

**ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE**  
**FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ**  
**KATEDRA EKOLOGIE**



**Populační dynamika obojživelníků – rozsah a determinující faktory**

**DIPLOMOVÁ PRÁCE**

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

**Konzultant:** Ing. Martin Vohralík

**Diplomant:** Bc. Tereza Dulovcová

2020

# ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Bc. Tereza Dulovcová

Inženýrská ekologie  
Ochrana přírody

Název práce

**Populační dynamika obojživelníků – rozsah a determinující faktory**

Název anglicky

**Population dynamics in amphibians – magnitude and determining effects**

---

## Cíle práce

Celosvětový úbytek obojživelníků vedl v posledních desetiletích k jejich intenzivnímu monitoringu. Sledovány jsou mj. i trendy početnosti jednotlivých populací. Vzhledem k tomu, že se obojživelníci vyznačují značnou přirozenou populační dynamikou, je někdy obtížné odlišit, zdali za výkyvy ve velikostech populací stojí demografická stochasticita (výkyvy v natalitě a mortalitě) či antropogenní příčiny.

Cílem práce je v rámci literární rešerše zevrubně zpracovat problematiku populační dynamiky obojživelníků, konkrétně rozsah přirozené dynamiky, a dále identifikovat vnější příčiny potenciálně zodpovědné za výkyvy početnosti. V rámci praktické části bude na modelovém druhu, skokanu štíhlém *Rana dalmatina*, v prostředí severočeských výsypků popsán rozsah populační dynamiky a provedena základní analýza vlivu vnějších faktorů, zejména průběhu počasí. Práce je součástí dlouhodobého monitoringu snůšek skokana štíhlého na výsypkách Mostecká.

## Metodika

V rámci zpracování literární rešerše půjde o klasickou práci s databázemi (WoS, ScienceDirect ...). Vlastní sběr dat v terénu bude realizován sčítáním snůšek modelového druhu na zhruba 1000 vodních plochách mosteckých výsypků. Získaná data (početnosti na jednotlivých biotopech a parametry prostředí) budou přepsána do MS Excel a upravena pro následné analýzy v programu R. Studentka se zapojí do sběru dat v sezóně 2019.

**Doporučený rozsah práce**

cca 30 stran textu, přílohy dle potřeby

**Klíčová slova**

population trends, long-term monitoring, amphibian conservation, Rana dalmatina, Agile frog, spoil banks

---

**Doporučené zdroje informací**

- Dodd CK, 2010. Amphibian Ecology and Conservation: A Handbook of Techniques. Oxford: Oxford University Press.
- Green D, 2003. The ecology of extinction: population fluctuation and decline in amphibians. *Biol. Conserv.* 111: 331–343.
- Houlahan JE, Findlay CS, Schmidt BR, Meyer AH, Kuzmin SL, 2000. Quantitative evidence for global amphibian population declines. *Nature* 404: 752–755.
- Marsh D, Trenham P, 2001. Metapopulation dynamics and amphibian conservation. *Conserv. Biol.* 15: 40–49.
- Marsh D, 2001. Fluctuations in amphibian populations: a meta-analysis. *Biol. Conserv.* 101: 327–335.
- Pechmann JHK, Wilbur H, 1994. Putting declining amphibian populations in perspective: natural fluctuations and human impacts. *Herpetologica* 50: 65–84.
- Semlitsch R, 2003. Amphibian Conservation. Washington and London: Smithsonian Books.
- Stuart S, Chanson J, Cox N, 2004. Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science* 306: 1783–1786.
- 

**Předběžný termín obhajoby**

2019/20 LS – FŽP

**Vedoucí práce**

doc. Ing. Jiří Vojar, Ph.D.

**Garantující pracoviště**

Katedra ekologie

**Konzultant**

Mgr. Martin Vohralík

Elektronicky schváleno dne 13. 3. 2020

**doc. Ing. Jiří Vojar, Ph.D.**

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 15. 3. 2020

**prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.**

Děkan

V Praze dne 20. 03. 2020

---

### **Čestné prohlášení**

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci na téma“ Populační dynamika obojživelníků – rozsah a determinující faktory“ vypracovala samostatně a citovala jsem všechny informační zdroje, které jsem v práci použila, a které jsem rovněž uvedla na konci práce v seznamu použitých informačních zdrojů. Jsem si vědoma, že na moji diplomovou práci se plně vztahuje zákon č. 121/2000 Sb., o právu autorském, o právech souvisejících s právem autorským a o změně některých zákonů, ve znění pozdějších předpisů, především ustanovení § 35 odst. 3 tohoto zákona, tj. o užití tohoto díla. Jsem si vědoma, že odevzdáním diplomové práce souhlasím s jejím zveřejněním podle zákona č. 111/1998 Sb., o vysokých školách a o změně a doplnění dalších zákonů, ve znění pozdějších předpisů, a to i bez ohledu na výsledek její obhajoby. Svým podpisem rovněž prohlašuji, že elektronická verze práce je totožná s verzí tištěnou a že s údaji uvedenými v práci bylo nakládáno v souvislosti s GDPR.

V Praze dne

Podpis

## **Poděkování**

Tímto bych ráda poděkovala svému vedoucímu diplomové práce doc. Ing. Jiřímu Vojarovi, Ph.D. za odborné vedení. Poděkování také patří všem, kteří se podíleli na sběru dat. V poslední řadě bych také chtěla poděkovat své rodině a přátelům, za podporu během celého studia na ČZU.

## Abstrakt

V současné době patří obojživelníci celosvětově mezi nejohroženější obratlovce, a jejich stav klesá rychleji nežli u ptáků nebo savců. Předkládaná diplomová práce se zabývá popisem rozsahu populačních výkyvů u modelového druhu skokana štíhlého (*Rana dalmatina*) na mosteckých výsypkách v období mezi lety 2009–2019.

Konkrétním cílem práce bylo identifikovat minimální a maximální početnosti snůšek, rozsah těchto fluktuací a zjištění případných trendů početností. Dále byly sledovány počty vodních ploch využitých skokanem k reprodukci. Krom samotného popisu flukuačních výkyvů byla provedena analýza vlivu vnějších faktorů, konkrétně počasí, s potenciálním vlivem na početnost snůšek skokana štíhlého. Sledovány byly vlivy počtu dní s velmi nízkou nebo naopak s velmi vysokou teplotou v průběhu zim.

Bylo zjištěno, že celkové počty snůšek se v průběhu 11 let významně měnily. Také podíl obsazených jezírek se v čase měnil mezi jednotlivými výsypkami. Dále bylo zjištěno, že celkový počet snůšek koreloval s obsazeností jezírek. Pro analýzu vlivu klimatických charakteristik na početnost snůšek byl zvolen počet dní, kdy byla teplota v tomto období pod  $-10\text{ }^{\circ}\text{C}$ , dále pak průměr teplot 13 za sebou nejchladnějších dní a také počet dní, kdy byla průměrná denní teplota nad  $6\text{ }^{\circ}\text{C}$ . Ani jedna ze zvolených charakteristik však na početnosti snůšek vliv neměla.

Ke kvalitnímu zhodnocení populační dynamiky *R. dalmatina* na mosteckých výsypkách je proto nezbytné v monitoringu i nadále pokračovat a zaměřit se na množství srážkových úhrnů, které mohou mít vliv na vodní biotopy, a tudíž i na početnosti snůšek.

**Klíčová slova:** populační dynamika, dlouhodobý monitoring, *Rana dalmatina*

## **Abstract**

Amphibians are currently among the most endangered vertebrates in the world, and their numbers are declining faster than those of birds or mammals. The presented diploma thesis deals with the description of the extent of population fluctuations in the model species of frog (*Rana dalmatina*) on the Most dumps in the period between 2009 and 2019.

The specific aim of the work was to identify the minimum and maximum numbers of clutches, the extent of these fluctuations and to identify possible trends in abundances. The numbers of water areas used by the jumper for reproduction were also monitored. In addition to the description of fluctuation fluctuations, an analysis of the influence of external factors, specifically weather, with a potential influence on the number of lean flounder clutches was performed. The effects of the number of days with very low or, conversely, very high temperatures during the winter were monitored.

It was found that the total number of clutches changed significantly over 11 years. The share of occupied lakes also varied both in the space between the individual dumps and over time. It was also found that the total number of clutches correlated with the occupancy of the ponds. For the analysis of the influence of climatic characteristics, the number of days when the temperature in this period was below  $-10\text{ }^{\circ}\text{C}$  was chosen, then the average of the 13 coldest days in a row and also the number of days when the average daily temperature was above  $6\text{ }^{\circ}\text{C}$ . However, none of the selected characteristics affected the number of clutches.

In order to make a quality assessment of the population dynamics of *R. dalmatina* on the Most dumps, it is therefore necessary to continue monitoring and focus on the amount of precipitation totals that may affect aquatic habitats, and therefore the number of clutches.

**Key words:** population dynamics, long monitoring, *Rana dalmatina*

# Obsah

1. Úvod.....	8
2. Cíle práce .....	10
3. Literární rešerše .....	11
3.1 Populační dynamika .....	11
3.1.1 Fluktuace velikostí populací.....	12
3.1.2 Příklady fluktuací početností u obojživelníků.....	12
3.1.3 Příčiny fluktuací obojživelníků .....	13
3.1.4 Přírozené vs. antropogenní příčiny fluktuací početností obojživelníků .....	15
3.1.5 Změny v početnostech obojživelníků s ohledem na klimatické charakteristiky .....	18
3.2 Popis modelového druhu, skokana štíhlého ( <i>Rana dalmatina</i> ).....	19
3.2.1 Popis <i>Rana dalmatina</i> .....	19
3.2.2 Způsob života.....	20
3.2.3 Areál a biotopové nároky.....	23
3.2.4 Fluktuace početností <i>Rana dalmatina</i> .....	25
4. Metodika .....	27
4.1 Popis zájmového území.....	27
4.2 Sběr dat.....	28
4.3 Zpracování a vyhodnocení dat .....	30
4.3.1 Popis a analýza početností .....	30
4.3.2 Vliv klimatických charakteristik.....	30
5. Výsledky .....	32
5.1 Popis a analýza početností.....	32
5.2 Vliv klimatických charakteristik .....	37
6. Diskuze .....	40
6.1 Popis a analýza početností.....	40
6.2 Vliv klimatických charakteristik .....	41
7. Závěr.....	43
8. Seznam použité literatury.....	45



# 1. Úvod

Zhruba od 60. let 20. století je pozorován klesající trend populací obojživelníků (Phillips 1990) a někteří autoři dokonce uvádějí, že jejich stav klesá rychleji nežli u ptáků nebo savců (Stuart 2004). V současné době tak patří obojživelníci mezi nejohroženější obratlovce (<https://www.iucn.org/>). V České republice žije 21 druhů obojživelníků, z čehož 19 druhů je podle platných předpisů zvláště chráněno<sup>1</sup>. Vzhledem k tomu, že využívají jak vodní, tak terestrické prostředí, mezi kterým se navíc pravidelně pohybují, jsou obojživelníci velmi zranitelnými a citlivými živočichy (Green 2002). Za zásadní příčiny, které způsobují jejich výrazný úbytek je považována ztráta vhodných stanovišť a změny v krajině včetně její fragmentace (Laan & Verboom 1990), dále také intenzivní způsoby hospodaření v zemědělství a lesnictví, rozsáhlá dopravní infrastruktura (Petrvan & Schmidt 2016), predační tlak (Bradford a kol. 1994), působení UV záření (Pounds 2001) či toxických látek, infekční choroby a patogenní houby (Berger a kol. 1998), v neposlední řadě také změna klimatu (Fink a kol. 2004). Obvykle však za poklesy obojživelníků nestojí faktor jeden, nýbrž vícero najednou (Green 2003).

Výše uvedené ohrožující příčiny, ale také naopak aktivity vedoucí k podpoře obojživelníků (např. tvorba tůní), ovlivňují početnost obojživelníků, která se tak mění – snižuje nebo zvyšuje. Nejedná se však o fluktuace vyvolávané přirozenými vnitřními (demografická stochasticita) a vnějšími příčinami (enviromentální stochasticita). Fluktuace početností v populacích mohou být zcela přirozené (Gaston 1988), a pro skupinu obojživelníků jsou obzvláště typické (Pechmann 2003). Rozlišit přirozené a antropogenní příčiny na kolísání početností obojživelníků je ovšem velmi obtížné (Stern & Kaufmann 2013).

---

<sup>1</sup> Jde o druhy uvedené v příloze 3 vyhlášky č. 395/1992 Sb., kterou se provádí zákon č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, ve znění pozdějších předpisů.

Velmi důležité jsou v tomto ohledu dlouhodobé studie, které mohou odhalit případný trend ve změně početnosti či popsat rozměry fluktuací a jsou zároveň užitečné z ochránářského hlediska (Turchin 1999; Canova & Balestrieri 2018). V případě kratších časových řad mohou být data zkreslená, a ochránářská opatření nemusí být tudíž dostatečně efektivní (Wheeler a kol. 2002). Dlouhodobý monitoring je však velmi časově i finančně náročný (Collins & Halliday 2005).

Jedním z dlouhodobých projektů sledování početnosti obojživelníků je monitoring skokana štíhlého (*Rana dalmatina*) probíhající na mosteckých výsypkách. Sčítání snůšek skokana zde probíhá na zhruba 1000 vodních plochách od roku 2004 pod vedením doc. Ing. Jiřího Vojara, Ph.D. Díky získaným datům, jejichž sběru jsem se v roce 2019 zúčastnila, je možné blíže poznat rozsahy fluktuací početnosti *Rana dalmatina*, popřípadě analyzovat populační trendy a možné vnější příčiny těchto kolísání. V rámci této práce jsem se zaměřila na klimatické charakteristiky, konkrétně průběh počasí v zimním období, a jejich vliv na početnost skokana štíhlého. Právě průběh zimy může zimující skokany a jejich početnost v následujícím roce i v letech dalších ovlivnit významně. Část populace skokanů (převážně samci) zimuje ve vodě (O'Shea & Halliday 2002). Za tuhých zim mohou zejména mělké vodní plochy sloužící k hibernaci promrznout, a část populace tak uhynie. Podobně mohou být ovlivněni jedinci zimující mělko pod povrchem půdy na souši (Mikátová & Vlašín 2002).

## 2. Cíle práce

V **literární rešerši** předkládané diplomové práce se věnuji populační dynamice obojživelníků, konkrétně fluktuacím velikostí jejich populací v čase a determinaci vnějších příčin, které by mohly být za tyto výkyvy odpovědné. Zabývám se rovněž problematikou možného rozlišení přirozených a antropogenně podmíněných faktorů, což je nezbytné pro zjištění ohrožení jednotlivých druhů a populací a také pro jejich efektivní ochranu.

V **praktické části** práce se pak zabývám:

- Popisem rozsahu populačních výkyvů u modelového druhu skokana štíhlého na mosteckých výsypkách. Jde o unikátní data z dlouhodobého monitoringu snůšek skokana na stovkách vodních ploch prováděného od roku 2004. Konkrétním cílem je identifikace minimálních a maximálních početností snůšek, rozsah těchto fluktuací a zjištění případných trendů početností.
- Krom počtu snůšek budou v tomto ohledu sledovány rovněž počty vodních ploch využitých skokanem k reprodukci (tj. s přítomností snůšek). Počty vodních ploch s přítomností snůšek budou dále analyzovány ve vztahu s početností snůšek. Pracovní hypotézou je, že celková početnost snůšek skokana štíhlého je pozitivně korelována s počtem obsazených vodních ploch. V případě nedostatku lidských a finančních zdrojů, či v případě sledování většího množství lokalit, by se mohla pro monitoring tohoto druhu uplatnit jednodušší (a levnější) metoda založená na sledování přítomnosti druhu, namísto mnohem pracnějšího sčítání všech snůšek.
- Krom samotného popisu fluktuačních výkyvů bude provedena analýza vlivu vnějších faktorů s potenciálním vlivem na početnost snůšek skokana štíhlého. Zaměřím se především na vliv průběhu počasí v zimě, což je kritické období pro přežívání skokanů štíhlých. Konkrétně budou v souvislosti s početností snůšek sledovány vlivy počtu dní s velmi nízkou, či naopak s velmi vysokou teplotou v průběhu zimního období (prosinec až březen). Předpokladem je, že velmi tuhé zimy negativně ovlivní počty přeživších skokanů, a tudíž i počtů snůšek. Podobně mohou mít negativní vliv i vysoké teploty v průběhu zimy, kdy skokani dočasně aktivují a ztrácejí energii ze shromážděných zásob.

