

Česká zemědělská univerzita v Praze

**Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů
Katedra zoologie a rybářství**



**Fakulta agrobiologie,
potravinových a přírodních zdrojů**

**Rozdíly biodiverzity hmyzu neozeleněných ploch a
přírodních stanovišť s permakulturními prvky**

Diplomová práce

Bc. Hruběšová Lucie

**Zemědělství a rozvoj venkova
Rozvoj venkovského prostoru**

prof. RNDr. Miroslav Barták, CSc.

©2022 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou diplomovou práci " Rozdíly biodiverzity hmyzu neozeleněných ploch a přírodních stanovišť s permakulturními prvky" jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucího diplomové práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autorka uvedené diplomové práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušila autorská práva třetích osob.

V Praze dne 14.4.2022

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala panu prof. RNDr. Miroslavu Bartákovi CSc. za jeho pomoc, ochotu a hodnotné rady. Dále také za kladný přístup, trpělivost a odborné vedení mé diplomové práce. V neposlední řadě bych také chtěla poděkovat paní Ing. Vladimíře Sedlákové, Ph.D. za cenné rady při zpracovávání statistických analýz, bez kterých by byla tato práce neúplná.

Poděkovat bych také chtěla svým rodičům, prarodičům a bratrovi za oporu v době studia. Velké díky patří také mým spolužákům a přátelům, jmenovitě pak Bc. Johaně Kubišové, za sdílení studentských let a spoustu zážitků. V neposlední řadě také mému příteli za podporu při psaní bakalářské i diplomové práce.

Rozdíly biodiverzity hmyzu neozeleněných ploch a přírodních stanovišť s permakulturními prvky

Souhrn

Předložená práce se zabývá porovnáním společenstev hmyzu řádů motýli (Lepidoptera), dvoukřídlí (Diptera) a brouci (Coleoptera) na dvou stanovištích v Praze 5 v Jinonicích. Vzhledem k celosvětovému ubývání původních přírodních stanovišť a míry urbanizace je vytvářen stále větší tlak na přírodní oblasti a organismy v nich žijící. Cílem práce bylo podrobně rozebrat problematiku druhové rozmanitosti hmyzu na přírodních stanovištích s permakulturními prvky v porovnání s okolními stanovišti a jejich účinnosti v podpoře biodiverzity hmyzu. Výzkum v terénu probíhal v průběhu letní sezony 2021, stanoviště byla vzorkována čtyřikrát v průběhu 24 hodin. Odchyt probíhal umístěním Mörickeho misek na dvou stanovištích. Na prvním stanovišti obohaceném o motýlí pás byly testovací misky umístěné v liniovém transektu, na druhém stanovišti ovlivněném zástavbou byly misky umístěny kolem budovy školy a na přilehlém parkovišti. Odběry vzorků na obou stanovištích proběhly každý měsíc ve shodný den. Ze získaných dat byla počítána druhová bohatost a diverzita jednotlivých stanovišť. K porovnání stanovišť bylo využito jednoduchých indexů jako je Simpsonův index diverzity a Shannonův index diverzity. Pro přesnější porovnání obou stanovišť byla vypočítána analýza rozptylu hlavních efektů s využitím výpočtu Tukeyova HSD testu. V závislosti na výsledcích relativní početnosti jednotlivých morfodruhů byl zhotoven spojnicový graf porovnávající početnosti obou stanovišť. Celkem bylo zaznamenáno 4596 jedinců zastupujících 16 řádů. Jak početnost, tak druhová bohatost byla jednoznačně vyšší na prvním stanovišti obohaceném o kvetoucí pás. Dominujícím řádem obou stanovišť byl řád dvoukřídlí (Diptera), kde bylo z celkového počtu 1629 jedinců nalezeno 26 odlišných morfodruhů. Další sledované řády byly méně početnější a rozmanitější. Brouci (Coleoptera) obsahovali 102 jedinců ve 13 odlišných morfodruzích. Z řádu motýli (Lepidoptera) bylo odchyceno 46 jedinců ve čtyřech odlišných morfodruzích, z nichž se na stanovišti ovlivněném zástavbou vyskytoval pouze jeden jedinec, zástupce čeledi můrovití (Noctuidae). Výsledky ukázaly značné rozdíly v diverzitě neozeleněných ploch a ploch obohacených o permakulturní prvek. Obecně lze konstatovat negativní vliv zástavby na biologickou rozmanitost a početnost sledovaných skupin hmyzu. Vzhledem k rostoucí urbanizaci a ubývání přirozených stanovišť bylo hlavním záměrem práce zdůraznění významu podpory diverzity hmyzu.

