

**Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích
Přírodovědecká fakulta**

**Dlouhodobé sledování pohybu a věrnosti lokalitě
u jedinců kuňky žlutobřiché (*Bombina variegata*)**

Diplomová práce

Bc. Tereza Holicová

Školitelka: RNDr. Pavla Robovská, Ph.D.

České Budějovice 2015

Holicová, T., 2015: Dlouhodobé sledování pohybu a věrnosti lokalitě u jedinců kuňky žlutobřiché (*Bombina variegata*)—[Long-term monitoring of the movement and location of individuals yellow-bellied toad (*Bombina variegata*). Mgr. Thesis, in Czech.] – 45 p., Faculty of Science, University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic.

Anotace

This thesis contains brief knowledge about homing and migration in amphibians. In practical part this thesis is studied fidelity and movement yellow-bellied toad (*Bomnina variegata*) in observed locality. It is mapped relative quantity during four seasons. Habitat preferences of yellow-bellied toad are researched depend on chosen paramerts (maximal depth, area, vegetation).

This thesis also devote a pattern maps, special technice for marking amphibians. This method was used for marking individuals of yellow-bellied toad in field experiment.

Prohlášení

Prohlašuji, že svoji magisterskou práci jsem vypracovala samostatně pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu citované literatury.

Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své bakalářské práce, a to v nezkrácené podobě elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách, a to se zachováním mého autorského práva k odevzdanému textu této kvalifikační práce. Souhlasím dále s tím, aby toutéž elektronickou cestou byly v souladu s uvedeným ustanovením zákona č. 111/1998 Sb. zveřejněny posudky školitele a oponentů práce i záznam o průběhu a výsledku obhajoby kvalifikační práce. Rovněž souhlasím s porovnáním textu mé kvalifikační práce s databází kvalifikačních prací Theses.cz provozovanou Národním registrem vysokoškolských kvalifikačních prací a systémem na odhalování plagiátů.

Poděkování

Hlavní dík patří mé školitelce RNDr. Pavle Robovské Ph.D., za vedení a odborné rady při tvorbě této diplomové práce, dále jí děkuji za pomoc při mapování kuňky žlutobřiché (*Bombina variegata*). Srdečný dík patří i všem lidem, kteří mi vypomáhali v terénu při odchytu kuněk žlutobříchých. Dále děkuji RNDr. Zdeněkovi Faltýnku Fricovi Ph.D., za zaučení v programu MARK a následné konzultace. Za odborné rady statistického zpracování dat děkuji Mgr. Martinu Volfovi a nejen za ně. Přírodovědecké fakultě děkuji za poskytnutí finanční částky na částečné pokrytí nákladů za cestovné. Za spolupráci a ochotu tamních zaměstnanců děkuji Zoo Hluboké nad Vltavou, která mi tak umožnila přístup k jejich chovům obojživelníků. Dále děkuji rodině a přátelům za podporu při studiu. A také nemalý dík patří všem jedincům kuňky, kteří se nechali pro pokus odchytit.

Obsah

1. Úvod	1
1.1 Pohyblivost a věrnost domovské lokality u obojživelníků	1
1.2 Biologie kuňky žlutobřiché.....	4
1.3 Pohyblivost a věrnost domovské lokality u kuňky žlutobřiché	6
1.4 Habitatová preference kuňky žlutobřiché	7
1.5 Metody značení obojživelníků.....	9
1.6 Metoda přirozených vzorů (pattern maps).....	11
2 Cíle práce.....	13
3 Metodika.....	14
3.1 Metody terénní práce	14
3.2 Popis lokality	15
3.3 Metoda značení	16
3.4 Pozorování skvrn	16
3.5 Analýzy.....	17
4 Výsledky.....	18
4.1 Vstupní data	18
4.2 Základní demografické parametry	20
4.3 Disperze a pohyb	23
4.4 Faktory ovlivňující výběr louže.....	27
4.5 Pozorování skvrn	30

5	Diskuse	31
5.1	Základní demografické parametry	31
5.2	Faktory ovlivňující výběr louže	32
5.3	Disperze a pohyb	34
5.4	Metoda přirozených vzorů	34
5.5	Pozorování skvrn	35
6	Závěr.....	37
7	Použitá literatura	38

1. Úvod

Práce stručně shrnuje poznatky o homingu a migrační schopnosti obojživelníků. V praktické části se zabývá věrností domovské lokality a pohyblivostí v rámci mapované lokality u kuňky žlutobřiché. Dokumentuje její relativní početnost v průběhu několika sezón. Na základě zvolených parametrů určuje biotopové preference kuněk žlutobříchých.

Práce se rovněž věnuje metodě přirozených vzorů, protože právě touto metodou probíhalo rozlišování jedinců kuňky žlutobřiché v související terénní studii.

1.1 Pohyblivost a věrnost domovské lokality u obojživelníků

Prostorové požadavky obojživelníků se mezidruhově liší a jsou ovlivněny řadou faktorů. O velikosti domovského okrsku rozhoduje do velké míry pohyblivost, která závisí na migračních schopnostech daného druhu. Pohyb zvířat je ovlivněn zejména jejich fyzickými vlastnostmi, chováním, reprodukční strategií a typem prostředí. Obojživelníci žijící terestricky musí podstupovat sezónní migrace dlouhé i několik kilometrů, naopak obojživelníci žijící většinu sezóny ve vodě nebo v její těsné blízkosti se vyskytují více méně jen na dané lokalitě, zejména pokud ve vodě i přezimují.

O terestrické fázi života většiny druhů obojživelníků, kteří se rozmnožují ve vodě, nemáme dostatek znalostí. Při výzkumech jejich terestrické fáze využívají vědci převážně telemetrická pozorování (Sinsch 1989; Seitz et al. 1992; Blihovde 2006; Husté et al. 2006; Iwai 2013; Pašukonis et al. 2014). Obojživelníci jsou však zvířata menšího rozměru, a tak bylo umístění telemetrického zařízení v minulosti problematické. Monitorovány mohly být jen větší druhy obojživelníků. V roce 2014 byla publikována studie, která využívala miniaturní transpondéry k pozorování pralesničky hnědavé (*Allobates femoralis*), tedy žáby, jejíž velikost se pohybuje okolo tří centimetrů (Pašukonis et al. 2014). S rozvojem techniky byl tedy problém limitující velikosti odstraněn.

U floridský skokanů druhů *Lithobates capito* a *L. sevosus* bylo zjištěno, že v průběhu nereprodukční části života žijí spíše nečině a utajeně ve svých úkrytech, nicméně i přes tento usedlý způsob života je průměrná velikost jejich domovského okrsku okolo 45 m² a vzdálenost, kterou urazí na rozmnožiště, se pohybuje okolo 90 m, byla však zaznamenána i vzdálenost 286 m (Blihovde 2006). Příbuzný druh skokan velkohlavý (*Lithobates areolatus*), se pohybuje na území o průměru až dva kilometry (Franz et al. 1988).

Z evropských žab kupříkladu ropucha krátkonohá (*Epidalea calamita*), tedy žába, která vodní plochy vyhledává pouze pro rozmnožování, migruje jen na malé vzdálenosti, což může být způsobeno tím, že je druhem s vysokou mírou filopatrie k rozmnožišti (Husté et al. 2006). Nicméně ohledně pohybu existují u ropuch rozdíly s ohledem na pohlaví. Obě studie Sinscheho z roku 1992 ukazují nižší míru věrnosti lokalitě u samic, Husté a kolektiv (2006) rovněž zaznamenali, že samice ropuch krátkonohých vykazují klesající tendenci věrnosti lokalitě. Míra věrnosti klesá se vzrůstající vzdáleností k rozmnožišti. V téže studii prováděli i translokační pokus, kdy přemístili 30 samců na vzdálenost necelých 400 m. Na domovskou lokalitu se vrátilo 58 % samců, přestože měli k dispozici bližší náhradní lokalitu. Stejně tak je i ropucha obecná (*Bufo bufo*) schopná ujít velké vzdálenosti, aby se vrátila do své domovské tůně. Ve studii Sinscheho z roku 1987 byli její jedinci schopni urazit obdivuhodné tři kilometry.

Ve studii Hartela a kolektivu (2011) zabývající se časovou a prostorovou variabilitou společenstev obojživelníků, prováděnou na osmi druhích obojživelníků (*Triturus cristatus*, *Lissotriton vulgaris*, *Bombina variegata*, *Bufo bufo*, *Hyla arborea*, *Pelobates fuscus*, *Rana dalmatina*, *R. temporaria*) zjistili autoři pozitivní korelaci mezi dostupností vodních ploch a jejich osídlením dospělci, což naznačuje, že obojživelníci jsou schopni kolonizovat nové biotopy. Zjistili také, že druhy s většími migračními schopnostmi obývají méně vodních nádrží v krajině. V rámci malého prostorového měřítka bude u druhů schopných pohybovat se na delší vzdálenosti nebo u druhů s většími teritorii pravděpodobnější větší selekce na kvalitu vodní nádrže. Obojživelníci zároveň jsou schopni rychlé kolonizace nově vzniklých nádrží, toto zjištění potvrzují výsledky z velkoplošného ochrannářského projektu v Estonsku. V jeho rámci bylo pro čolka velkého (*Triturus cristatus*) a blatnici skvrnitou (*Pelobates funus*) zrestaurováno či nově zbudováno 230 nádrží. Zásahy se mimo jiné pozitivně dotkly i jiných druhů obojživelníků. V průběhu tříletého monitoringu byla většina z nově zbudovaných tůní zmíněnými obojživelníky osídlena, byli v nich dokonce zaznamenány pářící se jedinci a celková početnost obojživelníků, rozmnožujících se ve vodních nádržích, v krajině výrazně vzrostla (Rannap et al. 2009).

Přestože lze říct, že obojživelníci jsou nejvíce sedentárními obratlovci, zvládnou i poměrně složité navigační úkoly. Orientace v terénu je zpravidla ovlivněna způsobem lokomoce, velikostí domovského okrsku nebo krajinným rázem. V prostoru se orientují převážně díky prostorové paměti. Pralesničky (Dendrobatidae) jsou pro tuto problematiku dobrým

modelovým vzorem, jelikož žijí ve vysoce strukturovaném neotropickém habitatu a kvůli svým reprodukčním strategiím se vyznačují velmi složitým prostorovým chováním, dokonce jedním z nejsložitějších mezi obojživelníky. Jejich pulci potřebují pro svůj vývin vodu, vodní plošky jsou však zpravidla dočasného rázu a jsou široce roztroušeny v prostoru. Pulci během svého vývinu často vyžadují transport, protože jim tůňka vysychá. Transport do nové tůňky může trvat až několik hodin či dní a může být na vzdálenost až 180 m. Při transportu se pralesničky v prostoru orientují na základě zkušenosti a spoléhají převážně na prostorovou paměť. Mezi obojživelníky však existuje vysoká reprodukční rozmanitost, tedy i rozmanitost v typech prostorové orientace, které jsou jí zásadně ovlivněny (Pašukonis et al. 2014).

Na pohyblivost a věrnost domovské lokality má vliv i pohlaví. Pokud u druhu existuje pohlavní dimorfismus ve velikosti, větší pohlaví zpravidla putuje dále. Například samice rosničky měnivé (*Hyla versicolor*), které jsou větší než samci, putují na rozmnožiště v průměru dále. Samci se navíc v průběhu reprodukční sezóny téměř nevzdalují od nádrže, samice se naopak na rozmnožišti zdržují jen krátce (přibližně 48 h), a poté jsou schopny putovat na značné vzdálenosti (až 100 m za den). Samice se tedy mimo dobu rozmnožování vyskytují převážně na vzdálenějších stanovištích, kdežto samci spoléhají spíše na stanoviště v blízkosti nádrže (Johnson et al. 2007). Stejně závěry, že větší pohlaví putuje dále, uvádí i další studie (Pilliod et al. 2002; Muths 2003; Bartelt et al. 2004). Toto chování může být způsobeno různými vlivy. Například vyšší hustotou kořisti nebo výhodnějšími druhy kořisti, což má vliv na kvalitu a kvantitu vajíček. Samice také zpravidla přichází na rozmnožiště až po samcích. Samice rovněž vykazují nižší míru filopartie než samci, pravděpodobně z důvodu výběru kvalitnějšího rozmnožiště (dostatek potravy, optimální hladina vody) (Sinsch 1992). Pro samce by delší putování mohlo být nevýhodné, jelikož by se na rozmnožiště nedostavili v předstihu a snížili by si šanci na setkání se samicemi (Fellers 1979). Obdobné schéma pohybu bylo pozorováno i u druhu *Babina subaspera* (Ranidae), kdy samice byly v průběhu reprodukční sezóny pohyblivější, samci naopak spíše sedentární. Samice také v průměru překonávají větší vzdálenosti na zimoviště, což může opět souviset s dobou příchodu na rozmnožiště (Iwai 2013).

Neméně důležitý vlivem je i věk zvířete. Juvenilní jedinci mohou migrovat od rodného rozmnožiště nepředvídatelně daleko, naopak dospělí jedinci zpravidla migrují v rámci domovského okrsku, i zde však existuje plasticita v individuálním pohybovém chování jedinců (Sinsch 2014).

1.2 Biologie kuňky žlutobřiché

Kuňka žlutobřichá (*Bombina variegata*) je menší žába, jejíž tělo dosahuje délky kolem 5 cm. Zbarvení těla na ventrální straně trupu a končetin je nápadné. Zbarvena je sytě žlutou barvou s černým mramorováním. Plocha žlutého zbarvení převyšuje nad černým zbarvením, černé skvrny jsou jednotlivé a netvoří celistvý obrazec, na rozdíl od sesterského druhu - kuňky obecné (*Bombina bombina*). Naopak dorzální zbarvení je maskovacího charakteru, bradavky svrchní strany vytváří drsnou strukturu kůže. Barva hřbetu je blátivá až hnědošedá, většinou jednolitá nebo s tmavozelenými skvrnami. Pohlavní dimorfismus není téměř patrný, určité rozdíly jsou v tělesných rozměrech samic a samců. Dobře znatelné jsou tmavě pigmentované zrohovatělé plošky (tzv. pářící mozoly, viz Obr. 01) na vnitřní straně předloktí u adultních samečků (Baruš & Oliva 1992).



Obr. 01: Pářící mozol samce kuňky žlutobřiché.

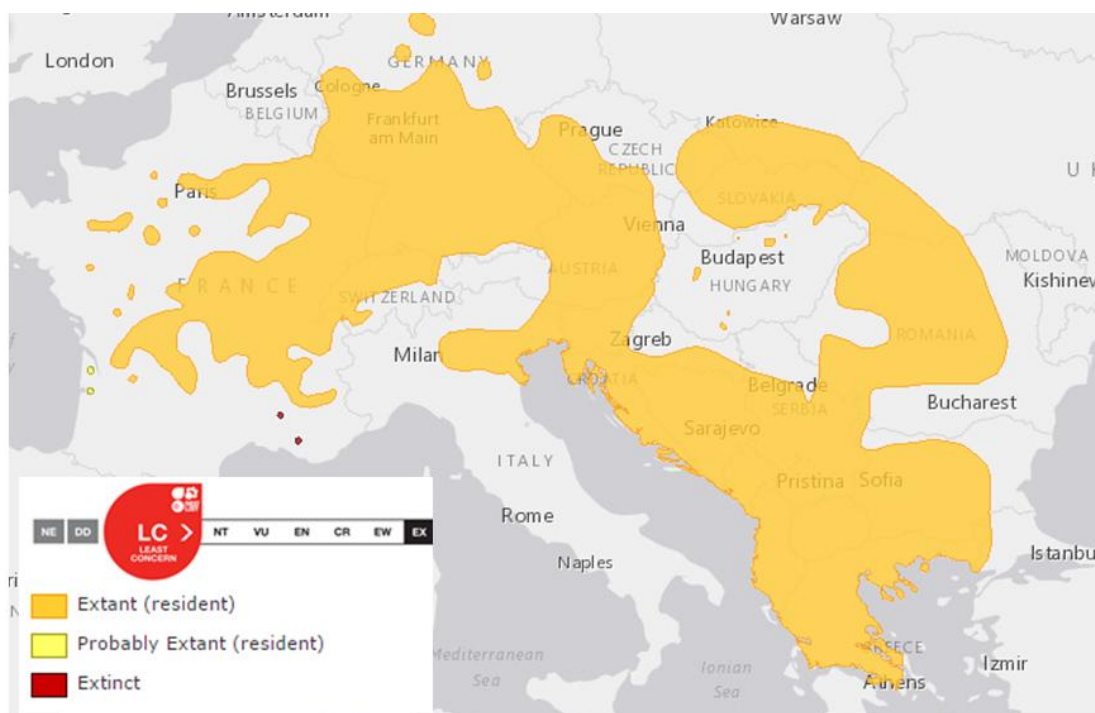
Kuňka žlutobřichá a k. obecná mají parapatrický výskyt a společně vytvářejí hybridní zóny, kde dochází k mezidruhovému křížení těchto druhů. Divergence těchto druhů je pravděpodobně předglaciálního původu. Evoluční historie těchto druhů tedy od té doby probíhá nezávisle. Oba druhy mají vzájemně odlišný životní cyklus, ekologické nároky a vzorce chování (Hofman et al. 2007).

