

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH
ZEMĚDĚLSKÁ FAKULTA

Studijní program: N4106 Zemědělská specializace

Studijní obor: Biologie a ochrana zájmových organismů

Katedra: Katedra biologických disciplín

Vedoucí katedry: doc. Mgr. Michal Berec, Ph.D.

Diplomová práce

Zámecké parky jako ohniska biodiversity?

Autor diplomové práce: Bc. Čeněk Pangrác

Vedoucí diplomové práce: doc. RNDr. Tomáš Kučera, Ph.D.

Prohlášení

Prohlašuji, že svou diplomovou práci jsem vypracoval svépomocí, pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu zdrojů.

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 10. 5. 2020

Podpis:

Poděkování

Děkuji svému školiteli doc. RNDr. Tomášovi Kučerovi, Ph.D., za vedení a připomínkování své práce, jakož i za pomoc při práci s daty a ochotu zařídit konzultaci, kdykoliv ji byla třeba. Dále bych chtěl poděkovat své rodině a drahé polovičce za trpělivost a psychickou podporu nejen při psaní diplomové práce, ale po celou dobu mého studia na VŠ.

Abstrakt

Tato diplomová práce se zabývá rozdíly mezi diversitou hmyzu zámeckých parků a hospodářského lesa, jakož i důležitostí zámeckých parků v rámci lokální biodiverzity hmyzu. Sběr dat probíhal na šesti lokalitách (Vlašim, Konopiště, Vrchotovy Janovice, Hluboká nad Vltavou, Český Krumlov a Třeboň). Během roku 2019 byly uskutečněny tři termíny sběrů dat – jarní, letní a podzimní. Data byla sbírána formou zemních pastí. Ačkoliv nebyl prokázán statisticky významný rozdíl v diversitě parků oproti lesům, přesto získaná data ukázala úzkou souvislost mezi diversitou hmyzu a diversitou rostlin a zároveň také indikační druhy pro plochy parků i pro plochy lesa. Důležitost zámeckých parků byla zjištěna primárně v intenzivně využívané krajině nebo krajině bez přírodních biotopů.

Klíčová slova: zemní pasti, diversita hmyzu, zámecké parky, biodiverzita, hospodářský les

Abstract

This thesis study differences between insect diversity of manor gardens and economic forest, as well as the importance of manor gardens within the local biodiversity of insects. Data were collected at six localities (Vlašim, Konopiště, Vrchotovy Janovice, Hluboká nad Vltavou, Český Krumlov and Třeboň). Carabids were collected in spring, summer and autumn terms during 2019. The specimens were collected via pitfall traps. There was inspected no statistically significant difference in the diversity values between gardens and forests. The individual data showed a close relation between insect and plant diversity, as well as indicative species for garden and forest areas. The importance of manor gardens was identified primarily in a landscape which is intensively used for agriculture or with a lower proportion of natural habitats.

Key words: pitfall traps, insect diversity, manor gardens, biodiversity, economic forest

Obsah

1. Úvod.....	8
2. Literární rešerše.....	9
2.1 Lesní kultury hospodářského lesa	9
2.1.1 Historie lesních kultur na našem území	9
2.1.2 Současný vývoj lesních kultur na našem území.....	11
2.2 Biodiversita a její hodnocení.....	12
2.2.1 Využití hmyzu na určení kvality biotopu.....	13
2.3 Problematika zemních pastí	19
2.4 Zámecké parky jako centra biodiversity	21
2.5 Historie zámeckých parků.....	22
3. Metodika	28
3.1 Zkoumané plochy.....	28
3.2 Metodika sběru.....	33
3.2.1 Zemní pasti.....	33
3.3 Zpracování dat.....	34
4. Výsledky	36
4.1 Celkové charakteristiky.....	36
4.2 Charakteristiky diversity na lokalitách.....	39
4.3 Společenstva brouků na zkoumaných plochách.....	40
5. Diskuze.....	44
6. Závěr	49
7. Seznam použitých zdrojů	50
8. Přílohy.....	58

1. Úvod

Zámecké parky tvoří v naší krajině poměrně běžný prvek. Tyto plochy jsou většinou staršího data založení. Skládají se z listnatých či smíšených porostů dřevin. Jak ovšem tyto plochy ovlivňují diversitu svého okolí? Je pro nás prospěšné je chránit a zachovávat v přirozeném stavu? Studie zaměřené na diversitu rostlin v parcích již byly dělány nebo jsou ve fázi rozpracování, avšak není mnoho údajů o diversitě zahrnující samotný hmyz v parcích na našem území.

Touto svou prací bych rád přispěl k doplnění informací o zámeckých parcích. Svůj výzkum jsem primárně zaměřil na brouky, jelikož některé čeledi brouků jsou vhodnými indikátory kvality prostředí.

Cílem mé práce bylo zjistit, zda jsou zámecké parky místem s vyšší diverzitou oproti okolním hospodářským lesům. Dalším cílem bylo zhodnocení významu těchto zahrad pro udržení druhové diversity v krajině.

2. Literární rešerše

2.1 Lesní kultury hospodářského lesa

Člověk již od nepaměti využívá lesy a jejich produkty ke svému užitku. Nejprve jako útočiště (Appleton, 1975), později jako zdroj paliva a materiálu na výrobu. Rozvoj lesnictví nastal v době, kdy přírodních lesů ubývalo a člověk si uvědomil nutnost dlouhodobého udržení lesa. První kroky při působení člověka na les (myšleno nejen kácení, ale i formování) byly formou pokus-omyl. Až od poloviny 18. století byla v tomto oboru využita vědecká činnost (Lenoch, 2014).

2.1.1 Historie lesních kultur na našem území

Na území České republiky se stav rostlinné vegetace vyvíjel nejprve díky dlouhodobému vlivu světového klimatu, a následně také geomorfologickým působením naší planety. Ve střední Evropě se člověk podílel na stavu vegetace již od neolitu. Okolo 7. století však jeho ovlivňování značně vzrostlo, primárně díky odlesňování. Tyto činnosti, trvající až do dnešní doby, zformovaly současný stav naší vegetace (Domes, 2001).

Území České republiky nebylo vždy zalesněné. Během poslední doby ledové se zde pravděpodobně rozkládala tundra. Až ke konci této doby (cca 14 000 př. n. l.) se začaly objevovat první vrbové pokryvy. Ty byly následovány břízou a borovicí (okolo 9 000 př. n. l.). Další zlomové období nastalo okolo roku 7 000 př. n. l., ve kterém se poprvé začaly vyskytovat duby, lísky a jilmy. Dubové smíšené lesy pomalu začaly převládat a přidávaly se k nim i další dřeviny, jako jasan, olše a jedle. Mezi lety 800–600 př. n. l. vrcholil výskyt habru.

Přibližně až do 16. století zůstávala spotřeba dřeva spíše mírnější, ale s rozvojem hornictví, zpracování rud a sklářství množství spotřebovávaného dřeva neúměrně vzrostlo a kvůli tomu byly vykáceny velmi rozsáhlé porosty lesů. Nejprve byly káceny lužní lesy, které se přetvářely na pole a louky. Jsou dochovány i zprávy, jež

potvrzují nadměrné kácení v 16. století na Českokrumlovsku, Netolicku, na Šumavě, v Krkonoších a dalších územích. Většinou se jednalo o tzv. vyklučování, což znamenalo přeměnu lesa na pole či pastvinu (Nožička, 1957). Jelikož v tomto období se oblíbenou kratochvílí panovníků stával lov, udržovala se kvůli tomu zvěř ve vysokých stavech, a tím pádem docházelo ke značným škodám.

V období husitských válek a během následné třicetileté války došlo k částečné regeneraci lesů, jednak díky poklesu počtu obyvatel, jednak díky zastavení rozvoje průmyslu na našem území. Na přelomu 17. a 18. století došlo opět k nadměrnému mýcení lesů, a to hlavně v horských oblastech, ve kterých se rozmohla pastva dobytka. Po průmyslové revoluci v 18. století se znovu ještě výrazněji zvýšila spotřeba dřeva do skláren a hutních průmyslů. Nastala nekontrolovaná těžba dřeva a decimace rozsáhlých lesních komplexů v okolí splavných řek a míst těžebních činností. V důsledku těžby dřeva také docházelo k přeměně lesní půdy na půdu ornou. V roce 1749 bylo na Černokostelecku dokonce navrženo, aby se v rámci úspory dřeva topilo v tamních cihelnách rákosem (Nožička, 1957).

Vývoj lesnictví jako takového má své historické kořeny v polovině 18. století. V této době se projevil kritický nedostatek dřeva v oblastech těžby a průmyslu. Za doby Marie Terezie mezi lety 1754 a 1756 byly vydány lesní řády, které omezovaly těžbu dříví pro hutě a zakazovaly přeměnu lesní půdy na ornou a pastevní. Ačkoliv se tyto řády mohly jevit jako dobré řešení, napomohly naopak pouze k intenzifikaci lesnictví a snaze o maximalizaci produktivity lesních porostů.

Do této doby nejen že ubývalo vlivem člověka lesní plochy, ale dokonce se měnila i druhová skladba. Díky dílu *Silesigrapia renovata* od Mikuláše Henelia z roku 1704 víme, že umělé šíření modřínu bylo významné právě v tomto období. Zmiňuje se, že z Krnovska bylo zasíláno značné množství modřínového semene na zakládání modřínových kultur v jiných částech Českých zemí. Právě v 18. století na nátlak vrchnosti a průmyslu začali lesníci s výsadbou odolných a rychle rostoucích dřevin; jednalo se hlavně o borovici a smrk, v menší míře také o modřín, jasan a javor. Dle historických záznamů se již v této době začaly vyskytovat první borové a smrkové monokultury (Nožička, 1957).

Kvůli snaze o zvýšení zisku dřeva z lesních porostů se také uvažovalo o pěstování cizokrajných dřevin. Jedním z prvních exotických stromů se stal kaštanovník setý,

a to již v době předbělohorské. Větší pěstební úsilí ovšem ukázal až hrabě Chotek na panství Nové Dvory průkopnické bylo pěstování kaštanovníků nejen kvůli plodům, ale také kvůli kvalitnímu a rychle rostoucímu dřevu. Další pěstovanou cizokrajnou dřevinou se stal trnovník akát, ten se objevoval hlavně od 60. let 18. století, například na Křivoklátsku, Židlochovicku a Valdické oboře u Jičína. První zmínka o pěstování borovice vejmutovky na našem území pochází z roku 1785 z Křivoklátska. Pro kompletní výčet budou dále uvedeny další cizokrajné dřeviny pěstované u nás v této době: borovice černá, cizokrajné druhy topolů, ořešák černý, platany a douglaska tisolistá (Nožička, 1957).

V tomto období se také přecházelo z techniky výmladkových porostů na vysokokmenné porosty. Zastoupení jedle na našem území v druhé polovině 18. století bylo záměrně snižováno kvůli její náchylnosti na holoseče. Své původní stavy si udržela až do 19. století jen na několika lokalitách České republiky, a to na Konopišťsku, Posázaví, Českokamenicku a několika dalších. Dle historických pramenů se na našem území v roce 1848 vyskytovaly z 83 % jehličnaté lesy, z 12 % smíšené lesy a pouze 5 % připadalo na listnaté lesy. Do roku 1900 podíl jehličnatých lesů nadále stoupal až na hodnotu 89,3 % (Nožička, 1957).

I když je zastoupení listnatých dřevin na našem území za posledních 200 let na velmi nízké úrovni, neznamená to, že lesníci se toto nesnažili změnit. Naopak již v začátcích výsadby monokultur bylo poukazováno na jejich nestabilitu a náchylnost ke kalamitním stavům. Ale i přes snahy některých osvědčených lesníků se nepodařilo dosáhnout změny, jelikož docházelo ke střetům lesnických, mysliveckých, ekonomických a technických zájmů (Neuhöferová, 2006).

2.1.2 Současný vývoj lesních kultur na našem území

Novodobý stav našich hospodářských lesů nelze hodnotit jako optimální, a to kvůli mnoha faktorům. Nejvýznamnější faktor, jenž ovlivňuje ekologickou stabilitu, dlouhodobou produkční schopnost, přírodní hodnotu a druhovou rozmanitost, je rozmach pěstování monokultur jak smrkových, tak borových. Mezi další faktory patří dále například negativní vliv chemických látek z dopravy a průmyslu na (nejen) horské lesy. Dále nesmíme opomenout vliv zvěře, která se díky nadměrným stavům

stává významným škůdcem. A v neposlední řadě musíme zmínit negativní vliv narůstajícího rekreačního využívání lesů (Moucha et Pelc, 2008).

Momentálně zaujímají lesy na území České republiky zhruba třetinu rozlohy. Abiotický faktor, jenž nejvíce ovlivňuje zdraví našich lesů, je aktuálně sucho, resp. výrazné teplo objevující se v letních měsících. Díky tomuto vlivu ztratila většina stromů schopnost se bránit (smolit) proti škůdcům (Lesnická práce, 2019). V návaznosti na tyto podmínky stromy usychají a jsou napadány škůdci, zejména kůrovci, kterým deficit vláhy u stromu plně vyhovuje. Ke konci roku 2018 zasáhla kůrovcová kalamita přibližně třetinu veškerého zalesněného území ČR. Ohroženy kůrovcem jsou však nejen smrky, ale i ostatní dřeviny, a to i listnaté. Jelikož je les významný ekologický činitel, poskytuje prostor pro mnoho druhů na něj vázaných, a to nejen obratlovců, ale i bezobratlých (Lesnická práce, 2019).

2.2 Biodiversita a její hodnocení

Biodiversita (biologická rozmanitost) je pojem označující všechny životní formy na Zemi včetně ekosystémů, jež modelují tyto formy. K současnému stavu biodiversity přispěly stovky milionů let evoluce a bohužel v posledních tisíciletích i vliv člověka (Gaston et Spicer, 2004).

V dnešní době se uznávají tři prostorové úrovně druhové diversity, které se navzájem prolínají a jsou klíčové pro zhodnocení a popis biologické rozmanitosti ve sledovaných oblastech. První úrovní je α -diversita, ta se uplatňuje při porovnávání počtu druhů mezi přírodními společenstvy (např. v odlišných geografických oblastech). Druhou úrovní je β -diversita. Pomocí této úrovně se vysvětluje změna druhového složení podél gradientu prostředí, případně zeměpisného gradientu. Poslední γ -diversita se používá při popisu krajiny jakožto celku či srovnání území ve větším zeměpisném měřítku. Lze ji přirovnat k počtu druhů v krajině, velkém území (region a stát odpovídá tzv. zásobníku druhů). Historický vývoj konkrétního území přímo ovlivňuje hodnoty této úrovně diversity (Whittaker, 1972).

Dle Jenkinse (2003) došlo za posledních 150–200 let vlivem lidské činnosti (rozvoji populace, vývoji moderních technologií, nárůstu dopravy aj.) ke změně,

či dokonce redukcí biodiversity, a to způsobováním disturbancí a stresy těmito činnostmi. Pokud se hovoří o redukcí biodiversity, myslí se tím její ztráta vlivem člověka. Je chápána jako výsledek snížení abundance a rozšíření druhů, zatímco vzroste abundance a rozšíření jiných druhů. Pokud jsme tedy svědky přemnožení, vymírání nebo úbytku ať již rostlinných či živočišných druhů v nepřírozené nebo urychlené formě, poté jsme svědky vlivu lidské populace na biodiverzitu (Odum et Barrett, 1971).

Vliv člověka na vodní hmyz zkoumali Kolář et al. (2016) a na základě odchytů dospěli k názoru, že systém hospodaření je pro hmyz velmi neprospěšný. Ve své práci zjistili přímý negativní vliv eutrofizace vodních ploch a toků na velikost populace a rozšíření potápníkovitých. Ačkoliv ve své práci zmiňují možnost přežívání druhů i ve velmi eutrofizovaných rybnících, zároveň také poukazují na snížení početnosti i druhové diversity.

2.2.1 Využití hmyzu na určení kvality biotopu

Ekologové se již po delší dobu zabývají otázkami diversity organismů, dále ji podrobují měření a zaobírají se hypotézami o jejich závislostech na vnějších faktorech (Barták, 2002). Indikátory biodiversity jsou předmětem studií díky relativně snadné možnosti využití na informování o stavu a trendech biodiversity (Brožová, 2004). Rainio a Niemelä (2003) tvrdí, že jejich využívání má celou škálu výhod. Bezesporu největším pozitivem je snížení nákladů, jelikož zkoumáním samotných indikátorů nemusíme zjišťovat komplexně celou biotu pro vyhodnocení různých vlivů.

Indikátory jsou důležité pro kvantitativní popis biodiversity, tento popis je díky nim jednoduchý a srozumitelný (Brožová, 2004). Indikátory by se měly vztahovat k politikám ovlivňujícím využívání krajiny, měly by korelovat se změnami, být vědecky obhajitelné, snadno hodnotitelné a mělo by být reálné získat data pro jejich vyhodnocení na širším území. Aby byl indikátor vhodný, měl by splňovat několik základních předpokladů. Za prvé by měla být dobře prozkoumána taxonomie, a s tím související ekologie, za druhé by měl žít na geograficky rozsáhlém území, mít

zvýšenou citlivost na vlastnosti prostředí a případnou změnu v těchto vlastnostech indikovat včas (Rainio et Niemelä, 2003).

Klasifikace pomocí indikátorů vychází z jednoduchého předpokladu. Organismy, jež se opakovaně nacházejí v určitém typu biotopu, je možno zpětně využít k určení tohoto biotopu. Takovéto indikace biotopů bývají vypracovány na podkladech dlouhodobých bionomických pozorováních (Chobot et al., 2005). Použití takovýchto indikátorů je ovšem limitováno skutečností, že je lze použít pouze v prostředí, ve kterém byly klasifikovány, jelikož odlišné faktory omezují druhy v odlišném prostředí. Aby byla skupina organismů indikační, je třeba mít velký počet systematických skupin. Pro Českou republiku byly zpracovány klasifikace pro malý počet skupin bezobratlých. Nejdříve byly zpracovány klasifikace pro pavouky, poté pro stěvlíky, drabčíky, a nakonec využívající mravence (Jahnová, 2011).