Klíčová slova: biodiverzita, hmyz, stanoviště, urbanizace, permakultura, bezobratlí

Differences in insect biodiversity in non-green areas and natural habitats with permaculture elements

Summary

The presented thesis deals with the comparison of insect communities of the orders Butterflies (Lepidoptera), Diptera (Diptera) and Beetles (Coleoptera) at the locality in Prague 5 in Jinonice. Due to the overall decrease of natural habitats and the increasing degree of urbanization, there is increasing pressure on the natural area and the organisms in which they live. The aim of the research was to analyze in detail the problematics of insect species diversity in natural habitats with permaculture elements in comparison with the surrounding habitats and their effectiveness in relation to insect biodiversity. Field research takes place during the summer season of 2021, with the site being tested four times during period of 24 hours. The testing was performed by placing of Möricky's yellow plates in two locations. At the first habitat enriched with a sown flower strip, test plates were placed in a line transect, at the second habitat affected by the urbanization, the plates were placed around the school building and in the adjacent parking lot. Testing of both sites took place on the same day each month. The species richness and functional diversity of individual habitats were calculated from the obtained data. Furthermore simple indices such as the Simpson's Diversity Index and the Shannon Diversity Index were used to achieve the resulting values. Additionally, for a more accurate comparison of the two habitats, the analysis of main effects variance was calculated using the calculation of Tukey's HSD test. Depending on the relative abundance of individual taxa, a line graph was made comparing the abundance of both habitats. A total of 4596 individuals representing 16 orders were recorded from both locations. Both abundance and species richness were significantly higher in the first habitat enriched with sown flower strip. The dominant order of both habitats was undoubtedly the Diptera, where 1,629 individuals were collected from a total of 26 different taxonomic units found. Other monitored orders were a little more numerous and diverse. The beetles (Coleoptera) contained 102 individuals from 13 different taxonomic units. Of the order Butterflies (Lepidoptera), 46 individuals from four different taxa were captured where only one individual, a member of the Noctuidae family, occurred in the urban habitat. The results show significant differences in the diversity of non-green areas compared to areas enriched with a permaculture element. Generally speaking, the negative impact of urbanization on biodiversity and abundance of the observed groups of insects can be stated. In conclusion, due to the growing urbanization and declining natural habitats, the main purpose of the work was to emphasize the importance of supporting insect diversity.

Keywords: biodiversity, insects, habitats, urbanization, permaculture, invertebrates

Obsah

1 Úvod	9
2 Vědecká hypotéza a cíle práce	10
3 Literární rešerše	11
3.1 Biodiverzita	11
3.1.1 Význam slova biodiverzita	11
3.1.2 Úrovně biologické diverzity	11
3.1.3 Dlouhodobé změny v biologické diverzitě hmyzu	12
3.1.4 Faktory udávající biologickou diverzitu lokality.....	13
3.1.5 Příčiny poklesu diverzity hmyzu	13
3.1.6 Právní náležitosti pro ochranu biologické rozmanitosti	13
3.2 Urbanizace a biologická rozmanitost	14
3.2.1 Urbanizace a diverzita bezobratlých živočichů	14
3.2.2 Vliv zástavby na diverzitu hmyzu	15
3.2.3 Dopady zástavby na biodiverzitu hmyzu.....	16
3.2.4 Podpora biologické rozmanitosti ve městech	17
3.3 Přírodní stanoviště	19
3.3.1 Přírodní stanoviště a diverzita bezobratlých živočichů	19
3.3.2 Faktory ovlivňující biologickou rozmanitost přírodních oblastí	20
3.3.3 Podpora biologické rozmanitosti v přírodních oblastech	22
3.4 Permakultura a biologická rozmanitost	23
3.4.1 Zásady a principy umístování permakulturních prvků.....	23
3.4.2 Implementace permakulturních prvků	24
3.4.2.1 Motýlí pásy.....	25
3.5 Vybrané skupiny hmyzu	26
3.5.1 Řád motýli (Lepidoptera).....	26
3.5.2 Řád brouci (Coleoptera).....	28
3.5.3 Řád dvoukřídlí (Diptera).....	30
4 Metodika	32
4.1 Metody sběru a pokládání pastí	32
4.2 Stanoviště č. 1	32
4.3 Stanoviště č. 2	33
4.4 Zpracování a vyhodnocování vzorků	33
4.5 Kvantitativní synekologická analýza	34
5 Výsledky	37
5.1 Druhová bohatost – Stanoviště č. 1	37
5.2 Druhová bohatost – Stanoviště č. 2	38
5.3 Rozdíly biologické rozmanitosti stanovišť	38