Kuňka žlutobřichá obývá tůň, kaluže a jiné, zejména dočasné stojaté vodní plochy. Hojně žije ve vyjetých kolejkách na polních či lesních cestách nebo ve stopách zanechaných po velkých savcích (Cayuela et al. 2011). Dokáže přežít na řadě různých stanovišť od podhůří až do vyšších hor, a to v řadě biotopů přes paseky, zátopové oblasti, listnaté až

ježličnaté lesy. Má vysokou toleranci na zhoršenou kvalitu vody, snese například zvýšenou koncentraci sirovodíku nebo soli (Baruš & Oliva 1992).

Aktivovat začíná koncem března, pokud je tuhá zima, může se objevovat až v květnu. Rozmnožování pak probíhá od konce dubna až do začátku srpna. Na konci září až začátkem října vyhledává úkryty v norách, dírách v zemi, pod kameny či spadlými kmeny stromů. Angele (1946) popisuje její aktivitu i v průběhu zimy z oblasti jižního areálu (Francie).

Kuňka žlutobřichá je rozšířená ve střední a jižní Evropě (Obr. 02). Napříč jejím areálem je rozlišováno několik poddruhů, v České republice se vyskytuje podruh *Bombina variegata variegata*, který obývá převážnou část areálu výskytu. Dále jsou popsány podruhy *B. variegata kolombatovici*, který žije v Dalmácii, *B. variegata pachypus* žijící v Itálii a podruh *B. variegata scabra*, který se vyskytuje v Černé Hoře, Albánii, Řecku a Bulharsku (Amphibia Web 2015). V České republice se kuňka žlutobřichá vyskytuje ve třech izolovaných oblastech: Jeseníky a karpatská pohoří, západní a střední Čechy a také v jižních Čechách v okolí Českého Krumlova a Českých Velenic (obojzivelnici.wbs.cz).



Obr.02: Mapa rozšíření kuňky žlutobřiché (<http://maps.iucnredlist.org/>).

Dle červeného seznamu IUCN je kuňka žlutobřichá klasifikovaná jako málo dotčený druh (Least Concern). Celosvětový trend tohoto druhu je klesající, v západním až severozápadním části areálu (např. jižní Švýcarsko, severozápadní a jižní Francie, Německo) došlo

k lokálním extinkcím a zmenšení populací. Nicméně na území Karpat, Polska či Slovinska je ve vhodném prostředí běžně rozšířeným druhem (Kuzmin et al. 2015). V rámci České republiky je dle červeného seznamu hodnocena jako kriticky ohrožená (CR), zákonná ochrana ji uvádí jako silně ohroženou. Druh je také uveden v příloze II Bernské úmluvy, a příloze II a IV ve směrnici o stanovištích (Natura 2000) (obojzivelnici.wbs.cz).

1.3 Pohyblivost a věrnost domovské lokality u kuňky žlutobřiché

Kuňka žlutobřichá je více méně věrná své lokalitě, při vyschnutí nebo při zániků tůň je schopna se přemístit do tůň v blízkém okolí (Baruš & Oliva 1992; Barandun & Reyer 1998). Jedná se o poměrně dlouhověké zvíře, ve volné přírodě se dožívá až deseti let. Za její život může dojít k výrazným změnám v okolí, zejména když jako ideální stanoviště pro rozmnožování preferuje dočasné vodní plochy (EU Wildlife and Sustainable Farming project 2009). Jestliže původní lokalita zanikne, většinou dochází k přesunu na lokalitu novou. Žába využívá při vyhledávání nové lokality vlhkostního gradientu v prostředí. Vlhkostní gradient slouží i pro orientaci při migracích a potulkách po okolí (Hartel 2008).

Tříleté pozorování kuňky žlutobřiché na soustavě dočasných tůň odhalilo (Hartel et al. 2011), že intenzita a vzdálenost pohybu je mezi lety značně proměnlivá. Podle výsledků studie mají na tuto variabilitu v chování nejvýznamnější vliv srážky. V letech s vyššími srážkami se jedinci pohybovali více a na větší vzdálenosti a vyhledávali dočasné tůň. Naproti tomu v sušších letech se soustředili na stabilnější stanoviště a vykazovali méně pohybu po okolí.

Mark-recapture studie Beshkova a Jamensona (1980), provedená na balkánském pohoří uvádí průměrné migrační vzdálenosti během reprodukční sezóny okolo 200 m. Přesněji 202 m pro samce a 219 m pro samice. Denní migrační vzdálenost dosahovala v průměru 63,8 m pro samce, samice a juvenilní jedinci se pohybovali na výrazně kratší vzdálenosti, a to 20 m pro samice a 17, 4 m pro juvenilní jedince. Barandun a Reyer (1998) uvádí maximální migrační vzdálenost 240 m, výzkum probíhal v otevřené krajině (Švýcarsko). Studie, která probíhala v listnatých lesích v Rakousku, uvádí průměrné migrační vzdálenosti 190 m pro samce (maximální vzdálenost 980 m) a 150 m pro samice (maximální vzdálenost 600 m) (Gollmann & Gollmann 2000). Ve studii Hartela (2008), prováděné v letech 2003-2005, byla průměrná migrační vzdálenost 161 m, přičemž byl zaznamenán významný

rozdíl mezi lety. V roce 2003 byla průměrná migrační vzdálenost 93 m, v roce 2005 vzrostla na 251,35 m.

Vzdálenost pohybu u samic pozitivně koreluje s jejich velikostí. Stejně tak je známá i pozitivní korelace mezi velikostí samice a její plodností. Nabízí se tedy, že větší (starší) samice jsou při hledání tůní schopnější, oproti samicím menším (Hartel 2008).

Nedospělí jedinci (již po metamorfóze), v prvních letech svého života (2-3 roky) migrují na značné vzdálenosti v krajině, kde jsou pak široce rozptýleni (Gollmann & Gollmann 2000). Výsledky studie Hartela (2008) naznačují, že se juvenilní jedinci mohou zdržovat na terestrických stanovištích.

1.4 Habitatová preference kuňky žlutobřiché

Jak již bylo zmíněno, kuňka žlutobřichá se vyskytuje napříč střední Evropou (Amphibia Web 2015), žije tedy v řadě různých biotopů: v listnatých, smíšených či jehličnatých lesích, dále v křoviscích, na loukách a pastvinách, nivách řek i poblíž městských oblastí. Obývá obvykle prosluněné mělké tůně s malým množstvím vodní vegetace. Kuňky žlutobřiché se vyhýbají vodním tělesům s rybí obsádkou, čímž eliminují predanční tlak na larvální stádia. Dále preferují tůně bez dalších druhů obojživelníků, pravděpodobně aby se vyhnuly konkurenčnímu tlaku z jejich strany (EU Wildlife and Sustainable Farming project 2009). Populační hustota kuněk v nádrži rovněž ovlivňuje vhodnost nádrže, Bannikov a kolektiv (1977) uvádí 16 - 46 jedinců na hektar (Baruš & Oliva 1992). Kuňka žlutobřichá má dobrou míru snášenlivosti s jinými jedinci téhož druhu, jen během reprodukčního období vykazují samci jistou míru teritoriality (Di Cerbo 2001).

Díky kratší době larválního vývoje se některé druhy (např.: kuňka žlutobřichá, skokan štíhlý (*Rana dalmatina*) a skokan hnědý (*R. temporaria*)) mohou s větší pravděpodobností vyskytovat v dočasných tůních. Tyto druhy jsou zde také reprodukčně úspěšnější (Hartel et al. 2011). Trvalé vodní plochy mají často vysokou druhovou rozmanitost a koncentraci dravců, a proto jsou zde larvální stádia žab predována ve velké míře a mají vysokou úmrtnost. Tento typ nádrží má také obvykle chladnou vodu, nevhodnou pro vývin pulců (Barandun & Rezer 1997). Dočasné vodní plochy tedy poskytují alternativu s nižším predančním tlakem a teplejší vodou, jelikož se zpravidla jedná o mělké nádrže, které se

při expozici slunečnímu záření rychle prohřejí. Vyšší teplota vody má pozitivní vliv na její produktivitu a zároveň napomáhá rychlejšímu vývoji pulců (Williams 1987). Dočasným tůním však hrozí vyschnutí, což vytváří dilema ve výběru optimálních míst. Žáby jsou nucené se rozhodovat mezi výhodami rychlého vývoje s nízkým predančním tlakem a vysokým rizikem vyschnutí. Jak vyplývá z výzkumu, hlavním ekologickým faktorem pro výběr třecích míst je u kuňky žlutobřiché teplota (Barandun & Rezer 1997). Preference vyšších teplot vody je obdobná i u jiných druhů žab, například ropuchy obecné (*Bufo bufo*) (Kuhn 1993) nebo skokanů (*Rana* sp.) (Sinsch 1984; Wollmuth et al. 1987; Sjogren et al. 1988).

Při výzkumu v bavorském vojenském výcvikovém areálu (Německo) byla u kuňky žlutobřiché zjištěna větší afinita k tůním s vysokou mírou disturbance a s nízkým vegetačním pokryvem (Warren & Buttner 2008). Preferenci pro tůně s nízkým vegetačním pokryvem uvádí i další studie (Bousboura & Ioannidis 1997; MacCallum et al. 1998). Jelikož právě disturbance má často za následek vznik dočasných tůní či louží, například v západních Karpatech (Polsko) je vysoká abundance kuňky žlutobřiché ve vyjetých kolejích na lesních a polních cestách (Babik & Rafinski 2001).

Jak již bylo řečeno, kuňky žlutobřiché se rozmnožují v různých a nestálých habitatech. Lokalita, ale musí být vybrána na základě vhodných environmentálních podmínek. Stejně místo může být jeden čas k reprodukci vhodné, následně však může nevyhovovat. Stejně tak se může v téže době mezi sebou lišit několik vzájemně propojených mikrolokalit. Reprodukce kuňky žlutobřiché je rozložena do delšího období (kolem tří měsíců), což umožňuje vybrat si právě tu vhodnou dobu rozmnožování. Jedinci mají dostatečné znalosti o prostředí a v průběhu let zůstávají na stejné lokalitě nebo v její blízkosti i při experimentální translokaci. Přestože mohou podnikat výpravy do vzdálenějšího okolí, ve vhodnou dobu (například po dešti) se na lokalitu vrátí rozmnožit. Vliv srážek a vysoušení tůní se zdají být nejlepším vysvětlujícím prediktorem jejich reprodukční úspěšnosti (Barandun & Reyer 1998).

Volba vhodného rozmnožiště má silný vliv na přežívání potomstva. Základní faktory, jako teplota, vegetace a hlavně dostatečná hladina vody pro vývoj pulce, jsou mezi lety proměnlivé, nepředvídatelná je tak i míra úspěšnosti přežití. Kuňky žlutobřiché si nicméně většinou najdou alespoň několik tůní, které jsou úspěšné (pulci se v nich metamorfují

na žáby), jejich umístění se však mezi lety v rámci lokality liší (Barandun & Reyer 1997). Z tohoto důvodu by se jako vhodná strategie jevílo rozmíst'ování snůšky mezi různé tůně. Nicméně kuňky se vrací na tutéž lokalitu, i když se místní podmínky pro rozmnožování zhoršily (Barandun & Reyer 1998). Shodné závěry uvádí i další studie (Kapfberger 1984; Seidel 1987).

Ekologické studie kuňky žlutobřiché probíhají převážně v nadmořské výšce okolo 600 m, studie z Itálie z roku 2001 se zaměřovala na lokality kuňky žlutobřiché v nadmořských výškách 850 m a 1684 m. Lokality se nacházely na dobytčích pastvinách, jelikož je zde nedostatek jiných vhodných biotopů. I ve větších výškách preferují kuňky žlutobřiché vodní plošky, které jsou jižně orientované a nachází se na volném prostranství. Tůně jsou tedy celkově dobře prosluněné (Di Cerbo 2001). Teplota má tak rozhodující vliv na dobu sezóny, navíc, jak již bylo řečeno výše, vyšší teplota vody urychluje larvální vývin (Williams 1987). Ve studii Bancila a kolektivu (2010) prokázali mimo jiné negativní korelaci mezi nadmořskou výškou a kondicí (fitness) jedinců v populaci. Populace ve vyšších nadmořských výškách tedy musí pečlivě volit lokality s vhodnými environmentálními podmínkami.

1.5 Metody značení obojživelníků

Rozlišení obojživelníků je pro jejich terénní výzkum nezbytné. Nejčastěji využívají terénní studie metodu zpětných odchyť (tzv. mark-recapture), která je považována za spolehlivý způsob demografických výzkumů (Schmidt 2003). Mark-recapture studie zpravidla vyžadují individuální označení jedinců v experimentu. Zvolené značení by mělo být unikátní, snadno interpretovatelné, trvalé nebo dlouhodobé a nesmí mít vliv na chování nebo přežití studovaného zvířete (Otis et al. 1978).

Značení obojživelníků není úplně snadné, jelikož jsou to poměrně malá zvířata s citlivou kůží. Pokožka se jim navíc rychle obměňuje a zároveň má dobrou schopnost regenerace, což ovlivňuje stálost značky. K nejčastěji užívaným metodám patří právě metody invazivního značení, při nichž dochází k narušení či poškození těla jedince. Jediná univerzální metoda neexistuje, ke značení obojživelníků se užívá několik různých invazivních metod, následuje jejich stručný přehled.

Zastřihávání prstů: Obojživelníkům jsou amputovány prsty (buď u báze, nebo nad plovací blánou) v různé kombinaci. Amputace prstů se liší počtem a umístěním, čímž vznikne unikátní kód (Bogert 1947). Tato metoda však může vyvolat nepříznivé odezvy spojené především s příjmem potravy, může také zapříčinit infekci, zánět či nekrózu (Clarke 1972).

Cejchování: Při cejchování je na těle subjektu za pomoci tepla, zimy nebo chemikálie vytvořena značka poškozením tkáně (Beausoleil et al. 2004).

Autotransplantace: Při autotransplantaci se vyměňují vlastní kousky kůže (transplantátu), například z ventrální strany na dorzální a naopak. Metoda je vhodná jen pro kontrastně zbarvené druhy obojživelníků (Rafijski 1977).

Tetování: Značka je vytvořena za pomoci inkoustu, který se vpichuje pod kůži (Kaplan 1958).

VIE (Visible implant elastomers): Viditelný implantovaný elastomer je fluorescenční gumový materiál, který se aplikuje pod kůži v různých barevných kombinacích a na různé části těla (Northwest Marine Technology 2000).

Akrylové polymery: Akrylové barvivo, které se pomocí injekce aplikuje pod kůži (Wooley 1973).

VIAAlpha značky (Visible Implant Alphanumeric tags): Viditelné implantované alfanumerické značky jsou barevné, fluorescenční, měkké značky, na nichž jsou napsané alfanumerické kódy. Tyto značky se umísťují do epidermis (Fellers et al. 1994).

PIT (passive integrated transponders): Pasivní integrované transpondéry jsou elektromagnetické cívky nesoucí unikátní alfanumerický kód. Tyto cívky se implantují do tělní dutiny nebo pod kůži zvířete. Jsou pak odečítány pomocí čtečky (Zydlewski et al. 2001).

Radioaktivní značení: Do zvířete se vpraví radioaktivní izotop (například antalu¹⁸²). Na základě energetických emisních profilů, je pak zvíře sledováno v prostředí (Madison & Shoop 1970).

Kroužky, pásy: Jedinci jsou označeni hliníkovými kroužky s alfanumerickým kódem, tento kroužek bývá umístěn kolem prstu, stehna nebo čelisti. Obdobou této metody jsou pásy, které bývají vyrobeny z plastu či latexu. Pásy se využívají i pro telemetrii (Raney 1940; Kaplan 1958).

Telemetrie: Na pozorovaného jedince je upevněno telemetrické zařízení (British Columbia Environment Resources Inventory Committee 1997).

Druhým typem jsou metody neinvazivní, které v žádném směru nepoškozují tělo pozorovaného jedince. Neinvazivní metody využívají přirozeného vzhledu jedinců. Identifikace probíhá na základě jejich rozdílného vzhledu. Je však nezbytné, aby jedinci měli dostatečný počet znaků, na jejichž základě mohou být rozlišeni.

1.6 Metoda přirozených vzorů (pattern maps)

Metoda „pattern maps“, volně přeloženo „metoda přirozených vzorů“, je neinvazivní metoda sloužící k individuální identifikaci. Řada druhů obojživelníků má na své pokožce unikátní kresby a vzory. Tato metoda využívá vnější vizuální variabilitu mezi jedinci stejného druhu. Avšak pro ty druhy obojživelníků, které kresbu postrádají nebo jejich vzory nebo barva či tvar skvrn se mohou s věkem měnit, se zmíněná metoda nedoporučuje (Donnelly et al. 1994).

