- **Zákon o myslivosti** č. 449/2001 Sb., v platném znění – zařazení konkrétního druhu mezi zvěř, resp. mezi zvěř, kterou lze obhospodařovat lovem, ovlivňuje možnosti nakládání s jedinci těchto druhů. V případě potřeby odchytu či odlovu jedinců druhů patřících mezi zvěř je tedy nutno postupovat rovněž v souladu s požadavky zákona o myslivosti.
- **Vodní zákon** č. 254/2001 Sb., v platném znění, a jeho prováděcí předpisy zahrnují (obecně v rámci cílů zákona) také ochranu vodních a na vodu vázaných ekosystémů. V navazujících vyhláškách řeší např. požadovanou kvalitu povrchových vod ve vztahu k vybraným skupinám živočichů a ve vazbě na evropskou Rámcovou směrnici o vodách se tento zákon zabývá i revitalizací vodních toků a nádrží

4.2 OCHRANA OBOJŽIVELNÍKŮ V RÁMCI PŘÍPRAVY ZÁMĚRŮ

V předchozí kapitole byly záměrně opomenuty dva zcela zásadní právní předpisy uplatnitelné v ochraně prostupnosti krajiny, a to zákon č. 183/2006 Sb., o územním plánování a stavebním řádu, v platném znění (stavební zákon) a dále zákon č. 100/2001 Sb., o posuzování vlivů na životní prostředí, v platném znění (ZPV). Oba hrají klíčovou roli zejména při plánování investičních záměrů v krajině a při posuzování jejich vlivu na životní prostředí, včetně vlivů na organismy, a při zachování propojení jejich biotopů, stanovišť a populací. V kap. 4.2.1, vycházející z publikace Vojara et al. (2014), je obecně popsán proces začleňování podmínek ochrany přírody při přípravě investičních záměrů; kap. 4.2.2 již obsahuje shrnutí konkrétního postupu řešení prostupnosti krajiny v souvislosti s budováním komunikací. Tato problematika je podrobně řešena v publikaci Anděla et al. (2011).

4.2.1 PROCESNÍ ŘÍZENÍ A ZAČLEŇOVÁNÍ PODMÍNEK OCHRANY PŘÍRODY PŘI PŘÍPRAVĚ ZÁMĚRŮ

Příprava jakéhokoliv investičního záměru se řídí pravidly definovanými ve stavebním zákoně. Zde je také definováno, ve kterém stupni přípravy je třeba předložit podkladová stanoviska a rozhodnutí OOP. Stavební zákon řeší i územní plánování, v rámci něhož se plánuje umístění záměrů. Koncepce a územní plány jsou rovněž hodnoceny z hlediska vlivu na udržitelný rozvoj území.

Stavební zákon a příslušné vyhlášky dále upřesňují náležitosti dokumentace staveb, jejichž součástí jsou i aspekty související s ochranou životního prostředí. Ve stavebním zákoně je rovněž zakotvena povinnost projektantů provést kvalitní přípravu dokumentace, a to nejen ze stavebního hlediska, ale i z hlediska dalších oblastí včetně životního prostředí. Podle § 159 by projektant měl řešení předem konzultovat s DOSS včetně OOP. Tento postup by často umožnil omezit následné komplikace v úrovni schvalovacích řízení, v praxi však není bohužel příliš využíván.

V případě povolování investic, jde ve většině případů o záměry, které musí být zakotveny v územně plánovací dokumentaci (ÚPD). Tato dokumentace, konkrétně zásady územního rozvoje (ZÚR) krajů a územní plány obcí se schvalují poté, co prošly hodnocením vlivů na udržitelný rozvoj území podle stavebního zákona. Záměry obsažené v ÚPD podléhají povinnosti hodnocení na projektové úrovni; jsou-li uvedeny v příloze I ZPV, je pro ně povinná EIA; pokud nespádají do režimu EIA, což je možné pouze u menších/podlimitních záměrů, může příslušný OOP nařídit biologické hodnocení a na základě jeho výsledků se potom rozhoduje. V rámci procesu EIA se řeší vlivy na faunu, flóru, ZCHÚ a specificky na území soustavy Natura 2000 (EVL a PO).

Specifickým nástrojem ochrany lokalit soustavy Natura 2000, který nemá obdobu u ZCHÚ, je posuzování vlivů dle § 45h a § 45i ZOPK. Podle těchto ustanovení podléhá každý záměr nebo koncepce, které samostatně nebo ve spojení s jinými mohou významně ovlivnit příznivý stav předmětu ochrany nebo celistvost EVL nebo PO, speciálnímu hodnocení vlivů (to se provádí v rámci EIA, avšak jde o odlišný proces se specifickým postupem). To, zda lze pravděpodobnost významného vlivu vyloučit či nikoli (a bude tedy nutné posouzení), uvádí OOP (krajský úřad, na území NP příslušná správa a v CHKO AOPK ČR) ve stanovisku vydávaném podle § 45i odst. 1

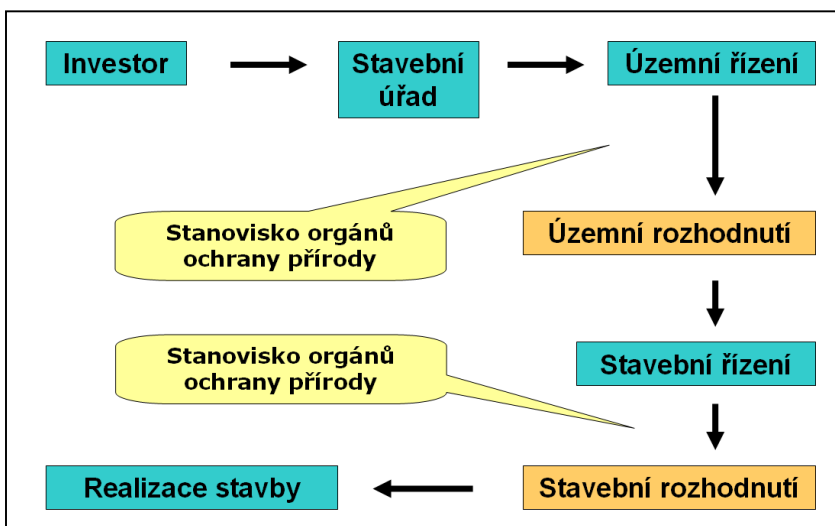
zákona – tato fáze se v zahraničí často nazývá „screening“. Žádný investiční záměr, u něhož ve screeningové fázi příslušný OOP nevyloučí možnost významného vlivu, nemůže být povolen, aniž by byl podroben naturovému hodnocení v rámci procesu EIA.

V rámci rozhodování podle stavebního zákona se na investice vydává nejprve územní rozhodnutí. Územním rozhodnutím stavební úřad schvaluje navržený záměr a stanoví podmínky pro využití a ochranu území, podmínky pro další přípravu a realizaci záměru, zejména pro projektovou přípravu stavby. Investor záměru (stavby) je povinen dodržet podmínky chránící zájmy ochrany přírody, které vyplývají z územního rozhodnutí a stavebního povolení. Tyto podmínky jsou do rozhodnutí stavebních úřadů začleňovány na základě stanovisek nebo podkladových rozhodnutí příslušných OOP. Schematicky je celý proces znázorněn na **obr. 2**. V praxi to znamená, že pokud se záměr dotkne např. ZCHD, je podmínkou vydání územního rozhodnutí udělení výjimky ze zákazů u ZCHD udělené kompetentním OOP podle ZOPK. Vzhledem k tomu, že podkladem pro udělení takové výjimky je biologický průzkum na lokalitě, který by měl trvat po celou vegetační sezónu, a celý proces udělování výjimky ze zákazů u ZCHD může trvat rovněž několik měsíců, měl by s tímto investor počítat a zahájit přípravu záměru v dostatečném předstihu.

Posuzování vlivů na životní prostředí

Jedná se o preventivní nástroj ochrany životního prostředí, který má z hlediska ochrany rostlin, živočichů i jejich biotopů tato základní pozitiva: **(i)** je zařazen na samém počátku investiční přípravy, tedy v době, kdy celková koncepce záměru není ještě uzavřena; **(ii)** je možné (a ze zákona doporučené) v něm hodnotit různé varianty záměru a hledat optimální řešení z hlediska životního prostředí; **(iii)** procesu EIA se může zúčastnit široká odborná i laická veřejnost a přispívat k nalezení vhodného řešení svými připomínkami a **(iv)** podmínky, které jsou obsažené v závěrečném stanovisku procesu EIA, musí být zohledněny v rámci územního a stavebního řízení.

Obr. 2: Jednotlivé fáze technologické přípravy záměrů včetně začlenění požadavků orgánů ochrany přírody do územních a stavebních rozhodnutí. (© J. Vojar)



4.2.2 ŘEŠENÍ PROBLEMATIKY FRAGMENTACE V SOUVISLOSTI S PLÁNOVÁNÍM KOMUNIKACÍ

Tento text vychází z publikace Anděla et al. (2011) a shrnuje základní doporučení při řešení problematiky fragmentace krajiny/stanovišť/biotopů/populací v souvislosti s plánováním pozemních komunikací, a to v jednotlivých fázích investiční přípravy. Investiční příprava pozemních komunikací je složitý proces, ve kterém se řeší uskutečnění technických i organizačních záměrů od koncepce až po vlastní realizaci. Ve vztahu k řešenému tématu zde platí tyto hlavní zásady: **(i)** zařazení problematiky fragmentace krajiny a migrace živočichů do rozhodování ve všech stupních investiční přípravy; **(ii)** zpracování odborných podkladových materiálů pro rozhodování (tzv. migračních studií). Realizace migračních opatření je složitou a ekonomicky náročnou oblastí. Proto pro kvalitní rozhodování je třeba (analogicky k řešení hlukové zátěže) vycházet z podrobných odborných podkladů. Migrační studie jsou požadovány ve třech navazujících stupních: strategická – rámcová – detailní.

Etapa celostátní koncepce a SEA. Je etapou, ve které se připravují koncepční materiály pro rozvoj dopravy i pro strategii ochrany životního prostředí. Povinnou součástí projednání je proces strategického hodnocení vlivů na životní prostředí (SEA). V rámci něj by měla být řešena i problematika fragmentace krajiny jako jeden z faktorů udržitelného rozvoje. Odborným podkladem jako součást SEA je strategická migrační studie.

Etapa výběru dopravních koridorů a územního plánování. Je základní etapou, ve které musí být řešena koordinace rozvoje dopravy a další infrastruktury s koncepcí ochrany průchodnosti krajiny – migračně významná území (MVÚ) a dálkové migrační koridory (DMK). V rámci územního plánování je třeba zajistit, aby nedošlo k přerušování DMK a aby realizace migračních opatření na komunikacích nebyla znehodnocena jinou vzájemně nekoordinovanou aktivitou. Odborným podkladem je strategická migrační studie.

Etapa výběru trasy a procesu EIA. V této etapě dochází k výběru výsledné trasy komunikace z několika variant. Fragmentace krajiny a migrační průchodnost je jedním z kritérií při výběru optimální varianty. Odborným podkladem je rámcová migrační studie jako součást dokumentace EIA. Hodnotí se především celkové možnosti zajištění průchodnosti trasy, nikoliv detaily migračních objektů. Při návrzích se vychází zejména z využití původních objektů a z jejich dílčí optimalizace formou úpravy rozměrů, realizací naváděcích prvků apod.

Etapa územního řízení. V této etapě dochází k definitivnímu umístění trasy do území včetně přesné lokalizace migračních objektů. Odborným podkladem je detailní migrační studie. V ní jsou podrobně rozpracovány veškeré parametry nejen migračních objektů (konstrukce, rozměry, charakter podmostí, vegetační úpravy, naváděcí prvky, eliminace rušivých vlivů aj.), ale i dalších opatření (oplocení, bariéry pro obojživelníky, protihlukové stěny, vegetační úpravy, návaznost na okolní krajinu aj.). Definitivně zde musí být dořešena návaznost na jiné objekty, které by mohly migrační opatření narušit.

Etapa stavebního řízení. V této etapě se řešení stanovené v územním řízení rozpracovává do formy detailních projektů. Požadavkem je, aby na konečných technických projektech migračních opatření spolupracoval s technikem vždy ekolog. Ten potvrdí v rámci technických zpráv k objektům, že zpracování je v souladu s požadavky územního rozhodnutí.

Etapa realizace. Ve fázi realizace se na stavbě uplatňují dva subjekty, které zajišťují správnou realizaci projektu a minimalizaci dopadů stavby na životní prostředí: **(i)** ekodozor stavby, **(ii)** ekologická služba. Ekodozor stavby zastupuje investora a dohlíží na dodržování zájmů ochrany

přírody při výstavbě a tedy i na správnou realizaci migračních opatření. Ekologická služba se uplatňuje na velkých stavbách, je najímána investorem a realizuje řadu odborných činností souvisejících s ochranou rostlin a živočichů (např. transfery).

Etapa provozu. V etapě provozu se činnost zaměřuje **(i)** na údržbu a prohlídky objektů – probíhá podle platných technických norem, **(ii)** monitoring využívání objektu. Jeho cílem je získat odpovídající zpětnou vazbu pro optimalizaci nejen daného objektu, ale i pro výstavbu objektů dalších. Monitoring se provádí tehdy, když byl uložen jako podmínka v územním nebo stavebním řízení. Specifikace objektů, u kterých se bude monitoring realizovat, jeho rozsah a způsob provedení by měl být stanoven plánem monitoringu, který provozovatel předloží ke schválení orgánu ochrany přírody.



Obr. 3. Jedním z nejvíce ohrožovaných obojživelníků na komunikacích bývá ropucha obecná (*Bufo bufo*), zejména z důvodu jejích masových tahů v době jarní migrace na místa rozmnožování. (© M. Šandera)

5. PRAKTICKÁ OCHRANA OBOJŽIVELNÍKŮ V SOUVISLOSTI S FRAGMENTACÍ

Možnosti praktické ochrany obojživelníků před fragmentací jejich stanovišť, biotopů a populací jsou vymezeny jednak zakotvením požadavků na ochranu obojživelníků a prostředí v právních předpisech (viz předchozí kapitola) a také znalostmi, zkušenostmi a ochotou zodpovědných osob. V následujícím textu (kap. 5.2) jsou shrnuty možnosti ochrany obojživelníků (ale i jiných, zejména drobných živočichů), resp. jejich populací a biotopů, v souvislosti realizací investičních záměrů, jež mohou mít výrazné fragmentační účinky (zejména dopravní stavby). Vzhledem k tomu, že populace i biotopy obojživelníků jsou fragmentovány/ohrožovány rovněž dopravou na stávajících komunikacích (viz kap. 2.2.2), je úvodní kapitola 5.1 věnována právě ochraně obojživelníků při jejich tazích přes komunikace. Text vychází zejména z publikací Mikátové & Vlašína (2002, 2004), Vojara (2007), Anděla et al. (2011), Zavadila et al. (2011) a Vojara et al. (2014), kde lze nalézt také podrobnější informace k tématu.

5.1 OCHRANA OBOJŽIVELNÍKŮ PŘI JEJICH TAZÍCH PŘES KOMUNIKACE

Celá problematika bývá veřejností, ale bohužel i dobrovolnými a profesionálními ochránci přírody, zjednodušována na transfery obojživelníků pomocí zábran a padacích pastí v době jejich jarního tahu na místa rozmnožování. Ve své podstatě nejde o trvale udržitelné opatření – transfery jednak problém jako takový neřeší a současně závisí na nejistých finančních podporách a prozatím neutuchajícím nadšení stovek dobrovolníků, kteří ročně přenášejí odhadem několik desítek tisíc žab a čolků (Jílková 2010). Na obhajobu transferů je nutné dodat, že, kromě značného počtu zachráněných obojživelníků, jsou díky zapojení široké veřejnosti včetně mládeže významnou osvětovou aktivitou.

Způsob řešení ochrany migrujících obojživelníků se liší podle toho, jestli se jedná o plánovanou či stávající komunikaci. U plánovaných, ale i opravovaných komunikací je nutno již ve fázi projektu zajistit umístění vhodných migračních objektů – propustků či víceúčelových podchodů (Hlaváč & Anděl 2001; Anděl et al. 2011) a trvalých naváděcích zařízení na místech s významnými tahy obojživelníků (v řádech desítek a více jedinců). Tato místa se u nových komunikací určují na základě výsledků migrační studie. V případě oprav stávajících silnic je možné s úspěchem použít data z transferů provedených s pomocí dočasných zábran (pokud byly prováděny). Důležitá je přitom pečlivá evidence odchycených zvířat, a to již podle jednotlivých, předem očíslovaných nádob. Prostor vymezený nádobami s nejvyššími počty odchycených obojživelníků je místem nejsilnějšího tahu (Vojar 2007).