6	Diskuze	42
7	Závěr.....	46
8	Literatura	48
9	Samostatné přílohy.....	I

1 Úvod

Veškerá zastavěná plocha ve městech ubírá prostor pro růst zeleně včetně půdního prostředí a tím i šanci na životní prostor pro živočichy. V antropocénu je lidská činnost jednou z hlavních sil přetvářejících klima a biosféru, což vede planetu na cestu k rychlé degradaci životního prostředí (Kopp et al. 2017). Spolu s degradací životního prostředí jsou aktuální i rozsáhlé úbytky hmyzu po celém světě (Montgomery et al. 2021; Hallman et al. 2017). Mezi hlavní neozeleněné plochy dnešní doby patří především zástavba ve městech jako jsou parkoviště, střechy či větší budovy nebo sklady. Model současného ekonomického rozvoje však ozelenění většiny těchto ploch nepodporuje a působí negativně pro ekosystémy a lidské zdraví. I když se přes půl století politiky různých zemí snaží o udržitelný rozvoj, který by splnil potřeby současnosti, aniž by ohrozil budoucí generace, ozelenění urbánních ploch je možné jen pro velmi privilegované skupiny (Ruault et al. 2022).

Diplomová práce v rešeršní části podrobně rozebere tři řády brouci (Coleoptera), dvoukřídlí (Diptera) a motýli (Lepidoptera) jejich zástupce a výskyt na různých stanovištích v České republice. Hmyz je jedním z nejhojnějších a druhově nejrozmanitějších organismů na naší planetě, často je stavebním prvkem celých ekosystémů a je třeba mu věnovat pozornost (Kim 1993). Ač je ochrana cenných ekosystémů i hmyzu nesmírně důležitá, často se setkáváme s problémy v rámci vlastní druhové ochrany. Druhovou rozmanitost mnohdy doprovází vědomostní mezery a chyby v taxonomii jednotlivých druhů a jejich ekologii (Resh & Carde 2009). Na území Evropy můžeme najít až 105 000 druhů hmyzu, a to ve vodních i suchozemských biotopech (Jong et al. 2014). Výskyt zmiňovaných cenných taxonů částečně sice podporuje ochrana na úrovních ekosystémů, ochrana ptačích oblastí, dešťníkové druhy nebo ochrana národních parků a jiných oblastí (Haslett 2001). Je ale zájem laické veřejnosti dostatečný k udržení populací pro příští generace?

Nutno také zmínit, že o určité řády a čeledi hmyzu je díky jejich atraktivitě jednoznačně větší zájem, s tím je spojen i největší pokrok ve zkoumání jejich taxonomie, ekologie a ochrany. Mezi nejpopulárnější řády patří například motýli (Lepidoptera), brouci (Coleoptera) nebo vážky (Odonata) (Samways 1993).

2 Vědecká hypotéza a cíle práce

Cílem diplomové práce bylo vypracovat literární rešerši na téma výskytu hmyzu v rozdílných stanovištích. Cílem experimentální části bylo nashromáždění dostatečného množství vzorků bezobratlých řádů Coleoptera, Diptera a Lepidoptera a následné porovnání jejich výskytu na stanovištích s permakulturními prvky a bez nich. Diplomová práce se vzhledem k celosvětovému ubývání původních přírodních stanovišť zaměřuje především na druhovou rozmanitost hmyzu na přírodních stanovištích s permakulturními prvky v porovnání s okolními stanovišti a jejich účinnosti v podpoře biodiverzity hmyzu. Dále se práce zabývá vlivem urbanizace a výstavby neozeleněných ploch na abundanci a biologickou rozmanitost hmyzu.

