

**Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích**  
**Zemědělská fakulta**  
**Katedra biologických disciplín**

**Vývoj společenstev plazů po disturbanci v doubravách NP Podyjí**

Diplomová práce

**Bc. Jaroslav Baloun**

Vedoucí diplomové práce: Mgr. Lukáš Čížek, Ph.D.

České Budějovice, 2018

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

Podpis:

Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své diplomové práce, a to v nezkrácené podobě (v úpravě vzniklé vypuštěním vyznačených částí archivovaných Zemědělskou fakultou) 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.

V Českých Budějovicích dne: 20. 4. 2018

Podpis:

## **Poděkování**

Děkuji mému školiteli Mgr. Lukášovi Čížkovi, Ph.D. za vedení a připomínkování mé práce. Za pomoc se statistickým zpracováním dat děkuji RNDr. Pavlu Šebkovi, Ph.D. Za spolupráci při monitoringu plazů děkuji RNDr. Blance Mikátové. Velmi si vážím mé široké rodiny a nezištné podpory přátel během mého studia.

## **Abstrakt**

Tato diplomová práce sleduje vliv sukcese na pasekách na společenstva plazů v Národním parku Podyjí. Navazuje na výsledky mé bakalářské práce, ve které byla vyhodnocena biotopová preference jednotlivých druhů plazů NP Podyjí a jejich vazba na experimentální plochy v podobě pasek vytvořených v 1. zóně NP Podyjí pro podporu světlomilných druhů. Monitoring plazů probíhal na těchto pasekách a na kontrolních stanovištích v rámci 6 lokalit NP Podyjí od roku 2011 do roku 2017. Byl realizován jednak s využitím umělých úkrytů v podobě rybníčních fólií, jednak metodou pozorování na transektu. Bylo tak možné sledovat reakci plazů na vznik pasek a následně zhodnotit vliv postupu sukcese na těchto pasekách. Vysoká meziroční variabilita sice komplikuje interpretaci získaných výsledků, nicméně teplomilná ještěrka zelená s postupující sukcesí ubývala, zatímco slepýš křehký naopak přibýval.

**Klíčová slova:** plazi, monitoring, stanoviště, disturbance, sukcese, nížinné lesy, Národní park Podyjí

## **Abstract**

This thesis focuses on the effects of succession on forest clearings on reptile assemblages in Podyjí National Park. The topic and results presented here follow up my bachelor thesis evaluating habitat preference of reptiles in Podyjí National Park and their assemblages on experimental clearings in the core zone of NP Podyjí. The reptile monitoring was conducted on the clearings and nearby control habitats using a method of artificial shelters and method of transect walks. Abundance of reptile species on clearings, and effect of gradual succession on the clearings on individual reptile species was studied and evaluated. While the creation of clearings clearly benefited most thermophilous reptile species, including e.g. the Green lizard (*Lacerta viridis*) and the Aesculapian snake (*Zamenis longissimus*), the effect of succession is more difficult to assess owing to rather high variation among years. Only the *L. viridis* significantly decreased with the course of succession, while the Slow worm (*Anguis fragilis*) benefited from it.

**Keywords:** reptiles, monitoring, habitats, disturbances, succession, lowland forests, Podyjí National Park

## Obsah

1	Úvod.....	11
2	Literární přehled.....	12
2.1	Vývoj plazů a krajiny.....	12
2.2	Člověk a vývoj krajiny holocénu.....	13
2.3	Nížinné lesy a ochrana přírody.....	15
2.3.1	Tradiční lesní hospodaření.....	15
2.3.2	Význam bezlesí.....	16
2.3.3	Stereotypy v ochraně přírody a legislativa.....	17
2.4	Disturbance a sukcese.....	18
2.5	Biotopová preference plazů NP Podyjí.....	19
2.5.1	Ještěrka obecná ( <i>Lacerta agilis</i> ).....	19
2.5.2	Ještěrka zelená ( <i>Lacerta viridis</i> ).....	20
2.5.3	Slepýš křehký ( <i>Anguis fragilis</i> ).....	20
2.5.4	Užovka stromová ( <i>Zamenis longissimus</i> ).....	20
2.5.5	Užovka hladká ( <i>Coronella austriaca</i> ).....	21
2.5.6	Užovka podplamatá ( <i>Natrix tessellata</i> ).....	21
2.5.7	Užovka obojková ( <i>Natrix natrix</i> ).....	22
2.6	Ohrožení a ochrana plazů.....	22
2.7	Metody výzkumu populací plazů.....	24
3	Metodika.....	26
3.1	NP Podyjí.....	26
3.2	Výzkumný projekt.....	27
3.3	Specifikace sledovaných stanovišť.....	27
3.4	Monitoring plazů.....	29
3.5	Zpracování získaných dat.....	30
4	Výsledky.....	32
4.1	Popisné statistiky.....	32
4.2	Výběr metody monitoringu pro zpracování dat.....	35
4.3	Vliv sukcese experimentálních ploch na výskyt plazů.....	36
4.3.1	Ještěrka zelená.....	36
4.3.2	Slepýš křehký.....	38
4.3.3	Užovka obojková.....	39
4.3.4	Užovka stromová.....	41
4.4	Vliv zásahu a typu paseky na výskyt plazů.....	42
4.4.1	Ještěrka zelená.....	42
4.4.2	Slepýš křehký.....	43
4.4.3	Užovka obojková.....	44
4.4.4	Užovka stromová.....	44
4.5	Zhodnocení výskytu plazů před a po zásahu.....	45
4.5.1	Ještěrka zelená.....	45

4.5.2	Slepýš křehký .....	46
4.5.3	Užovka obojková .....	46
4.5.4	Užovka stromová .....	46
5	Diskuse .....	48
5.1	Výběr metody monitoringu pro zpracování dat .....	48
5.2	Vliv sukcese experimentálních ploch na výskyt plazů .....	48
5.2.1	Ještěrka zelená.....	49
5.2.2	Slepýš křehký .....	49
5.2.3	Užovka obojková .....	50
5.2.4	Užovka stromová .....	50
5.3	Vliv zásahu v podobě seče pasek na výskyt plazů.....	51
5.4	Aktivní management v NP Podyjí .....	51
6	Závěr .....	54
7	Literatura .....	55

## 1 Úvod

V posledních letech je často diskutován aktivní management ochrany přírodních stanovišť spočívající v potlačování sukcese. Při ochraně malých biologicky cenných lokalit je tento management realizován již desítky let, avšak při ochraně větších celků krajiny je do ochranné praxe zaváděn jen velmi pozvolna. Příčinou může být konzervativní přístup některých ochránců, podle kterých by měly být zásahy do ekosystému vyloučené nebo minimální. V případě ochrany biologicky hodnotných nížinných lesů může být tento pasivní přístup podpořen tlakem moderního lesnictví, které je založeno na pěstování zapojených vysokokmenných porostů pro kvalitní dřevařský sortiment. To je pro ekosystém nížinného lesa nepřírozený stav, protože od počátku svého vývoje byl porost těchto lesů vystaven pastevnímu tlaku velkých herbivorů a následné selekci člověkem. Nížinné lesy NP Podyjí si tak až do počátku 20. století udržely otevřenou a prosvětlenou strukturu podmiňující přežití světlomilných druhů (Šebek et al., 2015). S vysídlením obyvatelstva po 2. světové válce došlo k ukončení tradičního lesního hospodaření a ústupu prosvětlených řídkých lesů v důsledku jejich zapojování (Miklín et al., 2016). Tento trend nezvrátilo ani vyhlášení Národního parku Podyjí, naopak obhospodařování zdejší krajiny tím bylo výrazně omezeno. V této práci je hodnocen význam prosvětlení porostu zapojeného nížinného lesa pro společenstva plazů. Prosvětlení zapojených porostů bylo dosaženo disturbancí v podobě seče experimentálních ploch. Sečí vznikly dva typy pasek – paseka propojená s loukou a paseka oddělená od louky porostním žebrem na místě zapojeného nížinného lesa. Celkem vzniklo šest párů těchto pasek na šesti lokalitách NP Podyjí. Následným monitoringem plazů je vyhodnocován vliv postupující sukcese na těchto pasekách na jednotlivé druhy plazů. Cílem práce je zjistit, jak postup sukcese ovlivňuje početnost jednotlivých druhů plazů na pasekách a získat tak podklady pro kvalifikované rozhodování o vhodných způsobech péče o plazy NP Podyjí.

## 2 Literární přehled

### 2.1 Vývoj plazů a krajiny

Z paleontologických záznamů jsou na našem území první plazi známi již z prvohor a druhohor (Nečas et al., 1997). Výrazná diverzifikace šupinatých plazů nastává v oblasti střední Evropy ve starších třetihorách (Roček, 2002). V terciárním paleontologickém záznamu lze zaznamenat slepýše (rod *Anguis*), ještěrky rodu *Lacerta*, užovky rodu *Natrix* a zmiže rodu *Vipera* (Nečas et al., 1997; Ivanov, 2015). Výskyt slepýšovitých (Anguinae) od pozdního miocénu v severozápadních Čechách potvrzuje Klembara (2012). Po skončení miocénního klimatického optima nastává ochlazování klimatu a ústup teplomilných plazů čeledi Chamaeleonidae, Varanidae a Tomistomidae (Böhme, 2003). V souvislosti s těmito klimatickými změnami se objevují recentní druhy slepýš křehký (*Anguis fragilis*) a užovka obojková (*Natrix natrix*). V pliocénu pak užovka stromová (*Zamenis longissimus*), užovka hladká (*Coronella austriaca*) a evropské zmiže komplexu „berus“ (Ivanov, 2015). Během čtvrtohor dochází ke střídání glaciálů a interglaciálů, které zásadně ovlivňují rozložení vegetace a fauny na našem území (Ložek, 1973). Chladné podnebí glaciálu a naopak teplé podnebí interglaciálu nebylo konstantní a vyznačovalo se vlastními výkyvy v teplotních a vlhkostních poměrech (Pokorný, 2011). V období chladné části glaciálu – tzv. stadiálu byla oblast našeho území pokryta sprašovou stepí a tundrou s průměrnou roční teplotou -8 °C (Prach, 2001; Ivanov, 2015). Toto ochlazení mělo na společenstva plazů výraznější dopad než na endotermny (Böhme & Rödder, 2014). Stahovali se do klimaticky příznivějších refugií v oblasti mediteránu (Ivanov, 2015; Joger et al., 2007; Musilová et al., 2010). Řada druhů nedokázala překonat evropská pohoří, jejichž orientace je podle Böhma & Röddera (2014) příčinou dnešní nízké diverzity plazů v Evropě v porovnání se Severní Amerikou. V teplejších částech posledního glaciálu během tzv. interstadiálu se u nás objevovaly některé náročnější dřeviny jako je dub nebo líska, které umožnily vznik variabilních stanovišť v podobě ekotonu mezi lesem a stepí (Ložek, 2007). Tento biotop odpovídá výskytu eurytermních druhů, zmiže obecné (*Vipera berus*) a ještěrky živorodé (*Zootoca vivipara*) (Ivanov, 2015). Tyto druhy tak mohly počátkem holocénu v krátké době kolonizovat naše území z malých severských refugií v oblasti Alp a Karpat (Stewart & Lister, 2001; Ložek, 2009; Schmitt & Varga,



2012). Na základě genetické analýzy bylo severní glaciální refugium ještěrky živorodé potvrzeno na území dnešního Maďarska a Rakouska (Schmitt & Varga, 2012). Extra-mediterránní refugium zmije obecné bylo potvrzeno v oblasti Maďarských Karpat (Ursenbacher et al., 2006). Podle Ložka (2007) byla tato severně položená refugia na jižně exponovaných svazích, které společně s vegetací vytvářely příhodné podmínky pro přežití i nejchladnějších období glaciálu. Mediterránní refugia byla během glaciálu na Pyrenejském, Apeninském a Balkánském poloostrově. Po skončení glaciálu bylo naše území kolonizováno především z východních refugií na Balkánském poloostrově, kolonizaci z Pyrenejského a Apeninského poloostrova bránil rovnoběžkový průběh Pyrenejí a Alp (Joger et al., 2007). Hlavním migračním koridorem z balkánských refugií do střední Evropy bylo údolí Dunaje (Jablonski, 2012). Tím se k nám rozšířila želva bahenní (*Emys orbicularis*), ještěrka zelená (*Lacerta viridis*), ještěrka obecná (*Lacerta agilis*), užovka stromová (*Zamenis longissimus*), užovka podplamatá (*Natrix tessellata*) a zmije obecná (*Vipera berus*) (Joger et al., 2007). Během holocénu se areál výskytu dále rozšiřoval v klimaticky příhodnějších obdobích.

## 2.2 Člověk a vývoj krajiny holocénu

V druhé polovině posledního glaciálu člověk přírodu aktivně neovlivňuje (Ložek, 1973). S oteplováním klimatu počátkem holocénu dochází k šíření porostů parkového charakteru tvořených borovicí, břízou, vrbami, později lískou, dubem a jilmem (Prach, 2001). Vysoký podíl lísky v boreálu svědčí o přítomnosti rozvolněných porostů přerušovaných otevřenými enklávami stepního rázu (Ložek, 2007). Vlivem výrazného oteplení a zvýšení vlhkosti na rozhraní boreálu a atlantiku dochází k šíření a zapojování lesních porostů (Pokorný, 2011; Ložek, 2007). Vrchol zalesnění nastává v době holocenního klimatického optima během atlantiku (Prach, 2001). Poměr lesa a bezlesí se poprvé od skončení glaciálu obrací ve prospěch lesa (Konvička et al., 2005). Přesto se zachoval lesostepní charakter vegetace v podobě nezapojených hájů a stepí na xerothermních stanovištích (Ložek, 2007). Druhům otevřené krajiny poskytují útočiště abioticky extrémně strukturovaná stanoviště podmačených půd a mokřadů, říčních niv, skal, vátých písků, pohyblivých sutí, toxických půd v podobě slanisek a hadců (Sádlo et al., 2005; Hédli et al., 2011b; Kolář et al., 2012). Vedle těchto trvalých bezlesých stanovišť jsou významným

prvkem v krajině plochy dočasného bezlesí vznikající přirozenou dynamikou vývoje lesních ekosystémů i náhlých disturbancí (Konvička et al., 2006; Plesník, 2010; Kolář et al., 2012). Významný vliv na udržení otevřených lesních porostů v krajině a konektivitu plošek bezlesí během atlantické expanze lesa měli velcí herbivoři (Vera, 2000). Na zachování ploch bezlesí se kromě zebra, tura, divokého koně a losa podílí bobr evropský (*Castor fiber*). Z vytvořených bobřích nádrží vznikají jejich postupným zazemňováním tzv. bobří louky (Ložek, 2007). Vlivem abiotických i biotických činitelů se tak v krajině zachovala různorodá stanoviště, která po sedmém tisíciletí před Kristem začalo lidstvo ovlivňovat a rozšiřovat těžbou dřeva a pastvou (Sádlo et al., 2005). Obděláváním pozemků cyklickým hospodařením tak vedle původních stepí vznikají nové plochy bezlesí v podobě pastvin a polí (Ložek, 1973; Sádlo et al., 2005; Roleček, 2007). Rozvolňováním původních lesů vzrůstá druhová i stanovištní diverzita a šíří se světlomilné druhy (Ložek, 2009). Na základě porovnání klimatického vývoje holocénu s předchozími interglaciály lze konstatovat, že bez příchodu člověka by bylo rozšíření otevřených a polootevřených xerothermních formací holocénu omezeno na minimum (Ložek, 2007). Člověk tak již od pravěkých dob výrazně napomáhal k přežití nelesních druhů a k udržování rozmanitých stanovišť v krajině. Vznikající mozaika rozmanitých stanovišť v kulturní krajině poskytuje vhodné biotopy a koridory pro přežití a migraci plazů (Mikátová et al., 1995; Mikátová et al., 2001; Zavadil & Moravec, 2015). Rozsah pravěké kolonizace krajiny vrcholí v době bronzové na přelomu druhého a prvního tisíciletí před Kristem (Ložek, 2007). V této době jsou osidlovány a odlesňovány i oblasti výše položené, což vede k plošné erozi a akumulaci nivních hlín při dolních tocích velkých řek (Ložek, 1973). Vzniklá kulturní krajina se i během středověku vyznačuje časoprostorovou pestrou mozaikou stanovišť a ekosystémovou stabilitou, která přetrvala až do 20. století (Sádlo et al., 2005). Již během zemědělské revoluce na přelomu 18. a 19. století, plochy bezlesí, které přestaly být užívány pro pastvu, zarůstají. Ve 20. století tento trend pokračuje a vrcholí homogenizací krajiny kolektivizací zemědělství a umělým zalesňováním bezlesích stanovišť (Konvička et al., 2005). Na zarůstání nelesních stanovišť v důsledku vysazování lesa a úpadku pastevectví upozorňuje již Ložek (1973).