2.2.1.1 *Carabidae*

Stěvlíkovití, patřící mezi velmi početné skupiny, obývají agroekosystémy i přirozené ekosystémy celého světa. Popsáno bylo již více než 40 000 druhů, na Evropu z toho připadá okolo 2 700 druhů (Kromp, 1999).

U většiny druhů je povrch těla velmi sklerotizován, výjimečně se vyskytují druhy s měkkými a tenkými krovkami. Barva je velmi variabilní, a to nejen mezi druhy, ale také mezi jedinci jednoho druhu. Převažuje sice černá nebo tmavě hnědá barva, ale vyskytují se také mosazní, zelení, modří, zlatolesklí a mnohé další barevné odstíny. Obecně by se dalo konstatovat, že ty druhy, které se vyznačují denní aktivitou, jsou zbarvené výrazněji. Rozdíl v lesklosti nebo matnosti je do značné míry ovlivněn hladkostí a strukturností povrchu těla. Hlavu mají rovnoběžně s osou těla. Předohruď, respektive její horní část, tvoří obvykle srdčitý štít. Spodní strana předohrudí utváří v oblasti mezi předními kyčlemi výběžek, jehož tvar, případně vroubení, jsou používány pro taxonomické určení. Krovky, vyrůstající ze středohrudí, kryjí pár blanitých křídel, jež vyrůstají ze zadohrudí. Křídla jsou ovšem u většiny druhů redukována buď úplně, nebo alespoň částečně. Mezi druhy je rozdíl v délce křídel, tento rozdíl může být patrný i mezi různými populacemi téhož druhu. Končetiny většiny druhů jsou běhavé. Samci mají svůj pohlavní orgán v klidu

uschován v koncové části zadečku. Samice mají pohlavní orgány vnější (kladélko), to je tvořeno párem stylů (Hůrka, 1996).

Vývoj druhů v našem mírném podnebném pásu je většinou jednoletý, občas se může stát, že část populace přezimuje a na jaře založí druhou generaci (Kromp, 1999). Střevlíkovití se vyznačují proměnou dokonalou. Jejich larvy jsou protáhlého tvaru s velmi rozměrnými kusadly. Předposlední článek na zadečku je osazen většinou párem pevných nebo pohyblivých štětů. Larvy pro svou přeměnu na dospělé využívají kukelní komůrky v půdě (Hůrka, 2005).

Dle Hůrky (1996) je většina druhů na našem území potravně nesespecializovaná. Převážně se o nich dá hovořit jako o masožravcích, kteří aktivně vyhledávají kořist, a to buď bezobratlé, nebo uhynulé drobné obratlovce. Malá část druhů je označována za potravní specialisty. Jejich specializace může být například na housenky motýlů, plicnaté plže nebo larvy drabčků. Jsou známí i specializovaní býložravci (*Zabrus*, *Ophonus*).

Stanovištní preference u střevlíků není nijak konkrétní. Obývají biotopy od mokrých, bažinatých nebo pobřežních až po suché stepní nebo pouštní. Obvykle se vyskytují na povrchu půdy (pod kameny, pod kůrou atd.), mohou ale žít i v trouchnivém dřevu nebo na keřích a stromech. Dokonce jsou známy i druhy žijící hluboko v půdě (mikrokavernikolní) a druhy žijící v jeskyních. Většina druhů žijících na našem území je vlhkomilná s noční aktivitou (Hůrka, 1996).

Farkač a Hůrka (2003) zjistili, že většina střevlíkovitých nemá vazbu na konkrétní vegetační kryt, ale jejich vazba spočívá v mikroklimatických stanovištních podmínkách. Tímto je myšleno pH podkladu, vlhkost, oslunění, nadmořská výška a s tím související teplota, typ lesa a další.

Střevlíkovití jsou dle Thiela (1977), Löveie a Sunderlanda (1996) a Niemala (2001) výhodná indikační skupina vzhledem ke své citlivosti na změny v životním prostředí způsobené člověkem. Urbanizace, zemědělství, lesnictví, znečištění půdy, ale i turistika jsou nejčastější disturbance způsobené člověkem (Avgin et Luff, 2010). Dalším pozitivem k využití tohoto druhu jako indikační skupiny určitých vlivů je také jejich velmi dobře prozkoumaná taxonomie i ekologie (Lövei, a Sunderland 1996), vyjma druhů v Austrálii a Africe, kde nám tato data chybí (Niemelä, 2001).

K popisu druhů na území České republiky přispěl Kult (1947), jenž vypracoval klíč k určování střevlíkovitých a rozdělil je na užitečné, škodlivé a bezvýznamné z hlediska národohospodářského. Popsal zde 361 druhů pro území Čech a 399 pro teritorium Moravy. Ve Slezsku se o podobné rozdělení zasloužili Stanovský a Pulpán (2006). Hůrka (1996) vytvořil kompletní monografický přehled Carabidae na našem území.

Další důvod, proč je tato skupina vhodná pro bioindikaci kvality prostředí, je možnost jednoduchého a účinného sběru jedinců. Nejvíce využívaným způsobem pro tyto odběry je metoda zemních pastí (Bezděk, 2001). Dalšími vhodnými a účinnými metodami jsou například individuální sběr na vhodných stanovištích, sběr prosevem opadu a hrabanky, sběr na rostlinách nebo sběr na světlo (Hůrka, 1992, 1996). Více způsobů sběru jedinců doporučuje i Dykyjová et al. (1989) a Vysoký (2010). Pro zajištění věrohodnosti dat je žádoucí sběry opakovat v průběhu celé sezony a ideálně i několik sezon po sobě. Tímto opatřením se odstraní rozdíl v aktivitách mezi určitými druhy v průběhu roku (Porhajašová et al., 2008).

Již v roce 1955 navrhl v Německu Heydemann použití střevlíkovitých jako bioindikátorů. Toto použití by pracovalo na principu rozřazení chycených druhů do indikačních skupin. Odchycené druhy se přiřadí do základních skupin a podíl druhů v těchto skupinách určuje kvalitu studovaného území (Hůrka et al., 1996). Takovýto výzkum je třeba opakovat po dobu několika let, abychom měli statisticky průkazné výsledky (Irmeler, 2003; Kromp, 1999). Před samotným výzkumem je také nutno si promyslet počet pastí a jejich prostorové uspořádání, abychom pokryli co největší druhové spektrum na daném území (Obrtel, 1971; Soviš, 2010).

Dle Hůrky et al. (1996) máme vymezeny tři základní skupiny druhů a poddruhů střevlíkovitých na našem území. Princip rozlišení těchto skupin je rozdíl ve vázanosti na stanoviště a šíře ekologické valence taxonů. Skupiny jsou to R, A a E.

Skupina R obsahuje druhy s nejužší ekologickou valencí. Tyto druhy mají nyní charakter reliktní. Všeobecně by se dalo říct, že to jsou druhy vzácné a ohrožené, vyskytující se v přirozených a nepoškozených ekosystémech, jako jsou sutě, skalní stepi, vřesoviště, klimaxové lesy, bažiny, močály a další. Dále jsou to druhy, jež mají arктоalpinní a boreomontánní rozšíření. Na území České republiky patří do této

skupiny 174 druhů a poddruhů, jedná se tedy přibližně o třetinu všech taxonů u nás (Hůrka et al., 1996).

Další skupina je skupina A. Sem patří druhy více adaptabilní, které se vyskytují na více či méně přirozených, nebo přirozenému stavu podobných, stanovištích. Osidlují i druhotně regenerované biotopy, jež jsou v dobrém stavu, zejména pak v okolí vodních ploch. Jedná se o nejpočetnější skupinu, jež obsahuje druhy lesní (i umělé lesy), pobřežní, luční, pastvinné a paraklimaxové. Čítá 259 druhů a poddruhů, tedy okolo 49 % všech taxonů na našem území (Hůrka et al., 1996).

Poslední skupina E je tvořena tzv. eurytopními druhy. Tyto druhy většinou nekladou speciální nároky na podmínky a kvalitu prostředí. Spadají sem druhy nestabilních, měnících se stanovišť a druhy obývající člověkem velmi pozměněnou (poškozenou) krajinu. Do této kategorie patří i druhy expanzivně se šířící. Nalézají se zde 93 druhů a poddruhů, což je přibližně 18 % všech taxonů (Hůrka et al., 1996).

2.2.1.2 *Staphylinidae*

Drabčíkovití patří mezi skupinu, jež je druhově jednou z nejpočetnějších mezi brouky. Řadí se sem více než 45 000 druhů v celosvětovém měřítku, a je velmi pravděpodobné, že více jak 75 % druhů z tropických oblastí ještě ani nebylo popsáno. Na území střední Evropy se z celkového počtu vyskytuje asi 1 600 druhů (Balog et al., 2009). Na našem území se dle Boháče et al. (2007) vyskytuje asi 1 400 druhů a jedná se tudíž o největší skupinu brouků u nás. Pro druhy střední Evropy je zpracován podrobný klíč od Lohse et al. (1974).

V rámci střední Evropy se velikost těla drabčíků pohybuje v rozmezí 1 až 35 mm. Primárním rozlišovacím znakem, který je vyděluje od ostatních skupin brouků, jsou jejich zkrácené krovky, jež kryjí jen z části jejich zadeček. Tvar těla mají oválný a protáhlý, barva může být černá, tmavě hnědá či nažloutlá, ostatní barvy se vyskytují vzácně. Křídla mají složena pod krátkými krovkami, a to velmi důmyslným způsobem. Prakticky všechny druhy mají vyvinuté pachové žlázy na konci zadečku, jež mají obranou funkci (Boháč et Matějček, 2003; Hůrka, 2005).

Kulatá nebo oválná vajíčka mají velmi dobře vyvinutý chorion. Když se vyvíjejí, absorbují vodu a díky tomu zvětšují svou velikost (Boháč et Matějček, 2003). Jejich larvy jsou velmi dobře rozeznatelné od larev ostatních skupin brouků díky přítomnosti článkovitého přívěsku na konci devátého článku zadečku (Boháč, 1999). Larvy mají protáhlý a štíhlý tvar, vyvíjejí se přes 3 instary. I přes svůj nezaměnitelný vzhled jsou málo známy, primárně kvůli jejich skrytému způsobu života v půdě. Kuklí se v kukelní komůrce, jež si vytvářejí v půdě (Boháč et Matějček, 2003; Hůrka, 2005).

Drabčáci žijí ve většině z typů terestrických ekosystémů. Přibližně polovina druhů tvoří součást opadu a je tak významnou složkou půdní fauny. Významný počet druhů je závislý na původních lesních porostech či mokřadních nebo lesostepních biotopech (Boháč, 2007). Jsou dokonce i druhy vázané na hnízda drobných savců nebo ptáků či kolonie sociálního hmyzu. Díky specifickému mikroklimatu těchto hnízd mají stálost prostředí a potravu jim zajišťuje ostatní drobný hmyz (roztoci, blechy atd.). Variabilita ve využívání hnízd ostatních druhů je u drabčáků velká, ať je využívají pouze larvy pro vývoj nebo i dospělí jedinci (Boháč et Matějček, 2003).

Tato skupina brouků je z větší části dravá, larvy i dospělci, a jsou vázáni na rozkládající se organické látky. I zde se ale najdou býložravé druhy, jež se živí řasami, houbami či částmi květů (Hůrka, 2005). Drabčíkovití mají mnohem rozmanitější potravní vztahy než střevlíkovití, proto je možno je použít jako základ pro klasifikaci životních skupin (Boháč et Matějček, 2003).

Drabčíky lze dělit do tří ekologických skupin v návaznosti na jejich ekologické nároky. První skupinou je R1. V ní se nacházejí druhy, které osidlují biotopy nejméně ovlivněné lidskou činností. Primárně se jedná o druhy s boreomontánním, boeroalpinním a arktoalpinním rozšířením. Dále sem patří druhy, jež mají rozšíření v původních lesních porostech, rašeliništích atd. Do druhé skupiny, R2, se řadí druhy, které žijí na stanovištích středně ovlivněných lidskou činností. Jedná se například o druhy kulturních lesů, druhy neregulovaných a původnějších břehů vodních toků. Poslední skupina, E, je zastoupena druhy ze stanovišť silně ovlivněných člověkem, například z odlesněných ploch (Boháč, 1999).

Rozdělení nejen drabčáků, ale i střevlíků do ekologických skupin lze efektivně využít pro zjištění vlivu člověka na prostředí (ISD). Biotop nebo společenstvo nejvíce

antropogenně ovlivněné má hodnotu ISD blízkou 0, naproti tomu nejméně ovlivněné se blíží číslu 100. Výhoda tohoto indexu spočívá ve snadné charakterizaci společenstva a jeho ovlivnění člověkem (Boháč, 1999).

Dle Boháče (1999) jsou drabčíkovití vhodnějšími indikátory z důvodu jejich zvýšené citlivosti na aktivity člověka a na změny prostředí než střevlíkovití. V praxi se ovšem využívají méně, jelikož se mnohem obtížněji determinují. S tímto tvrzením o obtížnější determinaci se ztotožňují i Honěk a Kocian (2003).

2.3 Problematika zemních pastí

Metoda odchyty pomocí zemních pastí je jedna z nejčastěji využívaných pro studium organismů, které se pohybují po povrchu země. Její princip spočívá v zakopání nádoby do země tak, aby její okraj byl zároveň s úrovní půdy. Organismus, který se pohybuje po povrchu půdy, poté spadne do nádoby, když se místem s pastí snaží proběhnout. Z tohoto vyplývá, že tato metoda je závislá na pohybové aktivitě organismu. Je možno umístit atraktant do pastí a tím zvýšit šanci na odchyt organismu, případně do pastí dát nějaké imobilizační činidlo nebo nedávat nic. Každá z těchto metod má svůj vlastní efekt na odchyt (Southwood et Henderson, 2000).

Fairweather (1990) varuje před nadměrným používáním zemních pastí se smrtícím imobilizačním činidlem, jelikož by dle něj mohlo dojít ke kaskádovému efektu.

Jeden ze zkoumaných vlivů pastí na odchyt byla její barva. Například Kirk (1984) zjistil, že bílé pastí přitahují hlavně dvě skupiny, a to Diptera a Hymenoptera, toto tvrzení potvrzuje i Ssymank (1991). Bucholz et al. (2010) ve své práci zjistili, že bílé a žlutě zbarvené pastí na otevřené louce nejvíce lákají brouky (Carabidae) a pavouky, což by dle nich mohlo být způsobeno ostrým kontrastem mezi barvou pastí a prostředím. Tento kontrast by totiž mohl znázorňovat potencionální kořist. Jejich zjištění by mohla potvrzovat i studie Van der Drifta (1951), který tvrdí, že brouci rodu *Notiophilus* se řídí výhradně zrakem. Také Foelix (1992) zjistil, že pavouci čeledí Thomisidae, Salticidae a Lycosidae se orientují výhradně zrakem a mohou reagovat na kontrast barev. Bucholz et al. (2010) ve své práci dále zjistil, že další dvě

skupiny hmyzu ovlivněné světlými barvami jsou Diptera a Apidae, což se dle něj dá očekávat, vzhledem k tomu, že barva květů, kterými se živí, je většinou bílá nebo žlutá (Mühlenberg, 1993). Oproti tomu čeleď Vespinae nebyla barvou pastí ovlivněna. Zástupci z této skupiny nejsou typičtí opylovači, tudíž nejsou lákáni barvou květů (Bucholz et al., 2010). Tmavé barvy pastí (zelená a hnědá) nemají vliv na chycené druhy, sice se ukázalo, že Isopody jsou lákány tmavými barvami více, ale dle studie Suttona (1980) se jedná pouze o životní nároky této skupiny, která raději vyhledává tmavá a vlhká místa, k tomuto tvrzení se přiklání i studie Suttona a Holdicha (1984).

Dalším zkoumaným vlivem na odchyt bezobratlých je přítomnost stříšky nad zemní pastí. Bucholz a Hannig (2009) zkoumali tuto problematiku hlouběji, dokonce i s různými barvami stříšky (zelená, bílá a černá). Zjistili, že možná souvislost je u chycených druhů lesních pavouků, kteří mohou vyhledávat stín stříšky, ovšem nepodařilo se jim to statisticky dokázat, a tak nehledě na přítomnost stříšky nebo její barvu zůstal sběr neovlivněn. I přes negativní výsledek ovšem Bucholz a Hannig (2009) poukazují na fakt, že v jiných biotopech (výzkum prováděli na suché travnaté louce) možný vliv je. Například v lesních biotopech, může opad listí ovlivnit nezakrytou past stejně jako barva stříšky, přičemž pod tmavým zákrytem se může akumulovat více tepla, a tak by mohla být atraktivnější pro teplomilnější druhy.

Mezi faktory, které byly zkoumané s možným vlivem na odchyt bezobratlých, se řadí i přítomnost, případně složení, imobilizačního činidla. Touto problematikou se zabývali Weeks a McIntyre (1997). Používali 4 druhy pastí, bez činidla, s vodou, s ethylen glykolem a propylen glykolem. Již Greenslade a Greenslade (1971) si všimli, že činidlo může působit jako atraktant nebo repelent v porovnání se suchou pastí (bez činidla). V době výzkumu této problematiky se velmi často používala voda jako činidlo, ovšem Southwood (1966) zjistil, že na některé druhy působí právě jako repelent. Ethylen glykol, který je levný na pořízení, může naopak pro určité druhy působit jako atraktant (Adis, 1979) a dokonce je toxický pro prostředí (Hall, 1991). Mitchell (1963) zjistil, že v suchých pastech je chycen mnohem nižší počet druhů. Což dle něj mohlo být zapříčiněno predací uvnitř pastí dravými druhy (Carabidae, Arachnidae atd.) v tomto se s ním shodují i Weeks a McIntyre (1997). Pastí s ethylen a propylen glykolem chytily nejvíce druhů, zatímco pastí s vodou nejméně, z čehož vyplývá, že voda jakožto imobilizační činidlo je nejméně vhodná

(Weeks et McIntyre, 1997). Ačkoliv Weeks a McIntyre (1997) zjistili, že jsou druhy, které byly chyceny pouze do pastí s konkrétním činidlem, tak tyto rozdílly nejsou významné a sami doporučují použití propylen glykolu, jelikož je méně toxický pro prostředí.