### 3. Literární rešerše

V rámci literární rešerše se věnuji problematice populační dynamiky obojživelníků, konkrétně fluktuacím velikostí jejich populací v čase. Popisují zde blíže modelový druh *R. dalmatina*, i příčiny, které by mohly být za výkyvy populací v čase odpovědné. Jedná se především o klimatické charakteristiky, zejména pak průběh počasí v zimě.

#### 3.1 Populační dynamika

Populační dynamika je jednou ze součástí širokého vědního oboru populační ekologie. Tento vědní obor se zabývá strukturou populací a procesy, jenž ovlivňují tuto strukturu (Tkadlec 2013). Jádrem oboru populační ekologie je tzv. *demografie*, která se podrobně zabývá vztahem populačních struktur a růstem populací (Royama 1977). Velikost populace však nemusí mít pouze rostoucí trend, může v čase klesat nebo může být stabilizovaná. Jakým směrem se bude populace v čase dále vyvíjet se zabývá *populační dynamika*. Dynamiku populace v podstatě určuje natalita, mortalita, emigrace a imigrace jedinců. Znázornit populační dynamiku lze pomocí matematických modelů (Turchin 1995; Tkadlec 2013).

V populacích může ke změnám docházet pravidelně, v tzv. *populačních cyklech* (Krebs 1996). Tyto populační cykly mají obvykle čtyři fáze. V první fázi dochází k růstu populace (fáze růstu). Ve druhé fázi dosáhne populace maximální početnosti (fáze vrcholové hustoty). Ve třetí fázi dochází k poklesu populace (fáze poklesu). A v poslední fázi vykazuje populace nízkou početnost (fáze nízké početnosti) (Krebs & Mayers 1974). Cykly však nebyly nikdy zcela vysvětleny, neboť potenciálních příčin, které se podílejí na změnách v populacích může být mnoho (Tkadlec 2013). Proto je velmi důležité při studiu populační dynamiky brát v potaz velikost populace, druh, geografii, klima, chemismus vody a také zvládání stresu (Blaustein a kol. 2002). Všechny tyto faktory mohou určit velikost populace, její výkyvy v čase, a vzájemné vztahy věkových kohort v populaci (Schmidt 2004).

Početnost populace se většinou mění v čase i prostoru kolem určitého průměru. Pokud však dojde k početnostní odchylce od průměru, je tento jev označován jako *fluktuace*. I fluktuace však mohou mít určitou pravidelnost, a lze je tak do jisté míry předpovídat. Takové fluktuace jsou nazývány jako *oscilace* (Tkadlec 2013).

### 3.1.1 Fluktuace velikostí populací

Jak již bylo zmiňováno v přechozí kapitole, fluktuace jsou početnostní odchylky od průměru, avšak bez antropogenního vlivu. Vlivu člověka je věnována samostatná kapitola (3.1.3). Fluktuace velikostí populací jsou zcela přirozené (Gaston 1988). V průběhu času totiž natalitu, mortalitu, emigraci a imigraci ovlivňují abiotické a biotické faktory. Důležitou roli hrají také další procesy, např. intraspecifická konkurence. Vlivem intraspecifické konkurence totiž může dojít k regulaci populace, ačkoliv by se počty jedinců za daných podmínek mohly zvyšovat (Wilbur 1990).

Fluktuace početností je velmi typická pro skupinu obojživelníků. V populacích dochází k působení mezidruhových či vnitrodruhových vztahů a značným výkyvům mortality i natality (Pechmann 2003). Zároveň mají obojživelníci složité životní cykly (Duellman & Trueb 1994), závislé na faktorech, které ovlivňují jejich prostředí během života (Tokeshi 1999).

K pochopení fluktuací a proměnlivosti početností populací slouží dlouhodobý monitoring. Dlouhodobý monitoring v terénu, obzvláště pokud se provádí na stejných lokalitách, vyžaduje velké množství úsilí a zdrojů. To je důvod, proč se většina terénních výzkumů provádí pouze několik málo let nebo pouze na místní úrovni (Turchin 1999; Parr a kol. 2003).

### 3.1.2 Příklady fluktuací početností u obojživelníků

Četné fluktuace ve velikostech populací u obojživelníků byly zaznamenány již Bannikovem (1948) v Rusku u skokana hnědého (*Rana temporaria*). Mezi lety 1936–1939 zde došlo k poklesu počtu jedinců o 97 %. Důvodem byly chladné zimy a následné sucho. Naopak v roce 1942 došlo v té samé lokalitě k 44násobnému nárůstu. Podobné výkyvy v těchto letech vykazovaly i další druhy obojživelníků, například ropucha obecná (*Bufo bufo*) z některých lokalit zcela vymizela. U populací skokana skřehotavého (*Pelophylax ridibundus*) a skokana zeleného (*Pelophylax esculentus*) naopak žádné změny početnosti pozorovány nebyly (Bannikov 1948).

Hartel & Moga (2007) sledovali v Rumunsku během let 1997–2007 populace rosničky zelené (*Hyla arborea*), skokana hnědého (*Rana temporaria*), ropuchy obecné (*B. bufo*) a blatnice skvrnitá (*Pelobates fuscus*). Během těchto deseti let populace *H. arborea* a

*R. temporaria* vykazovaly klesající trend, zatímco populace *P. fuscus* a *B. bufo* byly stále ve stabilních počtech. V roce 2004 došlo k propadu početností populací u všech druhů, což autoři připisují nízkým úhrnům srážek, a tudíž nedostatku vodních ploch vhodných k rozmnožování (Hartel & Moga 2007).

Také Mayer (1998) se ve své publikaci zabývá fluktuacemi ve třech populacích *R. temporaria*, Monitoring populací probíhal ve Švýcarsku v letech 1970–1989. Jedna ze sledovaných populací byla silně ovlivňována rybí obsádkou. Všechny sledované populace vykazovaly mezi roky 1970–1973, 1979–1981, 1983–1987, 1988–1992 a 1994–1997 poklesy početností v populacích. V některých případech došlo k poklesu až o 20 %. Tyto značné výkyvy však nebyly dle Mayera ovlivněny ani antropogenní činností ani množstvím srážek, a jednalo se tak pouze o přirozené výkyvy v populacích.

Fluktuace v populacích obojživelníků popsali ve své publikaci také Semlitsch a kol. (1996). Studie probíhala v Jižní Karolíně mezi roky 1979–1994 a sledováno zde bylo 13 druhů obojživelníků. Na základě tohoto dlouhodobého monitoringu bylo zjištěno, že změny v populacích byly významně ovlivněny hydroperiodou vodního biotopu.

Na základě těchto odborných publikací je zřejmé, že krátkodobí úbytek obojživelníků nemusí být nikterak alarmující, pokud se jedná o součást přirozených fluktuací populací (Pechmann & Wilbur 1990). V 60. letech 20. století však bylo zaznamenáno více případů úbytku obojživelníků v oblastech mírného pásma. K těmto úbytkům došlo velmi rychle a ve velkém měřítku, proto se Phillips (1990) domnívá, že za takto rozsáhlý pokles početností v populacích obojživelníků může narušení životního prostředí v důsledku antropogenní činnosti.

### 3.1.3 Příčiny fluktuací obojživelníků

Příčinou fluktuace mohou být různé faktory. Jedná se o vnitřní podmínky a vnější podmínky. Čím dál větší je také vliv člověka, který může vyvolat změny v početnostech, ačkoliv na rozdíl od fluktuací se nejedná o změny přirozené a cyklické (Berryman 2002) (3.1.4). Co se týče vnitřních faktorů, uvnitř populací dochází k náhodnému kolísání natality a mortality. Pokud nastane, že počet zemřelých jedinců bude vyšší než počet narozených, bude mít populace klesající trend. Tento jev bývá označován také jako *demografická stochasticita* (Lacy & Lindenmayer 1995).

Populační dynamika je ovlivňována jak věkovou, tak genetickou skladbou populace, dále sociálními vztahy a v neposlední řadě i hustotou populace (Homolka & Švehlík 2010). Míru růstu populace určuje demografická stochasticita především v malých populacích (Licht 1974; Bryant a kol. 1998). V rámci obojživelníků je většina experimentálních výzkumů zaměřena na larvální stádium (Wilbur 1997). Míra hustoty larev totiž může značně ovlivnit hustotu dospělců (Holyoak 1994). Nicméně Loman (2002) při studiu populační dynamiky *R. temporaria* uvádí, že studie praktikovaná na juvenilních nebo dospělých jedincích je stejně důležitá. Množství pulců může ovlivnit početnost populace za 2 až 3 roky. Tento efekt je ovšem vyrovnáván počtem jedinců, kteří se dožijí dospělosti (Loman 2002).

Fluktuace však nejsou jen odrazem dějů v populaci, ale do jisté míry reagují i na určité změny prostředí, čily působení vnějších podmínek. Tento jev je označován jako *environmentální stochasticita* (Homolka & Švehlík 2010). V tomto případě nepředvídatelné změny v prostředí (sopečná erupce, požáry, záplavy, sucho) v nepravidelných intervalech mohou být jednou příčinou výkyvu v početnosti. Dalším faktorem je také snížení potravních zdrojů či potravní nabídky, který s těmito disturbancemi souvisí (Lande a kol. 2003). Co se týče změn životního prostředí, obojživelníci jsou velmi citlivé organismy (Laan & Verboom 1990). Suchozemská stanoviště hledají obojživelníci ihned po reprodukci (Resetarits 2005), a je důležité, aby poskytovala dostatek potravních zdrojů, příznivé klima a také dostatek úkrytových míst před predátory (Homolka & Švehlík 2010).

Změny v početnostech populací obojživelníků jsou však negativně ovlivňovány i dalšími vnějšími negativními faktory, tj. UV-B záření (Pounds 2001), nemoci (Berger a kol. 1998; Parris a kol. 2006), či predace invazních druhů (Sidorovich 2000; Knapp 2005). Všechny tyto faktory působí jako přirozené vlivy, ale jejich účinek je v současné době podporován i vlivem člověka (Hartel & Moga 2007).

**UV-B záření.** UV-B záření má negativní vliv na larvální stádium obojživelníků. Pounds (2001) ve své publikaci popsal účinek UV-B u ropuchy západoamerické (*Anaxyrus boreas*). Důležitou roli zde hraje množství vody ve vodním biotopu. Pokud dojde vlivem sucha ke snížení množství vody, jsou larvy obojživelníků vystaveny větším dávkám UV-B záření (Alton a kol. 2010). Záření má za následek oslabení imunitního systému a embrya ropuch jsou tak vystaveny většímu riziku vlivu

infekčních chorob nebo patogenních hub. Konkrétně se jedná o parazitickou houbu *Saprolegnia ferax* (Pounds 2001)

**Nemoci.** Další onemocnění obojživelníků je způsobeno chytridiomycetními houbami *Batrachochytrium dendrobatidis* (Berger a kol. 1998) a *B. salamandrivorans* (Martel a kol. 2013). Výskyt onemocnění, byl kromě polárních oblastí, popsán po celém světě (Garner a kol. 2005). Jedná se o kožní onemocnění, kdy dochází k nadměrnému odlupování zrohovatělé pokožky. Dochází k výraznému prokrvování kůže na chodidlech, prstech nebo na břiše. Následuje selhání osmoregulační funkce kůže, což vede k poruchám vedení vzruchů a smrti jedince (Martel a kol. 2013). Nemocný jedinec bývá většinou strnulý v nepřírozené poloze, při sedu má zadní nohy odtažené od těla, bývá otupělý, většinou není schopný úniku před predátory a celkově je jejich pohybová aktivita omezená. Jedinci napadení chytridiomycetní houbou buď mohou na následky nemoci zemřít, nebo nemusí (Parris a kol. 2006) a stávají se přenašeči. Onemocnění se přenáší totiž dotykem kontaminovaného předmětu či jiného jedince (Johnson & Spare 2003). Zvýhodnění mohou být v tomto případě pulci, kteří jsou sice infikováni, ale schopni bez problému přežít. Jsou sice pohybově omezení, ale méně nápadní pro predátora, tudíž mohou prodloužit svůj vývoj (Parris a kol. 2006).

**Predace.** Predátory obojživelníků jsou v larválním stádiu dravé vážky (Dolný a kol. 2007) dále také vodní ptactvo (Vojar 2007) nebo ryby (Knapp 2005). Predační tlak vyvolávají na dospělé jedince i invazní druhy, jako je například norek americký (*Mustela vison*). Obojživelníci mohou tvořit až 72 % jejich potravy (Sidorovich 2000). V zimě během hibernace bývají obojživelníci častou kořistí pro vydru říční (*Lutra lutra*). Stejně tak v jarních měsících, kdy dochází ke shlukování obojživelníků v místech rozmnožování (Weber 1990). Snůšky obojživelníků i dospělí jedinci bývají potravou i pro divoká prasata, která často svým rozrýváním tůní ničí vhodná stanoviště pro obojživelníky (Drimaj a kol. 2015).

### 3.1.4 Přírozené vs. antropogenní příčiny fluktuací početností obojživelníků

Výše popsané přírozené příčiny fluktuací jsou dále posilovány působením člověka, které je čím dál tím větší (Hecnar & M'Closkey 1996). Antropogenní činností může sice docházet ke změnám v početnostech, nicméně tyto změny nemají cyklický charakter, jako je tomu u fluktuací (Berryman 2002). Stuart (1994) uvádí, že stavy



obojživelníků klesají rychleji nežli u ptáků nebo savců právě v důsledku antropogenní činnosti a degradací stanovišť (Beebee a kol. 1990; Collins & Storfer 2003). Nicméně nelze zcela jasně konstatovat, že k úbytku populací dochází všude a mezi všemi druhy (Hairston & Wiley 1993). U některých druhů obojživelníků nelze populační trendy detekovat a u jiných druhů nebyl úbytek vůbec prokázán (Carey a kol. 1999). Například populace mloků v Severní Karolíně zůstala stále ve stabilních stavech (Hairston & Wiley 1993).

Obojživelníci jsou však různě citliví na nepříznivé účinky změn stanovišť, a nelze tak předpokládat, že populace obojživelníků budou na případné změny reagovat stejně (Green 2002). Green (2002) ve své publikaci uvádí, že čeled' mločíkovitých má významně stabilnější populace než čeled' mlokovití nebo axolotlovití. Náchylnější jsou též populace rosničkovitých, skokanovitých nebo ropuchovitých. Stabilní populace vykazují žáby rodu *Eleutherodactylus* a další druhy žab či mloků, kteří mají přímý vývoj (Green 2002). V hojném počtu se vyskytují i některé z evropských druhů. Populace *B. bufo* a *R. temporaria* patří stále mezi rozšířené druhy. Je ovšem možné, že se tyto druhy jen dokázaly přizpůsobit na člověkem pozměněnou krajinu (Beebee & Griffiths 2000).

Vzhledem k tomu, že obojživelníci využívají jak vodní, tak terestrické prostředí, mezi kterým se navíc pravidelně pohybují, jsou velmi zranitelnými a citlivými živočichy (Green 2002). Za zásadní antropogenní příčiny, které způsobují jejich výrazný úbytek, je považována ztráta vhodných stanovišť a změny v krajině včetně její fragmentace (Laan & Verboom 1990), dále také intenzivní způsoby hospodaření v zemědělství a lesnictví, rozsáhlá dopravní infrastruktura (Findlay & Houlihan 1997; Petrvan & Schmidt 2016) či působení toxických látek (Berger a kol. 1998).

**Ztráta stanovišť.** Ztráta stanovišť je považována za jednu z nejzávažnějších příčin (Cushman 2006). Vlivem člověka došlo k rozsáhlým změnám v krajině, a to jak ke změnám vodního režimu, tak terestrického prostředí. Likvidací drobných tůňek a celkovým odvodněním krajiny došlo ke ztrátě biotopů vhodných k reprodukci (Gibbs 1993). Dnešní krajina se intenzifikací hospodaření a budováním liniových bariér stává pro obojživelníky neprostupnou a postrádá vhodná zimoviště nebo úkryty (Findlay & Houlihan 1997).