U stávajících komunikací je důležitá evidence tahových míst obojživelníků (Mikátová & Vlašín 2002, 2004). Kromě samotných transferů se zejména v zahraničí používají k ochraně obojživelníků dopravní značení včetně omezení rychlosti a dočasné uzavírky silnic. Trvalým řešením může být pořízení náhradního místa rozmnožování v prostoru mezi zimovištěm a silnicí (viz výše) (Mikátová & Vlašín 2002). Samotné transfery s využitím padacích pastí a dočasných zábran jsou časově, a potažmo i finančně poměrně náročné – zábrany by měly být umístěny po obou stranách komunikace (pro ochranu dospělců migrujících po reprodukci zpět

z nádrže), a to až do doby migrace metamorfovaných mláďat (červenec, event. ještě později). To se ovšem děje pouze výjimečně. Mají-li být transfery účinné, je nutno dodržet i další základní podmínky, mezi které patří: **(i)** dostatečná frekvence kontrol pastí i celistvosti bariéry (nejméně jednou denně, ideálně brzy ráno); **(ii)** volba vhodného materiálu zábran s hladkým povrchem, který obojživelníci nepřekonají (např. pevný igelit); **(iii)** vhodné založení bariéry – přihnutí spodku a vytvoření horního lemu, dostatečná výška zábran (nejméně 40–50 cm); **(iv)** velikost, úprava a umístění pastí – stačí desetilitrové kbelíky s drobnými otvory ve dně a proti úniku zvířat opatřené shora víkem s uprostřed vyříznutým otvorem, jež musí těsně přiléhat k zábraně (blíže Mikátová & Vlašín 2002, Vojar 2007, Zavadil et al., 2011). Technické řešení konstrukce a obsluhy zábran je zevrubně popsáno v příloze publikace Zavadila et al. (2011), v **boxu 3** jsou specifikovány nejčastější chyby při realizaci záchranných transferů pomocí dočasných bariér.

Box 3: Hlavní chyby při konstrukci dočasných bariér pro odchyt obojživelníků
(upraveno dle Vojara 2007)

- absence předběžného průzkumu a s tím související nevhodné umístění bariér mimo místo hlavního tahu obojživelníků,
- volba špatného materiálu zábran (perforované materiály, hrubá tkanina apod.), jež je pro většinu druhů (zejména čolky) snadno překonatelný,
- stavba zábrany pouze v jednom směru tahu obojživelníků (pouze na jedné straně komunikace, kdy při zpětném tahu jsou jedinci zábranami zdržováni v blízkosti komunikace),
- nedostatečná kontrola celistvosti bariéry (nutno při každé kontrole pastí, viz dále),
- jakákoliv mezera mezi nádobou a bariérou, snižující značně efektivitu zábran,
- nepřihnutá zemina ve spodní části zábrany, příp. nezapuštění do země,
- neohnutí vršku zábran proti směru tahu obojživelníků (zabraňuje překonávání zejména čolky),
- příliš mělké nebo široké odchytové nádoby, jež usnadňují úniky odchycených jedinců,
- odchytová nádoba nemá víko s otvorem (viz výše), nezbytností zejména u lokalit s výskytem čolků,
- nevhodně upravený vnitřek nádoby, znesnadňující její kontrolu (příliš mnoho materiálu, substrát apod.) či dokonce ohrožující obojživelníky (voda v pastích),
- nedostatečná frekvence kontrol pastí, pasti je nutno kontrolovat nejméně jednou denně (ideálně brzy ráno po nočním tahu), v době hlavního tahu pak nejméně dvakrát za den (ráno a večer),
- špatné zacházení se zvířaty (zraňování, dehydratace) včetně nedodržování hygienických pravidel omezujících šíření nebezpečných nemocí,
- nedostatečně prováděný zápis kontrol pastí (evidence je nezbytná pro stanovení účinnosti opatření i plánování trvalých bariér, které je nutno umísťovat na místa s nejsilnějším tahem),
- neodstranění dočasných bariér ihned po ukončení tahu obojživelníků.

5.2 OCHRANA OBOJŽIVELNÍKŮ V SOUVISLOSTI S INVESTIČNÍMI ZÁMĚRY

Kapitola obsahuje přehled praktických opatření na ochranu (nejen) obojživelníků a jejich biotopů v souvislosti s investičními záměry s fragmentačními účinky. Typicky může jít o výstavbu komunikací, vysokorychlostních železnic, sídelních útvarů či rozsáhlejších jednotlivých staveb, dále pak záměry související s těžbou nerostů či jinými zásahy do krajiny (odvodňování, úpravy terénu apod.). V zásadě je lze rozdělit na: **(i)** opatření realizovaná na straně záměru, **(ii)** opatření na místě záměru (*in situ*) a **(iii)** opatření mimo místo záměru (*ex situ*). V praxi je účelné jednotlivé typy opatření kombinovat s ohledem na ekologické nároky dotčených druhů, charakter dotčeného území, povahu i rozsah záměru. Je nutné si uvědomit, že v současnosti poměrně rozšířené metody *ex situ* (typicky záchranné transfery organismů z míst ohrožovaných záměry, viz kap. 5.2.3) jsou pouze doplňkem k opatřením realizovaným na místě záměru (*in situ*) a zejména pak k preventivním opatřením na straně záměru (např. výběr vhodné varianty). Zásadní je, aby se vhodné kombinace smysluplných ochranných opatření staly součástí územních a stavebních rozhodnutí, neboť jen tak jsou pro investory tato opatření závazná a jejich dodržování příslušnými orgány veřejné správy vymahatelné. Text vychází především z publikace Vojara et al. (2014).

5.2.1 OPATŘENÍ NA STRANĚ ZÁMĚRU

Cílem těchto opatření je předem eliminovat, nebo alespoň omezit, negativní přímé i nepřímé vlivy záměru na rostliny, živočichy a jejich biotopy. Vzhledem k jejich preventivnímu charakteru jsou tato opatření klíčová a mají mezi všemi ostatními jednoznačnou prioritu. V praxi jde především o úpravu umístění, rozsahu, způsobu provedení, ale i designu záměru (např. podoby příčných objektů liniových staveb) či volbu šetrnější varianty z hlediska ochrany přírody. Zatímco vhodné umístění záměru na jinou biologicky méně hodnotnou lokalitu může nejcennější biotopy ochránit zcela, další metody ochrany (*in situ* a *ex situ*) zpravidla negativní vlivy záměrů pouze zmírňují.

Významná část investičních záměrů bývá zakotvena v územně plánovací dokumentaci (ÚPD). Základními strategickými dokumenty ÚPD jsou podle stavebního zákona zásady územního rozvoje (ZÚR) krajů a územní a regulační plány obcí. Tato dokumentace, resp. ZÚR a územní plány obcí, je schvalována až po hodnocení vlivů na udržitelný rozvoj území (viz kap. 3.1.4). Volba vhodného umístění záměru by proto měla probíhat již ve fázi hodnocení ÚPD či v rámci SEA. V pozdějších fázích projednávání záměrů je změna lokalizace záměru velmi problematická až nereálná (zejména u větších záměrů podléhajících EIA). Proto je období zpracovávání, projednávání a schvalování ÚPD klíčovým pro uplatňování požadavků OOP. V další fázi přípravy záměrů se v rámci procesu EIA u záměrů stanovených v příloze 1 ZPV posuzují varianty těchto záměrů (pokud byly předloženy); srovnání předložených variant zamýšleného zásahu s návrhem varianty optimální by mělo být provedeno také u podlimitních záměrů v rámci biologických hodnocení podle § 67 ZOPK, resp. § 18 vyhlášky, pokud takové hodnocení bylo příslušným OOP nařízeno.

5.2.2 OPATŘENÍ NA MÍSTĚ ZÁMĚRU

(i) Preventivní opatření

Tato opatření mají, podobně jako volba vhodného území či varianty, zásadní význam, neboť vhodným naplánováním prací na místě záměru lze jeho negativní vlivy významně snížit. V praxi se jedná zejména o efektivní organizaci prací na místě dotčeném záměrem a vhodné načasování prací včetně zamezení vlivu výstavby na organismy (např. zabránění vnikání živočichů do prostoru stavby, zamezování tvorby „ekologických pastí“ na místě výstavby, ev. záchranné transfery organismů z místa dotčeného záměrem).

Efektivní organizace prací. Nevhodná organizace práce, např. nasazení zbytečně těžké techniky, neúčelně zřízené staveniště s nadměrnými zábory, zbytečné pojezdy techniky, nezajištěná ochrana proti kontaminaci chemickými látkami, ohrožení ohněm či tepelnými zdroji, zbytečně zvyšují negativní vlivy záměru na přírodní prvky. Je třeba si uvědomit, že nevhodná organizace práce, ale i načasování zásahů, mohou způsobit nadměrný (tj. zbytečný a významný) úhyn rostlin i živočichů a poškození jejich biotopů. Pokud nadměrnému úhynu bylo možné zabránit (např. volbou šetrnější techniky nebo vhodnějšího období), jedná se podle ZOPK o protiprávní jednání. Byť je povinnost investorů zabránit nadměrnému ničení biotopů daná ZOPK, vždy je vhodnější, pokud kompetentní OOP stanoví konkrétní opatření k ochraně rostlin, živočichů a jejich biotopů na místě dotčeném záměrem (např. v podmínkách rozhodnutí o udělení výjimky ze zákazů u ZCHD podle ZOPK, v případě, že jsou jedinci těchto druhů záměrem ohroženi). Pokud se totiž návrhy opatření OOP nestanou podmínkami územního či stavebního rozhodnutí, není možné jejich vymáhání. Jako příklad souboru ochranných opatření tohoto charakteru mohou sloužit doporučení k ochraně dřevin vyplývající z ČSN 83 9011 „Sadovnictví a krajinářství – Ochrana stromů, porostů a ploch pro vegetaci při stavebních činnostech“ (dříve ČSN 18 920).

Načasování prací. Na rozdíl od předchozích opatření vhodné načasování prací sice neochrání samotný biotop, ale může výrazně zmírnit negativní dopady záměru na organismy. Jedná se o nejčastěji navrhovaný typ opatření vůbec. Principem je zahájit a provést přípravné práce (např. kácení dřevin, úpravy terénu či úpravy vodního režimu) mimo období výskytu cílových organismů na lokalitě, zejména pak mimo období jejich rozmnožování a vývoje. S ohledem na hnízdění ptáků či rozmnožování obojživelníků, jakožto dvou nejčastěji zohledňovaných skupin živočichů, je vhodným obdobím pro zmíněné práce v řadě případů září/říjen až únor/březen. To však neplatí v případě obojživelníků, kteří zimují ve vodním prostředí. Konkrétní termín tak závisí na druzích, které se na lokalitě vyskytují, ale i typu a rozsahu záměru, a měl by být vždy uveden v příslušných rozhodnutích.

Zamezení vnikání organismů do prostoru záměru. Principem tohoto preventivního opatření je zabránění nadměrnému úhynu živočichů, kteří se mohou vyskytovat v širším okolí záměru, ev. v samotném prostoru záměru, a být zde ohroženi. Často jsou některé druhy, resp. jedinci těchto druhů do prostoru záměru lákáni zde vzniklým prostředím (viz dále), jindy přes území dotčené záměrem vedou jejich migrační trasy (např. u obojživelníků) či je toto území součástí jejich domovského okrsku, kde se dříve běžně pohybovali. Pro zamezení vnikání menších živočichů (zejména obojživelníků, plazů, menších savců, případně bezobratlých) mohou být budovány umělé bariéry – zábrany z různých materiálů (igelitové, kovové atd.) s padacími

pastmi (většinou nádoby o objemu 10 až 20 l), do kterých jsou odchyťováni jedinci putující do prostoru stavby (viz kap. 5.1). Výstavbu zábran a jejich kontrolu by měla zajišťovat odborná osoba či specializovaná firma. Nutné je dodržet několik zásad: **(i)** pravidelná kontrola pastí a celistvosti zábran (nejméně jednou denně, nejlépe brzy ráno); **(ii)** vhodná výška (odpovídající danému druhu), materiál i konstrukce zábran a padacích pastí (dostatečně hluboké pro zabránění úniku zvířat, zajištění odtoku dešťové vody i vhodného prostředí pro odchytené živočichy atd.) a **(iii)** pečlivé vedení záznamů z odchyťů (blíže k problematice Vojar 2007, Zavadil et al. 2011).

Obr. 4: Pro zamezení vnikání menších živočichů (obojživelníků, plazů, drobných savců) do prostoru stavby je možné použít liniové zábrany v kombinaci s padacími pastmi (obr. vlevo). Důležitá je volba vhodného materiálu, způsobu konstrukce a parametrů opatření včetně následné pravidelné kontroly celistvosti zábran i obsahu pastí. Vhodné umístění pastí podél zábran je zřejmé z obrázku vpravo. (© R. Rozínek)



Zabránění vzniku tzv. „ekologických pastí“ v prostoru stavby. Na místě stavby často dochází ke vzniku atraktivního prostředí pro některé organismy včetně druhů zvláště chráněných. Pokud neexistuje perspektiva zachování těchto biotopů po dokončení záměru a živočichové jsou provozem na místě záměru ohrožováni, je v zájmu ochrany přírody, ale také investora (předcházení sankcí) takovým situacím předcházet. Pokud není prováděno zamezení přístupu živočichů do prostoru stavby, je nutné tyto biotopy okamžitě po jejich vzniku likvidovat. Týká se např. zavážení drobných vodních ploch v terénních sníženinách a v kolejiích po pojezdech těžké techniky, které jsou jinak velmi rychle osídlovány obojživelníky. Pokud se zde jedinci ZCHD již vyskytují, je nutné nejprve provést jejich transfer (viz dále).



Obr. 5: V rámci stavebních aktivit, ale i těžby nerostných surovin, mohou v prostorách záměrů vznikat atraktivní biotopy, zejména pro druhy raných sukcesních stádií. Zcela nové mělké vodní plochy bez jakékoliv vegetace jsou např. velmi rychle osídlovány silně ohroženou ropuchou zelenou, příp. kriticky ohroženou r. krátkonohou. Pokud takové biotopy nemají perspektivu zachování, je třeba přistoupit k jejich okamžité preventivní likvidaci. (© R. Rozínek)

(ii) Kompenzační opatření

V kontextu této příručky je tento pojem používán poněkud v odlišném významu, než jak je tomu v rámci postupu hodnocení a schvalování koncepcí nebo záměrů podle § 45i ZOPK. Uložení kompenzačního opatření nezbytného pro zajištění ochrany a celistvosti území Natura 2000 je podle výše uvedeného ustanovení jednou z podmínek schválení koncepcí nebo záměrů plánovaných na území PO a EVL. Podle Evropské komise by tato kompenzační opatření měla představovat rovnocennou náhradu za zničené či poškozené PO a EVL, a to v podobě vytváření nových takových území se stejnými (kvalitou i rozsahem) předměty ochrany (Miko et al. 2007).

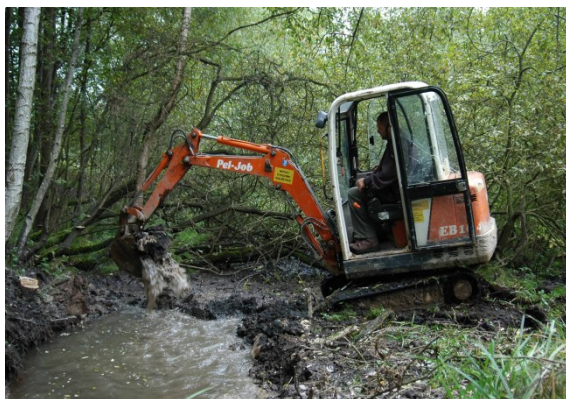
V rámci předkládané metodické příručky jsou však kompenzačními opatřeními myšleny obecně činnosti, které spočívají ve vytváření, úpravě či obnově vhodných podmínek pro organismy, ať už na místě záměru či mimo něj. Tato opatření nemusí být, na rozdíl od výše uvedených kompenzačních opatření v souvislosti s PO a EVL, rovnocennou náhradou za původní poškozený nebo zničený biotop. Kompenzace tak může spočívat i ve vytvoření/úpravě jiného typu biotopu, než jaký byl ovlivněn v rámci záměru (např. revitalizace části vodního toku v rámci zásahu do biotopu ZCHD či vybudování nové tůně).

Tvorba nových biotopů patří k nejpotřebnějším opatřením aktivní ochrany druhů vůbec. Existuje celá řada druhově specifických, jmenovat lze např. tvorbu suchých zídek, úkrytů, líhnišť a zimovišť pro plazy, vhodných ale i pro oboživelníky. Pro oboživelníky mají asi největší význam drobné vodní plochy, sloužících oboživelníkům (nejen) k reprodukci, a nejen pro oboživelníky, ale i pro listonohy či žábronožky.

BUDOVÁNÍ VODNÍCH BIOTOPŮ

V souvislosti s investičními záměry budou nově zbudované biotopy realizovány v rámci kompenzačních opatření, a to nejen jako náhrada za podobné zničené biotopy, ale i jako náhradní místo rozmnožování umístěné před vlastní bariérou (silnicí), kdy původní vodní plocha byla za silnicí a oboživelníci byli nuceni při střídání biotopů tuto komunikaci překonávat. S ohledem na značný význam budování těchto náhradních biotopů je problematika budování vodních ploch popsána podrobněji. Bližší informace lze nalézt v publikacích Mikátové & Vlašína (2002), Vojara (2007), Zavadila et al. (2011) a Vojara et al. (2014). Následující text vychází především z poslední jmenované publikace.

Obr. 6: Jedním z nejčastěji vytvářených nových biotopů v krajině jsou drobné tůně. K jejich tvorbě je vhodná, s ohledem na menší velikost těchto biotopů a ohleduplnost vůči životnímu prostředí, lehká technika (snímek vlevo, © Roman Rozínek). V případě propustného podloží je vhodné použít jako podklad na dno dostatečně pevnou folii (snímek vpravo, © Martin Šandera).



Fáze a způsob provedení náhradních biotopů

Při tvorbě náhradních biotopů se řeší tyto **základní okruhy otázek**:

- Stanovení druhu či skupiny druhů, pro které je náhradní biotop určen. Analogicky určení typu biotopu, který má být nahrazen.
- Umístění náhradního biotopu.
- Zajištění vhodných ekologických podmínek.
- Rozměrové a technické parametry.
- Způsob realizace včetně financování.
- Monitoring úspěšnosti opatření.

