

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ

KATEDRA EKOLOGIE



**Vliv populační denzity na variabilitu komplexních
biotopových nároků skokana štíhlého
(*Rana dalmatina*)**

DIPLOMOVÁ PRÁCE

Vedoucí práce: doc. Ing. Jiří Vojar, Ph.D.

Diplomant: Bc. Klára Macková

2019

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Bc. Klára Macková

Ochrana přírody

Název práce

Vliv populační denzity na variabilitu komplexních biotopových nároků skokana štíhlého (*Rana dalmatina*)

Název anglicky

The effect of population size on variability in multi-scale habitat preferences of the agile frog, *Rana dalmatina*

Cíle práce

Znalost nároků na prostředí jednotlivých druhů rozšiřuje poznání o jejich ekologii a hraje zásadní roli v rámci ochrany těchto druhů a jejich prostředí. Jednou z nejvíce ohrožených skupin obratlovců jsou obojživelníci. V rámci dlouhodobého monitoringu obojživelníků na výsypkách je na zhruba 1000 vodních plochách sledována početnost skokana štíhlého a parametry vodních biotopů i okolního prostředí. Dlouhodobé experimenty na dostatečně rozlehlém území jsou ideální pro výzkum variability biotopových preferencí druhu.

Cílem diplomové práce je provést komplexní analýzu biotopových preferencí skokana štíhlého (na úrovni reprodukčních biotopů = vodních ploch i jejich okolí včetně kvality a kvantity okolních vodních biotopů / dílčích populací) v jednotlivých letech. Pokud bude zjištěna variabilita významnosti vysvětlovaných proměnných v čase, bude následovat analýza vlivu celkové velikosti populace skokana na tuto proměnlivost. Pracovní hypotézou je, že význam jednotlivých parametrů prostředí ovlivňujících početnost snůšek skokana může být v průběhu let variabilní, mj. proto, že se významně (řádově) mění celková velikost populace (tj. vnitrodruhová kompetice).

Metodika

Terénní práce probíhají v rámci standardního monitoringu snůšek skokana na čtyřech mosteckých výsypkách – Hornojiřetinské, Kopistské, Růžodolské a Albrechtické každoročně v průběhu dubna, kdy skokani štíhlí kladou své snůšky. V terénu budou u každé vodní plochy zjišťovány počty snůšek skokana, vlastnosti reprodukčního biotopu a jeho okolí. Některé charakteristiky prostředí (např. počet vodních biotopů v daném okolí vodní plochy) budou řešeny pomocí ArcGIS. Biotopové preference budou analyzovány pomocí zobecněných lineárních modelů, početnost snůšek na jednotlivých plochách jako vysvětlovaná proměnná, parametry prostředí jako vysvětlující faktory.

Doporučený rozsah práce
cca 20–30 stran textu, přílohy dle potřeby

Klíčová slova
obožizvelníci, vodní biotopy, těžbou dotčená území, Mostecko

Doporučené zdroje informací

- Bernini F., Gentili A., Merli E., Razzetti E. 2004: *Rana dalmatina* and *R. latastei*: Habitat selection, fluctuation in egg clutch deposition and response to exceptional floods in northern Italy. *Italian Journal of Zoology*, 71(S2), 147-149.
- Brown C., Olsen A. R. 2013: Bioregional monitoring design and occupancy estimation for two Sierra Nevada amphibian taxa. *Freshwater Science*, 32(3), 675–691.
- Denoel 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.
- Dodd C. K. 2010: *Amphibian Ecology and Conservation: A Handbook of Techniques*. OUP Oxford. Oxford Biology.
- Doležalová J., Vojar J., Smolová D., Solský M., Kopecký O. 2012: Technical reclamation and spontaneous succession produce different water habitats: A case study from Czech post-mining sites. *Ecological Engineering* 43, 5–12.
- Ficetola G. F., Valota M., De Bernardi F. 2006a: Temporal variability of spawning site selection in the frog *Rana dalmatina*: consequences for habitat management. *Animal Biodiversity and Conservation*, 29(2), 157-163.
- 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.
- Laan R., Verboom B. 1990: Effects of pool size and isolation on amphibian communities. *Biological Conservation*, 54(3), 251-262.
- Weyrauch S. L., Grubb T. C. 2004: Patch and landscape characteristics associated with the distribution of woodland amphibians in an agricultural fragmented landscape: an information-theoretic approach. *Biological Conservation*, 115(3), 443-450.
-

Předběžný termín obhajoby
2018/19 LS – FŽP

Vedoucí práce
doc. Ing. Jiří Vojar, Ph.D.

Garantující pracoviště
Katedra ekologie

Konzultant
Ing. Milič Solský, Ph.D.

Elektronicky schváleno dne 24. 8. 2018

doc. Ing. Jiří Vojar, Ph.D.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 24. 8. 2018

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Děkan

V Praze dne 23. 01. 2019

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou diplomovou práci "Vliv populační denzity na variabilitu komplexních biotopových nároků skokana štíhlého (*Rana dalmatina*)" jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucího diplomové práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu použitých zdrojů na konci práce. Prohlašuji, že tištěná verze se shoduje s verzí odevzdanou přes Univerzitní informační systém. Jako autorka uvedené diplomové práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušila autorská práva třetích osob.

V Praze dne 18.4.2019

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala vedoucímu mé diplomové práce, doc. Ing. Jiřímu Vojarovi, Ph.D., za jeho proaktivní přístup při tvorbě práce a poskytnutí dostatečných znalostí a informací. Zároveň chci poděkovat výzkumnému týmu, který se řadu let podílí na sběru rozsáhlých dat. Zvláštní poděkování patří Ing. Petru Chajmovi za jeho poskytnuté znalosti v oblasti analýz. Rovněž děkuji všem kolegům za poskytnutí dat, na jejichž sběru jsem se přímo nepodílela.

V Praze dne 18.4.2019

Vliv populační denzity na variabilitu komplexních biotopových nároků skokana štíhlého (*Rana dalmatina*)

Abstrakt

Znalost biotopových preferencí jednotlivých druhů a jejich populační dynamiky jsou základem pro efektivní ochranu populací a jejich prostředí. Cílem diplomové práce je komplexně zhodnotit vliv biotopových charakteristik na velikost populace modelového druhu – skokana štíhlého (*Rana dalmatina*) na čtyřech mosteckých výsypkách v severních Čechách – a dále zjistit, zdali se tyto biotopové preference liší při různých populačních hustotách. Pracovní hypotézou je, že skokani při nižší celkové početnosti (tj. nižší vnitrodruhové kompetici) budou k rozmnožování upřednostňovat optimální prostředí, zatímco při vyšších populačních hustotách budou obsazovat i vodní biotopy suboptimálních parametrů. Výsledné preference prostředí by se tedy měly za různých populačních hustot lišit. Výzkum byl proveden v rámci dlouhodobého monitoringu početností populací skokana štíhlého na severočeských výsypkách. K porovnání byly vybrány dvě sezóny s extrémně odlišnými hodnotami početnosti (zjištěných na základě sčítání snůšek skokanů), shodou okolností se jednalo o dvě po sobě jdoucí sezóny. Analýza biotopových preferencí byla pro každou ze sledovaných sezón provedena pomocí GLM v prostředí freeware R.

Klíčová slova: biotopové preference, Mostecko, obojživelníci, ochrana obojživelníků, populační dynamika, těžbou dotčená území, vodní biotopy, výsypkové plochy.

The effect of population size on variability in multi-scale habitat preferences of the agile frog, *Rana dalmatina*

Abstract

Knowledge of habitat preferences of individual species and their population dynamics is the basis for effective protection of populations and their environment. The aim of the Master's thesis is to comprehensively evaluate the impact of habitat characteristics on the size of population of the model species – agile frog (*Rana dalmatina*) at four spoil banks in North Bohemia, Most region – and to find out if these habitat preferences differ at different population densities. The working hypothesis is that frogs of a lower total abundance (i.e. lower intraspecific competition) will favour optimal environment for reproduction, while at higher population densities, they will also occupy water biotopes with suboptimal parameters. Consequently, the resulting environmental preferences should vary at different population densities. The research was carried out in the framework of a long-term monitoring of the agile frog population abundance at North Bohemian spoil banks. Two seasons with extremely different values of frog clutch abundances (found on the basis of summation of agile frogs) were selected for comparison. The habitat preference analysis was performed for each of the monitored seasons within a separate but identical model using the GLM in the freeware R program.

Keywords: amphibians, amphibian's conservation, habitat preferences, Most region, population dynamics, post-industrial areas, spoil banks, water habitats.

Obsah

1. Úvod	1
2. Cíle práce	3
3. Rešerše	4
3.1 Modelový druh	4
3.2 Populační dynamika a biotopové preference obojživelníků.....	7
4. Metodika	10
4.1 Zájmová oblast	10
4.2 Sběr dat.....	14
4.3 Úprava a zpracování dat	17
5. Výsledky a diskuze	21
5.1 Fluktuace početnosti snůšek a obsazených vodních ploch.....	21
5.1.1 Fluktuace početnosti snůšek.....	21
5.1.2 Fluktuace početnosti skokany obsazených vodních ploch	26
5.2 Porovnání biotopových preferencí s ohledem na populační hustotu.....	29
6. Závěr	33
7. Seznam použitých zdrojů	36
8. Přílohy	42

1. Úvod

Obojživelníci jsou globálně nejvíce ohroženou skupinou živočichů a celosvětově jich ubývá (Temple et Cox, 2009). Od 70. let minulého století vyhnulo okolo 120 druhů žab. Příkladem může být australský druh se specifickou ekologií (vývoj pulců v trávicím traktu samice) – tlamorodka zázračná (*Rheobatrachus silus*), jež byla objevena roku 1972 a již za devět let po jejím objevení byla prohlášena za vyhynulou (Hero et al., 2014).

Úbytek početnosti obojživelníků je způsoben celou řadou navzájem propojených faktorů, což činí ochranu obojživelníků velmi obtížnou (Collins et Storfer, 2003; Semlitsch, 2003; Beebee et Griffiths, 2005; Blaustein et al., 2011). Vzhledem ke specifickému životnímu cyklu obojživelníků a k jejich komplexním nárokům na vodní i terestrické prostředí jsou velmi citliví k jakýmkoliv změnám v krajině (Scribner et al., 2001; Cushman, 2006). Kromě destrukce, změn či izolace jejich biotopů jsou obojživelníci dále ovlivňováni působením znečišťujících látek v prostředí (Greulich et Pflugmacher, 2003), kolizemi s automobily při migracích přes dopravní infrastrukturu (Hartel et al., 2009) či introdukcí nepůvodních, často invazivních druhů (Jensen et Camp, 2003). S nepůvodními druhy souvisí i výskyt a šíření infekčních chorob (např. chytridiomykózy, ranavirů), jež eliminují celé populace i druhy (Martel et al., 2013). Šíření chorob obojživelníků jde ruku v ruce s klimatickými změnami (Carey et Alexander, 2003; Hero et al., 2014) a je podporováno globalizací trhu včetně obchodů s obojživelníky pro chovatelské i gastronomické účely (Vojar, 2007).

Přestože obojživelníků obecně ubývá, existují člověkem naprosto přeměněná prostředí, která mohou být (nejen) pro obojživelníky velmi významnými (Novák et Prach, 2003; Holec et Frouz, 2005; Hendrychová et al., 2008; Tropek et Konvička, 2008, Tropek et al., 2010; Kabrna, 2011). Jde zejména o těžbou ovlivněná území, jako např. pískovny, lomy či propadliny a výsyvky vznikající v souvislosti s těžbou nerostných surovin (Řehounek et al., 2015). Je prokázáno, že např. zejména na nerekulтивовaných výsypkách po těžbě hnědého uhlí se vyskytují bohatá společenstva obojživelníků i dalších, na vodu vázaných taxonů (Harabiš et Dolný, 2012, Vojar et al., 2016). Je to dáno především členitou morfologií terénu a výskytem pestrého prostředí, kdy se v terénních sníženinách na nepropustném podloží vytváří četná tzv.

nebeská jezírka, zatímco vyšší partie výsypek mají spíše xerothermní charakter (Doležalová et al., 2012).

Bylo zmíněno, že nejvýznamnějším faktorem ovlivňujícím výskyt obojživelníků u nás je nedostatek či přeměna vhodných biotopů. Klíčem k ochraně obojživelníků je tak ochrana jejich prostředí, tedy biotopů vhodných parametrů a propojení mezi nimi (Vojar, 2007; Zavadil et al., 2011). Znalost nároků na prostředí, tedy biotopových preferencí jednotlivých druhů, je základním předpokladem jejich efektivní ochrany. Detailní popis fyziologických, ekologických a populačních charakteristik jednotlivých druhů je možný jen na základě kvalitního a systematického výzkumu (Vojar, 2007). Za velmi cenné se považují dlouhodobé studie, jako např. u evropských druhů hnědých skokanů (Collins et Halliday, 2005). Takových prací je však málo, což je dáno jejich časovou i finanční náročností (Vojar et al., 2016).

Dlouhodobý monitoring je mj. nezbytný i ke zhodnocení populačních trendů obojživelníků, neboť vykazují značné přirozené kolísání velikosti jejich populací (Marsh, 2001). Odlišení demografické stochasticity od antropogenních vlivů tak bývá mnohdy obtížné (Pechmann et al., 1991; Pechmann et al., 1994; Green, 2003; Pechmann et al., 2003). V souvislosti s různými populačními hustotami obojživelníků, které se mohou mezi lety měnit i řádově (vlastní pozorování) se nabízí otázka, zdali vlivem tohoto kolísání může docházet ke změnám biotopových preferencí. Konkrétně lze očekávat, že při nižší celkové početnosti, a tedy pravděpodobně i při nižší vnitrodruhové kompetici, bude upřednostňováno optimální prostředí, zatímco při vyšších populačních hustotách budou jedinci dané populace obsazovat i biotopy suboptimálních parametrů. Tuto hypotézu lze ovšem řešit pouze v případě, jsou-li k dispozici dlouhodobá data s dostatečnými rozdíly ve velikostech sledované populace.

Taková data jsou díky dlouhodobě běžícímu projektu monitoringu početnosti skokana štíhlého (*Rana dalmatina*) na mosteckých výsypkách k dispozici. V rámci sledovaného období (od roku 2004 až do současnosti) bylo zjištěno, že místní populace vykazují určitou míru (pravděpodobně přirozené) fluktuace a jejich početnosti se v jednotlivých letech mohou až řádově lišit. Toho bylo využito pro řešení klíčové otázky této diplomové práce, tedy zdali se biotopové preference obojživelníků liší při různých populačních hustotách.