**Doprava.** Výstavbou nové komunikace dojde ke ztrátě přirozeného stanoviště, což má za následek úbytek jedinců v blízkosti komunikace nebo k úplnému vymizení druhu na lokalitě (Cayuela a kol. 2019). V rámci provozu komunikace záleží na intenzitě dopravy (Ronce 2007). Největším rizikem je, pokud je vysoká intenzita dopravy v čase migrační aktivity obojživelníků. Nebezpečí jsou vystaveni juvenilní jedinci, kteří migrují během dne. Naopak noční provoz způsobený kamionovou dopravou ohrožuje dospělé jedince (Clevenger a kol. 2003). Mortalita jedinců způsobená dopravní infrastrukturou bývá ovlivněna hned několika faktory. Jeden z nejdůležitějších faktorů je parametr vozovky, a to zejména její šíře a intenzita provozu (Fahring a kol. 1995). I vibrace způsobené dopravou mohou představovat jisté komplikace. Caorsi a kol. (2019) při svém výzkumu potvrdil hypotézu, že vibrace způsobené antropogenní činností, a to i dopravou, snižují vokální projevy samců až o 50 %. S výstavbou komunikace souvisí i její údržba. Solení či broušení silnic může ovlivnit okolní stanoviště (Baguette a kol. 2013). Liniové prvky jsou velmi často bariérami v krajině. Například dlouhodobý monitoring na jihu Velké Británie a Švýcarska mezi roky 1985–2014 poukázal na skutečnost, že v lokalitách, kde se běžně vyskytuje *B. bufo* a *R. temporaria*, došlo k rapidnímu poklesu populací vlivem rozvoje dopravní infrastruktury. Nově vzniklé komunikace tvořily bariéru mezi místy vhodnými k rozmnožování, což mělo pro populace fatální následky, oba druhy z těchto lokalit víceméně vymizeli (Petrvan & Schmidt 2016).

**Znečištěné prostředí.** Znečištěné životní prostředí je důsledek antropogenní činnosti (Cayuela a kol. 2019) a jelikož obojživelníci během života využívají jak terestrické, tak vodní prostředí, je vysoká pravděpodobnost, že se dostanou do kontaktu se škodlivými látkami. Například při nízkém pH dochází ke zvýšení rozpustnosti těžkých kovů, které mají vliv na reprodukci, schopnosti líhnouti larev, výskytu deformací a mortalitu embryí i larev (Svobodová 1987).

**Nevhodný management.** Činnost, která může přispět k poklesu populace je nevhodný způsob managementu. Nevhodným managementem je zejména např. kosení vlhkých luk v údolních nivách v době intenzivního tahu jedinců. Na těchto lokalitách poté vznikají často místa bez možností úkrytu před predátory. Důležitá je i doba kosení. V době, kdy obojživelníci vykazují největší aktivitu (v době dešťů nebo po dešti) není kosení vhodné vůbec (Mikátová & Vlašín 2002).

### **Nevhodný způsob rybníkářského, lesnického a zemědělského hospodaření.**

V souvislosti s rybníkářským hospodařením je největší problém přemnožená rybí obsádka. Ryby jsou totiž nejen predátory, ale mohou také ničit litorální porost, který je pro obojživelníky důležitý v době rozmnožování. Mezi nevhodné způsoby hospodaření v době rozmnožování patří odbahňování nádrží, eutrofizace vod, přehnojování a také nevhodně zvolený termín pro vypuštění rybníka (Vojar 2007). V rámci lesnictví je problémem zejména destrukce biotopů masivním odlesňováním a destrukcí zalesněných mokřadů (Dahl 2011). Z hlediska zemědělského hospodaření není vhodné používání hnojiv ani postřiků (Jeřábková a kol. 2013).

Rozlišit přirozené a antropogenní příčiny je velmi obtížné (Stern & Kaufmann 2013). Kolísání početností obojživelníků je komplexní problematika. Obvykle však za fluktuacemi obojživelníků nestojí faktor jeden, nýbrž vícero faktorů najednou (Green 2003). K určení populačních trendů je zapotřebí dlouhodobý monitoring, který ovšem bývá velmi časově i finančně náročný (Collins & Halliday 2005). Dlouhodobé studie jsou však z hlediska pochopení ekologických nároků druhu či druhů zásadní. Tyto studie jsou poté významným podkladem k ochranným aktivitám (Turchin 1999). V případě kratších časových řad mohou být data zkreslená, a ochranná opatření nemusí být tudíž dostatečně efektivní (Wheeler a kol. 2002).

#### **3.1.5 Změny v početnostech obojživelníků s ohledem na klimatické charakteristiky**

Populace obojživelníků jsou v posledních letech ovlivňovány extrémními klimatickými výkyvy (Fink a kol. 2004). Roční teploty se v průběhu let zvýšily a změnil se i průběh zim (King 2005). Bylo prokázáno, že průběh počasí v zimě, tudíž v době hibernace, může mít vliv na populace obojživelníků (Beebee 1995; Reading 1998; Reading 2006). Dospělí jedinci obojživelníků si vytvářejí tukové rezervy, které pak využívají v průběhu hibernace. Ta probíhá na stále stejných zimovištích, kam se obojživelníci každý rok díky své paměti vrací. V zimním období se jejich metabolismus zpomalí a dospělcům dozrávají pohlavní buňky (Mikátová & Vlašín 2002).

V průběhu tuhých a dlouhých zim obojživelníci často nemají dostatek energetických zásob k přežití a energie nutná k jarní migraci jim poté chybí (Jönsson a kol. 2009). Pokud dojde v letních měsících k vysušení vodní plochy, snížení vodního sloupce a

následně k tuhé zimě, prostředí promrzá a může docházet k úhynu jedinců (Mikátová & Vlašín 2002). Při dlouhotrvající zimě se také zvyšuje pravděpodobnost predace (Whitehead 1989).

Během mírných zim s vyššími teplotami naopak dochází ke zvýšené ztrátě energetických zásob z důvodu vyšší aktivity metabolismu v zimním období (Jørgensen 1986). Energetické ztráty v takových momentech mohou způsobovat vyšší úmrtnost jedinců. Samice skokanů jsou na změny teplot daleko citlivější (Hartel 2008). V průběhu mírné zimy se může stát, že samice dosáhne dříve pohlavní zralosti. Nicméně fyzická zralost ještě není dostačující a produkce vajec samice v první reprodukci může být tak nízká (Reading 1986). Pokud jsou klimatické podmínky nepříznivé, mohou obojživelníci reprodukci rovněž oddálit. Samice tak mohou zvýšit svoji plodnost a samci uniknou predaci, která je v době páření zvýšená (Ryser 1989).

Důležitá je také délka zimy, která může mít pro změnu vliv na samce obojživelníků. Vokalizace samců totiž závisí na energetických rezervách, které jim po hibernaci zbyly. Pokud následkem dlouhé nebo mírné zimy došlo k úplnému vyčerpání těchto zásob, nemusí samec vokalizovat vůbec (Elmberg 1990) Vokalizace samce však poukazuje na jeho zdatnost a možnost se pářit. Samci s nízkými energetickými zásobami jsou tak u samic často znevýhodněni (Elmberg & Lundberg 1991).

### 3. 2 Popis modelového druhu, skokana štíhlého (*Rana dalmatina*)

#### 3. 2. 1 Popis *Rana dalmatina*

*Rana dalmatina* patří do čeledi skokanovití (Ranidae) a řadí se do skupiny hnědých skokanů (Nečas 1997). Končetiny *R. dalmatina* jsou dlouhé (Dungel & Řehák 2011), přičemž zadní nohy svírají pravý úhel a dotýkají se patními klouby (Zwach 2009). V okolí třísel je žlutě zbarven, ale celkově je zbarvení těla, stejně jako u všech skokanů, velmi variabilní. Břicho je bílé, může být narůžovělé, avšak beze skvrn (Dungel & Řehák 2011). Charakteristický je svým čenichem do špičky a poměrně velkým bubínkem, který je v blízkosti oka. Samice jsou větší než samci, ti dorůstají pouze 4,7–7,2 cm, zatímco samice 6,7–11,6 cm (Zwach 2009). V rámci pohlavní dvoutvárnosti jsou u samců přítomny pářící mozoly (Maštera & Mašterová 2017). Na první prstu je jeden velký mozol, malé mozoly se vyskytují mezi druhým a třetím prstem. V době rozmnožování jsou mozoly rozvinuty nejvíce a zbarveny bílou až

šedožlutou barvou. Naopak u samic jsou v době páření, zejména na vertikální straně, vyvinuty hrbolkové výrůstky. Oproti samcům mají samice *R. dalmatina* hlouběji vykrojenou plovací blánu (Vrbová & Kerouš 2005).

Hlas *R. dalmatina* je slabý, chybí mu totiž rezonanční měchýřky a ozývá se výhradně pod vodou. Slyšet je maximálně na 10 m. Hlasový projev bývá často přirovnáván ke kvokání slepice a samci tak vábí samičky k páření (Rehák 1992 In: Baruš & Oliva; Duellman & Trueb 1994).

V krajině je *R. dalmatina* zřetelný především při pohybu. Jeho skok bývá dlouhý 160 cm (většinou však trochu méně) a výška skoku bývá až 80 cm (obvykle bývá 60 cm). Pokud je však vystaven stresovým podmínkám, jeho skok je výrazně delší a také vyšší (Zwach 2009).

*R. dalmatina* jsou méně draví než ostatní druhy našich žab, nedochází ke kanibalismu a neloví drobné savce (Rehák 1992 In: Baruš & Oliva). Živí se převážně bezobratlými živočichy (Dungel & Řehák 2011) a létajícími členovci (Rehák 1992 In: Baruš & Oliva). Jsou to především podmínky na stanovišti, které ovlivňují potravní nabídku (Rehák 1992 In: Baruš & Oliva).

**Obr. 1:** *Rana dalmatina* (skokan štíhlý), foto: Jaromír Maštera



### 3. 2. 2 Způsob života

*R. dalmatina* je suchozemský skokan s vyvinutou vazbou na vodní prostředí. Jakmile se objeví první mrazíky, vyhledá zemní úkryt v bahně na dně vodní nádrže nebo u břehu (Dungel & Řehák 2011). K přezimování volí různé úkryty pod listím, ve skalních štěrbinách či jeskyně na souši především samice nebo mladí jedinci (O'Shea

& Halliday 2002), naopak dospělí samci přezimují na dně nádrže nebo při jejím okraji (Rehák 1992 In: Baruš & Oliva). Toto odlišné zimování samic a samců však nebývá pravidlem. Jedinci, kteří přezimují v nádrži, nemusí ze zimoviště migrovat, což je může zvyhodňovat oproti konkurenčním druhům (Mikátová & Vlašín 2002). Ponsoero & Joly (1998) zmiňuje, že mezi velikostí jedince a vzdáleností od místa rozmnožování existuje vztah. Čím větší je jedinec, tím obvykle delší bývá i jeho migrační trasa.

Doba přezimování bývá zpravidla ukončena, pokud minimální denní teploty překračují 0° Celsia (Mikátová & Vlašín 2002). V měsících únor a březen *R. dalmatina* začínají být aktivní, avšak rozmnožovací období trvá od března do dubna (Dungel & Řehák 2011). Z žab žijících v České republice se tak *R. dalmatina* začíná rozmnožovat jako první (Mikátová & Vlašín 2002).

Populace *R. dalmatina* se mohou rozmnožovat jak při okraji velkých nádrží, tak i v teplých a mělkých tůních (Dungel & Řehák 2011). K rozmnožování vyhledává biotopy vyhrátých mělkých tůní a jezírek s výskytem litorálu a bez rybích obsádek (Zavadil a kol. 2011; Maštera a kol. 2015). Gasc a kol. (2004) uvádí, že optimální hloubka nádrže bývá od 30 do 80 cm. Soustavy menších nádrží bývají zpravidla nejlepšími biotopy (Rehák 1992 In: Baruš & Oliva), protože svou blízkostí jsou pro obojživelníky snadno dosažitelné, což má za následek vznik ideálních podmínek pro vývoj populačních struktur (Vojar a kol. 2012). Naopak nevhodné jsou vodní nádrže zastíněné a se znečištěnou vodou. V takových nádržích dochází k plesnivění snůšek, což vede k úhynu embryí (Vrbová & Kerouš 2005).

Velikost teritoria jednoho samce bývá 1 až 2 m<sup>2</sup> (Thierry 2009). Volí spíše stanoviště mezi vegetací, ale pokud jsou místa v litorálu obsazena jinými samci, zvolí si místo na dně jezírka nebo nádrže (Zavadil 1986). Následně začne své teritorium bránit a lákat samice vokálními projevy. Ti samci, kteří mají frekvenci hlasu nižší, bývají při lákání samic úspěšnější (Lesbarrères a kol. 2008). Hlubší hlas mívají zpravidla samci většího vzrůstu (Duellman & Trueb 1994).

*R. dalmatina* se rozmnožují hlavně v noci. Samička, která je přilákána hlasem samce, přijde do jeho teritoria a samec se na samičku přichytí předními nohama. Následně začne samička pod vahou samce vypuzovat vajíčka, které samec oplodní (Rehák 1992 In: Baruš & Oliva)

Samice *R. dalmatina* své snůšky ukládá většinou pod hladinu a jednotlivě. Snůšky jsou obtočeny kolem stébel, lodyh nebo větviček (Maštera a kol. 2015), což znemožní odplavání snůšky na jiné místo. To, že samice naklade vajíčka pod hladinu chrání snůšku před zmrznutím (Ficetola a kol. 2006). Snůška většinou tvoří shluk velikosti pěsti (Maštera a kol. 2015).

Vajíčka těchto skokanů mají dvě barvy. Zatímco spodní část vajíčka má barvu bílou, horní část vajíčka je tmavě hnědá. Obal vajíčka je hustý, tuhý, rosolovitého charakteru (Duellman & Trueb 1994; Maštera J. a kol. 2015), stejně jako celá snůška (Maštera a kol. 2015). Tyto obaly vajíček nejsou propojené v jeden celek, naopak jsou od sebe znatelně rozlišitelná (Maštera a kol. 2015). Rosolovitý obal vajíček začne postupem času nabobtnávat, takže vajíčka začnou pomalu stoupat k vodní hladině. Vzhledem k tomu, že se vajíčka dostanou do více prohřáté vodní vrstvy, urychlí se jejich vývoj. Při tomto procesu se však některá vrchní vajíčka snůšky dostávají až nad vodní hladinu, což vede k zaschnutí a následnému úhynu těchto zárodků (Zavadil & Leypold 1986). Nöllert & Nöllert (1992) uvádějí, že počet vajíček ve snůsce může být až 1800 ks. Maštera a kol. (2015) uvádí, že obvyklý počet vajíček bývá 300–1000 ks. Průměr takové snůšky pak bývá od 8 do 15 cm. Za 2–3 týdny bývá vývoj embryí ukončen a v červnu nebo v červenci dochází k metamorfóze (Mikátová & Vlašín 2002).

**Obr. 2:** Snůška *R. dalmatina* při vodní hladině, foto: Jaromír Maštera



Po vylíhnutí měří pulec *R. dalmatina* 8 až 15 mm. Zbarvení bývají na svrchní straně černohnědě, avšak na ocase a ocasním lemu mají šedohnědé skvrny. Mají tmavé hrdlo



a břicho bývá světle hnědé se zlatavými skvrnami (Vrbová & Kerouš 2005). Pulci se zpravidla pohybují u dna vodní nádrže ve větších skupinách, čímž si zvyšují šanci na přežití. Potrava pulců se skládá především z řas, nicméně jsou všežraví a mohou se živit i menšími bezobratlými. Nabídka potravy a teplota prostředí ovlivňuje délku larválního vývoje (Rehák 1992 In: Baruš & Oliva). Larvální vývoj může být urychlen v nádrži s malou vodní výškou, kde je voda prohřátá (Ficetola a kol. 2006). V červnu nebo v červenci dochází k metamorfóze. Po 2-3 letech života je jedinec pohlavně zralý k rozmnožování (Mikátová & Vlašín 2002).

**Obr. 3:** Pulec *R. dalmatina*, foto: Jaromír Maštera



Jakmile skončí doba páření, dospělí jedinci začnou vyhledávat vhodná letní stanoviště na souši (Lác 1959). Bývají aktivní spíše přes den, kdy se teplota pohybuje okolo 20–24 °C. Záleží ovšem na vzdušné vlhkosti. Pokud je sucho, svou aktivitu vyvíjejí spíše večer, naopak v době srážek jsou velice aktivní. *R. dalmatina* v době neaktivity odpočívají v úkrytech jako jsou například trhliny pod kořeny stromů nebo pod listím (Rehák 1992 In: Baruš & Oliva).