## 2.3 Nížinné lesy a ochrana přírody

### 2.3.1 Tradiční lesní hospodaření

Tradiční lesní hospodaření je známé již z počátku holocénu, kdy pastvou a těžbou dřeva člověk les postupně rozvolňoval a navázal tak na činnost vymřelých herbivorů (Sádlo et al., 2005). Pastva hospodářských zvířat se vyznačuje selektivnějším tlakem na vegetaci než v případě pastvy velkých herbivorů, tím se mění druhová skladba lesa, avšak jeho struktura zůstává zachována (Bengtsson et al., 2000). Udržely se tak biologicky cenné lesy parkového charakteru (Kolář et al., 2012). Těžba především palivového dřeva zde probíhala tradičním lesním hospodařením (Hédl et al., 2011a). Pro těžbu palivového dřeva byl udržován výmladkový les s dobou obmýtí maximálně v desítkách let, nejčastěji od deseti do pětadvaceti let podle úživnosti stanoviště (Konvička et al., 2006). Tento rozvolněný lesní porost byl tvořen cyklicky obdělávanými plochami v různém stádiu sukcese (Hédl et al., 2011b). Výmladky byly osekávány na úrovni pařezů – proto výmladkové resp. pařezinové hospodaření (Hédl et al., 2011a). Tyto pařezy poskytovaly útočiště saproxylickým broukům (Šebek et al., 2016). Přirozená obnova výmladkového lesa byla podpořena zamezením spásání ochrannými valy a ploty (Hédl et al., 2011a). Ve výmladkovém lese mohly být ponechány starší výstavky v podobě soliterních stromů. Výmladkový les (respektive pařezina) se označuje též jako nízký les, v případě kombinace s výstavky pak jako les střední (Hédl et al., 2011a). Tato kombinace spolu s krátkou dobou obmýtí umožnila přežití světlomilných i stínomilných organismů vedle sebe, včetně druhů vázaných na rozkládající se staré dřevo (Konvička, 2006; Šebek et al., 2016). V oblastech kde nebyl udržován výmladkový les, převládal les pastevní. Tvoří ho solitérní stromy, řídké keřové patro a přízemní travinná vegetace (Konvička et al., 2006). Pastva zamezuje zmlazení a ponechané stromy mohou být ořezávány pro otop ve výšce několika metrů nad zemí nebo po celé délce kmene. Pastva neprobíhala v obrážející pařezině, avšak při jejím oplocení mohla být realizována v kombinaci s výmladkovým hospodařením (Hédl et al., 2011a). Lesní pastva byla omezena za Marie Terezie, k celoplošnému zákazu došlo až s nástupem komunismu (Dušek & Čížek, 2015). Ukázkou tradičně obhospodařovaných lesů můžeme dnes vidět především v jižní Evropě (Hédl et al., 2011b). Před zavedením moderního lesnictví bylo běžné hrabání klestu a steliva pro domácí zvířata, které vlivem ochuzení půdy

přispělo k řídnutí lesních porostů (Konvička et al., 2006; Roleček, 2007). S úpadkem tohoto hospodaření a především s eutrofizací v důsledku spalování fosilních paliv dochází k opačnému trendu (Hédl et al., 2011b). Se vznikem moderního lesnictví v 18. století byly výmladkové a pastevní lesy převedeny na lesnicky kultivované porosty (Konvička et al., 2006). Nastává tak trend vytlačování světlomilných druhů na okraje lesních porostů a paseky (Hédl et al., 2011b). Lesní lemy jsou v současnosti svými stanovištními podmínkami ekvivalentem pro světlomilné organismy tradičně obhospodařovaných nížinných lesů (Konvička et al., 2006). Ve dvacátých letech 20. století zaujímaly v Čechách a na Moravě výmladkové lesy okolo 4 % rozlohy všech lesů, v současnosti se jejich fragmenty zachovaly na podmáčených stanovištích a představují pouze 0,1 % z celkové rozlohy lesa (Konvička et al., 2006). Tyto biologicky ceněné lesy jsou ohroženy zarůstáním a zapojováním v důsledku nečinnosti orgánů ochrany přírody (Miklín & Čížek, 2016). Mimo chráněná území představuje větší hrozbu než zapojování porostu velkoplošná lesní těžba. Dušek & Čížek (2015) zmiňují likvidaci rozsáhlého středního lesa u Moravského Krumlova. Ačkoliv rozloha lesa v ČR neustále stoupá, jedná se o důsledek umělé výsadby hospodářských lesů (Konvička et al., 2005). Stávající hospodaření je z hlediska fungování lesního ekosystému dlouhodobě neudržitelné (Čaboun, 2000). Tradiční lesní hospodaření udržovalo vhodná stanoviště pro řadu druhů rostlin a živočichů, které jsou dnes ohroženi moderním lesnictvím i spontánní sukcesí (Konvička et al., 2006).

### **2.3.2 Význam bezlesí**

Jak bylo zmíněno v předešlých kapitolách, plochy bezlesí se v naší krajině udržely i během největšího zalesnění během holocenního optima a následně byly rozšiřovány činností člověka. To je možné dokázat datovacími metodami, např. pylovou nebo paleomalakologickou analýzou (Ložek, 1973; Pokorný, 2011). Díky specifickým těmto metod může docházet k odlišným závěrům vypovídajících o poměru lesa a bezlesí v minulosti. Na základě pylových analýz se polootevřená parková krajina zpravidla jeví jako uzavřený les. Řešením je kombinace a vzájemné doplňování datačních metod (Pokorný, 2011). Ani zalesněná krajina není při bližším pohledu zcela homogenní. Je prostoupena plošky bezlesí, které vznikají a zanikají kontinuálně v důsledku disturbancí a sukcese. V zalesněné krajině zvyšuje bezlesí

heterogenitu prostředí pro plazy dostatkem úkrytů a ploch ke slunění (Mikátová et al., 1995; Moravec et al., 2015a; Musilová et al., 2015). Ty jsou jedním z limitujících faktorů pro distribuci poikilothermních živočichů. Zapojený lesní porost je nejméně preferovaným biotopem pro všechny druhy našich plazů vyjma slepýše (Gvoždík & Moravec, 2015; Zavadil & Moravec, 2015). Sekundárně vzniklá stanoviště např. v podobě opuštěných obdělávaných zahrad, vinic, kamenných zídek a malých opuštěných lomů představují pro plazy atraktivní stanoviště (Mikátová et al., 2001; Řehounek et al., 2010; Mikátová & Vlašín, 2012; Moravec, 2015; Musilová et al., 2015). Ti zde nachází úkryt, prostor ke slunění, vhodná zimoviště a líhniště (Musilová, 2011). Hadi a slepýš mohou vyhledávat úkryt i na extrémních stanovištích, například v podobě černých skládek (Mikátová et al., 1995).

### **2.3.3 Stereotypy v ochraně přírody a legislativa**

Pastevní lesy jsou zřejmě přírodě nejbližší formou obhospodařování lesa. Je na ně vázána řada v současnosti ohrožených druhů již od počátků postglaciálního šíření lesa. Rozvíjení metod agrolesnictví a jeho zavádění do lesnické praxe je klíčové pro zachování přirozené dynamiky středoevropských lesů (Bengtsson et al., 2000). Druhy otevřených stanovišť jsou ohroženy jejich zarůstáním v důsledku „bezzásahových ochrannářských přístupů“. Ty jsou opakem managementu, který tato stanoviště vyžadují (Konvička et al., 2005; Škorpík, 2015; Miklín & Čížek, 2016). Včasná intervence v podobě aktivního managementu je podmínkou zachování cenných otevřených stanovišť a zachování vysoké biodiverzity nížinných lesů. V krajině ovlivněné člověkem nemohou plně fungovat přirozené přírodní procesy, které by zamezily zarůstání těchto stanovišť (Miklín & Čížek, 2016). Zvláště v chráněných územích, jejichž hlavním posláním je ochrana přírody a tedy biodiverzity, je ztráta otevřených stanovišť v důsledku sukcese významnou hrozbou a je nutné uplatňovat aktivní management (Konvička et al., 2005; Kolář et al., 2012). V případě pasivního přístupu k ochraně přírody vymizí z naší krajiny druhy otevřených stanovišť (Škorpík, 2015; Lepší & Lepší, 2016). Realizace potřebných opatření ale není jednoduchá, nezřídká jí brání i zákon. Podle § 20 odst. 1 písm. n) zákona č. 289/1995 Sb., o lesích (lesní zákon), ve znění pozdějších předpisů, je v lesích zakázáno pást dobytek, umožňovat výběh hospodářským zvířatům a průhon dobytka lesními porosty. Toto ustanovení se však vztahuje pouze

na občany, resp. subjekty, které v lese nehospodaří a pouze do něj vstupují a užívají jej v rámci obecného užívání lesů. Podle § 20 odst. 2 se však toto ustanovení netýká činností, které jsou prováděny při hospodaření v lese. Pastvu jako metodu hospodaření v lese připustit lze, je-li zahrnuta podle § 36 lesního zákona v lesním hospodářském plánu nebo je-li stanovena rozhodnutím Ministerstva životního prostředí. V § 36 lesního zákona jsou stanovena specifika hospodaření v lesích ochranných a lesích zvláštního určení (Fórum ochrany přírody, 2018). Vyjdeme-li tedy z této zákonné úpravy, tak v chráněných územích, včetně NP Podyjí je možné uplatňovat aktivní management také pomocí lesní pastvy.

## **2.4 Disturbance a sukcese**

Disturbance je časoprostorově vymezená událost, která narušuje strukturu ekosystému nebo populace a ovlivňuje dostupnost abiotických i biotických složek prostředí (Pickett & White, 1985). Je charakteristická částečným nebo úplným zničením rostlinné biomasy (Grime, 1977). Rozlišujeme disturbance exogenní a endogenní. Příčinou exogenních disturbance jsou povětrnostní vlivy, dochází k poškození porostu v důsledku větru, požáru, ledovky, zatížení sněhem apod. Endogenní disturbance vznikají v důsledku vlastního vývoje ekosystému. Toto rozlišení však nemusí být jednoznačné, např. periodické požáry vznikají díky nahromaděné biomase v důsledku sukcese (endogenní příčina), k jejímu vzplanutí pak dojde v důsledku blesku (exogenní příčina) (Hošek & Storch, 1999). V rámci vývoje lesních porostů rozlišujeme tzv. velký a malý vývojový cyklus lesa. Velký vývojový cyklus lesa se uplatňuje především v boreálních a horských lesích (Čaboun, 2000). Na počátku tohoto cyklu dochází k velkoplošnému rozpadu lesních porostů. V horských smrčínách bývá příčinou gradace kůrovce (Jonášová & Matějková, 2007), v boreálních lesích severní Evropy požáry (Zackrisson, 1977). Malý vývojový cyklus lesa probíhá pouze v klimaxovém stádiu lesa v rámci velkého vývojového cyklu. Je typický pro listnaté a smíšené lesy mírného pásu, kde výrazně zvyšuje ekologickou stabilitu. Proto je zde celoplošný rozpad lesa v rámci velkého vývojového cyklu výjimečným jevem (Čaboun, 2000). Při úhynu jednotlivých stromů v důsledku stáří a povětrnostních vlivů vznikají mezery (gaps). Je předmětem diskusí, zda považovat vznik těchto malých mezer za důsledek disturbance (Laska, 2001). Při úhynu resp. vývratu více stromů vzniká větší ploška bezlesí. Sukcesí

těchto plošek vzniká mozaika porostů v různém stádiu sukcesního vývoje (Pickett & White, 1985). Čím menší rozlohu mají jednotlivé plošky, tím větší je odolnost a ekologická stabilita daného lesa (Čaboun, 2000). Příčiny disturbancí mohou být různorodé, avšak geograficky převládají určité z nich. Požáry jsou typické v boreálních lesích (Zackrisson, 1977) a v mediteránu (Catry et al., 2006). Na našem území se uplatňovaly lokálně především v minulosti (Novák et al., 2012). V horských lesích je nejvýznamnějším disturbancím činitelem vítr (Kolejka et al., 2010) a žír hmyzu (Jonášová & Matějková, 2007). Evropské lesy podléhaly disturbancím od počátku své existence a druhy v nich žijící jsou na ně často vázané (Bengtsson et al., 2000). S klimatickými změnami lze očekávat častější a intenzivnější disturbance způsobené povětrnostními vlivy (Kulakowski et al., 2017). V nížinných lesích převládají antropogenní disturbance (Roleček, 2007; Hédli et al., 2011a). Lokální disturbance vytvářejí specifické stanovištní podmínky a nové ekologické niky. V zapojených lesních porostech jsou disturbance klíčové pro přežití metapopulací světlomilných druhů. Časoprostorově diferencované kontinuální disturbance umožňují vznik plošek bezlesí, které zajišťují migraci jedinců a přežití metapopulací (Konvička et al., 2006). Pokud nějaká z populací vymírá, je její početnost stabilizována imigrací jedinců z populace prosperující, tzv. zdrojové (Plesník, 2010). Vzhledem k sukcesi na jednotlivých ploškách je pro přežití metapopulace klíčová kontinuita disturbancí v čase a prostoru (Šebek et al., 2015). V opačném případě dochází ke stagnaci, extinkci jednotlivých populací a nakonec celé metapopulace (Konvička et al., 2006).

## **2.5 Biotopová preference plazů NP Podyjí**

### **2.5.1 Ještěrka obecná (*Lacerta agilis*)**

Vyskytuje se v souvislých nezapojených porostech (Moravec, 2015d). Vyhledává sušší nebo mírně vlhká stanoviště otevřených ploch v podobě pískoven, opuštěných lomů, okrajů cest a luk, hrází, železničních naspů, skládek, městských zahrad apod. Vykazuje tedy synantropní vazby na ruderalní stanoviště s ruderalní vegetací v iniciačním stádiu sukcese (Mikátová et al., 2001). Člověk výrazně přispěl k jejímu šíření zakládáním těchto sekundárních biotopů (Moravec, 2015c). V případě dostatku nezapojených plošek v zalesněné krajině se její populace může šířit i do zapojených stanovišť (Moravec, 2015d). Na okrajích areálu jejího rozšíření se soustřeďuje

v mezoklimaticky příznivých stanovištích (Böhme & Rödder, 2014). Rozsáhlejší skalnatým plochám bez půdy se vyhýbá z důvodu nedostatku vhodných míst ke kladení snůšek a zimování (Mikátová et al., 2001). Ohrožuje ji především zarůstání krajiny a nedostatek nově vznikajících ranně sukcesních stanovišť (Zavadil & Moravec, 2015).

### **2.5.2 Ještěrka zelená (*Lacerta viridis*)**

Má obdobné nároky na biotop jako ještěrka obecná, avšak preferuje oblasti s teplejším klimatem. České populace jsou vázané na lokality s údolním fenoménem (Mikátová et al., 2001). U moravských populací není vazba na tento ekofenomén zřetelná (Moravec, 2015a). Izolované české populace jsou geneticky cennými relikty původního rozšíření a jsou náchylnější ke klimatickým výkyvům a zarůstání stanovišť než populace moravské (Fischer & Rehak, 2010). Při revitalizaci biotopu spočívajícím v rozvolnění zapojených porostů se její populace samovolně obnoví (Mikátová et al., 2001). Tato opatření a zachování volně skládaných kamenných zídek jsou pro zachování prosperující populace v NP Podyjí dostatečná (Moravec, 2015a).

### **2.5.3 Slepýš křehký (*Anguis fragilis*)**

Tento eurytopní beznohý ještěr nejčastěji osidluje lesostepní biotopy (Gvoždík & Moravec, 2015). Limitujícím faktorem jeho rozšíření je dostatek vhodných úkrytů v podobě kamenů, tlejícího dřeva, navátého listí, přízemní vegetace, terénních nerovností apod. Může vyhledávat i vlhké úkryty pod dřevěnými a umělohmotnými deskami nebo plechy (Mikátová et al., 2001). Proto se nevyskytuje ve velkoplošně obdělávané zemědělské krajině. Jako efektivní podpora jeho populace v tomto prostředí se ukázala tvorba úzkých biokoridorů, které zvyšují členitost terénu a poskytují vhodné úkryty (Šifrová, 2017).

### **2.5.4 Užovka stromová (*Zamenis longissimus*)**

Nad severní hranici souvislého rozšíření, která zasahuje do NP Podyjí, je známo pět recentních izolovaných populací. Tři jsou v Německu, po jedné v České republice a Polsku (Musilová et al., 2015). Mimořádnou raritou je izolovaná populace v Poohří, která tvoří nejsevernější místo výskytu užovky stromové na světě



(Zavadil et al., 2008). Obývá krajinu lesostepního charakteru s teplým vlhkým klimatem, bezlesí a zapojeným porostům se vyhýbá (Musilová et al., 2015). Preferuje mozaikovitou strukturu krajiny s křovinami, remízky, kamennými zídkami a pastvinami v blízkosti světlých listnatých lesů (Zavadil et al., 2008). V Pooohří vykazuje synantropní vazby, obývá zde náspy silnic a železnic, zídky, zahrady, stodoly, chlévy, komposty a v přírodních biotopech se zde vyskytuje minimálně (Musilová, 2011). V Bílých Karpatech a v jižní části CHKO Beskydy je vazba na antropogenní stanoviště pouze částečná (Zavadil et al., 2008). V NP Podyjí se vyskytuje ve volné krajině a na antropogenních stanovištích v podobě historických staveb, vinic a teras. Nejvýznamnější lokalitou výskytu je zde vinice Šobes a Nový hrádek (Mikátová & Vlašín, 2012). Vedle biotopových a klimatických nároků je limitujícím faktorem jejího rozšíření dostatek vhodných líhnišť a zimovišť (Mikátová et al., 2001).

#### **2.5.5 Užovka hladká (*Coronella austriaca*)**

Je druhem polootevřených xerotermních biotopů s roztroušenými křovinami a skalnatými výstupy. Hustě zapojeným a vlhkým porostům se vyhýbá (Moravec, 2015c). Preferuje členitý a svažité terén, řídké lesy, staré kamenolomy a pískovny, opuštěné sady, vinice, zahrady, okraje cest a železniční náspy (Mikátová et al., 2001). Vedle vhodného biotopu je limitujícím faktorem výskytu dostatek potravy v podobě ještěrek rodu *Lacerta* a slepýše *Anguis* (slepýš) (Moravec, 2015c).