2.4 Zámecké parky jako centra biodiversity

V druhé polovině 20. století v Evropě degradovaly a zanikaly přirozené biotopy, vlivem zvýšeného využívání krajiny, konkrétně intenzifikací zemědělství a zastavováním území (Vos et Meekes, 1999; Van Claster et al, 2008). Nynější ochrana biodiversity rostlin a živočichů se zabývá hlavně problémy s fragmentací a ztrátou přirozených stanovišť (Šantrůčková et al., 2016).

Historické zahrady zakládané mezi 16. a 19. stoletím jsou primárně hodnoceny díky jejich přínosu pro kulturu, estetiku a rekreaci (Cranz et Boland, 2004), avšak výzkumy realizované v posledních letech dokazují účinek ekosystémových funkcí těchto zahrad a jejich velký přínos pro lokální diversitu, zejména pak ve velmi urbanizovaných lokalitách (Anderson et al., 2015; Cornelis et Hermy, 2004; Langemeyer et al., 2015), ale také na venkově (Walerzak et al., 2015; Löhmus et Liira, 2013). Již při tvorbě těchto zahrad/parků bývalo často původní přirozené stanoviště zachováno (např. druhově bohatá louka nebo přirozený les) a začleněno, aby zvýšilo celkovou prestiž zahrad. Díky tomu se vlivem času i nově založené louky a mladé porosty staly více méně přirozeným stanovištěm, obzvláště v méně udržovaných partiích zahrad (Liira et al., 2012; Glendell et Vaughan, 2002). Právě části zahrad, které se podobou blíží přirozeným stanovištím, jsou důkazem toho, jak lze díky jednoduché a účinné péči dosáhnout ploch vhodných k druhové i stanovištní ochraně (Kümmerling et Müller, 2012).

Šantrůčková et al. (2016) zjistila, že rozdíl v podílu přirozených biotopů v parcích, které se nacházely v krajině velmi ovlivněné člověkem, a parcích nacházejících se v krajině méně ovlivněné, není výrazný. Naproti tomu podíl v přirozených stanovištích mezi parky a okolní krajinou byl významný, obzvláště v urbanizovaných krajinách. To potvrzuje zjištění dalších autorů, kteří tvrdí, že zámecké parky mohou poskytovat útočiště chráněným a ohroženým druhům rostlin a živočichů

(Sukopp, 1968; Peschel, 2000; Ignatieva et Konechnaya, 2004). Liira et al. (2012) tvrdí, že části zámeckých zahrad a parků, kde rostou méně udržované dřeviny, mohou sloužit jako útočiště pro druhy úzce vázané na přirozené lesní stanoviště. Kowarik (1998) předkládá hypotézu, že vodní plochy v zámeckých parcích jsou výrazným ekologickým prvkem, jelikož jejich vody bývají méně eutrofizované a využívané člověkem nežli ty v okolní krajině. Tím pádem mohou sloužit mnohým vodním organismům, které se nedokážou přizpůsobit životu v urbanizované krajině.

2.5 Historie zámeckých parků

Park či zahrada je místo, které je člověkem ohraničené od vnějšího prostředí (např. vlivem pastvy) a přizpůsobené k rekreačnímu či reprezentačnímu účelu. Jak park, tak zahrada by měly být nějakým způsobem kultivovány (van Erp-Houtepen, 1986).

Ačkoliv nevíme, kdy přesně, ani kde přesně první zahrady vznikly, celkem snadno si dovedeme představit, že to muselo být po usazení našich předků na jednom místě (Turner, 2005). Zemědělství, první města, a tím pádem i zahrady vznikly v západní Asii. Mnoho lidí se domnívá, že první okrasné zahrady byly vytvořeny ženou (Turner, 2005).

Každý park má své funkce, pro které byl založen nebo kvůli kterým je udržován. Tyto funkce se postupem času měnily. Jedná se o funkce rekreační, reprezentační, sbírkové, edukační, užitkové a správní. V prvopočátcích zakládání parků se jednalo primárně o funkce reprezentační a sbírkové, jelikož mít rozsáhlé sbírky například exotických rostlin bylo v minulých dobách považováno za známku luxusu. Postupem času se připojila funkce rekreační, edukační a užitková, lidé zjistili, že trávit volný čas v parku je příjemná záležitost a s rozvojem botaniky, dendrologie a ostatních věd se o parky a jejich sbírky začali zajímat také vědci. Zámecké parky se staly také dobrým místem pro divadelní vystoupení, domlouvání politických nebo obchodních záležitostí a další. Správní funkce se přidala jako jedna z posledních, a to s rozvojem chráněných území, přírodních památek a ekologicky významných lokalit. Vlastnictví zámeckých parků se pojilo se zámky, u nichž se nacházejí. Postupem času, kdy

docházelo k přesunu ze soukromého vlastnictví do veřejného, parky se také otevřely široké veřejnosti (Hendrych, 2005).

Zámecké parky navazují na předchozí zahrady a již od svého prvopočátku mění svou podobu. Ta závisela na dobových názorech a trendech. Ačkoliv se vzhled zahrad a parků postupně měnil, jejich účel – poskytnout člověku mj. možnost být blíže přírodě a relaxovat – přetrvával. (Dokoupil et al., 1957). Patrné to bylo zejména s rozvojem tzv. krajinářského slohu, který má prapůvod v romantických myšlenkách návratu k přírodě. Původní formální či užitkové zahrady tak byly rozšiřovány o plochy bažantnic a obor tak, aby splnily požadavek na prostorové uspořádání. Centrální přehledná travnatá část je lemována kulisou vzrostlých dřevin, se solitérními pohledově atraktivními druhy či skupinami v ploše. Klikací cesty pak poskytují divákovi atraktivní výhledy zahrnující tvarové (koruny) či barevné kontrasty (Stibral, 2013).

2.5.1 Zámecký park Hluboká nad Vltavou

Na skalnatém návrší nad řekou Vltavou byl ve 13. století založen královský hrad Hluboká. Okolo roku 1490 byla zkulturnována krajina pod hradem a také založeny vinice na jižní straně. V roce 1743 bylo zbouráno opevnění u zámku a zřízeny byly první zeleninové zahrady, které využívaly primárně knížecí úředníci (Obrázek 23). V letech 1839–1872 probíhala přestavba zámku do neogotického slohu a s tím bylo spojeno i založení zámeckého parku, které měl na starosti zahradník Gervasus Immelin. Park byl rozšířen o přilehlé prostory, do nichž bylo v roce 1851 vysazeno 11 600 stromů a posléze v roce 1856 dalších 2 180 exotických dřevin. Dokončovací práce v parku probíhaly v letech 1854–1864 pod vedením zahradníka Rudolfa Wáchy. V 70. letech 20. století byly obnoveny parterové zahrady v okolí zámku dle projektu Ivo Hofmana. V 90. letech 20. století proběhla regenerace krajinářského parku dle projektu Věry Hrubé. V roce 1997 bylo opraveno a po dlouhé době opět napuštěno jezírko ve střední části parku. Dnes má park charakter přírodně krajinářského lesoparku a díky prostorové vazbě na lesní komplex Poněšické obory patří z přírodovědeckého hlediska k nejzachovalejším parkům v ČR (NPÚ, 2013).

2.5.2 Zámecký park Český Krumlov

Přibližně současná podoba zámeckého park v Českém Krumlově byla utvořena v 70. letech 17. století za vlády knížete Jana Kristiána I. z Eggenberku. Mezi lety 1678–1683 nechal kníže vyrovnat terén na kopci nad zámek a ohradit jej obvodovou zdí ve tvaru obdélníku. V těchto letech byl také zřízen rybník v parku, který nebyl ze začátku v ohrazené ploše parku. Roku 1730 začala výstavba vodního stroje, který měl zajistit dostatečné množství vody pro zámecký rybník a pro provoz zahradních fontán (Obrázek 20). Tento stroj byl dokončen o rok později a byl v provozu až do roku 1827, kdy se porouchal. Zahrada prošla řadou renovací a změn, od barokního stylu, přes rokoko až po romantický styl (Obrázek 21). O zahradu se intenzivně dbalo až do roku 1940, kdy skončila její správa Schwarzenbergů. V poválečném období se stav zahrady velmi zhoršil, zejména v důsledku nedostatku pracovních sil. Na sklonku 60. let bylo přikročeno k celkové památkové obnově zahrady. Studium a tvorbou projektu se zabýval Ivo Hofman, který se inspiroval stavem zahrady z roku 1779, tedy jejím vrcholným obdobím. Plán projektu byl naplněn jen z části, jelikož českokrumlovská veřejnost byla zásadně proti kácení vzrostlých stromů v parku (Státní hrad a zámek Český Krumlov, 2000).

2.5.3 Park u hrobky Schwarzenbergů Třeboň

Park byl založen roku 1875 v souvislosti s výstavbou gotické Schwarzenberské hrobky na břehu rybníka Svět (Obrázek 22). Její výstavba započala 14. 7. 1874 a vysvěcena byla 29. 7. 1877, stavěna byla z důvodu nedostatečné kapacity a hygienických nároků hřbitova sv. Jiljí. Park byl upraven v anglickém stylu s rozlohou okolo 17 hektarů. Navržen byl zahradníkem Rudolfem Wáchou a vysázeno zde bylo 2000 stromů a 40 druhů vzácných dřevin. Před vybudováním hrobky a parku se zde nalézaly pole, louky a bažantnice. Schwarzenbergové museli vykoupit pozemky na dnešním území parku od místních sedláků. Zakládání samotného parku proběhlo na dvě etapy. První započala už v roce 1858, kdy nařídil tehdejší kníže Schwarzenberg obstarat sazenice 450 smrků, 225 dubů, 110 buků a 115 bříz, avšak z finančních důvodů byla stavba parku přerušena. Konečná fáze

výstavby se uskutečnila v již zmíněném roce 1875, ve kterém se dovezlo 600 buků, 1000 dubů a 400 habrů (Ehrlichet Pavlátová, 2004).

2.5.4 Zámecký park Vrchotovy Janovice

Park se začal utvářet již ve druhé polovině 16. století, když se páni z Říčan rozhodli přestavět tehdejší středověkou vodní tvrz v modernější renesanční zámek. Za období správy Arnošta Františka ml. hraběte z Vrtby v 60. letech 18. století byla založena okrasná zahrada v návaznosti na barokní úpravy zámku. Okolo poloviny 19. století, za správy Josefa Vratislava z Mitrovic, byl založen krajinářský park v jihovýchodní části pozemku u zámku. Po odkoupení panství v roce 1879 Karlem Nádherným z Borutína se na základě návrhů Eduarda Fialy začal park opět upravovat. Louky byly přeměněny na okrasné záhony se složitými květinovými obrazci. Byly vytvořeny klenuté mostky přes potoky. A vznikla také nová posezení v parku pro hosty. Park byl také rozšířen o plochu vysušeného Městečského rybníka, na této nově získané ploše byl založen sad a zelinářská zahrada. Jeden z největších vlivů na park měla Sidonie Nádherná. Jelikož měla jak k zámku, tak k parku velmi vřelý vztah, tak velmi dbala na jejich podobu. V období 30. let 20. století bylo založeno alpinum na terasách v severovýchodní části parku. Roku 1944 musela Sidonie park opustit z důvodů vystěhování německými vojsky. Celý prostor Janovic se stal součástí německého výcvikového prostoru a park za tuto dobu pustl. Po válce se Sidonie velmi intenzivně snažila o návrat jeho původní podoby, avšak ta byla přerušena komunistickou mocí. Sidonie musela odejít do exilu a park se zámek byly zestátněny. Záchrana parku přišla v roce 1957, kdy jej do vlastnictví získalo Národní muzeum. To se snaží o znovuoobnovení jeho podoby z doby Sidonie Nádherné, tato rehabilitace probíhala postupně a dnes je park ve velmi pěkném stavu (Městys Vrchotovy Janovice, 2020).

2.5.5 Zámecký park Konopiště

Historie parku úzce souvisí již se samotnou výstavbou zámku. Zámek byl postaven na konci 13. století, a to jako hrad s obranými prvky. Prvně zde vznikaly pouze

zahradní úpravy opevňovacích valů v okolí hradu. V období renesance se ovšem charakter zámku i jeho okolí změnil. V roce 1602 získala do svého vlastnictví zámek Dorota Hodějovská z Hodějova a ta jej nechala přestavět na renesanční sídlo. Bohužel se nedochovaly zprávy o přesných změnách v okolí zámku, ale s renesanční přestavbou bylo zřejmě spjato i rozšíření zahrad. V 18. století poté získal zámek do vlastnictví rod Vrtbů. Ti nechali vybudovat na východní straně zámku barokní zahradu, která zasahovala i do dnešní Růžové zahrady (o jejím vzhledu se však nic neví). V roce 1792 byly zrušeny zbytky obranných valů. Roku 1887 zámek změnil majitele a tím se stal František Ferdinand d'Este. Ten byl také jeho posledním majitelem, a to až do doby sarajevského atentátu. Za dobu svého vlastnictví nechal park rozšířit o značné území (Obrázek 19). Byly dovezeny a vysázeny vzácné cizokrajné i domácí rostliny. Založena byla také Růžová zahrada a skleníky pro teplomilné rostliny. Založen byl také okrasný rybníček. Tyto úpravy byly zachovány až do dnešních let (Brožovský, 1995).

2.5.6 Zámecký park Vlašim

Park u zámku ve Vlašimi byl založen roku 1775 rodem Auerspergů na námět anglických parků. Ačkoliv se v parku nacházejí i romantické prvky, přesto byla prvotní myšlenka klasicistní a její realizace probíhala až do 80. let 19. století. Stav parku po roce 1800 nám upřesňují mapová zakreslení a několik písemných popisů. Dle těchto zdrojů bylo v parku 30 staveb. Pro příklad si můžeme uvést, že se zde nacházely altány, turecká mešita, koupadlo, voliéra s ptáky a další. Co se týče rostlinného zastoupení, rostlo zde mnoho rostlin ve velmi promyšlených tvarech a sestavách. Jeden z nejvýznamnějších objektů parku, Čínský pavilon, zde byl postaven vlivem čínské architektury v 17. století (Obrázek 17). Skály za řekou Blanici v parku byly dříve významnou dominantou, ale postupem času zarostly náletovými dřevinami. V polovině 19. století prodělal park značné přeměny (Obrázek 18). Během tohoto období vlašimské panství spravoval Karel Auersperg a ten nechal park rozšířit až k městečku Domašín, zároveň nechal park ohraničit kamennou zídou a povolil vystavět tři novogotické brány, které mají podobu

malých hradů. Tyto brány se nazývají Znosimská, Vlašimská a Domašínská (Svoboda et Moudrý, 2006).

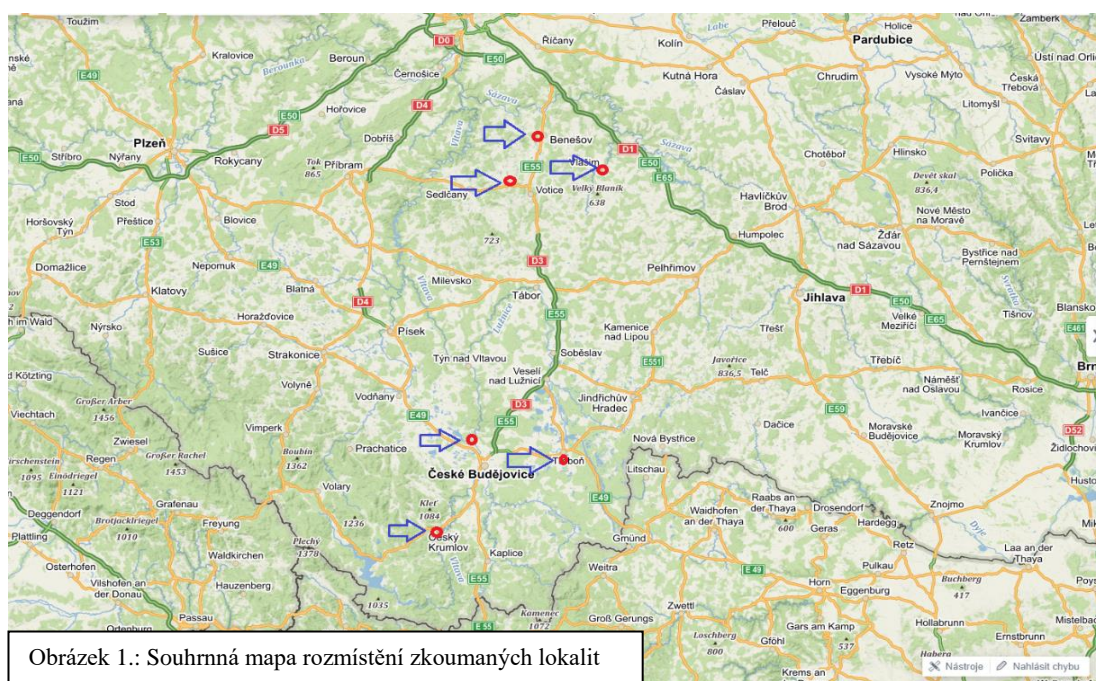
V 70. letech 19. století však začalo docházet k úpadku parku, a to proto vedlo k poničení objektů a zarůstání vegetací. O park se začalo opět pečovat až po druhé světové válce a po podání několika žádostí o příspěvek na rekonstrukci a obnovu bylo vyhověno a park mohl být renovován. Od roku 1994 začala v parku rozsáhlá rekonstrukce hlavně přírodních prvků a při této příležitosti i obnova některých objektů v něm (Město Vlašim, 2013).

3. Metodika

Pro účely této diplomové práce rozlišujeme získaná data na primární a na sekundární. Primární data byla podstatná pro naplnění cíle mé diplomové práce, jakým bylo zjištění rozdílů v diversitě hmyzu mezi zámeckými parky a hospodářským lesem. Tato data byla získána z odchytu hmyzu do zemních pastí na konkrétních lokalitách. Posléze byla statisticky zpracována, aby bylo možno vyhodnotit případné rozdíly v diversitě. Sekundární data pochází z literárních zdrojů a jsou obsahem rešeršní části práce.