Hypotézy:

- 1) Míra diverzity se liší v prostředí s permakulturními prvky oproti nezeleným urbánním plochám.
- 2) V prostředí s permakulturními prvky nacházíme široké zastoupení jednotlivých druhů hmyzu.

3 Literární rešerše

3.1 Biodiverzita

Biodiverzita je pojem nabývající velké popularity napříč společnostmi. Ochrana biodiverzity, význam biodiverzity, úbytek biodiverzity to vše jsou slovní spojení, se kterými se setkáváme dnes a denně (Storch 2019). Co ale tyto pojmy znamenají? Jak je možno je měřit a vědecky doložit? Podrobněji tuto problematiku rozeberu v následujících odstavcích.

3.1.1 Význam slova biodiverzita

Dle Holého et al. (2020), je biodiverzita termín složený ze dvou slov, biologická a diverzita. Termín zahrnuje rozmanitost všech organismů žijících na určitém území, na všech úrovních organizace. Nátr (2011) udává, že biologická diverzita je rozmanitost a různorodost neboli variabilita všech živých systémů na všech úrovních uspořádání. Dále také označuje biodiverzitu jako přírodní pojištění, jelikož v prostředí s vyšší biodiverzitou je významnou mírou snížena četnost výskytu nepředvídatelných a nečekaných přírodních jevů. Vyšší rozmanitost také pomáhá stabilitě ekosystémů. Storch (2019) zmiňuje, že termín biodiverzita nabyl popularity především v 90. letech, v době, kdy si širší společnost uvědomila ohrožení přírodních systémů a jejich rozmanitosti. Nicméně skutečnost, že biologickou rozmanitost můžeme měřit, hodnotit a efektivně chránit, je výsledek dlouhodobých výzkumů v rámci ekologie nebo evoluční biologie. Termín biodiverzita tedy zaštiťuje část aktivně probíhajících biologických studií.

3.1.2 Úrovně biologické diverzity

Biologickou rozmanitost lze posuzovat v několika úrovních. Podle stupně organizace živé hmoty se biodiverzita dělí na genetickou, druhovou a diverzitu společenstev a ekosystémů. Podle prostorového gradientu biologickou rozmanitost dělíme do tří skupin alfa, beta a gama (Magurran et al. 2010). Storch (2019) dále rozlišuje diverzitu lokální a regionální, jelikož biodiverzita závisí na prostorové škále (je tedy jasné, že biodiverzita Prahy či Brna bude úplně jiná než biodiverzita Austrálie, protože se jedná o naprosto rozdílné úrovně). Biologická diverzita lokální zahrnuje schopnost druhů společného soužití na jedné ploše, o níž rozhoduje pravděpodobnost a intenzita kolonizace určité lokality. Lokální diverzita je tedy počet druhů, který byl schopen se na danou plochu dostat a přetrvat. Regionální diverzita zahrnuje území takových rozměrů, že je předpokládáno, že většina druhů na ní žijících v dané oblasti vznikla. Storch (2019) zmiňuje, že rozloha území však nemusí být až tak podstatná. Z praktického hlediska je však nejlepší rozdělení na alfa, gama a beta diverzitu.

1.) Alfa (lokální) diverzita

Lokální alfa diverzita popisuje rozmanitost v rámci jednoho společenstva nebo stanoviště tzv. diversity within – habitat. Je vyjádřena indexem diverzity nebo prostým počtem druhů ve společenstvu (Magurran et al. 2010).

2.) Beta (krajinná) diverzita

Neboli diverzita krajiny popisuje strukturní biologickou rozmanitost a komplexnost prostředí. Je mírou podobnosti nebo naopak rozdílnosti druhového složení mezi společenstvy podél

zeměpisné šířky, určitého gradientu či mezi jednotlivým společenstvem a jeho okolím. Čím méně společných druhů je obsaženo ve společenstvech, tím je beta diverzita vyšší (Magurran et al. 2010).