Zbarvení a barevný vzor kůže je tvořen kombinací různých chromatoforů (původem z neurální lišty). U obojživelníků se vyskytují tyto chromatofory: xantofory (žluté), erytrofory (červené), iridofory (duhové), melanofory (černé, tmavohnědé), a obvykle se vyvíjí již v larválním stádiu. Barevné vzory se po metamorfóze většinou stabilizují. Proces vývoje chromatoforů pozoroval Pederzoli a kolektiv (2003) u mloka skvrnitého (*Salamandra salamandra*). V larválním stadiu počínají chromatofory vytvářet konečný pigment. Larvální dermis je tvořena kompaktní pojivovou tkání (bazální lamina), ke které přiléhají fibroblasty a xantofory, a volnou vrstvou kolagenu. V průběhu metamorfózy prochází pokožka změnou. Fibroblasty a xantofory invadují do bazální laminy, vyvíjí se kožní žlázy a vzniká tak pokožka, charakteristická pro dospělé. Po metamorfóze se xantofory a fibroblasty nachází v epidermis.

Následná post-metamorfnní proměnlivost barevnosti pokožky byla zkoumána jen u několika málo taxonů. Příkladem může být podřád Salamandridae, konkrétně zástupci rodů *Triturus* (Lantz 1953) a *Salamandra* (Bogaerts 2002), u kterých nebyla v těchto studiích ontogenetická změna vzorů prokázána. Nedávná studie Beukema z roku 2011, která se zabývala digitální analýzou obrazu, zdokumentovala post-metamorfnní změnu vzorů u mloka korsického (*Salamandra corsica*) ve smyslu růstu skvrn, avšak se zachováním jejich kresby.

Metoda přirozených vzorů je vhodná pro mark-recapture studie, jelikož poskytuje efektivní a neinvazivní metodu pro individuální odlišení jedinců (Arntzen et al. 2004). Tato metoda

byla s úspěchem aplikovaná u řady výzkumů na různých druzích, například: cecílii mexické (*Dermophis mexicanus*) (Wright & Minott 1999), čolku obecném (*Lissotriton vulgaris*), čolku velkém (*Triturus cristatus*) (Hagström 1973), čolku horském (*Ichthyosaura alpestris*), čolku hranatém (*Lissotriton helveticus*) (Winkler & Heunisch 1997), čolku zelenavém (*Notophthalmus viridescens*) (Gill 1978), mloku skvrnitým (*Salamandra salamandra*) (Carafa & Biondi 2004), leiopelmě Archeyově (*Leiopelma archeyi*) (Bradfield 2004), rosnici krajované (*Litoria genimaculata*) (Kenyon et al. 2009), žabici tlustoprsé (*Pseudis bolbodactyla*) (Ramalho et al. 2013), kuňce obecné (*Bombina bombina*) (Nilsson 1954) či kuňce žlutobřiché (*Bombina variegata*) (Plăiașu et al. 2005).

Skvrny či jiný vzor jsou zaznamenány nákresem, fotografií nebo naskenováním zvířete. Pro následné vyhodnocení se vytvoří databáze, pomocí které se budou záznamy srovnávat. Srovnávání záznamů může proběhnout na základě subjektivního porovnávání, nebo pomocí softwaru. Druhá možnost se jeví nezbytnou, pokud je pozorovaný vzorek veliký. Metodou přirozených vzorů, lze totiž pozorovat takřka neomezený počet jedinců (Donnelly et al. 1994).

2 Cíle práce

- (1) určení základních populačních parametrů druhu na studované lokalitě
- (2) zjištění věrnosti lokalitě, pohyb jedinců v rámci lokality
- (3) stanovení habitatových preferencí na základě pozorovaných vlastností (maximální hloubka, plocha a pokryvnost) u různých stadií
- (4) pozorování změn či jiných deformací vzorů u vybraných zástupců obojživelníků v kontrolovaném prostředí chovu

3 Metodika

3.1 Metody terénní práce

Výzkum na lokalitě probíhal v letech 2011- 2014, každý rok byla lokalita navštívena pětkrát, zhruba v tří týdenních intervalech. Při každé návštěvě byli odchyceni všichni pozorovaní jedinci kuňky žlutobřiché, kteří dosahovali délky těla alespoň kolem dvou centimetrů (tedy jedinci, u nichž proběhla metamorfóza alespoň v sezóně loňského roku). Tito jedinci byli zaevidováni, bylo zaznamenáno, kde byli zachyceni, změřeni posuvným měřítkem (délka těla: od špičky čumáku po kloaku, viz Obr. 03.), zjištěno pohlaví a vyfotografování.



Obr:03: Měření posuvným měřidlem.

Současně byly monitorovány i dočasné tůně (kaluže). U kaluží byla zaznamenána hladina vody (vyschlá x voda), její maximální hloubka, maximální délka a maximální šířka tůně (jelikož celkový tvar kaluže byl nepravidelný, někdy se jednalo i o více drobných louží), odhad pokryvnosti vegetace a přítomnost snůšek či larválních stadií kuňky. Na základě změřené šířky a délky louže byla pro analýzu habitatové preference spočtena plocha v m². Pro výpočet byl užit výpočet obsahu elipsy ($S=\pi ab$), jelikož nejlépe vystihovala nepravidelný tvar louží. Zastínění nebylo bráno jako ovlivňující faktor z toho důvodu, že celá lokalita je stejně exponována a zastínění je tedy pro jednotlivé kaluže téměř stejné.

3.2 Popis lokality

Zkoumaná lokalita se nachází necelého půl kilometru jihozápadním směrem od obce Omlenička (GPS souřadnice: N 48°43.90513', E 14°26.09002'). Průměrná nadmořská výška lokality se pohybuje okolo 680 m n. m. Hlavní dominantou lokality je soustava tří menších rybníků, k nimž přiléhá nezpevněná cesta. Tato cesta je z východní strany lemovaná hospodářským lesem, který je z převážné většiny smrkový. Západním směrem se nachází již zmíněná rybníční soustava. Většina zkoumaných ploch - kaluží, se nachází na zmíněné cestě nebo v jejím blízkém okolí (viz Obr. 04). V rámci lokality bylo celkem pozorováno 9 periodických tůní, plus 1 nově zbudována v sezóně 2014. Louže se v každé sezóně objevovaly na stejných místech. Pro účely statistické analýzy byly louže rozděleny do sektorů. Louže s označením A, B a C patří do prvního sektoru, v druhém sektoru se nacházejí louže s označením D, E, F, G a ve třetím sektoru jsou louže s označením H, I a J.

Tato lokalita byla zvolena na základě faktu, že se zde recentně vyskytuje početná populace kuňky žltobřiché. Navíc zde probíhaly i dřívější výzkumy tohoto obojživelníka zaměřené na hybridní zóny (Havelková 2002, Straková 2010). Výzkum na lokalitě takového typu (polní cesta) je důležitý, jelikož polní a lesní cesty jsou ve výzkumu často zanedbávané, přestože dočasné louže tvoří nejčastější biotop pro české populace druhu (Maštera et al. 2015) a nejen ty (Babik & Rafinski 2001).



Obr. 04: Mapa lokality s vyznačenými dočasnými tůněmi (<http://www.cuzk.cz/>)

3.3 Metoda značení

Pro individuální rozpoznávání jednotlivých jedinců kuňky žlutobřiché byla použita metoda přirozených vzorů (Donnelly et al. 1994). Tato metoda využívá unikátnosti skvrn, které jsou pro každého jedince jedinečné a nezaměnitelné.

Každý zachycený jedinec byl vyfotografován jak z dorzální tak ventrální strany (Obr. 05), přičemž pro identifikaci byla použita kresba z ventrální strany těla. Na lokalitě bylo každému jedinci přiřazeno evidenční číslo. Jestliže byla při porovnání fotek z předchozích odchytů zjištěna shoda, což znamená, že se jedince podařilo odchytit zpětně, byl jedinec veden pod prvně evidovaným číslem, jestliže byl jedinec zachycen nově, bylo mu evidenční číslo ponecháno. Čerstvě metamorfované žabky nebyly do experimentu zařazeny, jelikož u nich není ještě plně vyvinutá břišní kresba.



Obr. 05: Fotografie samice s označením F17 z roku 2012 (vlevo) a roku 2013 (vpravo).

3.4 Pozorování skvrn

Jelikož se v literatuře věnované značení obojživelníku neuvádí, zda může v průběhu jejich života docházet ke změně či deformaci skvrn, bylo ve spolupráci se Zoo Hluboká nad Vltavou monitorováno několik jedinců různých druhů. Jmenovitě se jednalo o tyto obojživelníky:

- jeden jedinec kuňky obecné (*Bombina bombina*)
- deset jedinců kuňky východní (*Bombina orientalis*)
- pět jedinců ropuchy obecné (*Bufo bufo*)
- pět jedinců ropuchy krátkonohé (*Epidalea calamita*)

- tři jedinci mloka skvrnitého (*Salamandra salamandra*)

Ze soukromého chovu:

- čtyři jedinci čolka ohňobřichého (*Cynops pyrrhogaster*)

Zástupci těchto druhů byli pozorováni (vyfoceni) od konce roku 2012 do začátku roku 2015, dvakrát za sezónu, vždy po a před zazimováním. Při návštěvě byli jedinci jeden po druhém vyfotografováni, tak aby byly dobře zřetelné zvolené vzory. Následně byly fotografie pečlivě porovnány se staršími snímky, nedošlo-li ke změně skvrn.

3.5 Analýzy

Získaná odchytová data byla vyhodnocena pomocí programu MARK, který slouží pro zpracování mark-recaptured dat a poskytuje odhady demografických parametrů. Základními vstupními daty je historie zpětných odchytů. Matice odchytových dat jsou numericky prokládané regresními rovnicemi n -tého řádu, dokud program nenajde konvergence v hodnotách n parametru. Odhady parametrů modelu jsou vypočítávány skrze numerické techniky maximální pravděpodobnosti (maximum likelihood). Různě složité modely, lišící se počtem parametrů a zbytkovou deviací, se pak porovnávají podle parsimonie pomocí Akaikova informačního kritéria (AIC), které vzájemně vyvažuje složitost modelu a devianci (White & Burnham 1999).

V programu Mark jsem pro vyhodnocení dat využila modely POPAN, Robust Design Model a Multi-state model, viz níže. Pro každý model bylo manipulováno s jeho parametry v různých kombinacích, pro některé byla použita funkce *predefined models*, která umožňuje jednoduše vytvořit různé kombinace parametrů. Poté byly podle nejnižších hodnot AIC vybrány nejparsimonější modely. Konečný model byl vybrán podle smysluplnosti dat.

Model POPAN je vylepšením základnějšího modelu JCS (Cormack-Jolly-Seber model). POPAN je vhodný pro modelování při zpětných odchycích, kdy nedochází k usmrcení pozorovaného objektu v rámci jedné sezóny. Oproti základnímu modelu dokáže JCS odhadnout celkovou velikost populace N . Dalšími parametry jsou Φ , a p , které říkají, jaké procento jedinců vstupuje do populace. Přesněji, Φ slučuje mortalitu a emigraci, p - pravděpodobnost zpětného odchytu a p (Probability of Entrance) - přírůstek populace.

Robus Desing model je kombinací JCS modelu a uzavřeného capture modelu. Oproti předchozímu modelu dokáže operovat s daty z více období, tzv. „sessions“, které zahrnují násobné odchyty v daném období. Rodus design model vypočítává následující parametry: S – pravděpodobnost přežití, p – pravděpodobnost zpětného odchyty, c – individuální kovariaty, G^+ a G^- - emigrace, N - odhad velikosti populace.

Multi-state model umožňuje odhadovat pravděpodobnost, s jakou se zkoumaná zvířata přesunují mezi jednotlivými monitorovanými body tzv. „states“. Dokáže spočítat následující parametry, S – pravděpodobnost přežití, p – pravděpodobnost zpětného odchyty, Psi – (movement) pravděpodobnost přesunu (Cooch & White 2015). Pro analýzu byl konkrétně použit model Multi-state recaptures only, který operuje s daty v rámci jedné sezóny, pro každou sezónu byl tedy vypočítán vlastní model. Aby mohl daný model řádně vypočítat požadované parametry, byl snížen počet bodů, což v důsledku znamená, že monitorované tůně byly rozděleny do tří sektorů 1, 2, a 3.

Data pro habitatové preference byla vyhodnocena v programu Canoco pomocí CCA (Canonical Correspondence Analysis) analýzy, jako vysvětlující proměnná byla zadána maximální hloubka (m), plocha (m²) vegetační pokrývnost (%). Pro srovnání podobnosti vzorku, tedy výskytu samců, samic, pulců a snůšek, byla provedena DCA analýza (Detrended Corresponce Analysis).

V programu R byla spočtena lineární regrese, pro zjištění zda má pohlaví, velikost jedince či jejich kombinace vliv na migrační vzdálenost, kterou jedinec urazil v průběhu sezóny.

4 Výsledky

4.1 Vstupní data

Za dobu trvání monitoringu od roku 2011 až roku 2014, tedy v průběhu 20 návštěv, bylo na lokalitě odchyceno 208 jedinců kuňky žlutobřiché, konkrétní počty v jednotlivých sezónách jsou uvedeny v tabulce Tab. 01, celkový počet odchytů byl 513. Úspěšnost zpětného odchyty kuňky žlutobřiché byla 62 %, přičemž většina (42,6 %) byla tvořena druhým zpětným odchytém, přehled jednotlivých zpětných odchytů viz Tab. 02.

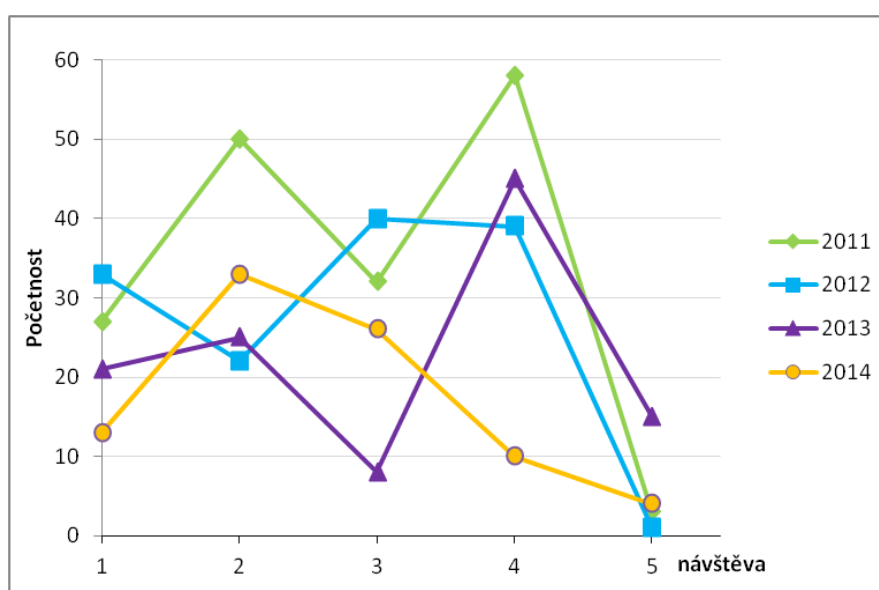
Tab: 01.: Počet zachycených jedinců a odchytů pro jednotlivé roky.