3.1 Zkoumané plochy

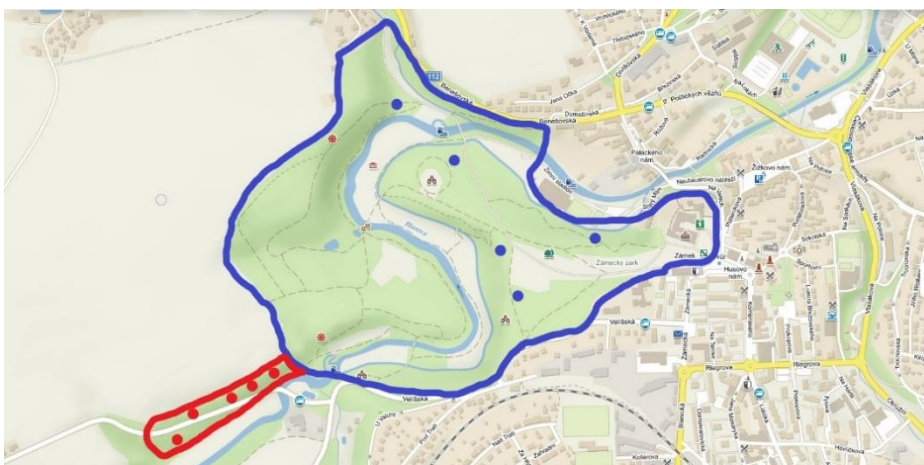
Před samotným sběrem dat bylo nutné určit si plochy, na kterých bude probíhat výzkum. Jednalo se vždy o zámecký park, který má ve svém blízkém okolí hospodářský les. Zkoumané plochy byly vybírány po konzultaci s vedoucím mé práce. Zvoleno bylo 6 lokalit (Obrázek 1), 3 v jižních Čechách a 3 ve středních Čechách. Výběr ploch byl podmíněn dopravní dostupností. Výčet zkoumaných lokalit zahrnuje: Vlašim, Konopiště, Český Krumlov, Vrchotovy Janovice, Třeboň a Hluboká nad Vltavou.



Obrázek 1.: Souhrnná mapa rozmístění zkoumaných lokalit

3.1.1 Vlašim

Vlašimský zámecký park navazuje na město Vlašim v jeho západní části, rozkládá se na obou březích řeky Blanice s rozlohou 75 hektarů (Obrázek 2) a nadmořskou výškou mezi 340 a 380 m. n. m, což mu poskytuje charakteristickou členitost. Park byl tvořen převážně listnatými dřevinami s velkým zastoupením dubu, javoru a habru. Občas se zde vyskytovala borovice, smrk zřídkka. Křovinné patro bylo v některých částech parku velmi bujné, bylinné patro bylo spíše chudší, nepočítaje trávníky. Přidružený hospodářský les se nachází mezi zámeckým parkem a obcí Znosim. Zde byly převážně duby s občasným smrkem.



Obrázek 2.: Zkoumané plochy v lokalitě Vlašim. Modře park, červeně hospodářský les. Tečky jsou místa pastí.

3.1.2 Konopiště

Zámecký park Konopiště se nachází na západ od města Benešov mezi rychlostní silnicí E55 a Konopišťským rybníkem (Obrázek 3) v přibližné nadmořské výšce 390 m. n. m. V tomto parku se vyskytovalo rozsáhlé množství různých druhů dřevin s většinovým zastoupením listnatých, konkrétně javory, buky, morušovníky, jalovci a dalšími. Křovinné i bylinné patro bylo místy velmi bujné. Hospodářský les navazuje na park v jeho severní části. Zde rostly hlavně lužní dřeviny jako olše, osika a duby.



Obrázek 3.: Zkoumané plochy v lokalitě Konopiště. Modře park, červeně hospodářský les. Tečky jsou místa pastí

3.1.3 Český Krumlov

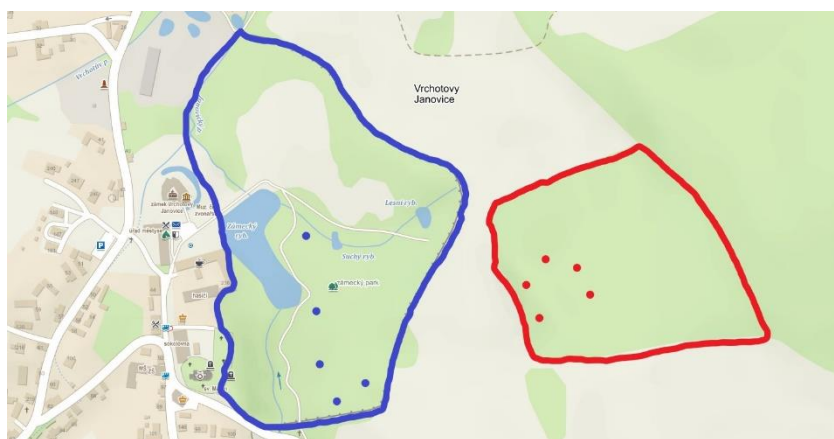
Zámecký park v Českém Krumlově se nachází západně až jihozápadně od města (Obrázek 4) v nadmořské výšce 530—550 m. n. m. Jedná se o park pravidelného obdélníkového tvaru a je velmi udržovaný. Ohraničený byl betonovou zdí. Z dřevin se zde nacházely primárně habrové špalíry, buky, duby a javory. Bylinné a křovinné patro bylo velmi chudé. V zadní části parku se nacházel rybník (Obrázek 24). V přidruženém hospodářském lese, který se nacházel přibližně 300 metrů na západ od parku. Nejvíce byl zastoupen javor s hustým podrostem semenáčků.



Obrázek 4.: Zkoumané plochy v lokalitě Český Krumlov. Modře park, červeně hospodářský les. Tečky jsou místa pastí.

3.1.4 Vrchotovy Janovice

Zámecký park se nachází východně vedle městyse Vrchotovy Janovice (Obrázek 5), rozlohou je park menšího rázu (17 ha), s nadmořskou výškou 405–435 m. n. m. Park byl převážně tvořen bukovými a javorovými porosty s hustým podrostem břechťanu a semenáčků javorů (Obrázek 25). Naproti tomu přilehlý hospodářský les byl velmi suchého rázu s většinovým zastoupením dubů a borovic s výrazným travním podrostem.



Obrázek 5.: Zkoumané plochy v lokalitě Vrchotovy Janovice. Modře je označen park, červeně hospodářský les. Tečky určují místa pastí.

3.1.5 Třeboň

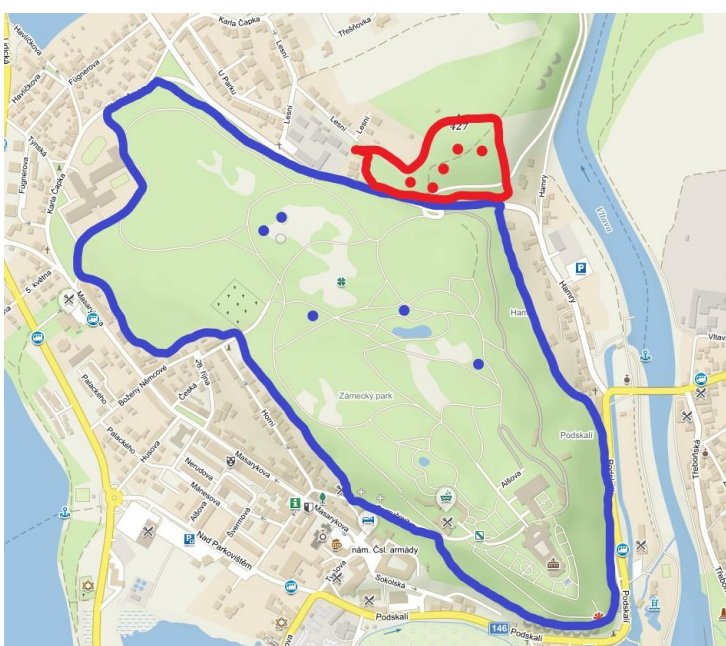
Třeboňský park není typickým zámeckým parkem, ale nachází se u Schwarzenberské hrobky na jihovýchodní hrázi rybníka Svět (Obrázek 6), nadmořská výška se pohybuje okolo 440 m. n. m. Park byl tvořen jak listnatými, tak jehličnatými dřevinami, primárně se jednalo o duby, lípu, buky a smrky, z exotických druhů se pak objevuje borovice těžká, hadí smrk, pterokarie a další. Nalézaly se zde i rozsáhlé travnaté plochy, podrost zde byl jen minimální. Nedaleký hospodářský les byl lužního typu, zastoupení zde měly hlavně dub a lípa, podrost tvořily semenáčky dřevin a ostružiny.



Obrázek 6.: Zkoumané plochy v lokalitě Třeboň. Modře je označen park, červeně hospodářský les. Tečky představují místa pastí.

3.1.6 Hluboká nad Vltavou

Zámecký park v Hluboké nad Vltavou, se svou rozlohou 90 hektarů, se nachází přímo ve městě v jeho severovýchodní části (Obrázek 7) v nadmořské výšce mezi 400 a 450 m. n. m. V parku převažují listnaté dřeviny s největším zastoupením dubu, buku a lípy. Ze vzácných dřevin se zde vyskytuje křehkokvětec, jinan, platan a exotické smrky (Obrázek 26). Podrost byl tvořen nejvíce semenáčky různých dřevin. Hospodářský les byl tvořen javorem, dubem a lípou.



Obrázek 7.: Zkoumané plochy v lokalitě Hluboká nad Vltavou. Modře je vyznačen park, červeně hospodářský les. Tečky označují místa pastí.

3.2 Metodika sběru

Na každé ploše (zámecký park i hospodářský les) bylo vytyčeno 5 míst, na které byly aplikovány zemní pasti. Past byla na místě ponechána po dobu 14 dní a poté byly vzorky z ní sebrány a vyhodnoceny. Sběr dat byl rozložen do tří termínů od května 2019 do září 2019. První termín byl proveden od půlky května do začátku června. Druhý byl realizován na přelomu července a srpna a poslední se uskutečnil na rozhraní srpna a září. Získané vzorky z pastí byly sebrány a převezeny na určení. To probíhalo dle klíče Hůrky (1996).

3.2.1 Zemní pasti

Zemní past byla vytvořena dle principu Tretzela (1955). Sestavena byla ze dvou plastových kelímků, které byly vloženy do sebe. Vnitřní kelímek měl dva otvory v horních dvou třetinách své výšky a vnější byl opatřen otvorem v jeho dně, takto se zabránilo přelití pasti vlivem případného deště, a tím pádem možné ztrátě dat (Obrázek 27). Do vnitřním kelímku bylo nalito imobilizační činidlo na alkoholové bázi, jelikož McIntyre (1997) zjistil, že pasti bez činidla mají mnohem vyšší predaci uvnitř pasti, což by mělo za následek ovlivnění výsledků. Past byla zakopána v zemi a její vrchní část navazovala na okolní terén. Nad past byla umístěna stříška z kůry a několika klacíků. Toto opatření bylo uskutečněno ze dvou důvodů, zaprvé bylo mělo snížit riziko vyplavení pasti vodou při dešti a zadruhé mělo snížit její nápadnosti pro zaměstnance a návštěvníky parku, a tak zabránit jejímu ničení (Obrázek 8).



Obrázek 8.: Foto pasti umístěné na lokalitě Konopiště-hospodářský les

3.3 Zpracování dat

Primární data byla nejprve zpracována pomocí programu Microsoft Office Excel, ve kterém byly také vypočítány jednoduché statistiky. Pro složitější výpočty byly použity programy Statistica ver. 12 a Canoco ver. 5,12. Použité výpočty byly Shannonův index diversity, nepřímá a přímá gradientová analýza (Detrended a Canonical Correspondence Analysis, DCA a CCA) a Mann-Whitneyho U test.

Shannonův index diversity byl spočítán dle základního vzorce. Jednalo se o sumu součinu relativních abundancí druhů. Tento výpočet vyjadřuje míru vyváženosti druhů ve společenstvu (čím vyšší, tím druhově vyrovnanější společenstvo).

$$H = - \sum \left(\frac{n1}{N} \right) * \ln \left(\frac{n1}{N} \right)$$

Vzorec pro výpočet Shannonova indexu diversity

Prvním krokem v analýze společenstva bylo testování souboru druhových dat pomocí nepřímé gradientové analýzy (DCA). Tato metoda mi pomohla zjistit délku gradientu, na jehož základě poté zvolíme buď lineární metody (obecně pro délku gradientu nižší než 3) nebo unimodální metody (obecně pro délku gradientu vyšší než 4). Pokud je délka gradientu mezi hodnotou 3 a 4, rozhodujeme se, jakou metodu zvolíme, podle způsobu vzorkování – možné je použít obě (Lepš et Šmilauer, 2016). Pro početnost druhů byla použita logaritmická transformace, vypočítaná délka gradientu po odfiltrování „vzácných“ druhů (vyskytujících se jen v jedné pasti) se rovnala 4,38. Na základě tohoto zjištění byly použity unimodální metody přímé gradientové analýzy (CCA). Parciální analýzy byly spočteny pro jednotlivé faktoriální proměnné vždy se zahrnutím zbývajících jako kovariát. Testy průkaznosti vlivu faktorů byly vypočteny Monte Carlo permutační metodou s 999 opakováními.

Pro zjištění rozdílu mezi druhovými bohatostmi parků oproti lesům na konkrétních lokalitách byl použit Mann-Whitneyho U test. Testovány byly samostatně jednotlivé parky i lesy. Opakování testů tvořily jednotlivé sezónní sběry. Tato neparametrická obdoba t-testu ověřuje hypotézu, zda oba výběry pocházejí ze stejného rozdělení. Počítá se na základě porovnávání pořadí hodnot s tím, že nejvyšší hodnota má pořadí

1 a nejnižší má pořadí N (součet počtu obou pozorování). Vzhledem k použití oboustranného testu byla vzata nižší hodnota U (U nebo U') pro porovnání s kritickou hodnotou (Lepš et Šmilauer, 2016).

$$U = n_1 * n_2 + \frac{n_1(n_1 + 1)}{2} - R_1$$

Vzorec pro výpočet statistiky u Mann-Whitneyho testu. R_1 je součet pořadí v prvním výběru, n_1 je počet pozorování v prvním výběru, n_2 počet v druhém.

$$U' = U - n_1 * n_2$$

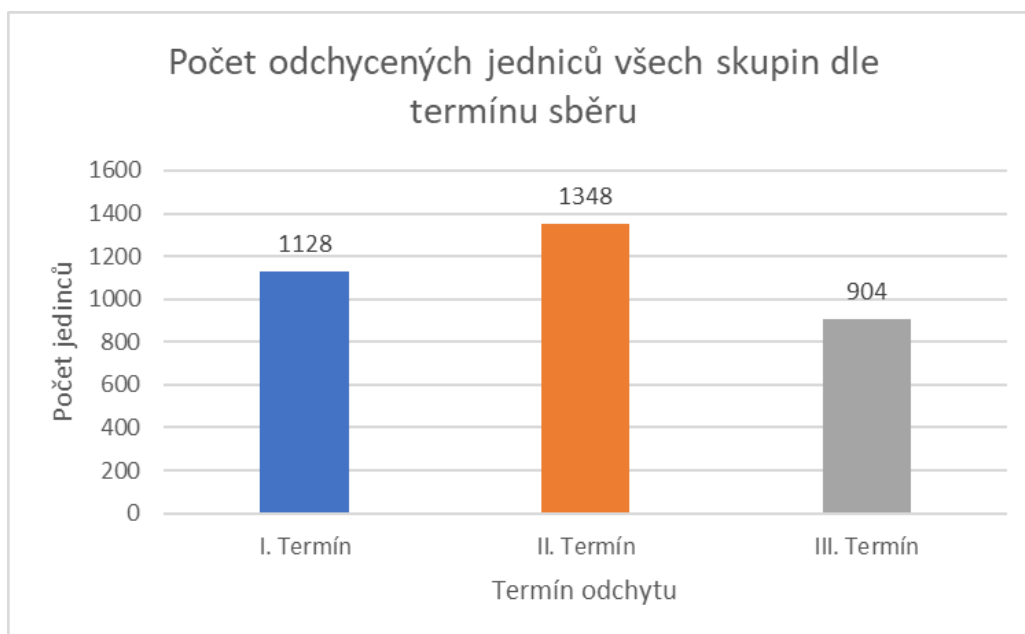
Vzorec pro výpočet druhé statistiky u Mann-Whitneyho testu.

4. Výsledky

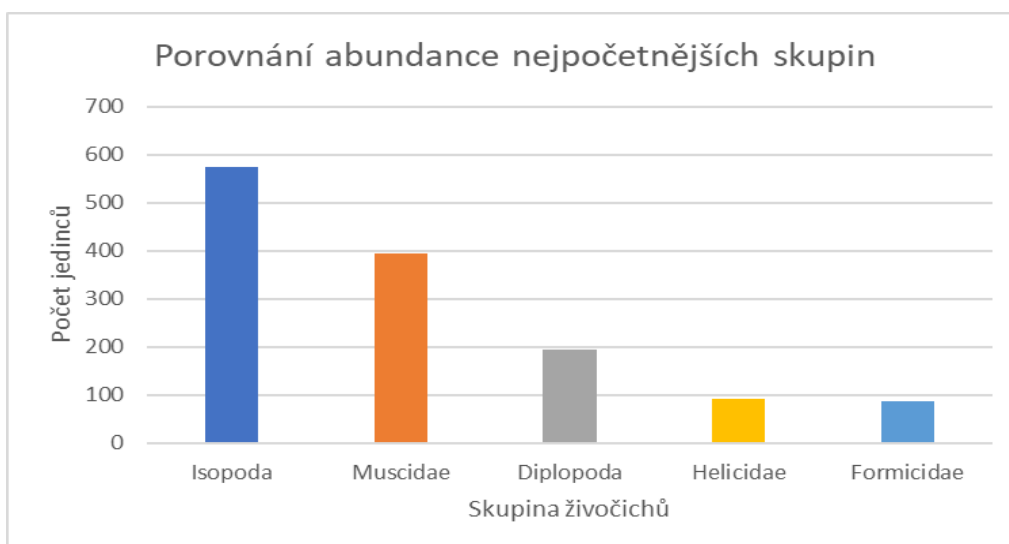
4.1 Celkové charakteristiky

Na měřených lokalitách bylo celkem odchyceno 1752 jedinců brouků, kteří byli určeni do 55 druhů (Tabulka 1). Ostatních skupin živočichů odchycených do pastí (obratlovci i bezobratlí) bylo 18 s celkem 1628 jedinci (Tabulka 2). Počet odchycených živočichů na konkrétních lokalitách je shrnut v tabulce č. 3. Počty odchycených jedinců dle termínu sběru tedy ukazující následující: I. termín 1128 jedinců, II. termín 1348 jedinců a III. termín 904 jedinců. Z dat je zřetelně vidět, že letní sběr se ukázal jako nejvydatnější, naproti tomu podzimní sběr vykazuje nejmenší úspěšnost (Obrázek 9). Celkem tedy bylo chyceno 3380 jedinců bezobratlých i obratlovců.