2. Cíle práce

Znalost nároků na prostředí jednotlivých druhů rozšiřuje poznání o jejich ekologii a hraje zásadní roli v rámci ochrany těchto druhů a jejich prostředí. V rámci dlouhodobého monitoringu obojživelníků na výsypkách, který probíhá od roku 2004, je v současnosti na zhruba 1000 vodních plochách sledována početnost skokana štíhlého a parametry vodních biotopů i okolního prostředí. Dlouhodobé experimenty na dostatečně rozlehlém území jsou ideální pro výzkum biotopových preferencí druhů a užitečné pro účinnou ochranu místních populací ohrožených druhů živočichů. V rámci předkládané diplomové práce jsou řešeny zejména tyto cíle a v rámci nich následující dílčí otázky:

- **Porovnání biotopových preferencí v závislosti na populační hustotě.** U obojživelníků není známo, zda se jejich nároky na prostředí mění při různých populačních hustotách. Pracovní hypotézou je, že význam jednotlivých parametrů prostředí ovlivňující početnost snůšek skokana může být v průběhu let variabilní, mj. proto, že se významně mění celková velikost populace.
 - Bude zjišťována síla efektu celkové velikosti populace na biotopové preference ve dvou po sobě následujících letech, a to při extrémně nízké a vysoké početnosti snůšek.

- **Dlouhodobé zhodnocení vývoje početnosti populací.** Z důvodu účinné ochrany je důležité vědět, zda a jak se velikost populace mění mezi jednotlivými lety. Jedním z cílů této diplomové práce je provést analýzu počtu obsazených ploch v průběhu deseti let.
 - Liší se celkový počet snůšek mezi jednotlivými lety?
 - Zda se liší tento počet snůšek i mezi výsypkami?
 - Existuje interakce mezi roky a výsypkami (tj. zda se mění v průběhu let počty snůšek různě u jednotlivých výsypek)?

3. Rešerše

3.1 Modelový druh

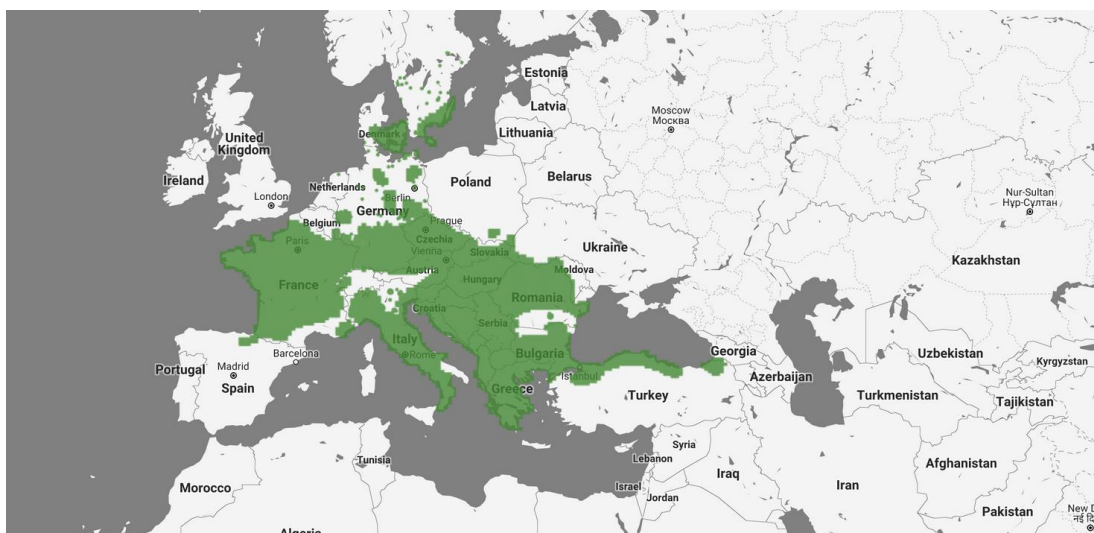
Tato diplomová práce byla zaměřena na fluktuace početnosti a biotopové preference modelového druhu – skokana štíhlého (*Rana dalmatina*) (Obr. 2) – v oblasti mosteckých výsypek. Skokan štíhlý patří mezi zvláště chráněné druhy, dle Přílohy č. 3 vyhl. 395/1992 Sb. je klasifikován jako silně ohrožený druh. Vzhledem k tomu, že během jeho výzkumu nedochází k manipulaci s dospělci ani vývojovými stádii tohoto druhu, nebyla nutná výjimka dle §56 zákona č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, v platném znění. Ekologií a biologií modelového druhu jsem se podrobněji zabývala ve své bakalářské práci (Macková, 2017). Z těchto důvodů dále stručně shrnuji pouze komplexní nároky tohoto druhu na prostředí, v následující kapitole se v krátkosti věnuji biotopovým nárokům v kontextu populační dynamiky u obojživelníků obecně.

Ekologie. V našich klimatických podmínkách je výskyt skokana štíhlého uváděn v nížinách a v teplejších oblastech s nadmořskou výškou do 400 metrů (Moravec, 1994). Ostrůvkovitě byl výskyt zaznamenán také v místech 800 m n. m. na plochách, které nejsou charakteristické extrémními podmínkami, konkrétně v oblasti Krušných hor (Rehák, 1992 in Baruš et Oliva). Teplota okolního prostředí je tak velmi významný faktor pro výskyt tohoto druhu. Uvádí se, že spodní hranice pro prosperující populaci je oblast, kde průměrné denní teploty přesahují 0 °C více než 280 dnů v roce (Baruš et Oliva, 1992). Jedná se o druh hnědého skokana, jehož životní aktivita je silně ovlivněna teplotní amplitudou. Jedinci aktivují a opouští zimoviště, pokud denní teploty dosahují 7–14 °C a teplota vody stoupá k 5 °C (Zavadil, 2011). Zimoviště tohoto druhu se nachází ve vodě i na souši, v nezámrazné i zámrazné hloubce (Zavadil, 2011). Protože je tento druh skokana spolu s ostatními našimi druhy řazen mezi živočichy, kteří obývají terestrická i vodní stanoviště během svého života (Baker et al., 2011), je jejich výskyt faktory zmíněných biotopů ovlivněn (Rehák, 1992 in Baruš et Oliva).

Areál rozšíření. V evropské krajině se jedná o celkem běžný druh, avšak se napříč regiony jeho výskyt liší (Gasc et al., 2004). Kontinuálně je druh rozšířen (Obr. 1) od Francie přes Střední Evropu včetně České republiky a Slovenska a pokračuje dále přes

Bulharsko, Rumunsko, Srbsko, Černou horu a další země Balkánu (Kaya, 2009). Výjimku tvoří Německo, kde se v jeho jižní části jedná o běžnější druh nežli v části severní a hranice s Nizozemskem liší (Gasc et al., 2004). Včetně Řecka areál rozšíření zahrnuje i okrajovou část severního Turecka. Výjimku tvoří pás mezi Francií, Rakouskem a Itálií, kde pohoří Alp tvoří nevhodné podmínky pro jeho výskyt (Gasc et al., 2004; Kaya, 2009). Je velmi zajímavé pozorovat i ostrůvkovité rozšíření skokana v severní části Evropy, konkrétně Dánska a Švédska, kde jsou již jiné podmínky okolního prostředí (O'Shea et Halliday, 2002).

Obr. 1: Evropský areál rozšíření skokana štlhlého (https://mol.org/en/species/Rana_dalmatina)



Vazba na vodní prostředí. Skokan štlhlý je na vodní prostředí vázán v období rozmnožování a v raných stádiích vývoje až do metamorfózy (Zavadil, 2011). Upřednostňuje menší vodní plochy s hojným výskytem litorálního pásma a bez zarybnění (Maštera et al., 2015). Zatímco samice a juvenilní jedinci vyhledávají pro přezimování terestrické prostředí pod kameny a v hrabance (O'Shea et Halliday, 2002), samci často přebývají v rozmnožovacích nádržích, nemusí se tak migrace ani zúčastnit. To je pravděpodobně jeden z důvodů, proč jsou biotopové nároky tohoto druhu na vodní prostředí vyšší než u skokanů hnědých. Vodní plocha totiž splňuje funkci rozmnožovací, slouží k vývoji larev a k přezimování (Rehák, 1992 in Baruš et Oliva). Ihned po naklazení snůšky samice vodní nádrž opouští, zatímco samec setrvává pro další rozmnožování (Rehák, 1992 in Baruš et Oliva).

Parametry vodního prostředí. Tento druh je velmi senzitivní na zarybnění lokality, chemické znečištění (například pesticidy) a jarní vypouštění rybníků (Zavadil, 2011). Skokan štíhlý podléhá predaci nejvíce v počátečních fázích svého vývoje, proto je velmi důležité dobře vyvinuté litorální pásmo vodních biotopů (Hartel et al., 2008). Pokud nejsou splněny požadavky na optimální velikost vodní plochy – je udávána jako soustava vodních ploch menší či střední velikosti (Maštera et al., 2015) – je schopen se rozmnožovat i v periodických tůních o velikosti jednoho m² (Rehák, 1992 in Baruš et Oliva). Dalšími preferovanými vlastnostmi vodního prostředí jsou především mírné sklony břehů, minimální hnilobný proces v bentálním pásu, dostatečné okysličení vody (Mikátová et Vlašín, 2004) a ne zcela zastíněná vodní hladina, v takovém prostředí totiž dochází k vysokému úhynu embryí (Vrbová et Kerouš, 2005). Mírný sklon břehů je upřednostňován nejen z důvodu lepší dostupnosti k samotné vodní nádrži, ale je významný i kvůli tvorbě litorálního pásma. Litorální vegetace není schopna zakořenit ve větší hloubce (zhruba nad 1,5 m), a tvoří tak při strmém sklonu břehu velmi hustý porost při okraji nádrže, což je pro kladení a vývoj skokanů nevhodné (Joly et al., 2001). Protože se jedná o silně teritoriální druh, jsou preference na teritorium samců značné. Osidlují tak vegetaci litorálu jako své teritorium, kde ze dna vokalizací lákají samice (Zavadil, 1986). Vodní plochy plní funkci útočišť dospělců spíše jen ve velmi suchých a teplých klimatických podmínkách, primárně jsou využívány v letním období juvenilními stádii (Rehák, 1992 in Baruš et Oliva).

Parametry terestrického prostředí. Co se týče terestrického prostředí, skokan štíhlý se vyskytuje zejména v lesostepních stanovištích, lužních lesích, řídkých světlých porostech a v deštivém období na zamokřených lukách, jehličnatým porostům se naopak vyhýbá (Zavadil, 2011). Tento druh loví primárně v tomto typu stanoviště (Rehák, 1992 in Baruš et Oliva). Na místa rozmnožování nemigruje hromadně jako třeba ropucha obecná (*Bufo bufo*) nebo skokan hnědý (*Rana temporaria*) (Vojar, 2007). Tito skokani jsou tak mnohem méně ohroženi dopravní infrastrukturou v období rozmnožování mj. i proto, že jsou při překonávání dopravní infrastruktury rychlejší než ostatní výše zmíněné druhy. Délka migračních tras skokana štíhlého se pohybuje od sto metrů do tří kilometrů (Hartel et al., 2009). Mostecká populace je typická rozmnožovací dobou kolem 14 dnů v závislosti na teplotě. Délka doby rozmnožování je pravděpodobně dána disperzní vzdáleností v terestrickém prostředí přezimujících samic od rozmnožovacích tůní. Samice, které využily pro přezimování

vodní prostředí, se rozmnoží bezprostředně po ukončení tohoto období (Rehák, 1992 in Baruš et Oliva). Po ukončení metamorfózy se mladí jedinci rozptýlí po krajině, kde vyhledávají vhodná letní stanoviště a stanoviště pro přezimování (Zavadil et al., 2011). Dospělí jedinci, kteří ukončili rozmnožovací období, se vzdalují až do vzdálenosti i několik stovek metrů od nejbližší tůně (Lác, 1959).

Důležitým faktorem ovlivňující výskyt nejen tohoto druhu skokana je prostupnost krajiny mezi jednotlivými segmenty prostředí, které ke svému životu vyžaduje. Takovým příkladem jsou právě výsypky, které vykazují vysokou početnost skokana štíhlého ve fázích rané sukcese a vodní plochy jsou tak snadno dostupné ke kolonizaci (Vojar et al., 2012). Degradaci půdního profilu vlivem způsobu tvorby výsypek je terén výsypek specifický svou rozmanitostí terénních sníženin a směnou druhů typů vegetace v čase, pokud nebyla provedena invazivní technická rekultivace. Díky kombinaci těchto faktorů je dán prostor pro vytvoření sítě vodních ploch s různou velikostí, hloubkou a periodicitou zavodnění (Štýs, 1990; Štýs et al., 2014).

Obr. 2: Skokan štíhlý, jedinec nalezený na mosteckých výsypkách (© Klára Macková)



3.2 Populační dynamika a biotopové preference obojživelníků

Studium populační dynamiky řeší výkyvy početnosti, kterými prochází populace. Je v nich zahrnuta natalita, mortalita, mimořádné situace, kterými daná populace projde apod. Ačkoli bylo provedeno řada studií o populační dynamice obojživelníků (Pechmann et al., 1991), ty, které se zabývaly rozsahem jejich fluktuací, jsou vzácné. Bylo zjištěno, že značná velikost kolísání populace může znamenat vyšší riziko

lokálního vyhynutí z demografické nebo environmentální stochasticity (Leigh, 1981; Goodman, 1987; Engen, 1998). Obojživelníci s dvoufázovým životním cyklem a vysokou natalitou vykazují tyto výkyvy nejvyšší (Green, 2003). Studie zabývající se vlivem faktorů prostředí na populace již existují. Ty však zkoumají populační výkyvy způsobené například jen jedním parametrem prostředí a neuvažují přítomnost vlivů ostatních. Není tak vůbec známo, zda je změna hustoty populace způsobena více ovlivňujícími faktory, např. kompeticí a zda se tak tyto skutečnosti projeví v biotopových preferencích druhů. V této kapitole jsem se primárně zaměřila na skupinu evropských hnědých skokanů, pro jejich podobné nároky s modelovým druhem.