Stanovení cílových druhů. Jde o zásadní rozhodnutí, neboť charakteristiky vodních biotopů by měly respektovat nároky cílových druhů (bližší kap. 2.3). Za určitých okolností (např. jestliže nově budovaná vodní plocha je náhradou za jiný typ biotopu) lze budovat i nespécifické v.

plochy. V tomto ohledu je třeba odlišovat necílenou tvorbu nových biotopů pro zvýšení diverzity prostředí a podporu druhové diverzity na lokalitě obecně. Kromě obojživelníků jsou vodní biotopy zcela zásadní i pro řadu dalších taxonů, např. rostliny, měkkýše, korýše, vodní ploštice, plazy, ptáky.

Umístění náhradního biotopu. Náhradní biotop musí být umístěn tak, aby zajišťoval všechny potřebné ekologické podmínky pro dlouhodobou existenci druhu či druhů, pro které je určen. Cílem je umístění biotopu do prostředí, kde mají přenesení jedinci perspektivu vytvořit životaschopnou populaci. Není vhodné, aby transferovaní jedinci vytvořili izolovanou populaci, byť zprvu početnou, neboť takové populace jsou mnohem více ohroženy zánikem (blíže např. Primack et al. 2011). Blízkost jiné populace stejného druhu v dosahu náhradního biotopu je v tomto ohledu zásadní, neboť se tím zajistí tok genů mezi dílčími populacemi, a tedy i jejich dlouhodobá perspektiva. Proto je třeba hledat vhodné místo k realizaci náhradního biotopu v následujícím pořadí:

- a) ***Přímo na dotčené lokalitě nebo v jejím bezprostředním sousedství.*** Jde o nejvhodnější řešení, které by mělo mít jednoznačnou prioritu. Bezprostředním sousedstvím je myšlena vzdálenost, která umožní samovolné osídlení náhradního biotopu jedinci z dotčené lokality. Za určitých okolností tak nemusí být prováděn ani jejich transfer. Mezi dotčenou lokalitou a náhradním biotopem by se neměla vyskytovat žádná bariéra bránící pohybu cílových druhů (např. frekventovaná silnice, zástavba či rozsáhlé polní lány). Příkladem může být vybudování tůň pro obojživelníky v blízkosti rybníka, který má být vypuštěn a následně odbahněn. Pokud je rybník vypuštěn ve vhodném období, tedy počátkem podzimu (září–říjen), obojživelníci zimující ve vodě sami vyhledají náhradní vodní plochu (ta však musí být vybudována v předstihu a poskytovat vhodné podmínky pro dotčené druhy).
- b) ***V blízkosti dotčené lokality, v místech, která sousedí s jinou lokalitou obývanou daným druhem.*** Jde o případy, kdy je již nutné jedince cílových druhů do prostoru náhradního biotopu přenášet. Náhradní biotop je budován v blízkosti/dosahu známého výskytu daného druhu. Vzhledem k tomu, že se zde předpokládá, resp. je žádoucí kontakt přenášených jedinců s jedinci téhož druhu v okolí, musí být dodržena veškerá hygienická opatření zamezující přenosu nemocí (nelze např. přenášet raky z oblastí výskytu račího moru, podobná opatrnost je na místě i v případě výskytu plísňového onemocnění obojživelníků – chytridiomykózy).
- c) ***Ve vzdálenějším území, v oblasti, kde se daný druh vyskytuje.*** V principu jde z části o podobný případ jako v předchozím bodě s tím rozdílem, že zde kromě preventivních hygienických opatření musíme řešit i případné ohrožení populací outbreední depresí (outbreeding). Jde o analogii téhož problému v případě transferů, kde je tento podrobněji popsán.
- d) ***Ve vzdálenějším území, v oblasti, kde se daný druh dříve vyskytoval.*** Nevhodné řešení v mnoha ohledech, přípustné za velmi specifických podmínek. Náhradní biotop lze na daném území vybudovat (a do něj umístit přenášené jedince) pouze za předpokladu, že zde pominuly důvody vymizení druhu a nově vzniklá místní populace bude dostatečně velká a životaschopná nebo existuje perspektiva jejího propojení s lokálními populacemi téhož druhu v okolí. Je nutné rovněž zohlednit časové hledisko, neboť pokud se zde druh

nevyskytuje dlouhodobě (např. 100 a více let) je vybudování náhradního biotopu v takovém území biologicky, geneticky i ochrannářsky neodůvodnitelné.

Dále je nutné zdůraznit, že transfer jedinců na lokalitu, kde se druh v minulosti nevyskytoval, tj. mimo jeho přirozený areál výskytu (nebo do nevhodných podmínek prostředí, byť v rámci areálu výskytu), může mít závažné ekologické dopady a je nepřijatelný.

Podmínky realizace náhradních biotopů

Zajištění vhodných ekologických podmínek. Správně vytvořená náhradní stanoviště umožní zachování populací ohrožených druhů (Julian 2000). Parametry náhradních biotopů, ale i jejich umístění, musí vycházet z ekologických nároků druhů, pro které je náhradní biotop určen. Při návrhu náhradního biotopu je třeba zohlednit komplexní požadavky cílových druhů včetně všech jejich vývojových stádií. Mělo by být zajištěno prostředí vhodné pro rozmnožování a následný vývoj jedinců, pro zimování, dále úkryty, zdroje potravy apod. Pokud to není možné, je třeba zajistit funkční napojení na takové prostředí v nejbližším okolí, které je pro daný druh dostupné; nejsou-li tyto podmínky splněny, nemá smysl náhradní biotop vůbec budovat. Z výše uvedeného vyplývá, že umístění a parametry náhradního biotopu se budou odvíjet především od ekologických nároků cílových druhů a dostupnosti pozemků pro realizaci těchto opatření.

Kromě toho by náhradní biotopy, budované jako cílové lokality transferů, měly být vytvářeny s dostatečným časovým předstihem před vlastním vypuštěním organismů, aby se zde stihly vytvořit vhodné podmínky. Jestliže to není možné a náhradní biotop je budován až těsně před provedením transferů, je nutné jej uměle upravit tak, aby splňoval ekologické nároky přenášených druhů již v době jejich vypouštění (např. vysazení vodní vegetace či její simulování pohozením větví pro zajištění podmínek k rozmnožování obojživelníků), příp. jedince cílových druhů držet potřebnou dobu ve vhodných zařízeních do doby, než se náhradní biotop přirozenou sukcesí „upraví“.

Povolení potřebná k realizaci náhradních biotopů. Způsob realizace musí být v souladu s požadavky uvedenými v rozhodnutí o povolení příslušné výjimky vydané kompetentním OOP. Současně je třeba zajistit, aby realizace náhradního biotopu nebyla v rozporu se ZOPK (např., aby nedošlo k ohrožení jiných ZCHD), ale i dalšími zákony, zejména vodním a stavebním zákonem.

V případě náhradních biotopů, které jsou podle **stavebního zákona** stavbami či terénními úpravami, je vhodné konzultovat řešení s příslušným stavebním úřadem a náhradní biotopy budovat pouze v souladu se stavebním zákonem. Řada menších náhradních biotopů bude podle stavebního zákona **terénními úpravami**. Pokud jsou tyto do rozlohy 300 m² a současně do 1,5 m výšky nebo hloubky, není pro jejich realizaci požadováno rozhodnutí o umístění stavby ani rozhodnutí o změně využití území, územní souhlas, stavební povolení či ohlášení stavby. Lze je tedy budovat bez jakékoliv formy povolení stavebního úřadu (pokud nejsou vodohospodářskými úpravami podle vodního zákona, viz dále). To se ovšem týká pouze terénních úprav, které nemají společnou hranici s veřejnou pozemní komunikací nebo veřejným prostranstvím. Terénní úpravy o rozloze 300–1000 m², do 1,5 m hloubky či výšky, na pozemcích, které nehraničí s komunikacemi či veřejným prostranstvím, podléhají územnímu

souhlasu příslušného stavebního úřadu a vyžadují ohlášení stavebnímu úřadu. Terénní úpravy větších parametrů již vyžadují rozhodnutí o změně využití území.

Zemní práce a změny terénu v přirozených korytech vodních toků a na pozemcích sousedících s nimi, mohou být podle **vodního zákona** vodohospodářskými úpravami vyžadujícími ohlášení. Ohlášení ani stavební povolení není třeba, pokud se v rámci zemních prací a změn v terénu podstatně nemění přirozená koryta vodních toků. Souhlas, ev. povolení vodoprávního úřadu je naopak třeba ke stavbám, zařízením nebo činnostem, které mohou ovlivnit vodní poměry. Souhlas příslušného vodoprávního úřadu je třeba ke stavbám a zařízením na pozemcích, na nichž se nacházejí koryta vodních toků, nebo na pozemcích s takovými pozemky sousedících, pokud tyto stavby a zařízení ovlivní vodní poměry. Tento souhlas je zapotřebí mj. k terénním úpravám v záplavových územích. Těmi jsou administrativně určená území, která mohou být při výskytu přirozené povodně zaplavena vodou. Záplavová území a jejich aktivní zóny se stanovují formou opatření obecné povahy. V aktivní zóně záplavových území je zakázáno provádět terénní úpravy zhoršující odtok povrchových vod. Podobně jako v případě stavebního zákona doporučujeme konzultovat plánovanou realizaci náhradního biotopu s vodoprávním úřadem. Tato možnost je dokonce ve vodním zákonu zakotvena. Podle § 18 tohoto zákona, každý, kdo hodlá provádět činnosti, které mohou ovlivnit vodní poměry, energetický potenciál, jakost nebo množství povrchových nebo podzemních vod, má právo, aby po dostatečném doložení záměru obdržel vyjádření vodoprávního úřadu, zda je tento záměr z hlediska zájmů chráněných podle tohoto zákona možný, popřípadě za jakých podmínek.

Vlastnické poměry. Pokud je vhodná lokalita pro vybudování náhradního biotopu příslušným OOP vybrána, a je-li podmínkou povolení záměru vybudování náhradního biotopu a transfer jedinců/populace dotčeného druhu, je na investorovi, aby si proveditelnost a dlouhodobou udržitelnost tohoto opatření zajistil. Tím je myšleno zejména zajištění potřebných pozemků. Pokud není náhradní biotop budován na pozemku investora, je nutné tuto situaci zákonným způsobem řešit s vlastníky dotčených pozemků. K umístění staveb, zařízení nebo k realizaci terénních úprav v rámci budování náhradních biotopů, je v takovém případě nutné obstarat si souhlas vlastníka. Vybudování náhradního biotopu na cizím pozemku by mělo být smlouvě zakotveno a náhradní biotop na pozemku vlastníka by měl být veden v rámci katastru nemovitostí jako věčné břemeno.

Způsob realizace náhradního biotopu

V případě tvorby náhradních biotopů, jakožto cílových lokalit transferů, má toto opatření smysl pouze tehdy, pokud je sem přenášen dostatečný počet jedinců s potenciálem vytvoření životaschopné populace. Parametry náhradních biotopů, ale i jejich umístění, proto musí vycházet z ekologických nároků druhů, pro které je náhradní biotop určen. Je tak nepřijatelné, aby byly budovány náhradní biotopy nedostatečných parametrů/rozměrů z důvodu, že k nim není potřeba náležitých povolení či souhlasů (analogicky na nevhodných, avšak snadno dostupných pozemcích). Je zcela na investorovi, aby si příslušné zákonné náležitosti, příp. pozemky či souhlasy vlastníků obstaral.

Jak již bylo řečeno výše, způsob realizace i parametry náhradního biotopu musí být v souladu s požadavky uvedenými v rozhodnutí kompetentního OOP. Bylo by proto vhodné, aby v podmínkách takového rozhodnutí byl způsob provedení náhradního biotopu podrobně

specifikován (pokud se tak již nestalo v technické zprávě, coby součásti projektové dokumentace, v případě, že se projektová dokumentace vyžaduje). Níže je uveden stručný návrh specifikace těchto podmínek:

- **Identifikační údaje realizátora.**
- **Stanovení cílového druhu či druhů organismů**, pro které je náhradní biotop určen. Vhodný je rovněž rámcový odhad počtu přenášených jedinců z dotčené lokality, který slouží pro odůvodnění parametrů náhradního biotopu.
- **Určení osob či organizací realizujících tvorbu náhradního biotopu.** Daný subjekt by měl mít zkušenosti s tvorbou konkrétního typu náhradního biotopu.
- **Lokalizace** – zákresem v mapě, pomocí souřadnic, uvedení parcelních čísel.
- **Rozměrové a technické parametry** – např. velikost a hloubka budované vodní plochy, sklony břehů. Měla by být specifikována výsledná podoba náhradního biotopu respektující ekologické nároky cílových druhů.
- **Způsob technického provedení** – organizace prací, použitá mechanizace, nakládání s vytěženou zemínou atd.
- **Harmonogram prací** – určení doby zahájení prací a vymezení jejich časového rozsahu (od–do) s ohledem na minimalizaci negativních vlivů na místě a v okolí budování náhradního biotopu (viz dále).
- **Specifikace opatření pro minimalizaci negativních vlivů** – návrh vhodných způsobů realizace i harmonogramu prací (např. mimo hnízdění ptáků) s ohledem na výskyt ZCHD. Podkladem budou výsledky biologického průzkumu na lokalitě plánovaného náhradního biotopu.
- **Povinnost vyhotovení a náležitosti zprávy** z realizace náhradního biotopu včetně fotodokumentace z celého průběhu. Cílem zprávy je stručný faktografický popis realizace náhradního biotopu, který slouží jako podklad pro připravovaný transfer a pro hodnocení vývoje biotopu v budoucnosti i úspěšnosti opatření celkově. Zprávu by měla vypracovat osoba zodpovědná za realizaci náhradního biotopu. Mezi základní doporučené náležitosti této zprávy náleží: (i) identifikační údaje realizátora; (ii) popis a fotodokumentace postupu prací; (iii) popis a fotodokumentace výsledného technického řešení náhradního biotopu; (iv) zhodnocení splnění podmínek uvedených v příslušném rozhodnutí OOP.
- **Povinnost a způsob provedení monitoringu úspěšnosti** realizace náhradního opatření (sledování vývoje početnosti cílových druhů na lokalitě, odhad perspektivy a životaschopnosti jejich populací) včetně specifikace náležitostí zprávy z tohoto monitoringu. Vzhledem k tomu, že jsou na tomto místě řešeny pouze náhradní biotopy určené jako cílové lokality transferu dotčených druhů, jedná se o tentýž monitoring, a náležitosti zprávy z něj, popsané u monitoringu úspěšnosti transferů.
- **Vlastnické poměry, příp. doložení vlastnických práv k pozemkům**, pokud tyto nejsou ve vlastnictví investora.

Box 4: Příklad parametrů drobných vodních ploch budovaných pro obojživelníky
(dle Vojara et al. 2014)

Parametry budovaných tůní by měly respektovat ekologické nároky cílového druhu či druhů. Tyto jsou přesně specifikovány ve speciální části této publikace. Níže je uveden výčet relevantních parametrů, které je nutno řešit.

- **Velikost nádrží** – s ohledem na daný druh či druhy, při realizaci více nádrží je výhodné stavět nádrže o různých rozměrech.
- **Členitost břehů** – vhodná je obecně značná členitost břehové linie, zátočiny, poloostrovy a ostrůvky.
- **Sklon svahů** – část nádrže (ideálně s jižní expozicí) s velmi pozvolným svahem (1 : 10).
- **Hloubka nádrže** – různá, od mělké vody až po hlubokou (zajišťující např. hibernaci ve vodě zimujících druhů).
- **Zastínění** – kombinace osluněných i zastíněných částí.
- **Vegetace** – kombinace částí zarostlých vegetací a volné hladiny.
- **Doprovodné prvky** – kameny, pařezy, větve jako potenciální úkryty (ve vodě i na břehu).
- **Navazující pás souše** – doporučená úprava vegetace, kombinace bylin i dřevin.

Obr. 7: Ukázka vhodně vybudované soustavy tůní. Více tůní rozdílných parametrů (hloubka, velikost, sklon břehů, zárůst vegetací) vytvoří vhodné prostředí pro větší počet druhů (© R. Rozínek).



5.2.3 OPATŘENÍ MIMO MÍSTO ZÁMĚRU – *EX SITU*

V rámci této kapitoly je pozornost věnována pouze **záchranných transferům** obojživelníků z míst ohrožených investičními záměry či izolací daného místa. Jedná se totiž o poměrně problematické opatření, v praxi často zneužívané, či minimálně nevhodně používané (Fischer et al. 2008). Do opatření realizovaných mimo místa záměrů patří i výše popsané budování náhradních biotopů, pokud jsou tyto realizované mimo místo dotčené záměrem.

Cílem transferů je ochrana dostatečného počtu jedinců, kteří mohou po jejich přenesení z míst ohrožených záměrem vytvářet životaschopné populace, a nikoliv pouhé přemístění jedinců, jež je pouze prostředkem pro dosažení výše uvedeného cíle. Specifickým příkladem transferů je i přenos živočichů, kteří se v prostoru záměru neočekávaně vyskytli v průběhu výstavby (viz výše). V obecnější rovině mohou být transfery motivovány i jinými důvody, než je ochrana jedinců a populací před vlivy záměru, např. snahou o obnovení zaniklé populace (reintrodukce) či posílení místní populace. Zatímco transferům v souvislosti s reintrodukcemi a posilováním populací se věnuje celá řada prací (přehled viz např. Fischer & Lindenmayer 2000), problematika přenosů organismů z míst ohrožených záměry je v literatuře opomíjena.