#### **2.5.6 Užovka podplamatá (*Natrix tessellata*)**

Tento had je přímo vázán na vodní biotopy. Primárně na mělké řeky s kamenitým dnem a mírně svažitými břehy se členitým terénem částečně pokrytými vegetací (Mikátová et al., 2001). Zdržuje se v bezprostřední blízkosti řek a při migracích do zimovišť nebo v době páření také v biotopech osluněných svahů říčních údolí. Její populace bývají vázané také na antropogenní stanoviště v podobě přehrad, volně skládaných zídek, železničních náspů, protipovodňových valů a vyskládaných kamenných břehů (Moravec, 2015b). Je ohrožena zarůstáním těchto stanovišť, regulacemi vodních toků a odstraňováním náplav sloužících jako substrát pro kladení vajec. Její populace v Podyjí tvoří severní hranici souvislého rozšíření a je na rozdíl od českých populací méně vázaná na říční ekofenomén (Mikátová et al., 2001).

### 2.5.7 Užovka obojková (*Natrix natrix*)

Vyskytuje se v polootevřených a otevřených vlhkých až zamokřených biotopech. Zdržuje se v blízkosti řek, potoků, přehrad, rybníků, tůní, mokřadů, zatopených lomů a pískoven (Mikátová et al., 2001). Vazba na vodní biotopy je dána výskytem její potravy, kterou tvoří především obojživelníci. Juvenilní jedinci požírají čolky a pulce, dospělci pak primárně různé druhy žab a při jejich nedostatku ryby. V případě dlouhodobé absence obojživelníků její populace na dané lokalitě ustupuje (Berec et al., 2015). Užovka obojková je schopna migrovat i do vzdálených suchých biotopů jako jsou vřesoviště, pastviny, železniční násypy, suché okraje cest a lesa. Migraci přes lesní komplexy a osídlenou krajinu ji umožňují vodní toky (Mikátová et al., 2001). Je tak schopná osidlovat i prostorově omezená nově vznikající vhodná stanoviště (Berec et al., 2015).

## 2.6 Ohrožení a ochrana plazů

Největší hrozbu pro plazy představuje dlouhodobý trend fragmentace biotopů a ztráta migračních koridorů v důsledku výstavby a budování infrastruktury (Mikátová et al., 1995; Zavadil & Moravec, 2015). Mikátová et al. (1995) v této souvislosti poukazuje na význam zřizování biokoridorů. Neméně závažná je ztráta vhodných stanovišť spojená s homogenizací krajiny v důsledku velkoplošného zemědělství a zalesňování primárně nelesních ploch (Zavadil et al., 2008). Samovolné změny v chráněných územích mohou vést až k ústupu společenstev, které původně byly předmětem ochrany (Ložek, 2007). Zarůstání krajiny představuje hrozbu pro všechny naše plazy vyjma slepýše (Zavadil et al., 2008; Zavadil & Moravec, 2015; Musilová et al., 2015). Diskutabilním managementem pro potlačení sukcese a podporu společenstev plazů je vypalování trávy, vhodnější je kosení a extenzivní pastva (Mikátová et al., 1995). V případě zapojených lesních porostů je vhodná jejich prořezávka vedoucí ke vzniku heterogenních stanovišť v podobě pasek (Šebek et al., 2015). Zavedení těchto opatření znamená záchranu pro kriticky ohrožené druhy jako je užovka stromová (*Zamenis longissima*), která mizí s postupujícím zarůstáním krajiny (Zavadil et al., 2008). Vyšší diverzitu plazů pozorujeme ve skalnatých údolích velkých řek (Mikátová et al., 2001; Moravec, 2015b), kde ji ohrožují invazivní neofyty (Zavadil & Moravec, 2015). O ochranu plazů jeví zájem dobrovolné ochránářské spolky, jejichž činnost by měla probíhat

ve spolupráci s odborníky a s orgány ochrany přírody (Mikátová et al., 1995). Především neuvážené reintrodukce mohou představovat ohrožení genetické variability původních populací i samotné životaschopnosti reintrodukovaných jedinců (Musilová et al., 2010). Místní izolované populace plazů jsou ohroženy nepůvodními šelmami – norkem americkým (*Neovison vison*), mývalem severním (*Procyon lotor*) a psíkem mývalovitým (*Nyctereutes procyonoides*). Nezanedbatelný je predanční tlak přemnoženého prasete divokého (*Sus scrofa*), které ničí snůšky a úkryty především slepýšů a ještěrek (Zavadil & Moravec, 2015). V blízkosti chatářských kolonií a hospodářských stavení mohou být plazi vystaveny predančnímu tlaku kočky domácí, slepic a dalších hospodářských zvířat (Zavadil et al., 2008; Moravec, 2015c). Mezi další ohrožení lze započít zbytečné a ekonomicky nákladné rekultivace lomů, pískoven a výsypek, v důsledku nichž přichází plazi o vhodné úkryty (Řehounek et al., 2010; Kolář et al., 2012). Při migracích uhynie mnoho jedinců hadů a slepýše na frekventovaných silnicích (Mikátová et al., 2001). Pro mláďata hadů představují riziko také asfaltové cyklostezky (Zavadil et al., 2008). Ke ztrátě vhodných úkrytů dochází odstraněním kamenných zídek, hromad kamení, torz starých stromů, naplavenin, regulací toků, nevhodnou sečí zemědělských ploch a zahrad (Mikátová et al., 2001; Mikátová & Vlašín, 2012; Zavadil & Moravec, 2015; Moravec, 2015b). Ke ztrátě úkrytů i k vlastní likvidaci jedinců vede celoplošná předosevní příprava lesní půdy mechanickým frézováním (Čížek et al., 2007). Pravděpodobnost úhynu hibernujících jedinců roste v obhospodařované krajině s nedostatkem vhodných úkrytů při suchých mrazivých zimách s absencí sněhové pokrývky (Böhme & Rödder, 2014). Klimatické výkyvy ohrožují zvláště izolované populace plazů na okraji jejich areálu výskytu (Mikátová et al., 2001; Zavadil et al., 2008; Moravec, 2015a). Extrémně suché nebo naopak deštivé léto způsobuje ztráty nakladených snůšek oviparních druhů, kterým je tak znemožněna reprodukce (Böhme & Rödder, 2014). Populace se může podpořit budováním umělých zimovišť a líhnišť (Zavadil et al., 2008). Velikost populace batrachofágních druhů plazů je přímo určována početností populací obojživelníků na dané lokalitě (Berec et al., 2015). Snižování početnosti až vyhubení obojživelníků (viz. Zavadil et al., 2011) vede k úbytku až vymizení batrachofágních plazů. Užovka hladká (*Coronella austriaca*) je limitována dostupností potravy, kterou tvoří především ještěrky (Mikátová et al., 2001; Moravec, 2015c). V minulosti byli ze strachu užovky a slepýš často ubíjeni, především kvůli záměně se zmijí obecnou (Mikátová et al., 2001).

Všichni naši plazi, vyjma slepýše východního (*Anguis colchica*), jsou zařazeni v prováděcí vyhlášce číslo 395/1992 Sb. Zákona č. 114/1992 Sb. o ochraně přírody a krajiny. Slepýš východní není do této vyhlášky zapracován, protože jeho druhový status byl prokázán teprve nedávno (Gvoždík et al., 2010). V nově zpracovaném Červeném seznamu obojživelníků a plazů České republiky jsou zahrnuty všechny druhy našich plazů včetně slepýše východního (Jeřábková et al., 2017).

## 2.7 Metody výzkumu populací plazů

Představu o rozšíření jednotlivých druhů nám mohou poskytnout faunistická pozorování spočívající v zaznamenání pozorovaného jedince. Toto pozorování může být náhodné a předem nepředvídatelné. Pokud chceme znát početnost, natalitu, mortalitu a další populační trendy musíme přistoupit k monitoringu plazů na dané lokalitě. Ten probíhá na rozdíl od faunistických pozorování v pravidelných časových intervalech na daném stanovišti podle ustálené metodiky (Vlašín & Mikátová, 2007). Při monitoringu je nutné vedle údajů o pozorovaném jedinci (druh, pohlaví, stáří, zdravotní stav) zaznamenat také aktuální stav počasí (teplota, srážky, oblačnost). Momentální povětrnostní situace ovlivňuje aktivitu plazů a tak i data získaná při monitoringu (Vlašín & Mikátová, 2015). Studium populace plazů lze provádět vytyčením liniových transektů podél stezek a preferovaných mikrobiotopů v podobě kamenných zídek, náspů, sutí, terénních nerovností apod. (Vlašín & Mikátová, 2007). Zaznamenání jsou jedinci volně se pohybující v terénu a podle specifikace metodiky můžeme zaznamenávat i jedince odhalené odkrýváním volně ležících předmětů v podobě dřeva, kůry a kamenů. Jako ideální metoda pro monitoring plazů se ukazuje kombinace transektu a umělých úkrytů (Reading, 1997; Vlašín & Mikátová, 2015). Při transektu jsou zaznamenávány především ještěrky, pod umělými úkryty jsou nalézány zejména hadi a slepýši. Reading (1997) využil pro monitoring pozinkovaný vlnitý plech o rozměrech 76x65 cm. V metodické části této práce bude blíže popsána metodika umělých úkrytů z rybniční folie, která byla využita při monitoringu plazů v NP Podyjí (Vlašín & Mikátová, 2015). Početnost populace jednotlivých druhů plazů lze odhadnout pomocí zpětných odchytů (Mark and Recapture Techniques). Tato metoda spočívá v odchycení a označení jedinců, jejich vypuštění a po časovém odstupu jejich zpětným odchycem. V případě identifikace konkrétního jedince lze vedle velikosti populace vysledovat také

migrační, růstový a zdravotní potenciál populace (Vlašín & Mikátová, 2007). Jedinci s morfonologickými zvláštnostmi - např. chybějící šupiny po zranění nebo atypický růst šupin, mohou být identifikováni podle těchto anomálií (Mikátová & Vlašín, 2012). Zpravidla jsou však odchycení jedinci značeni metodami specifickými pro jednotlivé skupiny plazů (Plummer & Ferner, 2012). Standardní metodou značení je u hadů zastříhování ventrálních štítků (Mikátová & Vlašín, 2012). Při krátkodobém pozorování lze jedince označit obarvením dorsální část těla (Voženílek, 2000). V případě podrobného mapování migračních tras s využitím telemetrie je nutná implantace vysílaček, která může snížit životaschopnost označeného jedince (Zavadil et al., 2008).

### 3 Metodika

#### 3.1 NP Podyjí

Na území dnešního NP Podyjí byla v roce 1978 vyhlášena Chráněná krajinná oblast Podyjí, statut NP náleží Podyjí od 1. 7. 1991. S rozlohou 63 km<sup>2</sup> se jedná o nejmenší národní park ČR (Správa NP Podyjí, 2018). Předmětem ochrany je až 200 m hluboký kaňon řeky Dyje. Krajina NP Podyjí je značně členitá s nevyšším bodem 536 m. n. m., nejnižším pak 207 m. n. m. Mělké půdy kaňonu Dyje jsou porostlé zakrslými teplomilnými doubravy (Chytrý & Vicherek, 1995). Tyto kyselé doubravy tvoří spolu s xerothermními vřesovisky nejcennější stanoviště NP Podyjí (Škorpík, 2015). Do první poloviny 20. století bylo v Podyjí funkčních několik mlýnů a hospodářských stavení, kolem kterých byly udržovány plochy bezlesí (Zavadil et al., 2008). Ve zdejších lesích probíhala až do druhé světové války pastva skotu a lesní porosty se prořezávaly. V souvislosti s vysídlením obyvatelstva a vyhlášením pohraničního pásma došlo k zániku těchto pastevních lesů a ukončení pařezinového hospodaření (Šebek et al., 2015). Rozloha otevřených lesních porostů poklesla mezi lety 1938 – 2014 o dvě třetiny z 1589 ha na 497 ha. Rozloha zapojených porostů se v tomto období zvýšila o polovinu z 3279 ha na 5096 ha na úkor ostatních ploch. Rozloha travních porostů poklesla o dvě třetiny z 294 ha na 100 ha (Miklín et al., 2016). Došlo tak k izolaci a fragmentaci plošek otevřených porostů a k celkové homogenizaci zdejší krajiny. K zarůstání krajiny a k ohrožení druhů otevřených stanovišť paradoxně přispělo omezení hospodaření v souvislosti s vyhlášením NP Podyjí (Miklín et al., 2016).



Obr. 1: Polykormony v doubravách NP Podyjí dokazují, že zdejší porosty byly obhospodařovány pařezením. Foto Jaroslav Baloun, 2017.

### 3.2 Výzkumný projekt

V roce 2011 a 2012 byly v 1. zóně Národního parku Podyjí vytvořeny experimentální plochy v podobě 12 sečí uspořádaných do dvojic na šesti lokalitách. Vytvořením těchto sečí vznikly dva typy pasek – paseka propojená s loukou a paseka uvnitř lesa (oddělená od louky porostním žebrem). Došlo tak k prosvětlení porostu nížinného lesa pro populace jasoně dymnivkového (*Parnassius mnemosyne*), který je vázán na otevřená stanoviště. Jak ukázaly první výsledky tohoto projektu, díky prosvětlení porostu došlo k výraznému nárůstu biodiverzity. Denní a noční motýli, saproxyličtí a květnomilní brouci i cévnaté rostliny výrazně upřednostňují nově vzniklé paseky před původním zapojeným lesem (Šebek et al., 2015). Součástí výzkumu biodiverzity byl i monitoring plazů, u nichž byla podrobně vyhodnocena biotopová preference jednotlivých druhů a potvrzena vazba na otevřená stanoviště (Baloun, 2016). Vzhledem k delšímu časovému úseku existence experimentálních ploch v podobě pasek si tato práce klade za cíl zmapovat vliv jejich sukcese na společenstva plazů.

### 3.3 Specifikace sledovaných stanovišť

Monitoring plazů probíhal celkem na šesti lokalitách NP Podyjí – Široké pole pod Hardeggem (Hardegg nový), Hardegg, Hlubocké louky, Lipina (Lipinská louka) a dvou lokalit na Gáliši (označené jako starý a nový Gáliš) – znázorněných na Obr. 2. Na každé z těchto lokalit byl monitorován výskyt plazů v rámci experimentálních

ploch v podobě paseky propojené s loukou a paseky oddělené lesem. Tyto paseky byly od svého vytvoření v roce 2011 a 2012 ponechány probíhající sukcesi. Na polovině pasek (3 paseky propojené s loukou, 3 paseky oddělené lesem) byl po skončení vegetační sezóny v roce 2014 proveden zásah směřující k potlačení sukcese. Byla posečena vegetace a náletové dřeviny, ponechány byly pouze pruty obrážejících pařezů. Tyto paseky tak byly od počátku vegetační sezóny roku 2015 resp. 5. roku probíhající sukcese na pasekách vysekaných v roce 2011 (paseky na lokalitách Hardegg, Gališ starý, Hlubocké louky, Lipina) a 4. roku probíhající sukcese na pasekách vysekaných v roce 2012 (paseky na lokalitách Hardegg nový, Gališ nový) ve stavu podobnému prvním rokům sukcese. Pro kontrolu byla sledována stanoviště kraj lesa, louka, zapojený les a řídký rozvolněný les na okraji kaňonu Dyje. Celkem tedy bylo na každé z lokalit sledováno šest stanovišť. Jejich schéma – paseka propojená s loukou (A), paseka oddělená lesem (B), a kontrolní stanoviště, louka (C), kraj lesa (D), zapojený stinný les (E) a světlý řídký les (F) – je znázorněno na Obr. 2. Tato stanoviště jsou v práci uváděna pod zkratkami uvedených v závorce u následující charakteristiky jednotlivých stanovišť.

**Paseka propojená s loukou (PasKraj)** je experimentální plocha vytvořená při úpatí svahu kaňonu řeky Dyje v předržené pařezině, tj. v lesním porostu v minulosti udržovaném pařezinovým (výmladkovým) hospodařením. Velikost paseky je přibližně 40 x 40 m a je přímo propojena s loukou a krajem lesa.

**Paseka oddělená lesem (PasLes)** je experimentální plocha vytvořená při úpatí svahu kaňonu řeky Dyje v předržené pařezině. Velikost paseky je přibližně 40 x 40 m a od louky a kraje lesa je oddělena porostním žebrem širokým alespoň 20 m.

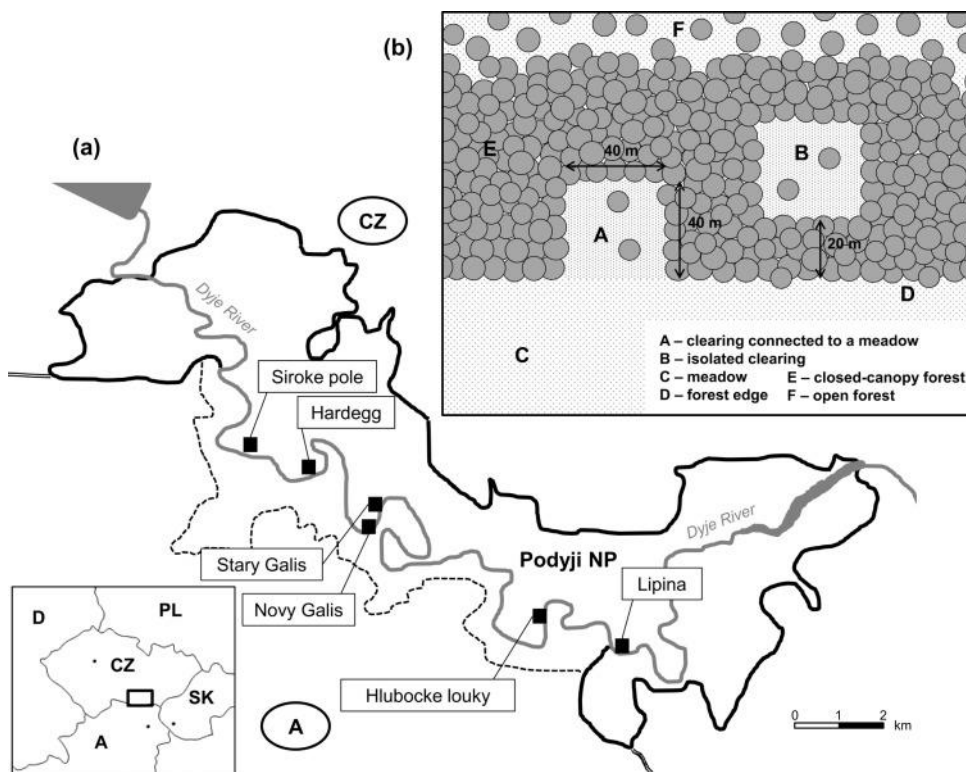
**Louka (Louka)** je kontrolní stanoviště v podobě každoročně kosené nivní louky ležící mezi řekou a lesním porostem na úpatí kaňonu Dyje.