Lokalita	Park/les	Počet druhů brouků	Počet jedinců brouků	Počet dalších sk.	Počet jedinců dalších sk.
Konopiště	Park	16	204	8	107
	Les	14	122	9	125
Hluboká	Park	14	131	9	179
	Les	16	230	14	178
Č. Kruml	Park	11	45	11	313
	Les	22	195	8	150
Vlašim	Park	19	256	9	167
	Les	26	212	8	151
Třeboň	Park	13	144	8	104
	Les	7	15	5	32
Vr. Janov	Park	10	57	9	36
	Les	20	141	9	86



Obrázek 9.: Celkový počet odchycených jedinců všech skupin dle termínu sběru.



Obrázek 10.: Porovnání abundance nejvíce početných skupin vyjma brouků chycených do pastí.

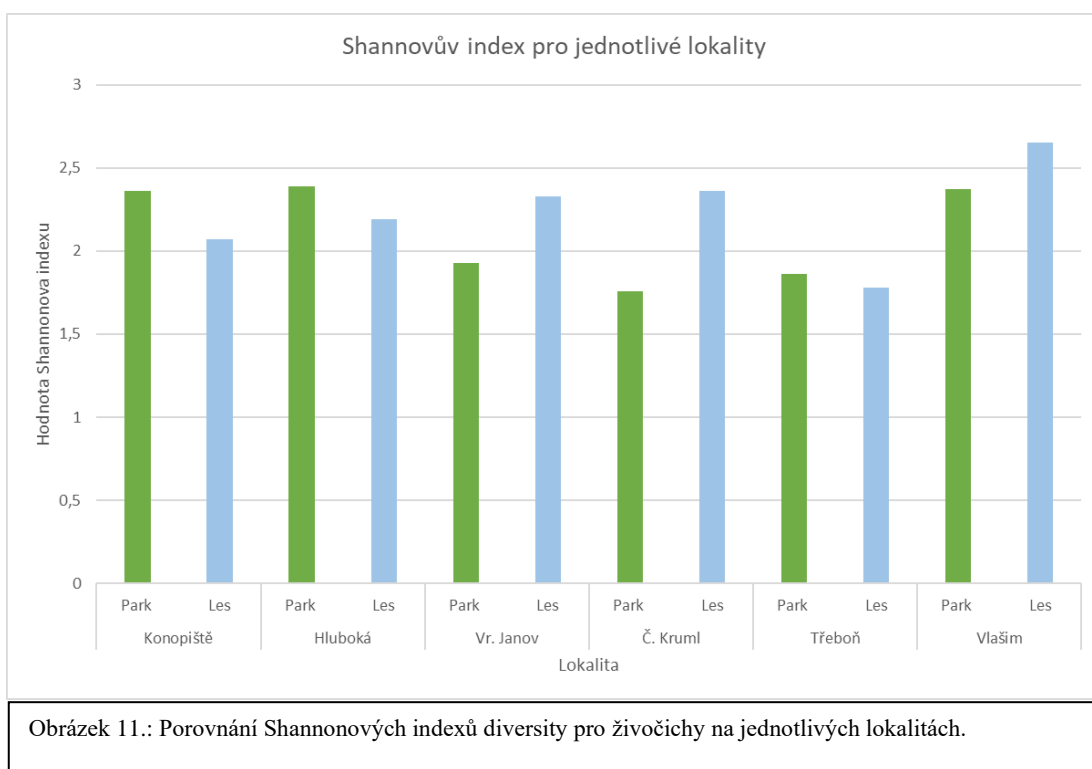
Nejpočetnější ze všech chycených druhů brouků se ukázaly být druhy *Nicrophorus vespillo* (Linnaeus, 1758) s 290 chycenými jedinci, následovaný druhem *Nicrophorus vespilloides* (Herbst, 1784) s 274 zástupci, na třetím místě se objevil druh *Geotrupes stercorosus* (Hartmann in L.G. Scriba, 1791) s 185 odchycenými jedinci, čtvrtou nejvyšší abundanci měl druh *Oiceoptoma thoracicum* (Linnaeus, 1758) se 134 kusy a pátým nejpočetnějším druhem se ukázal být

Carabus nemoralis (O.F. Müller, 1764) s 128 jedinci. Co se týče ostatních skupin odchytených do pastí, tak nejpočetnější byl řád Isopoda s 573 jedinci, druhá nejhojněji zastoupená byla čeleď Muscidae s 394 jedinci, na třetím místě skončila třída Diplopoda se 194 jedinci, následovaná čeledí Helicidae s počtem 92 odchytených jedinců a na pátém místě čeleď Formicidae s 86 jedinci (Obrázek 10).

Ekologicky nebo biologicky zajímavé druhy, příp. skupiny živočichů, byly v jarním termínu sběru zaznamenány v parku na Hluboké nad Vltavou. Zde se našel jeden zástupce ohroženého roháče obecného (*Lucanus cervus*-Linnaeus, 1758). V jarním termínu byl odchyten na Hluboké, ale tentokrát v lese, jeden jedinec silně ohroženého zlobence proměnlivého (*Gnorimus variabilis*-Linnaeus, 1758) (Obrázek 28). Posledním z odchytených ohrožených druhů, byl krajník hnědý (*Calosoma inquisitor*-Linnaeus, 1758) (Obrázek 29), konkrétně se jednalo o jednoho jedince v jarním termínu sběru na lokalitě Český Krumlov park a druhého jedince v letním termínu na lokalitě Český Krumlov les. Dalším zajímavým druhem byl páchník hnědý (*Osmoderma barnabita*-Motschulsky, 1845) (Obrázek 30), jenž je dle Červené knihy IUCN v kategorii zranitelný (Cáliz et al., 2018). Chycen byl jeden zástupce v letním termínu na lokalitě Třeboň park. Posledním zajímavým druhem brouků je tesařík piluna (*Prionus coriarius*-Linnaeus, 1758), sice se nejedná o ohrožený druh živočicha, ale jakožto zástupce našich velkých tesaříků je velmi atraktivní. Jeho odchyt byl evidován na lokalitách Hluboká les v letním termínu v počtu jeden kus a následně ve vlašimském parku v letním termínu v počtu čtyř kusů. Z ostatních skupin živočichů je zajímavý odchyt celkem 13 zástupců hmyzožravců, nejpravděpodobněji rejsků. A 42 zástupců hlodavců, jejichž bližší identifikace byla prakticky nemožná vlivem působení mrchožroutovitých brouků.

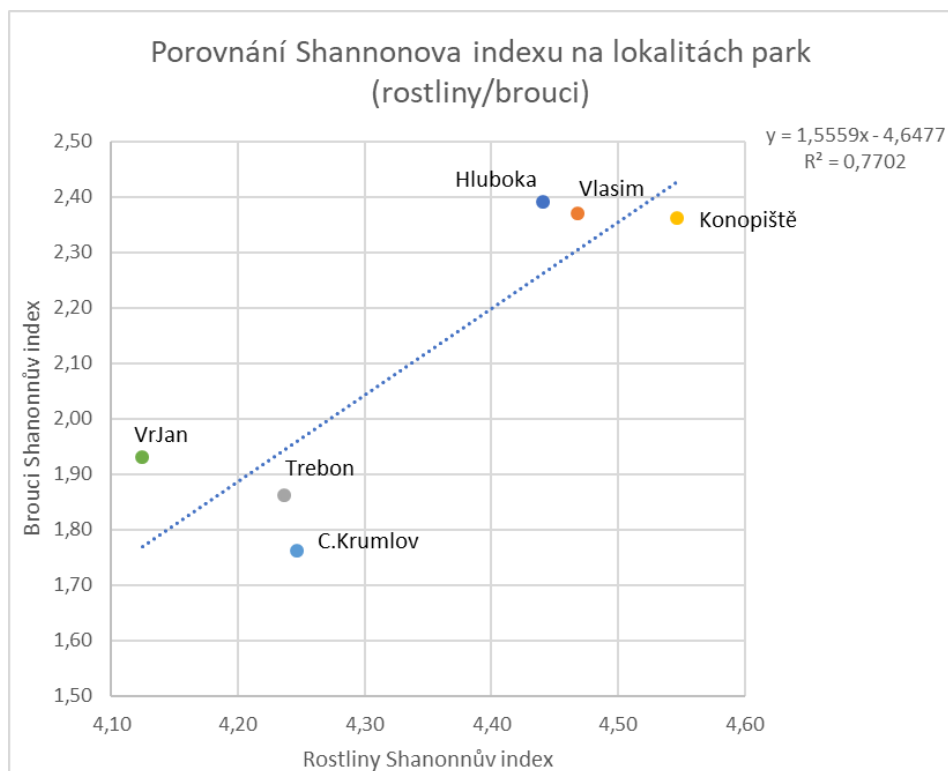
4.2 Charakteristiky diversity na lokalitách

Shannonův index diversity pro odchycené živočichy ukázal, že nejvyšší hodnoty mají lokality Vlašim les (2,65) a Hluboká park (2,39). Nižší hodnotu měla lokalita Vlašim park s indexem 2,37. Naopak nejnižší hodnoty indexů se vyskytovaly u lokality Vrchotovy Janovice park, Český Krumlov park a Třeboň (les i park) s hodnotami nižšími než 2 (Obrázek 11).



Obrázek 11.: Porovnání Shannonových indexů diversity pro živočichy na jednotlivých lokalitách.

Porovnání Shannonova indexu mezi rostlinami a brouky na zkoumaných lokalitách v parcích ukázalo lineární souvislost (Obrázek 12). V pravé části grafu jsou uvedeny parky, které mají zároveň vysokou diversitu brouků i rostlin. V levé jsou popsány parky s nižší diversitou brouků i rostlin.

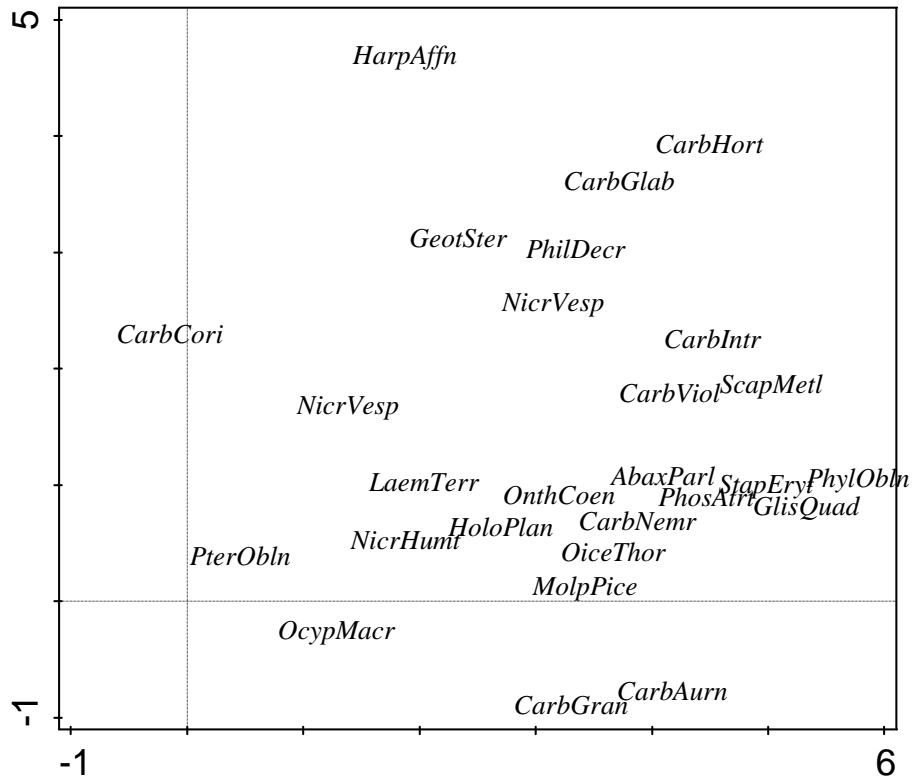


Obrázek 12.: Porovnání Shannonova indexu vypočteného pro rostliny a pro brouky na lokalitách park.

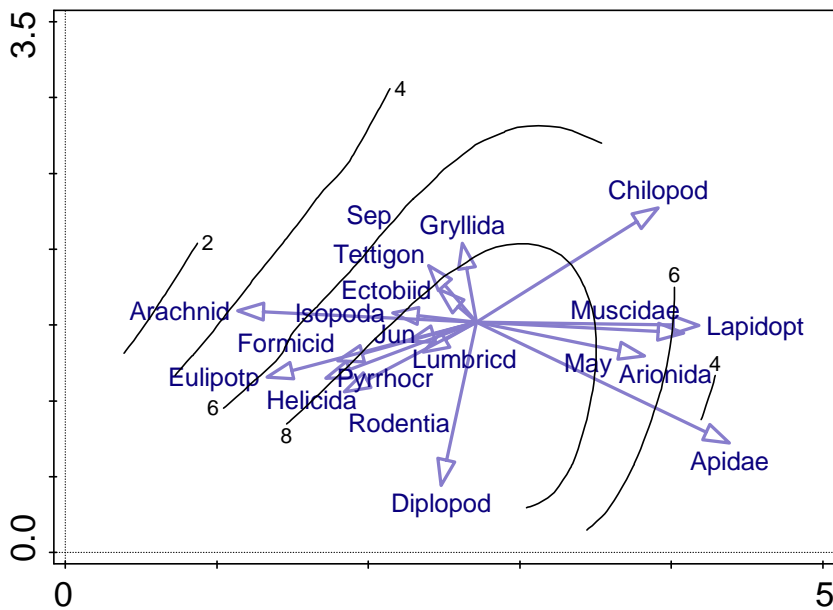
4.3 Společenstva brouků na zkoumaných plochách

Podobnost druhového spektra v pastech ukazuje obrázek 13 a, b, na kterém bližší druhy mají více společných výskytů v pastech, zatímco druhy vzdálenější nebo protilehlé méně, resp. žádné společné výskyty. Pokud byl například chycen druh *Carabus hortensis* (Linnaeus, 1758), byl velmi často chycen na téže lokalitě i druh *Carabus glabratus* (Paykull, 1790). V analýze všech pastí napříč sezonalitou, lokalitami a variantami park/les není patrná prostorová ani časová autokorelace.

Parciální vliv sezonality na druhové spektrum brouků chycených v pastech byl průkazný pro měsíc květen, tedy první (jarní) sběr. Výsledky ukazují druhy s výrazně jarní aktivitou *Phyllobius oblongus* (Linnaeus, 1758) a *Onthophagus cenobita* (Herbst, 1783) (Obrázek 14). Druhy s výrazně podzimní aktivitou nebyly určeny.



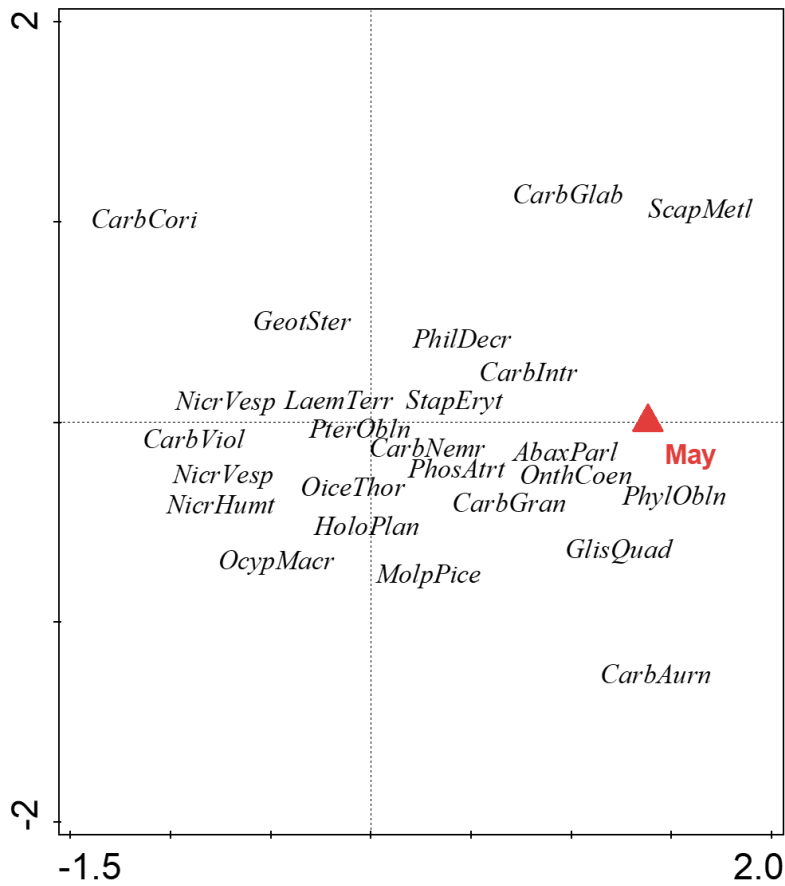
Obrázek 13a.: DCA analýza pro druhová data (délka gradientu 4,38). První osa vysvětluje 14 %, druhá 10,8 % celkové druhové variability. Nahoře: pozice druhů v ordinačním prostoru. Jména druhů jsou složena z prvních čtyř písmen druhového a rodového jména.



Obrázek 13b.: Vektory směru vysvětlující proměnné promítnuté do ordinačního prostoru pasivně. Izočary znázorňují odhad počtu přítomných druhů brouků bez vzácných druhů (singletons).