3.) Gama (regionální) diverzita

Regionální či nadregionální diverzita je celková diverzita dané oblasti. Dá se říct, že je podobná alfa diverzitě ve větším prostorovém měřítku. Gama diverzita je přímo měřitelná a porovnává rozdíly mezi druhovým složením společenstev v různých regionech (Magurran et al. 2010).

3.1.3 Dlouhodobé změny v biologické diverzitě hmyzu

Velký vliv na biologickou rozmanitost hmyzu má zemědělství a antropogenní vlivy v prostředí. V dlouhodobém měřítku střední Evropy má zemědělství v důsledku extenzivního obhospodařování půdy spíše pozitivní charakter. Bez lidské činnosti by byla česká příroda a krajina především zalesněnou oblastí, přičemž řada druhů našich bezobratlých je závislá na udržení bezlesí. Kácení lesů, s účelem vytváření prostoru pro zemědělství, pastviny nebo louky zajistilo již v minulosti dobré podmínky pro výskyt stepních druhů a ponechání přírodních ploch samovolnému vývoji by tedy zcela jistě vedlo k jejich zarůstání a ztrátě těchto stanovišť (Storch 2019).

V důsledku antropogenních vlivů, například industrializovaného zemědělství a lesnictví v posledních 150 letech se tento charakter mění na negativní (Storch 2019). Tato skutečnost je jednak zapříčiněna dostatečným množstvím informací o početnosti a vývoji u většiny druhů, nejde ovšem vyvrátit negativní vliv industrializace zemědělství, ošetřování pesticidy nebo celkové intenzifikace (Hejda et al. 2017). Volpato et al. (2020) uvádějí, že početnost blanokřídlého hmyzu v extenzivně obhospodařované krajině, zejména v blízkosti liniových struktur, je až dvakrát větší než v intenzivně obhospodařované krajině bez krajinytvorných prvků. Na základě dlouhodobých trendů jsou sestavovány červené seznamy ohrožených nebo již vyhynulých druhů a díky nim jsou vytvářené záchranné programy na území ČR a Evropy (Hejda et al. 2017). Poslední červený seznam bezobratlých pro území České republiky byl vydán v roce 2005 (Farkač et al. 2005).

Jedním ze zajímavých výzkumů je práce německo – nizozemského kolektivu Hallmann et al. (2017), která sledovala úbytek biomasy hmyzu a členovců po dobu 26 let. Studie byla uskutečněna v 63 přírodních rezervacích napříč Německem. Hallmann et al. (2017) uvádějí, že pro pochopení rozsahu problému a základních příčin poklesu hmyzu je potřeba problematiku studovat do podrobnosti. Široká veřejnost však chápe úbytek pouze na úrovni mizení jednotlivých druhů či taxonomických skupin. Mnohem důležitější je však změna v biomase hmyzu. Úbytek celkové biomasy je totiž zásadní pro ekologické fungování. Výsledná analýza prokazuje úbytek až 76 % biomasy létacího hmyzu na jaře. V polovině léta se úbytek vyšplhal až na 82 %. Pokles je tedy evidentní bez ohledu na typy stanovišť. Vzhledem k stejným či horším podmínkám pro výskyt hmyzu v krajině se dá v budoucnosti předpokládat další dlouhodobý úbytek. Tento deficit biomasy členovců je třeba zařadit jako jeden z faktorů pro hodnocení početností druhů, které jsou na hmyzu závislé jako na zdroji potravy. Je zřejmé, že úbytek má vliv na celkové fungování ekosystému v evropské krajině.

3.1.4 Faktory udávající biologickou diverzitu lokalit

Je všeobecně známo, že počet druhů je dán podmínkami lokalit a krajinným kontextem. Tím je ovlivněno, kolik druhů na jednotlivých lokalitách může společně soužit a kolik je jich schopno se do dané lokality dostat (Storch 2019). Druhovou biologickou rozmanitost také určuje prostorová heterogenita. Větší biodiverzita a více druhů se vyskytuje v prostředí s širší škálou mikroklimatu. Prostředí s více zdroji, více úkryty pro predátory, více typy potravy pro herbivory je indikátorem větší biologické rozmanitosti. Neodmyslitelnou součástí je také strukturní rozložení vegetace a abiotické faktory. Důležité je i rozložení stromů a keřů, jejich pokryvnost, výšková členitost, sluneční expozice nebo kumulace dešťových srážek, to vše zásadně ovlivňuje rozmanitost jednotlivých lokalit (Egerer et al. 2013).