**Kraj lesa (Kraj)** představuje kontrolní stanoviště v podobě ekotonu mezi zapojeným lesním porostem na úpatí kaňonu Dyje a nivní loukou.

**Zapojený stinný les (Les)** je kontrolní stanoviště v podobě zapojeného lesního porostu na úpatí kaňonu Dyje mající charakter předržených pařezin. Byly v něm vytvořeny experimentální plochy (PasKraj, PasLes). Převládajícími dřevinami je zde dub, habr a lípa (Baloun, 2016).



**Světlý řídký les (Řídký)** je kontrolní stanoviště v podobě lesního porostu s nezapojeným korunovým zápojem s převahou dubu na horní hraně kaňonu Dyje. Průměrná otevřenost těchto porostů je 16,9 % (Šebek et al., 2015). Jedná se o jedna z nejcennějších stanovišť v rámci NP Podyjí (Škorpík, 2015).



Obr. 2: Monitorované lokality (a) a schéma stanovišť (b). Převzato z Šebek et al. 2015.

### 3.4 Monitoring plazů

Monitoring plazů probíhal metodou bodového transektu s využitím umělých úkrytů v podobě rybničních fólií (Vlašín & Mikátová, 2015). Při monitoringu plazů podle této metody byl na jednotlivých stanovištích vytyčen transekt s rybničními foliemi od sebe vzdálených ve vzdálenosti od 20 do 200 m. Při transektu mezi foliemi byly nalézány především ještěrky rodu *Lacerta*, pod foliemi pak hadi a slepýš křehký, kteří je využívají jako úkryt. Pro dosažení maximální účinnosti fólií jakožto preferovaných úkrytů je ideální jejich instalace na konci vegetačního období předcházejícího roku zahájení monitoringu. Minimální doba od instalace do monitoringu je pak jeden měsíc (Vlašín & Mikátová, 2015). Při monitoringu plazů v NP Podyjí byly na každém ze šesti stanovišť v rámci šesti lokalit instalovány 4 rybniční fólie, celkem tedy 144 fólií. Fólie byly obcházeny podle povětrnostních podmínek od března až dubna do září až října. Zapisování byli všichni plazi pozorováni pod foliemi i při transektu mezi nimi. Během jednoho monitoringu byla

navštívena všechna stanoviště na všech lokalitách nejdéle během dvou dnů. Byla zapisována doba monitoringu, druh, pohlaví a stáří pozorovaných zvířat včetně stavu počasí během monitoringu. Instalovaná rybniční folie měla tvar čtverce o velikosti 1 m<sup>2</sup>, ve dvou rozích byla ukotvena k zemi pomocí 200 mm dlouhých hřebíků s širokou podložkou, z druhé strany byla zatížena dostupnými materiály v podobě kamenů nebo silných větví. Pro lepší nalezení folie v okolní vegetaci byla označena dřevěnou latí s výstražnou páskou. Pod folií byl ponechán původní substrát v podobě stařiny a listové hrabanky (Vlašín & Mikátová, 2015). Materiál folie je z černého polyetylenu o šířce 0,75 mm, tato rybniční folie je známá pod komerčním názvem Firestone PondGard.



Obr. 3 – vlevo jedna z instalovaných rybničních folií na stanovišti kraj lesa. Vpravo užovka obojková pod odkrytou folií. Foto Jaroslav Baloun, 2017.

### 3.5 Zpracování získaných dat

V této práci zahrnutá data pochází z let 2011 až 2015 a z roku 2017. Statisticky byla testována data z let 2012 až 2015 a z roku 2017. Rok 2011 nebyl do analýz zahrnut z důvodu neustálené metodiky monitoringu plazů, v roce 2013 nebyl monitoring plazů prováděn. Vedle mých vlastních dat byla v práci zahrnuta také data poskytnutá RNDr. Blankou Mikátovou. Data byla shrnuta pomocí popisné statistiky.

Z důvodu rozdílů v počtu návštěv na stanovištích během měsíců monitoringu byly pro statistické zpracování dat využity počty průměrné počty jedinců na návštěvu, tedy celkové počty jedinců zaznamenaných v daném roce vydělené počtem návštěv na daném stanovišti v tomto roce, a to pro každou lokalitu zvlášť. Níže zmíněné testy, popř. obrázky, používají tedy průměrný počet jedinců za jednu návštěvu ze šesti lokalit. Před statistickou analýzou byla data upravena odmocninovou transformací závislé proměnné k dosažení normálního rozdělení (průměrné počty jedinců transformovány jako druhá odmocnina původní hodnoty).

Pro každý druh s dostatečným počtem pozorování byla provedena dvoucestná analýza variance (ANOVA) s interakcemi týkající se tří základních okruhů:

(a) – Ovlivnil průběh sukcese průměrný počet pozorovaných jedinců? Byl tento vliv závislý na typu paseky? Pro tuto analýzu byly jako vysvětlující proměnné použity: rok sukcese (2. až 7. rok sukcese), typ paseky (propojená-oddělená) a jejich interakce. Šestý a sedmý rok sukcese byl vzhledem nízkému počtu pozorování v šestém roce sukcese hodnocen dohromady.

(b) – Ovlivnilo opětovné prosekání vegetace průměrný počet pozorovaných jedinců v roce 2015? Byl vliv sečení odlišný v závislosti na typu paseky. Pro tuto analýzu byly jako vysvětlující proměnné použity: zásah (sečeno-nesečeno), typ paseky (propojená-oddělená) a jejich interakce. V tomto okruhu byla využita pouze data z roku 2015. Sukcese byla potlačena sečí po skončení vegetační sezóny na konci roku 2014. Sečená byla vždy polovina z obou typů pasek. Resp. na třech pasekách propojených s loukou byly provedeny seče potlačující sukcesi a tři paseky propojené s loukou zůstaly neposečeny a sukcese na nich nebyla přerušena. Stejně tak na třech pasekách oddělených lesem byly provedeny seče potlačující sukcesi a tři paseky oddělené lesem zůstaly neposečeny a sukcese na nich nebyla přerušena.

(c) – Došlo v důsledku opětovného prosekání vegetace ke změně v průměrném počtu pozorovaných jedinců před a po zásahu? Byl vliv sečení odlišný v závislosti na typu paseky. Pro tuto analýzu byly jako vysvětlující proměnné použity: zásah (sečeno-nesečeno), stav (před zásahem-po zásahu) a jejich interakce. V tomto okruhu byla využita data z roku 2014 (před zásahem) a z roku 2015 (po zásahu). Paseky, které nebyly nesečeny, tedy sloužily jako kontrola.

## 4 Výsledky

### 4.1 Popisné statistiky

Během výzkumu v NP Podyjí od roku 2011 do roku 2015 a v roce 2017 bylo pozorováno celkem 6 649 jedinců plazů. Z toho 391 jedinců užovky stromové, 287 jedinců užovky hladké, 147 jedinců užovky podplamaté, 374 jedinců užovky obojkové, 1009 jedinců slepýše křehkého, 45 jedinců ještěrky obecné a 4396 jedinců ještěrky zelené. V tabulkách I až VII jsou uvedeny počty všech jedinců daných druhů pozorovaných na experimentálních plochách v podobě paseky propojené s loukou (PasKraj) a paseky oddělené lesem (PasLes) v daném kalendářním roce. Pro srovnání jsou uvedeny také počty všech jedinců daných druhů na kontrolních stanovištích v podobě kraje lesa, zapojeného lesa, louky a řídkého lesa. Společně jsou zde zahrnuti jedinci pozorováni metodou transektu i metodou umělých úkrytů.

Tab. I: Počty pozorovaných jedinců ještěrky zelené na stanovištích.

<i>L. viridis</i>	Rok						Celkem
	2011	2012	2013	2014	2015	2017	
Stanoviště							
Kraj	166	306	208	224	228	297	1429
Les	0	4	7	8	11	5	35
Louka	48	61	59	70	48	34	320
PasKraj	130	130	42	81	56	101	540
PasLes	162	171	45	78	51	76	583
Řídký	273	349	172	213	205	277	1489

Tab. II: Počty pozorovaných jedinců ještěrky obecné na stanovištích.

<i>L. agilis</i>	Rok						Celkem
	2011	2012	2013	2014	2015	2017	
Stanoviště							
Kraj	1	3	2	6	0	0	12
Les	0	1	1	2	0	0	4
Louka	4	4	4	1	0	0	13
PasKraj	0	0	1	3	0	0	4
PasLes	0	1	0	2	2	0	5
Řídký	0	1	1	5	0	0	7

Tab. III: Počty pozorovaných jedinců slepýše křehkého na stanovištích.

<i>A. fragilis</i>	Rok						Celkem
Stanoviště	2011	2012	2013	2014	2015	2017	
Kraj	14	15	44	52	50	57	232
Les	14	59	27	42	41	55	238
Louka	6	6	15	27	12	14	80
PasKraj	4	31	34	37	32	41	179
PasLes	3	20	28	27	24	26	128
Řídký	3	6	34	47	33	29	152

Tab. IV: Počty pozorovaných jedinců užovky obojkové na stanovištích.

<i>N.atrix</i>	Rok						Celkem
Stanoviště	2011	2012	2013	2014	2015	2017	
Kraj	13	16	18	19	24	29	119
Les	1	6	2	3	12	3	27
Louka	10	22	14	20	23	17	106
PasKraj	8	18	7	9	8	10	60
PasLes	3	8	8	8	6	10	43
Řídký	3	3	1	4	7	1	19

Tab. V: Počty pozorovaných jedinců užovky podplamaté na stanovištích.

<i>N. tessellata</i>	Rok						Celkem
Stanoviště	2011	2012	2013	2014	2015	2017	
Kraj	0	1	6	4	5	3	19
Les	0	0	0	3	2	1	6
Louka	8	11	33	15	5	23	95
PasKraj	0	0	0	0	0	0	0
PasLes	0	1	2	0	0	2	5
Řídký	4	4	4	4	2	4	22

Tab. VI: Počty pozorovaných jedinců užovky hladké na stanovištích.

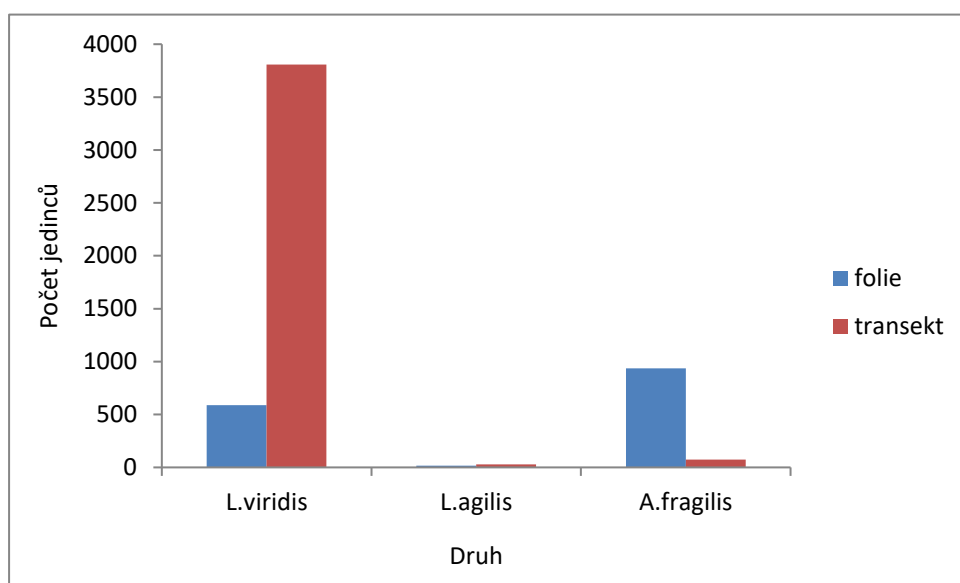
<i>C. austriaca</i>	Rok						Celkem
Stanoviště	2011	2012	2013	2014	2015	2017	
Kraj	0	0	12	11	12	16	51
Les	0	0	1	3	2	0	6
Louka	0	1	8	6	8	2	25
PasKraj	1	1	8	7	1	3	21
PasLes	1	2	2	3	1	3	12
Řídký	17	44	23	29	24	35	172

Tab. VII: Počty pozorovaných jedinců užovky stromové na stanovištích.

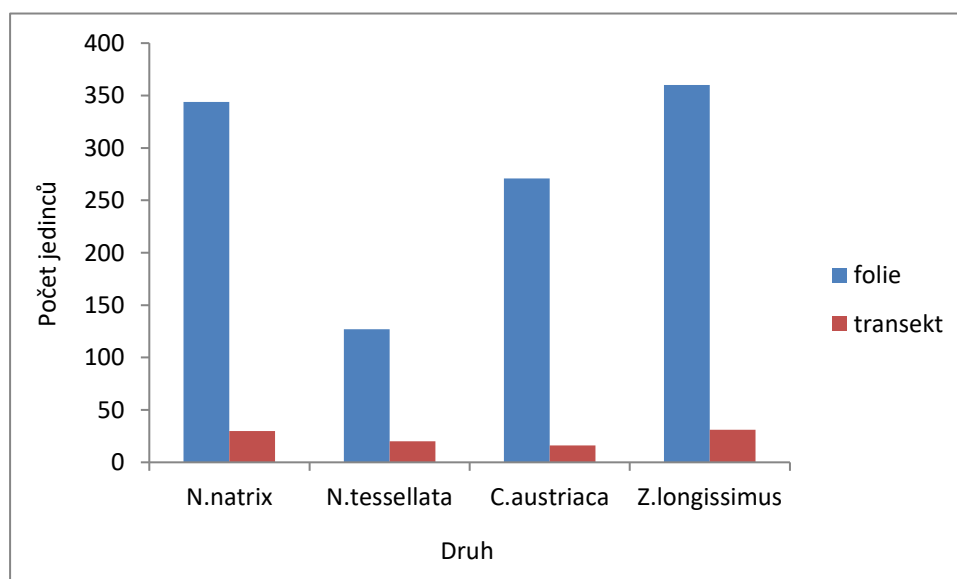
<i>Z.longissimus</i>	Rok						Celkem
Stanoviště	2011	2012	2013	2014	2015	2017	
Kraj	3	6	27	24	18	29	107
Les	0	0	3	3	5	4	15
Louka	5	1	7	16	20	16	65
PasKraj	7	3	9	13	9	9	50
PasLes	2	2	5	10	11	9	39
Řídký	12	14	21	18	20	30	115

## 4.2 Výběr metody monitoringu pro zpracování dat

Z Obr. 4 a 5 je patrné, že jedinci ještěrky zelené a ještěrky obecné byli nejvíce nalézáni při transektu mezi foliemi. Jedinci užovky stromové, užovky hladké, užovky podplamaté, užovky obojkové a slepýše křehkého pak pod umělými úkryty v podobě rybníčních folií. Při statistickém testování získaných dat proto byla vybrána data získána metodou monitoringu pro daný druh účinnější z důvodu vyššího počtu pozorování.



Obr. 4: Porovnání metody transektu a umělých úkrytů pro ještěry.



Obr. 5: Porovnání metody transektu a umělých úkrytů pro hady.