Sezóna	Počet zachycených jedinců	M	F	Celkový počet odchytů
2011	119	52	67	170
2012	91 (49 nově zachyceno, ne v r. 2011)	44	47	131
2013	76 (22 nově zachyceno, ne v r. 2011-12)	30	46	126
2014	59 (18 nově zachyceno, ne v r. 2011-13)	15	44	86
2011/14	208 (1 potvrzený úhyn)	84	124	513

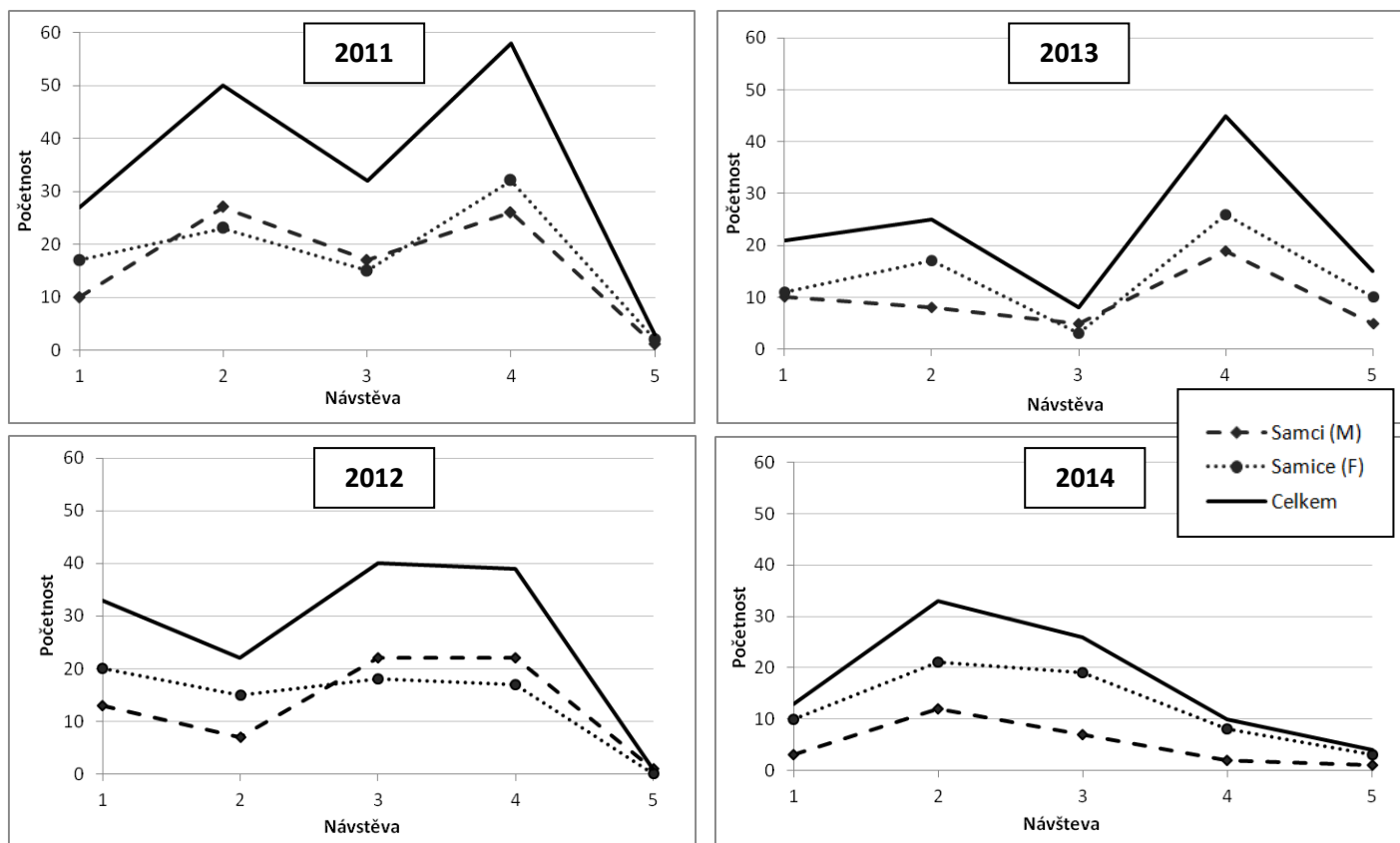
Tab. 02: Počet zpětných odchytů pro jednotlivé roky.

Sezóna	Počet zpětných odchytů									
	1x	2x	3x	4x	5x	6x	7x	8x	9x	10x
2011	82	25	10	2	0	0	0	0	0	0
2012	62	19	9	2	0	0	0	0	0	0
2013	50	18	6	1	1	0	0	0	0	0
2014	38	19	4	0	0	0	0	0	0	0
2011/14	79	55	31	19	12	3	5	2	1	1

Početnost jedinců na lokalitě byla v průběhu sezóny různá, měnila se i mezi jednotlivými sledovanými roky. Průběh početnosti je znázorněn na Obr. 06. Porovnání početnosti samic a samců v rámci jedné sezóny je uvedeno na Obr. 07.



Obr. 06: Graf znázorňující celkovou početnost v průběhu návštěv mezi jednotlivými lety.



Obr. 07: Jednotlivé grafy znázorňující početnost samic, samců a celkovou početnost v průběhu sezón 2011-2014.

4.2 Základní demografické parametry

Základní a doplňující demografické parametry populace (velikost populace, přírůstek populace, pravděpodobnost přežití, pravděpodobnost zpětného odchyty) byly spočteny pomocí programu MARK, v Tab. 03 následuje přehled nejlepších vysvětlujících modelů.

Tab. 03. Srovnání nejlepších modelů programového balíku MARK, (S - přežívání, G - migrace, p - míra pravděpodobnosti odchyty, pent - přírůstek populace a N - velikost populace).

Typ modelu	Model	AIC _c	Δ AIC	Počet parametrů
Robust design	S(.)G'(.).G''(.).p(g)c(t)N(g*y)	395,0693	0,000	17
	S(.)G'(.).G''(.).p(g*y)c(t)N(g*y)	405,3550	10,2857	23
Popan (r. 2011)	Phi(g)p(g)pent(.).N(g)	349,8513	0,000	7
Popan (r. 2012)	Phi(g)p(g)pent(.).N(g)	303,0500	0,000	7
Popan (r. 2013)	Phi(g)p(g)pent(.).N(g)	248,5451	0,000	7
Popan (r. 2014)	Phi(g)p(g)pent(.).N(g)	18476,57	0,000	7

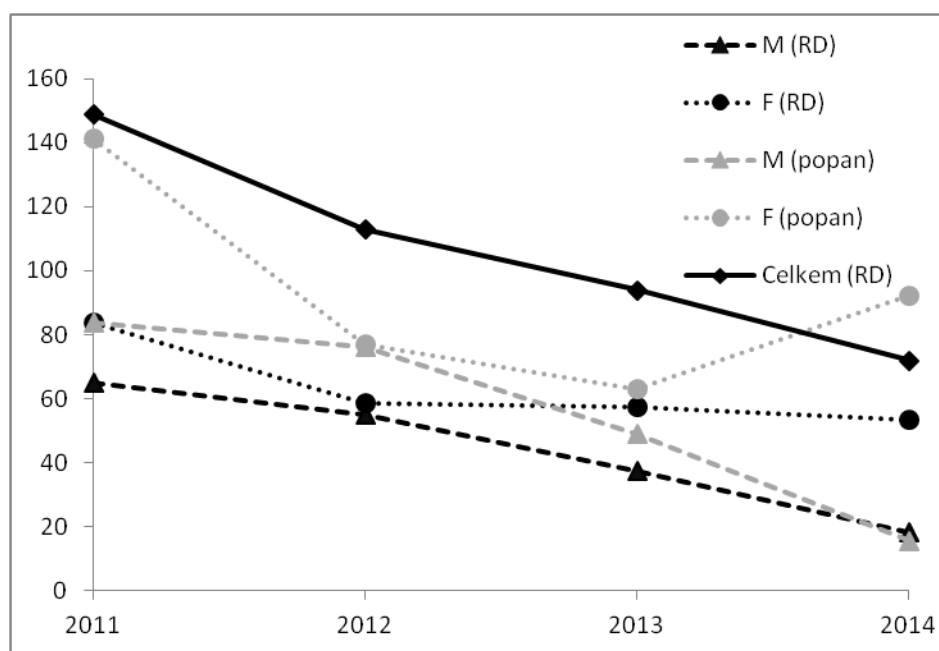
Celková populace byla odhadnuta na 149 jedinců v roce 2011, 113 jedinců v roce 2012, 94 jedinců v roce 2013, 72 jedinců v roce 2014. Z dat je patrný celkový pokles populace. Samci vykazují pro oba modely (Robust Desing, Popan) klesající tendenci, naopak u samic je vidět pokles jen za první rok, pak dochází ke stagnaci (Robust Desing). Podle modelu spočítaného v Popanu dochází dokonce k vzrůstu populace samic, viz grafické znázornění Obr. 08. Na témže obrázku můžeme také vidět odhady početnosti s ohledem na pohlaví (viz Tab. 04, a Tab. 05).

Tab. 04: Odhadovaná velikost populace se směrodatnou odchylkou pro jednotlivé roky, pomocí Robust-desing modelu.

	2011	2012	2013	2014
Samci	65±7	55±6	37±4	18±3
Samice	84±7	58±5	57±5	54±5

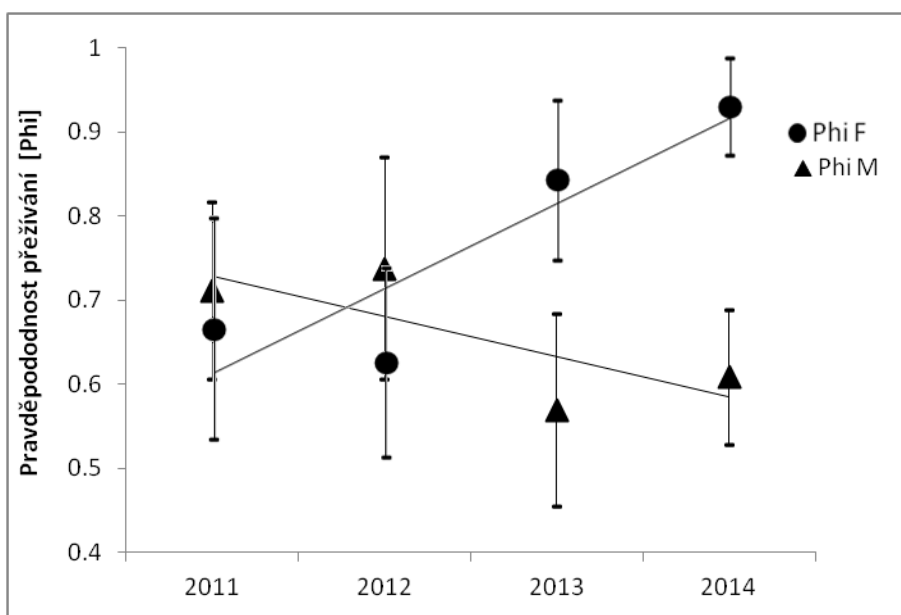
Tab. 05: Odhadovaná velikost populace se směrodatnou odchylkou pro jednotlivé roky, pomocí modelu Popan.

	2011	2012	2013	2014
Samci	83±11	76±13	49±8	16±2
Samice	141±26	77±13	63±8	92±19



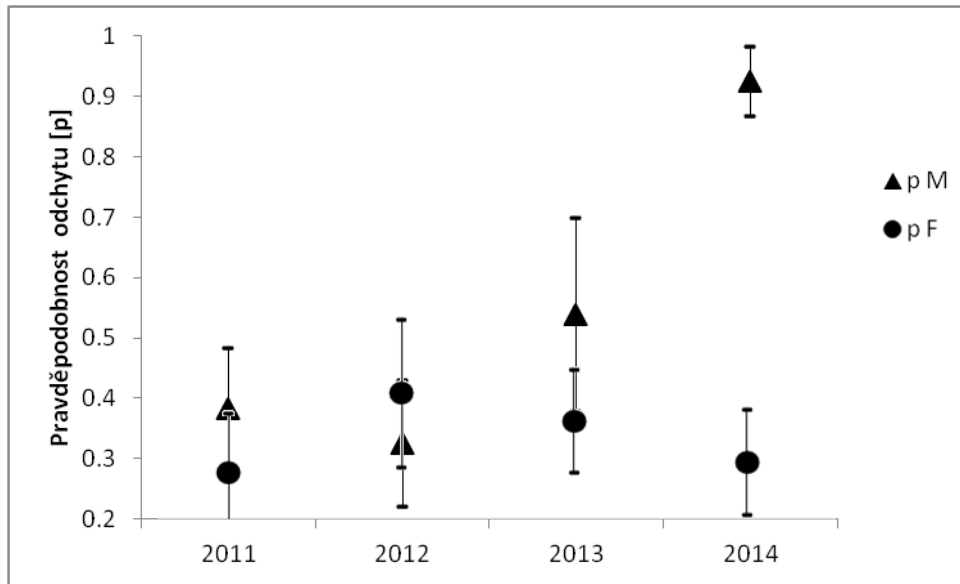
Obr. 08: Odhad velikosti populace pro samce a samice napříč pozorovaným obdobím.

Přírůstek populace (*pent*) se v jednotlivých letech lišil minimálně. Průměrný přírůstek se pohyboval okolo 12 % za sezónu (*pent* pro jednotlivé roky: 2011 = 0,12; 2012 = 0,10; 2013 = 0,15; 2014 = 0,10). Naopak pravděpodobnost přežívání (*Phi*) se mezi roky lišila. U samců pravděpodobnost přežívání vykazuje klesající tendenci, naopak u samic se pravděpodobnost přežívání mezi jednotlivými lety zvyšuje (Obr. 09). Pravděpodobnost emigrace byla spočtena pro celé sledované období. Pravděpodobnost, že zvíře není možno odchytit z důvodu absence na lokalitě, byla 21 %, dále pak byla 45 % pravděpodobnost, že daný jedinec, zdržuje mimo lokalitu.



Obr. 09: Vyjádření pravděpodobnosti přežívání pomocí parametru Phi pro každé pohlaví zvlášť, se směrodatnou odchylkou.

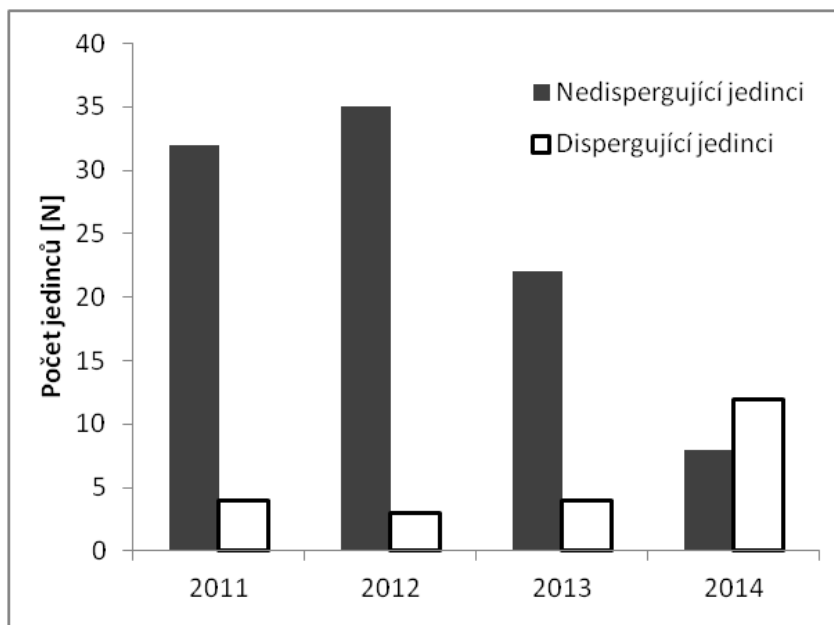
Pravděpodobnost přežití (*S*) pro obě pohlaví v mapovaném období byla vysoká, pohybovala se okolo 94 % s odchylkou 2%. Pravděpodobnost zpětného odchytu se pro mapované období pohybovala okolo 30 %. Tato hodnota platí pro obě pohlaví. Rozdíly v průběhu let a mezi pohlavími spočítané v modelu Popan lze vidět na Obr. 10. Na téže obrázku můžeme rovněž vidět rozcházející se trendy mezi samci a samicemi v jednotlivých letech. U samic pravděpodobnost zpětného odchytu klesá, zatímco u samců vzrůstá. Vzrůstající pravděpodobnost zpětného odchytu u samců by mohla být vysvětlena snižujícím se počtem jedinců tohoto pohlaví



Obr. 10: Pravděpodobnost odchyty samců a samic v jednotlivých letech se směrodatnou odchylkou.

4.3 Disperze a pohyb

Jedinci kuňky žlutobřiché vykazují během sledovaného období vysokou míru nepohyblivosti mezi jednotlivými sektory. Počet dispergujících jedinců je nižší než počet nepohybujících se jedinců. Zároveň ale počet dispergujících jedinců postupně vzrůstá, zatímco počet nedispergujících jedinců klesá (viz Obr. 11).



Obr. 11: Poměr dispergujících a nedispergujících jedinců napříč pozorovaným obdobím.

Pravděpodobnost přesunu s rozdílem pohlaví, mezi sektory nebo kombinace obou byla spočtena pomocí programu MARK, Multi-state modelu (v Tab. 06 následuje přehled nejlepších vysvětlujících modelů).