Například Meyer (1998) provedl analýzu úbytku tří populací skokana hnědého (*Rana temporaria*) v dlouholeté řadě. Z toho jedna populace byla silně ovlivněna rybí obsádkou. Studie byla prováděna ve Švýcarsku v kulturní krajině, která nevykazovala přímý vliv člověka, proto mohl být zkoumán pouze vliv dešťových srážek. Vliv tohoto environmentálního faktoru nebyl průkazný. Skutečnost, že se nejedná o významný faktor ovlivňující populace obojživelníků v globálním měřítku, zadává nové myšlenky pracovních hypotéz. Měla by být uvažována například interakce mezi jednotlivými vlivy, např. ty vnitrodruhové. Ve své diplomové práci v oddílu analýzy dat budu předpokládat, že při různých populačních hustotách bude rozdílná vnitrodruhová kompetice (Semlitsch, 1988) a tento faktor by se tak měl projevit i v odlišných biotopových preferencích. Bylo by vhodné počítat také s mezidruhovou konkurencí. V případě modelového druhu není mezidruhová kompetice významnou proměnnou. Z předchozích analýz populace skokana štíhlého v zájmové oblasti bylo zjištěno, že mezidruhová kompetice není významnou proměnnou. S ostatními druhy skokanů v interakci téměř není a s dalšími druhy do tohoto mezidruhového vztahu téměř nevstupuje.

Porovnání dvou druhů hnědých skokanů uvedl Loman (2006) na družích *Rana temporaria* a skokana ostronosého (*Rana arvalis*), kdy byl zkoumán významný meziroční populační výkyv, a to v závislosti opět na environmentálních faktorech. Tvrdí, že významný vliv měla periodicitu tůní, kdy jeden rok byly například vyschlé, a proto si jedinci našli náhradní stanoviště.

Existuje několik dalších dlouhodobých monitorovacích sérií hnědých skokanů, např. Cooke (1972), Elmberg (1990), Meyer et al. (1998) a další. Hartel (2008) posuzoval vliv okolního prostředí na dlouhodobých výkyvech početnosti skokana štíhlého v evropském prostředí. V této studii byl prokázán význam propojenosti lokalit výskytu tohoto živočicha. Byl také posuzován vliv kvality terestrického prostředí na denzitu populací dvou druhů, které mají stejné nároky na prostředí, tudíž je mezi nimi kompetiční vztah. Korelace byla prokázána (Loman et Lardner, 2009). Terestrickým prostředím se zabýval také Green (2002), který zjistil, že nižší populační výkyvy způsobuje prostředí suchozemské, nežli vodní prostředí a to vlivem demografickým a stochasticitou životního prostředí.

Modelový druh je velmi vhodný k demonstraci výsledků populační dynamiky (velmi přesné počítání početnosti pomocí snůšek). Dle výše zmíněných studií byl již zkoumán vliv okolního prostředí na populační dynamiku obojživelníků, nebo zda má mezidruhová konkurence vliv na individuální populace. Žádná z výše zmíněných bohužel nezohledňuje následné biotopové preference druhů, a proto studie nezodpovídají otázku variability nároků. Z dostatečného množství dat je možné analýzou vyhodnotit, zda má velká vnitrodruhová kompetice významný vliv na biotopové preference akvatického i terestrického prostředí a které z charakteristik jsou nejvýznamnější. Dále je nezodpovězenou otázkou, jaké bude obsazení lokalit při takové vyšší početnosti a zda má nižší početnost populace za následek větší vliv při výběru biotopových preferencí v jednotlivých letech. V datech z výzkumu populací skokana štíhlého na mosteckých výsypkách je mezi jednotlivými lety vysoký rozdíl v početnosti snůšek ve vodních plochách, jak velké jsou tak rozdíly v biotopových preferencích při nízké či naopak vysoké početnosti? Dlouhá časová linka zmiňovaného výzkumu poskytla dostatek dat k vyhodnocení biotopových preferencí, kterými se budu zabývat v této diplomové práci.

4. Metodika

4.1 Zájmová oblast

Oblast výzkumu se nachází v severozápadní části České republiky, konkrétně v Ústeckém kraji mezi městy Chomutov, Litvínov, Most a Bílina na ploše hnědouhelné mostecké pánve. Tato lokalita je na severu ohraničena od vlhkého pásu Krušných hor zalesněnými svahy. Převažuje zde teplá a suchá oblast Českého středohoří s lesostepní strukturou a výskytem xerothermních trávníků (Štýs et al., 1992; Vráblíková et al., 2007; Štýs et al., 2014). Území je typické teplým létem a kratším obdobím jara, podzimu a zimy (Štýs et al., 1992), s ročním úhrnem srážek 450–600 mm a průměrnou teplotou 8,4–8,8 °C (Štýs et al., 1992; Vráblíková et al., 2007; Štýs et al., 2014).

Mostecká pánev byla značně ovlivněna toky Labe, Ohře a Bíliny (Štýs et al., 1992; Vráblíková et al., 2007; Štýs et al., 2014). V oblasti se v historii nacházela velká jezera, proto je zdejší pedologický profil převážně písčitého charakteru s obsahem miocénních jílu. (Štýs et al., 2014). Mostecká pánev s rozlohou 1420 km² je značně pozměněna lidskou činností v důsledku nálezů ložiska hnědého uhlí (Štýs, 1990). Jak již bylo zmíněno, tvorbu hnědého uhlí zde podpořil výskyt toků a to v souvislosti s vegetací vázanou na mokřadní a lužní stanoviště a zároveň oblastí Krušných hor, která zde pokrývala značnou plochu lesy (Štýs, 1996).

Těžba zde probíhala a opětovně probíhá povrchovou těžbou, kdy tímto způsobem získávání nerostných surovin vznikají výsypková tělesa (Obr. 5) (Řehounek et al., 2015). Existují dva typy výsypek a to vnější a vnitřní. Vnitřní vznikají nasypáním materiálu do místa těžby (Štýs, 1990) zatímco vnější výsypková tělesa jsou situována do okolního prostředí těžby (Štýs et Helešicová, 1992). V případě mosteckých výsypek s rozlohou 150 km² (Harabiš et al., 2013) je výzkum prováděn na výsypkách vnějšího typu.

Při tvorbě výsypek je také předpokládáno, že bude třeba začlenit tento krajinný prvek zpět do krajinného rázu (Sklenička et Charvátová, 2011) a obnovit narušenou konektivitu jednotlivých částí prostředí a to pomocí rekultivací (Štýs, 1990). Rekultivace po těžbě nerostných surovin je charakterizována jako proces znovuoobnovení příznivých podmínek ekologického, socioekonomického a zdravotně

nezávadného charakteru (Štýs, 1990). Rekultivačních způsobů je více, a to dle způsobu následného využívání území (Říha, 2005). Rozlišujeme rekultivaci lesnickou (Zavadil et al., 2011), zemědělskou (Tropek et al., 2011), technickou (Vojar et al., 2016) a z hlediska biodiverzity nejcennější typ – ponechání spontánní sukcese (Vojar et al., 2016). Jejich stručnou charakteristikou jsem se zabývala v bakalářské práci, proto bych jen stručně zmínila, že typ rekultivace je dalším významným faktorem, který ovlivňuje výskyt obojživelníků v postindustriálních stanovištích, a proto jsou zahrnuty v následné analýze biotopových nároků.

Popis jednotlivých výsypek

Albrechtická výsypka vznikala před 67 lety jako výsypka vnější při okraji lomu Československé armády (Enkhtuya et al., 2000). Je tvořena sypanými horninami, převážně šedými miocenními jíly. Až do roku 2016 se jednalo o nejstarší nerekulitovanou výsypku této oblasti. Již rok po nasypání zde začal probíhat proces spontánní sukcese, kdy dal dnešní podobě výsypky vzhled lesostepi s příměsí břízy, vrby a bylinnou vegetací (Štýs, 1990; Říha, 2005; Řehounek et al., 2015). Přesto, že zde není velké množství vodních ploch, protože byla původní rozloha 180 ha (Kašpar, 2006) znovu odtěžena v roce 2016, obsazené tůně vykazují počet snůšek dokonce v desítkách shluků při velikostech do 100 m².

Hornojířetínská výsypka je výsypkou vnější lomu Obránců míru (Štýs et al., 2014). Výsypka byla zakládána před 65 lety (Kašpar, 2006). Nachází se mezi městy Horní Jířetín, Litvínov a průmyslovým areálem Záluží (Vojar, 2004). Celková rozloha 703,99 ha byla zčásti zrekultivována technicky a také lesnicky v rozsahu 351,28 ha (Kašpar, 2006). Protože se počítalo s opětovným znovuotevřením těžební oblasti, byla zčásti ponechána spontánní sukcese a vzniklo zde nespočet periodických i stálých tůní. Výzkum populace skokana štíhlého zde probíhá nejdéle, a to od roku 2005 (Doležalová et al., 2012). Vodní plochy Hornojířetínské výsypky jsou specifické svou různorodostí, můžeme zde nalézt velké vodní plochy (Obr. 3) i značné množství periodických tůní s různým sklonem (Obr. 4).

Obr. 3: Velká vodní plocha s přítomností rybí obsádky (© Jiří Vojar)



Obr. 4: Příklad periodické tůně v oblasti Hornojřetínské výsypky (© Jiří Vojar)

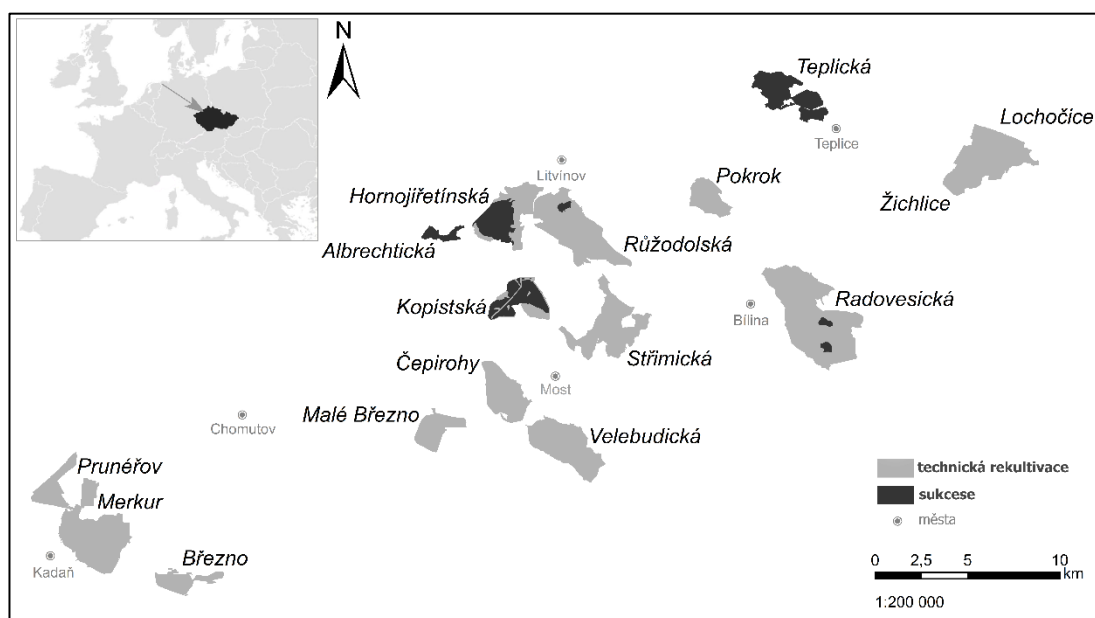


Kopistská výsypka lomu Obránců míru (Štýs et al., 2014) s rozlohou 328 hektarů prošla jen částečnou technickou a lesnickou rekultivací. Výsypka byla umístěna mezi obcemi Kopisty, Komořany, Záluží a Souš (Štýs et Větvicka, 2008; Štýs et al., 2014). V rámci územní ochrany (Řehounek et al., 2015) se lokalita stala regionálním biocentrem 1339, v soustavě NATURA 2000 evropsky významnou lokalitou (CZ 042316, Štýs et al., 2014) a zároveň přírodní památkou. Důvodem ochrany byla druhová ochrana zdejších populací čolka velkého, kuňky obecné a vegetace parožnatek. Středem výsypky prochází plynovod k nedaleko vzdálenému závodu. Z dosud získaných poznatků se jedná o nejpestřejší lokalitu z mého pohledu. Oblast

poskytuje rekreaci pro místní obyvatelstvo v podobě velkých vodních ploch k rybaření. Tyto velké lokality jsou obsazeny rybí obsádkou a pravděpodobně z tohoto důvodu nevykazují atraktivnost pro modelový druh skokana štíhlého. Výsypka čítá okolo 330 lokalit a každoročně jsou objevovány nové. Protože je zde lesnická rekultivace provedena na většině území, zejména pak výsadba podrostu pámelníku bílého (*latina*), prostupnost terénu je v některých případech velmi obtížná. V částech, které byly ponechány spontánní sukcesi, je velmi patrná směna druhů v čase. Některé tyto části oblasti již mají charakter lesostepi nebo soustavy mokřadních systémů v procesu zárůstu orobincem úzkolistým (*Typha angustifolia*) nebo rákosem obecným (*Phragmites australis*).

Růžodolská výsypka je stejně jako Albrechtická výsypka vnějšího typu lomu Československé armády a je umístěna východně od průmyslového areálu Záluží. Převládá zde zrekultivovaná plocha oproti té ponechané sukcesi (Doležalová et al., 2012). Výsypka byla založena před 47 lety a poslední fáze rekultivačních prací proběhla v roce 2018 (<http://zazijzmenu.cz/ruzodolska-vysypka/>).

Obr. 5: Mapa výsypkových těles sledované oblasti (Doležalová et al., 2012).