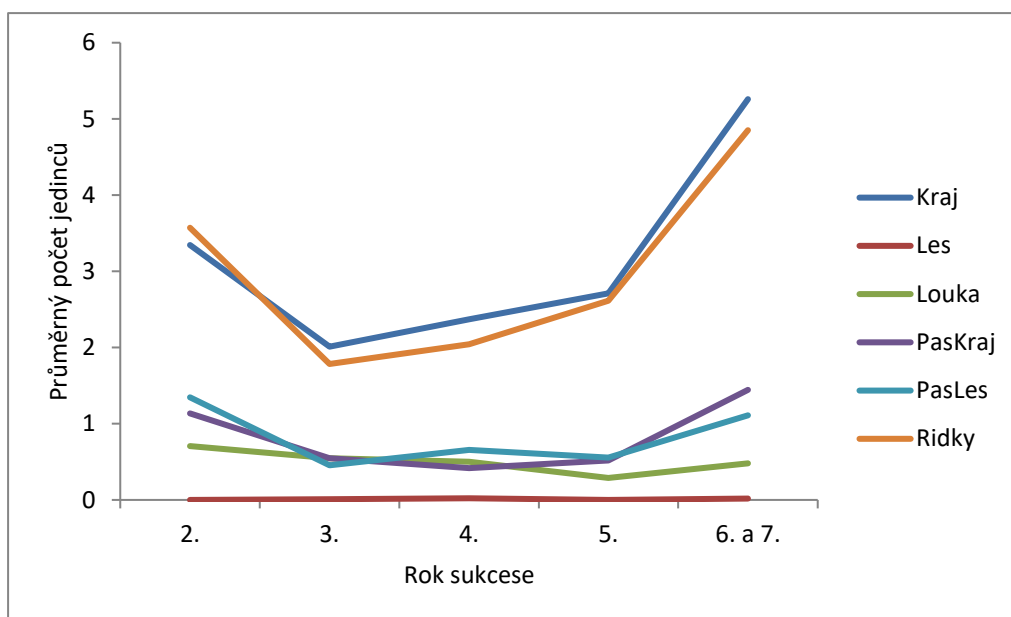
### 4.3 Vliv sukcese experimentálních ploch na výskyt plazů

Z průměru pozorovaných jedinců na jednotlivých stanovištích byly vypracovány grafy zachycující trend změn početnosti populace jednotlivých druhů během sukcese experimentálních ploch. Šestý a sedmý rok sukcese byl vzhledem nízkému počtu pozorování v šestém roce sukcese hodnocen dohromady. Vzhledem k neustálené metodice v prvním roce monitoringu, nebyl první rok sukcese zahrnut do statistického zpracování. Vliv sukcese byl testován dvoucestnou analýzou variance (ANOVA). Byl testován vliv roku sukcese, typu paseky a jejich interakce na průměrný počet jedinců zaznamenaný při návštěvě. Dále byla testována změna průměrného počtu jedinců za návštěvu pasek v průběhu jejich sukcese. Takto byly vyhodnoceny pouze druhy s dostatečným množstvím pozorovaných jedinců resp. ještěrka zelená, slepýš křehký, užovka obojková a užovka stromová. Průměrné počty ještěrky obecné, užovky podplamaté a užovky hladké nebyly statisticky hodnoceny z důvodu nízkého počtu pozorovaných jedinců.

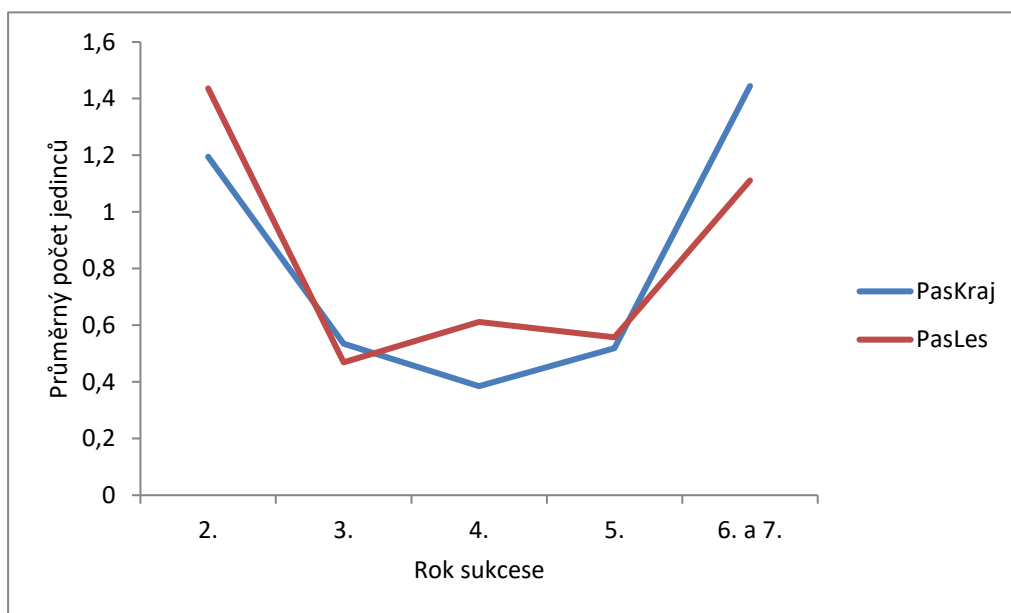
#### 4.3.1 Ještěrka zelená

Na Obr. 6 je znázorněn průměrný počet jedinců zaznamenaný při pozorování v závislosti na roku sukcese a typu stanoviště. Obr. 7 znázorňuje průměrný počet jedinců zaznamenaný při pozorování v závislosti na roku sukcese a typu paseky. Vyhodnocena a testována byla data získaná metodou transektu, protože množství jedinců pozorované při transektu řádově převyšovalo množství jedinců pozorovaných metodou umělých úkrytů (viz. Obr. 4). Z Obr. 7 je patrné, že průměrný počet pozorovaných jedinců ještěrky zelené na vytvořených pasekách má s postupující sukcesí klesající tendenci až do pátého roku sukcese kdy nastává trend opačný. Nejpreferovanějšími stanovišti je kraj lesa a řídký les (Obr. 6). Test odlišnosti průběhu sukcese na pasece propojené s loukou a pasece oddělené lesem neprokázal významný rozdíl ( $F_{(1,46)}=0,041$ ,  $P=0,840$ ). Typ paseky tedy neměl vliv na počty pozorovaných jedinců ještěrky zelené. Interakce mezi sukcesí a typem paseky nebyla významná ( $F_{(4,46)}=0,158$ ,  $p=0,959$ ). Průměrný počet jedinců ještěrky zelené za návštěvu se významně měnil v závislosti na průběhu sukcese (konkrétně stáří ve 2. a 6-7. roce sukcese má větší průměrný počet jedinců za návštěvu než stáří ve 3., 4. a 5. roce sukcese) ( $F_{(4,46)}=3,070$ ,  $p=0,025$ ). Výsledky testu shrnuje Tab. VIII.





Obr. 6: Průměrný počet jedinců ještěrky zelené v závislosti na roku sukcese a typu stanoviště.



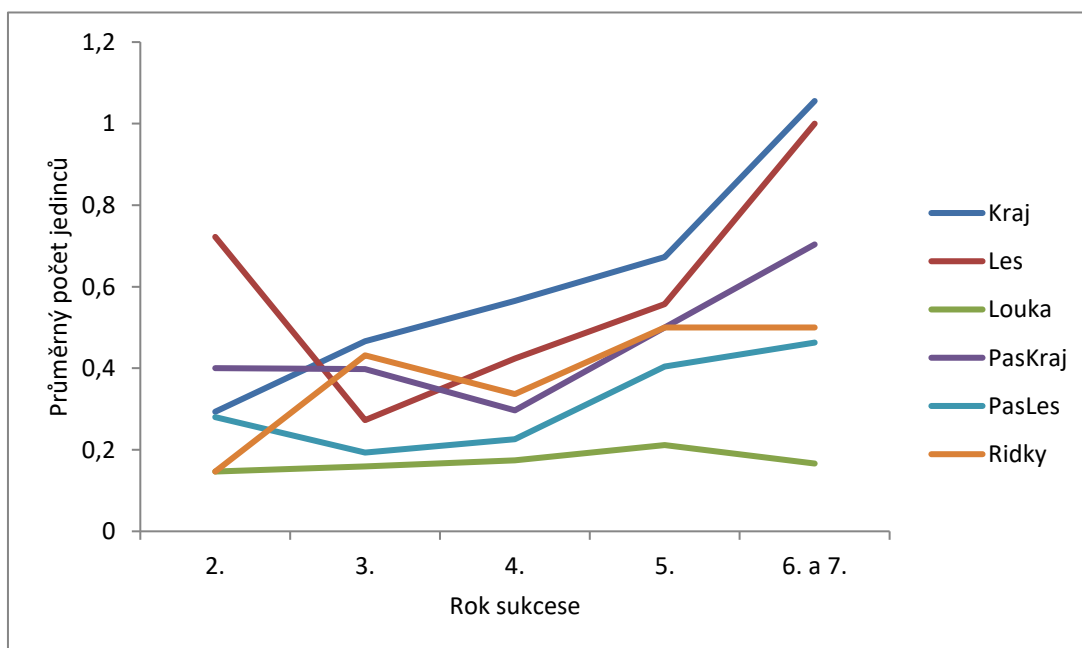
Obr. 7: Průměrný počet jedinců ještěrky zelené v závislosti na roku sukcese a typu paseky.

Tab. VIII: Výsledky testu ANOVA pro ještěrku zelenou.

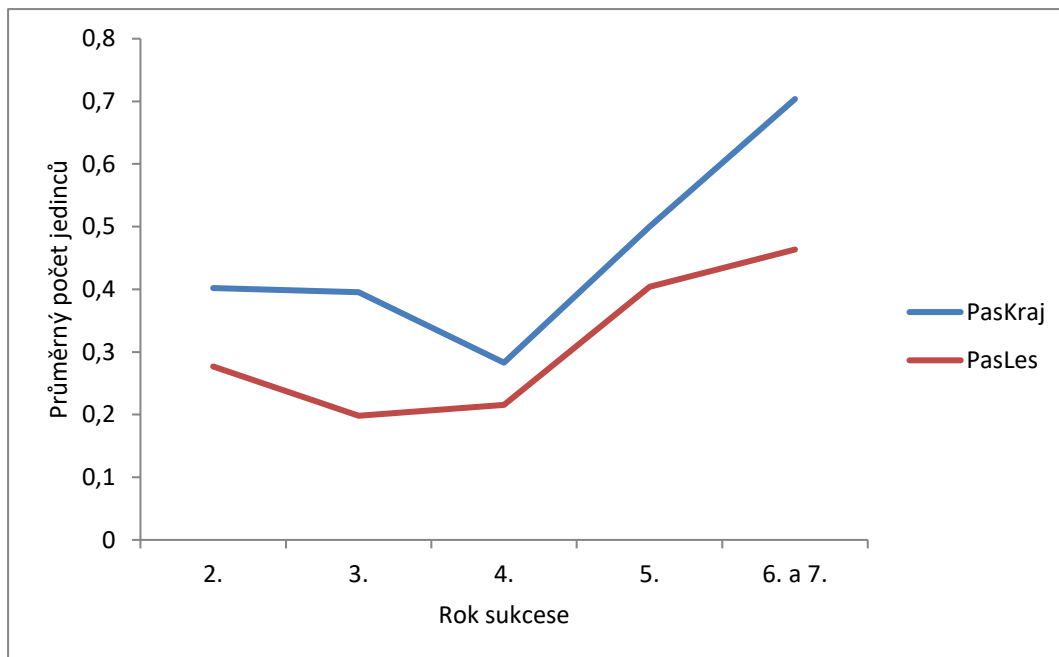
	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
sukcese	4	2.341	0.5853	3.070	<b>0.0253 *</b>
typ	1	0.008	0.0078	0.041	0.8402
sukcese:typ	4	0.120	0.0301	0.158	0.9585
Residuals	46	8.770	0.1907		

### 4.3.2 Slepýš křehký

Na Obr. 8 je znázorněn průměrný počet jedinců zaznamenaný při pozorování v závislosti na roku sukcese a typu stanoviště. Obr. 9 znázorňuje průměrný počet jedinců zaznamenaný při pozorování v závislosti na roku sukcese a typu paseky. Vyhodnocena a statisticky testována byla data získaná metodou umělých úkrytů, protože množství jedinců pozorovaných při transektu bylo řádově nižší (viz. Obr. 4). Z Obr. 9 je patrné, že průměrné množství jedinců pozorovaných na pasece propojené s loukou je v jednotlivých letech sukcese vyšší než na pasece oddělené lesem. Na pasece propojené s loukou průměrný počet pozorovaných jedinců výrazněji narůstá od 4. roku sukcese. Testováním odlišnosti průběhu sukcese na pasece propojené s loukou a pasece oddělené lesem byl prokázán významný rozdíl ( $F_{(1,46)} = 4,923$ ,  $p = 0,032$ ). Typ paseky tedy měl vliv na počty pozorovaných jedinců slepýše křehkého, přičemž na pasece propojené s loukou bylo pozorováno více jedinců než na pasece oddělené lesem (Obr. 9). Interakce mezi sukcesí a typem paseky nebyla významná ( $F_{(4,46)} = 0,291$ ,  $P = 0,881$ ). Průměrný počet jedinců slepýše křehkého za návštěvu pasek se významně mění v průběhu sukcese ( $F_{(4,46)} = 2,961$ ;  $p = 0,029$ ), kdy jejich počet přibývá v posledních letech sukcese (Obr. 9). Výsledky testu shrnuje Tab. IX.



Obr. 8: Průměrný počet jedinců slepýše křehkého v závislosti na roku sukcese a typu stanoviště.



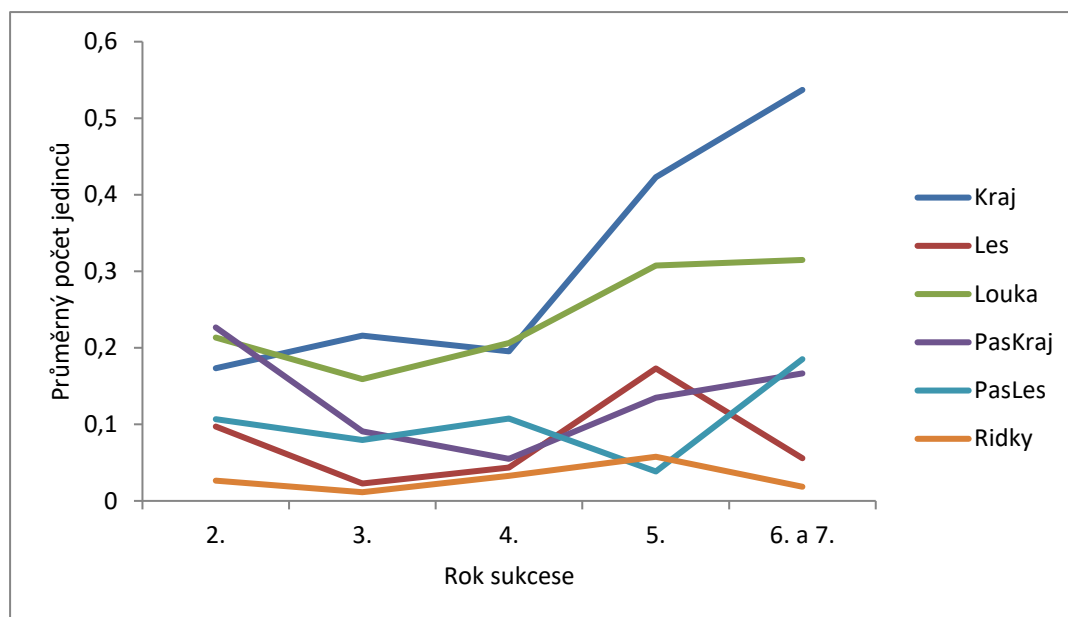
Obr. 9: Průměrný počet jedinců slepýše křehkého v závislosti na roku sukcese a typu paseky.

Tab. IX: Výsledky testu ANOVA pro slepýše křehkého.

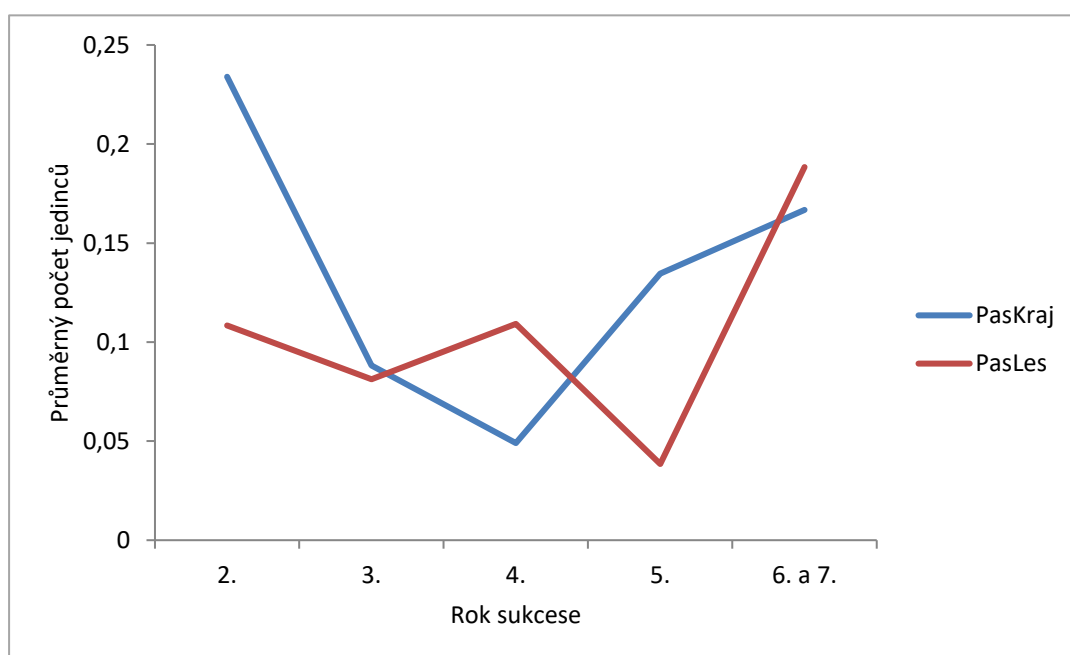
	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
sukcese	4	0.1327	0.03316	2.961	<b>0.0294*</b>
typ	1	0.0551	0.05514	4.923	<b>0.0315*</b>
sukcese:typ	4	0.0130	0.00326	0.291	0.8826
Residuals	46	0.5153	0.01120		

### 4.3.3 Užovka obojková

Na Obr. 10 je znázorněn průměrný počet jedinců zaznamenaný při pozorování v závislosti na roku sukcese a typu stanoviště. Obr. 11 znázorňuje průměrný počet jedinců zaznamenaný při pozorování v závislosti na roku sukcese a typu paseky. Vyhodnocena a statisticky testována byla data získaná metodou umělých úkrytů, protože množství jedinců pozorovaných při transektu bylo řádově nižší (viz. Obr. 5). Na pasece propojené s loukou klesá průměrný počet pozorovaných jedinců až do 4. roku sukcese od kdy opět narůstá (Obr. 11). Na pasece oddělené lesem výrazně klesá průměrný počet pozorovaných jedinců mezi 4. a 5. rokem sukcese a od 5. roku sukcese opět výrazně narůstá (Obr. 11). Na kontrolních stanovištích byla užovka obojková nejvíce zastoupena na stanovišti kraj lesa a louka. (Obr. 10). Testování odlišnosti počtu jedinců v závislosti na průběhu sukcese, typu paseky nebo jejich interakci nebyl potvrzen významný rozdíl. Výsledky testu shrnuje Tab. X.