Parciální vliv typu ploch (park/les) nebyl prokázán (Tabulka 4), což znamená, že se neukázal statisticky významný rozdíl v celkové druhové variabilitě mezi plochami parků oproti plochám lesa. Cílem však bylo ukázat případné indikační druhy (Obrázek 15). Indikační druhy pro plochy parku jsou: *Staphylinus erythropterus* (Linnaeus, 1758) a *Scaphidema metallicum* (Fabricius, 1792). Pro plochy lesa jsou indikačními druhy: *Molops piceus* (Panzer, 1793) a *Nicrophorus vespilloides* (Herbst, 1784)

Tabulka 4.: Hodnoty Mann—Whitneyho U testu pro porovnání parciálního vlivu plochy (park/les) na celkovou diversitu. ($p=0,05$).		
Lokalita	U	Ukrit
Konopiště	79	64
Vrch.Jan.	87,5	55
Č.Kruml.	74,5	69
Třeboň	24,5	20
Hluboká	106,5	64
Vlašim	179	161



Obrázek 14.: CCA analýza pro vliv sezonality (lokalita a les/park jako kovariáty). První osa vysvětluje 10,8 % ($F = 3,3$ a $p_{adj} = 0,003$) variability, druhá 14,3 %. Jména druhů jsou složena z prvních čtyř písmen druhového a rodového jména.

5. Diskuze

Pro potřeby své práce jsem použil sběr vzorků formou zemních pastí. Dle Boháče (1999) lze využít k odchytu a identifikaci drabčíkovitých buď zemní pasti, nebo metodu zemních čtverců. Vysoký (2010) připomíná, že použití pouze jedné metody sběru dat může vést ke zkreslení výsledků z důvodu odchytu pouze konkrétní části druhového spektra na studovaném území. Doporučuje kombinaci metod zemních pastí, individuálního sběru, exhaustoru, prosívadel nebo odchytu na světlený zdroj. S tímto tvrzením se také shoduje Dykyjová et al. (1989), která kombinaci dvou a více metod doporučuje. Použil jsem pouze metodu zemních pastí z důvodu časové náročnosti ostatních metod, a také z důvodu zaměření se primárně na čeledi Carabidae a Staphylinidae, pro jejichž sběr jsou zemní pasti ideální volbou.

Počet zemních pastí na jednotlivou lokalitu byl vybrán po prostudování příslušných zdrojů. Soviš (2010) tvrdí, že ideální počet zemních pastí na lokalitu (abychom postihli více než 90 % druhového spektra) je mezi 8 a 10 pastmi, v závislosti na charakteru zkoumané lokality a konkrétní taxonomické skupině. Naproti tomu Hora (2010) říká, že ideální počet pastí na jednu lokalitu je 10–15 pro zkoumání střevlíkovitých brouků. Obě zmíněné práce ovšem zkoumaly lokality, které byly tvořeny velmi pestrými přírodními podmínkami. Jejich zkoumané transektly procházely například přes louky, pastviny, lužní lesy a hospodářské lesy. Obrtel (1971) došel k závěru, že optimální počet zemních pastí pro zjištění dominantních druhů na stanovišti je mezi 5 a 7 pastmi. Hora (2010) také připouští, že tento počet může být dostačující, jelikož zvládne odchytnout okolo 75 % druhů z celkového počtu. Z důvodu podobnosti transektů na zkoumaných plochách byl tedy vyhodnocen počet 5 zemních pastí jako dostatečný.

Při řešení problematiky délky jednotlivých sběrů jsem uvažoval nad týdenním, čtrnáctidenním nebo delším cyklem. Lövei a Magura (2011) řešili podobnou problematiku. Jejich výzkum se zaměřoval na vyhodnocení, zdali je lepší mít $2n$ pastí po dobu z dní nebo mít n pastí po dobu $2z$ dní (předpoklad byl, že by neměl být rozdíl). Ve svém pokusu se zaměřovali na 20 pastí po dobu 20 týdnů (časový sběr) a na 100 pastí po dobu 4 týdnů (plošný sběr). Během časového sběru chytili 1265

jedinců v 44 druzích, během plošného sběru chytili sice jen 757 jedinců, avšak 52 různých druhů. Tento jejich výzkum dokazuje, že pro zjištění druhové pestrosti je lepší mít více pastí po kratší dobu, ale pro zjištění početnosti jedinců je lepší realizovat dlouhodobý odchyt. Z důvodu částečného kompromisu jsem se tedy rozhodl pro počet 5 pastí na lokalitu po dobu dvou týdnů.

Jelikož byly 3 z 5 nejpočetnějších druhů z čeledi mrchožroutovití, je třeba zdůraznit, že jejich vysoká abundance byla způsobena pachem rozkládajících se těl hlodavců, hmyzožravců, ale i velkého počtu hmyzu v pastech. Ten je lákal, jelikož se jedná o živočichy živící se rozkládajícími těly jiných živočichů (Dekeirsschieter et al., 2011). Podobné vlastnosti platí u chycené čeledi Muscidae. Pro budoucí práce by chtělo buď zajistit častější kontrolu pastí, nebo zamezit odchyt savců (hlodavců, hmyzožravců) do pastí.

Po vyhodnocení základních charakteristik všech odchycených druhů jsem zjistil, že čeleď Carabidae byla nejčastěji odchycena v prvním termínu sběru (květen/červen), a poté se její početnost snižovala. K podobnému zjištění dospěli i Niemalä, Spence a Spence (2012), kteří zaznamenali nejvíce odchycených zástupců této čeledi na přelomu května a června. To se shoduje s výsledky výzkumu Niemalä et al. (1989), ti tvrdí, že celková aktivita Carabidae je nejvyšší koncem jara a začátkem léta. Naproti tomu Yu et al. (2006) zjistili, že jarní peak Carabidae je v biotopech mandlových keřů a smíšených listnatých lesů, ale například v keřových porostech drmku nebo borovicových plantážích je peak aktivity spíše podzimní.

Zjištění Shannonova indexu diversity potvrdilo, že parky, které mají zachovalý a nejvíce přirozený charakter, mají nejvyšší hodnoty diversity. Z těchto parků sem můžeme řadit: Hlubokou, Vlašim a Konopiště s hodnotami okolo 2,3. Toto zjištění potvrzuje i práce Erenler (2013), která zkoumala diversitu hmyzu na anglických venkovských sídlech s rozsáhlými a zachovalými zahradami. Zjistila, že tyto zahrady mají Shannonův index diversity okolo hodnoty 3. Quinn (2012) při svém výzkumu motýlů zjistila, že nejvíce zachovalé biotopy mají podstatně vyšší diversitu než okolní krajina. V jejím výzkumu měly nejnižší hodnoty lokality, které byly před několika lety velmi aktivně zemědělsky využívány. V mém výzkumu měla lokalita Třeboň les druhou nejnižší hodnotu Shannonova indexu diversity, ale u této lokality to bylo způsobeno ničením pastí divokou zvěří. v druhém a třetím sběru.

Lokalita Český Krumlov park, která byla poslední dle hodnoty indexu, je velmi udržována zahradnickými pracemi, a tudíž postrádá přirozený charakter, proto byla hodnota tak nízká. Překvapivé bylo umístění lokality Vrchotovy Janovice park na čtvrtém místě od konce. Tento park nepatří sice k nejrozsáhlejším, ale svou zachovalostí mnohé převyšuje. Dle mého úsudku byla hodnota diversity nízká, jelikož v parku byl velmi hustý podrost břechťanu a ten nejspíše hmyzu příliš nevyhovuje. Tato teorie by stála za další zkoumání.

Shannonův index diversity lze použít nejen pro suchozemské organismy, ale také pro vodní. Abhijna et al. (2013) zkoumali ve své práci diversitu indického jezera Vellayani. Zjistili, že index diversity se pohyboval mezi hodnotami 3,2 a 2,8. Z porovnání dat ostatních prací lze tedy usoudit, že parky s nejvyššími hodnotami diversity jsou nejvíce podobné přirozeným biotopům, a to na velmi vysoké úrovni.

Zajímavé výsledky přineslo porovnání Shannonova indexu mezi rostlinami a odchycenými brouky v parcích (Obrázek 11). Po vynesení grafu a zobrazení regresní přímky se ukázala lineární závislost a vzájemná korelace v hodnotě 0,9, což je velmi pevná korelace. Toto potvrzuje zjištění Kempa a Ellise (2017), kteří při výzkumu v Jihoafrické republice zjistili silnou korelaci mezi druhovou diversitou hmyzu a rostlin, ovšem pouze na lokální úrovni (do 3 km). Na regionální úrovni (do 70 km) byla statisticky neprůkazná. Stejně zjištění měli i Schuldt et al. (2019), ti zjistili, že čím více druhů rostlin máme na lokalitě, tím více druhů hmyzu se zde nachází. Dokonce tvrdí, že se zvýší nejen počet druhů hmyzu, ale také počet jedinců. Jejich data ukázala, že pokud dojde k redukci rostlinných druhů na konkrétní lokalitě (například vlivem zemědělského nebo lesního pěstování monokultur), dojde k poklesu počtu jedinců jednotlivých druhů hmyzu, což může vést i k poklesu druhové bohatosti. Pozoruhodné také bylo seskupení lokalit na vyneseném grafu dle druhové bohatosti brouků i rostlin. Na jedné straně velmi druhově bohaté lokality Vlašim, Konopiště a Hluboká, na druhé straně druhově chudší Třeboň, Český Krumlov a Vrchotovy Janovice.

Při testování parciálního vlivu sezonality vyšel jako jediný průkazný první termín sběru (jarní). Zjištěny byly dva druhy s výrazně jarní aktivitou (*Phyllobius oblongus*-Linnaeus, 1758 a *Onthophagus coenobita*-Herbst, 1783). S jarní aktivitou těchto druhů se shoduje i Zahradník (2008) a potvrzuje to i Pinski et al. (2005).

Další testování parciálního vlivu typu plochy (park/les) vyšlo bohužel neprůkazně. Avšak i zde se ukázaly zajímavé výsledky. Například bylo zjištěno, jaké druhy by mohly být indikační pro parky a jaké pro lesy, jelikož parky jsou více otevřené biotopy nežli lesy (Obrázek 16). Pro park vyšly jako indikační druhy *Staphylinus erythropterus* (Linnaeus, 1758) a *Scaphidema metallicum* (Fabricius, 1792). Což odpovídá i zjištění Zahradníka (2008), který tvrdí, že tyto druh se vyskytují na okrajích lesů a na lesních pasekách nebo v parcích, tedy otevřených biotopech. Pro lokality lesa vyšly jako indikační druhy *Molops piceus* (Panzer, 1793) a *Nicrophorus vespilloides* (Herbst, 1784). Toto mé zjištění opět potvrzuje i nález Zahradníka (2008), jež zjistil primárně lesní rozšíření těchto druhů, tedy více uzavřené biotopy z hlediska zapojení korun stromů. Bejček et al. (2016) vydali metodiku pro indikační druhy živočichů a hub pro jednotlivé typy přírodních stanovišť, v té tvrdí, že druh *Molops piceus* (Panzer, 1793) je indikační pro bučiny společně s druhem *Carabus glabratus* (Paykull, 1790). Oba tyto druhy byly odchyceny v mém výzkumu na lokalitách s alespoň částečným zastoupením buku (Vrchotovy Janovice les, Český Krumlov les, Konopiště park, Vlašim les a Hluboká park i les). Dále je dle Bejčka et al. (2016) druh *Calosoma inquisitor* (Linnaeus, 1758) indikační pro dubohabřiny. V mém sběru byl tento druh chycen v Českém Krumlově v parku i v lese. Na obou lokalitách se vyskytovaly duby, lípy nebo habry.

Jak již bylo zmíněno, tak celkové porovnání parciálního vlivu typu plochy vyšlo neprůkazně, pokud se ovšem podíváme na výsledky odděleně, zjistíme, že mezi některými parky a lesy jsou dosti výrazné rozdíly v druhové diversitě. U lokality Český Krumlov je tento rozdíl nejvyšší (park-1,76, les-2,36). Další lokalitou, kde byla diversita lesa o mnoho vyšší než diversita parku, byly Vrchotovy Janovice (park-1,93, les-2,33). I přes zmíněné vysoké rozdíly v diversitě však nesmíme předpokládat, že tyto parky jsou méněcenné, co se týče diversity hmyzu. Druhová diversita je zde sice nižší, avšak i přes to mohou být tyto lokality útočištěm pro vzácné nebo ohrožené druhy, viz odchyt krajníka hnědého na lokalitě Český Krumlov park. Toto se shoduje i s tvrzením Löhmouse a Liiry (2013).

Dalším zajímavým výsledkem bylo zjištění korelace výskytu druhu *Staphylinus erythropterus* (Linnaeus, 1758) s čeledí Muscidae. Po zjištění biologických nároků obou druhů z odborné literatury (Zahradník, 2008) jsem zjistil, že tento druh drabčička se živí právě larvami a kuklami much. Podobná korelace byla zjištěna

i u druhu *Carabus intricatus* (Linnaeus, 1761) a skupiny Isopoda, jediná společná biologická souvislost, která se mi povedla dohledat, byly podobné nároky na stanoviště. Tyto obdobné nároky zahrnují vlhčí biotop a převážně listnatý les.

6. Závěr

V roce 2019 proběhl výzkum na šesti plochách parků a k nim přidružených hospodářských lesů. Při tomto výzkumu byla hodnocena diversity a porovnávána mezi parky a lesy. Výzkum byl zaměřen primárně na brouky, i když chyceny byly i jiné skupiny živočichů.

Zkoumané plochy byly Konopiště, Vlašim, Vrchotovy Janovice, Český Krumlov, Hluboká nad Vltavou a Třeboň. Na každé lokalitě bylo instalováno pět zemních pastí a ty byly ponechány na místě dva týdny, poté byly sebrány chycené vzorky a určeny dle klíče. Sběr byl rozložen do tří termínů, jarní, letní a podzimní. Celkem bylo chyceno 3380 jedinců živočichů. Ti byli určeni do 55 druhů brouků a 18 čeledí či skupin ostatních živočichů. Nejvíce zástupců bylo chyceno v letním sběru a nejméně v podzimním, toto lze vysvětlit částečným poklesem aktivity hmyzu v podzimních měsících.

Dle hodnot Shannonových indexů diversity se ukázalo, že lokality Vlašim les, Hluboká park a Vlašim park byly druhově nejbohatší. Naproti tomu lokality Třeboň park, Třeboň les a Český Krumlov park byly druhově nejchudší. Toto značí, že první tři zmíněné lokality patří k nejzachovalejším biotopům. Zjištěna byla velmi silná korelace mezi diversitou druhů brouků a diversitou rostlin.

Nalezeny byly druhy, které jsou indikačními pro plochy parků a pro plochy lesů.

Tuto práci lze použít pro zhodnocení důležitosti zachovalých zámeckých parků jako míst s vysokou diversitou a poskytnout těmto územím dostatečnou ochranu či správný management. Můj výzkum ukázal, že zámecké parky jsou velmi významným místem lokální diversity hmyzu. Obzvláště v oblastech s velmi intenzivním zemědělským využíváním. Toto tvrzení dokazují odchvy ohrožených druhů brouků na lokalitách Hluboká nad Vltavou park, Třeboň park a Český Krumlov park.

7. Seznam použitých zdrojů

ABHIJNA U. G.; RATHEESH R.; KUMAR, A. B. 2013: Distribution and diversity of aquatic insects of Vellayani lake in Kerala. *Journal of Environmental Biology*. 34 (3), 605-611.

ADIS J. 1979: Problems of interpreting arthropod sampling with pitfall traps. *Zoologischer Anzeiger* 202, 177-184.

ANDERSON E., TENGÖ M., McPHEARSON T., KREMER P. 2015: Cultural ecosystem services as a gateway for improving urban sustainability. *Ecosyst. Serv.* 12, 165-168.

APPLETON J. 1975: *The experience of place*. London: Wiley.

AVGIN S. S., LUFF M. L. 2010: Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) as bioindicators of human impact. *Mun. Ent. Zool.* 5 (1), 209-215.

BALOG A., MARKÓ V., IMRE A. 2009: Farming systems and habitat structure effects on rove beetles (Coleoptera: Staphylinidae) assembly in Central European apple and pear orchards. *Biologia*. 64, 343-349.

BARTÁK M. 2002: *Ekologie řízených autotrofních ekosystémů*. Praha: Česká zemědělská univerzita v Praze. ISBN 80-213-0941.

BEJČEK V., BERAN M., HEŘMAN P., HOLEC J., JUŘIČKOVÁ L., KODET V., KRÍŽ M., SEDLÁČEK F., TRNKA F., VONIČKA P. 2016: *Seznam indikačních druhů živočichů a hub pro jednotlivé typy přírodních stanovišť podle katalogu biotopů ČR*. Ekologické služby s.r.o.

BEZDĚK A. 2001: Význam střevlíků (Carabidae) jako indikátorů ekologických změn. *Vimperk: Správa NP a CHKO Šumava*. 176-177.

BOHÁČ J. 1999: Staphylinid beetles as bioindicators. *Agriculture, Ecosys. And Envir.* 74, 357-372.

BOHÁČ J., MATĚJÍČEK J. 2003: *Katalog brouků Prahy: Drabčíkovití-Staphylinidae*. Praha: Clarion Production.

BOHÁČ J., MATĚJÍČEK J., ROUS R. 2007: Check-list of staphylinid beetles (Coleoptera: Staphylinidae) of the Czech Republic and the division of species according to their ecological characteristics and sensitivity to human influence. Opava: Čas. Slez. Muz. 56, 227-276.

BROŽOVÁ J. 2004: Biologická rozmanitost v České republice. Praha: Ministerstvo životního prostředí. ISBN 80-7212-244-0.

BROŽOVSKÝ M. 1995: Zámek Konopiště. Praha: Památkový ústav středních Čech.

BUCHHOLZ S., HANNIG K. 2009: Do covers influence the capture efficiency of pitfall traps? European Journal of Entomology. 106, 667-671.

BUCHHOLZ S., CORMAN A. M., SCHIMEL J. 2010: Effect of the colour of pitfall traps on their capture of carabid beetles (Coleoptera: Carabidae), spiders (Araneae) and other arthropods. European Journal of Entomology. 107, 277-280.

CÁLIX M., ALEXANDER K. N. A., NIETO A., DODELIN B., SOLDATI F., TELNOV D., VAZQUEZ-ALBALATE X., ALEKSANDROWICZ O., AUDISIO P., ISTRATE P., JANSSON N., LEGAKIS A., LIBERTO A., MARKIS C., MERKL O., MUGERWA PETTERSSON R., SCHLAGHAMERSKY J., BOLOGNA M. A., BRUSTEL H., BUSE J., NOVÁK V., PURCHART L. 2018: European Red List of Saproxyllic Beetles. Brussels, Belgium: IUCN.