4.2 Sběr dat

Vyhledávání, lokalizace a identifikace vodních ploch. V prvních letech výzkumu byla zájmová oblast systematicky mapována a vodní plochy lokalizovány pomocí GPS souřadnic. U nových lokalit zaznamenávaných do bodové vrstvy jsou uváděny i souřadnice. Pomocí konektivity s programem ArcGis byla pro následující roky terénních prací vytvořena mapa lokalit, která je každoročně aktualizována. Bylo použito ručních turistických přístrojů GPS značky Garmin, které jsou uživatelsky přístupné i pro začátečníky. Pro záznam charakteristik lokalit v terénu byl dodržen standardizovaný formát zápisu, který je využíván dodnes, a usnadňuje tak práci s přepisem dat pro potřeby dalších studií na dané téma (Vojar, 2007). Data pořízená v terénu jsou následně digitalizována a uchovávána jak v digitální podobě (Příloha 1), tak v analogové (Příloha 2). Analogová podoba zápisníku obsahuje ve své hlavičce datum záznamu, identifikaci zapisovatele včetně přístroje k fotodokumentaci, kód této fotografie a název lokality. Dříve dostávaly lokality jednoduché označení, které obsahovalo první písmeno konkrétní výsypky a pořadové číslo vodní plochy. Protože je dnes v databázi přes více než 1000 vodních ploch na ploše čtyř výsypek, je nové značení vedeno specifickým kódem skládajícím se z prvního písmene výsypky, roku, počátečních písmen jména a příjmení rozhodovatele a pořadí nově zanesených bodů rozhodovatelem; např. RV14KM01 znamená, že jde o první zaznamenané jezírko osobou KM na Růžodolské výsypce v roce 2014. Zápisníkový list obsahuje dále biotopové charakteristiky, kterými se budu zabývat v následující kapitole.

Popis parametrů prostředí. Díky znalostem ekologie skokana štíhlého byly vybrány následující faktory, kterými by výskyt a početnost tohoto druhu mohly být ovlivňovány. Jedná se především o vlastnosti vodní plochy, tedy reprodukčního biotopu modelového druhu, konkrétně rozloha, hloubka, oslunění vodní hladiny, sklon břehů, pH, vodivost, přítomnost, resp. množství vodní vegetace, dále potenciálně negativní (ohrožující) vlivy, přítomnost dalších druhů obojživelníků a charakter okolního prostředí včetně informace o tom, zdali a jak byla výsypka v okolí vodní plochy rekultivována.

Rozloha lokality. Zpracovatel měřil velikost vodní plochy dvojitou metodou, v závislosti na její velikosti. Přesnější metodou u menších vodních ploch o rozlohách max. řádově stovek m² se ukázalo jako nejpřesnější přímé zaměření pomocí metru či turistického GPS přístroje, příp. prostý odhad u velmi malých ploch o rozlohách v řádech desítek m². U velkých vodních ploch zaznamenaných v mapách bylo využito mapové vrstvy v prostředí ArcGis, která obsahovala popis v atributové tabulce; případně byla velikost ručně měřena pomocí vektorizace (u jezírek, které v mapách nebyly). V rámci statistického vyhodnocení dat byla rozloha použita jako kvantitativní vysvětlovací proměnná.

Hloubka lokality. Hloubku vodní plochy jsme zaznamenávali jako hloubku maximální a převládající. Maximální hloubka byla u hlubších jezírek odhadována. Převládající hloubka, jež také byla nakonec použita coby vysvětlující proměnná, představovala hloubku, vyskytující na většině vodní plochy, zejména pak na místech s výskytem vodní vegetace. V prvních letech výzkumu byla měřena pomocí skládacího metru a následující roky odhadována v rámci procházení lokalitou. V této souvislosti se osvědčily fixou vyměřené značky na brodicích kalhotách po 10 cm. Hloubka byla měřena/odhadována s přesností na 10 cm. V rámci statistického vyhodnocení dat byla hloubka použita jako kvantitativní vysvětlovací proměnná.

Litorál. Velmi důležitým parametrem prostředí pro obojživelníky je litorál. Procentuální zastoupení vodní vegetace bylo počítáno jako veškerá vodní makrofyta (rákosiny, ponořená i plovoucí vegetace), využitelná pro obojživelníky, zejména pak skokana štíhlého, ke kladení. Pokryvnost vegetace byla odhadována v desítkách procent z celkové plochy jezírka. Následně byl vegetační pokryv převeden do třech kategorií (zcela, částečně, bez) (Příloha 3). V rámci vyhodnocení dat tak byla pokryvnost vegetace kategoriální proměnnou se třemi hladinami.

Sklon břehů. Sklon byl rovněž kategoriální proměnnou, nabývající dvou hodnot (strmý a mírný) viz Příloha 3. Mírný sklon byl klasifikován jako sklon do 45 stupňů, strmý nad tuto hodnotu. Strmost břehů sice nijak výrazně neovlivňuje dostupnost vodní plochy pro obojživelníky, má však určitý vliv na šíři litorálního pásma. Strmé břehy nedávají pro vytvoření širších litorálů mnoho prostoru, neboť v krátké vzdálenosti od břehu je již značná hloubka.

Oslunění. Oslunění je řazeno do kategoriálních proměnných se třemi hladinami, procentuálním podílem vodní hladiny zastíněné okolní vegetací (primárně stromovým a keřovým patrem, v případě menších vodních ploch okolním litorálem); zcela osluněné >75 % vodní plochy; částečně osluněné 5 % – 75 %; bez oslunění <5 %.

Převládající prostředí (do 50 m). Vzhledem k tomu, že parametry prostředí s potenciálním významem pro obojživelníky byly identifikovány i na jiné úrovni, než vlastnosti reprodukčních ploch, byla další sledovanou proměnnou charakteristika převládajícího okolí. Jako okolní prostředí je zapisováno pár základních typů prostředí, typických v této oblasti: lesostep, les a trvalý travní porost, rákosiny.

Rekultivace. Bylo rozlišováno, zda v okolí vodní plochy byla provedena lesnická či technická rekultivace. Typ rekultivace je uváděn ve dvou úrovních. Nejdříve, zda je dle charakteru prostředí lokalita technicky zrekultivována – ano, ne; Zda je dle typu okolního porostu předpokládána lesnická rekultivace – ano, ne.

V rámci výzkumu jsou zaznamenávány tyto zmíněné charakteristiky, které nebyly v analýze této diplomové práce zapracovány, proto budou jen stručně shrnuty.

Kvalita vody. Byly užity dva fyzikálně chemické ukazatele – pH a vodivost. Pro určení přesných hodnot pH je využíváno pH metru Greisinger GMH3530 a vodivosti vody včetně teploty je měřena GREISINGER GMH 3430.

Zarybnění. Byl zkoumán výskyt rybí obsádky v souvislosti predačního vztahu k obojživelníkům.

Ohrožující faktory. Je uváděno pár základních příčin ohrožení lokality (Příloha X).

Ostatní druhy. Pomocí několika druhů nepřímé metody je prováděna identifikace ostatních žab, ocasatých či jejich predátorů, kteří se vyskytují na lokalitách pozorování. Je uváděno druhové zařazení v počátečních písmenech latinského názvu, stádium vývoje, odhadovaná početnost a pomocí jaké techniky byly identifikováni. Jedná se o velmi důležitá data z důvodu analýzy mezidruhové kompetice a případně výzkumu výskytu patogenních druhů hub v dotčených populacích, které jsou například zasaženy, ale nemoc u nich nepropukla a stávají se tak přenašeči onemocnění na další druhy, které se vyskytují spolu s nimi na lokalitě. Tyto informace jsou velmi užitečné pro další analýzy zkoumající biodiverzitu studované oblasti.

RD snůšky. Každoročně je zaznamenán počet nalezených snůšek na vodní ploše. Stav se kategorizoval do několika fází: čerstvé, protáhlé, pohyblivé, vykulené a rozplavané. Stádium vývoje je velmi zajímavě ovlivněno environmentálními faktory daného roku, proto je jejich stav uváděn pro případ zpracování časové osy výzkumu. Jedná se o vysvětlovanou proměnnou, která je zaznamenávána spolu s charakteristikami prostředí v zápisníkovém listu při terénním výzkumu v jednotlivých letech (Příloha 2). Popis, jakým způsobem jsou snůšky hledány, viz níže.

Monitoring snůšek skokana štíhlého. Jako parametr velikosti populace byl zvolen počet snůšek. Tyto nakladené snůšky demonstrují počet samic, které se v daný rok zúčastnily reprodukce. Jedná se o nepřímou metodu pozorování početnosti, a není tak jakkoliv s jedinci či jejich vývojovými stádii nakládáno. Sčítání snůšek je využívaná metoda pro odhad početnosti nejen pro hnědé skokany, ale například i pro karety obrovské a další živočichy, metodu využívá například i Hartel (2009). Ještě předtím, než se začne s obdobím výzkumu, je lokalita navštěvována. V průběhu návštěv jsou kontrolovány stavy snůšek (zda jsou čerstvě nakladené) a je předpokládán konec rozmnožovacího období, aby byla uváděná početnost co nejpřesnější (Solský et al., 2014). Jsou vybrány lokality s vysokou početností z předchozích let (jsou velmi atraktivní pro modelový druh skokana) a je kontrolován stav snůšek, zda nepřibývají. Druh se začíná rozmnožovat v chladnějším brzkém období, kdy nízké teploty brání rychlejšímu vývoji vajec a je tak dostatek času na provedení výzkumu ještě předtím, než se vylíhnou (Solský et al., 2014). Skokan štíhlý je velmi vhodným druhem pro počítání početnosti populace i z toho důvodu, že se jedná o reprodukčně velmi časný druh a okolní teplota tak zpomaluje vývoj jednotlivých snůšek. Je tak dostatek času na přibližně dva týdny procházení lokality a jejich sčítání (Bernini et al., 2004). Vodní plocha je procházena po jejím okraji u litorální části a jsou jednotlivé snůšky počítány.

4.3 Úprava a zpracování dat

Úprava dat získaných v terénu probíhala systematicky šest měsíců. Pro představu o jejich množství zmiňuji, že jsem přepsala prakticky veškerá data od počátku sčítání, tj. od roku 2004, kdy se každý rok zaznamenávaly údaje do zápisníků o řádově stovkách lokalit. Již digitalizovaná/přepsaná data bylo nutno podle zápisníků

překontrolovat, příp. opravit či doplnit. Proces úpravy dat byl časově náročný, ale pro správně provedené výpočty a analýzu síly efektu jednotlivých proměnných nezbytný. V prvním kroku byla data sloučena v prostředí MS Excel ze všech výsypek a doplněny sloupce s názvem výsypky, pro lepší přehlednost. Jednotlivé listy znamenají jednotlivé roky. Tento postup byl zvolen z toho důvodu, aby bylo možné jednotlivé roky dle potřeby analýz mezi sebou porovnávat. Nakonec byl poslední list vytvořen sumarizací všech předchozích let seřazením dat pod sebou a seřazen. Prázdné buňky vznikaly v důsledku například nedohledání lokality vlivem odchylky turistického GPS přístroje v nepropustném terénu pro GPS signál (touto problematikou jsem se zabývala ve své bakalářské práci), zániku lokality apod. (Příloha 1).

Dále musela být tabulka upravena dle požadavků nástroje pro provedení analýzy, kterým bylo R studio (R Development Core Team, 2009). Potřeba duplicitní kontroly je nepostradatelným krokem ve správně provedené analýze. Kontrola probíhala na více úrovních. Nejdříve byla náhodně porovnána data analogového zápisníku s digitální podobou. Následně bylo třeba pro analýzu v R studiu přeformátovat data buďto do číselných hodnot, anglického jazyka, zrušit diakritiku, nastavit desetinnou tečku namísto čárky a případně zadat k číselným hodnotám s počtem snůšek další sloupec reprezentující binomické rozdělení (přítomnost/nepřítomnost, viz dále).

Fluktuace početnosti. V této první části práce jsem se zabývala obecně fluktuacemi početnosti v rámci stanoveného období (2009–2018) s ohledem na jednotlivé roky a výsypky. Pomocí zobecněných log-lineárních modelů v prostředí R studio (Pekár et Brabec, 2009) jsem zjišťovala, zdali se nalezené počty snůšek lišily mezi jednotlivými lety a výsypkami, resp. zdali existuje mezi těmito vysvětlujícími faktory průkazná interakce. Vysvětlovanou proměnnou byly počty snůšek. Podobně byly analyzovány počty obsazených vodních ploch, tj. jezírek, které byly skokanem štíhlým využity k reprodukci, tj. nalezena zde byla alespoň jedna snůška.

Zároveň jsem si pro lepší přehlednost a interpretaci výsledků v programu MS Excel znázornila, kolik existuje pro daný rok lokalit, které jsou doposud identifikovány, kolik z toho bylo daný rok terénně vyhodnoceno (sledováno), a zároveň kolik jich bylo snůškami obsazených a neobsazených. Tento postup byl proveden pro všechny výsypky souhrnně (přes všechny roky), a dále pro jednotlivé roky v rámci daných výsypek zvlášť.

Biotopové preference. Pro porovnání biotopových preferencí byla použita data z let 2011 a 2012, kdy byly zjištěny extrémní hodnoty nalezených snůšek (2011 nejvyšší hodnoty za celé období, v roce 2012 druhé nejnižší). Předpokládali jsme, že řádové rozdíly v početnosti snůšek budou znamenat rozdílnou míru vnitrodruhové kompetice, jež povede k rozdílnému výsledku biotopových preferencí (Harper et Semlitsch, 2007). Za nižších populačních hustot by si měli skokani možnost lépe pro kladení vybírat jezírka optimálních parametrů, při vyšší konkurenci budou obsazovat i vodní plochy se suboptimálními podmínkami. Pro tento účel byly použity pouze vodní plochy sledované současně v obou letech. Byly vyloučeny všechny lokality, které v jednom či obou letech vyschly či nebyly dohledány.

V programu R (R Development Core Team, 2009) byly vytvořeny dva modely, resp. zobecněné lineární modely (GLM). V rámci prvního z nich jsme analyzovali pouze binomická data, tj. rozdělili jsme si vodní plochy na jezírka s nálezem snůšky (min. jedna snůška) (kód 1) a na jezírka bez snůšek (kód 0). Přítomnost/nepřítomnost snůšek představovala v modelu vysvětlovanou proměnnou s binomickým rozdělením. Vysvětlujícími proměnnými byly parametry prostředí uvedené v Kap. 4.2. Vliv rozdílné hustoty populace mezi jednotlivými lety byl testován přidáním roku, resp. jeho interakce s parametry prostředí.

Druhý model se soustředil na kvantitativní analýzu dat té části vodních ploch, kde byly nalezeny snůšky. Proto zde byly použity pouze vodní plochy s přítomností snůšek a vysvětlovanou proměnnou byla již početnost snůšek. Byl použit model s negativně binomickým rozdělením dat. Vysvětlující proměnné (tj. parametry prostředí) včetně analýzy efektu roku (Obr. 6), resp. odlišné populační hustoty, byly stejné jako v předchozím případě.