Smysluplnost a efektivita transferů. Byť jsou transfery velmi často podmínkou realizací záměrů, je nutné zdůraznit, že toto opatření je realizovatelné a smysluplné pouze za níže uvedených podmínek a pro omezené spektrum druhů. U většiny ostatních druhů je z mnoha důvodů transfer neproveditelný (a)nebo nesmyslný (podrobnosti k jednotlivým taxonům jsou uvedeny ve speciální části). Nejčastěji bývají v současné době přenášeni obojživelníci, plazi a mravenci, resp. mraveniště, dále pak měkkýši, raci, příp. i některé druhy rostlin, tedy vesměs druhy s omezenou schopností pohybu, hůře reagující na degradaci či zánik obývaného biotopu (Dodd & Seigel 1991, Edgar et al. 2005, Tuberville et al. 2005, Germano & Bishop 2008, Wallis 2009).

(i) Fáze a způsob provedení transferů

Transfer zahrnuje tři **základní fáze**:

- a) Odchyt na původní lokalitě** – důležité je především správné načasování odchytu vzhledem k ekologii přenášeného druhu a aktuálním klimatickým podmínkám (tedy ve vhodnou roční a denní dobu). Odchyt musí být proveden takovými metodami, aby nedošlo k poškození/poranění odebíraných/odchytávaných jedinců.
- b) Transport na novou lokalitu** – přepravní nádoby i technika dopravy jsou, podobně jako u odchytu, druhově specifické. Obecně je snahou minimalizovat čas přepravy na nové lokality. Během transportu je třeba pečlivě sledovat a udržovat podmínky nutné pro přežití jedinců. Jedná se především o:
 - Ochranu před extrémními teplotami – před přehřátím a promrznutím. Pro většinu poikilotermních živočichů (raci, měkkýši, obojživelníci, plazi) jsou obecně vhodnější nižší teploty (pod 15–20 °C), ale ne mráz.
 - Zajištění dostatku kyslíku – u vodních organismů je opět vhodnější transport při nižších teplotách, kdy je rozpustnost kyslíku ve vodě vyšší.

- Zajištění dostatečného prostoru pro každého jedince – vysoká hustota jedinců vede ke zvýšenému stresu, u některých druhů k vyššímu riziku případného vzájemného napadání přepravovaných jedinců.
 - Dodržování hygienických pravidel pro manipulaci s jedinci – v případě rizika přenosu nemocí.
- c) **Vypuštění na nové lokality** – řešena je především doba vypouštění a prostorové rozmístění jedinců na lokalitě (nemělo by např. u dospělých obojživelníků docházet k vypouštění všech jedinců na jednom místě, čímž se zvýší riziko jejich predace).

Cílové lokality transferu. Samotný přenos organismů představuje pouze část mnohem složitějšího procesu. V případě přemístění jedinců či populací z míst ohrožených záměry musíme např. zajistit, aby cílová lokalita svým umístěním a parametry vyhovovala ekologickým nárokům přenášených druhů. Nevhodné umístění i charakter lokality, společně s nevhodným způsobem provedení přenosu, snižují efektivitu transferů, které jsou tak v praxi velmi často neúspěšné (Griffith et al. 1989, Wolf et al. 1998, Fischer & Lindenmayer 2000).

Lokality určené k umístění stěhovaných jedinců se dělí na tři základní typy:

- a) **Nové, náhradní biotopy** – nové biotopy vytvořené v rámci opatření kompenzujících negativní vlivy záměru. Jedná se o základní doporučené řešení.
- b) **Původní lokalita ohrožená záměrem** – tento postup je vhodný v případech, kdy původní lokalita je záměrem ohrožena pouze dočasně (např. při odbahňování rybníků). Tento režim může být spojen s využitím dočasných deponačních zařízení.
- c) **Stávající biotopy**, tedy jiné lokality, na kterých se daný druh již vyskytuje. Jedná se o nejméně vhodné řešení s mnoha riziky. Hlavním rizikem transferu do stávajících lokalit je narušení vnitrodruhových vztahů, překročení nosné kapacity biotopu nebo přenos chorob, což může vést k úhynu nejen přenášených jedinců, ale i původní populace. Tento způsob by měl být doporučený pouze ve zvláštních a jasně odůvodněných případech (např. tam, kde je snaha posílit málo vitální populaci a zároveň jsou minimalizována související rizika).

Transfery mohou probíhat z původní lokality přímo na dané místo určení (viz výše). V případě nových náhradních biotopů je předpokladem takového transferu zajištění existence vhodných ekologických podmínek na těchto lokalitách. Pokud tomu tak není, je možné jedince některých druhů (viz dále) nejdříve přenést z původní lokality do dočasných technických zařízení / deponačních nádrží (pokud jsme v nich schopni zajistit vhodné ekologické podmínky) a následně z těchto zařízení na cílové lokality. Těmi mohou být i původní lokality po odeznění rušivého vlivu záměru, např. po odbahnění rybníka.

(ii) Podmínky pro realizace transferů

V příslušných rozhodnutích nebývá detailní postup záchranného transferu zpravidla bohužel předepsán, což jednak snižuje jeho účinnost, ale také ztěžuje kontrolu jeho provedení i monitoring úspěšnosti. Bylo by proto vhodné, aby způsob provedení i podmínky transferu byly specifikovány v rozhodnutí o výjimce ze zákazů u ZCHD, tedy druhů, kterých se transfery většinou týkají. Má-li být transfer efektivní, je zásadní dodržet následující **obecné podmínky**:

- Předmětem transferů mohou být pouze ty druhy, u kterých lze transfer technicky provést (týká se odběru/odchytu, transportu i vypuštění jedinců) a současně jsou jedinci těchto druhů schopni po svém přenesení na nové lokalitě „normálně fungovat“, tedy přežít a prosperovat. Výčet takových druhů je uveden ve speciální části, obecně jde o některé zástupce akvatických vyšších rostlin, dále mravenců, raků, vodních měkkýšů, obojživelníků či plazů.
- Přenesen musí být dostatečný počet jedinců daného druhu. Dostatečný počet je takový, který vede k založení a udržení životaschopné populace na nové lokalitě. Tento počet je druhově specifický a jedná se zpravidla nejméně o (vyšší) desítky jedinců. Transfer pouze několika jedinců většinou nemá smysl.
- Transfer je možné realizovat pouze po zvážení a eliminaci všech jeho potenciálních rizik (viz dále).
- Transfer by měl být odborně zajištěn a koordinován osobou s praktickými zkušenostmi v této oblasti. Nedílnou součástí transferu je také odborná zpráva o jeho postupu (viz dále).
- Transfer je možné realizovat pouze v souladu s platnou legislativou (viz dále).

Kromě výše uvedených obecných podmínek jsou ve speciální části této publikace specifikovány možnosti a konkrétní podmínky transferů pro řešené skupiny organismů.

Legislativní podmínky transferů ZCHD. Pro realizaci transferů ZCHD rostlin a živočichů je nezbytné udělení výjimky ze zákazů podle ZOPK. Transfery může provádět pouze subjekt, který získá příslušnou výjimku podle tohoto zákona a postupuje dle podmínek pro realizaci záměru, stanovených ve výjimce. Odbornost provedení je třeba zachovat i v případě obecně chráněných druhů a opatření k ochraně jejich biotopů. V jednotlivých případech je třeba dodržovat podmínky dalších předpisů (např. v případě transferu živočichů, kteří jsou zvěří dle zákona č. 449/2001 Sb., o myslivosti).

Odborná zpráva o transferu. Nezbytnou součástí realizace transferu by měla být odborná zpráva o jeho průběhu. Bylo by vhodné, aby podmínka vyhotovení této zprávy i její náležitosti byly specifikovány kompetentním OOP v podmínkách rozhodnutí o výjimce ze zákazů u ZCHD, jež jsou předmětem transferu. Zprávu o realizaci transferu vyhotovuje osoba zodpovědná za transfer a odevzdává ji příslušnému OOP. Odborná zpráva dokumentuje průběh transferu a slouží jako podklad pro vyhodnocení jeho efektivity. Součástí této zprávy by měla být i fotodokumentace z celého průběhu transferu. Níže je uveden návrh struktury takové zprávy.

a) Úvod

- Identifikační údaje osoby/organizace provádějící transfer.
- Osoba zodpovědná za realizaci transferu.
- Seznam dalších osob, které se na transferu podílely.
- Vymezení druhu či druhů, kterých se transfer týkal.

b) Informace o původní lokalitě, ze které se provádí transfer

- Umístění lokality – zeměpisné vymezení, souřadnice, zákres do mapy.
- Popis lokality – charakter biotopu či biotopů.

- Vyhodnocení stavu populace druhu určeného pro transfer – odhad vitality a celkového počtu jedinců na lokalitě (včetně popisu použité metody).

c) Informace o odchytu jedinců

- Doba provedení odchytu (počet a data odchytů i jejich denní doba – rozsah).
- Relevantní klimatické podmínky v době odchytu (teplota vzduchu, oblačnost, intenzita větru).
- Počet odchycených jedinců.
- Odhad účinnosti odchytu (poměr počtu odchycených jedinců a odhadované celkové velikosti populace na dané lokalitě, v případě více druhů odděleně pro jednotlivé druhy).
- Případně určení pohlaví, velikosti a další biometrických údajů či odběr vzorků (např. pro genetické analýzy), pokud je stanovení těchto charakteristik účelné a bylo podmínkou pro udělení výjimky ze zákazů u ZCHD.
- Technické řešení odchytu – použité metody a technické vybavení.

d) Informace o transportu

- Doba trvání transportu.
- Klimatické, případně další podmínky během transportu důležité pro přežití jedinců.
- Technické řešení transportu – použité metody a technické vybavení (např. rozměry a typy nádob a jejich vybavení, počty jedinců v nich).

e) Informace o nové lokalitě, na kterou se transfer provádí

- Umístění lokality – zeměpisné vymezení, souřadnice, zakres do mapy.
- Popis lokality – charakter biotopu či biotopů.
- Odhad počtu jedinců transferovaného druhu na lokalitě před transferem.
- Hodnocení stavu lokality – především ve vztahu k podmínkám pro transferované jedince, uvedení rizikových skutečností (pokud se objevily).

f) Informace o vypuštění jedinců

- Datum a denní doba, kdy bylo vypuštění provedeno.
- Klimatické podmínky v době vypuštění jedinců (teplota vzduchu, oblačnost, srážky).
- Počet vypuštěných jedinců a odhad jejich vitality po transportu.
- Způsob rozmístění jedinců na nové lokalitě.
- Chování jedinců po vypuštění, případně další poznámky.

g) Závěr

- Zhodnocení splnění podmínek transferu uvedených v podmínkách rozhodnutí o výjimce ze zákazů u ZCHD.

Poznámka: Uvedená osnova je pouze rámcová a měla by být přizpůsobována konkrétním případům. Např. přesný počet jedinců se počítá pouze tam, kde to má reálný smysl. Cílem není rozsáhlá zpráva, ale přehledná sumarizace potřebných faktů. V případě přenosu více druhů s obdobnou ekologií a s použitím podobných metod jedním realizátorem lze zprávu zpracovat souhrnně pro tyto druhy. V opačném případě je nezbytné vyhotovit pro každý druh samostatnou zprávu.

(iii) Rizika transferů

Při nevhodně provedeném transferu může docházet k úmrtnosti přenášených jedinců, a to v jakékoliv jeho fázi (odchyt » transport » vypuštění), ale i následně po vypuštění v důsledku oslabení těchto jedinců. Špatně navržený a provedený transfer může znamenat nejen ztrátu přenášené populace, ale i ohrožení ekologických vazeb v místě vypouštění (zvýšení predace, snížení dostupných zdrojů atp.). Úspěšnost přenosu může snižovat nesprávné provedení transferu, nevhodné umístění a charakter náhradního biotopu, ale i další faktory, jako věrnost živočichů původnímu stanovišti, predace, stres, nemoci atp. Problém může nastat i z důvodů snížené orientace jedinců v novém prostředí. Vypuštění jedinci jsou tak náchylnější k predaci či nemusí najít důležité zdroje, což limituje jejich šanci na přežití.

Dále jsou uvedeny **hlavní rizikové faktory** transferů:

- **Velmi nízká početnost jedinců na původní lokalitě či možnost odchytu pouze malé části populace**, která nestačí k založení životaschopné populace na nové lokalitě. V takovém případě je na zváženu, zda transfer vůbec realizovat.
- **Nevhodná doba pro provádění transferů** – k tomuto riziku dochází často při vynucování rychlé realizace záměru investorem. Jde o případy transferů realizovaných mimo období soustředěného výskytu jedinců na lokalitě (v nevhodnou roční dobu), za nevhodných klimatických podmínek či v nevhodnou denní dobu, kdy se jedinci ukrývají.
- **Poškození (poranění) jedinců během odchytu a transportu** způsobuje snížení jejich vitality, přenos nemocí mezi transportovanými jedinci a zvyšuje jejich stres. Poškození je třeba minimalizovat přesným stanovením podmínek odchytu a transportu ve výjimce ze zákazů u ZCHD a jejich následným dodržováním.
- **Nevhodné ekologické podmínky na nové lokalitě** – jedná se o zásadní riziko, vzhledem k širokému komplexu podmínek, které je třeba dodržet.
- **Nevhodná časová koordinace vytvoření náhradních biotopů a transferů** – ustálení ekologických podmínek na nové lokalitě (náhradním biotopu) vyžaduje čas. Transfer se ale často provádí současně s dostavbou nových biotopů, které svými parametry ještě nejsou vhodné (chybí např. litorální vegetace » nedostatek úkrytů » zvýšená predace).
- **Vnitrodruhová konkurence na nové lokalitě** – významné v případě transferů na místa, kde se daný druh již vyskytuje (tedy na stávající biotopy).
- **Mezidruhová konkurence** a narušení ekologických vztahů na nové lokalitě, zejména pokud se jedná o stávající biotop.
- **Ohrožení genetické struktury populace** – v případě přenosu jedinců na značné vzdálenosti (či do odlišných podmínek, např. jiný typ biotopu, odlišná nadmořská výška) nemusí být tyto jedinci podmínkám prostředí na cílové lokalitě transferu přizpůsobeni. Pokud se zároveň jedná o transfer do existující lokality, místní populace, která je lokálním podmínkám přizpůsobená, bývá ohrožená genetickou erozí (outbreeding, Primack et al. 2011). Potomci vzniklí křížením přenášených jedinců a jedinců ze stávající lokality mohou postrádat vhodné vlastnosti pro dané lokální podmínky a být tak ohroženi na přežívání.
- **Přenos nemocí** – mezi přenášenými jedinci a jedinci z cílové lokality.

Shrnutí

Záchranné transfery jsou v mnoha ohledech problematickým opatřením a v řadě případů nepřinášejí požadovaný efekt. Při jejich realizaci je nutné respektovat ekologické nároky přenášených druhů, ale i celou řadu organizačních a technických požadavků. To se týká především načasování a volby vhodné metody odchytu, transportu i vypouštění. Obecně lze transfery doporučit pouze v nejnútnejších případech (nevyhnutelná totální likvidace biotopu, absence dostupné lokality pro samovolné osídlení), za určitých podmínek (správně provedený odchyt, který je zároveň efektivní a nepoškozuje jedince, existence vhodné náhradní lokality), pro značně omezené spektrum druhů či jejich vývojových stádií a v kombinaci s tvorbou náhradních biotopů; vždy však pod dohledem odborníka a v souladu s platnou legislativou.

6. MONITORING EFEKTIVITY REALIZOVANÝCH OPATŘENÍ

Investice do budování drobných tůní či migračních objektů pro obojživelníky nebývají nikterak závratné. Pokud splní své účely, jsou jedněmi z nejefektivněji vynaložených prostředků v ochraně přírody. Pokud nikoliv, a tato opatření svůj účel neplní, jednak plýtváme penězi, ale rovněž i životy jedinců, jež měly být zachráněny. Už z ekonomického hlediska je zarážející, že u nás neexistuje systematictější monitoring těchto ochranných opatření, který by jejich efektivitu zhodnotil. Vzhledem k vynakládaným prostředkům na ochranu obojživelníků (zmiňované tůně a podchody) či dokonce k celkovým rozpočtům jednotlivých záměrů jsou přitom investice do zpětného monitoringu zanedbatelné. V dalším textu se zabývám monitoringem tří nejčastěji uplatňovaných opatření při ochraně obojživelníků v souvislosti s investičními záměry včetně záměrů fragmentujících jejich populace i biotopy.

Monitoring budování náhradních biotopů

Systematický zpětný monitoring by měl probíhat u všech projektů, kde dochází k úpravám a zejména budování náhradních biotopů (v případě obojživelníků půjde zejména o vodní plochy, na které se dále v textu zaměřuji především). Měli bychom vycházet z původního stavu a zhodnotit efekt těchto akcí. Otázkou je, jak intenzivně a jak dlouho lokalitu systematicky sledovat? Řada studií doporučuje dlouhodobý, nejméně desetiletý monitoring (Pechmann et al. 2001). Záleží ovšem na konkrétním cíli našich pozorování (viz dále). Co se týče intenzity monitoringu, nemusí jít vždy o získání kvantitativních dat. Rovněž cenné jsou údaje o presenci či absenci jednotlivých druhů. Je dobré si uvědomit, že tyto „doplňující“ informace získáváme již při standardním faunistickém průzkumu lokalit.