### 3. 2. 3 Areál a biotopové nároky

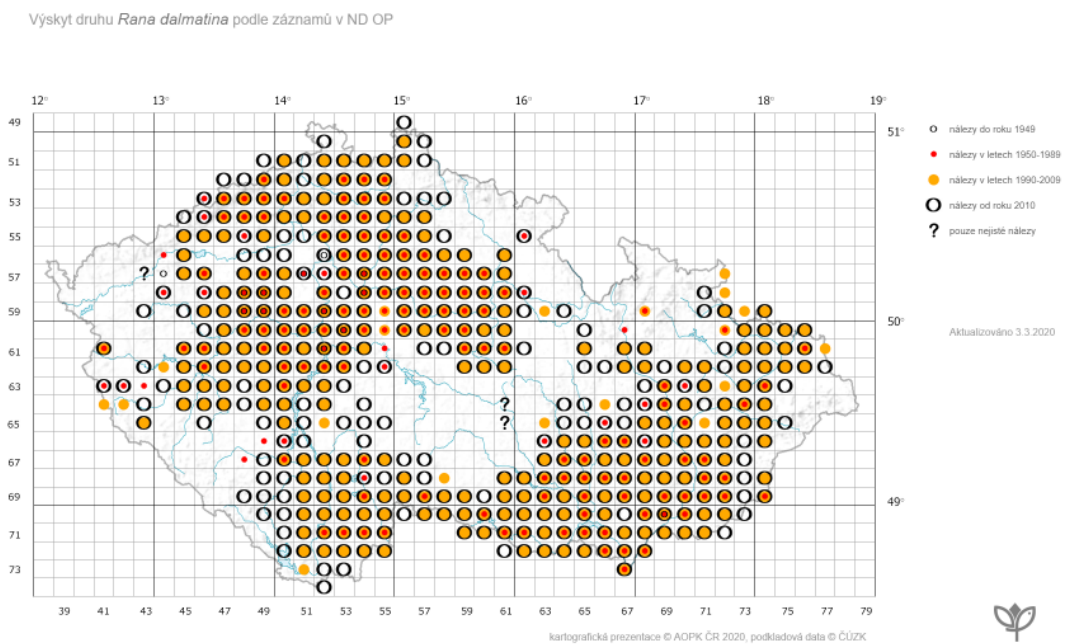
V rámci území Evropy je *R. dalmatina* docela běžným druhem. Vyskytuje se na území západní Francie, odkud se rozšiřuje do severovýchodního Španělska. Výskyt na území Španělska v jiných oblastech je však velmi vzácný. Na území Portugalska už populace zaznamenány vůbec nejsou (Kaya a kol. 2009). Ve střední Evropě se populace *R. dalmatina* vyskytují běžně s výjimkou vyšších poloh, kde je chladnější klima i nepříznivé terénní podmínky. Napříč střední Evropou se populace *R. dalmatina* táhnou až k Černému moři. Gasc a kol. (2004) uvádí, že malá izolovaná populace se vyskytuje



i na území Malé Asie. Dle Kaya a kol. (2009) byl zaznamenán výskyt také v Turecku a na severozápadní části Anatólie. Na jihu Evropy, i vzhledem k příznivému klimatu, je výskyt populací hojný. Vyskytuje se na území Bulharska, ve státech bývalé Jugoslávie, Řecka a Itálie (Gasc a kol. 2004). Naopak v rámci severní Evropy je výskyt populací *R. dalmatina* malý. Na území jižního Dánska, Švédska a na severu Německa se vyskytuje jen ostrůvkovitě a v izolovaných populacích (Rehák 1992 In: Baruš & Oliva).

Na území České republiky se vyskytuje v nížinách mezi 200–300 m n. m., vzácněji se může vyskytovat i v nadmořské výšce nad 700–800 m. Obývá teplé nížinné oblasti, které mají více než 280 dní v roce průměrnou denní teplotu vyšší než 0 °C (Kulich 1981). Jeho výskyt byl hojně zaznamenán na území Polabí, okolí Rožďalovic, v křivoklátských lesích, Polomených horách a v Posázaví. (Zavadil & Kolman 1992).

**Obr. 4:** Rozšíření *R. dalmatina* v ČR dle záznamů v ND OP



Významným biotopem jsou pro *R. dalmatina* lesní kaluže a strouhy, kde se mohou vyskytovat juvenilní jedinci v průběhu roku. Maštera (2012) ve své publikaci také zmiňuje malé lesní lomy (lůmky) nebo pískovny, jakožto nejvzácnějším biotopem pro rozmnožování obojživelníků. V lesním prostředí se obvykle nacházejí i nádrže pro zasněžování nebo staré požární nádrže, betonová koupaliště i jiné umělé vodní nádrže, které mohou zajistit útočiště *R. dalmatina* během doby páření (Maštera 2012).

Mezi charakteristické biotopy *R. dalmatina* patří také zarostlé travnaté okraje lesů, okraje lesů s křovinatým podrostem, paseky a lesní louky, okraje hájů a teplé porostlé stráně, okraje sadů a zarostlých parků (Rehák 1992 In: Baruš & Oliva).

Vhodnými biotopy jsou také post-těžební lokality (Lannoo a kol. 2009; Lewin a kol. 2015). V těchto místech vzniká často rozsáhlá mozaika vodních biotopů různých velikostí s nízkou úrovní eutrofizace (Zavadil a kol. 2011). Vzniklé vodní biotopy jsou často blízko u sebe, což umožňuje obojživelníkům snadno migrovat a uchovat metapopulační struktury (Vojar a kol. 2012). Jsou to právě menší sladkovodní stanoviště, která patří nejen v naší krajině, ale také v rámci Evropy k těm nejohroženějším (Sala a kol. 2000). Jejich pokles má za následek nízkou biologickou rozmanitost a regionální úbytek bezobratlých (Thomas a kol. 1994), které jsou potravou pro *R. dalmatina* (Dungel & Řehák 2011).

### 3. 2. 4 Fluktuace početností *Rana dalmatina*

Studie, které se věnovaly fluktuacím v početnostech populací u *R. dalmatina* poukazují na fakt, že populace byly ovlivňovány především změnou klimatu a úhrnem srážek (Fischer 2000; Hartel 2008). Populace *R. dalmatina* vykazují klesající trend, nicméně hypotézy, že dochází k významnému úbytku potvrzeny nebyly (Gollman a kol. 2002).

Dlouhodobé studii (2003–2018) *R. dalmatina* se věnoval Meek (2018) v západní Francii. Uvádí, že v letech 2009–2011 došlo k vysokému nárůstu populace *R. dalmatina*, což se shodovalo s faktem, že srážkové úhrny v tomto období byly vyšší, než průměr. Nicméně následující roky vykazovaly populace *R. dalmatina* klesající trend. Tento pokles by mohl být spojený s intraspecifickou konkurencí larev (Scott 1990). Dalším faktorem, který mohl v těchto letech způsobit pokles populace byl extrémní mráz v únoru 2012. Vodní plocha během několika denních mrazíků zamrzla, a tudíž došlo i k zániku embryí (Meek 2012). K velkému poklesu populací došlo i v roce 2018, což bylo způsobeno únorovými mrazy, které trvaly sedm dní, během kterých došlo na mnoha místech ke zamrznutí vodního biotopu, a tudíž i nakladených snůšek (Meek 2018).

Combes a kol. (2018) provedli dlouhodobý monitoring *R. dalmatina* (1981–2017) taktéž ve Francii, na 14 lokalitách. V letech 2009–2011 byly počty *R. dalmatina* vyšší oproti průměru. Nicméně populace vykazovaly během celého pozorování spíše

klesající trend. Mezi roky 2016–2017 došlo k velmi rapidnímu poklesu populací. Ve stejných letech byly v této lokalitě zaznamenány velmi nízké srážkové úhrny, což způsobilo vyschnutí řady malých vodních ploch a došlo tak k lokálnímu úbytku populací.

Také Hartel (2008) se věnoval dlouhodobým studiím *R. dalmatina*. Během 11letého sledování populací *R. dalmatina* v Rumunsku potvrdil, že sledované populace byly stabilní a početnost se ve sledovaných letech výrazně neměnila. Výjimkou byl rok 2006–2007, kdy došlo k náhlému a rychlému poklesu. Stejně jako v předešlých publikacích, i v tomto případě se autor domnívá, že za pokles mohou velmi nízké srážkové úhrny, vyschnutí vodních biotopů a následná mortalita jedinců.

## 4. Metodika

### 4. 1 Popis zájmového území

Oblast, ve které probíhal terénní výzkum, se nachází v Ústeckém kraji, v oblasti Podkrušnohoří, v Mostecké hnědouhelné pánvi na čtyřech vnějších výsypkách: Kopistské, Růžodolské, Hornojřetínské a Albrechtické. Monitoring vodních ploch a skokana štíhlého zde probíhá od roku 2004, a to na Hornojřetínské výsypce, od roku 2008 pak i na zbývajících třech výsypkách. Rozloha mostecké pánve je 1 420 km<sup>2</sup> (Štýs 1990) a její území bylo zcela pozměněno člověkem (Divišová a kol. 2014), konkrétně těžbou hnědého uhlí (Štýs 1990). Zájmové území se nachází v 260–300 m n. m. (Divišová a kol. 2014). Položí mosteckých výsypek je tvořeno šedými miocénními jíly s příměsí sopečných derivátů a písků (Jongepierová a kol. 2012). Z klimatického hlediska jsou pro toto území typická teplá léta, naopak období jara, podzimu a zimy jsou krátká. Průměrná teplota zde bývá mezi 8,4–8,8 °C a roční úhrn srážek se pohybuje od 450–600 mm. Vegetace mosteckých výsypek je tvořena převážně lesostepí a xerothermními trávničky (Vráblíková a kol. 2007).

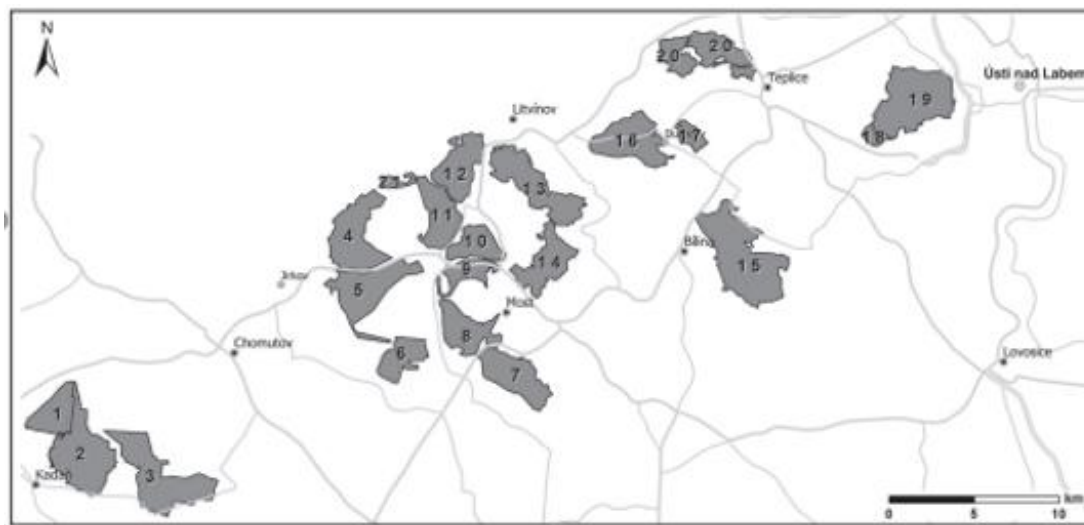
**Kopistská výsypka** vznikla v letech 1945–1976 a její rozloha je 453 ha (Lipský 2006). V rámci zemědělské rekultivace bylo na jihu výsypky upraveno 80 ha, zbytek výsypky nebyl nikterak technicky upraven a byl ponechán přirozené sukcesy (Jaroš 2013). Na území 295 ha byly provedeny lesnické výsadby (Kašpar 2006). V roce 1983 zde byly ukončeny veškeré rekultivační procesy (Lipský 2006). Na území bezlesí jsou travinné porosty, které zabírají 20 % území (<http://www.usteckykraj-priroda.cz/>).

**Hornojřetínská výsypka** vznikla v roce 1954, rozloha této výsypky je 411 ha. Na části území proběhla lesnická rekultivace (v roce 1972). V jižní a východní části výsypky byla provedena technická rekultivace. Velká část Hornojřetínské výsypky však byla ponechána samovolné sukcesy (Kašpar 2006).

**Albrechtická výsypka** vznikla v roce 1933 (Enkhtuya a kol. 2000), její rozloha činí zhruba 180 ha (Kašpar 2006). V 50 letech 20. století byla tato výsypka dosypána. Albrechtická výsypka nebyla technicky rekultivována, nýbrž ponechána spontánní sukcesy. V posledních letech jsou její okrajové části rekultivovány společně s vnitřními prostory Lomu Československé armády. Nachází se zde lesostepní vegetace s příměsí břízy a vrby (Říha 2005).

**Růžodolská výsypka** byla založena roku 1955. Nachází se při vnějším okraji Lomu Československé armády. Rozloha výsypky je 760 ha, z čehož na 630 ha byla provedena lesnická rekultivace (<https://www.ecmost.cz/index.php>) a zbytek území byl ponechán spontánní sukcesi. Poslední rekultivační práce zde proběhly v roce 2018 (Doležalová a kol. 2012).

**Obr. 5:** Mostecké výsypky, zdroj Smolová a kol. (2010). Kopistská výsypka (č. 10), Růžodolská výsypka (č. 13), Albrechtická výsypka (č. 21) a Hornojřetínská výsypka (č. 12).



#### 4. 2 Sběr dat

Cílem diplomové práce byl popis fluktuace početností *R. dalmatina* a analýza vlivu vybraných klimatických charakteristik, zejména minimálních teplot v zimě, na početnost snůšek *R. dalmatina*. Tento druh byl zvolen především kvůli tomu, že jsou jeho snůšky lehce k nalezení a v zájmovém území se vyskytuje poměrně hojně (Smolová a kol. 2010). Dále také proto, že samice *R. dalmatina* kladou jen jednu snůšku za rozmnožovací sezónu, hned na začátku jara (Jorgensen 1981). Nízké teploty v tomto období mohou inhibovat růst vajec (Lesbarrères & Lodé 2002), což poskytuje dostatek času pro sčítání snůšek. V oblasti Mostecka probíhá dlouhodobý monitoring *R. dalmatina* od roku 2004 pod vedením doc. Ing. Jiřího Vojara, Ph.D.

#### Vyhledávání vodních ploch

Monitoring početnosti studovaného druhu probíhal na Kopistské, Hornojřetínské, Albrechtické a Růžodolské výsypce, celkově na 1000 vodních plochách.

Hornojřetínská výsypka je monitorována od roku 2004, Kopistská od 2008, Růžodolská a Albrechtická až roku 2009.

Data byla sbírána na začátku jara, od konce března, do konce první poloviny dubna. V rámci terénních prací byly vyhledávány vodní plochy pomocí GPS (značka Garmin, typ GPSMAP 64 s) a mapového podkladu. Každá vodní plocha má přidělený kód, podle kterého byla pomocí GPS vyhledána. Pokud se v průběhu monitoringu našla nová vodní plocha, nálezce jí vytvořil kód nový a následně přidal do databáze. Postupně tak počet objevených vodních ploch o něco narůstal (viz Tab. 2), na druhou stranu řada menších a mělčích ploch v průběhu sledovaného období zanikla (díky zárůstu vegetací a postupným zazeměním). Na každé vodní ploše byla pořízena fotografie, byly spočítány snůšky *R. dalmatina* a zaznamenávány parametry prostředí do *Karty lokality a nálezů*. V každém záznamovém listu musí být uvedeno datum a čas monitoringu, kód vodní plochy a číslo fotografie. Sběru dat jsem se aktivně zúčastnila na jaře roku 2019.

### **Monitoring *Rana dalmatina***

Početnost *R. dalmatina* byla zjišťována na základě sčítání jeho snůšek. Snůšky byly počítány při procházení lokality, zejména litorály a v mělčích místech s vodní vegetací, kam studovaný druh snůšky upevňuje (Ficetola a kol. 2006). Při nálezu snůšky byl zapsán její stav (čerstvě nakladená, protáhlá, pohyblivá, vykulená či naplavená). Zapisován byl také výskyt ostatních druhů obojživelníků na lokalitě včetně stádia a použité metody (vizuálně × poslech).

### **Klimatické charakteristiky**

Dlouhé zimy s nízkými teplotami mohou mít negativní vliv na populace obojživelníků, kteří mohou mít nedostatek energetických zásob k přečkání zimy. Vlivem velkých mrazů může také dojít k promrznutí prostředí, a tudíž k úhynu jedinců (blíže kap. 3.1.5). Klimatické údaje byly získány z ČHMÚ, konkrétně z automatizované klimatologické stanice Kopisty (240 m n. m.). Jednalo se o data ze zimních měsíců vždy od prosince do března od roku 2009–2019. Pro analýzu vlivu klimatických charakteristik byl zvolen počet dní, kdy byla teplota v tomto období pod  $-10\text{ }^{\circ}\text{C}$ , dále pak průměr teplot 13 za sebou nejchladnějších dní. Vzhledem k tomu, že pro zimující obojživelníky jsou škodlivé rovněž nezvyklé vysoké teploty během hibernace, byl do analýzy vybrán také počet dní, kdy byla průměrná denní teplota nad  $6\text{ }^{\circ}\text{C}$ . Během

mírných zim s vyššími teplotami dochází ke zvýšené ztrátě energetických zásob z důvodu vyšší aktivity metabolismu v zimním období. Energetické ztráty v takových momentech mohou způsobovat vyšší úmrtnost jedinců, především samic, které jsou na změny teplot daleko citlivější než samci (Hartel 2008).