3.1.5 Příčiny poklesu diverzity hmyzu

Úbytky druhového zastoupení hmyzu se začaly sledovat již v první polovině 20. století. Spolu s kolektivizací a intenzifikací zemědělství v druhé polovině 20. století se také zmenšovaly areály pro výskyt hmyzu, část druhů úplně vymizela a tento trend úbytku biodiverzity pokračuje až do současnosti (Laštůvka & Liška 2011). Důvodů snižování biodiverzity v krajině je nespočet. Hlavní příčinou poklesu biologické rozmanitosti hmyzu na loukách a nelesních stanovištích jsou změny hospodaření na zemědělské půdě. S těmito změnami jdou ruku v ruce změny na okolních nezemědělských plochách, a proto je důležité při hledání řešení a podpoře biodiverzity, nahlížet na problém jako na celek. Vnímání krajiny jako celku pak často pomáhá nacházet vhodná řešení na vyhovujících stanovištích. Mezi další nejvýznamnější příčiny úbytku biodiverzity patří například scelování zemědělských pozemků, jež vede k úbytku produkčně nevyužívaných plošek, snaha o využití veškeré půdy pro zemědělství, devastace krajiny či zástavba. Problematika biodiverzity hmyzu přírodních oblastí je podrobněji rozebrána v kapitole 3.3. Jedním z ovlivnitelných faktorů je častý nedostatek informací o požadavcích na stanoviště a dostupnost potravy. Opatření a podpora diverzity se zaměřuje na ochranu ptáků, savců či jinou úzkou skupinu organismů, zatímco jiné taxony jsou upozaděny. Důsledky upřednostnění určitých taxonů jsou však pro hmyz a členovce často fatální. Mezi nejohroženější členovce a druhy hmyzu patří většinou ty, které jsou vázány na specifická prostředí. Mezi ně spadají například pařeziny, pastevní lesy nebo trávníky pasené dobyt看em s narušovanými drny. Většina těchto lokalit je chráněna jako přírodní památky či v rámci národních parků. Dalším významným problémem stojícím za zmínku je úbytek kvetoucích rostlin. Tyto rostliny jsou často považovány za plevely a jsou účinně hubeny pesticidy. Místo kvetoucích luk a trávníků se okolí a krajina stává tzv. zelenou pouští, ve které má hmyz a rozvoj biodiverzity mnohem menší šanci (Holý et al. 2020).

3.1.6 Právní náležitosti pro ochranu biologické rozmanitosti

První legislativní činnosti pro podporu a ochranu biologické rozmanitosti jsou z roku 1992, kdy byla v brazilském Rio de Janeiru konferencí OSN podepsána úmluva o biologické rozmanitosti (Convention on Biological Diversity, CBD). V platnost vstoupila úmluva již 29.

prosince 1993. V novější verzi OSN úmluvy o biodiverzitě bylo cílem zastavit ztrátu biologické rozmanitosti do roku 2020 (Chandra & Idrisova 2011).

Mezi klíčový právní nástroj v České republice patří zákon č. 114/1992 Sb. o ochraně přírody a krajiny v plném znění. Zákon zahrnuje ochranu in situ neboli ochranu přímo v místě zvýšené péče o ochranu biologické rozmanitosti rostlin či živočichů (MŽP 1992). Ochrana prostředí přímo v místě výskytu cenných druhů a zachování podmínek pro jejich výskyt je nejučinnější metodou, jak podpořit biodiverzitu dané oblasti a přítomnost cílových společenstev (Hallmann et al. 2017). Ochrana rozmanitosti se snadněji akceptuje veřejností po vyčíslení ekonomických přínosů chráněného prostředí. Celosvětově se legislativa zaměřuje na snahu o uchování diverzity jako dědictví dalším generacím. Zachování rozmanitosti postupně přináší i ekonomické výhody, a to prostřednictvím obnovení či uchování mnohých funkcí ekosystému. Díky racionálnímu přístupu je možné podporovat služby ekosystému nepřímo spolu s ochranou diverzity (Nátr 2011).