Co konkrétního můžeme zpětným sledováním vlastně zjistit? Základní informací je, zda-li obojživelníci novou nádrž vůbec osídlili. Dále nás může zajímat jak početné jsou jejich populace, resp. zda dosáhla početnost jedinců alespoň stavu před zásahem (týká se úprav biotopů). Velmi užitečné jsou znalosti o vývoji druhového složení obojživelníků a velikostech jednotlivých populací v čase (jejich sukcesi, blíže Zavadil et al. 2011). Na to nám pořad stačí standardní faunistické metody popsané v textu. Možnosti využití zpětného monitoringu jsou ale mnohem širší. Stačí, pokud si zároveň budeme všimnout charakteristik prostředí vlastních nádrží, popř. i jejich okolí (např. velikost a hloubka vodní plochy, sklon břehů, přítomnost ponořené a litorální vegetace, zastínění nádrže, zastoupení terestrických biotopů v okolí, vzdálenost k dalším nádržím, zimovištím atp.). V případě většího množství sledovaných biotopů (řádově nejméně desítky) lze takto získané údaje za určitých předpokladů statisticky hodnotit a výsledky do určité míry zevšeobecnit, tj. obrovským způsobem zvýšit jejich výpovědní hodnotu. Základní informaci o úspěchu/neúspěchu ochranného opatření totiž rozšiřujeme o vysvětlení, proč se tomu tak stalo (viz níže).

Jedním z konkrétních cílů bývá zjistit, jaké charakteristiky vodních ploch a jejich okolí ovlivňují druhové složení a početnost dílčích populací. Je zřejmé, že jednotlivé druhy obojživelníků preferují určité typy lokalit nebo jejich částí. Pokud známe biotopové preference jednotlivých druhů, pak je snazší se vyvarovat nevhodných parametrů nádrží, jejich umístění atp. Současně můžeme vlastnosti budované lokality ušít na míru prioritně chráněným druhům.

Lze shrnout, že zatímco v zahraničí jsou podobná komplexní hodnocení relativně běžná (např. Stumpel & van der Voet 1998, Baker & Halliday 1999, Lehtinen & Galatowitsch 2001, Denoël & Lehmann 2006, Loman & Andersson 2007), v našich podmínkách jsou tato hodnocení teprve v počátcích (Hlaváč & Jermlová 2005).

Monitoring efektivity migračních objektů

Obdobným způsobem lze sledovat, do jaké míry obojživelníci využívají nabízené migrační objekty (propustky, podchody, mosty). Díky zpětným pozorováním lze zjistit jednak funkčnost objektu, příp. důvody proč funkční není. U jedněch z prvních podchodů pro savce bylo např. zjištěno, že důvodem jejich nefunkčnosti byla nedostatečná velikost objektu (Trocmé 2006). Kromě odpovídající velikosti má zásadní význam vhodné umístění objektu. V České republice se pravidelný monitoring podchodů pro obojživelníky neprovádí (Sejrková 2007), na rozdíl od sledování objektů pro velké savce (Hlaváč & Anděl 2001). Jsou prováděna pouze dílčí pozorování na jednotlivých lokalitách. Za funkční tak byly označeny podchody ve Střelicích, Žebětíně a Trnávce. Naopak nefunkční jsou podchody v Hanušovicích a v Petrově nad Desnou (Zwach, *in verb ex* Sejrková 2007). Je přitom zřejmé, že výsledky dostatečného počtu studií jsou pro vlastní ochranu i hospodárné využívání prostředků nesmírně užitečné. Blíže k problematice Vojar (2007).

Monitoring efektivity záchranných transferů

Myšleny jsou výše zmíněné transfery organismů z lokality ohrožené určitým záměrem. Pro zhodnocení úspěšnosti transferu je nezbytný následný monitoring vypuštěných organismů na nové lokalitě (samozřejmě vyjma případů přenosů živočichů, kteří se v prostoru záměru neočekávaně vyskytnou v průběhu jeho realizace). Tento monitoring však bývá téměř vždy opomíjen, ev. je prováděn pouze formálně nebo v nedostatečné míře (nevhodnými metodami nebo po krátkou dobu). Povinnost a způsob provedení monitoringu (včetně délky jeho trvání a náležitostí zprávy z provedení monitoringu, viz níže) by měl příslušný OOP zahrnout do podmínek rozhodnutí o udělení výjimky ze zákazů u ZCHD. Jen tak je možné zajištění monitoringu po investoři vyžadovat a následně jeho provedení kontrolovat.

Zhodnocení úspěšnosti transferu je samo o sobě poměrně složité a mělo by být provedeno pouze zkušeným odborníkem na základě podrobných údajů o vývoji velikosti populace na nové lokalitě. Kromě zvolení adekvátních metod monitoringu je otázkou, co je vlastně kritériem úspěšného transferu. Základním cílem je vznik životaschopné populace, která bude odolná vůči ztrátám genetické variability, náhodnému kolísání demografických výkyvů i změnám prostředí (Simberloff 1988; Griffith et al. 1989). Minimální velikost takové populace čítá řádově vyšší desítky, spíše však stovky až tisíce rozmnožujících se jedinců; je ovšem druhově specifická, přičemž pro většinu druhů tyto hodnoty neznáme (Primack et al. 2011).

V praxi můžeme úspěšnost transferu hodnotit na základě splnění následujících kritérií, seřazených od nejméně přísného po nejprísnejší: **(i)** přežití jedinců bezprostředně po vypuštění včetně následného „vyrovnání se s lokalitou“ po dobu týdnů až několika málo měsíců; **(ii)** dlouhodobější přežívání jedinců na lokalitě (řádově měsíce až roky) včetně vývoje a dosažení dospělosti v případě transferu vývojových stádií (vaječ či larev) a **(iii)** úspěšná reprodukce vypuštěných jedinců (Letty et al. 2003; Germano & Bishop 2008). Dodd & Seigel (1991) však

uvádějí, že samotná reprodukce vypuštěných jedinců ještě není důkazem úspěchu transferu, pokud nelze prokázat, že je populace početně stabilní. Hodnocení úspěšnosti transferu tak může být velmi obtížné především u druhů, které se dožívají vysokého věku, dosahují později sexuální dospělosti a mají malý počet potomků (např. někteří plazi). U mnoha transferů může trvat 15–20 let, než lze spolehlivě zhodnotit jejich úspěšnost, což je doba, kterou nelze v praxi po investorovi požadovat. Z praktického hlediska by měl zpětný monitoring, v závislosti na druhu přenášených organismů, probíhat alespoň jeden až tři roky s tím, že zahájen by měl být bezprostředně po provedení transferu organismů na lokalitu.

Níže je uveden návrh struktury zprávy z monitoringu úspěšnosti transferů. Tento návrh může sloužit příslušnému OOP i jako vodítko pro stanovení způsobu provedení monitoringu, který by měl být v podmínkách rozhodnutí o udělení výjimky ze zákazů u ZCHD rovněž specifikován. Podkladem pro vypracování zprávy z monitoringu je zpráva o provedení transferu, ze které se převezmou údaje o počátečním stavu lokality a počtech přenesených jedinců. Zpráva z monitoringu by měla být poměrně podrobná, zejména stran popisu použitých metod, aby bylo ev. možné na daný monitoring v budoucnosti navázat.

a) Vstupní informace

- Identifikační údaje osoby/organizace provádějící monitoring.
- Osoba zodpovědná za realizaci monitoringu, ev. seznam dalších osob, které se na monitoringu podílely.
- Výčet druhů a počty přenesených jedinců.
- Umístění lokality – zeměpisné vymezení, souřadnice, zakres do mapy.
- Popis stavu biotopu či biotopů na počátku monitoringu (především z hlediska vhodnosti pro cílový druh či druhy) včetně fotodokumentace stavu lokality.

b) Metodika monitoringu

- Doba trvání monitoringu (datum zahájení a ukončení), frekvence a data návštěv lokality, uvedení denní doby sledování včetně rozsahu. Termíny a počet návštěv lokality je třeba přizpůsobit životnímu cyklu cílových druhů a klimatickým podmínkám. Minimálně by mělo jít nejméně o tři až pět kontrol za sezónu, samozřejmě pouze ve vhodném období a denní době.
- Popis relevantních klimatických podmínek v době odchyty (teplota vzduchu, oblačnost, intenzita větru).
- Zjištění a popis faktorů s potenciálně negativními dopady na sledované druhy. Jde o faktory ohrožující existenci jedinců cílových druhů a vytvoření životaschopných populací. Může jít např. o zarybnění, zazemnění či zárůst vodní plochy, zastínění suché zídky vegetací.
- Popis použité metodiky monitoringu vhodné pro sledování cílového druhu (blíže např. na www.biomonitoring.cz). V případě sledování více druhů s rozdílnou ekologií, vyžadující použití odlišných metod monitoringu, se tento popis provede pro každý jednotlivý druh odděleně. Je třeba upozornit, že pro užití metod vyžadujících manipulaci s jedinci ZCHD (např. odchyt jedinců do ruky či podběráku) je nutná výjimka ze zákazů u ZCHD.

c) Výsledky monitoringu

- Záznam počtu zjištěných jedinců nebo odhad velikosti populace včetně použité metody, data provedení terénních kontrol a identifikace osob fyzicky provádějících monitoring. Pokud je to relevantní, uvede se pro každý druh vývojové stádium, příp. záznam o rozmnožování. Záznamy se provedou pro každou kontrolu odděleně a slouží pro celkové zhodnocení úspěšnosti transferu (viz dále).
- Nedílnou součástí výstupů monitoringu by měla být fotodokumentace z jednotlivých návštěv (lokality, cílových druhů, příp. ohrožujících faktorů).

d) Závěr

- Zhodnocení vývoje početnosti jednotlivých druhů na lokalitě, odhad perspektivy a životaschopnosti jejich populací včetně identifikace a vyhodnocení ohrožujících faktorů, příp. návrhů na jejich eliminaci.
- Celkové posouzení úspěšnosti transferu (s ohledem na délku monitoringu) na základě kritérií uvedených výše (krátkodobé přežívání × dlouhodobější přežívání × rozmnožování přenesených jedinců).

7. ZÁVĚRY

Předkládaný text se zabývá ohrožením a možnostmi ochrany obojživelníků v souvislosti s fragmentací krajiny. Text byl vyhotoven v rámci projektu EHP40 „Komplexní přístup k ochraně fauny terestrických ekosystémů před fragmentací krajiny v České republice“. Cílem tohoto metodického materiálu je především zdokumentovat stav poznání vlivu fragmentace krajiny na populace i biotopy obojživelníků a navrhnout řešení, jež by tyto negativní dopady zmírnily. Hlavní poznatky jsou shrnuty v následujících bodech.

- Fragmentace prostředí, společně s mnoha dalšími faktory (např. likvidace biotopů, změny v krajině, kontaminace prostředí, změny klimatu či působení nemocí), způsobila, že obojživelníci patří u nás i celosvětově mezi nejohroženější skupiny organismů.
- Obojživelníci patří díky svým komplexním nárokům na prostředí mezi živočichy, kteří jsou fragmentací krajiny ohrožováni nejvíce. V průběhu roku i života totiž mění své biotopy; současně jde o druhy s poměrně nízkou pohyblivostí, obtížně překonávající pro ně nepříznivá prostředí.
- Ochrana i samotný monitoring působení negativních vlivů fragmentace na obojživelníky jsou komplikovány specifickým způsobem života těchto živočichů – jejich komplexními požadavky na prostředí, věrností rozmnožovacím místům, vytvářením složitých (meta)populačních struktur i značnou přirozenou populační dynamikou.
- Pro zhodnocení vlivu fragmentace krajiny i predikce působení těchto vlivů na populace obojživelníků je možné využít mnoho sofistikovaných nástrojů (statistické modely, analýzy přežívání apod.) a tato problematika se stala v posledních dvou desetiletích předmětem intenzivního výzkumu. Široké uplatnění nabízí v tomto ohledu geografické informační systémy (GIS), s jejichž pomocí je v textu prezentováno zhodnocení potenciálních vlivů prostředí na mortalitu obojživelníků v souvislosti s dopravou i predikce míst, kde k takové mortalitě může docházet ve zvýšené míře.
- Opatření na ochranu (nejen) obojživelníků, a (nejen) v souvislosti s fragmentací krajiny, by měla mít oporu v právních předpisech. Těmi nejzásadnějšími jsou v tomto ohledu zákon o ochraně přírody a krajiny (ochrana jedinců, populací a biotopů obojživelníků) a stavební zákon (plánování a příprava záměrů). Konkrétní ochranná opatření by měla být v průběhu plánování a přípravy záměrů zakotvena v rozhodnutích příslušných orgánů veřejné správy.
- V souvislosti s investičními záměry je možné a účelné navrhovat následující ochranná opatření: (i) opatření na straně záměru, sloužící k preventivní eliminaci negativních vlivů záměru – jde o nejvýznamnější opatření vůbec (např. výběr vhodné varianty); (ii) opatření na místě záměru – patří sem další typy preventivních opatření, jako např. efektivní organizace a vhodné načasování prací, či kompenzační opatření, nejčastěji v podobě budování náhradních biotopů; (iii) opatření mimo místo záměru – v současné praxi jde bohužel především o transfery organismů z míst ohrožovaných záměry, jež jsou ovšem problematické a zpravidla neefektivní.
- Veškerá opatření k ochraně obojživelníků by měla být po jejich realizaci dostatečně dlouhou dobu monitorována, aby byl zjištěn jejich efekt a mohla být neustále vyvíjena a zlepšována. Takovýto monitoring je u nás ovšem zpravidla opomíjen či prováděn nevhodně a po krátkou dobu.

8. POUŽITÁ LITERATURA

- Alford R. A. & Richards S. J. (1999): Global amphibian declines: A Problem in Applied Ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics* 30(1): 133–165. doi:10.1146/annurev.ecolsys.30.1.133
- Almhagen J. (2007): *Anuran colonization of newly constructed ponds: The importance of time and distance to source populations. Master thesis in Applied Ecology: 30 ECTS.* University of Halmstad, School of Business and Engineering, Halmstad.
- AmphibiaWeb (2016): Information on amphibian biology and conservation. *Berkeley, California.* Retrieved from <http://amphibiaweb.org/>
- Anděl P., Gorčicová I., Hlaváč V., Miko L. & Andělová H. (2005): *Hodnocení fragmentace krajiny dopravou, metodická příručka.* Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.
- Anděl P., Belková H., Gorčicová I., Hlaváč V., Libosvár T., Rozínek R., Šikula T. & Vojar J. (2011): *Propustnost silnic a dálnic pro volně žijící živočichy.* Evernia, Liberec.
- ArcData Praha (2015): ArcGIS for Desktop. *ARCDATA PRAHA, s.r.o. - Geografické informační systémy.* Retrieved from <http://www.arcdata.cz/produkty-a-sluzby/software/arcgis/arcgis-for-desktop/>
- Bailey L. L., Kendall W. L., Church D. R. & Wilbur H. M. (2004): Estimating survival and breeding probability for pond-breeding amphibians: A modified robust design. *Ecology* 85(9): 2456–2466. doi:10.1890/03-0539
- Bailey L. L., MacKenzie D. I. & Nichols J. D. (2014): Advances and applications of occupancy models. *Methods in Ecology and Evolution* 5(12): 1269–1279. doi:10.1111/2041-210X.12100
- Baillie J., Griffiths J., Turvey S., Loh J. & Collen B. (2010): *Evolution Lost: Status and Trends of the World's Vertebrates.* Zoological Society of London, London.
- Baker J. & Halliday T. R. (1999): Amphibian Colonization of New Ponds in an Agricultural Landscape. *Herpetological Journal* 9(2): 55–63.
- Balinsky J. B. (1981): Adaptation of nitrogen metabolism to hyperosmotic environment in Amphibia. *Journal of Experimental Zoology* 215(3): 335–350. doi:10.1002/jez.1402150311
- Băncilă R. I., Ozgul A., Hartel T., Sos T. & Schmidt B. R. (2015): Direct negative density-dependence in a pond-breeding frog population. *Ecography* 38: 1–7. doi:10.1111/ecog.01584
- Barandun J. & Reyer H.-U. (1998): Reproductive Ecology of *Bombina variegata*: Habitat Use. *Copeia* 1998(2): 497. doi:10.2307/1447450
- Barinaga M. (1990): Where have all the froggies gone? *Science* 247: 1033–1034. doi:10.1126/science.247.4946.1033
- Baruš V. & Oliva O. (1992): *Obojživelníci – Amphibia. Fauna ČSFR.* Academia, Praha.
- Beebee T. J. C. (2011): Modelling factors affecting population trends in an endangered amphibian. *Journal of Zoology* 284(2): 97–104. doi:10.1111/j.1469-7998.2010.00785.x
- Beebee T. & Griffiths R. A. (2005): The amphibian decline crisis: a watershed for conservation biology? *Biological Conservation* 125(3): 271–285.
- Beja P. & Alcazar R. (2003): Conservation of Mediterranean temporary ponds under agricultural intensification: an evaluation using amphibians. *Biological Conservation* 114(3): 317–326. doi:10.1016/S0006-3207(03)00051-X