Důvodem pro použití dvoufázového počítání byl fakt, že data obsahoval mnoho nul, zejména v roce s nízkým celkovým počtem snůšek byla podstatná část vodních ploch zcela bez snůšek. Z těchto důvodů nebylo možné použít jeden model zohledňující kvantitu snůšek pro všechna data.

Obr. 6: Legenda vysvětlujících a vysvětlovaných proměnných vstupujících do hlavní části analýzy (© Klára Macková)

<i>proměnná [jednotka]</i>	<i>stupně</i>	<i>vysvětlivky</i>
<i>pond</i>		<i>název lokality</i>
<i>LOC</i>	<i>AV</i>	<i>Albrechtická výsypka</i>
	<i>HJV</i>	<i>Hornojířetínská výsypka</i>
	<i>KV</i>	<i>Kopistská výsypka</i>
	<i>RV</i>	<i>Růžodolská výsypka</i>
<i>n2011</i>		<i>počet snůšek nalezených v roce 2011</i>
<i>n2012</i>		<i>počet snůšek nalezených v roce 2012</i>
<i>area [m2]</i>		<i>rozloha</i>
<i>depth_prev [m]</i>		<i>hloubka převládající</i>
<i>veg [%]</i>		<i>0-5 % zastoupení litorálu</i>
		<i>6-74 % zastoupení litorálu</i>
		<i>≥75 % zastoupení litorálu</i>
<i>veg_kat</i>	<i>without</i>	<i>0-5 % zastoupení litorálu</i>
	<i>partial</i>	<i>6-74 % zastoupení litorálu</i>
	<i>full</i>	<i>≥75 % zastoupení litorálu</i>
<i>sun</i>	<i>without</i>	<i>zastíněné</i>
	<i>partial</i>	<i>částečně osluněná vodní hladina</i>
	<i>full</i>	<i>zcela osluněná vodní hladina</i>
<i>slope</i>	<i>gentle</i>	<i>mírný sklon břehu</i>
	<i>sharp</i>	<i>strmý sklon břehu</i>
<i>surr</i>	<i>TTP</i>	<i>okolní prostředím do 50 m je trvalý travní porost</i>
	<i>shrub</i>	<i>okolním prostředím do 50 m je lesostep</i>
	<i>forest</i>	<i>okolním prostředím do 50 m je les</i>
	<i>rakosiny</i>	<i>okolním prostředím do 50 m jsou rákosiny</i>
<i>rec</i>	<i>without</i>	<i>bez využití rekultivace</i>
	<i>technical</i>	<i>technická rekultivace</i>
	<i>forestr</i>	<i>lesnická rekultivace</i>
<i>pH</i>		<i>hodnota pH vody</i>
<i>K [mS/cm]</i>		<i>konduktivita vody</i>

5. Výsledky a diskuze

Výsledky jsou členěny podle dvou hlavních cílů práce, tj. analýza fluktuací početnosti, resp. počtů nalezených snůšek ve sledovaném období, a dále porovnání efektu odlišných populačních hodnot na biotopové preference skokana štíhlého.

5.1 Fluktuace početnosti snůšek a obsazených vodních ploch

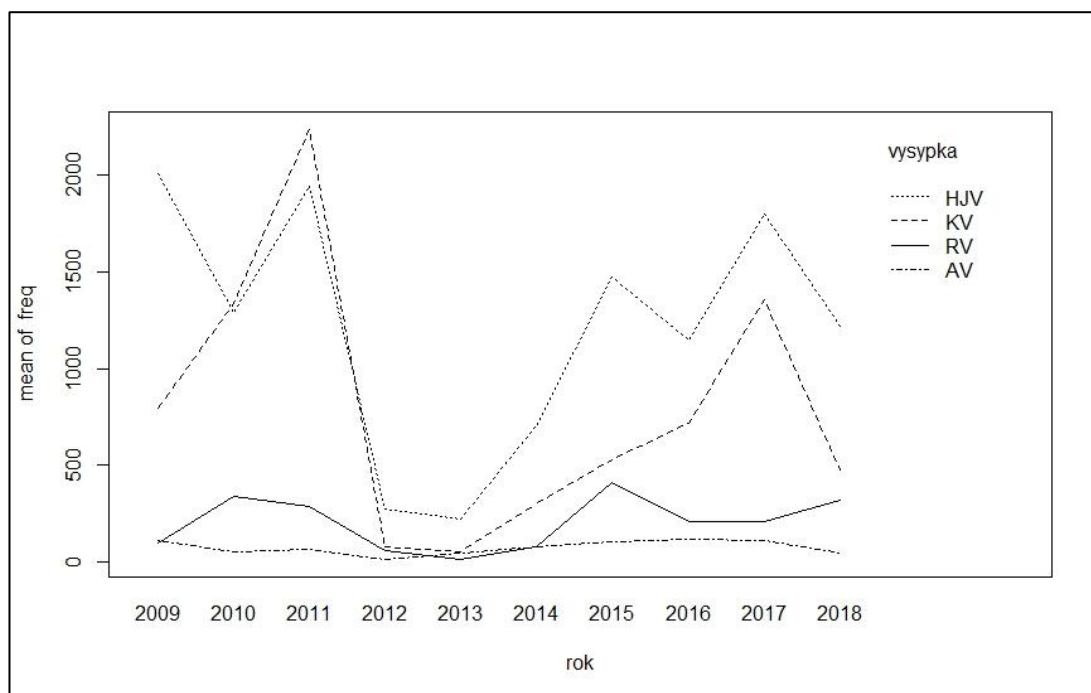
5.1.1 Fluktuace početnosti snůšek

Celkové fluktuace početnosti snůšek. V průběhu sledovaného období (2009–2018) bylo na čtyřech sledovaných mosteckých výsypkách nalezeno celkem 22757 snůšek (Příloha 4). Nejvyšší počet snůšek byl zaznamenán v roce 2009 na Hornojřetínské výsypce, kdy počet nalezených snůšek čítal 2006, zatímco nejméně bylo napočítáno v roce 2013 na Růžodolské výsypce. Na zdejších 49 sledovaných vodních plochách v tomto roce se našlo pouhých 14 snůšek. Početnosti v jednotlivých letech vykazovaly značné rozdíly, které dosahovaly řádových hodnot. Nejvyšší celkový počet snůšek byl v roce 2011, konkrétně 4530 snůšek. Oproti maximu v řádech tisíců došlo k výraznému propadu v roce 2012, který pokračoval až do roku 2013. V roce 2013 se našlo pouhých 343 snůšek (průměr nalezených na 4 mosteckých výsypkách byl kolem 86 na jednu výsypku). Bylo statisticky zjištěno, že se počet snůšek lišil jak mezi roky ($p < 10^{-6}$), tak mezi výsypkami ($p < 10^{-6}$). Počty snůšek se měnily na jednotlivých výsypkách v průběhu času rozdílně, jak ukazuje průkazná interakce obou těchto faktorů ($p < 10^{-6}$) (Obr. 7).

Můžeme jako důvod stochasticity uvažovat vysokou vnitrodruhovou konkurenci, jak je patrné z předešlých let, počty nalezených snůšek byly na vrcholu (rok 2011). Ve studii Saltheho et Duellmana (1973) bylo uvažováno, že vysoká početnost a tudíž mnoho reprodukčně schopných samic, i těch mladých, nemusí nutně znamenat životaschopnou populaci. Poukazují na to, že nižší početnost snůšek obsahovala více jedinců s vyšším fitness a adaptabilitou na změny prostředí, než tomu bylo v případě vysoké populační hustoty. Při vysoké početnosti (zvyšují se nároky na prostředí a zdroje) může mít působení stresu významný vliv na citlivá juvenilní stádia obojživelníků (Hartel et al., 2007) a jsou tak vyloučeni konkurenčně méně schopní

jedinci. Další úvahou je teorie, že se reprodukce nemuselo zúčastnit tolik reprodukčně schopných samic, protože byly konkurenčně oslabeny vysokou početností juvenilních stádií, které mají podobné nároky na prostředí a potravu, jak již bylo zmíněno v literární části diplomové práce. Z práce Hetteyeyho et al. (2005) jsem se dozvěděla, že by mohly být pro samce atraktivnější větší samice (starší a tudíž zkušenější) a jsou upřednostňovány při reprodukci více nežli ty mladé. Touto úvahou by se vysvětlila hypotéza, že větší samice kladou větší snůšky s obsahem vajec jedinců s vyšším fitness. V neposlední řadě je třeba uvažovat environmentální faktory prostředí, které by početnost mohli ovlivnit. Průměrná teplota v prvních 2/3 dubna, kdy aktivují jedinci skokana štíhlého, dosahovala v roce 2012 maximálně 10 °C a rána byla ovlivněna přízemními mrazy. Změnami počasí, podmínek stanovišť či demografickými situacemi v předchozích letech se zabývali například Harpet et Semlitsch (2007), kteří studovali, zda by populační výkyvy mohly být způsobeny právě těmito proměnnými. Obrovský skok v početnosti v letech 2011–2012 byl vybrán pro vyhodnocení biotopových preferencí populace, které jsem se věnovala ve druhé části zpracování dat. Bude tak vyhodnocen rok 2011 s nejvyšší průměrnou početností a rok 2012 s tou nejnižší. Jak uvádí Vojar et al. (2008) biotopové preference k rozmnožování by se mohli z roku na rok měnit, proto bude tento vztah testován.

Obr. 7: Vývoj početnosti snůšek na jednotlivých výsypkách za sledované období. Každá z výsypek je znázorněna jinou čarou, jež spojuje početnosti snůšek (mean of freq) z jednotlivých let. Tento graf byl zvolen proto, že lépe ukazuje průběh početnosti v čase. Výsypka – HJV = Hornojřetínská výsypka, KV = Kopistská výsypka, RV = Růžodolská výsypka, AV = Albrechtická výsypka. (© Klára Macková)



Fluktuace početnosti snůšek na jednotlivých výsypkách. V této části výsledků prezentuji početnosti snůšek a jejich vývoj v čase na jednotlivých výsypkách. Největší fluktuaci vykazují výsypky Hornojřetínská a Kopistská, kde také bylo nalezeno nejvíce snůšek. V případě Hornojřetínské výsypky se krajní hodnoty pohybují v maximu na 2006 snůškách z roku 2009 a při minimální hodnotě na pouhých 223 (údaj z roku 2013, kdy je výrazný pokles pro všechny výsypky podobný). Na Kopistské výsypce byla početnost na vrcholu v roce 2011 (celkový počet snůšek výsypky 2234), zatímco nejnižší hodnota je z roku 2013, konkrétně nalezeno 55 snůšek. V grafech je velice patrný rozdíl vysoké početnosti do roku 2011 a následně obrovského propadu v roce 2012 až 2013. Pro každou výsypku zvlášť byl proto vytvořen graf vývoje početností v průběhu desetiletého období a tyto fluktuace jsou dále v textu detailněji popsány.

Výsypky se liší v typech využitých rekultivací a terénní svažitosti včetně umístění na ploše Mostecké pánve, jak již bylo zmíněno v kapitole 4.1. Morrison et Hero (2003)

uvádí, že by mohl existovat vliv geografických vlastností prostředí na životní cyklus populací obojživelníků.

V případě **Albrechtické výsypky** (Obr. 8) se hranice maxima a minima pohybovaly v rozmezí počtu snůšek 116 (údaj z roku 2016) až 17 (počet snůšek z roku 2012). Tato výsypka vykazuje odlišný vývoj, než ostatní výsypky. Zatímco v případě ostatních výsypky, je Albrechtická výsypka již v roce 2013 na vzestupu početnosti. Je to úplný opak trendu nežli v ostatních případech. Skutečnost, že se početnost v roce 2013 zvedá dokazuje, že interakce faktorů rok a výsypka viz. výše, je průkazná.

Obr. 8: Vývoj početnosti snůšek skokana štíhlého v průběhu sledovaného období (2009–2018) na Albrechtické výsypce (© Klára Macková)



Hornojřetínská výsypka je velmi specifická značnými výkyvy početnosti snůšek skokana štíhlého, které dosahují řádových hodnot. Ve zdejší prostředí je kontinuálně analyzováno více než 300 vodních ploch. Zatímco v případě Albrechtické výsypky je stupnice pro snůšky uváděna v desítkách, zde je to již v tisících (Obr. 9), konkrétně mluvím o rozmezí 2006–223 snůšek. Tisícovou hranici překonala početnost v šesti letech z deseti. Oproti Albrechtické výsypce zde byla nejnižší početnost zaznamenána v letech 2012 a 2013, další výrazný pokles počtu snůšek je patrný v roce 2016, konkrétně o 328 snůšek méně než v předchozím roce. Výkyvy jsou zde tak četnější a je tak dokázáno, že se početnost mezi výsypkami liší.

Obr. 9: Vývoj početnosti snůšek skokana štíhlého v průběhu sledovaného období (2009–2018) Hornojiretínské výsypky (© Klára Macková)



Co do počtu sledovaných vodních ploch je na tom **Kopistská výsypka** podobně jako výsypka Hornojiretínská. Průměrné počty snůšek jsou však zde o něco nižší. Nejvyšší početnosti dosahovala v roce 2011 v celkovém počtu 2234, o to k většímu propadu došlo v letech 2012 a 2013, kdy v roce 2013 bylo nalezeno pouhých 55 snůšek. Procentuálně je minimum pouhých 2,46 % nejvyššího dosaženého maxima. Poté docházelo k opětovnému pomalejšímu nárůstu (na 301 snůšek v roce 2014), ale už celkový počet snůšek nedosahoval tak vysokého čísla jako v roce 2011 (Obr. 10). Druhá nejvyšší hodnota dosahovala čísla 1352 v roce 2017.

Obr. 10: Vývoj početnosti snůšek skokana štíhlého v průběhu sledovaného období (2009–2018) Kopistské výsypky (© Klára Macková)



Na **Růžodolské výsypce** lze zachytit každoroční výkyvy početnosti. Lze zde opět prokázat rozdílnou stochasticitu oproti ostatním výsypkám v průběhu sledovaných let. Nejvyšší hodnoty dosáhla početnost v roce 2015 se 413 snůškami a nejnižší hodnota 15 snůšek je zaznamenána v roce 2013. Jedná se o velmi vzdálenou hodnotu oproti

průměru nalezených snůšek na lokalitě, kdy bylo průměrně nalezeno 204 snůšek.(Obr. 11).