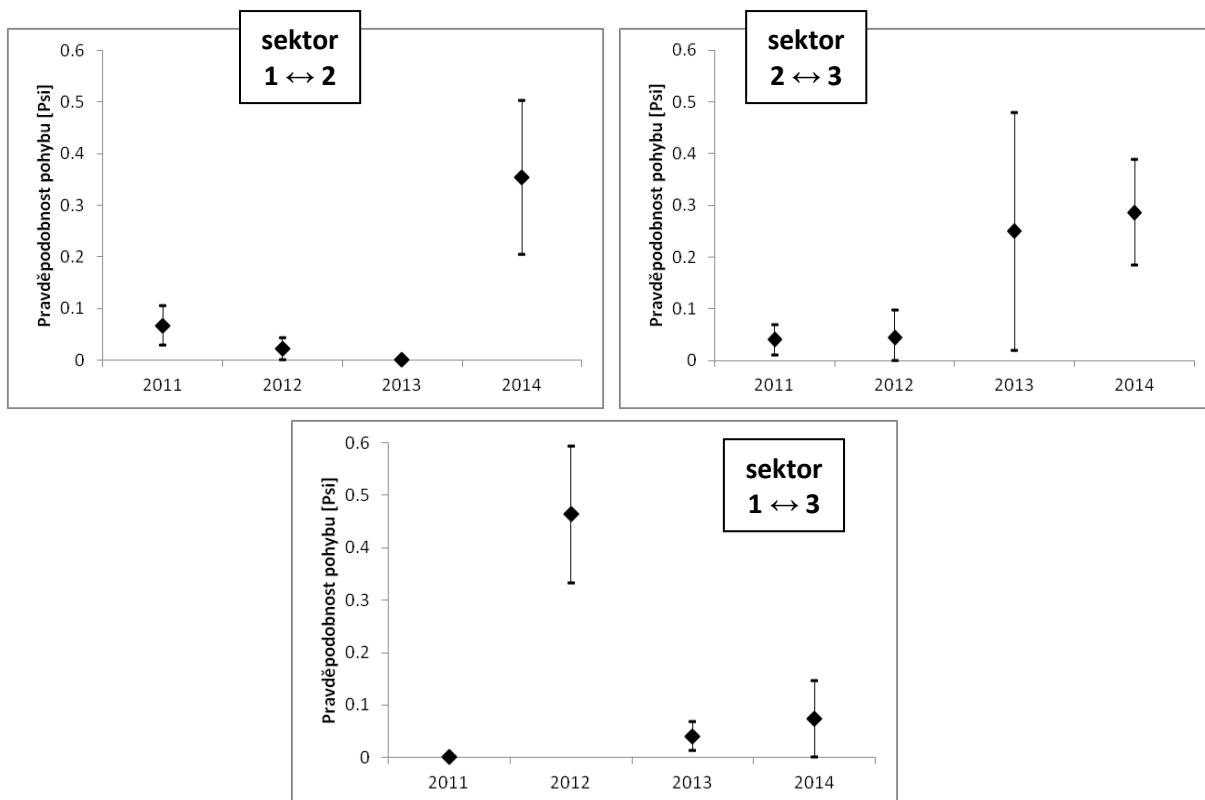
Tab. 06: Srovnání nejlepších modelů programového balíku MARK, (přežívání, míra pravděpodobnosti zpětného odchytu a pravděpodobnost přesunu).

Typ modelu	Model	AIC _c	Δ AIC	Počet parametrů
Multi-state (r.2011)	S(g)P(t*1)Psi(lokalita)	149,5866	0,000	17
	S(g)P(*t*1)Psi(g*lokalita)	158,8544	9,2678	20
	S(.)P(g)Psi(g)	195,0799	45,493	5
Multi-state (r.2012)	S(g)P(*t*1)Psi(g*lokalita)	154,3642	0,000	20
	S(g)P(t*1)Psi(lokalita)	156,2632	1,8990	17
	S(.)P(g)Psi(g)	166,1996	11,835	5
Multi-state (r.2013)	S(.)P(g)Psi(g)	142,0265	0,000	6
	S(g)P(t*1)Psi(lokalita)	144,4601	2,4336	17
	S(g)P(*t*1)Psi(g*lokalita)	161,3876	19,361	20
Multi-state (r.2014)	S(g)P(t*1)Psi(lokalita)	156,5809	0,000	17
	S(.)P(g)Psi(g)	161,6287	5,9478	5
	S(g)P(*t*1)Psi(g*lokalita)	166,5591	9,9782	20
Multi-state (r.2011-2014)	S(g)P(t*1)Psi(lokalita)	343,0548	0,000	17
	S(g)P(*t*1)Psi(g*lokalita)	349,3791	6,3243	20
	S(.)P(g)Psi(g)	441,8865	98,8317	5

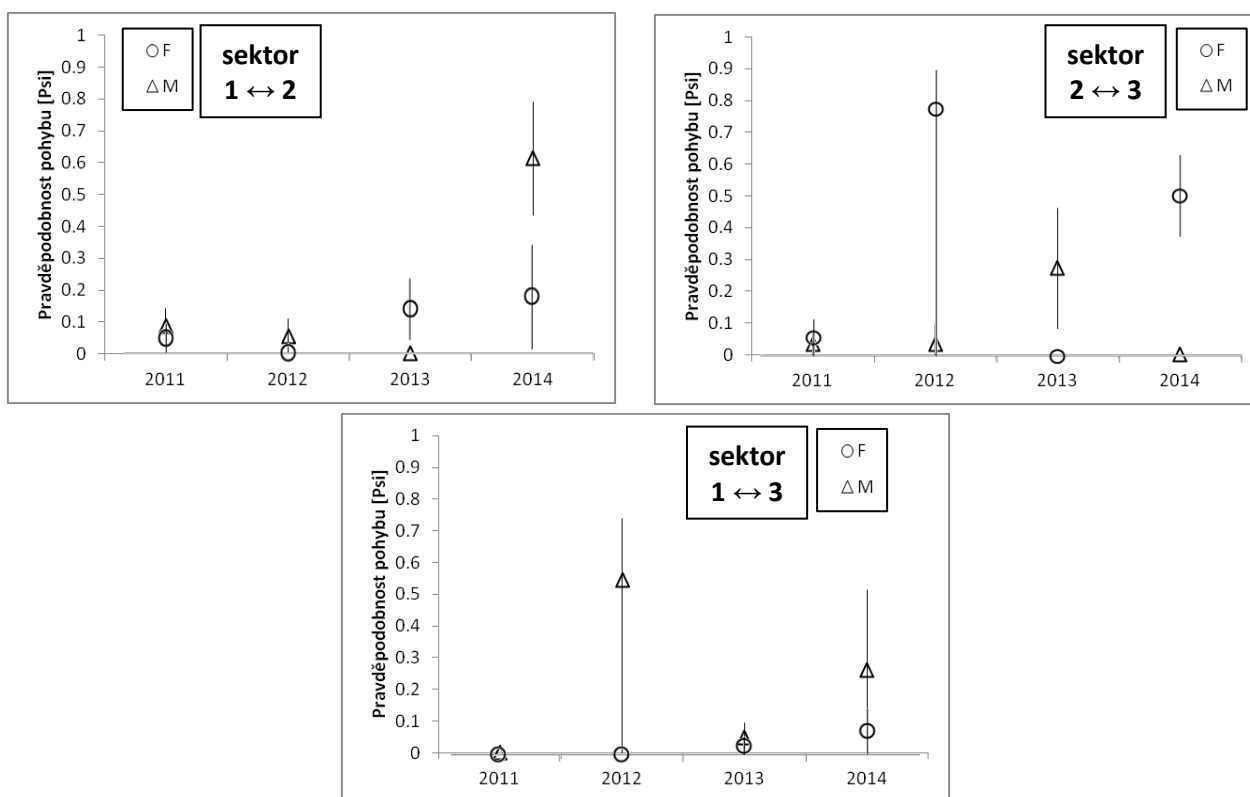
Míra pravděpodobnosti přesunu, bez ohledu na pohlaví a místo, se pohybovala okolo 10 %. Pravděpodobnost pohybu s ohledem na pohlaví se v jednotlivých sezónách lišila (Tab. 07). Zajímavé je zvýšení pravděpodobnosti přesunu u samic v posledním sledovaném roce, jinak samice vykazovaly nižší míru pravděpodobnosti přesunu než samci.

Tab. 07: Pravděpodobnost přesunu se směrodatnou odchylkou pro jednotlivé roky pomocí Multi- state modelu.

	2011	2012	2013	2014
Samci	5±3 %	6±4 %	8±4 %	13±7 %
Samice	4±3 %	0 %	2±2 %	22±6 %



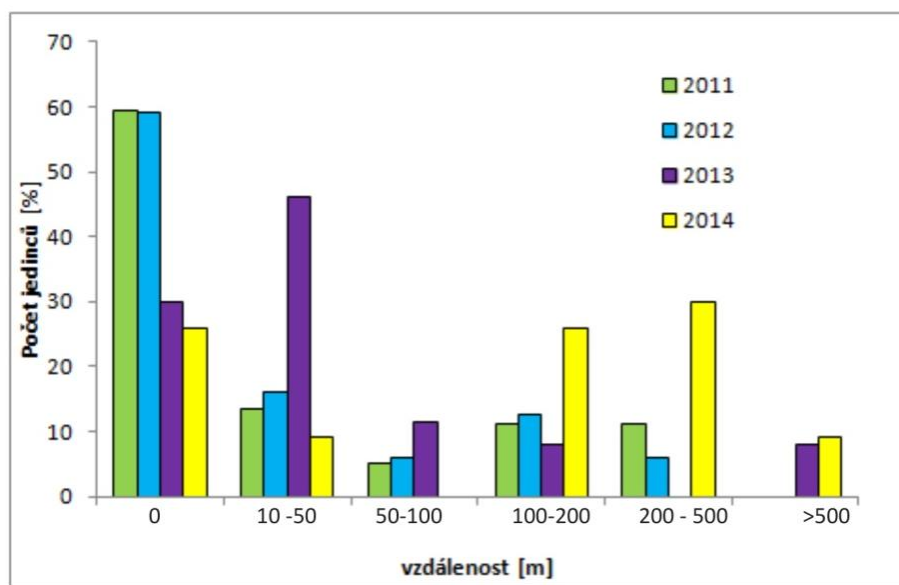
Obr.12: Pravděpodobnost pohybu mezi jednotlivými sektory napříč pozorovaným obdobím, se směrodatnou odchylkou



Obr. 13: Pravděpodobnost pohybu pro samce a samice mezi jednotlivými sektory ve sledovaném období se směrodatnou odchylkou.

Další data ukazují srovnání pravděpodobnosti pohybu mezi jednotlivými sektory za pozorované období (Obr. 12) a srovnání pravděpodobnosti pohybu s ohledem na pohlaví mezi jednotlivými sektory za pozorované období (Obr. 13). I zde je patrná variabilita mezi jednotlivými výsledky. Zvýšenou pravděpodobnost aktivity pozorujeme v roce 2012 mezi sektory jedna a tři, v roce 2013 pozorujeme zvýšenou pravděpodobnost pohybu zejména u samců, mezi sektorem dva a tři, celkově zvýšenou pravděpodobnost pohybu pozorujeme v roce 2014. V letech 2012 až 2014 byli na lokalitě zaznamenány disturbance, v roce 2012 lokalitou projela těžká technika, stejně tak v sezóně roku 2014, kdy započala výstavba nového vodního tělesa. V roce 2013 pak lokalitu zastihli menší povodně.

Pro každého jedince byla také vypočtena minimální disperzní vzdálenost, jenž se rovná součtu vzdáleností mezi lokalitami na nichž byl v průběhu jedné sezóny daný jedinec zachycen. Minimální disperzní vzdálenost, kterou jedinci urazili, se pohybovala od 10 m až do 595 m, nebo se jedinec mohl zdržovat celou sezónu na téže místě. Počet jedinců, kteří danou vzdálenost urazili, znázorňuje Obr. 14.



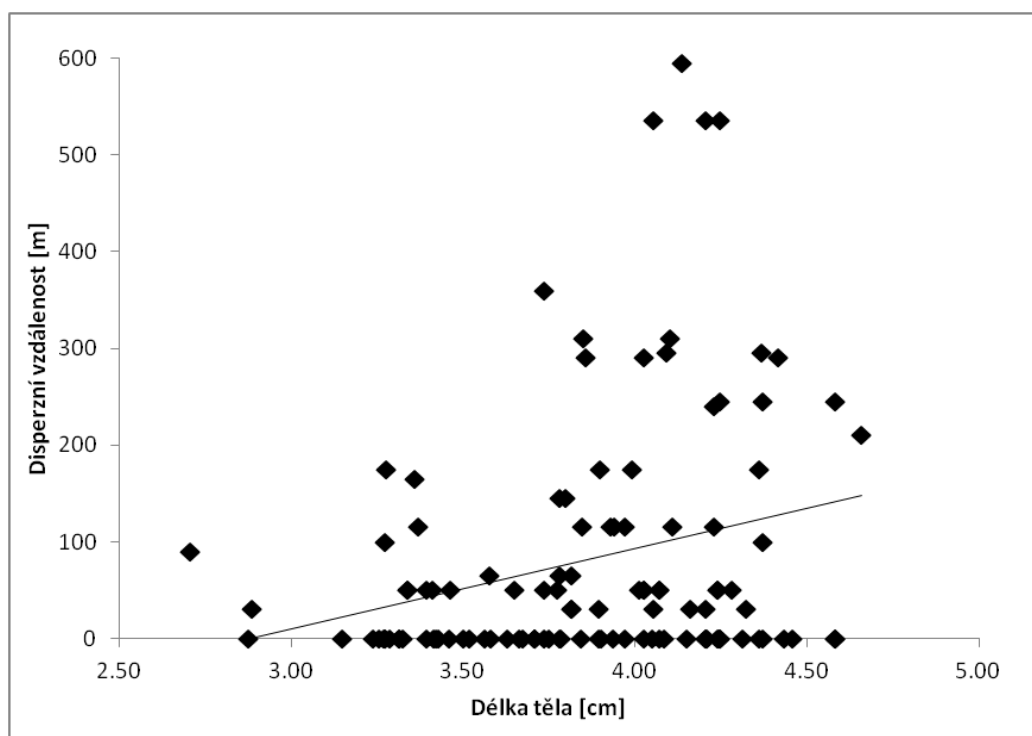
Obr. 14: Počet jedinců v závislosti na minimální disperzní vzdálenosti, srovnání mezi roky.

Zjištěná průměrná disperzní vzdálenost je pro samce (M) a samice (F) podobná (M = 82,2 m; F = 80,2 m). Průměrná délka migrace mezi jednotlivými lety se liší, viz Tab. 08. (rozdíl byl testován pomocí Anovy ($F_{3, 111}=5.556$, $p=0.001371$)). Rozdíl mezi samci a samicemi v průběhu jednotlivých sezón opět není nijak významný

Tab. 08: Průměrná migrační vzdálenost za jednotlivé sezóny (v metrech).

sezóna	Průměrná migrační vzdálenost	Samci (M)	Samice (F)
2011	55, 68	55,7	58,2
2012	40, 50	43,1	41,2
2013	86, 00	91,3	88,4
2014	168, 91	152,3	176,0

Dále byl pomocí lineární regrese hodnocen vliv pohlaví a velikosti na uraženou disperzní vzdálenost. V rámci zkoumaného vzorku nebyl zjištěn statisticky významný rozdíl mezi velikostí těla mezi pohlavími ($F_{1,113} = 0,0005928$; $p = 0,9806$). Bylo zjištěno, že pohlaví jedince nemá vliv na vzdálenost, kterou jedinec urazí, naopak se vzrůstající velikostí jedince je větší pravděpodobnost vzdálenějších disperzí ($F_{1,113} = 2,869$; $p = 0,03971$). Grafické znázornění viz Obr. 15.



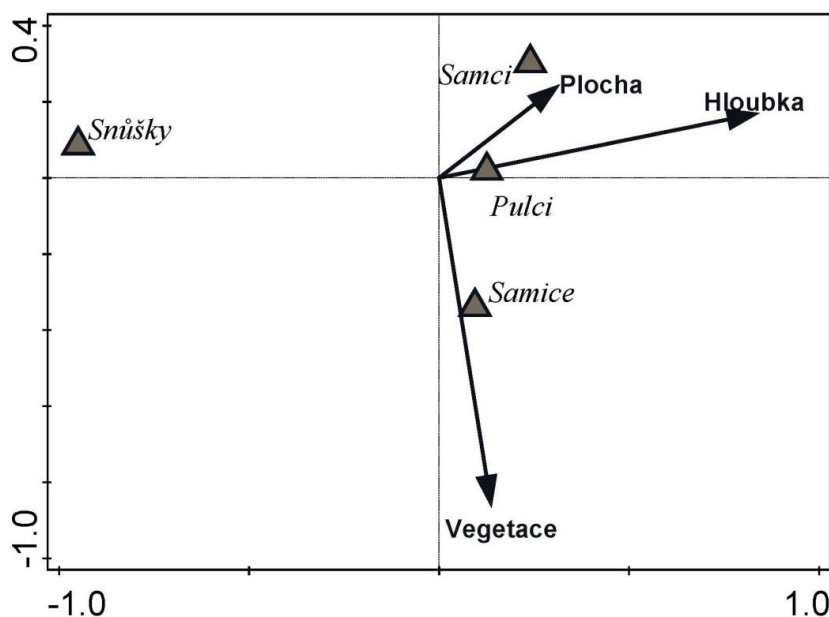
Obr. 15: Disperzní vzdálenost v závislosti na velikosti jedince.

4.4 Faktory ovlivňující výběr louže

Jestliže byla v dané louži voda, byla 77 % pravděpodobnost, že v ní bude nalezen alespoň jeden jedinec kuňky žlutobřiché. Velikost louží byla mezi jednotlivými návštěvami velmi proměnlivá, hloubka tůní se pohybovala mezi 4 až 40 cm. Stejně tak se lišila maximální

délka (0,5 – 9 m) a maximální šířka (0,15 – 4,2 m) kaluží. Adultní jedinci byli přítomni ve všech pozorovaných tůních. Výskyt larválních stádií (snůšky, pulci) nebyl pozorován pouze v jedné louži (označení C). Louže s označením A, B, I, J, H sloužily pro rozmnožování jen v některých letech, naopak v loužích označených D, E, G byl výskyt larválních stádií každoročně pozorován.