### 4.3 Zpracování a vyhodnocení dat

V prvním kroku byla data přepsána do tabulky v programu MS Excel. V dalším kroku byla upravena tak, aby mohla být podrobena statistické analýze. Statistické zpracování dat bylo provedeno v programu R verze 3. 5. 2 (R Code Team, 2018).

#### 4.3.1 Popis a analýza početností

**Vývoj početností snůšek.** Jedním z cílů diplomové práce bylo zjistit, zda nedochází k poklesu početností snůšek. Byly vybrány údaje za období 2009–2019, neboť z tohoto období jsou k dispozici údaje ze všech sledovaných výsypek. Zhodnocení přítomnosti fluktuací početností snůšek pro všechny výsypky dohromady za sledované období bylo provedeno pomocí lineární regrese (početnost = vysvětlovaná, roky = vysvětlující proměnná).

**Podíl obsazených a neobsazených vodních ploch.** Cílem této části bylo zjistit, zda se podíl obsazených vodních ploch (tj. alespoň s jednou snůškou) v čase liší, nebo nikoliv. Zhodnocení podílu obsazených a neobsazených vodních ploch skokanem štíhlým bylo zhodnoceno pomocí log-lineárních zobecněných modelů (početnost obsazených = vysvětlovaná, roky = vysvětlující proměnná).

**Popis základních charakteristik.** Tato byla část zaměřena na základní popisné charakteristiky, tj. popis minima, maxima a na míru fluktuace. Zmíněné charakteristiky byly popsány jak pro početnosti snůšek, tak pro počty obsazených jezírek.

**Vztah mezi počtem snůšek a obsazených vodních ploch.** V tomto případě bylo pomocí korelace zjištěno, zda byl ve sledovaném období přítomen vztah mezi celkovým počtem snůšek a počtem obsazených vodních ploch.

#### 4.3.2 Vliv klimatických charakteristik

- Jedním z cílů diplomové práce je analýza vlivu vybraných klimatických charakteristik na početnosti snůšek. Testován byl vliv jednotlivých vybraných

charakteristik na celkovou početnost snůšek s pomocí regrese. Početnosti snůšek  
= závislá, klimatické charakteristiky = nezávislé. (Blíže v kapitole 4.2)



## 5. Výsledky

### 5.1 Popis a analýza početností

**Vývoj početností snůšek.** Během celého monitorovacího období (2009–2019) bylo na čtyřech sledovaných mosteckých výsypkách nalezeno celkem 29 071 snůšek *R. dalmatina*. Množství snůšek však bylo během monitorovacího období rozdílné (viz Tab. 1). Nejvíce snůšek bylo dlouhodobě nalézáno na Hornojřetínské výsypce, celkem 17 881. Naopak nejméně snůšek bylo nalezeno na výsypce Albrechtické, a to pouze 764 snůšek.

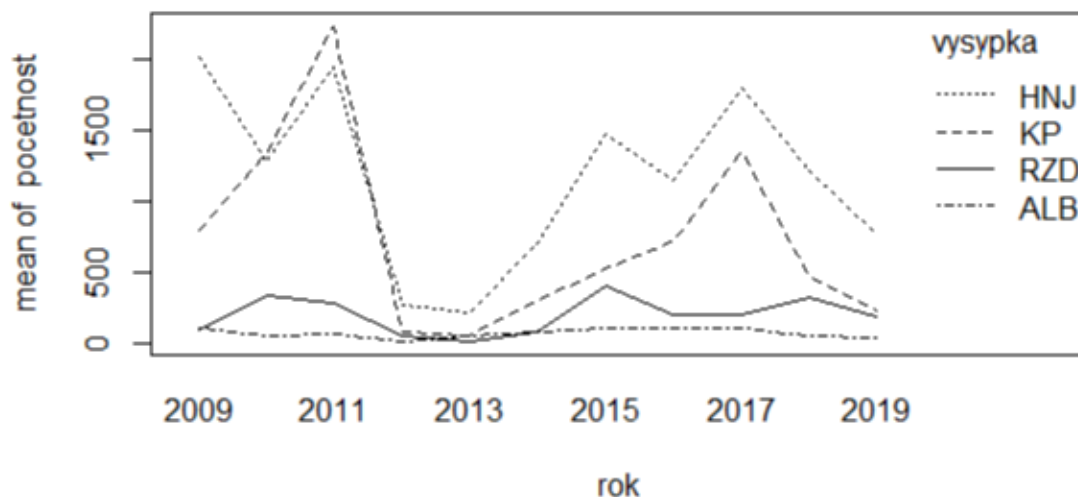
**Tab. 1** Počty snůšek za monitorovací období 2005-2019

	Albrechtická výsypka	Hornojřetínská výsypka	Kopistská výsypka	Růžodolská výsypka
2005	-	1177	-	-
2006	-	588	-	-
2007	-	1025	-	-
2008	-	2241	272	-
2009	114	2006	794	102
2010	54	1290	1338	339
2011	64	1942	2234	290
2012	17	278	78	59
2013	50	223	55	15
2014	82	707	301	81
2015	105	1472	530	413
2016	116	1144	719	211
2017	113	1795	1352	211
2018	49	1217	476	321
2019	48	776	235	196

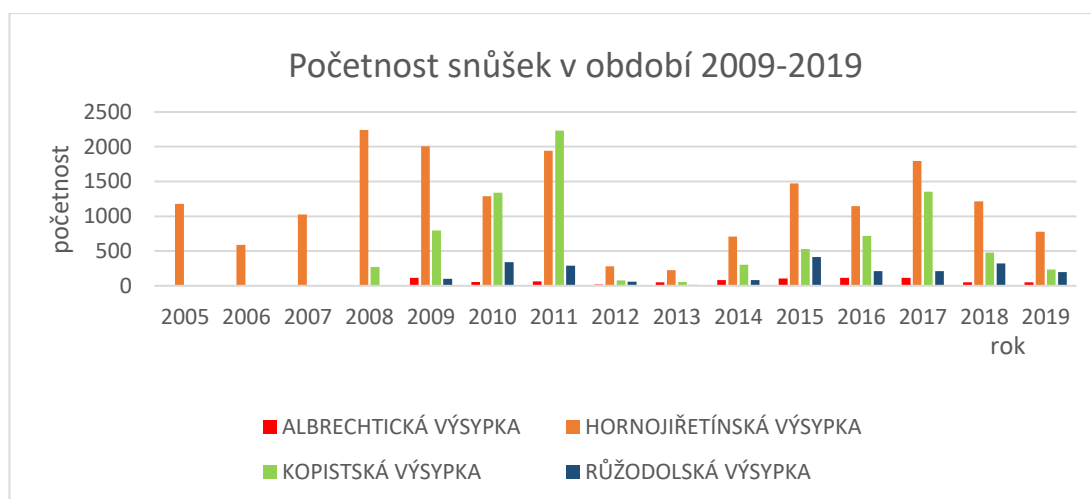
Jak je patrné (viz Graf 1; Graf 2) počet snůšek se mezi sledovanými lety lišil. Bylo statisticky prokázáno že se počty snůšek měnily na každé z výsypek v průběhu času rozdílně ( $p=0,001$ ). V roce 2012 došlo na mosteckých výsypkách ke klesajícímu trendu. V roce 2011 byl průměrný počet snůšek ze všech sledovaných výsypek 1 133, nicméně v roce 2013 klesl průměrný počet snůšek na pouhých 86. Což znamená, že počet snůšek klesl mezi roky 2011–2013 až o 92,5 %. Avšak na výsypce Albrechtické byl oproti ostatním výsypkám v roce 2012 zaznamenán vzestupný trend. V tomto období vzrostl počet snůšek na této výsypce téměř o 300 %. V roce 2015 pak došlo k rostoucímu trendu početnosti snůšek na všech výsypkách. V tomto roce se průměrný počet snůšek zvýšil o 48 %. Klesající trend byl opět zaznamenán v roce 2018 na

výsypce Albrechtické, Hornojřetínské a Kopistské. Na výsypce Růžodolské se naopak počet snůšek navýšil, a to o 65 %.

**Graf 1** Vývoj početnosti snůšek v čase (2009–2019). HNJ-Hornojřetínská výsypka, KP-Kopistská výsypka, RZD-Růžodolská výsypka, ALB-Albrechtická výsypka.



**Graf 2** Vývoj početností snůšek v čase (2009–2019).



**Popis základních charakteristik.** Maximálních hodnot dosahovaly počty snůšek v roce 2011. V tento rok bylo napočítáno celkem 4 530 snůšek. Nejvíce snůšek bylo v tomto období napočítáno na Kopistské výsypce, a to celkem 2 234 snůšek, což tvoří 49 % z celkového počtu v daném roce. Minimálních hodnot dosahovaly počty snůšek na všech sledovaných výsypkách v roce 2013. Celkem bylo nalezeno pouze 343 snůšek, což je oproti maximální hodnotě 13krát méně. Průměrný počet snůšek za období 2009–2019 je 546 snůšek.

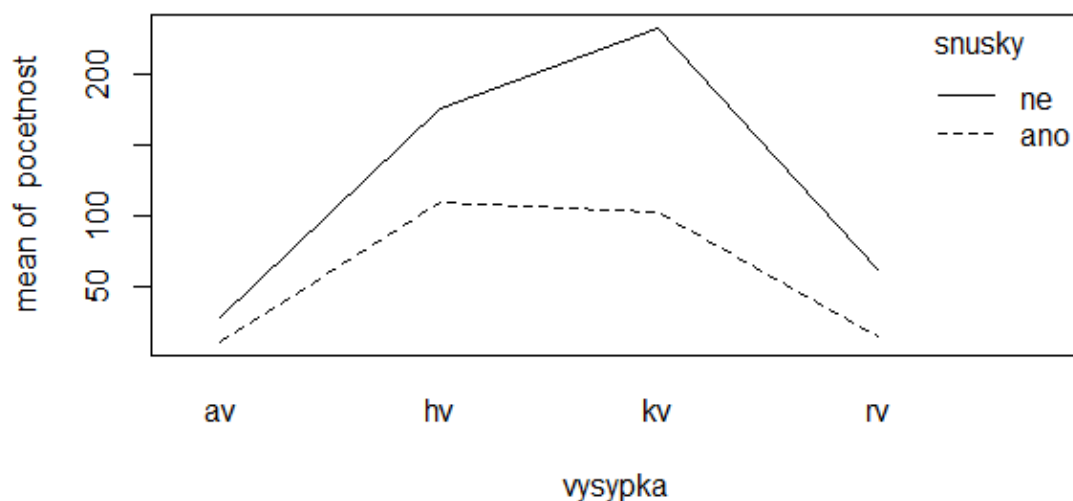
**Počty vodních ploch se snůškami a bez nich.** Nejvíce vodních ploch se nachází na Hornojřetínské výsypce, zatímco nejméně vodních ploch je na výsypce Albrechtické. Průměr sledovaných jezírek za celé období je 774. V roce 2018 byl počet sledovaných jezírek nejvyšší, celkem 867 jezírek. Nejméně jezírek (za období 2009–2019) bylo sledováno v roce 2009. V roce 2009 bylo nalezeno na všech výsypkách celkem 671 jezírek, což je oproti maximální hodnotě o 23 % méně. Vodní plochy byly rozděleny na jezírka se snůškami a na jezírka bez snůšek (viz Tab. 2). Bylo statisticky prokázáno, že početnost snůšek v období 2009–2019 koreluje s počtem vodních ploch ( $p=0,001$ ).

**Tab. 2** Početnost sledovaných jezírek

	Celkový počet jezírek	Počet jezírek se snůškami	Počet jezírek bez snůšek	Obsazenost jezírek v %
2005	182	69	113	38
2006	180	63	117	35
2007	199	91	108	46
2008	373	142	231	38
2009	671	254	417	38
2010	746	258	461	38
2011	681	325	356	48
2012	694	111	583	16
2013	698	96	602	14
2014	702	167	535	24
2015	830	246	584	30
2016	758	237	521	31
2017	698	255	443	37
2018	867	313	554	36
2019	755	329	426	44

**Podíl obsazených a neobsazených vodních ploch.** V roce 2018 byl počet sledovaných jezírek sice nejvyšší (867 jezírek), nicméně 554 jezírek bylo bez snůšek. Obsazenost jezírek v tomto roce byla tudíž pouze 36 %. Nejvyšší obsazenost jezírek byla v roce 2011, a to 48 %. Z celkového počtu 681 nalezených jezírek, bylo 325 jezírek se snůškami a 356 jezírek bez snůšek. Minimálních hodnot dosahovala obsazenost jezírek v roce 2013. Z 698 sledovaných jezírek bylo nalezenou pouhých 96 jezírek se snůškami, což je pouhých 14 %. Nejvyšší obsazenost jezírek je na výsypce Hornojížetínské. Naopak nejvyšší počet neobsazených jezírek je na výsypce Kopistské (viz Graf 3). Podíly obsazených a neobsazených vodních ploch se průkazně lišily nejen mezi výsypkami dohromady, ale i mezi jednotlivými lety v rámci jedné výsypky ( $p = 0,001$ ). Podíl obsazených jezírek se mezi výsypkami v průběhu let (2009–2019) měnil ( $p = 0,001$ ).

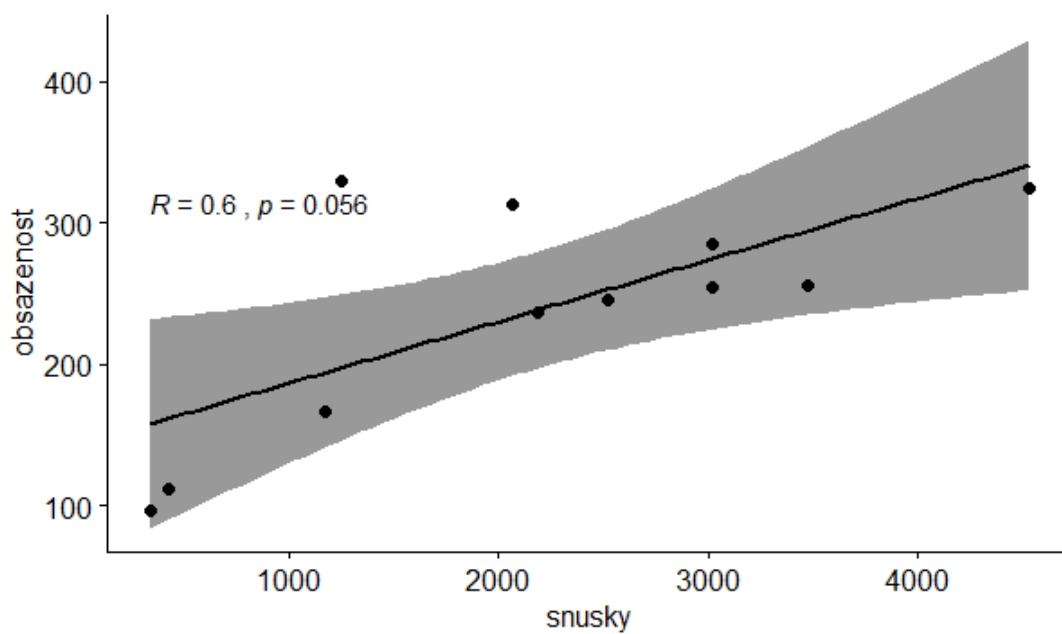
**Graf 3** Podíl obsazených a neobsazených vodních ploch za období 2009–2019 na všech mosteckých výsypkách. Přerušovaná čára znázorňuje podíl jezírek, na kterých byly nalezeny snůšky. Plná čára představuje jezírka, která byla bez snůšek (viz Tab. 2).



**Vztah mezi počtem snůšek a obsazených vodních ploch** (viz Graf 4). V tomto případě byla testována hypotéza, zda je přítomen vztah mezi celkovým počtem snůšek a počtem obsazených vodních ploch v období od roku 2009–2019. Na základě

neparametrického Spearmanova korelačního koeficientu byl vztah mezi početností snůšek a obsazeností jezírek marginálně průkazný ( $r = 0,6$ ;  $p = 0,056$ ). To znamená, že při vyšším počtu vodních ploch se také zvyšuje pravděpodobnost přítomnosti snůšek.