Obr. 10: Průměrný počet jedinců uřovky obojkové v závislosti na roku sukcese a typu stanoviště.



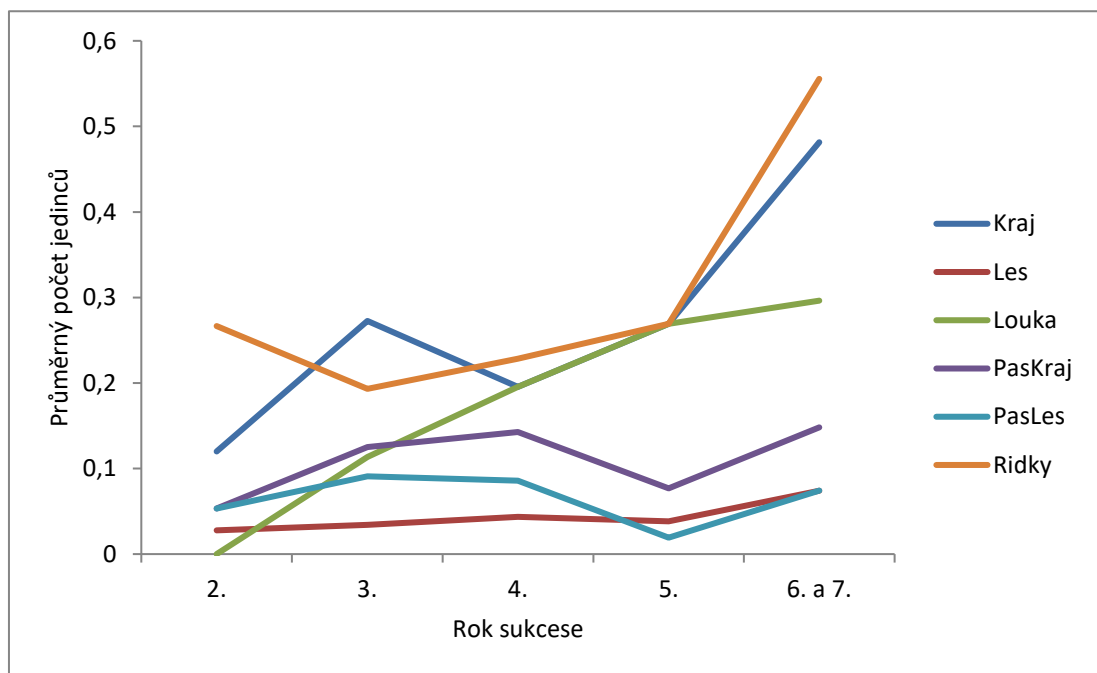
Obr. 11: Průměrný počet jedinců uřovky obojkové v závislosti na roku sukcese a typu paseky.

Tab. X: Výsledky testu ANOVA pro uřovku obojkovou.

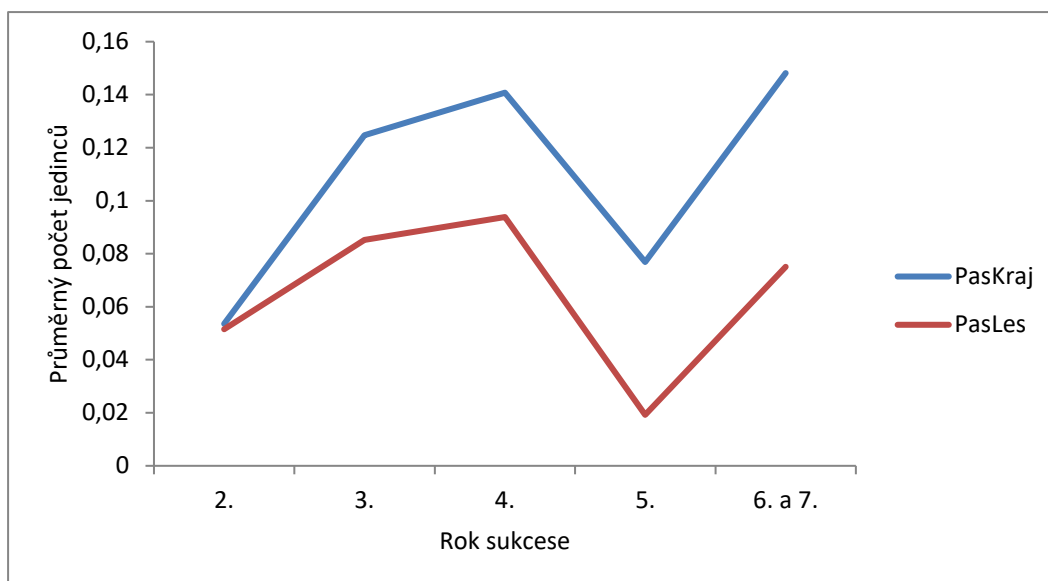
	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
sukcese	4	0.0810	0.020240	2.259	0.0772
typ	1	0.0095	0.009517	1.062	0.3081
sukcese:typ	4	0.0485	0.012115	1.352	0.2652
Residuals	46	0.4122	0.008960		

#### 4.3.4 Užovka stromová

Na Obr. 12 je znázorněn průměrný počet jedinců zaznamenaný při pozorování v závislosti na roku sukcese a typu stanoviště. Obr. 13 znázorňuje průměrný počet jedinců zaznamenaný při pozorování v závislosti na roku sukcese a typu paseky. Vyhodnocena a testována byla data získaná metodou umělých úkrytů, protože množství jedinců pozorovaných při transektu bylo řádově nižší (viz. Obr. 5). Průměr počtu pozorovaných jedinců během sukcese je na obou typech pasek obdobný. Průměrný počet pozorovaných jedinců užovky stromové na obou pasekách stoupá a kulminuje ve 4. roce sukcese, následně klesá až do 5. roku sukcese. Na obou pasekách posléze následuje nárůst průměrné početnosti pozorovaných jedinců (Obr. 13). Nejpreferovanějšími stanovišti byl kraj lesa a řídký les (Obr. 12). Testování počtu jedinců v závislosti na průběhu sukcese, typu paseky, nebo jejich interakci neprokázalo významný rozdíl. Výsledky testu shrnuje Tab. XI.



Obr. 12: Průměrný počet jedinců užovky stromové v závislosti na roku sukcese a typu stanoviště.



Obr. 13: Průměrný počet jedinců užovky stromové v závislosti na roku sukcese a typu paseky.

Tab. XI: Výsledky testu ANOVA pro užovku stromovou.

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
sukcese	4	0.0377	0.009413	1.034	0.3997
typ	1	0.0262	0.026153	2.874	0.0968
sukcese:typ	4	0.0089	0.002229	0.245	0.9112
Residuals	46	0.4186	0.009100		

#### 4.4 Vliv zásahu a typu paseky na výskyt plazů

Byl testován vliv zásahu (sečeno-nesečeno), typu paseky a jejich interakce na průměrné počty jedinců pozorovaných na stanovišti z průměrů pozorovaných jedinců statisticky vyhodnotitelných druhů pozorovaných na experimentálních plochách. Interakce mezi zásahem (sečeno-nesečeno) a typem paseky (propojená-oddělená) byla významná u slepýše křehkého a užovky stromové. U těchto druhů jsou uvedeny grafy zachycující významný rozdíl v preferenci sečených a nesečených pasek propojených s loukou a pasek oddělených lesem (Obr. 14 a Obr. 15).

##### 4.4.1 Ještěrka zelená

Z Tab. XII je patrné, že zásah v podobě vysečení pasek neměl významný vliv na průměrný počet pozorovaných jedinců ještěrky zelené ( $F_{(1,8)} = 0,003$ ,  $p = 0,957$ ). Průměrný počet pozorovaných jedinců na pasece propojené s loukou a na pasece

oddělené lesem se významně nelišil ( $F_{(1,8)} = 0,346$ ,  $p = 0,573$ ). Interakce mezi zásahem a typem paseky nebyla významná ( $F_{(1,8)} = 0,010$ ,  $p = 0,923$ ).

Tab. XII: Výsledky testu ANOVA pro ještěrku zelenou.

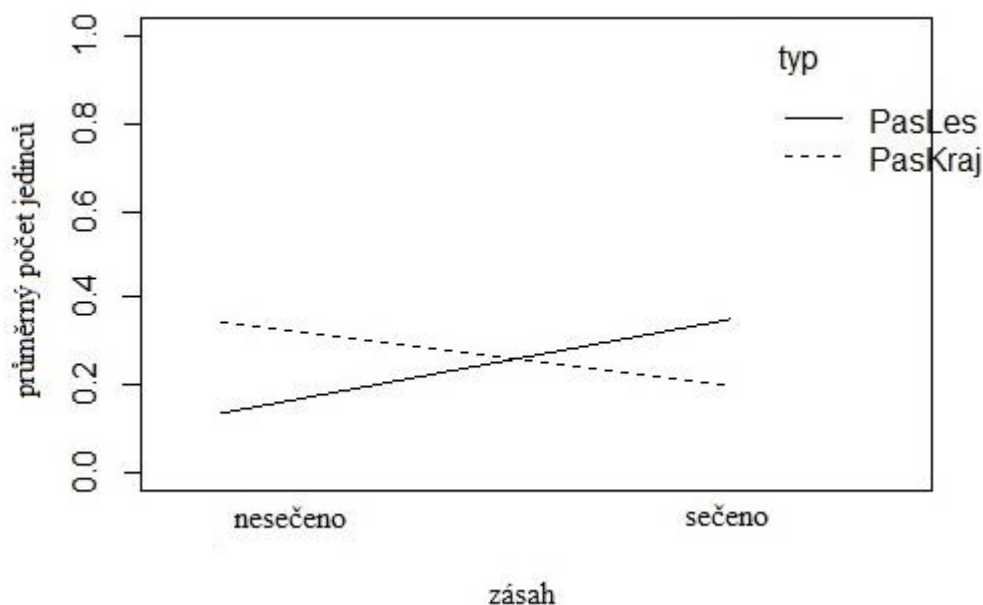
	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
zásah	1	0.0004	0.00041	0.003	0.957
typ	1	0.0462	0.04615	0.346	0.573
zásah:typ	1	0.0013	0.00134	0.010	0.923
Residuals	8	1.0686	0.13358		

#### 4.4.2 Slepýš křehký

Z Tab. XIII je patrné, interakce mezi zásahem a typem paseky byla významná ( $F_{(1,8)} = 7.056$ ,  $P = 0,029$ ), tzn., že vliv zásahu je různý na různých typech pasek. Průměrný počet pozorovaných jedinců po vysekání na pasece oddělené lesem stoupal, na pasece propojené s loukou naopak klesal (Obr. 14).

Tab. XIII: Výsledky testu ANOVA pro slepýše křehkého.

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
zásah	1	0.00395	0.00395	0.304	0.597
typ	1	0.00233	0.00233	0.179	0.684
zásah:typ	1	0.09183	0.09183	7.056	<b>0.029*</b>
Residuals	8	0.10412	0.01301		



Obr. 14: Vliv zásahu a typu paseky na průměrný počet pozorovaných jedinců slepýše křehkého.

#### 4.4.3 Užovka obojková

Z Tab. XIV je patrné, že zásah v podobě vysečení pasek neměl významný vliv na průměrný počet pozorovaných jedinců užovky obojkové ( $F_{(1,8)} = 0,310$ ,  $p = 0,593$ ). Průměrný počet pozorovaných jedinců na pasece propojené s loukou a na pasece oddělené lesem se významně nelišil, typ paseky na něj neměl významný vliv ( $F_{(1,8)} = 0,035$ ,  $p = 0,855$ ). Interakce mezi zásahem a typem paseky nebyla významná ( $F_{(1,8)} = 0,324$ ,  $p = 0,585$ ).

Tab. XIV: Výsledky testu ANOVA pro užovku obojkovou.

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
zásah	1	0.00470	0.004703	0.310	0.593
typ	1	0.00054	0.000538	0.035	0.855
zásah:typ	1	0.00491	0.004914	0.324	0.585
Residuals	8	0.12147	0.015184		

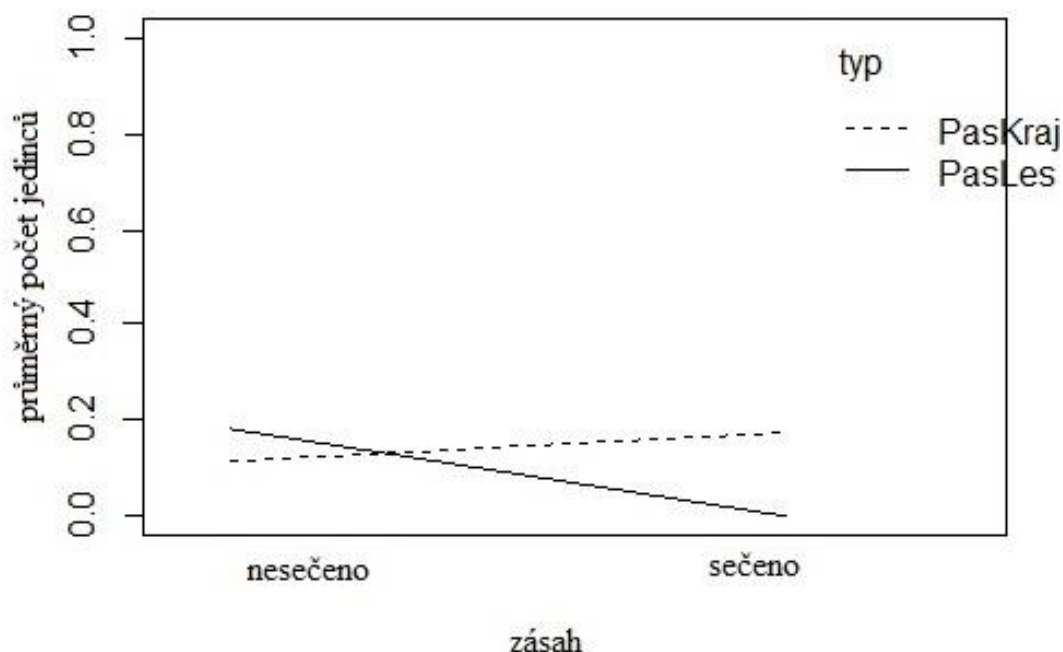
#### 4.4.4 Užovka stromová

Z Tab. XV je patrné, že interakce mezi zásahem a typem paseky byla významná ( $F_{(1,8)} = 9,104$   $p = 0,0167$ ). Průměrný počet pozorovaných jedinců po vysekání na pasece propojené s loukou stoupal a naopak na pasece oddělené lesem po jejím vysekání klesal (Obr. 15).

Tab. XV: Výsledky testu ANOVA pro užovku stromovou.

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
zásah	1	0.01137	0.01137	2.300	0.1679
typ	1	0.00751	0.00751	1.520	0.2526
zásah:typ	1	0.04500	0.04500	9.104	<b>0.0166*</b>
Residuals	8	0.03954	0.00494		





Obr. 15: Vliv zásahu a typu paseky na průměrný počet pozorovaných jedinců užovky stromové.

#### 4.5 Zhodnocení výskytu plazů před a po zásahu

Analýzou variance (ANOVA) s interakcemi byla testována změna početnosti hodnocených druhů před zásahem v podobě vysekání pasek a po něm bez rozlišení typu paseky. Nevysekané paseky posloužily jako referenční plochy pro posouzení trendu změn v počtu pozorovaných jedinců na pasekách vysekaných.

##### 4.5.1 Ještěrka zelená

V průměrném počtu pozorovaných jedinců ještěrky zelené před a po vysekání pasek nebyl prokázán významný rozdíl ( $F_{(1,20)} = 0,612$ ,  $p = 0,443$ ). Zásah v podobě vysekání pasek neměl významný vliv na průměrný počet pozorovaných jedinců ( $F_{(1,20)} = 0,134$ ;  $p = 0,718$ ). Interakce mezi průměrným počtem pozorovaných jedinců před a po vysekání pasek a zásahem nebyla významná ( $F_{(1,20)} = 0,084$ ,  $p = 0,775$ ).

Tab. XVI: Výsledky testu ANOVA pro ještěrku zelenou.

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
stav	1	0.0865	0.08650	0.612	0.443
zásah	1	0.0190	0.01899	0.134	0.718
stav:zásah	1	0.0119	0.01189	0.084	0.775
Residuals	20	2.8246	0.14123		

#### 4.5.2 Slepýš křehký

V průměrném počtu pozorovaných jedinců slepýše křehkého před a po vysekání pasek nebyl prokázán významný rozdíl ( $F_{(1,20)}=0,032$ ,  $P=0,860$ ). Zásah v podobě vysekání pasek neměl významný vliv na počty pozorovaných jedinců ( $F_{(1,20)} = 1,707$ ;  $p = 0,206$ ). Interakce mezi průměrným počtem pozorovaných jedinců před a po vysekání pasek a zásahem nebyla významná ( $F_{(1,20)} = 0,327$ ,  $p = 0,574$ ).