Byl testován vliv maximální hloubky, plochy (m²) a vegetačního pokryvu na výskyt samců, samic, pulců či snůšek. Vyhodnocen byl pomocí CCA analýzy (F = 0,6; p = 0,71), pro testování průkaznosti modelu jsem použila Monte-Carlo permutační test s 9999 permutacemi s omezením v rámci časové řady, který je součástí programu. Zkoumané proměnné vysvětlily 2,1 % variability, přičemž čtvrtá nekanonická osa, hypotetická proměnná, která nebyla omezena vysvětlujícími poměny, vysvětlila více než 45 % variability. Viz Obr. 16. Přestože výsledek analýzy vyšel neprůkazně, hloubka (F = 0,6; p = 0,341) byla nejlepší vysvětlující, dále vegetace a plocha (m²).

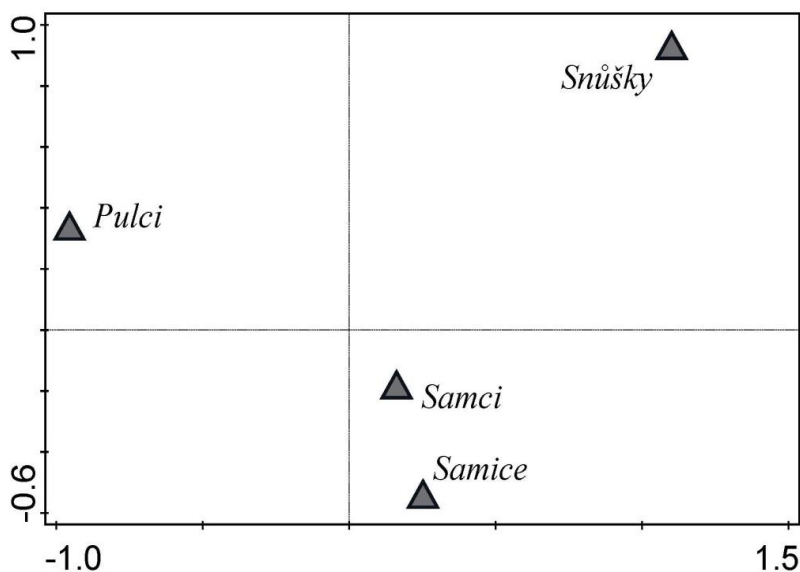


Obr. 16: Biotopové preference, stanovené na základě morfologických parametrů tůní (maximální hloubka, plocha (m²) a vegetační pokryv).

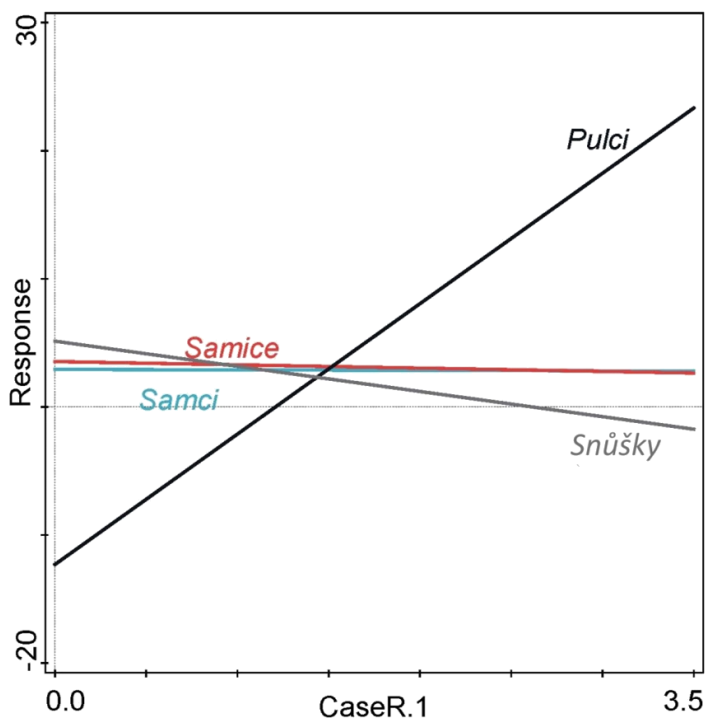
Dále jsem spočítala Mix effect model v programu R, který se zabývá smíšenými efekty. Testovala jsem vliv hloubky na počet snůšek, jelikož mezi snůškami a hloubkou je zřejmá negativní korelace. Přestože odhad REML vyšel signifikantně, protože jsem porovnávala modely lišící se strukturou pevných efektů, musela jsem oba porovnávané modely přifitovat s použitím metody maximum likelihood, poté již ale nevyšel signifikantní výsledek. Stejnou

metodou jsem otestovala i vliv vegetace na počet samců a samic, i tato analýza vyšla nesignifikantně

Podobnost vzorku (přítomnost samců, samic, pulců a snůšek) byla hodnocena pomocí DCA analýzy. Každá skupina má jinou preferenci, můžeme si všimnout, že samci mají podobnou preferenci jako samice a zároveň, preference snůšek se liší od preferencí pulců (viz Obr. 17). Tento závěr potvrzuje i diagram (Response curves) s křivkami odpovědí pro jednotlivé skupiny (Obr. 18).



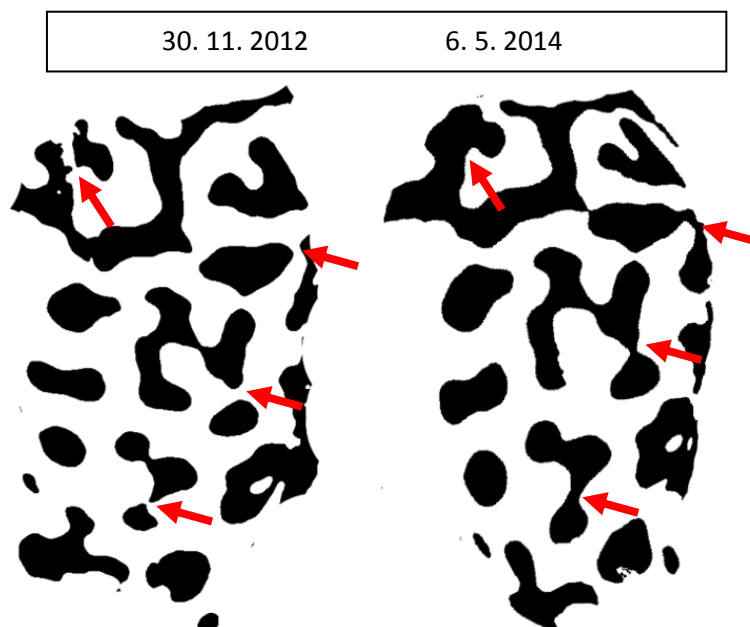
Obr. 17: Odlišnost habitatových preferencí pro jednotlivé skupiny: samce, samice, pulce a snůšky.



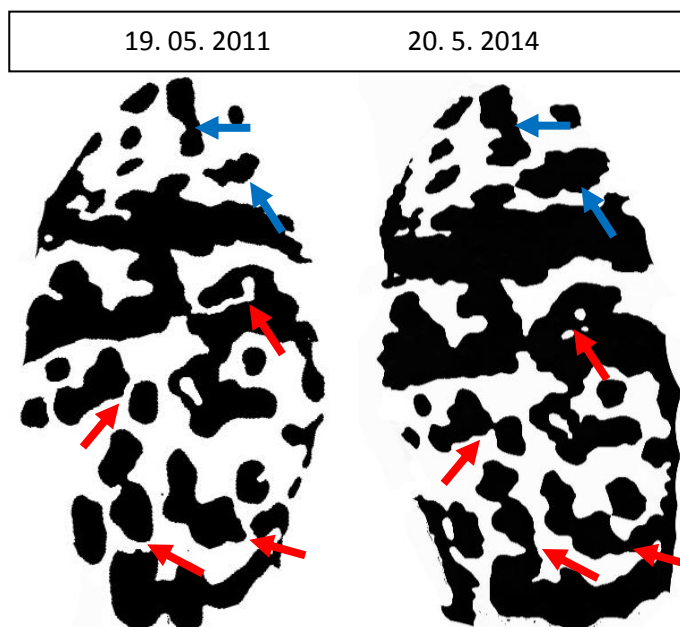
Obr. 18: Křivky odpovědí jednotlivých skupin (samci, samice, pulci a snůšky).

4.5 Pozorování skvrn

U pozorovaných druhů nebyla mezi lety 2012 až 2015 zaznamenána žádná deformace pozorovaných vzorů. (viz Příloha 01). U jednoho jedince kuňky východní, bylo zaznamenáno spojení skvrn (viz Obr. 19). Spojení skvrn bylo pozorováno po přezimování v roce 2014.



Obr. 19: Fotografické schéma břišní kresby jedince 04 kuňky východní.



Obr. 20: Fotografické schéma břišní kresby jedince M71 kuňky žlutobřiché, červené šipky označují místa, kde došlo ke spojení skvrn, modré šipky označují skvrny, které se výrazně zvětšily.

Mírné zvětšení skvrn bylo pozorováno i u dvou jedinců kuňky žlutobřiché v terénní části experimentu (viz Obr. 20). U jedince s pořadovým číslem M39 se jednalo jen o téměř nezatelné zvětšení skvrn, u jedince s pořadovým číslem M71 došlo k výraznému zvětšení hrdelních skvrn a k propojení blízkých skvrn na břicho. Všichni jedinci, i kuňka východní ze zoochovu, u kterých byla tato změna (zvětšení skvrn) pozorována, byli samci.

5 Diskuse

5.1 Základní demografické parametry

V této studii byla úspěšnost zpětného odchyty vysoká, míra zpětného odchyty byla 62 %, nicméně pravděpodobnost dalšího odchyty již byla nižší. Míra zpětného odchyty může být negativně ovlivněna ze strany experimentátora: způsobem odběru vzorku, či vytvořeným stresem nebo periodicitou mapování. Dále může být úspěšnost zpětného odchyty ovlivněna migrací jedinců nebo pobytem se na terestrickém území lokality (Barandun & Reyer 1998). Průměrné migrační vzdálenosti jsou obecně v různých prostředích různé (viz kapitola 1.3). K nižšímu úspěchu zpětného odlovu může přispívat i disperze juvenilních jedinců, v prvních 2 - 3 letech po metamorfóze (Gollmann & Gollmann 2000), juvenilové se také mohou delší dobu zdržovat na terestrickém území lokality (Hartel 2008). Gollmann a Gollmann (2000) předpokládají, že jedinci tak mohou získat přehled o krajině a distribuci místních zdrojů. Malým procentem zpětně zachycených jedinců trpí řada studií obojživelníků. Například u dlouhodobé studie prováděné na blatnici Holbrookově (*Scaphiopus holbrooki holbrooki*) bylo znovu odchyceno jen 12,7 % z celkových 2986 jedinců, přestože celková míra odchyty byla vysoká (Greenberg & Tanner 2004). Obdobně nízkou úspěšnost zpětného odchyty udává i jiná studie: 5 % úspěšnost pro skokana lesního (*Lithobates sylvaticus*) (Berven 1990), stejně tak Hartel a Nemes (2006) uvádí nízkou míru zpětného odchyty (10 – 17 %) u kuňky žlutobřiché, naproti tomu rakouské mapování na témže druhu mělo míru úspěšnosti druhého zachytu 78 - 81 % (Gollmann et al. 2000). Studie Hartela a Nemes (2006) užívala pro individuální rozpoznávání metodu stříhání prstů, zatímco Gollman a kolektiv (2000) v jejich studii užívali neinvazivní metodu přirozených vzorů. Míra zpětného odchyty se může mezi populacemi lišit, ale i v mém experimentu s kuňkou žlutobřichou, kdy jsem rovněž používala neinvazivní metodu přirozených vzorů, jsem zaznamenala poměrně vysokou míru úspěšnosti zpětného odchyty. Dostatečný časový interval mezi návštěvami a neinvazivní technika tak měly v této studii pozitivní vliv na zpětný odchyt. Vlivy jako migrace a nepřítomnost na lokalitě se nedají ovlivnit. Poměrně vysoká míra zpětného

zachycení v porovnání s jinými druhy by mohla být vysvětlena životní strategií kuňky žlutobřiché, jelikož se jedná o žábu, která se rozmnožuje v průběhu celé sezóny a bude se tedy na lokalitě déle zdržovat.

Zároveň byly zaznamenány rozdílné pravděpodobnosti odchyty mezi jednotlivými lety, při studiu populací obojživelníků se však musí počítat s nízkou a proměnlivou pravděpodobností zachycení (Bailey et al. 2004; Dodd & Dorazio 2004; Schmidt 2004). Rozdílná pravděpodobnost odchyty mezi jednotlivými lety tedy není překvapivým výsledkem. Rozdílné výsledky mezi sezónami zaznamenal i Schmit (2005). Přestože se detekční pravděpodobnosti liší mezi sezónami nepředvídatelně, i přes tyto nedostatky může být z dlouhodobého sledování vyzorován trend ukazující vývoj populace.

Výsledky terénního pozorování ukazují rozdílné pravděpodobnosti odchyty mezi pohlavím. Samice vykazují nižší míru pravděpodobnosti zpětného zachycení oproti samcům. Samice mohou po naklazení vajec lokalitu opustit, zatímco samci se na lokalitě zdržují co nejdéle, aby zvýšili svojí reprodukční úspěšnost (Fellers 1979). Tento fakt může být také v případě této studie ovlivněn rozdílným vývojem populací samců a samic. Samčí populace klesá, a mezi samci tedy nevzniká takový kompetiční tlak, zatímco populace samic je statická až mírně vzrůstající. U samic je také větší pravděpodobnost, že lokalitu opustí z důvodu hledání optimálnějšího rozmnožiště (Sinsch 1992; Hartel 2008) (viz kapitola 1.1). U samic se také uvádí, že mohou klást vajíčka pouze každý třetí rok (Beshkov a Jameson (1980), v klidové fázi se tedy samice na rozmnožišti nemusí ani vyskytovat.

5.2 Faktory ovlivňující výběr louže

Jelikož jsou louže dočasného charakteru, přítomnost vody byla hlavním faktorem ovlivňujícím výskyt jedinců. S přítomností vody v louži byla 77 % šance, že v ní bude i jedinec kuňky žlutobřiché. Důležitý vliv hydroperiody u vodních stanovišť, který ovlivňuje výskyt a reprodukční úspěch obojživelníků, potvrzuje i řada studií (Semlitsch 2002; Hartel et al. 2007).

Neméně důležitým faktorem je i výběr vhodného stanoviště (mikrostanoviště). Klíčové faktory ovlivňující výběr stanoviště však není vždy snadné odhalit. Analýza zabývající se faktory (max. hloubka, plocha (m²), vegetace) ovlivňující výběr louže v této práci vyšla

neprůkazně, pravděpodobně kvůli malému počtu pozorovaných louží. Nicméně nejlepší vysvětlující proměnou byla maximální hloubka. Ve studiích zaměřených na výběr biotopu u evropských druhů obojživelníků hrají mnoha zvolené vysvětlující proměnné opravdu roli při výběru biotopu: vegetace (Pavignano et al. 1990; Ildos & Ancona 1994), hloubka vody (Cooke 1975; Strijbosch 1979). Studie Cayuela a kolektivu (2011) na kuňce žlutobřiché, která byla rovněž prováděná v loužích i když na skalnatém břehu řeky Gluyère (Francie), ukazuje zvýšenou preferenci louží s větším množstvím prohřáté vody, zatímco u vegetace nebyl zjištěn žádný vliv.

Zajímavý výsledek vzešel ze srovnání jednotlivých skupin (samci, samice, pulci a snůšky) mezi sebou, kdy dospělci mají stejné nároky, ale zároveň rozdílné nároky proti larválním stádiím. Snůšky a pulci mají rovněž odlišné požadavky. Toto zajímavé zjištění si vysvětlují faktem, že tam, kde jsou snůšky nakladeny, nemusí být optimální podmínky pro přežití nebo vývoj pulců. Rozdílné preference samců a samic nezaznamenali ani ve studii rosnivky Catharininy (*Scinax gr. catharinae*) (Eterovick & Ferreira (2008)), nebo rosničky šedozelené (*Hyla chrysoscelis*) (Resetarits & Wilbur 1989). Někdy mohou být samice vhodnější pro posouzení potřeb larválních stádií (Resetarits & Wilbur 1989; Murphy 2003). Rovněž preference pulců mohou být ovlivněny řadou parametrů a zároveň se kvalita habitatu pro pulce může lišit v prostoru a čase. Jako významný vliv je často uváděná hustota pulců v nádrži, ale ta bývá mnohdy korelovaná s jinými abiotickými faktory, kterým jsou pulci vystaveni. Při vysokých hustotách jedinců může nastat nedostatek potravy, což může zapříčinit snížení růstu a časem vést až k vyhladovění (Govindarajulu & Anholt 2006). Navíc pulci mají při vysokých teplotách vyšší metabolické nároky (Harkey & Semlitsch 1988). K úhynu tak dojde dříve než při teplotách nižších. Naopak při nízké hustotě pulců v nádrži a vyšších teplotách rostou pulci rychleji (Govindarajulu & Anholt 2006). Hartel (2007) ve své experimentální studii zjistil, že ty rybníky, které jsou již obsazené (druhově nespecifikovanými) larvami, mají pro vývoj nižší kvalitu. Při porovnání s výsledky méj studie lze tedy vyvodit, že tam, kde již bylo nakladeno, není nejvhodnější stanoviště pro další larvální stádia.