**Graf 4** Vztah mezi počtem snůšek a obsazených vodních ploch mezi roky 2009–2019. Osa x vyjadřuje početnost snůšek, a osa y vyjadřuje obsazenost jezírek.



## 5.2 Vliv klimatických charakteristik

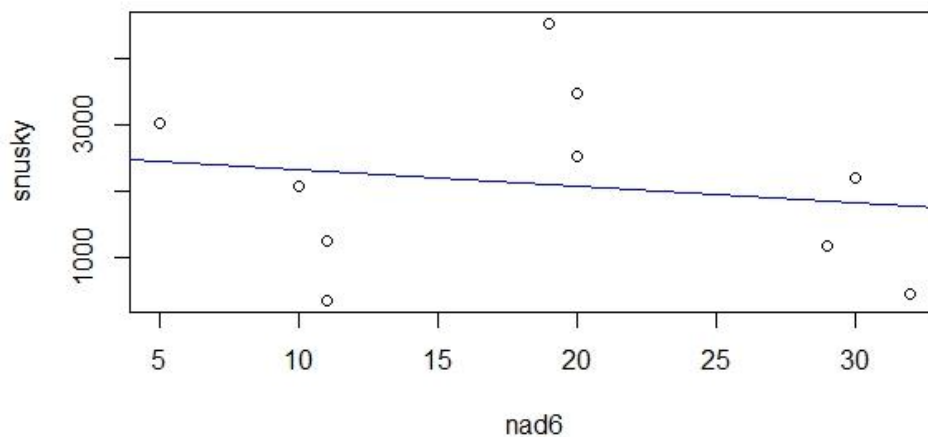
V této části byl testován jednotlivých klimatických charakteristik za období 2009–2019 na početnost snůšek.

**Tab. 3** Vybrané klimatické charakteristiky. Jedná se o klimatické údaje v zimních měsících vždy od prosince do března od roku 2009–2019. Počet snůšek – součet snůšek ze všech mosteckých výsypek, Teploty nechladnějších dní ( $\emptyset$ ) – průměrné teploty za sebou jdoucích 13 nechladnějších dní, Teplota pod  $-10^{\circ}\text{C}$  – počet dní, kdy byly průměrné denní teploty pod  $-10^{\circ}\text{C}$ , Teplota nad  $6^{\circ}\text{C}$  – počet dní, kdy byly průměrné denní teploty nad  $6^{\circ}\text{C}$ .

	Počet snůšek	Teploty nechladnějších dní ( $\emptyset$ )	Teplota pod $-10^{\circ}\text{C}$	Teplota nad $6^{\circ}\text{C}$
2009/2010	3021	-4,5	3	5
2010/2011	4530	-5,2	4	19
2011/2012	432	-11,1	10	32
2012/2013	343	-5,3	0	11
2013/2014	1171	-2,5	0	29
2014/2015	2520	-0,7	0	20
2015/2016	2190	-0,9	0	30
2016/2017	3471	-6	2	20
2017/2018	2063	-3,9	0	10
2018/2019	1255	-2,6	0	11

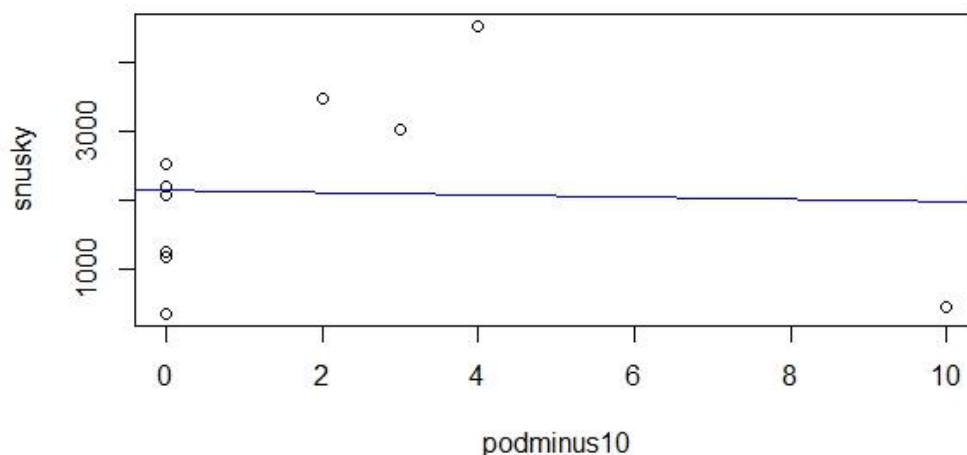
Bylo testováno, zda na početnosti snůšek má vliv počet dní, kdy průměrné denní teploty byly vyšší nežli  $6^{\circ}\text{C}$  (viz Graf 5). Nejvíce takových dní bylo v sezóně 2015/2016, tj. 30 dní. Naopak nejméně takových dní bylo v sezóně 2009/2010, tj. 5 dní (viz Tab. 3). Avšak to, že by měl vliv počet dní, kdy průměrné denní teploty přesáhly  $6^{\circ}\text{C}$ , na početnosti snůšek *R. dalmatina* vyšlo neprůkazně ( $p = 0,62$ ). Snůšky byly nalézány jak při nízkém počtu, tak vysokém počtu takových dní. Nejvyšší početnost vykazovaly početnosti snůšek při počtu 20 dní, kdy průměrná denní teplota přesáhla  $6^{\circ}\text{C}$  (viz Tab. 3).

**Graf 5** Testování vlivu počtu dní, kdy průměrná denní teplota přesáhla 6 °C. Osa x = počty dní osa, y = početnost snůšek.



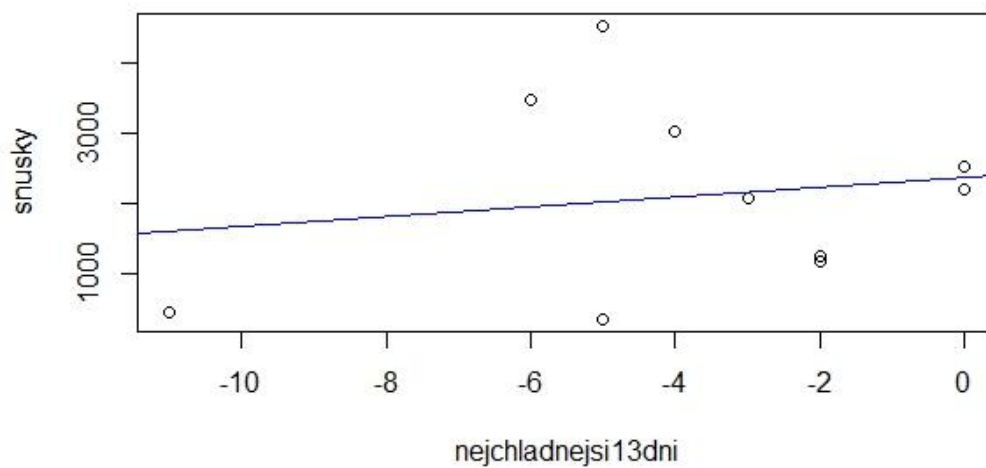
Dále bylo testováno, zda na početnosti nemají vliv naopak nízké teploty (viz Graf 6). V tomto případě byl sledován počet dní, kdy průměrná denní teplota byla nižší nežli -10 °C. Hypotéza, že počty dní, kdy teplota dosahovala takto nízkých hodnot může mít vliv na populace *R. dalmatina* byla vyvrácena ( $p = 0,17$ ). Takových dní bylo za sledované období pouze ve čtyřech sezónách. Nejvíce dní s průměrnou teplotou pod -10 °C bylo v sezóně 2011/2012, celkem 10 dní (viz Tab. 3)

**Graf 6** Testování vlivu počtu dní, kdy byla průměrná denní teplota pod -10 °C. Osa x = počty dní, osa y = početnost snůšek



V poslední řadě bylo otestováno, zda na početnost snůšek *R. dalmatina* může mít vliv teplota 13 nejchladnějších dní jdoucích za sebou (viz Graf 7). Vliv nejnižších teplot jdoucích za sebou aspoň 13 dní vyšel neprůkazně ( $p = 0,53$ ). Nejvíce snůšek bylo nalezeno při teplotách v rozmezích 0 až  $-6$  °C, nicméně i při průměrné teplotě  $-11,1$  °C bylo nalezeno celkem 435 snůšek (sezóna 2011/2012) (viz Tab. 3).

**Graf 7** Testování vlivu průměrných teplot za sebou jdoucích 13 nejchladnějších dní (osa x) na početnost snůšek (osa y).





## 6. Diskuze

### 6.1 Popis a analýza početností

Početnost snůšek se na mosteckých výsypkách během sledovaných let lišila. Bylo také prokázáno, že se počty snůšek měnily na každé z výsypek v průběhu sledovaných let rozdílně ( $p = 0,001$ ). V roce 2011 byl počet snůšek nejvyšší, nicméně v roce 2013 došlo k rapidnímu poklesu o 92, 5 %. Jedním z důvodů takto velkého výkyvu v početnosti by mohla být dle Hartel & Moga (2007) vnitrodruhová konkurence. Jelikož došlo ke zvýšení počtu jedinců na lokalitách, zvýšily se také nároky na zdroje a na prostředí. V tomto případě tak dojde k vyloučení konkurenčně slabších jedinců. Velmi fatální následky má vnitrodruhová konkurence především na juvenilní jedince, kteří jsou velmi citliví na jakékoliv změny. Zároveň je to právě množství pulců, které může ovlivnit početnost populace za následující 2–3 roky (Loman 2002). Pough & Kamel (1984) ve své studii uvádí, že čím větší je hustota larev ve vodní ploše, tím pomalejší je také larvální růst. Larvální stádium je prodlouženo a méně jedinců tak dosáhne metamorfózy. Pokud je tedy doba larválního stádia kratší, mají pulci možnost uniknout případné predaci, či vyschnutí vodní plochy. Tito jedinci mají možnost dřívější reprodukce, čímž mohou být zvýhodněni (Holyoak 1994). Vnitrodruhová konkurence také může znevýhodňovat mladé, reprodukčně schopné samice (Salthe & Duellman (1973). U samců jsou totiž upřednostňovány samice zkušenější, větší a starší (Hetteye a kol. 2005). Nicméně početnosti snůšek by také mohly být ovlivněny enviromentálními faktory, tj. počasím (samostatná kapitola 6.2)

To, že by za úbytkem jedinců mezi lety 2011–2013 mohla být vnitrodruhová konkurence potvrzuje i fakt, že v roce 2011 byla nejvyšší obsazenost jezírek (48 %). V roce 2013 bylo naopak obsazeno pouze 14 % vodních ploch. Nejvyšší počet jezírek je dlouhodobě na výsypce Hornojřetínské, kde se také dlouhodobě nalézáno nejvíce snůšek. Ve výsledcích bylo potvrzeno, že mezi početností snůšek a obsazeností jezírek byla zjištěna pozitivní korelace ( $r = 0,6$ ). Důležitou roli by zde mohly hrát i biotopové preference *R. dalmatina*. Dle Reháka (1992) jsou nejvhodnější spíše malé tůně, které mají dostatečně vyvinuté litorální pásmo a jejich maximální hloubka je 1,3 metru. Naopak hlubší tůně nežli 1,5 mají pouze úzké litorální pásmo, a jsou tak k rozmnožování *R. dalmatina* nevhodné. Důležité jsou také sklony břehů a hloubka vodních nádrží (Joly a kol. 2001). Biotopovým preferencím je věnována samostatná kapitola 3. 2. 3. Malé vodní plochy, které se na výsypkách vyskytují, navíc zvyšují

prostupnost krajiny, a tím umožňují obojživelníkům obsazovat nové vodní plochy (Hartel & Öllner 2009). Nicméně, malé vodní plochy jsou více ovlivněny množstvím srážek a výparem. Čím jsou jezírka hlubší, tím je menší pravděpodobnost, že dojde k vyschnutí (Williams 2005). Malé vodní plochy také čelí většímu riziku zazemnění, následnému zárůstu a tím tak ke ztrátě vodního biotopu (Just a kol. 2003). Je nutné také zmínit fakt, že na množství vodních biotopů a tím pádem také na množství snůšek mohou mít vliv opět enviromentální faktory. Pokud dojde v letních měsících ke snížení vodního sloupce, a následně k tuhé zimě, prostředí promrzá a může docházet k úhynu jedinců (Mikátová & Vlašín 2002).

## 6.2 Vliv klimatických charakteristik

V literární rešerši jsem se zabývala problematikou vnějších faktorů, tj. teplot a jejich vlivem na početnosti snůšek *R. dalmatina*. Během mírných zim s vyššími teplotami může dojít ke ztrátám energetických zásob z důvodu vyšší aktivity metabolismu v zimních obdobích, což může mít za následek vyšší úmrtnost jedinců (Jørgensen 1986). Avšak hypotéza, že početnost snůšek *R. dalmatina*, může být ovlivněna počtem dní, kdy průměrné denní teploty jsou vyšší než 6 °C, nebyla potvrzena ( $p = 0,62$ ). Nicméně zahraniční studie poukazují na fakt, že pokud se v zimním období zvyšuje počet dní s vyššími teplotami, zvětšuje se i pravděpodobnost sucha v letních měsících, což znamená pro řadu organismů i ztrátu stanovišť. Například Cayuela a kol. (2016) zaznamenal pokles populace *Bombina variegata* o 31 % vlivem vysokých teplot v zimním období, které měli za následek vyschnutí rozmnožovacích míst. Dynamika populací tak může být zásadně ovlivněna suchými a teplými roky, kterých v posledních letech přibývá (Taylor a kol. 2006, Scheele a kol. 2012). V důsledku teplé zimy může dojít k vyschnutí menších vodních ploch, a tím se tak zvýší koncentrace pulců na jiných vodních plochách (Berven 1990). Pokud jsou v zimním období teploty příliš vysoké, dochází také ke zvýšení teploty vody. Vyšší teplota vody také urychluje celkový larvální vývoj, což však vede k menší velikosti jedince při metamorfóze. Menší velikost a nízká hmotnost jedince může následně vést k nižší míře přežití při prvním přezimování (Tejedo a kol. 2010; Schmidt a kol. 2012).

Sledován byl také vliv nízké teploty. Konkrétně počet dní, kdy teplota byla nižší nežli -10 °C. I tato hypotéza, že by nízká teplota měla vliv na početnost snůšek nebyla potvrzena ( $p = 0,17$ ). Jak již bylo zmíněno v kapitole 3.1.5, průběhu tuhých a dlouhých

zim však obojživelníci často nemají dostatek energetických zásob k přežití a energie nutná k jarní migraci jim poté chybí (Jönsson a kol. 2009). Reading (2007) ve své studii potvrdil, že tělesná hmotnost obojživelníků má vliv na přežití zimních období. Vyčerpáním energetických zásob mohou obojživelníci ztratit 1,4–3 g své váhy, což se může projevit při následujícím přezimování (O'Connor & Rittenhouse 2016). Výsledky laboratorních experimentů také naznačují, že se zvyšuje pravděpodobnost úmrtnosti, pokud dojde k rychlému snížení teplot, a tudíž k rychlému nástupu hibernace (Costanzo a kol. 1991).

Důležitým faktorem je také délka trvání nízkých teplot, což může také znamenat značné energetické náklady (Sinclair a kol. 2013). V tomto případě bylo v rámci diplomové práce vybráno 13 nejchladnějších dní jdoucích za sebou. Hypotéza, že by nejchladnějších 13 dní jdoucích za sebou mělo vliv na početnosti snůšek, byla opět vyvrácena ( $p = 0,53$ ). V zimních obdobích však často dochází i teplotním výkyvům. Střídání vysokých/nízkých teplot přerušuje a následně opět spouští hibernaci, čímž se opět energetické zásoby spotřebovávají. Důležité je také vzít v potaz sněhovou pokrývku. Absence sněhové pokrývky znamená pro řadu obojživelníků až čtyřnásobné riziko úmrtnosti. Bylo prokázáno, že pokud sněhová pokrývka chybí, sníží se průměrná teplota půdy o 0,5 °C. Hibernace obojživelníků v takto promrzlém prostředí může mít až dvakrát delší trvání (O'Connor & Rittenhouse 2016). V průběhu zimy se také zvyšuje vliv vlhkosti prostředí na přežití obojživelníků. Bylo prokázáno, že obojživelníci, kteří si k hibernaci vybírají biotopy s nízkou vlhkostí půdy, mají větší pravděpodobnost úmrtí nežli obojživelníci přezimující ve vlhkých lokalitách (Rittenhouse a kol. 2008).