- Berger L., Speare R., Daszak P., Green D. E., Cunningham A. A., Goggin C. L., Slocombe R., Ragan M. A., Hyatt A. D., McDonald K. R., Hines H. B., Lips K. R., Marantelli G., & Parkes H. (1998): Chytridiomycosis causes amphibian mortality associated with population declines in the rain forests of Australia and Central America. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 95(15): 9031–9036. doi:10.1073/pnas.95.15.9031
- Berven K. & Grudzien T. (1990): Dispersal in the Wood Frog (*Rana sylvatica*): Implications for Genetic Population Structure. *Evolution* 44(8): 2047–2056. doi:10.2307/2409614
- BirdLife International. (2015): *European Red List of Birds*. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- Blaustein A. R. & Wake D. B. (1990): Declining amphibian populations: A global phenomenon? *Trends in Ecology & Evolution* 5(7): 203–204. doi:10.1016/0169-5347(90)90129-2
- Blaustein A. R., Grant Hokit D., O'Hara R. K. & Holt R. A. (1994): Pathogenic fungus contributes to amphibian losses in the pacific northwest. *Biological Conservation* 67(3): 251–254. doi:10.1016/0006-3207(94)90616-5
- Blaustein A. R., Kiesecker J. M., Chivers D., Hokit D. G., Marco A., Belden L. K. & Hatch A. (1998): Effects of Ultraviolet Radiation on Amphibians: Field Experiments. *American Zoologist* 38(6): 799–812. doi:10.1093/icb/38.6.799
- Blaustein A. R. & Kiesecker J. M. (2002): Complexity in conservation: Lessons from the global decline of amphibian populations. *Ecology Letters* 5(4): 597–608. doi:10.1046/j.1461-0248.2002.00352.x
- Blaustein A. R. & Dobson A. (2006): Extinctions: a message from the frogs. *Nature* 439(7073): 143–4. doi:10.1038/439143a
- Boulinier T., Nichols J. D., Sauer J. R., Hines J. E. & Pollock K. H. (1998): Estimating species richness: The importance of heterogeneity in species detectability. *Ecology* 79(3): 1018–1028. doi:10.1890/0012-9658(1998)079[1018:ESRTIO]2.0.CO;2
- Bridges C. (1999): Effects of a pesticide on tadpole activity and predator avoidance behavior. *Journal of Herpetology* 33(2): 303–306.
- Brook B. W. & Bradshaw C. J. A. (2006): Strength of evidence for density dependence in abundance time series of 1198 species. *Ecology* 87(6): 1445–1451. doi:10.1890/0012-9658(2006)87[1445:SOEFDD]2.0.CO;2
- Buckley J., Beebee T. J. C. & Schmidt B. R. (2014): Monitoring amphibian declines: Population trends of an endangered species over 20 years in Britain. *Animal Conservation* 17(1): 27–34. doi:10.1111/acv.12052
- Carey C., Cohen N. & Rollins-Smith L. (1999): Amphibian declines: an immunological perspective. *Developmental & Comparative Immunology* 23: 459–472.
- Carey C. & Alexander M. A. (2003): Climate change and amphibian declines: is there a link? *Diversity and Distributions* 9(2): 111–121. doi:10.1046/j.1472-4642.2003.00011.x
- Clevenger A. P., Chruszcz B. & Gunson K. E. (2003): Spatial patterns and factors influencing small vertebrate fauna road-kill aggregations. *Biological Conservation* 109(1): 15–26. doi:10.1016/S0006-3207(02)00127-1
- Colburn E. A. (2004): *Vernal pools: natural history and conservation*. McDonald and Woodward, Blacksburg, Virginia.
- Collins J. & Storfer A. (2003): Global amphibian declines: sorting the hypotheses. *Diversity and distributions* 9(2): 89–98.
- Collins J. & Halliday T. (2005): Forecasting changes in amphibian biodiversity: aiming at a moving target. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 360(1454): 309–314. doi:10.1098/rstb.2004.1588

- Compton B. W., McGarigal K., Cushman S. A. & Gamble L. R. (2007): A resistant-kernel model of connectivity for amphibians that breed in vernal pools. *Conservation Biology* 21(3): 788–799. doi:10.1111/j.1523-1739.2007.00674.x
- Cox N. A. & Temple H. J. (2009): *European Red List of Reptiles*. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.
- Cummins C. (2003): UV-B radiation, climate change and frogs—the importance of phenology. *Annales Zoologici Fennici* 39: 1–7.
- Cunningham A. A., Langton T. E., Bennett P. M., Lewin J. F., Drury S. E., Gough R. E. & Macgregor S. K. (1996): Pathological and microbiological findings from incidents of unusual mortality of the common frog (*Rana temporaria*). *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences* 351(1347): 1539–57. doi:10.1098/rstb.1996.0140
- Cushman S. A. (2006): Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: A review and prospectus. *Biological Conservation* 128(2): 231–240. doi:10.1016/j.biocon.2005.09.031
- De'ath G. (2002): Multivariate Regression Tree: A New Technique for Modeling Species–Environment Relationships. *Ecology* 83(4): 1105–1117. doi:10.1890/0012-9658(2002)083[1105:MRTANT]2.0.CO;2
- Degani G. & Warburg M. R. (1978): Population Structure and Seasonal Activity of the Adult *Salamandra salamandra* (L.) (Amphibia, Urodela, Salamandridae) in Israel. *Journal of Herpetology* 12(4): 437. doi:10.2307/1563347
- Degani G. (1981): Salinity Tolerance and Osmoregulation in *Salamandra salamandra* (L.) from Different Populations. *Journal of Comparative Physiology B: Biochemical, Systemic, and Environmental Physiology* 145(1): 133–137. doi:10.1007/BF00782604
- Denoël M. & Lehmann A. (2006): Multi-scale effect of landscape processes and habitat quality on newt abundance: implications for conservation. *Biological Conservation* 130(4): 495–504.
- Denoël M. & Ficetola G. F. (2007): Landscape-level thresholds and newt conservation. *Ecological Applications* 17(1): 302–309. doi:10.1890/1051-0761(2007)017[0302:LTANC]2.0.CO;2
- Denoël M., Bichot M., Ficetola G. F., Delcourt J., Yliff M., Kestemont P. & Poncin P. (2010): Cumulative effects of road de-icing salt on amphibian behavior. *Aquatic toxicology* 99(2): 275–80. doi:10.1016/j.aquatox.2010.05.007
- Dobrovoljc K., Jeran Z. & Bulog B. (2003): Uptake and elimination of cadmium in *Rana dalmatina* (Anura, Amphibia) tadpoles. *Bulletin of environmental contamination and toxicology* 70(1): 78–84. doi:10.1007/s00128-002-0158-7
- Dodd C. K. & Seigel R. A. (1991): Relocation, repatriation, and translocation of amphibians and reptiles: are they conservation strategies that work? *Herpetologica* 47(3): 336–350. Retrieved from <http://www.jstor.org/stable/3892626>
- Dodd C. K. & Smith L. (2003): Habitat destruction and alteration: historical trends and future prospects for amphibians. In R. D. Semlitsch (Ed.) *Amphibian Conservation* (pp. 93–112). Smithsonian Books, Washington and London.
- Dodd C. K. (2010): *Amphibian Ecology and Conservation: A Handbook of Techniques*. Oxford University Press, Oxford.
- Doležalová J. (2012): *Nabídka stanovišť a biotopové preference obojživelníků na sukcesních a technicky rekultivovaných výsypkách po těžbě uhlí*. Doktorská disertační práce, Fakulta životního prostředí ČZU v Praze (nepublikováno).
- Duellman W. & Trueb L. (1994): *Biology of amphibians. Second Edition*. The Johns Hopkins University Press, Baltimore & London.

- Dunson W. A. (1977): Tolerance to High Temperature and Salinity by Tadpoles of the Philippine Frog , *Rana cancrivora*. *Copeia* 1977(2): 375–378. doi:10.2307/1443921
- Edgar P. W., Griffiths R. A. & Foster J. P. (2005): Evaluation of translocation as a tool for mitigating development threats to great crested newts (*Triturus cristatus*) in England, 1990–2001. *Biological Conservation* 122(1): 45–52. doi:10.1016/j.biocon.2004.05.022
- Eigenbrod F., Hecnar S. J. & Fahrig L. (2008): The relative effects of road traffic and forest cover on anuran populations. *Biological Conservation* 141(1): 35–46. doi:10.1016/j.biocon.2007.08.025
- Elith J., H. Graham C., P. Anderson R., Dudík M., Ferrier S., Guisan A., J. Hijmans R., Huettmann F., R. Leathwick J., Lehmann A., Li J., G. Lohmann L., A. Loiselle B., Manion G., Moritz C., Nakamura M., Nakazawa Y., McC. M. Overton J., Townsend Peterson A., J. Phillips S., Richardson K., Scachetti-Pereira R., E. Schapire R., Soberón J., Williams S., S. Wisz M., & E. Zimmermann N. (2006): Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29(2): 129–151. doi:10.1111/j.2006.0906-7590.04596.x
- Elith J., Leathwick J. R. & Hastie T. J. (2008): A working guide to boosted regression trees. *Journal of Animal Ecology* 77(4): 802–813.
- Elith J. & Leathwick J. R. (2009): Species Distribution Models: Ecological Explanation and Prediction Across Space and Time. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 40(1): 677–697. doi:10.1146/annurev.ecolsys.110308.120159
- Elith J., Phillips S. J., Hastie T., Dudík M., Chee Y. E. & Yates C. J. (2011): A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and Distributions* 17(1): 43–57. doi:10.1111/j.1472-4642.2010.00725.x
- ESRI (2015): What is GIS? *Environmental Systems Research Institute, United States*. Retrieved from <http://www.esri.com/what-is-gis/index.html>
- Fahrig L., Pedlar J. H., Pope S. E., Taylor P. D. & Wegner J. F. (1995): Effect of road traffic on amphibian density. *Biological Conservation* 73(3): 177–182. doi:10.1016/0006-3207(94)00102-V
- Fernández-Benéitez M. J., Ortiz-Santaliestra M. E., Lizana M. & Diéguez-Urbeondo J. (2008): Saprolegnia diclina: another species responsible for the emergent disease “Saprolegnia infections” in amphibians. *FEMS microbiology letters* 279(1): 23–9. doi:10.1111/j.1574-6968.2007.01002.x
- Ficetola G. F. (2015): Habitat conservation research for amphibians: methodological improvements and thematic shifts. *Biodiversity and Conservation* 24(6): 1293–1310. doi:10.1007/s10531-015-0869-9
- Ficetola G. F. & Bernardi F. De. (2004): Amphibians in a human-dominated landscape: the community structure is related to habitat features and isolation. *Biological Conservation* 119(2): 219–230. doi:10.1016/j.biocon.2003.11.004
- Findlay C. S. & Zheng L. (1999): Estimating ecosystem risks using cross-validated multiple regression and cross-validated holographic neural networks. *Ecological Modelling* 119(1): 57–72. doi:10.1016/S0304-3800(99)00055-1
- Fischer J. & Lindenmayer D. (2000): An assessment of the published results of animal relocations. *Biological Conservation* 96(1): 1–11. doi:10.1016/S0006-3207(00)00048-3
- Fischer D. & Jeřábková L. (2015): *Sledování stavu evropsky významných lokalit*. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha (nepublikováno).
- Flegr J. (2005): *Evoluční biologie*. Academia, Praha.
- Flegr J. (2009): *Evoluční biologie. 2. Vydání*. Academia, Praha.
- Franklin J. & Miller J. (2009): *Mapping species distributions: spatial inference and prediction*. Cambridge University Press, England.
- Friedman H. J. (1991): Multivariate Adaptive Regression Splines. *The Annals of Statistics* 19(1): 1–67.

- Friedman J. H. & Roosen C. B. (1995): An introduction to multivariate adaptive regression splines. *Statistical Methods in Medical Research* 4(3): 197–217. doi:10.1177/096228029500400303
- Frost D. R., Grant T., Faivovich J., Bain R. H., Haas A., Haddad C. F. B., De Sá R. O., Channing A., Wilkinson M., Donnellan S. C., Raxworthy C. J., Campbell J. A., Blotto B. L., Moler P., Drewes R. C., Nussbaum R. A., Lynch J. D., Green D. M. & Wheeler W. C. (2006): The Amphibian Tree of Life. *Bulletin of the American Museum of Natural History* 297. doi:10.1206/0003-0090(2006)297[0001:TATOL]2.0.CO;2
- Funk W. C. & Dunlap W. W. (1999): Colonization of high-elevation lakes by long-toed salamanders (*Ambystoma macrodactylum*) after the extinction of introduced trout populations. *Canadian Journal of Zoology* 77(11): 1759–1767. doi:10.1139/z99-160
- Gendron A. D., Marcogliese D. J., Barbeau S., Christin M.-S., Brousseau P., Ruby S., Cyr D. & Fournier M. (2003): Exposure of leopard frogs to a pesticide mixture affects life history characteristics of the lungworm *Rhabdias ranae*. *Oecologia* 135(3): 469–76. doi:10.1007/s00442-003-1210-y
- Germano J. M. & Bishop P. J. (2009): Suitability of amphibians and reptiles for translocation. *Conservation Biology* 23(1): 7–15. doi:10.1111/j.1523-1739.2008.01123.x
- Gibson R. C. & Freeman M. (1997): Conservation at home: recovery programme for the agile frog *Rana dalmatina* in Jersey. *Dodo-Journal of the Wildlife Preservation Trusts* 33: 91 – 104.
- Gislén T. & Kauri H. (1959): Zoogeography of the Swedish amphibians and reptiles with notes on their growth and ecology. *Acta Vertebratica. Stockholm* 1: 197–397.
- Gómez-Rodríguez C., Díaz-Paniagua C., Serrano L., Florencio M. & Porthault A. (2009): Mediterranean temporary ponds as amphibian breeding habitats: the importance of preserving pond networks. *Aquatic Ecology* 43(4): 1179–1191. doi:10.1007/s10452-009-9235-x
- Gómez-Rodríguez C., Bustamante J., Díaz-Paniagua C. & Guisan A. (2012): Integrating detection probabilities in species distribution models of amphibians breeding in Mediterranean temporary ponds. *Diversity and Distributions* 18(3): 260–272. doi:10.1111/j.1472-4642.2011.00837.x
- Gray M. J., Miller D. L. & Hoverman J. T. (2009): Ecology and pathology of amphibian ranaviruses. *Diseases of Aquatic Organisms* 87(3): 243–266. doi:10.3354/dao02138
- Green D. (2003): The ecology of extinction: population fluctuation and decline in amphibians. *Biological Conservation* 111(3): 331–343. doi:10.1016/S0006-3207(02)00302-6
- Greulich K. & Pflugmacher S. (2003): Differences in susceptibility of various life stages of amphibians to pesticide exposure. *Aquatic Toxicology* 65(3): 329–336. doi:10.1016/S0166-445X(03)00153-X
- Griffiths R. A. (1997): Temporary ponds as amphibian habitats. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 7(2): 119–126. doi:10.1002/(SICI)1099-0755(199706)7:2<119::AID-AQC223>3.0.CO;2-4
- Griffiths R. A., Scott J. M., Carpenter J. W. & Reed C. (1989): Translocation as a species conservation tool: status and strategy. *Science* 245: 477–480.
- Groom M., Meffe G. & Carroll C. (2006): *Principles of Conservation Biology. Third Edition*. Sinauer Associates, Sunderland, U.S.A.
- Guisan A. & Zimmermann N. E. (2000): Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135(2): 147–186. doi:10.1016/S0304-3800(00)00354-9
- Guscio C. G., Hossack B., Eby L. & Corn P. S. (2008): Post-Breeding Habitat Use By Adult Boreal Toads (*Bufo boreas*) After Wildfire in Glacier National Park, USA. *Herpetological Conservation and Biology* 3(1): 55–62.
- Hanski I. (1998): Metapopulation dynamics. *Nature (London)* 396(6706): 41–49. doi:10.1038/23876
- Hanski I. & Gilpin M. (1991): *Metapopulation Dynamics*. In: Hanski I. 1999: *Metapopulation Ecology*. Oxford Series in Ecology and Evolution. Oxford University Press, New York.