Obr. 11: Vývoj početnosti snůšek skokana štíhlého v průběhu sledovaného období (2009–2018) na Růžodolské výsypce (© Klára Macková)



5.1.2 Fluktuace početnosti skokany obsazených vodních ploch

Obsazenost sledovaných vodních ploch. V dalším kroku analýzy jsem stručně interpretovala výsledky a grafické znázornění obsazených a neobsazených sledovaných vodních ploch na mosteckých výsypkách. Obsazené a neobsazené plochy se chovají velmi podobně jako početnosti z interpretovaných výsledků výše, je jim tak věnována menší část kapitoly výsledků. Jedná se pouze o informační část analýzy pro větší porozumění čtenáře o poměru obsazených vodních ploch na výsypkách.

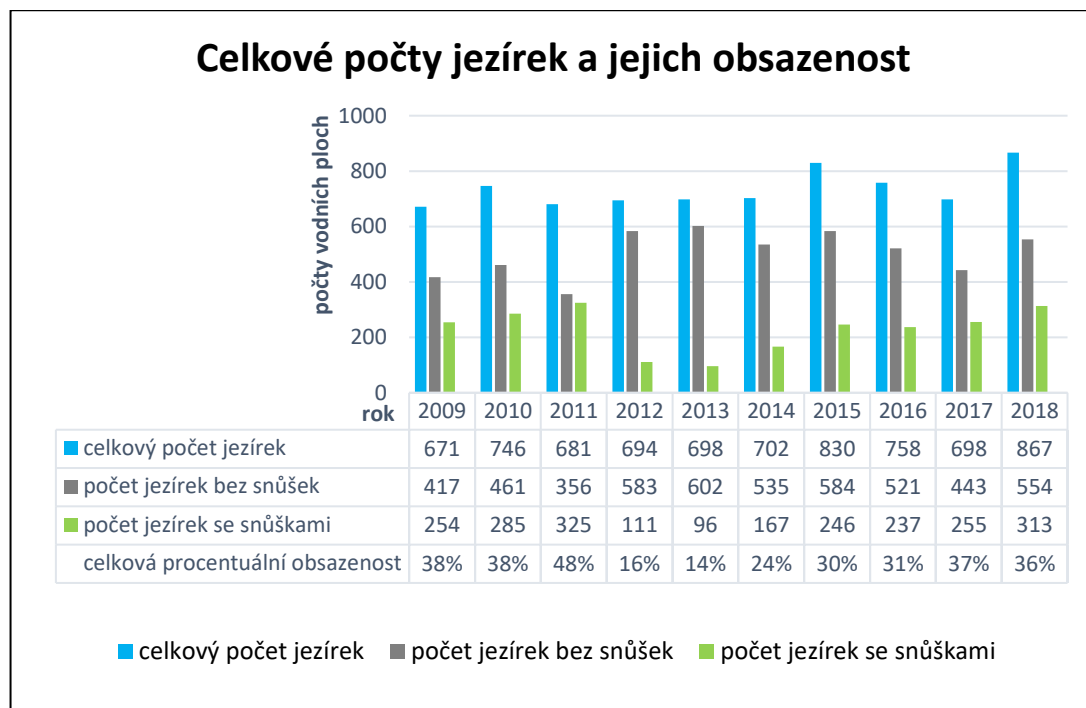
Hledala jsem odpověď na otázku, zda se liší počty obsazených a neobsazených vodních ploch mezi výsypkami. Z grafu vyexportovaného z prostředí Excel (Obr. 12) je viditelné, že se početnosti liší z roku na rok v desetileté řadě dat a to nejen v celkovém počtu sledovaných a zároveň lokality vykazují vyšší počet vodních ploch neobsazených. Nejvyšší početnosti neobsazených i obsazených ploch vykazovala Hornojřetínská a Kopistská výsypka. Výsypka Hornojřetínská vykazovala výkyvy obsazených ploch výrazně. Rozptyl obsazenosti se pohyboval od nejnižší hranice 19 % (v roce 2013) až po nejvyšší koeficient 53 % v roce 2011, průměrnou hodnotou v celé desetileté řadě bylo 38 %. U Kopistské výsypky byl zaznamenán ještě vyšší rozptyl krajních hodnot obsazenosti a to 9 až 48 %. Stejně jako u výsypky Hornojřetínské se jednalo o roky s nejnižší obsazeností v roce 2013 a nejvyšší v roce 2011. Průměrem byla taktéž nižší hodnota, která se pohybovala okolo 28 %. Je to

pravděpodobně způsobeno vyšší početností menších vodních ploch, které jak je v druhé části analytické práce patrné, nejsou tolik osidlovány skokanem štíhlým. Teorii vlivu hloubky na početnost snůšek modelového druhu se zabýval například i Rehák (1992) ve své práci, kde i stručně charakterizuje ideální podmínky pro skokana štíhlého. Vlivem výskytu menších vodních ploch byly poznamenány i obsazenosti zbylých dvou výsypek. Zatímco na Růžodolské výsypce bylo v roce 2013 obsazena pouze 3 % vodních ploch, v roce 2018 to bylo již 34 %, tak na Albrechtické výsypce byl nejmenší počet obsazených ploch v roce 2009 a to s 21 %. Hodnotu nejvyšší obsazenosti mají již podobnou a to 39 % v případě Albrechtické výsypky. Tyto dvě menší sledované lokality vykazují rozdílné roky těchto krajních hodnot než dvě výsypky předcházející. Bylo tak dokázáno dle vzhledu dat, že se podíl obsazených a neobsazených ploch na jednotlivých výsypkách liší a zároveň se jejich počet liší i v průběhu let (Tab. 1).

Data byla dále počítána také v prostředí programu R (R Development Core Team, 2009), kdy proměnná „výsypky“ vyšla velmi průkazně s hodnotou $2,2 \times 10^{-16}$. Bylo využito sumarizačních výpočtů pro znázornění obsazenosti vodních ploch, počtu sledovaných jezírek a vyjádřeno i procentuální zastoupení. Primárně jsem se zaměřila na znázornění jednotlivých let, a jak se liší počty sledovaných ploch (nově nalezené, nově zavodněné plochy, rozdělení větší vodní plochy na více menších částí). Bylo tak potvrzeno předchozí tvrzení, že se podíl obsazených a neobsazených ploch v průběhu delší časové řady liší a to dochází k individuálním výkyvům na každé z výsypek zvlášť i přesto, že lze mezi jednotlivými lety najít jisté podobnosti.

Protože se jedná o prostředí, které je specifické periodicitou menších vodních ploch, lze předpokládat, že může být periodicitu tůní ovlivňujícím faktorem. Avšak Vignoli et al. (2007) uvádí, že skokan štíhlý klade i do periodických tůní. Nemusí zde být tolik ohrožen predací. Je tedy k uvážení, zda byly neobsazenými plochami již tůně těsně před vyschnutím nebo zda zde nepůsobila jiná vlastnost vodní plochy, jako třeba strmý sklon břehů či nedostatek litorálního pásma.

Obr. 12: Celková početnost obsazených vodních ploch v letech 2009–2018. Pomocí grafu byl znázorněn celkový počet jezírek všech čtyř mosteckých výsypek na úrovních: obsazené vodní plochy s nálezem snůšek, neobsazené vodní plochy bez snůšek a celkový počet sledovaných vodních ploch v daný rok. Zároveň byl pro lepší přehlednost čtenáře znázorněno i procentuální vyjádření obsazených vodních ploch v jednotlivých letech výzkumu (© Klára Macková)



Tab. 1: Tabulka znázorňující konkrétní počty obsazených a neobsazených ploch v oblasti čtyř mosteckých výsypek. Je zde demonstrováno, jakým způsobem se výkyvy početnosti v jednotlivých letech liší na jednotlivých výsypkách zvlášť. Bylo tak prokázáno, že se i početnost obsazených a neobsazených vodních ploch liší nejen v jednotlivých letech, ale také na výsypkách individuálně. Jsou vidět jisté podobnosti trendů, ale průkazně vyšla rozdílnost (© Klára Macková)

		2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
ALBRECHTICKÁ VÝSYPKA	počet jezírek v databázi	41	41	51	37	54	55	62	62	39	54
	počet sledovaných jezírek	28	34	43	37	49	46	41	29	30	42
	počet sledovaných se snůškami	11	9	14	8	13	14	12	10	10	10
	počet sledovaných bez snůšek	17	25	29	29	36	32	29	19	20	32
HORNOJIRETÍNSKÁ VÝSYPKA	počet jezírek v databázi	326	327	329	324	297	359	388	338	327	354
	počet sledovaných jezírek	247	271	251	250	281	264	335	300	292	313
	počet sledovaných se snůškami	121	121	133	60	54	83	120	115	130	140
	počet sledovaných bez snůšek	126	150	118	190	227	181	215	185	162	173
KOPISTSKÁ VÝSYPKA	počet jezírek v databázi	309	377	358	311	321	409	431	408	376	484
	počet sledovaných jezírek	307	358	350	311	291	319	367	345	302	433
	počet sledovaných se snůškami	114	138	167	33	27	58	88	93	101	136
	počet sledovaných bez snůšek	193	220	183	278	264	261	279	252	201	297
RŮŽODOLSKÁ VÝSYPKA	počet jezírek v databázi	101	101	37	96	93	104	106	99	78	89
	počet sledovaných jezírek	89	83	37	96	77	73	87	84	74	79
	počet sledovaných se snůškami	8	17	11	10	2	12	26	19	14	27
	počet sledovaných bez snůšek	81	66	26	86	75	61	61	65	60	52

5.2 Porovnání biotopových preferencí s ohledem na populační hustotu

V roce 2011, kdy byla celková početnost snůšek za celé sledované období (2009–2018) nejvyšší, bylo na porovnávaných vodních plochách zjištěno 3342 snůšek. Oproti tomu následující rok představoval sezónu s druhou nejnižší absolutní početností (viz kap. 5.1) – na porovnávaných vodních plochách bylo nalezeno pouze 398 snůšek, což představuje necelých 12 % početnosti z předchozího roku. Pro následné porovnání biotopových preferencí tak tyto dva po sobě jdoucí roky představovaly vhodnou příležitost. Výhodou tak bylo, že se podmínky prostředí za jeden rok mezi lety příliš nezměnily čili změna hustoty populace, resp. rok, zde mohl hrát významnou roli. Je však otázkou, zdali efekt roku v sobě zahrnuje krom změny početnosti (a tudíž i jiné míry intenzity vnitrodruhové kompetice) i jiné efekty, jako např. odlišný průběh počasí atd. Pokud by se prokázal efekt roku v interakci s ostatními proměnnými, s jistotou lze tvrdit, že efekt těchto proměnných se mezi lety liší. Nelze však prokázat, jestli je tou kauzální příčinou právě změna hustoty populace.

Vliv roku/sezóny na přítomnost snůšek. Jak bylo předesláno v metodice, z důvodu značného množství vodních ploch s absencí snůšek (zejména v roce 2012 s extrémně nízkou celkovou početností snůšek) bylo nutné analýzu provést ve dvou krocích. Tím prvním bylo vyhodnocení biotopových preferencí a efektu roku na přítomnost/nepřítomnost snůšek pomocí GLM s binomickým rozdělením vysvětlované proměnné (přítomnost/nepřítomnost snůšek).

Z výsledků vyplývá, že na přítomnost snůšek mají průkazný vliv hloubka jezírka, jeho rozloha, dále zastoupení vegetace, oslunění vodní hladiny a vodivost (viz Tab. 2). Model vysvětlil zhruba 21 % variability v datech. Krom výše uvedených průkazných proměnných byl průkazný i rok coby hlavní proměnná (nikoliv v interakci), což znamená, že podíl vodních ploch se snůškami se mezi lety lišil. Žádná z interakcí roku s dalšími vysvětlujícími proměnnými průkazná nebyla. Znamená to, že efekt těchto proměnných se mezi jednotlivými lety nelišil a nelze tvrdit, že by vyšší celková početnost, potažmo vyšší vnitrodruhová konkurence, vedla k rozdílným projevům biotopových preferencí.

Jak již bylo zmíněno, ve své práci se věnovali změnám početnosti populací obojživelníků i Salthe et Duellman (1973), kteří zkoumali závislost početnosti populace a optimálních biotopových podmínek. Reháček (1992) uvedl, že nejvyšší

početnosti snůšek dosahovali části jezírek s vegetací a maximální hloubkou 1,3 metru. Tyto části tůní byly tak vyhodnoceny jako vhodné. Z výsledků mé diplomové práce vyplývá, že vliv hloubky vodní plochy a také vegetací skutečně mají významný vliv. Jak je uvedeno níže skokani skutečně upřednostňují hlubší vodní plochy. Důvodem by mohla být stálejší teplota vody a neohrožení tak snůšek, které jsou velmi náchylné. Větší rozlohy vodních ploch nemusí nutně znamenat, že se jedná o velké a hluboké vodní plochy s velikostí nad 1 000 m². Dle zkušeností osobního průzkumu, se na lokalitách vyskytuje mnoho velkých vodních ploch značně zarostlých s hloubkou okolo metru. Více tůní blízko sebe tvoří jakousi síť propojených jezírek. I přesto, že proměnná okolního prostředí (typ rekultivace a okolní prostředí) vyšlo neprůkazně, touto tematikou se detailně zabýval Solský et al. (2014), který zdůraznil potřebu prostupnosti a konektivity mezi oběma stanovišti, která modelový druh obývá. Popisoval ve své práci i různá terestrická stanoviště a závislost vzdálenosti rozmnožovacích nádrží od místa zimoviště, tj. čím byla ovlivněna početnost snůšek v oblasti mosteckých výsypek. Dalším faktorem, který vyšel v testu průkazně, bylo oslunění. Bylo zjištěno, že osluněné vodní plochy jsou spíše permanentního charakteru a k vysychání dochází spíše u tůní, které jsou lokalizovány v hlubším porostu a jsou zastíněné (vlastní pozorování). Je zajímavým zjištěním, že vyšel průkazně vliv konduktivity, zatímco pH vody nikoliv. Vojar (2007) uvedl, že negativní vliv nízké pH a obsah kovů ve vodě je významný a obzvláště pro mladá vývojová stádia obojživelníků.