Ne tolik překvapivým pozorováním je i fakt, že ve střední části lokality (sektor 2) docházelo k rozmnožování kuňek pravidelně každou sezónu, zatímco na krajích v některých letech k naklazení snůšek nedošlo. Lze tedy předpokládat, že louže na okraji lokality tvoří jakousi rezervní zónu.

5.3 Disperze a pohyb

Zjištěné průměrné disperzní vzdálenosti (40 - 170 m) jsou podobné výsledkům uváděným v literatuře, kdy Hartel (2008) uvádí 93 – 251 m v opadavém lese a Golldman a Golldman (2000) uvádí 170 m pro smíšený les s otevřenými travnatými stanovišti. Stejná studie zároveň uvádí i rozdíl mezi pohlavím 40 m v průměru. Beshkov a Jameson (1980) v horském prostředí dokonce zaznamenali ještě nižší disperzní vzdálenost, okolo 40 m, opět s významným rozdílem mezi pohlavím (viz kapitola 1.3). V této studii nebyl prokázán statistický rozdíl mezi pohlavím, nicméně byl prokázán pozitivní vliv velikosti jedince na disperzní vzdálenost. Toto zjištění podporuje i řada studií na jiných druzích obojživelníků (Pilliod et al. 2002; Muths 2003; Bartelt et al. 2004; Johnson et al. 2007).

Disperze může být ovlivněna více příčinami: kompeticí, predací, prostorovou a časovou variací a kvalitou lokality (Hansson 1991). Přestože pohyb po lokalitě může být riskantní, předpokládám, že toto riziko je menší, než zůstat na lokalitě, kde její nízká kvalita a zejména pak hladina vody snižuje kondici jedince. Přesun do jiné louže pak může být pozitivní pro fitness jedince.

Tato studie je zatížena problémem designu mark-recapture studií, kdy je disperzní vzdálenost zjišťovaná vzdáleností mezi jednotlivými vodními ploškami. Na tento problém upozorňuje Hartel (2008). Pozorována disperzní vzdálenost je tak minimální disperzní vzdáleností, jakou jedinec urazil, tento údaj je však zjevně podhodnocen oproti reálné disperzní vzdálenosti.

V této studii jsem modelovala i pravděpodobnost přesunu. Zvýšení pravděpodobnosti přesunu si vždy spojujeme s disturbancemi na lokalitě (průjezd těžké techniky, povodně). Toto zjištění není nijak překvapivé, kuňka žlutobřichá se při narušení nebo zániku lokality přemísťuje na blízkou náhradní lokalitu (Baruš & Oliva 1992; Barandun & Reyer 1998).

5.4 Metoda přirozených vzorů

Pro značení obojživelníků neexistuje univerzální metoda, vždy je potřeba brát zřetel na potřeby a omezení experimentu. Metoda přirozených vzorů je plně neinvazivní a zvíře stresuje jen minimálně. Na rozdíl od invazivních metod netrpí žádnou z řady nevýhod.

Invazivní metody značení, jako nejčastěji užívané zastříhávání prstů, mají řadu negativních vlivů na pozorované obojživelníky. Vyvolaný stres při značení negativně ovlivňuje pravděpodobnost zpětného zachycení (Clarke 1972), označení jedinci navíc mohou mít sklon sledovanou lokalitu opustit v návaznosti na prožitý stres (Lemckert 1996). Značení také může vyvolat změny v chování. Invazivní metody rovněž zvyšují riziko infekce nebo nekrózy, což může mít i smrtelné následky (Clarke 1972). Nicméně Hartel a Nemes uvádí, že v průběhu své studie (2006) nezaznamenali žádný negativní vliv amputace prstů na fitness jedinců kuňky žlutobřiché.

Metoda přirozených vzorů neovlivňuje chování jedince, nemá vliv na pohyb, sociální komunikaci nebo maskovací schopnosti, a jak již bylo zmíněno výše, jedná se o metodu plně neinvazivní. Touto metodou může být rozpoznán neomezený počet jedinců, při zvyšujícím se počtu jedinců je vhodné a v zásadě nezbytné zavést softwarové zpracování dat. Další výhodou je i finanční nenáročnost (mimo počátečních nákladů na fototechniku). Nevýhodou metody přirozených vzorů může být jen nedostatečná vnitrodruhová variabilita. Ze zmíněných důvodů se však tato metoda jeví jako vhodnou pro tuto studii. Navíc tato metoda byla již na kuňce žlutobřiché použita (Gollmann et al. 2000; Plăiașu et al. 2005), stejně tak na jejím sesterském druhu kuňce obecné (Nilsson 1954). Použití této metody viz kapitola 1.6.

5.5 Pozorování skvrn

Sledované druhy byly vybrány na základě jediného kritéria. Tím bylo dostatečné vzorování, aby na jeho základě mohli být jedinci daného druhu individuálně rozlišeni. Cílem této práce nebylo potvrdit nebo vyvrátit proměnlivost skvrn napříč celou třídou obojživelníků, pouze jsem se chtěla podívat na případnou proměnlivost vzorů vybraných druhů během tří let, která může být potenciální nevýhodou metody přirozených vzorů. Problematika změny vzoru a barevnosti byla zkoumána jen u malého spektra druhů (viz kapitola 1.6). Pouze jedna studie (Donnelly et al. 1994) dokládá změnu vzoru, která byla pozorována u jednoho jedince mloka korsického (*Salamandra corsica*), kdy došlo ke zvětšení skvrn. Jednalo se však o nepatrnou změnu, která by na celkové rozpoznání jedince neměla vliv. Naopak Kenyon a kolektiv (2009) ve svém výzkumu na rosnici krajkované (*Litoria genimaculata*) zaznamenali znatelnou změnu barevnosti již po dvou měsících. K takovéto změně barevnosti

může docházet při vybarvování v období rozmnožování. Lze tedy předpokládat, že pokud by docházelo k výrazné změně vzorů, proměna by měla být znatelná již za období jedné sezóny.

Kontrolní vzorek vybraných druhů obojživelníků byl sledován od konce roku 2012 do začátku roku 2015. V tomto období nebyla zaznamenána žádná změna, která by měla vliv na určení daného jedince (viz příloha 2). Pouze u jednoho jedince kuňky východní bylo zaznamenáno mírné zvětšené skvrn, stejně tak i u dvou jedinců v polním experimentu (viz kapitola 4.5). Přestože u několika jedinců bylo pozorováno zvětšení skvrn, nemělo toto zvětšení vliv na celkový tvar kresby. Identifikace takovýchto jedinců byla i nadále bezproblémová.

6 Závěr

Hlavní výsledky práce jsou shrnuty v následujících bodech:

- Populace kuňky žlutobřiché na pozorované lokalitě vykazuje klesající trend, zejména u samců. Změna početnosti zároveň ovlivňuje zdánlivou věrnost lokalitě, u klesající populace samců se postupně zvyšuje pravděpodobnost zpětného nalezení.
- Jedinci se v rámci lokality v průběhu času více přemísťují, tento pohyb si vysvětlují proběhlými disturbancemi na lokalitě.
- Přestože jsem pozorovanými proměnnými nedokázala vysvětlit výběr louží, pozorovala jsme rozdílné preference dospělců a larválních stádií. Zajímavým a překvapivým zjištěním byla rozdílná preference snůšek a pulců, která napovídá, že tam, kam jsou snůšky nakladeny, nemusí být vždy optimální podmínky pro vývoj nebo přežití pulců.
- Metoda přirozených vzorů je u obojživelníků vhodná i pro dlouhodobé studie. Přestože může docházet k mírným kvantitativním změnám vzorů, tyto změny nemají vliv na konečnou identifikaci jedince.

7 Použitá literatura

AmphibiaWeb: Information on amphibian biology and conservation. (2015): Berkeley, California: AmphibiaWeb. Available: <http://amphibiaweb.org/>. (Accessed: Mar 11, 2015).

Angel F., (1946): Replites et Amphibiens, in: Faune de France, Paris 1945: 204.
Arntzen J. W., Goudie I. B. J., Halley J., Jehle R., (2004): Cost comparison of marking techniques in long-term population studies: PIT-tags versus pattern maps. *Amphibia-Reptilia*. 25. 305–315.

Arntzen J. W., Goudie I. B. J., Halley J., Jehle R., (2004): Cost comparison of marking techniques in long-term population studies: PIT-tags versus pattern maps. *Amphibia-Reptilia*. 25. 305–315.

Babik W., Rafinski J., (2001): Amphibian breeding site characteristics in the western Carpathians, Poland. *Herpetological Journal* 11. 41–51.

Bailey L.L., Simons T.R., Pollock K.H., (2004): Spatial and temporal variation in detection probability of *Plethodon* salamanders using the robust capture–recapture design. *Journal of Wildlife Management* 68. 14–24.

Bancila R. I., Hartel T., Plaiasu R., Smets J., Cogalniceanu D., (2010): Comparing three body condition indices in amphibians: a case study of yellow-bellied toad *Bombina variegata*. *Amphibia-Reptilia* 31. 558-562.

Bannikov A.G., Darevskij I.L., Iščenko V.G., Rustamov A.K., Ščerbak N.N., (1977): *opredelitel' zemnovodnzh I presmkajučichsja fauny SSSR*. Izd. Prosveščeniye, Moskva, 414.

Barandun J., Reyer H.U., (1997): Reproductive ecology of *Bombina variegata*: characterisation of spawning ponds. *Amphib.-Reptilia*, 143-154.

Barandun J., Reyer H.U., (1998): Reproductive Ecology of *Bombina variegata*: Habitat Use. *Copeia* 2. 497-500.

Bartelt P.E., Peterson C.R., Klaver R.W., (2004): Sexual differences in the post-breeding movements and habitats selected by western toads (*Bufo boreas*) in southeastern Idaho. *Herpetologica* 60, 455–467.

Baruš V., Oliva O., (1992): *Obojživelníci – Amphibia*, Academia Nakladatelství Československé akademie věd, Praha 1992: 144-151.

Beausoleil N. J., Mellor D. J., Stafford K. J., (2004): Methods for marking New Zealand wildlife: amphibians, reptiles and marine mammals. Wellington, Department of Conservation. 147, 29-32, 65-66.

Berven K. A., (1990): Factors Affecting Population Fluctuations in Larval and Adult Stages of the Wood Frog (*Rana Sylvatica*), *Ecology* 71.1599–1608.

Beshkov V.A., Jamenskon D.L., (1980): Movement and abundance of the yellow-spotted toad *Bombina variegata*, *Herpetologica* 36, 365 – 370.

Beukema W., (2011): Ontogenetic pattern change in amphibians: the case of *Salamandra Corsica*, *Acta Herpetologica*, 169-174.

Blihovde W. B., (2006): Terrestrial Movements and Upland Habitat Use of Gopher Frogs in Central Florida. *Southeastern Naturalist*. 265–276.

Bogaerts S. (2002): Farbkleidentwicklung bei einigen Feuersalamanderarten und – unterarten. *Amphibia*, 4-10.

Bogert C. M., (1947): A field study of homing in the Carolina toad. *Am. Mus. Novit.* 1355, 1-24.

Bousbouras D., Ioannidis Y., (1997): The distribution and habitat preferences of the amphibians of Prespa National Park. *Hydrobiologia* 351. 127–133.

Bradfield K. S., (2004): Photographic Identification of Individual Archey's frogs, *Leiopelma archeyi*, from Natural Markings. Wellington: Department of Conservation.

British Columbia Environment Resources Inventory Committee (1997): Standardized inventory methodologies for components of British Columbia's biodiversity: live animal capture and handling guidelines for wild mammals, birds, amphibians and reptiles. Version 1.1. British Columbia Environment Resources Inventory Committee (Resources Inventory Branch), Victoria, British Columbia, Canada.

Carafa M., Biondi M. (2004): Application of a method for individual photographic identification during a study on *Salamandra salamandra gigliolii* in central Italy. *Ital. J.Zool.*, 181-184.

Cayuela H., Cheylan1 M., Joly P., (2011): The best of a harsh lot in a specialized species: breeding habitat use by the yellow-bellied toad (*Bombina variegata*) on rocky riverbanks. *Amphibia-Reptilia* 32. 533-539.

Clarke R. D., (1972): The effect of toe clipping on survival in Fowler's toad (*Bufo woodhousei fowleri*). *Copeia* 1972: 182–185.

Cooch E.G., White G.C., (2015): Program MARK A Gentle Introduction 14th edition.

- Cooke A.S., (1975): Spawn site selection and colony size of the frog (*Rana temporaria*) and the toad (*Bufo bufo*). J. Zool. 175: 29–38.
- Di Cerbo A. R., (2001): Ecological studies on Yellow-bellied Toad *Bombina v. variegata* in Alpine habitats. Biota. 17-28.
- Dodd C.K., Dorazio R.M., (2004): Using point counts to simultaneously estimate abundance and detection probabilities in a salamander community. Herpetologica 60: 468–478.
- Donnelly, M. A., Gutoad, C., Juterbock, J. E., Alford, R. A., (1994): Techniques for marking amphibians. In Heyer W.R., Donnelly M.A., Mc Diarmind R.W., Hayek L.C., Foster M.S., (1994): Measuring and Monitoring biological diversity: standart methods for amphibians, 275-276, Smithsonian Institution Press. Washington, DC, USA.
- Eterovick P.A., Ferreira A.D.M., (2008): Breeding habitat and microhabitat choice by male and female: Are there differences between ses and season? Herpetologica, 64, 397– 05.
- EU Wildlife and Sustainable Farming project, (2009): Yellow bellied toad, *Bombina variagata* factsheet, 1-7.
- Franz R., Dodd C.K., Jones C., (1988): *Rana areolata aesopus* movement. Herpetological Review, 19-33.
- Fellers, G.M., (1979): Mate selection in the gray treefrog *Hyla versicolor*. Copeia, 286–290.
- Fellers G. M., Drost C.A., Heyer W.R., (1994): Handling live amphibians. In Heyer W.R., Donnelly M.A., Mc Diarmind R.W., Hayek L.C., Foster M.S., (1994): Measuring and Monitoring biological diversity: standart methods for amphibians, 275-276, Smithsonian Institution Press. Washington, DC, USA.
- Gill D. E., (1978): The metapopulation ecology of the red-spotted newt, *Notophthalmus viridescens* (Rafinesque). Ecol. Monogr. 48: 145-166.
- Gollmann G., Gollmann B. (2000): Wiederfangstudie an einer Gelbbauchunken population: Überlebensraten und Ausbreitung. Beitr. Ökol. 4.75-82.
- Gollmann, B., Gollmann, G., Miesler, M. (2000): Habitatnutzung und Wanderungen in einer Gelbbauchunken-Population (*Bombina v. variegata*). Zeitschrift für Feldherpetologie 7, 1-16.
- Govindarajulu P.P., Anholt B.R., (2006): Interaction between biotic and abiotic factors determines tadpole survival rate under natural conditions. Écoscience, 13, 413-421.

Greenberg C.H., Tanner G.W., (2004): Breeding Pond Selection and Movement Patterns by Eastern Spadefoot Toads (*Scaphiopus holbrookii*) in Relation to Weather and Edaphic Conditions. *Journal of Herpetology* 38. 569-577.

Hagström T., (1977): Growth Studies and Ageing Methods for Adult *Triturus vulgaris* L. and *T. cristatus* Laurenti (Urodela, Salamandridae). *Zoologica Scripta* 1: 61–68.

Hansson, L.H., (1991): Dispersal and connectivity in metapopulations. *Biological Journal of Linnean Society* 42, 89-103. In: Gilpin, M. & Hanski, I. (Eds.): *Metapopulation Dynamics: Empirical and Theoretical Investigations*. Academic Press.

Harkey G.A., Semlitsch R.D., (1988): Effects of temperature on growth, development, and color polymorphism in the ornate chorus frog *Pseudacris ornata*. *Copeia*, 1001–1007.

Hartel T., Nemes S., (2006): Assessing the effect of toe clipping on the yellow bellied tors. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*. 52, 359–366.

Hartel T., Nemes S., Mara G., (2007): Spatial and temporal dynamic of pond use by a hybrid fire-bellied toad population: the importance of pond availability and duration. *Acta Zoologica Lituanica*, 17, 56–63.

Hartel T., (2007): An experimental study on the abundance effect on tadpole growth, mortality and metamorphosis in *Bombina variegata*. *Biota - Journal of Biology and Ecology* 6: 27-34.

Hartel T., (2008): Movement activity in a *Bombina variegata* population from a deciduous forested landscape. *North-Western Journal of Zoology* Vol. 4.79-90.