- Hartel T. (2005): Aspects of breeding activity of *Rana dalmatina* and *Rana temporaria* reproducing in a seminatural pond. *North-Western Journal of Zoology* 1: 5–13.
- Hartel T., Nemes S., Cogălniceanu D., Öllerer K., Schweiger O., Moga C. I. & Demeter L. (2007a): The effect of fish and aquatic habitat complexity on amphibians. *Hydrobiologia* 583(1): 173–182. doi:10.1007/s10750-006-0490-8
- Hartel T., Öllerer K. & Nemes S. (2007b): Critical elements for biologically based management plans for amphibians in the middle section of the Târnava Mare basin. *Biologia-Acta Scientiarum Transylvanica* 15(1): 109–132.
- Hartel T. & Öllerer K. (2009): Local turnover and factors influencing the persistence of amphibians in permanent ponds from the Saxon landscapes of Transylvania. *North-Western Journal of Zoology* 5(1): 40–52.
- Hartel T., Nemes S., Cogălniceanu D., Öllerer K., Moga C. I., Lesbarrères D. & Demeter L. (2009): Pond and landscape determinants of *Rana dalmatina* population sizes in a Romanian rural landscape. *Acta Oecologica* 35(1): 53–59. doi:10.1016/j.actao.2008.08.002
- Hartmen P., Příklad I. & Štědranský E. (1998): *Hydrobiologie*. Informatorium, Praha.
- Hastie T., Tibshirani R. J. & Friedman J. H. (2009): *The Elements of Statistical Learning: Data Mining, Inference and Prediction*. 2nd ed. Springer-Verlag, New York.
- Hecnar S. J. & M'Closkey R. T. (1996): Regional dynamics and the status of amphibians. *Ecological Society of America* 77(7): 2091–2097.
- Hels T. & Buchwald E. (2001): The effect of road kills on amphibian populations. *Biological Conservation* 99(3): 331–340. doi:10.1016/S0006-3207(00)00215-9
- Hels T. & Nachman G. (2002): Simulating viability of a spadefoot toad *Pelobates fuscus* metapopulation in a landscape fragmented by a road. *Ecography* 25(6): 730–744. doi:10.1034/j.1600-0587.2002.250609.x
- Hels T. (2002): Population dynamics in a Danish metapopulation of spadefoot toads *Pelobates fuscus*. *Ecography* 25(3): 303–313. doi:10.1034/j.1600-0587.2002.250307.x
- Herrmann H. L., Babbitt K. J., Baber M. J. & Congalton R. G. (2005): Effects of landscape characteristics on amphibian distribution in a forest-dominated landscape. *Biological Conservation* 123(2): 139–149. doi:10.1016/j.biocon.2004.05.025
- Hirzel A. (2001): *When GIS come to life. Linking landscape- and population ecology for large population management modelling: the case of Ibex (Capra ibex) in Switzerland*. Institut d'Ecologie (Vol. Tesis en o). University of Lausanne, Lausanne.
- Hirzel A. H., Hausser J., Chessel D. & Perrin N. (2002): Ecological-niche factor analysis: How to compute habitat-suitability maps without absence data? *Ecology* 83(7): 2027–2036. doi:10.2307/3071784
- Hixon M. A. (2009): Density Dependence and Independence. In *Encyclopedia of Life Sciences*. John Wiley & Sons, Ltd, Chichester, UK. doi:10.1002/9780470015902.a0021219
- Hlaváč V. & Anděl P. (2001): *Metodická příručka k zajišťování průchodnosti dálničních komunikací pro volně žijící živočichy*. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.
- Hlaváč V. & Jermlová B. (2005): Tůňe a umělé drobné vodní plochy v regionu Vysočina. *Ochrana přírody* 60: 276–278.
- Holyoak M. (1994): Identifying delayed density dependence in time-series data. *Oikos* 70(2): 296–304. doi:10.2307/3545641
- Horne M. T. & Dunson W. A. (1995): The interactive effects of low pH, toxic metals, and DOC on a simulated temporary pond community. *Environmental Pollution* 89(2): 155–161. doi:10.1016/0269-7491(94)00057-K

- Houlahan J. E., Findlay C. S., Schmidt B. R., Meyer A. H. & Kuzmin S. L. (2000): Quantitative evidence for global amphibian population declines. *Nature* 404(6779): 752–755. doi:10.1038/35008052
- Houlahan J. E. & Findlay C. S. (2003): The effects of adjacent land use on wetland amphibian species richness and community composition. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 60(9): 1078–1094. doi:10.1139/f03-095
- Hudousek P. (2013): *Metody využívané k modelování prostorové a časové distribuce obojživelníků*. Bakalářská práce, Fakulta životního prostředí ČZU v Praze (nepublikováno).
- Hudousek P. (2015): *Predikce rizikových míst na silnicích pro obojživelníky*. Diplomová práce, Fakulta životního prostředí ČZU v Praze (nepublikováno).
- Husté A., Clobert J. & Miaud C. (2006): The movements and breeding site fidelity of the natterjack toad (*Bufo calamita*) in an urban park near Paris (France) with management recommendations. *Amphibia-Reptilia* 27(4): 561–568. doi:10.1163/156853806778877130
- Hyatt A. D., Gould A. R., Zupanovic Z., Cunningham A. A., Hengstberger S., Whittington R. J., Kattenbelt J. & Coupar B. E. H. (2000): Comparative studies of piscine and amphibian iridoviruses. *Archives of Virology* 145(2): 301–331. doi:10.1007/s007050050025
- Indermaur L., Gehring M., Wehrle W., Tockner K. & Naef-Daenzer B. (2009a): Behavior-based scale definitions for determining individual space use: requirements of two amphibians. *The American naturalist* 173(1): 60–71. doi:10.1086/593355
- Indermaur L., Winzeler T., Schmidt B. R., Tockner K. & Schaub M. (2009b): Differential resource selection within shared habitat types across spatial scales in sympatric toads. *Ecology* 90(12): 3430–3444. doi:10.1890/08-0886.1
- Indermaur L. & Schmidt B. R. (2011): Quantitative recommendations for amphibian terrestrial habitat conservation derived from habitat selection behavior. *Ecological Applications* 21(7): 2548–2554. doi:10.1890/10-2047.1
- IUCN (2015): The IUCN Red List of Threatened Species. *International Union for Conservation of Nature and Natural Resources*. Retrieved from <http://www.iucnredlist.org/about/summary-statistics>
- Jaeger R. G. (1980): Density-Dependent and Density-Independent Causes of Extinction of a Salamander Population. *Evolution* 34(4): 617. doi:10.2307/2408016
- Jeřábková L. (2011): *Metodika mapování. Obojživelníci a plazi*. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.
- Jeřábková L., Krása A., Zavadil V., Mikátová B. & Rozínek R. (in press): *Červený seznam obojživelníků a plazů České republiky*. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.
- Jiménez J., García E. J., Llaneza L., Palacios V., González L. M., García-Domínguez F., Múñoz-Igualada J. & López-Bao J. V. (2016): Multimethod, multistate Bayesian hierarchical modeling approach for use in regional monitoring of wolves. *Conservation Biology* 30(4): 883–893. doi:10.1111/cobi.12685
- Joly P. & Miaud C. (1989): Fidelity to the breeding site in the alpine newt *Triturus Alpestris*. *Behavioural Processes* 19(1–3): 47–56. doi:10.1016/0376-6357(89)90030-2
- Joly P., Miaud C., Lehmann A., Grolet O., Cnrs U. M. R., Douces E., Fleuves G., Claude U. & Lyon B. (2001): Habitat Matrix Effects on Pond Occupancy in Newts. *Conservation Biology* 15(1): 239–248. doi:10.1046/j.1523-1739.2001.99200.x
- Joseph M. B., Preston D. L. & Johnson P. T. J. (2015): Integrating occupancy models and structural equation models to understand species occurrence. *Ecology* 97(3): 765–775. doi:10.1890/15-0833.1
- Katz U. (1989): Strategies of adaptation to osmotic stress in anuran Amphibia under salt and burrowing conditions. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Physiology* 93(3): 499–503. doi:10.1016/0300-9629(89)90001-7

- Kerby J. L., Richards-Hrdlicka K. L., Storfer A. & Skelly D. K. (2010): An examination of amphibian sensitivity to environmental contaminants: Are amphibians poor canaries? *Ecology Letters* 13(1): 60–67. doi:10.1111/j.1461-0248.2009.01399.x
- Kerouš K. (1999): Reálné možnosti ochrany obojživelníků v praxi. *Ochrana přírody* 54(1): 4–6.
- Kiesecker J. M. (2003): Invasive species as a global problem. Toward understanding the worldwide decline of amphibians. In R. D. Semlitsch (Ed.), *Amphibian Conservation* (pp. 113–126). Smithsonian Books, Washington and London.
- Kiesecker J. M., Blaustein A. R. & Belden L. K. (2001): Complex causes of amphibian population declines. *Nature* 410(6829): 681–684. doi:10.1038/35070552
- Knappe J. (2008): Estimability of density dependence in models of time series data. *Ecology* 89(11): 2994–3000. doi:10.1890/08-0071.1
- Kolektiv (2004): *Agroenvironmentální programy České republiky: programy na ochranu a obnovu životního prostředí v zemědělství*. Ministerstvo životního prostředí, Ministerstvo zemědělství, Praha.
- Kolektiv (2006): *Metodiky monitoringu obojživelníků AOPK ČR*. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.
- Konvička M., Beneš J. & Čížek L. (2005): *Ohrožený hmyz nelesních stanovišť: ochrana a management*. Sagittaria, Olomouc.
- Kopecký O., Vojar J. & Denoël M. (2010): Movements of Alpine newts (*Mesotriton alpestris*) between small aquatic habitats (ruts) during the breeding season. *Amphibia-Reptilia* 31(1): 109–116. doi:10.1163/156853810790457821
- Kovář R., Brabec M., Vita R. & Bocek R. (2009): Spring migration distances of some Central European amphibian species. *Amphibia-Reptilia* 30(3): 367–378. doi:10.1163/156853809788795236
- Kozak K. H., Graham C. H. & Wiens J. J. (2008): Integrating GIS-based environmental data into evolutionary biology. *Trends in Ecology & Evolution* 23(3): 141–148.
- Laan R. & Verboom B. (1990): Effects of pool size and isolation on amphibian communities. *Biological Conservation* 54(3): 251–262. doi:10.1016/0006-3207(90)90055-T
- Lacy R., Borbat M. & Pollak J. (2005): *VORTEX: a stochastic simulation of the extinction process. Version 9.50 User's Manual*. Apple Valley, MN: Conservation Breeding Specialist Group (SSC/IUCN).
- Lawton J. (2000): *Community ecology in a changing world. Excellence in ecology 11*. Ecology Institute, Oldendorf/Luhe, Germany.
- Lecis R. & Norris K. (2004): Habitat correlates of distribution and local population decline of the endemic Sardinian newt *Euproctus platycephalus*. *Biological Conservation* 115(2): 303–317. doi:10.1016/S0006-3207(03)00149-6
- Lehtinen R. M. & Galatowitsch S. M. (2001): Colonization of Restored Wetlands by Amphibians in Minnesota. *The American Midland Naturalist* 145(2): 388–396. doi:10.1674/0003-0031(2001)145[0388:CORWBA]2.0.CO;2
- Lepš J. & Šmilauer P. (2000): *Mnohorozměrná analýza ekologických dat*. Biologická fakulta Jihočeské univerzity, České Budějovice.
- Letty J., Aubineau J., Marchandean S. & Clobert J. (2003): Effect of translocation on survival in wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*). *Mammalian Biology* 68(January 1998): 250–255. doi:10.1078/1616-5047-00092
- Levins R. (1969): Some Demographic and Genetic Consequences of Environmental Heterogeneity for Biological Control. *Bulletin of the Entomological Society of America* 15(3): 237–240. doi:10.1093/besa/15.3.237

- Loman J. & Andersson G. (2007): Monitoring brown frogs *Rana arvalis* and *Rana temporaria* in 120 south Swedish ponds 1989–2005. Mixed trends in different habitats. *Biological Conservation* 135(1): 46–56. doi:10.1016/j.biocon.2006.09.017
- Longcore J. E., Pessier A. P. & Nichols D. K. (1999): *Batrachochytrium Dendrobatidis* gen. et sp. nov., a Chytrid Pathogenic to Amphibians. *Mycologia* 91(2): 219–227. doi:10.2307/3761366
- Lowrance R., Todd R., Fail, J., Hendrickson, O., Leonard R. & Asmussen L. (1984): Riparian Forests as Nutrient Filters in Agricultural Watersheds. *BioScience* 34(6): 374–377. doi:10.2307/1309729
- MacKenzie D. I. (2005): What Are the Issues With Presence–Absence Data for Wildlife Managers? *Journal of Wildlife Management* 69(3): 849–860. doi:10.2193/0022-541X(2005)069[0849:WATIWP]2.0.CO;2
- MacKenzie D. I., Nichols J. D., Lachman G. B., Droege S., Royle A. J. A. & Langtimm C. A. (2002): Estimating Site Occupancy Rates When Detection Probabilities Are Less Than One. *Ecology* 83(8): 2248–2255. doi:10.1890/0012-9658(2002)083[2248:ESORWD]2.0.CO;2
- MacKenzie D. I., Nichols J. D., Hines J. E., Knutson M. G. & Franklin A. B. (2003): Estimating site occupancy, colonization, and local extinction when a species is detected imperfectly. *Ecology* 84(8): 2200–2207. doi:10.1890/02-3090
- Marsh D. (2001): Fluctuations in amphibian populations: a meta-analysis. *Biological Conservation* 101(3): 327–335.
- Marsh D. M., Fegraus E. H. & Harrison S. (1999): Effects of breeding pond isolation on the spatial and temporal dynamics of pond use by the tungara frog, *Physalaemus pustulosus*. *Journal of Animal Ecology* 68(4): 804–814. doi:10.1046/j.1365-2656.1999.00332.x
- Marsh D. & Trenham P. (2001): Metapopulation dynamics and amphibian conservation. *Conservation Biology* 15(1): 40–49.
- Martel A., Spitzen-van der Sluijs A., Blooi M., Bert W., Ducatelle R., Fisher M. C., Woeltjes A., Bosman W., Chiers K., Bossuyt F. & Pasmans F. (2013): *Batrachochytrium salamandrivorans* sp. nov. causes lethal chytridiomycosis in amphibians. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 110(38): 15325–15329. doi:10.1073/pnas.1307356110
- Martel A., Blooi M., Adriaensen C., Van Rooij P., Beukema W., Fisher M. C., Farrer R. A., Schmidt B. R., Tobler U., Goka K., Lips K. R., Muletz C., Zamudio K. R., Bosch J., Lötters S., Wombwell E., Garner T. W. J., Cunningham A. A., Spitzen-van der Sluijs A., Salvidio S., Ducatelle R., Nishikawa K., Nguyen T. T., Kolby J. E., Van Bocxlaer I., Bossuyt F. & Pasmans F. (2014): Recent introduction of a chytrid fungus endangers Western Palearctic salamanders. *Science* 346:630–631.
- Marty P., Angélibert S., Giani N. & Joly P. (2005): Directionality of pre- and post-breeding migrations of a marbled newt population (*Triturus marmoratus*): implications for buffer zone management. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 15(3): 215–225. doi:10.1002/aqc.672
- Mazerolle M. J., Huot M. & Gravel M. (2005): Behavior of amphibians on the road in response to car traffic. *Herpetologica* 61(4): 380–388. doi:10.1655/04-79.1
- Mazerolle M. J., Bailey L. L., Kendall W. L., Andrew Royle J., Converse S. J. & Nichols J. D. (2007): Making Great Leaps Forward: Accounting for Detectability in Herpetological Field Studies. *Journal of Herpetology* 41(4): 672–689. doi:10.1670/07-061.1
- Miaud C. & Sanuy D. (2005): Terrestrial habitat preferences of the natterjack toad during and after the breeding season in a landscape of intensive agricultural activity. *Amphibia-Reptilia* 26(3): 359–366. doi:10.1163/156853805774408496
- Mikátová B. & Vlašín M. (2002): *Ochrana obojživelníků*. EkoCentrum, Brno.
- Mikátová B. & Vlašín M. (2004): *Obojživelníci a doprava*. ZO ČSOP Veronica, Brno.
- Miko L. (Ed.) (2007): *Zákon o ochraně přírody a krajiny. Komentář*. C.H. Beck, Praha.

- Miller D. A. W. & Grant E. H. C. (2015): Estimating occupancy dynamics for large-scale monitoring networks: amphibian breeding occupancy across protected areas in the northeast United States. *Ecology and Evolution* 5(21): 4735–4746. doi:10.1002/ece3.1679
- Miller P. S. & Lacy R. C. (2005): *VORTEX. A stochastic simulation of the simulation process. Version 9.50 user's manual*. Conservation Breeding Specialist Group (IUCN/SSC), Apple Valley, MN, USA.
- Moravec J. (2001): *České názvy živočichů IV. Obojživelníci (Amphibia)*. Národní muzeum, Praha.
- Muir A. P., Kilbride E. & Mable B. K. (2015): Spatial variation in species composition of Saprolegnia, a parasitic oomycete of amphibian eggs, in Scotland. *Herpetological Journal* 25: 257–263.
- Müllerová H. & Stejskal V. (2013): *Ochrana zvířat v právu*. Academia, Praha.
- Navrátil V. (2011): Stárnutí, entropie a lidské zdraví. *Škola a zdraví* 21: 331–336.
- Nelder J. & Wedderburn R. W. M. (1972): Generalized linear models. *Journal of the Royal Statistical Society, Serie A* 135: 370–384.
- Noss R., Csuti B. & Groom M. (2006): Habitat fragmentation. In M. J. Groom, G. K. Meffe & I C. R. Carrol (Eds.), *Principles Conservation Biology. Third Edition* (pp. 213–251). Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts.
- Novák M. (1998): *Umělé neuronové sítě: teorie a aplikace*. CH Beck.
- Nyström P., Hansson J., Månsson J., Sundstedt M., Reslow C. & Broström A. (2007): A documented amphibian decline over 40 years: Possible causes and implications for species recovery. *Biological Conservation* 138(3–4): 399–411. doi:10.1016/j.biocon.2007.05.007
- Ogurtsov S. V. (2004): Olfactory orientation in anuran amphibian. *Russian Journal of Herpetology* 11: 35–40.
- Olden J. D. & Jackson D. A. (2002): Illuminating the “black box”: A randomization approach for understanding variable contributions in artificial neural networks. *Ecological Modelling* 154(1–2): 135–150. doi:10.1016/S0304-3800(02)00064-9
- Oldham R. S., Keeble J., Swan M. & Jeffcote M. (2000): Evaluating the suitability of habitat for the great crested newt (*Triturus cristatus*). *Herpetological Journal* 10(4): 143–156.
- Pearson R. G., Dawson T., Berry P. & Harrison P. (2002): SPECIES: A Spatial Evaluation of Climate Impact on the Envelope of Species. *Ecological Modelling* 154: 289–300.
- Pechmann J. H. K. (2003): Natural population fluctuations and human influences. Null models and interactions. In R. D. Semlitsch (Ed.), *Amphibian Conservation* (pp. 85–93). Smithsonian Institution Press, Washington D.C.
- Pechmann J. H. K., Scott D. E., Semlitsch R., Caldwell J. P., Vitt L. J. & Gibbons J. W. (1991): Declining amphibian populations: the problem of separating human impacts from natural fluctuations. *Science (New York, N.Y.)* 253(5022): 892–895. doi:10.1126/science.253.5022.892
- Pechmann J. H. K. & Wilbur H. (1994): Putting declining amphibian populations in perspective: natural fluctuations and human impacts. *Herpetologica* 50(1): 65–84. Retrieved from <http://www.jstor.org/stable/3892876>
- Pechmann J. H. K., Estes R. A., Scott D. E. & Gibbons J. W. (2001): Amphibian colonization and use of ponds created for trial mitigation of wetland loss. *Wetlands* 21(1): 93–111. doi:10.1672/0277-5212(2001)021[0093:ACAUOP]2.0.CO;2
- Pěchotová B. (2009): *Srovnání klasifikačních metod pro aplikaci na biologických datech*. Bakalářská práce. Výzkumné centrum pro chemii životního prostředí a ekotoxikologii. Institutu biostatistiky a analýzy Masarykovy univerzity, Brno (nepublikováno).