Dále jsou interpretovány výsledky modelu, resp. vliv průkazných proměnných na přítomnost snůšek skokana štíhlého:

- **Rozloha vodní plochy** – snůšky byly nalézány častěji ve větších vodních plochách.
- **Převládající hloubka** – štíhlí skokani upřednostňovali ke kladení spíše hlubší vodní plochy, těm zcela mělkým se zpravidla vyhýbali.
- **Vodní vegetace** – se vzrůstajícím podílem vodní vegetace (ponořené i litorální dohromady) se zvyšuje pravděpodobnost její využití ke kladení.
- **Oslunění vodní hladiny** – čím více je vodní plocha osluněná (tj. nezastíněná okolními porosty dřevin), tím spíše je využívána ke kladení.

- **Vodivost** – skokani ke kladení upřednostňovali spíše vodní plochy s nižšími hodnotami vodivosti.

Tab. 2: Porovnání výsledků zobecněných lineárních modelů pro obě sezóny s odlišnou početností. *Df* = počet stupňů volnosti; *Deviance (%)* = podíl vysvětlené variability v procentech daným parametrem prostředí (vysvětlující proměnnou) – celková deviance pro sledované roky 2011 a 2012 měla hodnotu 1436; *P* = dosažená hodnota pravděpodobnosti dané proměnné; *P** = grafické vyjádření téhož – *** = $p < 0,001$, ** = $p [0,001-0,01]$, * = $p [0,01-0,05]$; *Vliv* – ↑ = pozitivní (se stoupající hodnotou vysvětlující proměnné se zvyšuje pravděpodobnost, že daná vodní plocha bude využita skokany ke kladení, – ↓ = negativní (dtto). Dvojice proměnných oddělených dvojtečkou znamenají interakci mezi nimi. Statisticky průkazné hodnoty pravděpodobnost ($< 0,05$) jsou zvýrazněny tučně.

Proměnná	Df	Deviance (%)	P	P*	Vliv
Rozloha	1	2,86	<10⁻⁶	***	↑
Hloubka	1	1,18	<10⁻⁴	***	↑
Vegetace	2	1,00	<10⁻⁴	***	↑
Sklon břehů	1	0,02	0,57		
Oslunění	2	1,87	<10⁻⁵	***	↑
Typ okolí	3	0,33	0,20		
Rekultivace	3	0,19	0,44		
pH	1	0,03	0,49		
Vodivost	1	2,27	<10⁻⁶	***	↓
Rok	1	9,18	<10⁻⁶	***	↑
Rozloha:rok	1	0,04	0,44		
Hloubka:rok	1	0,03	0,49		
Ph:rok	1	0,01	0,69		
Vodivost:rok	1	0,02	0,63		

Vliv roku/sezóny na početnost snůšek. Model s negativně binomickým rozdělením dat vysvětlované proměnné (početnosti snůšek) na datasetu obsahujícím pouze vodní plochy s nenulovými hodnotami snůšek ukázal, že vliv na početnost snůšek mají především níže uvedené faktory. Výsledky se příliš neliší od modelu, kde bylo pracováno pouze s binomickými daty (přítomnost/nepřítomnost). Kromě výše interpretovaných výsledků zde nově hraje roli sklon břehů ($p = 0,001$), kdy při prudších sklonech břehů klesá početnost snůšek, a dále velmi negativní vliv na početnost snůšek má okolní lesnická rekultivace ($p = 0,0007$) – zapojené porosty

pravděpodobně stíní vodní hladinu, což působí snížení její teploty, a naopak zvyšuje pravděpodobnost zazemnění).

Oproti předchozímu modelu bylo dále zjištěno, že proměnná rok je v marginálně průkazné interakci s hloubkou ($p = 0,039$) – v roce 2012, tedy s nižší populační hustotou, byly o něco více upřednostňovány hlubší vodní plochy. Lze tedy předpokládat, že naopak při vyšší hustotě populace skokan štíhlý klade i do mělčích vodních ploch.

Se stejnou hypotézou porovnání dvou let (s nejvyšší a nejnižší početností) pracoval také Ber Ven (1988). Jako faktory ovlivňující početnost uvažoval environmentální faktory prostředí. Zatímco v prvním modelu nebyl vliv sklonu břehu průkazný, ve druhém modelu tomu bylo naopak. Z nám známých zdrojů (Doležalová et al., 2012; Jongepierová et al., 2012) je uváděn vliv sklonu břehu jako významný a to nejen pro obojživelníky. Tato informace je užívána v managementových opatřeních např. migračních tras menších druhů živočichů, pro které může být větší sklon nepřekonatelnou překážkou. V případě vodních ploch je sklon břehů spojován s výskytem litorální vegetace, kdy při prudším sklonu tvoří neprostupnou bariéru pro obojživelníky.

6. Závěr

- Obojživelníci jsou v současnosti považováni za jednu z nejohroženějších skupin obratlovců. Mezi nejvýznamnější negativní antropogenně podmíněné ohrožující vlivy patří úbytek, změny a fragmentace jejich stanovišť. Na druhou stranu jsou v souvislosti s lidskou činností vytvářeny vhodné náhradní biotopy, často neúmyslně, např. v souvislosti s těžbou nerostných surovin (pískovny, lomy, výsypky atd.).
- Pro účinnou ochranu těchto živočichů v přirozených i pozměněných biotopech, je nutné znát jejich biotopové nároky i způsob fungování populace včetně její dynamiky. Ideální jsou v tomto ohledu dlouhodobé studie prováděné na dostatečně rozlehlých územích, min. v měřítku celých populací. Takových studií je však díky finanční, technické i personální náročnosti velmi málo.
- Jednou z nich je dlouhodobý monitoring (od roku 2005) početnosti snůšek skokana štíhlého na čtyřech mosteckých výsypkách (Albrechtická, Hornojřetínská, Kopistská, Růžodolská), kdy je v současnosti každoročně sledováno kolem tisíce vodních ploch. Do tohoto monitoringu jsem se zapojila před čtyřmi lety. Kromě sběru dat jsem se významně podílela na jejich úpravě a přípravě pro následné statistické vyhodnocení.
- Cílem předkládané práce bylo nejprve souhrnně popsat vývoj početnosti snůšek skokana za zvolené období (2009–2018) včetně vývoje obsazenosti vodních ploch, tedy podílu jezírek s přítomností a nepřítomností snůšek. Hlavním cílem pak bylo porovnat biotopové preference skokana v závislosti na populační hustotě, tedy v letech s rozdílnými početnostmi snůšek.
- Vzhledem k tomu, že fluktuace početnosti snůšek skokana dosahuje ve sledovaném území až řádových změn, byly pro toto srovnání vybrány sezóny právě s takovými rozdíly (2011 s 4530 snůškami × 2012 s 432 snůškami). Předpokladem bylo, že při nižší populační hustotě (a tím pádem i nižší vnitrodruhové kompetici) budou skokani ve výběru reprodukčních stanovišť vybíravější, zatímco při vysokých populačních hustotách budou obsazovat i vodní plochy se suboptimálními podmínkami. To by se mělo projevit odlišnými biotopovými preferencemi.

- Počty snůšek ve vodních plochách byly zjišťovány standardní technikou, procházením vhodných partií těchto vod. Dále byly popisovány parametry reprodukčních biotopů a jejich okolí (rozloha vodní plochy, převládající hloubka, vodní vegetace, oslunění vodní hladiny a vodivost), které sloužily v následné analýze dat coby vysvětlující proměnné. Získaná data byla přepsána z terénních zápisníků do MS Excel a dále statisticky vyhodnocena v prostředí software R (analýzy početnosti snůšek a obsazených ploch pomocí zobecněných log-lineárních modelů, biotopové preference zobecněnými lineárními modely s binomickým (přítomnost snůšek) a negativně binomickým (početnost snůšek) rozdělením dat).
- Početnosti ve sledovaném období vykazovaly značné rozdíly, které dosahovaly řádových hodnot. Za desetiletou řadu výzkumu bylo nalezeno celkem 22757 snůšek. Z toho nejvíce nalezených snůšek bylo v roce 2011 (4530) a nejnižší počet nalezených byl zaznamenán v roce 2013, kdy se našlo pouhých 343 snůšek, což je pouhých 7,6 % hodnoty z roku 2011. Průměrná hodnota za toto období byla 569 snůšek v jednom roce. Bylo tak zjištěno, že se počet snůšek lišil jak mezi roky, tak mezi výsypkami. Počty snůšek se měnily na jednotlivých výsypkách v průběhu času rozdílně, jak prokázala interakce obou těchto faktorů, tj. maxima a minima nejsou mezi výsypkami v průběhu let synchronizována. Podobných výsledků bylo dosaženo i v případě analýzy počtu obsazených a neobsazených ploch. Bylo dokázáno, že se počet obsazených a neobsazených ploch liší dle jednotlivých let a na všech výsypkách rozdílně. Opět byl nejvíce obsazovaným rok 2011 se 48 % a v roce 2013 to bylo 14 % obsazených ploch.
- Co se týče biotopových preferencí skokana, bylo zjištěno, že na přítomnost snůšek mají průkazný vliv hloubka jezírka (pozitivní vliv, tj. +), jeho rozloha (+), dále zastoupení vegetace (+), oslunění vodní hladiny (+) a vodivost (-). Krom výše uvedených průkazných proměnných byl průkazný i rok, coby hlavní proměnná (nikoliv však v interakci), což znamená, že podíl vodních ploch se snůškami se mezi lety lišil, ovšem význam biotopových preferencí mezi lety nikoliv. Podobné faktory prostředí měly vliv i na početnost snůšek, a to včetně rozdílu mezi lety. Oproti přítomnosti snůšek, bylo u jejich početnosti zjištěno, že proměnná rok je v průkazné interakci s hloubkou. Znamená to, že

při nižší populační hustotě jsou více upřednostňovány hlubší vodní plochy (které představují optimum), zatímco při vyšších populačních hustotách budou snůšky nalezeny i v mělčích vodních tělesech.

- Lze tedy uzavřít, že biotopové preference se v průběhu dvou sledovaných let, odlišných velikostí populace, většinou nemění. Je to dáno možná tím, že mostecké výsypky disponují značným množstvím vodních ploch rozmanitých parametrů (řádově desítky na km²). Při vyšší úrovni vnitrodruhové kompetice tak nejsou skokani nuceni využívat suboptimální podmínky.
- Výsledky této diplomové práce mohou být užitečným podkladem pro praktickou ochranu obojživelníků na antropogenních stanovištích. V rámci rekultivací by měly být využity znalosti nároků na prostředí jednotlivých druhů a tyto respektovány při obnově těchto území i jejich následném využívání. Jen tak je možné přispět k udržení biologické rozmanitosti a životaschopných populací jednotlivých druhů.

7. Seznam použitých zdrojů

Baker J., Beebee T. J. C., Buckley J., Gent T., Orchard D., 2011: Amphibian Habitat Management Handbook. Amphibian and Reptile Conservation, Bournemouth, 9780956671714.

Beebee T., Griffiths R., 2005: The amphibian decline crisis: a watershed for conservation biology: *Biological Conservation* 125. 271–285.

Bernini F., Gentili A., Merli E., Razzetti E., 2004: *Rana dalmatina* and *R. latastei*: habitat selection, fluctuation in egg clutch deposition and response to exceptional floods in northern Italy. *Italian Journal of Zoology* 71. 147–149.

Berven K. A. 1988: Factors affecting variation in reproductive traits within a population of wood frogs (*Rana sylvatica*). *Copeia*, 1988. 605–615.

Blaustein A., Han B., Relyea R., Johnson J., Buck J., 2011: The complexity of amphibian population declines: understanding the role of cofactors in driving amphibian losses. *Annals of the New York Academy of Science* 1223. 108–119.

Carey C., Alexander A., 2003: Climate change and amphibian declines: is there a link? *Diversity and Distributions* 9. 111–121.

Collins J., Storfer A., 2003: Global amphibian declines: sorting the hypotheses. *Diversity and Distributions* 9. 89–98.

Collins P., Halliday T., 2005: Forecasting changes in amphibian biodiversity: aiming at a moving target. *Philosophical Transactions B. The Royal Society Publishing*. 360. 309–314.

Cooke a. s., 1972: The effects of DDT, dieldrin and 2,4-D on amphibian spawn and tadpoles. *Environmental Pollution* 3. 51–68.

Cushman S. A., 2006: Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: A review and prospectus. *Biological Conservation* 128. 231–240.

Doležalová J., Vojar J., Smolová D., Solský M., Kopecký O., 2012: Technical reclamation and spontaneous succession produce different water habitats. A case study from Czech post-mining sites. *Ecological Engineering* 43. 5–12.

Elmberg J., 1990: Long-term survival, length of breeding season, and operational sex ratio in a boreal population of common frogs, *Rana temporaria* L. *Canadian Journal of Zoology* 68. 121–127.

Engen S., Sæther B., 1998: Stochastic population models: some concepts, definitions and results. *Oikos* 83. 345–352.

Enkhtuya B., Rydlová J., Vosátka M., 2000: Effectiveness of indigenous and non-indigenous isolates of arbuscular mycorrhizal fungi in soils from degraded ecosystems and man-made habitats. *Applied Soil Ecology* 14. 201–211.

Gasc J. P., Cabela A., Crnobrnja-Isailovic J. Dolmen D., Grossenbacher K., Haffner P., Lescure J., Martens H., Martínez Rica J. P., Maurin H., Oliveira M. E., Sofianidou T. S., Veith M., Zuidrewijk A. (eds), 2004: Atlas of Amphibians and Reptiles in Europe. Réédition. Muséum national d'Histoire naturelle, Paris, 520.
Goodman D., 1987: Consideration of stochastic demography in the design and management of biological reserves. *Natural Resource Modeling* 1. 205–234.

Green D., 2003: The ecology of extinction: population fluctuation and decline in amphibians. *Biological Conservation* 111. 331–343.

Green A. J., El Hamzaoui M., Agbani M. A., Franchimonz J., 2002: The conservation status of Moroccan wetlands with particular reference to waterbirds and its changes since 1978. *Biological Conservation* 104. 71–82.

Greulich K., Pflugmacher S., 2003: Differences in susceptibility of various life stages of amphibians to pesticide exposure. *Aquatic Toxicology* 65. 329–336.

Harabiš F., Dolný A., 2012: Human altered ecosystems: suitable habitats as well as ecological traps for dragonflies (Odonata): the matter of scale-*Journal of Insect Conservation* 16. 121–130.