Ačkoliv vyšly všechny hypotézy týkající se klimatických charakteristik neprůkazně, neznamená to, že jsou v rozporu s výše uvedenými studii. Je důležité poukázat na skutečnost, že některé studie mají trvání i 28 let (Meyer a kol. 1998). Holyoak (1994) poukazuje na skutečnost, že ke kvalitnímu zhodnocení populační dynamiky a fluktací v populacích je potřeba časová řada alespoň 25 let. Studie Bāncilā a kol. (2015) pro změnu uvádí, že stačí kratší časová řada, tj. 15 let. Tudíž časová řada deseti let, se kterou jsem pracovala, není dostačující ke zhodnocení populační dynamiky. Ke kvalitnímu zhodnocení populační dynamiky *R. dalmatina* na mosteckých výsypkách je proto nezbytné v monitoringu i nadále pokračovat.

## 7. Závěr

- Obojživelníci jsou v současné době jedni z nejohroženějších obratlovců. Za zásadní příčiny, které způsobují jejich výrazný úbytek, je považována fragmentace krajiny, intenzivní způsoby hospodaření v zemědělství či lesnictví, rozsáhlá dopravní infrastruktura, predační tlak, působení UV záření, působení toxických látek, infekční choroby a patogenní a v neposlední řadě také změna klimatu.
- V posledních letech jsou populace obojživelníků také ovlivňovány extrémními klimatickými výkyvy. Dospělí jedinci *Rana dalmatina* si vytvářejí tukové rezervy, které pak využívají v průběhu hibernace. V průběhu tuhých a dlouhých zim obojživelníci často nemají dostatek energetických zásob k přežití a energie nutná k jarní migraci jim poté chybí. Naopak během mírných zim s vyššími teplotami dochází ke zvýšené ztrátě energetických zásob z důvodu vyšší aktivity metabolismu v zimním období.
- Fluktuace početností v populacích však mohou být i zcela přirozené a pro skupinu obojživelníků jsou obzvláště typické. A ačkoliv jsou fluktuace způsobeny přirozenými procesy, ovlivňovány jsou také vlivem člověka, který je v posledních letech čím dál větší. Rozlišit přirozené a antropogenní příčiny je velmi obtížné. Obvykle však za fluktuacemi obojživelníků nestojí faktor jeden, nýbrž vícero faktorů najednou.
- K pochopení fluktuací je zapotřebí dlouhodobí monitoring. Pro diplomovou práci byla použita unikátní data z dlouhodobého monitoringu (tj. od roku 2004) snůšek *R. dalmatina* na stovkách vodních ploch mosteckých výsypek, konkrétně na výsypce Hornojřetínské, Albrechtické, Růžodolské a Kopistské od roku 2009–2019. Sčítání snůšek jsem se aktivně zúčastnila na jaře 2019.
- V první části výsledků jsem se zabývala rozsahem fluktuací. Celkové počty snůšek se v průběhu 11 let významně a velmi rychle měnily, v některých případech až řádově. Maxima bylo dosaženo roce 2011 (4 530 snůšek), naopak minima v roce 2013 (343 snůšek). Průměrný počet snůšek ve sledovaném období 2009–2019 je 546 snůšek. Nejvíce snůšek je dlouhodobě nalézáno na výsypce Hornojřetínské.
- Krom početností snůšek byl dále zjišťován i počet/podíl vodních ploch se snůškami a bez snůšek *R. dalmatina*. Podíl obsazených jezírek se měnil jak

v prostoru mezi jednotlivými výsypkami, tak v čase ( $p = 0,001$ ). Nejvyšší počet sledovaných ploch je dlouhodobě na výsypce Hornojřetínské, zatímco nejnižší počet sledovaných jezírek je na výsypce Albrechtické. Průměr sledovaných jezírek za celé období je 184.

- Celkový počet snůšek dále marginálně koreluje s obsazeností jezírek ( $r = 0,6$ ;  $p = 0,056$ ). Lze tedy očekávat, že pokud dojde ke zvýšení počtu vodních ploch, zvýší se i počet snůšek, a naopak.
- V druhé části byly vybrány klimatické charakteristiky s potenciálním vlivem na početnost snůšek *R. dalmatina*. Jednalo se o klimatické údaje v zimních měsících vždy od prosince do března od roku 2009–2019. Pro analýzu vlivu klimatických charakteristik byl zvolen počet dní, kdy byla teplota v tomto období pod  $-10\text{ }^{\circ}\text{C}$ , dále pak průměr teplot 13 za sebou nejchladnějších dní a také počet dní, kdy byla průměrná denní teplota nad  $6\text{ }^{\circ}\text{C}$ . Ani jedna ze zvolených charakteristik však na početnosti snůšek vliv neměla ( $p = 0,17$ ;  $p = 0,53$ ;  $p = 0,62$ ).
- Je ovšem důležité poukázat na skutečnost zahraničních studií, které naopak potvrzují hypotézy vlivu počasí na početnosti obojživelníků. Spíše, než vliv teplot na samotné početnosti snůšek se však jedná o množství srážek, které mají vliv na vodní biotopy. Některé studie zabývající se populační dynamikou obojživelníků mají i 15–28 let. Časová řada deseti let, se kterou jsem pracovala, není dostačující ke zhodnocení populační dynamiky. Ke kvalitnímu zhodnocení populační dynamiky *R. dalmatina* na mosteckých výsypkách je proto nezbytné v monitoringu i nadále pokračovat a zaměřit se na množství srážkových úhrnů, které mohou mít vliv na vodní biotopy, a tudíž i na početnosti snůšek.

## 8. Seznam použité literatury

Alton L. A., Wilson R. S., Franklin C. E., 2010: Risk of predation enhances the lethal effects of UV-B in amphibians. *Global change biology* 16. 538–545.

Baguette M., Blanchet S., Legrand D., Stevens V. M., Turlure, C. 2013: Individual dispersal, landscape connectivity and ecological networks. *Biol. Rev.* 88. 310–326.

Bannikov A. G. 1948: On the fluctuation of anuran populations. *Tr. Akad. Nauk. SSSR* 61. 131–134.

Băncilă R. I., Ozgul A., Hartel T., Sos T., Schmidt B. R. 2015: Direct negative density-dependence in a pond-breeding frog population. *Ecography* 38. 1–7.

Beebee T. J. C., Flower R. J., Steveson A. C., Patrick S. T., Appleby P. G., Fletcher C., Marsh C., Natkanski J., Rippey B., Battarbee R. W., 1990: Decline of natterjack toad *Bufo calamita* in Britain: palaeoecological, documentary and experimental evidence for breeding site acidification. *Biological conservation* 53. 1–20.

Beebee T. J.C., 1995: Amphibian breeding and climate. *Nature* 374. 219–220.

Beebee T.J.C., Griffiths R.A., 2000: Amphibians and Reptiles. A Natural History of the British Herpetofauna. HarperCollins Publishers, London.

Berger L., Speare R., Daszak P., Green D. E., Cunningham A. A., Goggin C. L., Slocombe R., Ragan M. A., Hyatt A. D., McDonald K. R., Hines H. B., Lips K. R., Marantelli G, Parkes H., 1998: Chytridiomycosis causes amphibian mortality associated with population declines in the rain forests of Australia and Central America. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 95. 15.

Berven K. A., 1990: Factors affecting population fluctuations in larval and adult stages of the wood frog (*Rana sylvatica*). *Ecology* 71. 1599–1608.

Berryman A. A., 2002: Population cycles. Causes and analysis. Oxford University Press. 3–28.

Blaustein A. R, Kiesecker J. M., 2002: Complexity in conservation: lessons from the global decline of amphibian populations. *Ecology Letters* 5. 597–608.

- Bradford D.F., Graber D.M., Tabatabai F., 1994: Population declines of the native frog, *Rana muscosa*, in Sequoia and Kings Canyon National Parks, California. *The Southwestern Naturalist* 39. 323–327.
- Bryant D., Burke L., McManus J., Spalding M., 1998: Reefs at Risk: A Map-Based Indicator of Threats to the World's Coral Reefs. World Resources Institute, Washington.
- Canova L., Balestrieri A., 2018: Long-term monitoring of the endemic *Rana latastei*: suggestions for after-LIFE management. *Oryx* 52 (4). 709–717.
- Caorsi V., Guerra V., Furtado R., Llusia D., Miron R. L., Borges-Martins M., Both C., Narins M. P., Meenderink W. F. S., Márquez R., 2019: Anthropogenic substrate-borne vibrations impact anuran calling. *Scientific Reports* 9. Article number: 19456.
- Carey C., Cohen N., Rollins-Smith L., 1999: Amphibian declines: an immunological perspective. *Developmental and Comparative Immunology* 23. 459–472.
- Cayuela H., Arsovski D., Bonnaire E., Duguet R., Joly P., Besnard A., 2016: The impact of severe drought on survival, fecundity and population persistence in an endangered amphibian. *Ecosphere* 7(2)
- Cayuela H., Bonnaire É., Astruc G., Besnard A., 2019: Transport infrastructure severely impacts amphibian dispersal regardless of life stage. *Scientific report* 7. 1–10.
- Clevenger A. P., Chruszc B., Gunson K. E., 2003: Spatial patterns and factors influencing small vertebrate fauna road-kill aggregations. *Biological Conservation* 109. 15–26.
- Collins J.P., Storfer A., 2003: Global amphibian declines: sorting the hypotheses. *Diversity and Distribution* 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.
- Combes M., Pinaud D., Barbrau C., Trotignon J., Brischoux F., 2018: Climatic influences on the breeding biology of the agile frog (*Rana dalmatina*). *The Science of Nature* 105. 5.

- Costanzo J.P., Lee R.E. Jr., Wright M.F., 1991: Effect of cooling rate on the survival of frozen wood frogs, *Rana sylvatica*. *J Comp Physiol B* 161. 225–229.
- Cushman S. A., 2006: Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: A review and prospectus. *Biological Conservation* 128. 231–240.
- Dahl T. E., 2011: Status and trends of wetlands in the conterminous United States 2004 to 2009. University of Michigan. 1–107.
- Divišová M., Mazurová I., Nosková M., Dobiáš D., 2014: Územně analytické podklady ORP Most. Magistrát města Mostu. Most.
- Duellman W., Trueb L., 1994: *Biology of Amphibians*. Second Edition, The Johns Hopkins University Press, Baltimore. London.
- Dungel J., Řehák Z., 2011: Atlas ryb, obojživelníků a plazů České a Slovenské republiky, 2. vydání. Academia, Praha ISBN 978-80-200-1979-0. 184.
- Dolný A., Bárta D., 2007: *Vážky České republiky, ekologie, ochrana a rozšíření*. Český svaz ochránců přírody, Vlašim ISBN 978-80-86327-66-2.
- Drimaj J., Plhal R. Kolibáč. P., 2015: Prase divoké a jeho projevy v kulturní krajině. *Ochrana přírody* 3. 7–10.
- Elmberg J., 1990: Long-term survival, length of breeding season, and operational sex ratio in a boreal population of common frogs, *Rana temporaria* L. *Can. J. Zool.* 68.121–127.
- Elmberg J., Lundberg P., 1991: Intraspecific variation in calling, time allocation and energy reserves in breeding male common frogs *Rana temporaria*. *Ecography* 29.23–29.
- Frisbie, M., J. Costanzo, and R. E. Lee. 2000. Physiological and ecological aspects of low-temperature tolerance in embryos of the wood frog, *Rana sylvatica*. *Can. J. Zool.* 78: 1032–1041.
- Fahring L., Pedlar J. H., Pope S. E., Taylor P. D., Wegner J. F. 1995: Effect of road traffic on amphibian density. *Biological Conservation*, 73. 177–182.
- Ficetola G. F., Valota M., De Bernardi F., 2006: Temporal variability of spawning site selection in the frog *Rana dalmatina*: consequences for habitat management. *Animal Biodiversity and Conservation*. 157–163.



- Findlay C.S., Houlihan J., 1997: Anthropogenic correlates of species richness in southeastern Ontario wetlands. *Conservation Biology* 11. 1000–1009.
- Fink A. H., Brücher T., Krüger A., Leckebusch G. C., Pinto J. G., Ulbrich U., 2004: The 2003 European summer heatwaves and drought–synoptic diagnosis and impacts. *Weather* 59. 209–216.
- Fischer M., 2000: Species loss after habitat fragmentation. *Trends in Ecology & Evolution* 15. 396.
- Garner T. W. J., Walker S., Bosch J., Hyatt A. D., Cunningham A. A., Fisher M. C., 2005: Chytrid fungus in Europe. *Emerging Infectious Diseases* 11. 1639–1641.
- 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. 520.
- Gaston KJ., 1988: Patterns in the local and regional dynamics of moth populations. *Oikos* 53. 49–57.
- Gibbs J. P., 1993: Importance of small wetlands for the persistence of local populations wetland-associated animals. *Wetlands* 13. 25–31.
- Green D. M., 2003: The ecology of extinction: population fluctuation and decline in amphibians. *Biological Conservation* 111. 331–343.
- Hecnar S.J., M\_Closkey R.T., 1996: Regional dynamics and the status of amphibians. *Ecology* 77. 2091–2097.
- Hairston G. N., Wiley R. H., 1993: No Decline in *Salamander* (Amphibia: *Caudata*) Populations: A Twenty-Year Study in the Southern Appalachians. Department of Biology, University of North Carolina Chapel Hill. North Carolina 27599-3280.
- Hartel T., Moga C. I., 2007: Population fluctuations and the spatial habitat use by amphibians in a human modified landscape. *Biologia* 2. 19–32.
- Hartel T., 2008: Long-term within pond variation of egg deposition sites in the agile frog, *Rana dalmatina*. *Biologia* 63. 1–4.

Hartel T., 2008: Weather conditions, breeding date and population fluctuation in *Rana dalmatina* from central Romania. *Herpetological Journal* 18. 1–5.

Hartel T., Öllerer K., 2009: Local turnover and factors influencing the persistence of amphibians in permanent ponds from the Saxon landscapes of Transylvania. *North-Western Journal of Zoology* 5 (1): 40–52.

Homolka M., Švehlík P., 2010: Populační dynamika hlodavců. *Lesnická práce* č.1/10, dostupné online: <http://www.lesprace.cz/casopis-lesnicka-prace-archiv/rocnik-89-2010/lesnicka-prace-c-1-10/populacni-dynamika-hlodavcu> (6.2., 2020).

Holyoak M., 1994: Identifying delayed density dependence in time-series data. *Oikos* 70(2). 296–304.

Johnson M., Speare R., 2003: Survival of *Batrachochytrium dendrobatidis* in water: quarantine and control implications. *Emerging Infectious Diseases* 9. 22–925.

Jönsson K. I., Herczeg G., O'Hara R. B., Söderman F., Larsson P., Merilä J.; 2009: Sexual patterns of prebreeding energy reserves in the common frog *Rana temporaria* along a latitudinal gradient. *Ecography* 32. 831–83

Jørgensen C. B., 1986: External and internal control of patterns of feeding, growth and gonadal function in a temperate zone anuran, the toad *Bufo bufo*. *J Zool* 210. 211–241.

Jaroš P., 2013: Plán péče o PP Kopistická výsypka na období 2013–2022. „nepublikováno“. Dep. Rezervační kniha AOPK ČR, Praha.

Jeřábková L., Krása A., Svoboda A., 2013: Obojživelníci v ohrožení. *Ochrana přírody* 4. 2–6.

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

Jørgensen C.B., 1981: Ovarian cycle in a temperate zone frog, *Rana temporaria*, with special reference to factors determining number and size of eggs. *J. Zool.* 195. 449–458.

Just T., Šámal V., Dušek M., Fischer D., Karlík P., Pykal J., 2003: *Revitalizace vodního prostředí*. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.