Tab. XVII: Výsledky testu ANOVA pro slepýše křehkého.

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
stav	1	0.00047	0.000468	0.032	0.860
zásah	1	0.02497	0.024972	1.707	0.206
stav:zásah	1	0.00478	0.004781	0.327	0.574
Residuals	20	0.29251	0.014625		

#### 4.5.3 Užovka obojková

V průměrném počtu pozorovaných jedinců užovky obojkové před a po vysekání pasek nebyl významný rozdíl ( $F_{(1,20)} = 0,079$ ,  $p = 0,782$ ). Zásah v podobě vysekání pasek neměl významný vliv na počty pozorovaných jedinců ( $F_{(1,20)} = 0,013$ ,  $p = 0,910$ ). Interakce mezi průměrným počtem pozorovaných jedinců před a po vysekání pasek a zásahem nebyla významná ( $F_{(1,20)} = 0,674$ ,  $p = 0,421$ ).

Tab. XVIII: Výsledky testu ANOVA pro užovku obojkovou.

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
stav	1	0.00085	0.000846	0.079	0.782
zásah	1	0.00014	0.000141	0.013	0.910
stav:zásah	1	0.00724	0.007242	0.674	0.421
Residuals	20	0.21475	0.010738		

#### 4.5.4 Užovka stromová

V průměrném počtu pozorovaných jedinců užovky stromové před a po vysekání pasek nebyl významný rozdíl ( $F_{(1,20)} = 0,478$ ,  $p = 0,497$ ). Zásah v podobě vysekání pasek neměl významný vliv na počty pozorovaných jedinců ( $F_{(1,20)} = 3,553$ ,  $p = 0,074$ ). Interakce mezi průměrným počtem pozorovaných jedinců před a po vysekání pasek a zásahem nebyla významná ( $F_{(1,20)} = 0,024$ ,  $p = 0,878$ ).

Tab. XIX: Výsledky testu ANOVA pro užovku stromovou.

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
stav	1	0.00364	0.003636	0.478	0.497
zásah	1	0.02702	0.027023	3.553	0.074
stav:zásah	1	0.00019	0.000185	0.024	0.878
Residuals	20	0.15209	0.007605		

## 5 Diskuse

### 5.1 Výběr metody monitoringu pro zpracování dat

Z porovnání množství jedinců jednotlivých druhů pozorovaných metodou transektu a metodou umělých úkrytů v podobě rybnických folií vyplývá, že použití metody umělých úkrytů je vhodnější pro pozorování hadů a slepýše. Metoda transektu je pak vhodná pro monitoring ještěrek rodu *Lacerta* (Obr. 4 a 5).

Monitoring plazů metodou umělých úkrytů zmiňuje již Reading (1997), který využil pravidelně uspořádané úkryty z vlnitého plechu a potvrdil účinnost této metody pro pozorování hadů a slepýše. Metodiku umělých úkrytů s využitím rybnických folií pro monitoring plazů popsal Vlašín & Mikátová, (2015). Povrch folie je vyhledáván těmito ještěrkami jako plocha pro slunění a lov hmyzu (Vlašín & Mikátová, 2015). Při vyrušení a absenci keřovité vegetace v okolí folie využívaly vyhřívající se ještěrky zelené prostor pod folií jako úkryt. Kromě plazů byli pod foliemi nalézáni drobní hlodavci a plži, kteří jsou vyhledávanou kořistí ještěrek a slepýše. Přirozený úkryt hadi nalézají pod kameny, trouchnivějícím dřevem, kůrou a hrabankou (Mikátová et al., 2001). Není neobvyklé nalézat hady pod umělými materiály v podobě plastových a umělých desek, plechu a PVC.

Tato metoda přinesla relevantní poznatky o biotopové preference plazů NP Podyjí a potvrdila příznivý vliv prořezávky zapojených lesních porostů na společenstva plazů (Baloun, 2016). Pohled na metodu výzkumu plazů s využitím umělých úkrytů v NP Podyjí jako na zbytečnou a neprofesionální jak uvádí Zavadil & Moravec (2015) je tedy při nejmenším v NP Podyjí sporný. Během sedmi let monitoringu plazů v NP Podyjí nebyla zaznamenána predace jedinců ukrytých pod foliemi, na jejíž riziko upozorňuje Zavadil & Moravec (2015). Metoda umělých úkrytů naopak umožnila získat množství údajů, jinak těžko dostupných a lze ji, alespoň za určitých okolností, dobře využít k monitoringu skrytě žijících druhů plazů.

### 5.2 Vliv sukcese experimentálních ploch na výskyt plazů

Níže u jednotlivých druhů je diskutován trend změn v průměrném počtu pozorovaných jedinců v závislosti na probíhající sukcesi experimentálních pasek. Celkově vznik pasek podpořil světlomilné druhy, nicméně vliv postupu sukcese na pasekách se poněkud ztrácí v meziročních fluktuacích početnosti plazů. Velký

vliv sezóny naznačuje obdobný trend změn v průměrném počtu pozorovaných jedinců během sukcese na pasekách a na kontrolních stanovištích, ze kterého lze vedle sukcese usuzovat na vliv jiných činitelů. Vzhledem k ektotermii plazů jde především o vliv počasí během let monitoringu. Při samotném monitoringu se může projevit vliv aktuálního stavu počasí (Vlašín & Mikátová, 2015). Dlouhodobě se trend vývoje počasí odráží ve fluktuaci populací plazů. Mrazivá zima s absencí sněhové pokrývky výrazně snižuje pravděpodobnost přežití hibernujících jedinců, extrémě suché nebo naopak deštivé léto způsobuje ztráty nakladených snůšek (Böhme & Rödder, 2014).

### **5.2.1 Ještěrka zelená**

Pokles průměrného počtu pozorovaných jedinců s postupující sukcesí experimentálních pasek odpovídá biotopovým nárokům tohoto druhu (Moravec, 2015a). V rámci jejího výskytu v NP Podyjí byla nejvíce nalézána na otevřených strukturovaných stanovištích v podobě řídkého lesa a kraje lesa, nejméně pak v zapojeném lese (Baloun, 2016). Bylo potvrzeno, že s postupující sukcesí směřující k zapojení porostů na sledovaných pasekách její početnost klesá. Ve druhém roce sukcese pasek tak bylo pozorováno více jedinců než ve třetím, čtvrtém a pátém roce probíhající sukcese. Od pátého roku sukcese, který odpovídá době provedené seče pasek potlačující sukcese, její početnost narůstá. V šestém až sedmém roce sukcese tak bylo pozorováno více jedinců než v letech před provedenou sečí jak znázorňuje Obr. 7. Navýšení populace ještěrky po prosvětlení zapojených porostů uvádí Mikátová et al. (2001). Problém je, že k nárůstu došlo zřejmě nezávisle na zásahu (seč v pátém roce), takže nárůst lze přičíst spíše meziročním fluktuacím. Jak ukazuje Obr. 6, došlo k nárůstu počtu pozorovaných jedinců na prakticky všech plochách, a tento byl mnohem výraznější na ještěrkou zelenou výrazně preferovaných biotopech: kraji lesa a v řídkém lese.

### **5.2.2 Slepýš křehký**

Na průměrný počet pozorovaných jedinců měl významný vliv typ paseky, na pasece propojené s loukou bylo pozorováno v průměru více jedinců než na pasece oddělené lesem. To může být způsobeno pozicí pasek vůči okolním stanovištím. Paseka oddělená lesem je ze všech stran obklopena zapojeným lesem, který tento

druh preferoval více než plochy vytvořených pasek (Obr. 8). Paseka propojená s loukou přímo navazuje na stanoviště nivní louky, kde byl pozorován v nejnižších počtech. Slepýš tak patrně upřednostňuje heterogenní plochu paseky propojené s loukou s dostatkem úkrytů v podobě tlejícího dřeva, které na stanovišti louka chybí. Dostatek vhodných úkrytů je pro distribuci slepýše limitujícím faktorem (Mikátová et al., 2001; Šifrová, 2017). Průměrný počet jedinců na pasekách s postupující sukcesí pozvolně klesá a opět narůstá ve čtvrtém až pátém roce sukcese, který odpovídá době provedené seče pasek (Obr. 9), nicméně k nárůstu početnosti slepýše došlo i na části dalších stanovišť, takže tento, podobně jako u ještěrky zelené, se zásahem na pasekách v pátém roce jejich existence nejspíše nespojuje.

### **5.2.3 Užovka obojková**

Z Obr. 11 je patrný pokles průměrného počtu jedinců na pasece propojené s loukou do čtvrtého a na pasece oddělené lesem do pátého roku sukcese a pak opětovný nárůst. Trend se tak podobá vývoji početnosti ostatních druhů. Změny v počtu pozorovaných jedinců v závislosti na sukcesi nebyly statisticky prokázány (Tab. IX). Nejvíce preferovala stanoviště louky a kraje lesa (obr. 10), která jsou ze sledovaných stanovišť nejbliže u řeky Dyje. To odpovídá její preferenci stanovišť vázaných na vodu (Berec et al., 2015).

### **5.2.4 Užovka stromová**

Průměrný počet pozorovaných jedinců v závislosti na sukcesi je na obou typech pasek obdobný (Obr. 13). Paseky jsou preferovanějším stanovištěm než původní zapojený les, který byl tímto druhem preferován ze všech stanovišť nejméně (Obr. 12). V NP Podyjí je užovka stromová vázána na otevřená stanoviště, v zapojeném lesním porostu se zde prakticky nevyskytuje (Baloun, 2016). Je zde vázána na skalnatá, prosvětlená místa a intenzivně využívá uměle vytvořené biotopy v podobě vinic se skládanými zídkami a opuštěné stavby (Mikátová & Vlašín, 2012). Početnost Podyjské populace užovky stromové je odhadována na 1200 až 1500 jedinců, ze kterých se cca 600 jedinců zdržuje v oblasti vinice Šobes (Zavadil et al., 2008). Soustředění její populace na otevřených uměle vytvořených biotopech může svědčit o nevyhovujícím stavu přírodních stanovišť v NP Podyjí pro tento druh. Primárně je vázána na otevřená stepní a lesostepní stanoviště, kterých na území

NP Podyjí od druhé poloviny 20. století výrazně ubývá v důsledku jejich zapojování (Miklín et al., 2016).

### **5.3 Vliv zásahu v podobě seče pasek na výskyt plazů**

Změna početnosti statisticky hodnocených druhů před zásahem v podobě vysekání pasek a po něm bez rozlišení typu paseky nebyla významná (Tab. XVI až XIX). Zásah ale proběhl koncem vegetační sezóny, byl jednorázový a ani jeho vliv na strukturu vegetace v následujících sezónách nebyl příliš zřejmý. Plánované opakování, které by mohlo významněji ovlivnit strukturu vegetace, a tedy i plazy, se bohužel nepodařilo realizovat.

Při odlišení typu paseky byl významný vliv zásahu potvrzen u slepýše křehkého a užovky stromové. Byla prokázána interakce mezi zásahem a typem paseky. V případě slepýše křehkého stoupal počet pozorovaných jedinců po zásahu v podobě seče pasek na pasece oddělené lesem a na pasece propojené s loukou počet pozorovaných jedinců po seči klesal (Obr. 14). Tento opačný trend odpovídá široké ekologické přizpůsobivosti slepýše křehkého (Gvoždík & Moravec, 2015). V případě užovky stromové po seči pasek stoupl počet pozorovaných jedinců na pasece propojené s loukou a na pasece oddělené lesem klesl. Biotopovým nárokům tohoto druhu odpovídá trend pozorovaný na pasece propojené s loukou. Vzhledem k větší dostupnosti světla pro rostliny na pasekách propojených s loukou je plocha těchto pasek více porostlá vegetací než plocha pasek oddělených lesem. Seč pasek propojených s loukou tak zřejmě vedla ke zlepšení stanovištních podmínek, což se projevilo v nárůstu početnosti pozorovaných jedinců užovky stromové (Obr. 15). Je možné, že naopak seč pasek oddělených lesem, které byly více zastíněné okolním lesem a proto méně porostlé vegetací, stanovištní podmínky pro tento druh zhoršila. Na druhou stranu je třeba zdůraznit, že s ohledem na malé množství dat pro tuto analýzu, mohou její výsledky být dílem náhody. Problém každopádně vyžaduje další zkoumání.

### **5.4 Aktivní management v NP Podyjí**

Ochranářsky významné druhy plazů v NP Podyjí jsou teplomilné a proto se vyhýbají zapojenému lesu. Ekosystém nížinného lesa byl zřejmě vždy ovlivňován ohněm a pastvou velkých herbivorů, od příchodu člověka byl vystaven

antropogenním disturbancím (Roleček, 2007; Hédl et al., 2011a). Na území NP Podyjí vznikaly první pařezinové a pastevní lesy krátce po příchodu prvních zemědělců přibližně kolem roku 5700 př. n. l. (Reiterová & Škorpík, 2012). Útlum pařezinového a pastevního hospodaření nastal koncem 19. století a definitivní zánik pařezinových a pastevních lesů nastal s jejich převodem na vysokokmenné porosty v padesátých letech 20. století. V současné krajině silně ovlivněné člověkem nemohou plně fungovat přirozené přírodní procesy vedoucí k rozvolnění zapojených porostů nížinného lesa (Miklín & Čížek, 2016). Bez aktivního managementu jsou tak ohroženy druhy otevřených stepních a lesostepních stanovišť včetně heliofilních druhů plazů jako je ještěrka zelená a užovka stromová (Šebek et al., 2015; Baloun, 2016). Přesto že je užovka stromová ohrožena primárně zarůstáním otevřených stanovišť a homogenizací krajiny je její záchranný program (Zavadil et al., 2008) zaměřen především na budování umělých líhnišť a zimovišť. Význam zřizování těchto líhnišť a zimovišť pro populaci užovky stromové v NP Podyjí je diskutabilní (Reiterová & Škorpík, 2012). Podle IUCN je NP Podyjí chráněným územím kategorie II, na kterém jsou předmětem ochrany „rozsáhlé ekologické procesy spolu s druhy a ekosystémy charakteristickými pro dané území“. Hlavním cílem je tedy chránit biodiverzitu včetně přírodních procesů, na nichž tato biodiverzita závisí a to minimálně na 75% území NP (Čížek & Miklín, 2016). Problémem je že ochranáři zaměňují pojem „ochranu rozsáhlých ekologických procesů“ s pojmem „bezzásahovost“. Ponechání stepních a lesostepních stanovišť k zarůstání je v rozporu s výše uvedenou specifikací IUCN protože nevede k zachování biodiverzity ale naopak k jejímu ochuzení (Šebek et al., 2015; Miklín et al., 2016). Přesto je snaha o zavedení aktivního managementu pro podporu otevřených stanovišť zpochybňována (Vrška, 2016). V současné době jsou připravovány plochy pro pastvu exmoorského poníka na Mašovické střelnici a Havranickém vřesovišti v rámci projektu Military LIFE for Nature podporující zachování bezlesích stanovišť (Správa NP Podyjí, 2018). Přestože je na více lokalitách NP Podyjí uplatňován aktivní management, lze vzhledem k historickému vlivu člověka a rozlohy otevřených lesních porostů v minulosti (Miklín & Čížek, 2016) považovat množství těchto lokalit za nedostatečné. Současný plán péče pro Národní park Podyjí se zaměřuje na zefektivnění aktivního managementu probíhajícího na stávajících lokalitách (Reiterová & Škorpík, 2012). Výsledky této práce a stávajících výzkumů



potvrzují potřebu plošného uplatnění aktivního managementu pro zachování biodiverzity NP Podyjí (Šebek et al., 2015; Škorpík, 2015).

## 6 Závěr

Monitoring plazů na vytvořených experimentálních pasekách v zapojeném nížinném lese a na kontrolních stanovištích v letech 2011 až 2017 ukázal, že světломilné druhy profitovaly z prosvětlení porostů, konkrétně šlo o ještěrku zelenou, slepýše křehkého a užovku stromovou. Populace užovky obojkové nebyla disturbancí výrazně ovlivněna, což je dáno její vazbou na primárně nelesní stanoviště v blízkosti řeky Dyje.

Vliv sukcese na čtyři ze sedmi druhů plazů vyskytujících se v NP Podyjí je spíše negativní, s postupující sukcesí významně klesá početnost ještěrky zelené a slepýše křehkého na sledovaných pasekách. Interpretaci výsledků však komplikuje velká meziroční variabilita v početnosti jednotlivých druhů. Zásah provedený v pátém roce na polovině sledovaných pasek měl na plazy značně omezený vliv, zřejmě kvůli svému načasování a malému vlivu na strukturu vegetace.

S ohledem na stanovištní požadavky obou ochránářsky nejvýznamnějších druhů (užovka stromová a ještěrka zelená) je na území NP Podyjí žádoucí aktivně bránit zvyšování rozlohy zapojených lesů.