- Pekár S. & Brabec M. (2009): *Moderní analýza biologických dat: Zobecněné lineární modely v prostředí R*. Scientia, Praha.
- Pellet J. (2005): *Conservation of a threatened European tree frog (Hyla arborea) metapopulation*. Doctoral dissertation. Faculté de Biologie et Médecine de l'Université de Lausanne.
- Perret N., Pradel R., Miaud C., Grolet O. & Joly P. (2003): Transience, dispersal and survival rates in newt patchy populations. *Journal of Animal Ecology* 72(4): 567–575. doi:10.1046/j.1365-2656.2003.00726.x
- Peter A. (2001): Dispersal rates and distances in adult water frogs, *Rana lessonae*, *R. ridibunda*, and their hybridogenetic associate *R. esculenta*. *Herpetologica* 57(4): 449–460.
- Petranka J. W., Harp E. M., Holbrook C. T. & Hamel J. A. (2007): Long-term persistence of amphibian populations in a restored wetland complex. *Biological Conservation* 138(3–4): 371–380. doi:10.1016/j.biocon.2007.05.002
- Petříček V. (ed. . (1999): *Péče o chráněná území. I. Nelesní společenstva*. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.
- Phillips S. J., Dudík M. & Schapire R. E. (2004): A maximum entropy approach to species distribution modeling. In *Twenty-first international conference on Machine learning - ICML '04* (p. 83). ACM Press, New York, New York, USA. doi:10.1145/1015330.1015412
- Phillips S., Anderson R. & Schapire R. (2006): Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological modelling* 190: 231–259.
- Pieczynska E. (1990): Littoral habitats and communities. In S. Jorgensen & H. Hoffer (Eds.), *Guidelines of lake management*. Guidelines of Lake Management, vol. 3., ILLEC, UNEP, Otsu, Japan.
- Ponsero A. & Joly P. (1998): Clutch size, egg survival and migration distance in the agile frog (*Rana dalmatina*) in a floodplain. *Archiv Fur Hydrobiologie* 142: 343–352.
- Pope S. E., Fahrig L. & Merriam H. G. (2000): Landscape complementation and metapopulation effects on leopard frog populations. *Ecology* 81(9): 2498–2508.
- Pounds J. A. & Crump M. (1994): Amphibian declines and climate disturbance: the case of the golden toad and the harlequin frog. *Conservation Biology* 8(1): 72–85.
- Pounds J. A., Fogden M. P. L., Savage J. M. & Gorman G. C. (1997): Tests of Null Models for Amphibian Declines on a Tropical Mountain. *Conservation Biology* 11(6): 1307–1322. doi:10.1046/j.1523-1739.1997.95485.x
- Pounds J. A., Bustamante M. R., Coloma L. A., Consuegra J. A., Fogden M. P. L., Foster P. N., La Marca E., Masters K. L., Merino-Viteri A., Puschendorf R., Ron S. R., Sánchez-Azofeifa G. A., Still C. J. & Young B. E. (2006): Widespread amphibian extinctions from epidemic disease driven by global warming. *Nature* 439(7073): 161–7. doi:10.1038/nature04246
- Prchalová J. (2006): *Zákon o ochraně přírody a krajiny a Natura 2000. Komentář a prováděcí předpisy podle stavu k 1. 1. 2006*. Linde Praha, Praha.
- Primack R. B. (2006): *Essentials of Conservation Biology, Fourth Edition*. Sinauer Associates, Sunderland, U.S.A.
- Primack R. B., Kindlmann P. & Jersáková J. (2011): *Biologické principy ochrany přírody*. Portál, Praha.
- Puky M. (2006): Amphibian road kills: a global perspective. In C. L. Irwin, P. Garrett & K. P. McDermott (Eds.), *Proceedings of the 2005 International Conference on Ecology and Transportation*. Center for Transportation and the Environment, North Carolina State University, Raleigh.
- Pullin A. (2002): *Conservation Biology*. Cambridge University Press.

- Puschendorf R., Carnaval A. C., VanDerWal J., Zumbado-Ulate H., Chaves G., Bolaños F. & Alford R. A. (2009): Distribution models for the amphibian chytrid *Batrachochytrium dendrobatidis* in Costa Rica: proposing climatic refuges as a conservation tool. *Diversity and Distributions* 15(3): 401–408. doi:10.1111/j.1472-4642.2008.00548.x
- Rapant P. (2002): *Úvod do geografických informačních systémů*. Skripta PGS. Institut ekonomiky a systémů řízení oddělení GIS Hornicko-geologické fakulty Vysoké školy báňské – Technické univerzity, Ostrava.
- Ray N., Lehmann A. & Joly P. (2002): Modeling spatial distribution of amphibian populations: a GIS approach based on habitat matrix permeability. *Biodiversity and Conservation* 11(12): 2143–2165. doi:10.1023/A:1021390527698
- Reading C. J., Loman J. & Madsen T. (1991): Breeding pond fidelity in the common toad, *Bufo bufo*. *Journal of Zoology* 225(2): 201–211. doi:10.1111/j.1469-7998.1991.tb03811.x
- Ruhí A., Sebastian O. S., Feo C., Franch M., Gascón S., Richter-Boix À., Boix D. & Llorente G. (2012): Man-made Mediterranean temporary ponds as a tool for amphibian conservation. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology* 48(1): 81–93. doi:10.1051/limn/2011059
- Segurado P., Araujo M. B. & Arau M. B. (2004): An evaluation of methods for modelling species distributions. *Journal of Biogeography* 31(10): 1555–1568. doi:10.1111/j.1365-2699.2004.01076.x
- Semlitsch R. (Ed.) (2003): *Amphibian Conservation*. Smithsonian Books, Washington & London.
- Semlitsch R., Scott D., Pechmann J. H. K. & Gibbons J. W. (1996): Structure and dynamics of an amphibian community: evidence from a 16-year study of a natural pond. In *Long-term studies of vertebrate communities* (pp. 217–248). Academic Press, San Diego, California. doi:10.1016/B978-012178075-3/50010-6
- Semlitsch R. D. & Bodie J. R. (2003): Biological criteria for buffer zones around wetlands and riparian habitats for amphibians and reptiles. *Conservation Biology* 17(5): 1219–1228. doi:10.1046/j.1523-1739.2003.02177.x
- Shoemaker V., Hillman S., Hylliard S. D., Jackson D. C., McClanahan L. L., Withers P. C. & Wygoda M. (1992): Exchange of water, ions, and respiratory gases in terrestrial amphibians. In M. E. Feder & W. W. Burggren (Eds.), *Environmental Physiology of Amphibians* (pp. 125–150). Chicago University Press.
- Schlupp I. & Podloucky R. (1994): Changes in breeding site fidelity: A combined study of conservation and behaviour in the common toad *Bufo bufo*. *Biological Conservation* 69(3): 285–291. doi:10.1016/0006-3207(94)90428-6
- Schulte U., Küsters D. & Steinfartz S. (2007): A PIT tag based analysis of annual movement patterns of adult fire salamanders (*Salamandra salamandra*) in a Middle European habitat. *Amphibia-Reptilia* 28(4): 531–536. doi:10.1163/156853807782152543
- Sidorovich V. E. (2000): Seasonal variation in the feeding habits of riparian mustelids in river valleys of NE Belarus. *Acta Theriologica* 45(2): 233–242. doi:10.4098/AT.arch.00-25
- Simberloff D. (1988): The Contribution of Population and Community Biology to Conservation Science. *Annual Review of Ecology and Systematics* 19(1): 473–511. doi:10.1146/annurev.es.19.110188.002353
- Sinsch U. (1988): Seasonal changes in the migratory behaviour of the toad *Bufo bufo*: direction and magnitude of movements. *Oecologia* 76(3): 390–398. doi:10.1007/BF00377034
- Sinsch U. (1992): Structure and dynamic of a natterjack toad metapopulation (*Bufo calamita*). *Oecologia* 90(4): 489–499. doi:10.1007/BF01875442
- Sinsch U. & Seidel D. (1995): Dynamics of local and temporal breeding assemblages in a *Bufo calamita* metapopulation. *Australian Journal of Ecology* 20(3): 351–361.

- Sjögren P. E. R. (1991): Extinction and isolation gradients in metapopulations: the case of the pool frog (*Rana lessonae*). *Biological Journal of the Linnean Society* 42(1–2): 135–147. doi:10.1111/j.1095-8312.1991.tb00556.x
- Skelly D. K., Werner E. E. & Cortwright S. A. (1999): Long-Term Distributional Dynamics of a Michigan Amphibian Assemblage. *Ecology* 80(7): 2326. doi:10.2307/176913
- Smith M. A. & Green D. M. (2005): Dispersal and the metapopulation paradigm in amphibian ecology and conservation: Are all amphibian populations metapopulations? *Ecography* 28(1): 110–128. doi:10.1111/j.0906-7590.2005.04042.x
- Smutný J. (2007): *Geografické informační systémy. Studijní opory pro studijní programy s kombinovanou formou studia*. Fakulta stavební Vysoké technické učení, Brno.
- Snodgrass J. W., Komoroski M. J., Bryan A. L. & Burger J. (2000): Relationships among Isolated Wetland Size, Hydroperiod, and Amphibian Species Richness: Implications for Wetland Regulations. *Conservation Biology* 14(2): 414–419. doi:10.1046/j.1523-1739.2000.99161.x
- Solla S. R. De, Fernie K. J., Barrett G. C. & Bishop C. A. (2006): Population trends and calling phenology of anuran populations surveyed in Ontario estimated using acoustic surveys. *Biodiversity Conservation* 15(11): 113–129. doi:10.1007/978-1-4020-5734-2_9
- Solský M., Doležalová J., Kašpárková M., Budská D., Ščudlová Z., Cáceres L. M. V. & Vojar J. (submitted): Magnitude and relationship of seasonal variation in amphibian population abundances and breeding site occupancy. *PLoS One*.
- Sparling D. W., Linder G. & Bishop C. A. (2000): *Ecotoxicology of Amphibians and Reptiles*. SETAC Press, Pensacola, Florida.
- Spitzen-van der Sluijs A., Spikmans F., Bosman W., Zeeuw M. de, Meij T. van der, Goverse E., Kik M., Pasmans F. & Martel A. (2013): Rapid enigmatic decline drives the fire salamander (*Salamandra salamandra*) to the edge of extinction in the Netherlands. *Amphibia-Reptilia* 34(2): 233–239. doi:10.1163/15685381-00002891
- Stejskal V. (2006): *Úvod do právní ochrany přírody a péče o biologickou rozmanitost*. Linde Praha, Praha.
- Stevens V. M., Polus E., Wesselingh R. A., Schtickzelle N. & Baguette M. (2005): Quantifying functional connectivity: Experimental evidence for patch-specific resistance in the Natterjack toad (*Bufo calamita*). *Landscape Ecology* 19(8): 829–842. doi:10.1007/s10980-005-0166-1
- Stuart S. N., Chanson J. S., Cox N. a., Young B. E., Rodrigues A. S. L., Fischman D. L. & Waller R. W. (2004): Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science* 306(5702): 1783–1786. doi:10.1126/science.1103538
- Stumpel A. H. P. & Voet H. van der. (1998): Characterizing the suitability of new ponds for amphibians. *Amphibia-Reptilia* 19(2): 125–142. doi:10.1163/156853898X00421
- Svobodová Z. [ed.]. (1987): *Toxikologie vodních živočichů*. MZVŽ ČSR; ČRS, Praha.
- Šmilauer P. (2007): *Moderní regresní metody. České Budějovice, Jihočeská univerzita, Biologická*.
- Temple H. J. & Terry A. (2007): *The Status and Distribution of European Mammals*. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- Temple H. J. & Cox N. A. (2009): *European Red List of Amphibians*. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- Timm B. C., McGarigal K. & Compton B. W. (2007): Timing of large movement events of pond-breeding amphibians in Western Massachusetts, USA. *Biological Conservation* 136(3): 442–454. doi:10.1016/j.biocon.2006.12.015

- Todd B. D., Scott D. E., Pechmann J. H. K. & Gibbons J. W. (2010): Climate change correlates with rapid delays and advancements in reproductive timing in an amphibian community. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 2191–2197. doi:10.1098/rspb.2010.1768
- Trocme M. (2006): *Habitat fragmentation due to linear transportation infrastructure: An overview of mitigation measures in Switzerland*. Swiss transport research conference 15. – 17. March, Monte Verità/Ascona, Switzerland (pp. 1–20).
- Trochet A., Moulherat S., Calvez O., Stevens V. M., Clobert J. & Schmitter D. S. (2014): A database of life-history traits of European amphibians. *Biodiversity data journal* 2(2): e4123. doi:10.3897/BDJ.2.e4123
- Trombulak S. C. & Frissell C. A. (2000): Review of Ecological Effects of Roads on Terrestrial and Aquatic Communities. *Conservation Biology* 14(1): 18–30. doi:10.1046/j.1523-1739.2000.99084.x
- Tuberville T. D., Clark E. E., Buhlmann K. A. & Gibbons J. W. (2005): Translocation as a conservation tool: site fidelity and movement of repatriated gopher tortoises (*Gopherus polyphemus*). *Animal Conservation* 8(4): 349–358. doi:10.1017/S1367943005002398
- Tuček J. (1998): *Geografické informační systémy: Principy a praxe*. Computer Press, Brno.
- Turchin P. (1999): Population Regulation: A Synthetic View. *Oikos* 84(1): 153. doi:10.2307/3546876
- Tvrđík J. (2003): *Analýza vícerozměrných dat*. Přírodovědecká fakulta, Ostravská univerzita, Ostrava.
- Van Buskirk J. (2005): Local and landscape influence on amphibian occurrence and abundance. *Ecology* 86(7): 1936–1947. doi:10.1890/04-1237
- Vié J., Hilton-Taylor C. & Stuart S. (2009): *Wildlife in a Changing World: An Analysis of the 2008 IUCN Red List of Threatened Species*. IUCN, Gland, Switzerland.
- Vojar J. (2007): *Ochrana obojživelníků: ohrožení, biologické principy, metody studia, legislativní a praktická ochrana. Doplněk k metodice č. 1 Českého svazu ochránců přírody*. ZO ČSOP Hasina Louny.
- Vojar J. & Doležalová J. (2003): Rozšíření skokana skřehotavého (*Rana ridibunda* Pallas, 1771) na výsypkách Ústeckého kraje. *Fauna Boh. Septentr., Ústí nad Labem* 28: 143–152.
- Vojar J., Doležalová J. & Solský M. (2012): Hnědouhelné výsypky – nová příležitost (nejen) pro obojživelníky. *Ochrana přírody* 67(3): 8–11.
- Vojar J., Anděl P., Solský M. & Rozínek R. (2014): *Ochrana vybraných druhů ex situ v souvislosti s investičními záměry. Metodická příručka*. Powerprint s.r.o., Praha.
- Wake D. B. (1991): Declining amphibian populations. *Science (New York, N.Y.)* 13(4): 8–12.
- Wallis D. (2009): *Evaluating the short-term success of a reintroduction of the critically endangered ploughshare tortoise, Astrochelys yniphora*. Diplomová práce Imperial College London, London.
- Warren D. L., Glor R. E. & Turelli M. (2010): ENMTools: A toolbox for comparative studies of environmental niche models. *Ecography* 33(3): 607–611. doi:10.1111/j.1600-0587.2009.06142.x
- Wells K. D. (2007): *The Ecology and Behavior of Amphibians*. The University of Chicago Press, Chicago and London.
- Wheeler B. a., Prosen E., Mathis A. & Wilkinson R. F. (2002): Population declines of a long-lived salamander: A 20 + -year study of hellbenders, *Cryptobranchus alleganiensis*. *Biological Conservation* 109(1): 151–156. doi:10.1016/S0006-3207(02)00136-2
- Wilcove D., McLellan C. & Dobson A. (1986): Habitat fragmentation in the temperate zone. In M. E. Soulé (Ed.), *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity* (Vol. 6, pp. 237–256). Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts.

- Wolf M. C., Garland T. & Griffith B. (1998): Predictors of avian and mammalian translocation success: reanalysis with phylogenetically independent contrasts. *Biological Conservation* 86(2): 243–255. doi:10.1016/S0006-3207(97)00179-1
- Yee T. & Mitchell N. (1991): Generalized Additive Models in Plant Ecology. *Journal of Vegetation Science* 2(5): 587–602. doi:10.2307/3236170
- Zambrano L., Vega E., Herrera M. L. G., Prado E. & Reynoso V. H. (2007): A population matrix model and population viability analysis to predict the fate of endangered species in highly managed water systems. *Animal Conservation* 10(3): 297–303. doi:10.1111/j.1469-1795.2007.00105.x
- Zaniewski E., Lehmann A. & Overton J. M. (2002): Predicting species spatial distributions using presence-only data: a case study of native New Zealand ferns. *Ecological Modelling* 157: 261–280.
- Zavadil V. & Moravec J. (2003): Červený seznam obojživelníků a plazů České republiky. In J. Plesník, V. Hanzal & L. Brejšková (Eds.), *Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Obratlovci*. (Vol. 22, pp. 83–93). Příroda, Praha.
- Zavadil V., Sádlo J. & Vojar J. (2011): *Biotopy našich obojživelníků a jejich management. Metodika AOPK ČR*. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Brand Brand, s.r.o., Praha.



Ministerstvo životního prostředí

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

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