CORNELIS J., HERMY M. 2004: Biodiversity relationships in urban and suburban parks in Flanders Landsc. Urban plan. 69, 385-401.

CRANZ G., BOLAND M. 2004: Defining the Sustainable park: a fifth model for urban parks. Landsc. J. 23, 102-120.

DEKEIRSSCHIETER J., VERHEGGEN F., LOGNAY G., HAUBRUGE E. 2011: Large carrion beetles (Coleoptera, Silphidae) in Western Europe: a review. BASE.

DOKOUPIL Z., NAUMANN P., RIEDL D., VESELÝ I. 1957: Historické zahrady v Čechách a na Moravě. Praha: Nakladatelství československých výtvarných umělců.

DOMES Z. 2001: Vybrané přednášky z dějin lesního hospodářství. Brno.

DYKYJOVÁ D., et al. 1989: Metody studia ekosystémů. Praha: Academia.

- EHRlich M., PAVLÁTOVÁ M. 2004: Zahrady a parky Jižních Čech. Praha: Společnost pro zahradní tvorbu.
- ERENLER H. E. 2013: The diversity of flower-visiting insects in the gardens of English country houses. PhD Thesis. University of Northampton.
- FAIRWEATHER P. G. 1990: Is predation capable of interacting with other community processes on rocky reefs? *Australian Journal of Ecology*. 15, 453-464.
- FARKAČ J., HŮRKA K. 2003: Hodnocení biotopů na základě prevalence indikačně významných druhů brouků čeledi střevlíkovitých (Coleoptera: Carabidae). Praha: Český ekologický ústav.
- FOELIX R.F. 1992: *Biologie der Spinnen*. Thieme, Stuttgart.
- GASTON K. J., SPICER J. I. 2004: *Biodiversity: an introduction*, 2nd ed. Oxford: Blackwell, Malden, Mass.
- GLENDALL M., VAUGHAN N. 2002: Foraging activity of bats in historic landscape parks in relation to habitat composition and park management. *Anim. Conserv.* 5, 309-316.
- GREENSLADE P., P. J. M. GREENSLADE. 1971: The use of baits and preservatives in pitfall traps. *Journal of the Australian Entomological Society*. 10, 253-260.
- HALL D. W. 1991: The environmental hazard of ethylene glycol in insect pit-fall traps. *The Coleopterists Bulletin*. 45, 193-194.
- HŮRKA K. 1992: *Střevlíkovití: Carabidae I*. Praha: Academia.
- HŮRKA K. 1996: *Carabidae České a Slovenské republiky*. Zlín: Kabourek.
- HŮRKA K. 2005: *Brouci České a Slovenské republiky*. Zlín: Kabourek.
- CHOBOT K., ŘEZÁČ M., BOHÁČ J. 2005: Epigeické skupiny bezobratlých a jejich identifikační schopnosti. Praha: Academia.
- IGNATIEVA M., KONECHNAYA G. 2004: Floristic investigations of historical parks in St. Petersburg, Russia. *Urban Habitats*. 2, 174-216.

- IRMLER U. 2003: The spatial and temporal pattern of carabid beetles on arable fields in northern Germany (Schleswing-Holstein) and their value as ecological indicators. *Agriculture, Ecosys. And Envir.* 98, 141-151.
- JAHNOVÁ Z. 2011: Společenstva epigeických brouků plantáží rychlerostoucích bylin a okolních biotopů. Diplomová práce. České Budějovice: Jihočeská universita v Českých Budějovicích.
- JENKINS M. 2003: Prospects for biodiversity. *Science.* 302, 1175-1177.
- KEMP J. E., ELLIS A. G. 2017: Significant local-scale plant-insect species richness relationship independent of abiotic effects in the temperature cape floristic region biodiversity hotspot. *PLoS ONE.* 12, 1.
- KIRK W.D.J. 1984: Ecologically selective colour traps. *Ecol. Entomol.* 9, 35–41.
- KOLÁŘ V., ONDÁŠ T., BOUKAL D. 2016: Proč mizí vodní brouci (a jiný velký hmyz) z našich rybníků. *Fórum ochrany přírody.* 3, 30-32.
- KOWARIK I. 1998: Historische gärten und parkanlagen als gegenstand eines denkmalorientierten naturschutzes. Zürich: vdf Hochschulverlag Zürich. 111-139.
- KROMP B. 1999: Carabids beetles in Sustainable agriculture: a Review on pest control efficacy, cultivation impacts and enhancement. *Agriculture, Ecosyst. And Envir.* 74, 187-228.
- KULT K. 1947: Klíč k určování brouků čeledi Carabidae Československé republiky (Zpracováno se zvláštním zřetelem k druhům zemědělsky důležitým), II.část. Praha: Československá společnost entomologická.
- KÜMMERLING M., MÜLLER N. 2012: The relationship between landscape design style and the conservation value of parks: a case study of a historical park in Weimar, Germany. *Landsc. Urban Plan.* 107, 111-117.
- LANGEMEYER J., BARÓ F., ROEBELING P., GÓMEZ-BAGGETHUN E. 2015: Contrasting values of cultural ekosystém services in urban areas: The case of park Montjuïc in Barcelona. *Ecosyst. Serv.* 12, 178-186.
- LENOCH J. 2014: Dějiny lesního hospodářství a dřevozpracujícího průmyslu. Učební texty. Brno: Mendelova univerzita.

LEPŠ J., ŠMILAUER P. 2016: Biostatistika. České Budějovice: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích.

LESNICKÁ PRÁCE [online]. c2019. 2019 [cit. 17.1.2020]. Lesnická výzva. Lesnická práce. 2/2019: 1-3 Dostupné na: <<http://lmda.silvarium.cz/view/uuid:8803f08d-fa2e-45dc-8012-95e81c7053b7?page=uuid:440bf6b7-fc3d-11e9-a1ea-001b63bd97ba>>

LIIRA J., LÖHMUS K., TUISK E. 2012: Old manor parks as potential habitats for forest flora in agricultural landscapes of Estonia. *Biol. Conserv.* 146, 144-154.

LOHSE G. A., BENICK G., LIKOVSKY Z. 1974: Staphylinidae II (Hypocyphinae bis Aleocharinae). Krefeld: Goecke & Evers Verlag.

LÖHMUS K., LIIRA J. 2013: Old rural parks supports higher biodiversity than forest remnants. *Basic Appl. Ecol.* 14, 165-173.

LÖVEI G. L., MAGURA T. 2011: Can carabidologists spot a pitfall? The non-equivalence of two components of sampling effort in pitfall-trapped ground beetles (Carabidae). *Community Ecology.* 12 (1), 18-22.

LÖVEI G. L., SUNDERLAND K. D. 1996: Ecology and behavior of ground beetles (Coleoptera: Carabidae). *Annual Review of Entomology.* 41, 231-256.

MĚSTO VLAŠIM [online]. c2013. 2013 [cit. 15.1.2020]. Dostupné na <<https://www.vlasimskypark.cz/projekty-obnovy-a-rozvoje-zamku-a-parku-ve-vlas/>>

MĚSTYS VRCHOTOVY JANOVICE [online]. c2020 [cit. 3.3.2020] Dostupné na <<http://www.mestysvrchotovyjanovice.cz/>>

MITCHELL B. 1963: Ecology of two carabid beetles, *Bembidion lampros* (Herbst) and *Trechus quadristriatus* (Schrank). *Journal of Animal Ecology.* 32, 377-392.

MOUCHA P., PELC F. 2008: Ochrana přírody. 1, 5-7.

MÜHLENBERG M. 1993: Freilandökologie. UTB, Heidelberg, Wiesbaden, 512 pp.

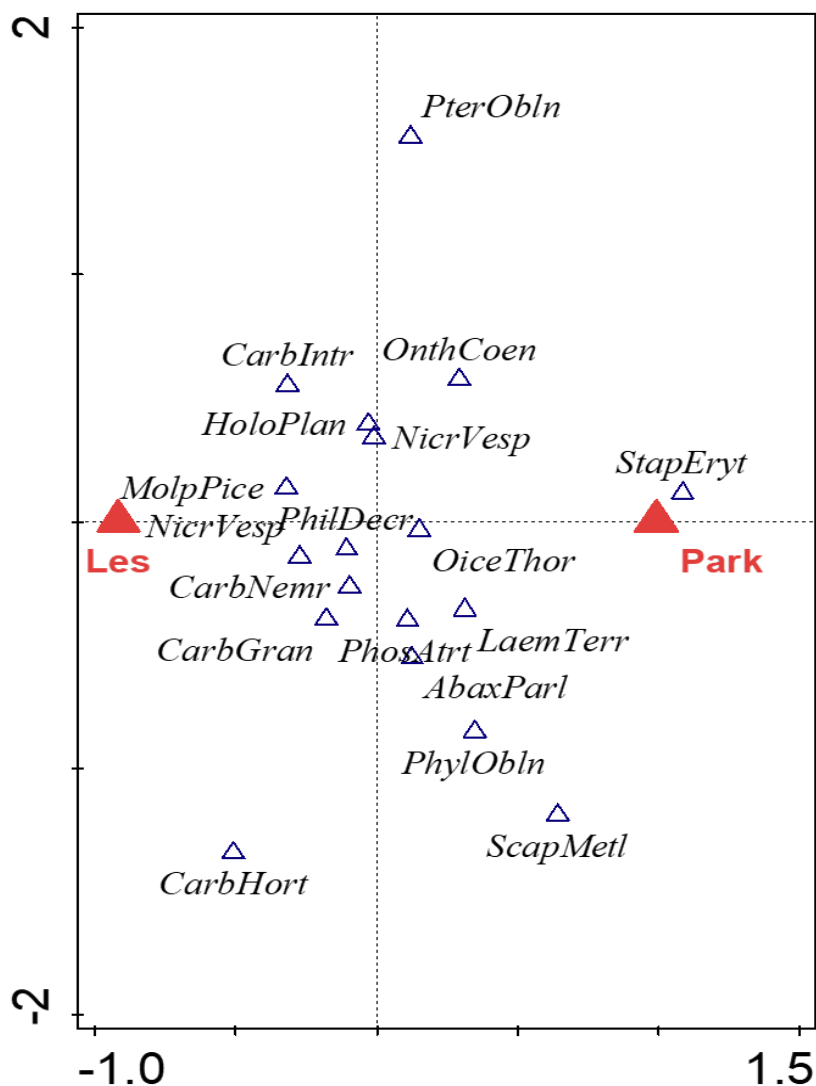
NÁRODNÍ PAMÁTKOVÝ ÚSTAV [online]. c2013. 2013. [cit. 12.1.2020]. Dostupné na: <https://www.npu.cz/uop/ceske-budejovice/vzdelavani/naucne_stezky/Stranky%20z%20naucna_stezka_hlubokaCZ_web.pdf>

- NEUHÖFEROVÁ P. 2006: Historie a vývoj lesů v českých zemích. Praha: ČZU v Praze. ISBN 80-213-1536-9.
- NIEMELÄ J. 2001: Carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) and habitat fragmentation: a review. *Eur. J. Entomol.* 98, 127-132.
- NIEMELÄ J., HAILA Y., HALME E., PAJUNEN T., PUNTTILA P. 1989: The annual activity cycle of carabid beetles in the southern Finnish taiga. In *Annales Zoologici Fennici* (pp. 35-41). Finnish Zoological Publishing Board, formed by the Finnish Academy of Sciences, Societas Scientiarum Fennica, Societas pro Fauna et Flora Fennica and Societas Biologica Fennica Vanamo.
- NIEMELÄ J., SPENCE J. R., SPENCE, D. H. 1992: Habitat associations and seasonal activity of ground-beetles (Coleoptera, Carabidae) in central Alberta. *The Canadian Entomologist*. 124 (3), 521-540.
- NOŽIČKA J. 1957: Přehled vývoje našich lesů. Praha: Státní zemědělské nakladatelství.
- OBRTTEL R. 1971: Number of pitfall traps in relation to the structure of the catch of soil surface Coleoptera. *Acta ent. bohemoslov.* 68, 3000-3009.
- ODUM E. P., BARRETT G. W. 1971: Fundamentals of ecology. Philadelphia: Saunders.
- OLŠAN J. 2000: Historie zámecké zahrady [online]. c2000. 2000. [cit. 2.1.2020]. Dostupné na: <http://www.castle.ckrumlov.cz/docs/cz/zamek_zahrada_histzz.xml>
- PESCHEL T. 2000: Vegetationskundliche Untersuchungen der Wiesen und Rasen Historischer Gärten in Potsdam. Stuttgart: Ibidem-Verlag.
- PINSKI R.A., MATTSON W.J., RAFFA K.F. 2005: Host breadth and ovipositional behavior of adult *Polydrusus sericeus* and *Phyllobius oblongus* (Coleoptera: Curculionidae), nonindigenous inhabitants of northern hardwood forests. *Environ. Entomol.* 34, 148–157.
- PORHAJŠOVÁ J., PETŘVALSKÝ V., ŠUSTEK Z., URMINSKÁ J., ONDRIŠÍK P., NOSKOVIČ J. 2008: Long-termed changes in ground beetle (Coleoptera: Carabidae) assemblages in a field treated by organic fertilizer. *Biologia*. 63, 1184-1195.

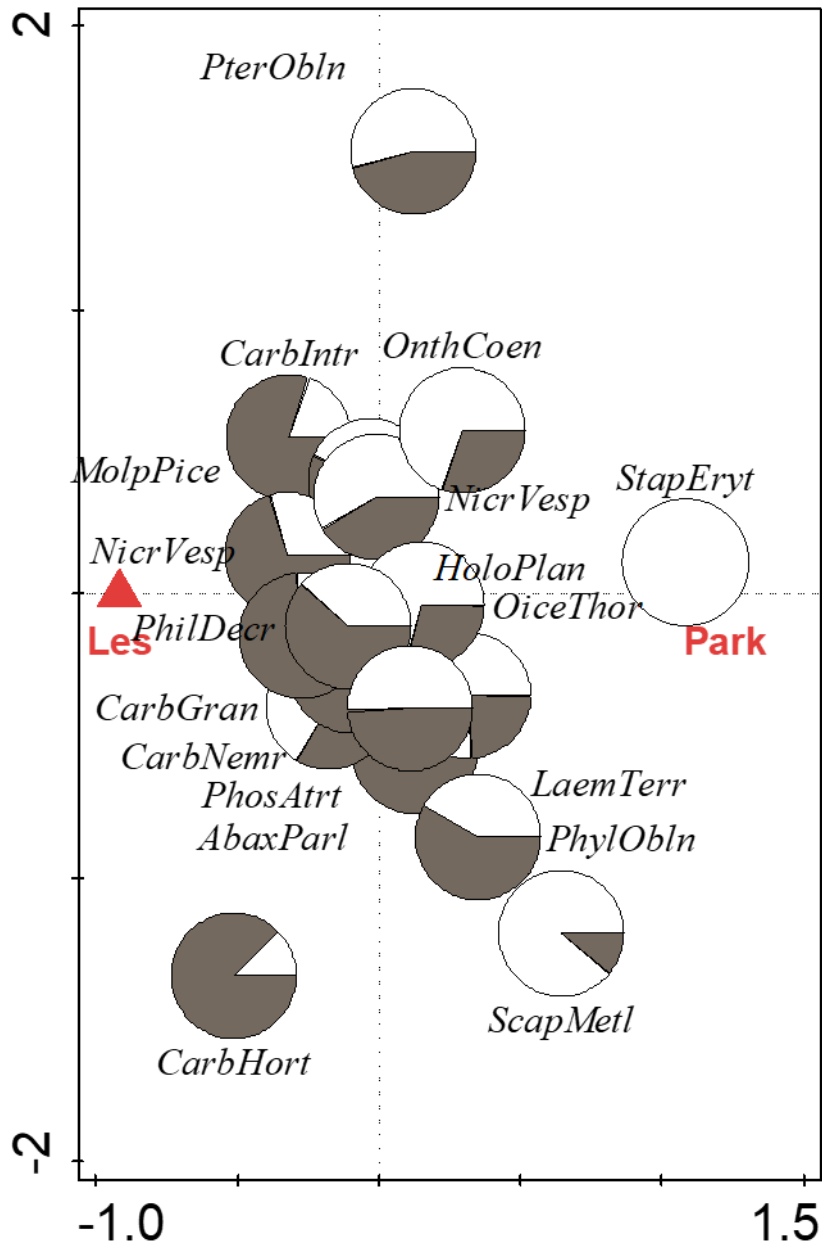
- QUINN J. 2012: Butterfly Monitoring 2012 rare Charitable Research Reserve.
- RAINIO J. and NIEMELÄ J. 2003: Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) as bioindicators. *Biodiversity and Conservation*. 12, 487-506.
- SCHULDT A. et al. 2019: Multiple plant diversity components drive consumer communities across ecosystems. *Nature Communications*. 10 (1), 1-11.
- SOUTHWOOD T. R. 1966: *Ecological Methods*. London: Methuen.
- SOUTHWOOD T., HENDERSON P. 2000. *Ecological Methods*., 3rd edition. Oxford: Blackwell.
- SOVIŠ M. 2010: Nadměrný odchyt epigeonu-kolik zemních pastí postačuje pro poznání druhového spektra? Diplomová práce. Olomouc: Univerzita Palackého v Olomouci, Přírodovědecká fakulta.
- SSYMANK A. 1991: Die Anwendung von Farbschalen in der Biozöologie am Beispiel der Syrphiden. *Beih. Verh. Ges. Ökol.* 2, 119–128.
- STANOVSKÝ J., PULPÁN J. 2006: Střevlíkovití brouci Slezka (severovýchodní Moravy). Frýdek-Místek: Muzeum Beskyd.
- SUKOPP H. 1968: Das naturschutzgebiet Pfaueninsel in Berlin-Wannsee. I. Beiträge zur landschafts-und florengeschichte. *Sitzungsbericht der Gesellschaft Naturforschender Freunde zu Berlin*. 8, 93-129.
- SUTTON S.L. 1980: *Woodlice*. Oxford: Pergamon Press.
- SUTTON S.L., HOLDICH D.M. 1984: *The Biology of Terrestrial Isopods*. Oxford: Clarendon Press.
- SVOBODA J., MOUDRÝ J. 2006: Vlašim: Po stopách předků. Vlašim.
- THIELE L. 1977: *Carabid beetles in their environment*. Berlin: Springer-Verlag.
- TRETZEL E. 1955: Technik und Bedeutung des Fallenfanges für ökologische Untersuchungen. *Zool. Anz.* 155, 276–287.
- TURNER T. 2005: *Garden history: Philosophy and design 2000 BC–2000 AD*. Routledge.