- Kašpar J., 2006: Nová krajina Mostecká po těžbě hnědého uhlí. Zpravodaj Hnědé uhlí 2 ISSN 1211-0655. 24–31.
- Kaya U., Kuzmin S, Sparreboom M., Ugurtas H. I., Tarkhnishvili D., Anderson S., Andreone F., Corti C., Nyström P., Schmidt B., Anthony B., Ogrodowczyk A., Ogielska M., Bosch J., Tejedo M., 2009: *Rana dalmatina*. The IUCN Red List of Threatened Species 2009.
- King D., 2005: Climate change: the science and the policy. J. Appl. Ecol. 42. 779–783.
- Knapp R. A., 2005: Effects of nonnative fish and habitat characteristics on lentic herpetofauna in Yosemite National Park, USA. Biological Conservation 121. 265–279.
- Krebs C. J., 1996: Population Cycles revisited. Journal of Mammalogy 77. 8–24.
- Krebs C. J., Mayers J. H., 1974: Population cycles in small mammals. Advances in Ecological Research 8. 267–399.
- Kulich J., 1981: Plazi a obojživelníci Horažďovicka. Sborník Západočes. Muzea v Plzni-Příroda 10. 1–32.
- Lác J., 1959: Rozšírenie skokana dlhonohého (*Rana dalmatina* Bon.) na Slovensku a poznámky k jeho bionómii. Biológia 14. 117–134.
- Lacy R. C., Lindenmayer D. B., 1995: A simulation study of the impact of population subdivision on the mountain brushtail possum *Trichosurus caninus* Ogylyby (Phalangeridae: *Marsupialia*), in south-eastern Australia: Loss of genetic variation within and between subpopulations. Biological Conservation 73. 131–142.
- Laan R., Verboom B., 1990: Effects of pool size and isolation on amphibian communities. Biological Conservation 54. 251–262.
- Lande R., Engen S., Saether B-E., 2003: Stochastic population dynamics in ecology and conservation. Oxford Series in Ecology and Evolution, Oxford. 114
- Lannoo M. J., Kinney V. C., Heemeyer J. L., Engbrecht N. J., Gallant A. L., Klaver R. W., 2009: Mine spoil prairies expand critical habitat for endangered and threatened amphibian and reptile species. Diversity 1. 118–132.

- Lesbarrères D., Lodé T., 2002: Variations in male calls and responses to an unfamiliar advertisement call in territorial breeding anuran, *Rana dalmatina*: evidence for a 'dear enemy' effect. *Ethol. Ecol. Evol.* 14. 287–295.
- Lesbarrères D., Merilä J., Lodé T., 2008: Male breeding success is predicted by call frequency in territorial species, the agile frog (*Rana dalmatina*). *Canadian Journal of Zoology* 86. 1273–1279.
- Lewin I., Spyra A., Krodkiewska M., Strzelec M., 2015: The importance of the mining subsidence reservoirs located along the trans-regional highway in the conservation of the biodiversity of freshwater molluscs in industrial areas (Upper Silesia, Poland). *Water Air Soil Pollut.* 226. 1–12.
- Lipský Z., 2006: Transformation of the Kopistká Dump to Regional Biocentre. *Životní prostředí* 40. 200–205.
- Licht L. E., 1974: Survival of embryos, tadpoles, and adults of the frogs *Rana aurora aurora* and *Rana pretiosa pretiosa* sympratrix in southwestern British Columbia. *Canadian Journal of Zoology* 52. 613–627.
- Loman J., 2002: *Rana temporaria* metamorph production and population dynamics in the field: effects of tadpole density, predation and pond drying. *Journal for Nature Conservation* 10. 95–107.
- Martel A., Spitzen-van der Sluijs A., Blooi M., Bert W., Ducatelle R., Fisher M. C., Woeltjes A., Bosman W., Chiers K., Bossuyt F., Pasmans F., 2013: *Batrachochytrium salamandrivorans* sp. nov. causes lethal chytridiomycosis in amphibians. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 110 38, 15325–15329.
- Marsh D., 2001: Fluctuations in amphibian populations: a meta-analysis. *Biological Conservation* 101. 327–335.
- Maštera J., 2012: Ohrožené biotopy v hospodářských lesích – Jak v lese hospodařit šetrně (nejen) k obojživelníkům. *Ochrana přírody* 2012, 3. 12–14.
- Maštera J., Mašterová A., 2017: Obojživelníci Vysočiny. Pobočka České společnosti ornitologické na Vysočině, Jihlava ISBN 978-80-88242-02-4. 64.

- Maštera J., Zavadil V., Dvořák J., 2015: Vajíčka a larvy obojživelníků České republiky, 1. vydání, Academia, Praha ISBN 978-80-200-2399-5. 179.
- 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.
- Meek R., 2012: Low survivorship of *Rana dalmatina* embryos during pond surface freezing. *Herpetological Bulletin* 120. 32–33.
- Meek R., 2018: Temporal trends in agile frog *Rana dalmatina* numbers: results from a long- term study in western France. *Herpetological Journal*. Volume 28. 117–122.
- Mikátová B., Vlašín M., 2002: Ochrana obojživelníků. Metodika Českého svazu ochránců přírody č. 1, 3. vydání. Ekocentrum Brno, Brno ISBN 00-000000-0-0. 139.
- Nöllert A., Nöllert C., 1992: Die Ampibian Europas. Bestimmung, Gefährdung, Schutz. Kosmos Naturführer, Franckh-Kosmos Verlags-GmbH, Stuttgart.
- O'Connor J. H., Rittenhouse T. A. G., 2016: Snow cover and late fall movement influence wood frog survival during an unusually cold winter. *Oecologia* 181. 635–644.
- O'Shea M., Halliday T., 2002: Plazi a obojživelníci. Dorling Kindersley, London.
- Parr TW., Sier ARJ., Battarbee RW., Mackay A., Burgess J. 2003: Detecting environmental change: science and society—perspectives on long-term research and monitoring in the 21st century. *Sci Total Environ* 310. 1–8.
- Parris M. J., Reese E., Storfer A., 2006: Antipredator behavior of chytridiomycosisinfected northern leopard frog (*Rana pipiens*) tadpoles. *Canadian Journal of Zoology* 34. 58–65.
- Pechmann J. H. K., Wilbur M. H., 1994: Putting Declining Amphibian Populations in Perspective: Natural Fluctuations and Human Impacts, Source: *Herpetologica*, Vol. 50, No. 1. 65–84.
- Pechmann J. H. K., 2003: Natural population fluctuations and human influences, Null models and interactions – In R. D. Semlitsch (Ed.), *Amphibian Conservation*. 85–93. Smithsonian Institution Press, Washington D.C

- Petrovan S. O., Schmidt B. R., 2016: Volunteer Conservation Action Data Reveals Large-Scale and Long-Term Negative Population Trends of a Widespread Amphibian, the Common Toad (*Bufo bufo*). PLOS ONE 11.
- Phillips K., 1990: Where have all the frogs and toads gone? BioScience 40. 422–4.
- Ponsero A., Joly P., 1998: Clutch size, egg survival and migration distance in the agile frog (*Rana dalmatina*) in a floodplain. Archiv Fur Hydrobiologie 142. 343–352.
- Pough F. H., Kamel S., 1984: Post-metamorphic change in activity metabolism of anurans in relation to life history. Oecologia. 138–144.
- Rehák I. 1992: Skokan štíhlý (*Rana dalmatina*) – In Baruš V., Oliva O., Král B., Opatrný E., Roček Z., Roth P., Špinar Z., Vojtková L., 1992: Obojživelníci *Amphibia*. Academia, Nakladatelství Československé akademie věd, 25 svazek, Praha ISBN 80-200-0433-5.
- Reading C. J., 1986: Egg production in the common toad, *Bufo bufo*. J Zool 208. 99–107.
- Reading C. J., 1998: The effect of winter temperatures on the timing of breeding activity in the common toad *Bufo bufo*. Oecologia 117. 469–475.
- Reading C. J., 2006: Linking global warming to amphibian declines through its effects on female body condition and survivorship. Global change and Conservation Ekology. Oecologia 151. 125–131.
- Reading C. J., 2007: Linking global warming to amphibian declines through its effect on female body condition and survivorship. Oecologia 151. 125–131.
- Resetarits W.J. Jr., 2005: Habitat selection behaviour links local and regional scales in aquatic systems. Ecology Letters 8. 480–486.
- Rittenhouse T. A. G., Harper E. B., Rehard L. R., Semlitsch R. D., 2008: The role of microhabitats in the desiccation and survival of anurans in recently harvested oak–hickory forest. Copeia 2008. 807–814.
- Ronce O., 2007: How does it feel to be like a rolling stone? Ten questions about dispersal evolution. Annu. Rev. Ecol. Evol. S. 38. 231–253.

- Royama T., 1977: Population persistence and density-dependence. *Ecological Monographs* 47. 1–45.
- Ryser J., 1989: Weight loss, reproductive output, and the cost of reproduction in the common frog, *Rana temporaria*. *Oecologia* 78. 264–268.
- Vrbová M., Kerouš K., 2005: Obojživelníci v PP Podhradská tůň. Český svaz ochránců přírody, Mladá Boleslav.
- Sala O.E., Chapin III, Armesto F.S., Berlow J.J., Bloomfield E., Dirzo J., HuberSanwald R., Huenneke E., Jackson L.F., Kinzig R.B., Leemans A., Lodge R.D.M., Mooney H.A., Oesterheld M., Poff N.L., Sykes M.T., Walker B.H., Walker M.H., Wall D., 2000: Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287. 1770–1774.
- 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.
- Schmidt B. R., 2004: Declining amphibian populations: The pitfalls of count data in the study of diversity, distribution, dynamics, and demography. *Herpetological journal*. Vol 14. 167.
- Schmidt B. R., Hödl W., Schaub M., 2012: From metamorphosis to maturity in complex life cycles: equal performance of different juvenile life history pathways. *Ecology* 93. 657–667.
- Scott D. E., 1990: Effects of larval density in *Ambystoma opacum*: an experiment in large scale field enclosures. *Ecology* 7. 296–306.
- Semlitsch R. D., Scott D. E., Pechmann H. K. J., Gibbons W. J., 1996: Structure and dynamics of amphibian community. *Biological Sciences*. 217–245.
- Scheele B. C., Driscoll D. A., Fischer J., Hunter D. A., 2012: Decline of an endangered amphibian during an extreme climatic event. *Ecosphere* 3. 101.
- Sidorovich V. E., 2000: Seasonal variation in the feeding habits of riparian mustelids in river valleys of NE Belarus. *Acta Theriologica* 45. 233–242.

Sinclair B. J., Stinziano J.R., Williams C.M., MacMillan H.A., Marshall K.E., Storey K.B., 2013: Real-time measurement of metabolic rate during freezing and thawing of the wood frog, *Rana sylvatica*: implications for overwinter energy use. *J Exp Biol* 216:292–302.

Smolová D., Doležalová J., Vojar J., Solský M., Kopecký O., Gučík J., 2010: Faunistický přehled a zhodnocení výskytu obojživelníků na severočeských výsypkách. Sborník Severočeského Muzea, Přírodní Vědy, Liberec ISBN 978-80-87266-04-528. 155–163.

Stern D. I., Kaufmann R. K., 2013: Anthropogenic and natural causes of climate change. *Climatic Change* 122. 257–269.

Stuart S. N., Chanson J. S., Cox N. A., Young E. B., Rodrigues A. S. L., Fischman L. D., 2004: Status and Trend of Amphibian Declines and Extinctions Worldwide. *Science*. Vol. 306, Issue 5702. 1783–1786.

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

Svobodová Z., 1987: Toxikologie vodních živočichů. MZVŽ ČSR, ČSR, Praha.

Taylor B. E., Scott D. E., Gibbons J. W., 2006. Catastrophic reproductive failure, terrestrial survival, and persistence of the marbled salamander. *Conservation Biology* 20. 792–801.

Tejedo M., Marangoni F., Pertoldi C., Richter-Boix A., Laurila A., Orizaola G., Nicieza A. G., Alvarez D., Gomez-Mestre I., 2010: Contrasting effects of environmental factors during larval stage on morphological plasticity in post-metamorphic frogs. *Climate research* 43. 31–39.

Thierry L., 2009: Mating strategies and monogamy in territorial breeding anuran, *Rana dalmatina*: a result of sexual conflict? *Alytes* 27 (2). 37–48.

Thomas J.A., Morris M.G., Hambler C., 1994. Patterns, mechanisms and rates of extinction among invertebrates in the United Kingdom. *Philos. Trans. R. Soc. London Ser. B-Biol. Sci.* 344, 47–54.

Tkadlec E., 2013: Populační ekologie: Struktura, růst a dynamika populací, 2. vydání. Olomouc: Univerzita Palackého v Olomouci ISBN 978-80-244-3385-1.



- Tokeshi M., 1999: Species Coexistence. Ecological and Evolutionary Perspectives, Blackwell Science, Oxford.
- Turchin P., 1995: Population regulation: old arguments and a new synthesis. Academic Press, San Diego. 19–40.
- Turchin P., 1999: Population regulation a synthetic view, *Oikos* 84. 153–159.
- Travis J., 1994: Calibrating our expectations in studying amphibian decline. *Herpetologica* 50. 104–108.
- Vojar J., 2007: Ochrana obojživelníků: ohrožení, biologické principy, metody studia, legislativní a praktická ochrana. Doplněk k metodice č. 1 Českého svazu ochránců přírody, Louny, 2007.
- Vojar J., Doležalová J., Solský M., 2012: Hnědouhelné výsypky – nová příležitost (nejen) pro obojživelníky. *Ochrana přírody* 67. 8–11.
- Vráblíková J., Seják J., Dejmal I., Neruda M., 2007: Možnosti trvale udržitelného hospodaření v antropogenně postižené krajině. FŽP UJEP, Ústí nad Labem ISBN 978–80–7044–935–6.
- Zavadil V., 1986: Pozorování skokana hnědého a štíhlého v době rozmnožování. *Živa* (4). 150–151.
- Weber J. M., 1990: Seasonal exploitation of amphibians by otters (*Lutra lutra*) in north-east Scotland. *J. Zool.*, London 220. 641–651.
- Wheeler B., Prosen E., Mathis A., Wilkinson R. F., 2002: Population declines of a long-lived salamander: A 20 + -year study of hellbenders, *Cryptobranchus alleganiensis*. *Biological Conservation* 109(1). 151–156.
- Whitehead P. J., Puckridge J. T., Leigh C. M., Seymou R.S., 1989: Effect of temperature on jump performance of the frog *Limnodynastes tasmaniensis*. *Physiol. Zool.* 62:937–949.
- Wilbur H. M., 1990: Coping with chaos: Toads in ephemeral pond. *Trends Ecol. Evol.* 5–37.
- Wilbur H. M., 1997: Experimental ecology of food webs: complex systems in temporary ponds. *Ecology* 78. 2279–2302.

Williams D. D., 2005: The Biology of Temporary Waters. Oxford: Oxford University Press, USA. ISBN 0198528124.

Zavadil V., Kolman P., 1992: Die Verbreitung der Anuren im mittel Böhmischem Bezirk – II. *Bohemia centralis* 21. 141–220.

Zavadil V., Leybold J., 1986: Snůšky našich žab. *Naší přírodou* 3. 54–55.

Zavadil V., Sádlo J., Vojar J., 2011: Biotopy našich obojživelníků a jejich management. Metodika AOPK ČR. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Brand Brand, s.r.o., Praha.

Zwach I., 2009: Obojživelníci a plazi České republiky. Grada Publishing a. s., Praha ISBN 978-80-247-2509-3. 237.

### **Internetové zdroje**

[https://www.ecmost.cz/rekultivace.php?page=pruvodce\\_ruzodol](https://www.ecmost.cz/rekultivace.php?page=pruvodce_ruzodol) (3. 1. 2020)

<https://www.iucn.org/> (4. 3. 2020)

<https://www.ecmost.cz/index.php> (5. 12. 2019)

### **Seznam obrázků**

Obrázek 1: *Rana dalmatina*, foto Jaromír Maštera

Obrázek 2: Snůška *Rana dalmatina*, foto Jaromír Maštera

Obrázek 3: Pulec *Rana dalmatina*, foto Jaromír Maštera

Obrázek 4: Rozšíření *Rana dalmatina*, databáze ND OP

Obrázek 5: Mostecké výsypky, zdroj Smolová a kol. (2010)

### **Seznam tabulek**

Tabulka 1: Počty snůšek za monitorovací období 2005–2019.

Tabulka 2: Početnost sledovaných jezírek za období 2005–2019.

Tabulka 3: Klimatologické údaje za období 2009-2019.

## **Seznam grafů**

Graf 1: Vývoj početnosti snůšek v čase (2009–2019).

Graf 2: Vývoj početnosti snůšek v čase (2009–2019).

Graf 3: Podíl obsazených a neobsazených vodních ploch v období 2009–2019.

Graf 4: Vztah mezi celkovým počtem snůšek a obsazených vodních ploch (2009–2019).

Graf 5: Testování vlivu počtu dní, kdy průměrná denní teplota přesáhla 6°C na početnost snůšek.

Graf 6: Testování vlivu počtu dní, kdy byla průměrná denní teplota pod -10°C na početnost snůšek.

Graf 7: Testování vlivu průměrných teplot za sebou jdoucích 13 nejchladnějších dní na početnost snůšek.