Hartel, T. R., Moga, C. I., Öllerer, K., Demeter, L., Sas, I., Ruști, D. M., Balog, A., 2008: A proposal towards the incorporation of spatial heterogeneity into animal distribution studies in Romanian landscapes. *North-Western Journal of Zoology* 4. 173–188.

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. 53–59.

Harper E. B., Semlitsch R. D. 2007: Density dependence in the terrestrial life history stage of two anurans – *Oecologia*, 153: 879–889.

Hendrychová M., Šálek M., Červenková A., 2008: Invertebrate communities in man-made and spontaneously developed forests on spoil heaps after coal mining. *Journal of Landscape Studies* 1. 169–187.

Hero J. M., Sluys M. V., Simpkins C., 2014: AMPHIBIAN DISEASES 443 Swabber Effect: Swabbing Technique Affects the Detectability of *Batrachochytrium dendrobatidis*. *Herpetological Review* 45. 1–5.

Hettyey A., Töroök J., Hévízi G. 2005: Male mate choice lacking in the Agile Frog, *Rana dalmatina*. *Copeia*, 2005. 403–408.

Holec M., Frouz J., 2005: Ant (Hymenoptera: Formicidae) communities in reclaimed and unreclaimed brown coal mining spoil dumps in the Czech Republic. *Pedobiologia* 49. 345–357.

Jensen J. B., Camp C. D., 2003: Human exploitation of amphibians: Direct and indirect impacts. In: Semlitsch R. D., editor. *Amphibian Conservation*. Washington D. C.: Smithsonian Institution Press. 199–213.

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. 239–248.

Jongepierová I., Pešout P., Jongepier J. W., Prach K. (eds), 2012: *Ekologická obnova v České republice*. Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky, Praha.

Kabrna M., 2011: Studies of land restoration on spoil heaps from brown coal mining in the Czech Republic – a literature review. *Journal of Landscape Studies* 4. 59–69.

Kašpar J., 2006: Nová krajina Mostecka po těžbě hnědého uhlí. *Zpravodaj Hnědé uhlí* 2: 24–31. ISSN 1211–0655.

Kaya U., Kuzmin S., Sparreboom M., Ugurtas H. I., Tarkhishvili D., Anderson S., Andreone F., Corti C., Nyström P., Schmidt B., Anthony B., Ogrodowczyk A., Ogielska M., Bosch J., Tejedo M., 2009 [online]. United Kingdom: *Rana dalmatina*. The IUCN Red List of Threatened Species 2009. [cit. 16.4.2019]. Dostupné z: <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2009.RLTS.T58584A11790570.en>

Lác J., 1959: Rozšíření skokana dlhonohého (*Rana dalmatina* Bon.) na Slovensku a poznámky k jeho bionómii. *Biológia* 14. 117–134.

Lardner B., Loman J., 2009: Does landscape and habitat limit the frogs *Rana arvalis* and *Rana temporaria* in agricultural landscapes? A field experiment. *Applied Herpetology* 6. 227–236.

Leigh E., 1981: The average lifetime of a population in a varying environment. *Journal of Theoretical Biology* 90. 213–239.

Loman J., Lardner B., 2006: Does pond quality limit frogs *Rana arvalis* and *Rana temporaria* in agricultural landscapes? A field experiemnt. *Journal of Applied Ecology* 43. 690–700.

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. 46–56.

Macková K. Vytvoření databáze vodních biotopů na mosteckých výsypkách. Praha, 2017. Bakalářská práce. Praha, Česká zemědělská univerzita v Praze. Ing. Solský M., PhD.

- Marsh D., 2001: Fluctuations in amphibian populations: a meta-analysis. *Biological Conservation* 101. 327–335.
- Marsh D., Trenham P., 2001: Metapopulation dynamics and amphibian conservation. *Conservation Biology* 15. 40–49.
- Marter 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. *PNAS* 110. 15325–15329.
- Maštera J., Zavadil V., Dvořák J., 2015: Vajíčka a larvy obojživelníků České republiky. Academia, Praha, 978–80–200–2399–5.
- Meyer A. H., Schmidt B. R., Grossenbacher K., 1998: Analysis of three amphibian populations with quarter-century long time-series. *Biological Sciences* 265. 523–528.
- Mikátová B., Vlašín M., 2002: Ochrana obojživelníků. EkoCentrum, Brno. 80–902203–9–8.
- Moravec J., 1994: Atlas rozšíření obojživelníků v České Republice. Národní Muzeum, Český ústav ochrany přírody, Praha, 597. 6.
- Morrison C., Hero J. M., 2003: Geographic variation in life-history characteristics of amphibians: a review. *Journal of Animal Ecology* 72. 270–279.
- Novák J., Prach K., 2003: Vegetation succession in basalt quarries: pattern over a landscape scale. *Applied Vegetation Science* 6. 111–116.
- O'Shea M., Halliday T., 2002: Plazi a obojživelníci. Dorling Kindersley, London, 80–242–1415–6.
- 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* 253. 892–895.
- Pechmann J. H. K., Wilbur H., 1994: Putting declining amphibian populations in perspective: natural fluctuations and human impacts. *Herpetologica* 50. 65–84.
- Pechmann J. H. K., 2003: Natural population fluctuations and human influences. Null models and interactions. In: Semlitsch R. D., editor. *Amphibian Conservation*. Washington D. C.: Smithsonian Institution Press. 85–93.
- Pekár S., Brabec M., 2009: Moderní analýza biologických dat. Zobecněné lineární modely v prostředí R. CENTA, spol s r.o., 978–80–86960–44–9.
- R Development Core Team, 2007 [online]. Vienna, Austria: R: A Language and Environment for Statistical Computing – R Foundation for Statistical Computing [cit. 15.4.2019]. Dostupné z: <http://www.r-project.org/>.

Rehák, 1992: 6.druh *Rana dalmatina Bonaparte* – skokan štíhlý. In: Baruš V., Oliva O. (eds), 1992: Obojživelníci – Amphibia. Fauna ČSFR. Academia, Praha. 579.6(437).

Řehounek J., Řehounková K., Tropek R., Prach K., 2015: Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi. Karmášek s.r.o., České Budějovice, 978–80–87267–13–4.

Říha M., Stoklasa J., Lafarová M., Dejmal I., Marek J., Pakosta P., 2005: Územní ekologické limity těžby v SHP. Společnost pro krajinu, Praha, 80–903663–0–9.

Salthe S. N., Duellman W. E., 1973: Quantitative constraints associated with reproductive modes in anurans. In: Vial J.L., editor. Evolutionary Biology of the Anurans. Columbia, USA: University of Missouri Press. 229–249.

Scribner K. T., Arntzen J. W., Cruddace N., Oldham R. S., Burke T., 2001: Environmental correlates of toad abundance and population genetic diversity. Biological Conservation 98. 201–210.

Semlitsch R. D. 1988: Allotopic distribution of two salamanders: effects of fish predation and competitive interactions. Copeia, 1988, 290-298.

Semlitsch R., 2003: Amphibian Conservation. Smithsonian Books, Washington and London, 978–1588341198.

Sklenička P., Charvátová E., 2003: Stand continuity—A useful parameter for ecological networks in post-mining landscapes. Ecological Engineering 20. 287–296.

Solský M., Smolová D., Doležalová J., Šebková K., Vojar J., 2014: Clutch size variation in agile frog *Rana dalmatica* on post-mining areas. Polish Journal of Ecology 62. 789–799.

Štýs S., 1990: Rekultivace území devastovaných těžbou nerostů. SNTL, Praha, 80–85087–10–3.

Štýs S., Helešicová L., 1992: Proměny měsíční krajiny. Bílý slon, Praha, 80–901291–0–2.

Štýs S., 1996: Zelené plíce černého severu. Bílý slon, Praha, 80-902063–1–X.

Štýs S., Větvička V., 2008: Most v zeleném. Nakladatelství Hněvín, Most, 978–80–86654–22–5.

Štýs S., Bízková R., Ritschelová I., 2014: Proměny severozápadu. Český statistický úřad, Praha, 978–80–250–2556–7.

Temple H. J., Cox, N. A., 2009: European Red List of Amphibians. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg. 978–92–79–11356–7.

Tropek R., Konvička M., 2008: Can quarries supplement rare xeric habitats in a piedmont region? Spiders of the Blansky les Mts., Czech Republic. *Land Degradation and Development* 19. 104–114.

Tropek R., Kadlec T., Karešová P., Spitzer P., Kočárek P., Malenovský I., Baňar P., Tuf I. H., Hejda M., Konvička M., 2010: Spontaneous succession in limestone quarries as an effective restoration tool for endangered arthropods and plants. *Journal of Applied Ecology* 47. 139–147.

Tropek R., Konvička M., 2011: Should restoration damage rare biotopes?. *Biological Conservation* 144. 1299.

Vignoli L., Bologna M. A., Luiselli L., 2007: Seasonal patterns of activity and community structure in an amphibian assemblage at a pond network with variable hydrology. *Acta oecologica* 31. 185–192.

Vojar J., 2007: Ochrana obojživelníků: ohrožení, biologické principy, metody studia, legislativní a praktická ochrana. *Biological Conservation* 79. 157.

Vojar J., Doležalová J., Solský M., 2012: Hnědouhelné výsyvky – nová příležitost (nejen) pro obojživelníky. *Ochrana přírody* 67. 8–11.

Vojar J., Doležalová J., Solský M., Smolová D., Kopecký O., Kadlec T., Knapp M., 2016: Spontaneous succession on spoil banks supports amphibian diversity and abundance. *Ecological Engineering* 90. 278–284.

Vráblíková J., Seják J., Dejmal I., Neruda M., 2007: Možnosti trvale udržitelného hospodaření v antropogenně postižené krajině. FŽP UJEP, Ústí nad Labem, 978–80–7044–935–6.

Vrbová M., Kerouš K., 2005: Obojživelníci v PP Podhradská tůň. Český svaz ochránců přírody, Mladá Boleslav.

Zavadil V., 1986: Pozorování skokana hnědého a štíhlého v době rozmnožování. *Živa* 4. 150–151.

Zavadil V., Sádlo J., Vojar J., 2011: Biotopy našich obojživelníků a jejich management. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha, 978–80–87457–18–4.

Příloha 2: Analogová podoba zápisníkové listu používaná při terénním výzkumu (© Klára Macková)

Datum a čas kontroly:

KARTA LOKALITY A NÁLEZŮ Číslo fotky: Číslo lokality

Souřadnice dle GPS: N E

Charakteristika lokality

Velikost /m²/ změněná na místě dle GIS

do 20 m² do 100 m² do 500 m² do 5000 m² nad 5000 m²

Hloubka maximální (odhad - změněná) převládající (odhad - změněná)

Litorál / m² %/% m² zcela částečně bez

Sklon břehů mírný strmý

Oslunění zcela částečně zastíněné

Kvalita vody dobrá špatná pozn.....

pH

Konduktivita

Zarybnění ano pravděpodobně ne

Ohrožující faktory zazemnění vysychání zářust zarybnění ostatní.....

Charakteristika okolí

Převládající prostředí (do 50 m) TTP lesostep zapojené porosty rákosiny

jiné

Rekultivace technická: ano - ne lesnická: ano - ne

Zaznamenané druhy

RD snůšky (počet) stav čerstvé - protáhlé - pohyblivé - vykulené - rozplavané

Ostatní druhy	počet (O-SP)	stádium	metoda
.....
.....
.....
.....

Poznámky

Příloha 3: Tabulka sledovaných charakteristik prostředí v rámci výzkumu početnosti skokana štíhlého na ploše čtyř mosteckých výsypek; Proměnná – originální názvy jednotlivých proměnných byly ponechány v anglickém jazyce, neboť jsou data připravována pro interpretaci publikace v odborném periodiku; Stupně – hladiny proměnných udávají rozpětí hladin u kategoriálních faktorů; vysvětlivky – definice proměnných a jejich význam (© Klára Macková)

proměnná [jednotka]	stupně	vysvětlivky
pond		název lokality
pond_NN		název lokality nový (pokud vznikl chybný zápis názvu lokality v terénu, bude přepsán ve všech používaných pomůckách)
LOC	AV HJV KV RV	Albrechtická výsypka Hornojířetínská výsypka Kopistská výsypka Růžodolská výsypka
n [ks]		počet snůšek
area [m2]		rozloha
depth_max [m]		hloubka maximální
depth_prev [m]		hloubka převládající
veg [%]	without partial full	0-5 % zastoupení litorálu 6-74 % zastoupení litorálu ≥75 % zastoupení litorálu
slope	gentle sharp	mírný sklon břehu strmý sklon břehu
sun	without partial full	zastíněné částečně osluněná vodní hladina zcela osluněná vodní hladina
qual	good bad	dobrá kvalita vody špatná kvalita vody (viditelné znečištění)
fish	y py n pn	průkazný výskyt rybí obsádky pravděpodobný výskyt rybí obsádky pravděpodobně bez zarybnění průkazně bez zarybnění
ohroz	Z V Z fish	ohrožující faktor ZÁRŮST (indikuje výskyt rizikového faktoru, který by mohl mít vliv na výskyt RD) ohrožující faktor VYSYCHÁNÍ ohrožující faktor ZAZEMNĚNÍ ohrožující faktor ZARYBNĚNÍ
surr	TTP shrub forest rakosiny	okolní prostředím do 50 m je trvalý travní porost okolním prostředím do 50 m je lesostep okolním prostředím do 50 m je les okolním prostředím do 50 m jsou rákosiny
rec	without technical forestr	bez využití rekultivace technická rekultivace lesnická rekultivace
pH		hodnota pH vody
K [mS/cm]		konduktivita vody
Ostatní_druhy		přítomnost ostatních druhů živočichů (primárně obojživelníků, plazů, kteří by mohli být ve vztahu k RD)
datum		datum zápisu v terénu
time		čas zápisu v terénu
foto		číslo fotografie (zakládání do databáze fotografií z jednotlivých let)
pozn.		poznámka

Příloha 4: Fluktuace početnosti nalezených snůšek v průběhu let na všech pozorovaných výsypkách. Každá z výsypek je zobrazena samostatně pro názornější porovnání fluktuací mezi výsypkami v jednotlivých letech. Graf je opatřen konkrétními hodnotami nalezených snůšek v jednotlivých letech na rozdílných výsypkách (© Klára Macková)