- VAN CALSTER H., VANDENBERGHE R., RUYSEN M., VERHEYEN K., HERMY M., DECOQ G. 2008: Unexpectedly high 20th century floristic losses in a rural landscape in northern France. *J. Ecol.* 96, 927-936.
- VAN DER DRIFT J. 1951: Analysis of the animal community in a beech forest floor. *Tijdschr. Entomol.* 94, 1–168.
- VAN ERP-HOUTEPEN A. 1986: The etymological origin of the garden, *Journal of Garden History.* 6 (3), 227–231.
- VOS W., MEEKES H. 1999: Trends in European cultural landscape development: perspectives for a Sustainable future. *Landsc. Urban Plan.* 46, 3-14.
- VYSOKÝ V. 2010: Drabčici Českého středohoří (Coleoptera: Staphylinidae) [online]. c2010 [cit. 3.3.2020]. Dostupné na <<http://www.ceskestredohori.cz/zvirena/drabcici-ceskeho-stredohori.htm>>
- WALERZAK M. T., SWIERK D., KRZYZANIAK M., URBANSKI P. 2015: A method of analysis and valorisation of historic green space arrangements in rural areas in Poland. *Bulgarian J. Agr. Sci.* 21, 507-516.
- WEEKS R.D., MCINTYRE N.E. 1997: A comparison of live versus kill pitfall trapping techniques using various killing agents. *Entomol. Exp. Appl.* 82, 267–273.
- WHITTAKER R. H., 1972: Evolution and measurement of species diversity. *Taxon.* 21, 213-251.
- YU X. D., LUO T. H., ZHOU H. Z. 2006: Habitat associations and seasonal activity of carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) in Dongling Mountain, North China. *Entomologica Fennica.* 17 (2), 174–183.
- ZAHRADNÍK J. 2008: *Brouci.* Praha: Aventinum.

8. Přílohy



Obrázek 15.: CCA analýza druhové variability mezi parky a lesy (lokalita a sezonalita jsou kovariáty). První kanonická osa vysvětluje 2,4 %, druhá 16 % celkové druhové variability. Faktor Les/Park vyšel neprůkazně (F-ratio 0,6 a $P = 0,54$). Jména druhů jsou složena z prvních čtyř písmen druhového a rodového jména. Viz také obr. 16.



Obrázek 16.: CCA analýza druhové variability mezi parky a lesy (lokalita a sezonalita jsou kovariáty). První kanonická osa vysvětluje 2,4 %, druhá 16 % celkové druhové variability. Faktor Les/Park vyšel neprůkazně (F-ratio 0,6 a P = 0,54). Jména druhů jsou složena z prvních čtyř písmen druhového a rodového jména.

Tabulka 1.: Souhrnná tabulka všech chycených druhů brouků dle lokalit a termínů sběrů.

Species	KON_P1	KON_P2	KON_P3	KON_L1	KON_L3	VRJ_P1	VRJ_P2	VRJ_P3	VRJ_L1	VRJ_L2	VRJ_L3	CKR_P1	CKR_P2	CKR_P3	CKR_L1	CKR_L2	CKR_L3	TRB_P1	TRB_P2	TRB_P3	TRB_L1	TRB_L2	TRB_L3	HLU_P1	HLU_P2	HLU_P3	HLU_L1	HLU_L2	HLU_L3	VLA_P1	VLA_P2	VLA_P3	VLA_L1	VLA_L2	VLA_L3			
<i>Abax parallelepipedus</i>	6			17							1	16		14	1									8	6	2	3	5						1				
<i>Agelastica alni</i>																																2						
<i>Agonum sexpunctatum</i>																				1																		
<i>Amara cursitans</i>									2																													
<i>Byctiscus populi</i>												1																										
<i>Calosoma inquisitor</i>												1			1																							
<i>Carabus auronitens</i>															4			3			1																	
<i>Carabus cancellatus</i>																															2				1			
<i>Carabus coriaceus</i>													1	1		1	3																					
<i>Carabus glabratus</i>										1					1	1								2			1											
<i>Carabus granulatus</i>	8	5		4	2															1		1																
<i>Carabus hortensis</i>				1		1			3						1													1								1		
<i>Carabus intricatus</i>																								4			15						1	5				
<i>Carabus nemoralis</i>	2	7	1	6	3	3	2		2	15				14	19	2	1	3			2			10	4	1		10	11		3	1	6					
<i>Carabus violaceus</i>															1	3	2							2	2	3		4	1									
<i>Cis boleti</i>																																		3				
<i>Corymbia rubra</i>																																			2			
<i>Cychrus caraboides</i>										1																												
<i>Deporaus betulae</i>																																				2		
<i>Dermestes undulatus</i>																																				1		
<i>Geotrupes stercorosus</i>	3	32		2		3	2	6	7					6	3	1	7	3		2			4	8	8	7	9	24	8	12	2	8	6	12				
<i>Glischrochilus quadripunctatus</i>												1			1																				3			
<i>Gnorimus variabilis</i>																											1											
<i>Harpalus affinis</i>									1												3															2		
<i>Hololepta plana</i>																																7	6	14	3			
<i>Laemostenus terricola</i>	4	4								2					2						5											2	1			1		
<i>Lucanus cervus</i>																									1													
<i>Molops piceus</i>		3								2					3																				2			
<i>Nicrophorus humator</i>		4		2		3				4				1	2		1	8						4	4			2	4	2	4				2			
<i>Nicrophorus vespillo</i>	2	26	19		11	28		20		32		1			5	2	1	48	2		1			3				2	21	43	5		7	11				
<i>Nicrophorus vespilloides</i>							5		12	17				38	21	3		15									40	21	10	14	36	3			28	11		
<i>Ocypus macrocephalus</i>		11		2						4					2																		2					
<i>Ocypus ophthalmicus</i>																																				4	2	
<i>Oiceoptoma thoracicum</i>	4	12		3											4	12			20	18					7	14		9	6		13			2	3			
<i>Onthophagus coenobita</i>		6																							5		8				37	7			16			
<i>Onthophagus ovatus</i>																															16				12			
<i>Opatrum sabulosum</i>												1																										
<i>Osmoderma barnabita</i>																						1																
<i>Otiorhynchus ovatus</i>										1																												
<i>Philonthus decorus</i>	1	6	2	6	3		10		6	2		1		4										5	6		7			6	18	11	2					
<i>Phosphuga atrata</i>	1			3	3						2	2			5	4			2					5	5	3				5	1	4		2				
<i>Phyllobius oblongus</i>												5			6																					1		
<i>Platynus assimilis</i>	1																																					
<i>Pocadius ferrugineus</i>																																					4	
<i>Prionus coriarius</i>																																				4		
<i>Pterostichus oblongopunctatus</i>	8	8	12		7	16					11	2		12	2								4								5	3		2				
<i>Scaphidema metallicum</i>	6			1		2																																
<i>Scolytidae</i>																	2																					
<i>Selatousus aeneus</i>																1																						
<i>Staphylinus erythropterus</i>																										4	1											
<i>Strophosoma melanogrammus</i>							1																															
<i>Triroma bipustulata</i>																																						
<i>Velleius dilatatus</i>					2																																	
<i>Volinus sticticus</i>												2																										
<i>Xylodrepa quadripunctata</i>										1																												

Tabulka 2.: Souhrnná tabulka všech chycených skupin ostatních živočichů dle lokalit a termínů sběrů.

Skupina	KON_P1	KON_P2	KON_P3	KON_L1	KON_L2	KON_L3	VRJ_P1	VRJ_P2	VRJ_P3	VRJ_L1	VRJ_L2	VRJ_L3	CKR_P1	CKR_P2	CKR_P3	CKR_L1	CKR_L2	CKR_L3	TRB_P1	TRB_P2	TRB_P3	TRB_L1	TRB_L2	TRB_L3	HLU_P1	HLU_P2	HLU_P3	HLU_L1	HLU_L2	HLU_L3	VLA_P1	VLA_P2	VLA_P3	VLA_L1	VLA_L2	VLA_L3		
Apidae	1												1		1																							
Arachnida	2				11		2			3	3		8						3	3	3			3	2	11	4	5		4					2			
Arionidae							3						1	1	5	3																	1					
Diplopoda	11	13		7	6	19	2	6		2	8	13	10		7					23			6		8	11	8		6	9		8	6			5		
Ectobiidae											3	8																1										
Elateridae																																						
Eulipotyphla				2	3		3			2										2					1													
Formicidae	3			5			2		7	15	24	3							6	5					3	5				4						4		
Gryllidae											5															1		2	2	3		13	12	6				
Helicidae	6	15		23						2	3	1		7	17	10												5			3							
Chilopoda							2					1													3	2											1	
Isopoda	2	17	3	3	15	3	5			40	47	51	29	7	27	13						10	5	6	12	27	10	16	19	53	43	17	30	18	45			
Lepidoptera													1	4														2										
Lumbricidae				1																								1										
Muscidae		15	14		24		3	5	19	30	19	5	33	18	6				9	6		7		40	18	22	20	15	36		7	11	10				2	
Pyrrhocoridae													15	29	11					3			1				11	3										
Rodentia	3	2		4	2		2	3		1	2									4					3	1	2	4	1	5				2	1			
Tettigoniidae																												1										



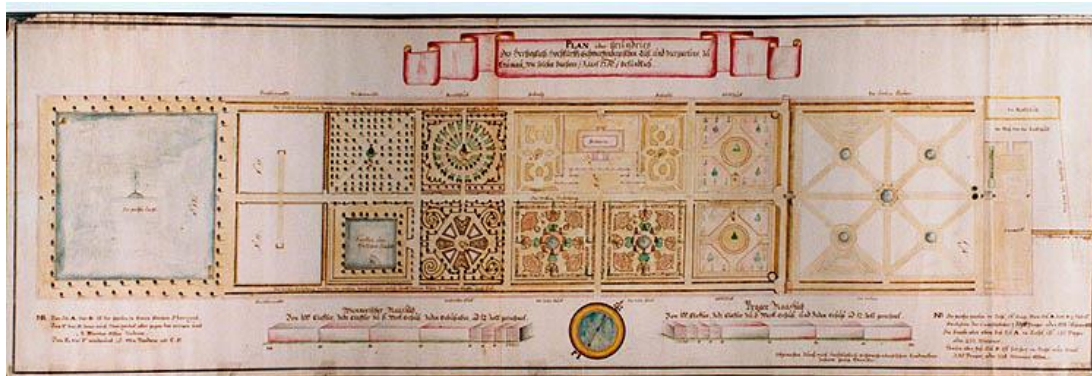
Obrázek 17.: Čínský pavilon z roku 1802 v parku ve Vlašimi. Zdroj Veronika Pincová, Historie zámeckého parku Vlašim.



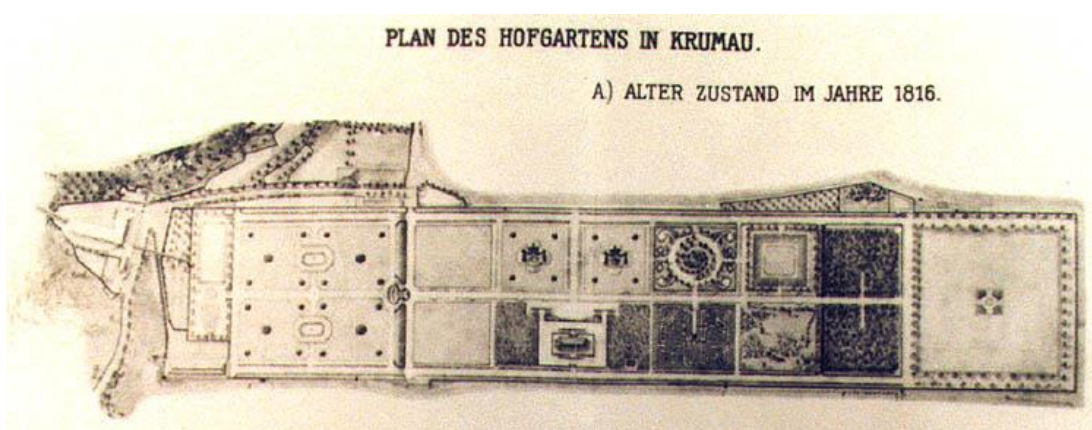
Obrázek 18.: Historická mapa zámeckého parku Vlašim z 19. století. Zdroj mapy.cz.



Obrázek 19.: Historická mapa Konopištského parku z 19. století. Zdroj mapy.cz



Obrázek 20.: Historický plán zámeckého parku v Českém Krumlově z roku 1750. Zdroj Zámek Český Krumlov



Obrázek 21.: Historický plán zámecké zahrady v Českém Krumlově z roku 1816. Zdroj Zámek Český Krumlov



Obrázek 22.: Historický plán parku u hrobky Schwarzenbergů v Třeboni krátce po jeho založení. Zdroj Zahrady a parky Jižních Čech.



Obrázek 23.: Pohled na zámek v Hluboké nad Vltavou z roku 1809. Patrné jsou založené vinice na stráni pod hradem. Zdroj hrady-zrceniny.cz



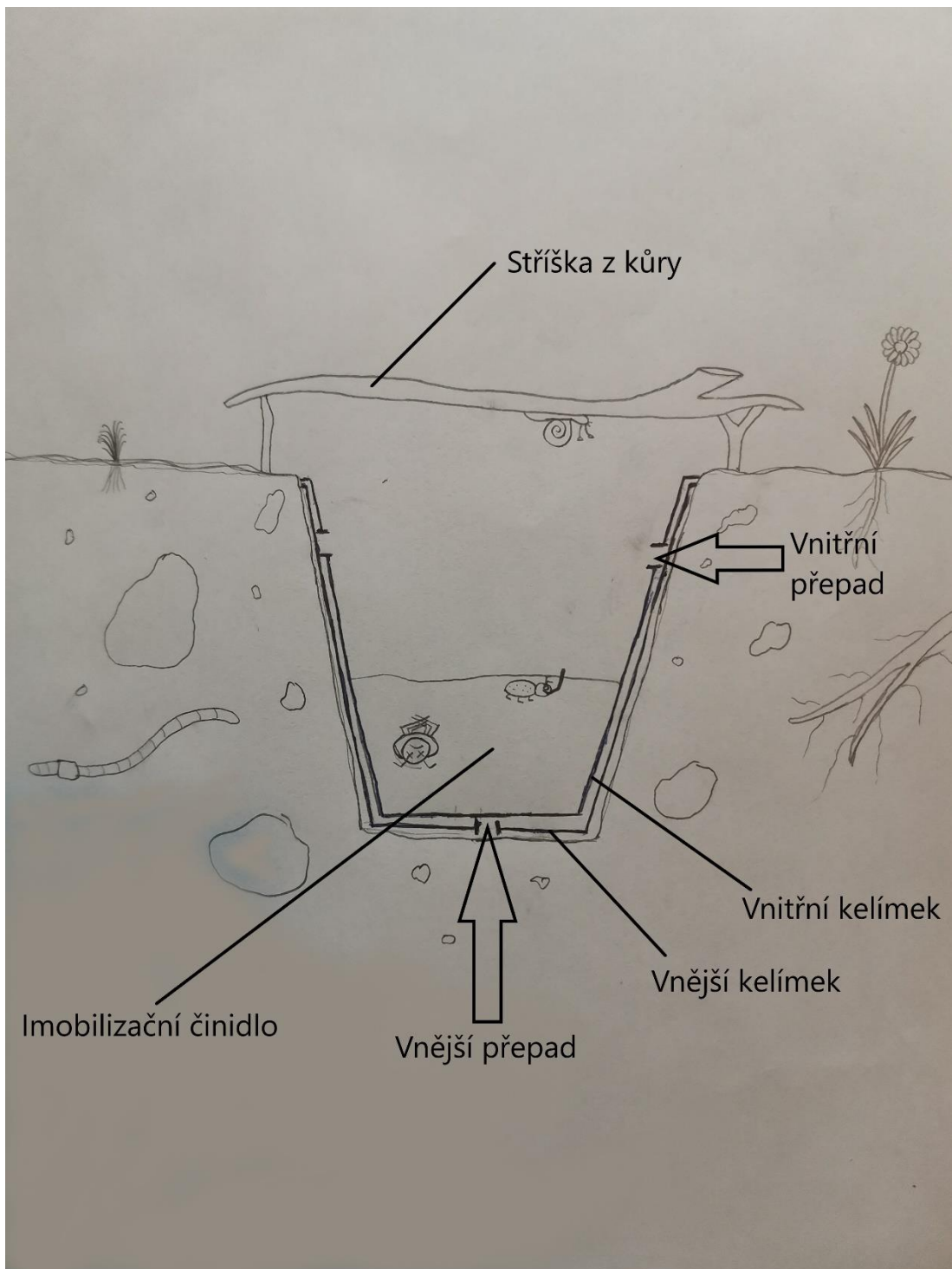
Obrázek 24.: Foto parku v Českém Krumlově. Rybníček v zadní části parku. Autor Bc. Čeněk Pangrác



Obrázek 25.: Foto parku ve Vrchotových Janovicích. Foceno z mostku, který vede přes potok vytékající z centrálního rybníku. Autor Bc. Čeněk Pangrác



Obrázek 26.: Foto parku v Hluboké nad Vltavou. Focen rybník ve středu parku. Autor Bc. Čeněk Pangrác



Obrázek 27.: Schéma zemní pasti. Autor Bc. Čeněk Pangrác.



Obrázek 28.: Foto zdobence proměnlivého (*Gnorimus variabilis*-Linnaeus, 1758) z lokality Hluboká nad Vltavou les. Jelikož se jednalo o ohroženého živočicha, který byl živý, tak byl určen na místě a vypuštěn zpět do přírody. Autor Bc. Čeněk Pangrác



Obrázek 29.: Foto krajníka hnědého (*Calosoma inquisitor*-Linnaeus, 1758). Autor fotografie Udo Schmidt. Ze stránky wikipedia.org



Obrázek 30.: Foto páchníka hnědého (*Osmoderma barnabita*-Motschulsky, 1845). Autor Zdeněk Hanč. Ze stránky biolib.cz