Hartel T., Bancila R., Cogalniceanu D., (2011): Spatial and temporal variability of aquatic habitat use by amphibians in a hydrologically modified landscape. *Freshwater Biology* 56, 2288–2298.

Havelková P., (2002): Genetická analýza hybridní zóny mezi *Bombina bombina* a *B. variegata* v předšumaví, Diplomová práce, Biologická fakulta Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích, (nepublikovaná diplomová práce).

Hofman S., Spolsky CH., Uzzell T., Cogalniceanu D., Babik W., Szymura J.M., (2007): Phylogeography of the fire-bellied tors *Bombina* : independent Pleistocene histories inferred from mitochondrial genomes. *Molecular Ecology* 16. 2301–2316.

Husté A., Clobert J., Miaud C., (2006): The movements and breeding site fidelity of the natterjack toad (*Bufo calamita*) in an urban park near Paris (France) with management recommendations, *Amphibia-Reptilia* 27, 561-568.

Ildos, A.S., Ancona N., (1994): Analysis of amphibian habitat preferences in a farmland area (Po plain, northern Italy). *Amphibia-Reptilia* 15, 307–316.

Iwai H., (2013) : Home Range and movement Patterns of the otton frog: Integration of Year-round Radiotelemetry and mark– Recapture methods. *Herpetological Conservation and Biology* 8, 366–375.

Johnson J.R., Jason H. Knouft J.H., Semlitsch R.D., (2007): Sex and seasonal differences in the spatial terrestrial distribution of gray treefrog (*Hyla versicolor*) populations, *Biological conservation*, 250-258.

Kapfbergedr D., (1984): Untersuchungen zu Populationsaufbau, Wachstum und Ortsbeziehungen der Gelbbauchunke, *Bombina variegata variegata* (Linnaeus, 1758). *Zool. Anz.* 212. 105-16.

Kaplan N.M., (1958): Marking and banding Frogs and turtles, *Herpetologica* 14, 131-132.

Kenyon N., Phillott A. D., Alford R. A., (2009): Evaluation of the photographic identification method (PIM) as a tool to identify adult *Litoria Genimaculata* (Anura: Hylidae). *Herpetological Conservation and Biology* 4 (3):403-410.

Kuhn J. (1993): Fortpflanzungsbiologie der Erdkröte *Bufo b. bufo* (L.) in einer Wildflussaue. *Z. Ökologie und Naturschutz* 2. 1-10.

Kuzmin S., Denoël M., Anthony B., Andreone F., Schmidt B., Ogradowczyk A., Ogielska M., Vogrin M., Cogalniceanu D., Kovács T., Kiss I., Puky M., Vörös J., Tarkhishvili D., Ananjeva N., (2009): *Bombina variegata*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.3. Available: www.iucnredlist.org. (Accessed: Mar 11, 2015).

Lantz L. A., (1953): Adaption to background in *Triturus cristatus* Laur. *J. Gen.* 502 - 514.

Lemckert F., (1996): Effects of toe-clipping on the survival and behaviour of the Australian frog *Crinia signifera*. *Amphibia- Reptilia.* 17, 287–290.

MacCallum, C. J., Nurnberger B. , Barton N.H., Szymura J.M., (1998): Habitat preference in the *Bombina* hybrid zone. *Evolution* 52, 227–239

Madison D.M., Shoop C. R., (1970): Homing behavior, orientation and home range of salamanders tagged with tanthalam -182 . *Science* 168, 1481-1487.

Maštera J., Zavadil V., Dvořák J., (2015): Snůška a larvy obojživelníků ČR – kuňka žlutobřichá *In* Maštera J., Zavadil V., Dvořák J. (2015): Vajíčka a larvy obojživelníků České republiky. *Academia.* 81-88.

Murphy P. J., (2003): Context-dependent reproductive site choice in a Neotropical frog. *Behavioral Ecology* 14, 626–633.

Muths E., (2003): Home range and movements of boreal toads in undisturbed habitat. *Copeia* 2003, 160–165.

Nilsson O. H. A., (1954): On the larval development and ecological conditions governing the distribution of the fire-bellied toad, *Bombina bombina* L., in Scania. *Kungliga Fysiografiska Sällskapet Handlingar*. 65, 1– 24.

Northwest Marine Technology (2000): Visible Implant Elastomer Sample Kit: Instructions for Use. Northwest Marine Technology, Inc., Shaw Island, Washington, USA.

Obojzivelnici.wbs.cz: kuňka žlutobřichá. (2015): Obojživelníci České republiky. Available: <http://obojzivelnici.wbs.cz/kunka-zlutobrucha.html> (Accessed: Mar 11, 2015).

Otis D.L., Burnham K.P., White G.C., Anderson D.R., (1978): Statistical inference from capture data on closed animal populations. *Wildl. Monogr.* 62, 3-135.

Pašukonis A., Warrington I., Ringler M., Hödl W., (2014): Poison frogs rely on experience to find the way home in the rainforest. *Biological Letters*, Published by the Royal Society, 1- 4.

Pavignano I., Giacoma C., Castellano S. (1990): A multivariate analysis of amphibian habitat determinants in north western Italy. *Amphibia-Reptilia* 11, 311–324.

Pederzoli A., Gambarelli A., Restani C., (2003): Xanthophore migration from the dermis to the epidermis and dermal remodeling during *Salamandra salamandra salamandra* (L.) larval development. *Fig. Cell Res.*, 50-58.

Pilliod, D.S., Peterson, C.R., Ritson, P.I., (2002): Seasonal migration of Columbia spotted frogs (*Rana luteiventris*) among complementary resources in a high mountain basin. *Canadian Journal of Zoology* 80, 1849–1862.

Plăiașu R., Hartel T., Băncilă R. I., Cogălniceanu D., (2005): The use of digital images for the individual identification of amphibians. *Studii si Cercetari Biologie, Universitatea din Bacău* 10, 137-140.

Rafijski J.N., (1977): Autotransplantation, *Journal of Herpetology* 11:241-242.

Ramalho W. P., Jorge R. F., Baiocchi L. B., Pena A.P., Pires R.A.P., (2013): Study on the population structure of the paradoxical frog, *Pseudis bolbodactyla* (Amphibia: Anura: Hylidae), using natural markings for individual identification, *ZOOLOGIA* 30: 623-629.

Rannap R., Lohmus A., Briggs C.L., (2009): Restoring ponds for amphibians: a success story. *Hydrobiologia* 634. 87–95.

Raney E.C., (1940): Summer movements of the bullfrog, *Rana catesbeiana* Shaw, as determined by the jaw tag method, Amer. Midl. Natur. 23,733-745.

Resetarits W. J. JR., (1996): Oviposition site choice and life history evolution. American Zoologist 36, 205–215.

Resetarits W. J. JR., Wilbur H.M., (1989): Oviposition site choice in *Hyla chrysoscelis*: role of predators and competitors. Ecology 70, 220–228.

Roff D.A., (1975): Population stability and the evolution of dispersal in heterogeneous environment. Oecologia 19, 217-237.

Schmidt B. R., (2003): Count data, detection probabilities, and the demography, dynamics, distribution, and decline of amphibians. C. R. Biologies 326. 119–124.

Schmidt B.R., (2004): Declining amphibian populations: the pitfalls of count data in the study of diversity, distributions, dynamics, and demography. Herpetological Journal 14: 167–174.

Schmidt B.R., (2005): Monitoring the distribution of pond-breeding amphibians when species are detected imperfectly. Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst. 15: 681–692.

Seidel B., (1987): Breeding of a *Bombina variegata* population in a habitat with temporary pools. Proc. 4th ord. Gen. Meeting Soc. Eur. Herp., Nijmegen. 353-356.

Seitz A., Faller-Doepner U., Reh W., (1992): Radio-tracking of the common frog (*Rana temporaria*). Pp. 484–489 in Priede, I.G.; Swift, S.M. (Eds): Wildlife telemetry: remote monitoring and tracking of animals. Ellis Horwood Ltd., Chichester.

Semlitsch R.D., (2002): Critical elements for biologically based recovery plans of aquatic-breeding amphibians. Conservation Biology, 16, 619–629.

Sjögren P., Elmberg J., Berglind S.Å. (1988): Thermal preference in the pools frog *Rana lessonae*: impact on the reproductive behaviour of a northern fringe population. Holarct. Ecol. 11: 178-184.

Sinsch U. (1984): Thermal influences on the habitat preferences and the diurnal activity in three European *Rana* species. Oecologia 64. 125-131.

Sinsch U. (1987): Orientation behaviour of toads (*Bufo bufo*) displaced from the breeding area. J. Comp. Physiol. 161: 715-727.

Sinsch U., (1989): The migratory behaviour of the common toad *Bufo bufo* and the natterjack toad *Bufo calamita*. Pp. 113–124 in Langton, T.E.S. (Ed.): Amphibians and roads. Proceedings of the toad tunnel conference. Aco Polymer Products, Shefford.

Sinsch U. (1992): Sex-biased fidelity and orientation behaviour in reproductive natterjack toads (*Bufo calamita*). *Ethol. Ecol. Evol.* 4, 15-32.

Sinsch U. (1992): Structure and dynamic of a natterjack toad metapopulation (*Bufo calamita*). *Oecologia* 90, 489-499.

Sinsch U., (2014): Movement ecology of amphibians: from individual migratory behaviour to spatially structured populations in heterogeneous landscapes, *Canadian Journal of Zoology* 6, 491-502.

Straková H. (2010): Nové metody studia hybridních zón obojživelníků, Diplomová práce, Zemědělská fakulta Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích, (Nepublikovaná diplomová práce).

Strijbosch H., (1979): Habitat selection of amphibians during their aquatic phase. *Oikos* 33, 363–372.

Warren S.D., Buttner R., (2008): Relationship of Endangered Amphibians to Landscape Disturbance. *Journal of wildlife* 72, 738–744.

White, G.C. and K. P. Burnham, (1999): Program MARK: Survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study* 46 Supplement, 120-138.

Williams D.D., (1987): The ecology of temporary waters. Portland, Timber Press.
Winkler C., Heunisch G. (1997): Photographical methods for individual identification of Alpine newts (*Triturus alpestris*) and palmate newts (*T. helveticus*) (Urodela, Salamandridae), *Mertensiella*, 71-77.

Winkler C., Heunisch G., (1997): Photographical methods for individual identification of Alpine newts (*Triturus alpestris*) and palmate newts (*J. helveticus*) (Urodela, Salamandridae). *Mertensiella*, 7, 71-77.

Wollmuth L.P., Crawshaw L.I., Forbes R.B., Grahn D.A. (1987): Temperature selection during development in a mountain anuran species, *Rana cascadae*. *Physiol. Zool.* 60. 472-480.

Wooley H.P., (1973): Subcutaneous acrylic polymer injection as a marking technique for amphibians. *Copeia* 1973, 340-341.

Wright K. M., Minott T.,(1999): Individual identification of captive Mexican caecilians (*Dermophis mexicanus*). *Herpet. Rev.*, 30, 32–33.

Zydlewski G.B., Haro A., Whalen K.G., McCormick S.D., (2001): Performance of stationary and portable passive transponder detection systems for monitoring of fish movements. *J. Fish Biol.* 58, 1471-1475.

Příloha 1: Pozorování skvrn, první a poslední fotografie pozorování u vybraných jedinců.

kuňka obecná (*Bombina bombina*)



30. 11. 2012



6. 5. 2014



19. 3. 2015

kuňka východní (*Bombina orientalis*)

03



30. 11. 2012



19. 3. 2015

09



30. 11. 2012



19. 3. 2015

04



30. 11. 2012



13. 11. 2013

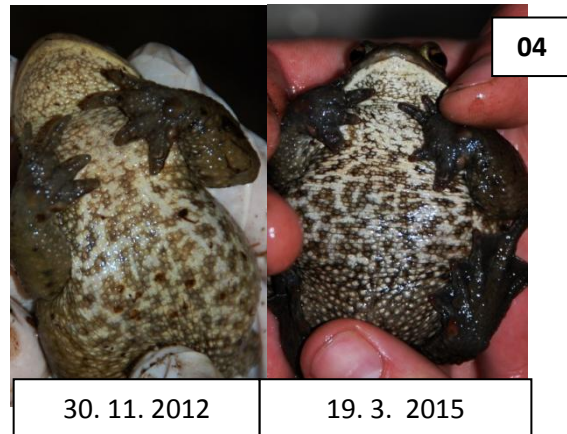


19. 3. 2015

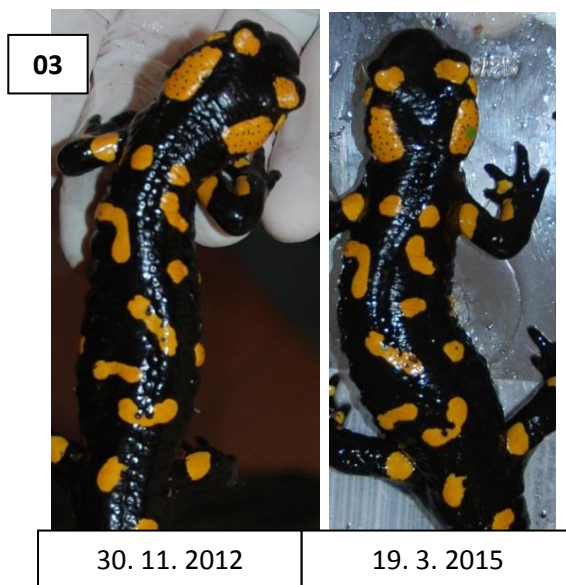
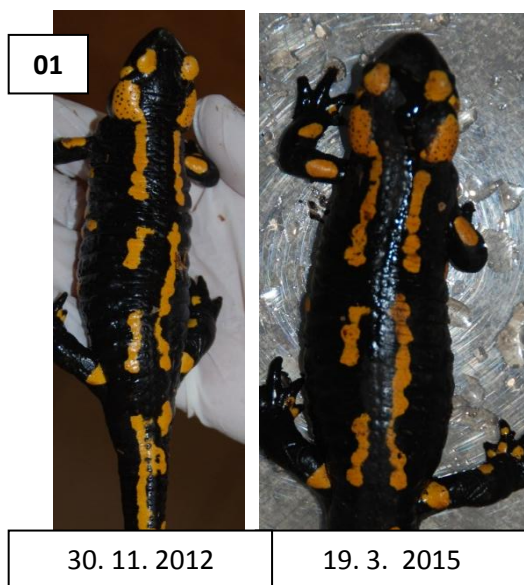
ropucha krátkonohá (*Epidalea calamita*)



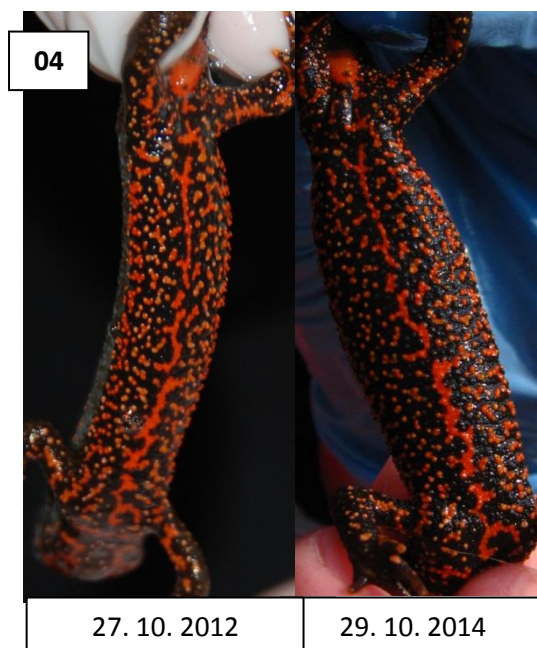
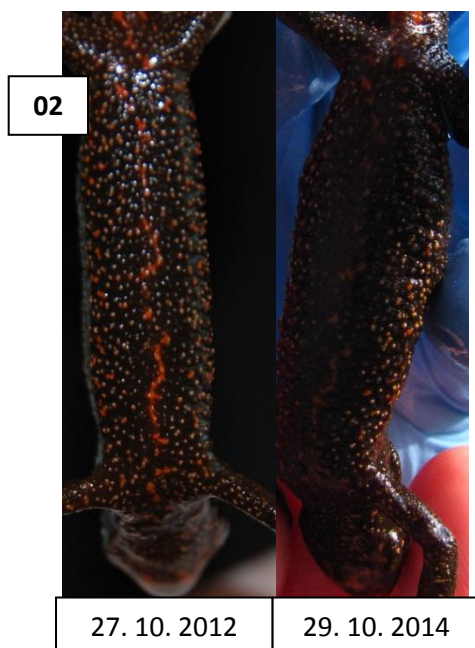
ropucha obecná (*Bufo bufo*)



mlouk skvrnitý (*Salamandra salamandra*)



čolek ohňobřichý (*Cynops pyrrhogaster*)



Příloha 2: Pozorování vzorů u vybraných jedinců kuňky žlutobřiché (*Bombina variegata*)
napříč sledovaným obdobím.