## 7 Literatura

- Baloun Jaroslav, 2016: Reakce společenstev plazů a obojživelníků na disturbance v doubravách NP Podyjí. České Budějovice. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích Zemědělská fakulta. Vedoucí práce Mgr. Lukáš Čížek, Ph.D.
- Bengrsson Jan, Nilsson G. S., Franc A. & Menozzi P., 2000: Biodiversity, disturbances, ecosystem function and management of European forests. *Forest Ecology and Management*, 132, 39-50.
- Berec Michal, Moravec J. & Faltýnek Fric Z., 2015: *Natrix natrix* (Linnaeus, 1758) – užovka obojková. 337-362 s. In J. Moravec (Ed.), *Fauna ČR, Plazi – Reptilia*. Vyd. 1. Praha: Academia, 531 s. ISBN 978-80-200-2416-9.
- Böhme Madelaine, 2003: The Miocene Climatic Optimum: evidence from ectothermic vertebrates of Central Europe. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 195, 389-401.
- Böhme Wolfgang & Rödder D., 2014: Amphibien und Reptilien: Verbreitungs - und Verhaltensänderungen aufgrund der Erderwärmung. [online]. [cit. 2018-02-11]. Dostupné z: [http://www.warnsignale.uni-hamburg.de/wp-content/uploads/2014/06/boehme\\_roedder.pdf](http://www.warnsignale.uni-hamburg.de/wp-content/uploads/2014/06/boehme_roedder.pdf)
- Catry Filipe Xavier, Rego F. C., Bugalho M. N., Lopes T., Silva J. S. & Moreira F., 2006: Effects of fire on tree survival and regeneration in a Mediterranean ecosystem. In Viegas, D. X. (Ed.), *Proceedings of the 5th International Conference on Forest Fire Research*. Figueira da Foz.
- Čaboun Vladimír, 2000: Spatial structure of forest and its effect on ecological stability. *Forestry Journal*, 46, 15-36.
- Čížek Lukáš & Miklín J., 2016: Chráněné druhy v chráněných územích: odsouzeny k bezzásahovosti? *Fórum ochrany přírody*, 2, 9-12.
- Čížek Lukáš, Roleček J. & Danihelka J., 2007: Celoplošná příprava půdy v lesích a její důsledky pro biodiverzitu. *Živa*, 6, 266-268.
- Dušek Jan & Čížek L., 2015: Ochrana a péče o ohrožená stanoviště. *Fórum ochrany přírody*, 2, 28-30.

- Fischer David & Rehak I., 2010: - Ekologie, etologie a variabilita ještěrky zelené, *Lacerta viridis*, z povltavské lokální populace ve středních Čechách, Zoo Praha. *Gazella*, 37, 50-167.
- Fórum ochrany přírody, Pastva v lese [online]. [cit. 2018-04-10]. Dostupné z: <http://www.forumochranyprirody.cz/pastva-v-lese>.
- Grime Philip John, 1977: Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *The American Naturalist*, 111, 1169-1194.
- Gvoždík Václav & Moravec J., 2015: *Anguis fragilis* Linnaeus, 1758 – slepýš křehký. 237-261 s. In J. Moravec (Ed.), *Fauna ČR, Plazi – Reptilia*. Vyd. 1. Praha: Academia, 531 s. ISBN 978-80-200-2416-9.
- Gvoždík Václav, Jandzik D., Lymberakis P., Jablonski D. & Moravec J., 2010: Slow worm, *Anguis fragilis* (Reptilia: Anguidae) as a species complex: Genetic structure reveals deep divergences. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 55, 460-472.
- Hédl Radim, Szabó P., Riedl V. & Kopecký M., 2011a: Tradiční lesní hospodaření ve střední Evropě I. Formy a podoby. *Živa*, 2, 61-63.
- Hédl Radim, Szabó P., Riedl V. & Kopecký M., 2011b: Tradiční lesní hospodaření ve střední Evropě II. Lesy jako ekosystém. *Živa*, 3, 108-110.
- Hošek Pavel & Storch D., 1999: Existuje konečná podoba přírodních společenstev-klimax? *Vesmír*, 78, 40.
- Chytrý Milan & Vicherek J., 1995: *Lesní vegetace Národního parku Podyjí/Thayatal*. 1. vyd. Praha: Academia. ISBN 80-200-0377-0.
- Ivanov Martin, 2015: Vývoj společenstev plazů ve střední Evropě v průběhu kenozoika se zvláštním zřetelem k šupinatým (Squamata). 15-46 s. In J. Moravec (Ed.), *Fauna ČR, Plazi – Reptilia*. Vyd. 1. Praha: Academia, 531 s. ISBN 978-80-200-2416-9.
- Jablonski Daniel, 2012: Kde se vzali naši hadi? *Naše příroda*, 4, 24-29.

- Jeřábková Lenka, Krása A., Zavadil V., Mikátová B. & Rozínek R., 2017: Červený seznam obojživelníků a plazů České republiky. 83-106 s. V K. Chobot & M. Němec (Ed.), Příroda Červený seznam ohrožených druhů České republiky Obratlovci. Vyd. 1. Praha: AOPK ČR, 183 s. ISBN 978-80-88076-46-9.
- Joger Ulrich, Fritz U., GUICKING D., KALYABINA-HAUF S., NAGY T. Z. & WINK M., 2007: Phylogeography of western Palaeartic reptiles – Spatial and temporal speciation patterns. *Zoologischer Anzeiger*, 246, 293-313.
- Jonášová Magdalena & Matějková I., 2007: Natural regeneration and vegetation changes in wet spruce forests after natural and artificial disturbances. *Canadian Journal of Forest Research*, 37, 1907-1914.
- Klembara Jozef, 2012: A new species of Pseudopus (Squamata, Anguillidae) from the early Miocene of Northwest Bohemia (Czech Republic). *Journal of Vertebrate Paleontology*, 4, 854 – 866.
- Kolář Filip, Matějů J, Lučanová M., Chlumská Z., Černá K., Prach J., Baláž V. & Falteisek L., 2012: Ochrana přírody z pohledu biologa: proč a jak chránit českou přírodu. 1. Vyd. Praha: *Dokořán*. ISBN 978-80-7363-414-8.
- Kolejka Jaromír, Klimánek M., Mikita T., Svoboda J., 2010: The windthrows in Šumava Mts. caused by the Kyrill windstorm and terrain participation in forest damage. *Geomorphologia Slovaca et Bohemica*, 10, 16-28.
- Konvička Martin, Čížek L. & Beneš J., 2005: Ohrožený hmyz nelesních stanovišť: ochrana a management. Olomouc: *Sagittaria*. ISBN 80-239-6590-5.
- Konvička Martin, Čížek L. & Beneš J., 2006: Ohrožený hmyz nížinných lesů: ochrana a management. 2. vyd. Olomouc: *Sagittaria*. ISBN 80-239-8801-8.
- Kulakowski Dominik, Seidl R., Holeksa J., Kuuluvainen T., Nagel T. A., Panayotov M., Svoboda M., Thorn S., Vacchiano G., Whitlock C., Wohlgemuth T. & Bebi P., 2017: A walk on the wild side: disturbance dynamics and the conservation and management of European mountain forest ecosystems. *Forest Ecology and Management*, 388, 120-131.

- Laska Grazyna, 2001: The disturbance and vegetation dynamics: a review and an alternative framework. *Plant Ecology*, 157, 77-99.
- Lepší Petr & Lepší M., 2016: Evoluce před očima ještě k diskuzi o bezzásahovosti v Národním parku Podyjí. *Fórum ochrany přírody*, 4, 10-12.
- Ložek Vojen, 1973: Příroda ve čtvrtohorách. Vyd. 1. Praha: *Academia*.
- Ložek Vojen, 2007: Zrcadlo minulosti Česká a Slovenská krajina v kvartéru. Vyd. 1. Praha: *Dokořán*. ISBN 978-80-7363-095-9.
- Ložek Vojen, 2009: Refugia, migrace a brány II. Ve světle dnešních poznatků. *Živa*, 5, 194-198.
- Mikátová Blanka & Vlašín M., 2012: Rozšíření a biologie užovky stromové (*Zamenis longissimus*) na území národních parků Podyjí a Thayatal a v jejich blízkém okolí. *Znojmo (Thayensia)*, 9, 51-81.
- Mikátová Blanka, Roth P. & Vlašín M., 1995: Ochrana plazů. 1. vyd. Praha: *Ministerstvo životního prostředí České republiky*. ISBN 80-853-6879-X.
- Mikátová Blanka; Vlašín M. & Zavadil V. (Eds.), 2001: Atlas rozšíření plazů v České republice: Atlas of the distribution of reptiles in the Czech Republic. Praha: *Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky*. ISBN 80-860-6450-6.
- Miklín Jan & Čížek L., 2016: Úspěšná sukcese, neúspěšná ochrana: šíření a houstnutí lesa ve vybraných chráněných územích jižní Moravy. *Výroční konference České geografické společnosti Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Pedagogická fakulta, katedra geografie 5. - 7. září 2016*, 45-54.
- Miklín Jan, Miklínová K. & Čížek L., 2016: Změny krajinného krytu na území Národního parku Podyjí mezi lety 1938 a 2014. *Thayensia (Znojmo)*, 13, 59-80.
- Moravec Jiří, 2015a: *Lacerta viridis* (Laurenti, 1768) – ještěrka zelená. 147-175 s. In J. Moravec (Ed.), *Fauna ČR, Plazi – Reptilia*. Vyd. 1. Praha: *Academia*, 531 s. ISBN 978-80-200-2416-9.
- Moravec Jiří, 2015b: *Natrix tessellata* (Laurenti, 1768) – užovka podplamatá. 364-393 s. In J. Moravec (Ed.), *Fauna ČR, Plazi – Reptilia*. Vyd. 1. Praha: *Academia*, 531 s. ISBN 978-80-200-2416-9.

- Moravec Jiří, 2015c: *Coronella austriaca* Laurenti, 1768 – užovka hladká. 283-300 s. In J. Moravec (Ed.), *Fauna ČR, Plazi – Reptilia*. Vyd. 1. Praha: Academia, 531 s. ISBN 978-80-200-2416-9.
- Moravec Jiří, 2015d: *Lacerta agilis* Linnaeus, 1758 – ještěrka obecná. 118-144 s. In J. Moravec (Ed.), *Fauna ČR, Plazi – Reptilia*. Vyd. 1. Praha: Academia, 531 s. ISBN 978-80-200-2416-9.
- Musilová Radka, 2011: Ekologie a status užovky stromové (*Zamenis longissimus*) v severozápadních Čechách. Praha, Autoreferát disertační práce. Česká zemědělská univerzita v Praze.
- Musilová Radka, Zavadil V., Kotlík P. & Moravec J., 2015: *Zamenis longissimus* (Laurenti, 1768) – užovka stromová. 304-333 s. In J. Moravec (Ed.), *Fauna ČR, Plazi – Reptilia*. Vyd. 1. Praha: Academia, 531 s. ISBN 978-80-200-2416-9.
- Musilová Radka, Zavadil V., Marková S. & Kotlík P., 2010: Relics of the Europe's warm past: Phylogeography of the Aesculapian snake. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 57, 1245-1252.
- Nečas Petr, Modrý D. & Zavadil V., 1997: Czech recent and fossil amphibians and reptiles: an atlas and field guide. Frankfurt am Main: Edition Chimaira. ISBN 3-930612-11-9.
- Novák Jan, Sádl J. & Svobodová-Svitavská H., 2012: Unusual vegetation stability in a lowland pine forest area (Doksy region, Czech Republic). *The holocene*, 22, 947-955.
- Pickett T. Steward & White P., 1985: The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Orlando, Fla.: *Academic Press*. ISBN 01-255-4520-7.
- Plesník Jan, 2010: Příroda jako proudící mozaika Co přinesly novější poznatky ekosystémové ekologie. *Ochrana přírody*, 3, 27-30.
- Plummer V. Michael & Ferner J. W., 2012: Marking Reptiles. In: *California*, s. 143-150. ISBN 9780520952072.
- Pokorný Petr, 2011: Neklidné časy: kapitoly ze společných dějin přírody a lidí. Vyd. 1. Praha: *Dokořán*. ISBN 978-80-7363-392-9.

- Prach Karel, 2001: Úvod do vegetační ekologie (Geobotaniky). Jihočeská universita v Českých Budějovicích.
- Reading J. Christopher, 1997: A proposed standard method for surveying reptiles on dry lowland heath. *Journal of Applied Ecology*, 34, 1057-1069.
- Reiterová Lenka & Škorpík M. (Eds.), 2012: Plán péče o Národní park Podyjí a jeho ochranné pásmo 2012-2020 [online]. [cit. 2018-04-15]. Dostupné z: [http://www.nppodyji.cz/uploads/soubory/publikace/Plan\\_pece\\_o\\_NP\\_Podyji\\_2012\\_2020.pdf](http://www.nppodyji.cz/uploads/soubory/publikace/Plan_pece_o_NP_Podyji_2012_2020.pdf).
- Roček Zbyněk, 2002: Historie obratlovců: evoluce, fylogeneze, systém. Vyd. 1. Praha: *Academia*, 512 s. ISBN 80-200-0858-6.
- Roleček Jan, 2007: Vegetace subkontinentálních doubrav ve střední a východní Evropě. Přírodovědecká fakulta, Masarykova univerzita, Brno.
- Řehounek Jiří, Řehouňková K. & Prach K., 2010: Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi. 1. vyd. České Budějovice: *Calla*. ISBN 978-80-87267-09-7.
- Sádlo Jiří, 2005: Krajina a revoluce: významné přelomy ve vývoji kulturní krajiny Českých zemí. Vyd. 1. Praha: *Malá Skála*. ISBN 80-867-7602-6.
- Schmitt Thomas & Varga Z., 2012: Extra-Mediterranean refugia: The rule and not the exception? *Frontiers in Zoology*. 9, 22-44.
- Správa Národního parku Podyjí [online]. [cit. 2018-04-12]. Dostupné z: <http://www.nppodyji.cz/pece-o-uzemi>.
- Správa Národního parku Podyjí [online]. [cit. 2018-04-15]. Dostupné z: <http://www.nppodyji.cz/prijezd-koni-do-podyji-se-opozdil-u-masovic-a-havraniku-se>.
- Šebek Pavel, Kozel P., Čížek L., Beneš J., Doležal J, Miklín J., Škorpík M. & Stejskal R., 2016: 25 let NP Podyjí Cíleným prosvětlováním lesa k podpoře biodiverzity hmyzu, obratlovců a rostlin. *Živa*, 4, 179-183.



- Šebek Pavel., Bace R., Bartoš M., Beneš J., Chlumská Z., Doležal J., Dvorský M., Kovář J., Machac O., Mikátová B., Perlík M., Plátek M., Poláková S., Škorpík M., Stejskal R., Svoboda M., Trnka F., Vlašín M., Zapletal M. & Čížek L., 2015: Does a minimal intervention approach threaten the biodiversity of protected areas? A multi-taxa short-term response to intervention in temperate oak-dominated forests. *Forest Ecology and Management*, 358, 80-89.
- Šifrová Helena, 2017: Genetická variabilita a kontaktní zóna dvou druhů slepýšů (*Anguis fragilis*, *A. colchica*) na území České a Slovenské republiky. Praha, Univerzita Karlova v Praze Přírodovědecká fakulta. Vedoucí práce RNDr. Václav Gvoždík, Ph.D.
- Škorpík Martin, 2015: Co může přinést a způsobit bezzásahový režim v NP Podyjí? *Fórum ochrany přírody*, 4, 17-23.
- Ursenbacher Sylvain, Carisson M., Helfer V., Tegelström H. & Fumagalli L., 2006: Phylogeography and Pleistocene refugia of the adder (*Vipera berus*) as inferred from mitochondrial DNA sequence data. *Molecular Ecology*, 15, 3425-3437.
- Vera F. W. 2000: Maria. Grazing ecology and forest history. Wallingford: *CABI Publishing*. ISBN 08-519-9442-3.
- Vlašín Mojmír & Mikátová B., 2007: Metodika sledování výskytu plazů v České republice. Vyd. 1. Brno: *ZO ČSOP Veronica*. Metodika (Český svaz ochránců přírody). ISBN 978-80-254-1344-9.
- Vlašín Mojmír & Mikátová B., 2015: Terénní výzkum plazů dostává ustálenou podobu. *Zooreport* [online]. [cit. 2018-03-20]. Dostupné z: [www.zoobrno.cz/download/CZ%20ZOO%20PROFI%20brezen\\_15%20K04.pdf](http://www.zoobrno.cz/download/CZ%20ZOO%20PROFI%20brezen_15%20K04.pdf).
- Voženílek Petr 2000: Ty zmije. Praha: Ministerstvo životního prostředí. ISBN 80-721-2156-1.
- Vrška Tomáš, 2016: Trochu informačního světla do temnoty bezzásahovosti. *Fórum ochrany přírody*, 1, 10-13.
- Zackrisson Olle, 1977: Influence of forest fires on the North Swedish boreal forest. *Oikos*, 29, 22-32.

Zákon č. 114/1992 Sb. o ochraně přírody a krajiny [online]. [cit. 2018-04-10].

Dostupné z:

[http://www.mzp.cz/www/platnalegislativa.nsf/58170589E7DC0591C125654B004E91C1/%24file/Z%20114\\_1992.pdf](http://www.mzp.cz/www/platnalegislativa.nsf/58170589E7DC0591C125654B004E91C1/%24file/Z%20114_1992.pdf)

Zavadil Vít & Moravec J., 2015: Příčiny ohrožení a ochrana našich plazů. 71-77 s. In J. Moravec (Ed.), Fauna ČR, Plazi – Reptilia. Vyd. 1. Praha: Academia, 531 s. ISBN 978-80-200-2416-9.

Zavadil Vít, Musilová R. & Mikátová B., 2008: Záchranný program užovky stromové (*Zamenis longissimus*) v České republice [online]. [cit. 2018-04-10]. Dostupné z: <http://www.zachranneprogramy.cz/uzovka-stromova/zachranny-program-zp>.

Zavadil Vít, Sádlo J. & Vojar J., 2011: Biotopy našich obojživelníků a jejich management: metodika AOPK ČR. Praha: *Agentura ochrany přírody a krajiny ČR*. ISBN 978-80-87457-18-4.