3.2 Urbanizace a biologická rozmanitost

3.2.1 Urbanizace a diverzita bezobratlých živočichů

V průběhu minulého století docházelo k zástavbě a přetváření přírodních prostředí na planetě velice rychlým tempem. V současnosti více než 50 % celosvětové populace žije v městských oblastech. Podíl lidí ve městech neustále roste na všech kontinentech a očekává se, že do roku 2050 dosáhne podíl lidí žijících ve městech 70 % (Fontana et al. 2011). Rozmanitost, početnost a geografické osídlení hmyzu celosvětově, v důsledku zástavby v posledních desetiletích klesá (Goulson 2019; Montgomery et al. 2020). Tento globální demografický přechod má obrovské environmentální, ekonomické a sociální důsledky. Zároveň tyto trendy ovlivnily výskyt přirozeného prostředí pro celou škálu organismů, včetně hmyzu (Wu 2014).

Podstatná část lidstva interaguje s přírodním světem převážně v městském prostředí a v systémech ovládanými lidmi (Dallimer et al. 2014). V urbanizovaném území zcela převládá zastavěné prostředí tedy všechny lidmi vytvořené prvky, jako jsou budovy, továrny, povrchové doly, parkoviště, silnice či přístávací dráhy. Dopady urbanizace jsou nadmíru vysoké a všude přítomné. Ekologická stopa většiny měst přesahuje jejich hranice a negativně ovlivňuje změny životního prostředí v globálním měřítku. Města nyní představují asi 60 % veškeré spotřeby vody v domácnostech a až 80 % emisí skleníkových plynů. V posledních 50 letech urbanizace své tempo zdvojnásobila (Wu 2014). I proto hraje městská zeleň důležitou roli, a to nejen pro populace různých živočichů a zvyšování biologické diverzity, ale také pro zlepšování kvality života obyvatel měst. Bylo prokázáno, že zelené plochy zlepšují fyzické a duševní zdraví a zvyšují celkovou pohodu. Existují tedy přesvědčivá fakta pro zvyšování procentuálního zastoupení zelených ploch ve městech a příměstských zónách. (Dallimer et al. 2014). Vzhledem k narůstání počtu městské populace a narůstání procenta zastavěné plochy, se urychlil přechod lidstva do antropocénu. Lidé mají tedy v důsledku svých činností zodpovědnost a možnost globálně ovládat zemský ekosystém, včetně přetváření krajiny nebo biosféry (Wu 2014).

Výzkum prováděný v Anglii, kde přibližně 90 % populace žije ve městech, poukazuje na potřebu podpory biodiverzity a zvětšování ozeleněných ploch. Podobně jako v jiných silně urbanizovaných zemích je pochopení začlenění ozeleněných ploch do městského prostředí nezbytné a zvýšení procenta zeleně je pocíťováno napříč celou populací. Studie také zmiňuje, že čím více dominují lidstvu města a urbánní plochy, tím se zvětšuje propast mezi lidmi a přírodním světem. S rostoucím stupněm urbanizace tedy vzrůstají i obavy z dopadů jak na biologickou rozmanitost a na lidské zdraví či blahobyt (Dallimer et al. 2014).

Wu (2014) dále zmiňuje, že pokud by se města dále rozšiřovala a rostla tak, jak tomu bylo od průmyslové revoluce doposud, není pochyb o narušení přírodní rovnováhy a rovnováhy ekosystému natolik, že bude lidská civilizace spolu s populacemi různých druhů živočichů předurčena ke katastrofě. Jedním z kroků, které by mohly neštěstí zabránit, je však udržitelnost a udržitelný rozvoj, který uspokojuje potřeby současnosti, aniž by ohrozil schopnost budoucích generací uspokojovat své vlastní potřeby. Aby bylo možné podpořit ekologickou rovnováhu a dosáhnout tak udržitelné městské budoucnosti, je třeba pochopit, jak městské systémy fungují a jak by měly fungovat. Podpora zeleně a biologické rozmanitosti ve městech je toho nezbytnou součástí (Iserhard et al. 2019).

3.2.2 Vliv zástavby na diverzitu hmyzu

Je jasné, že urbanizace je bezpochyby jednou z mnoha lidských činností, které způsobují poškození či dokonce ztráty přírodních stanovišť. Dopady jsou o to horší, neboť způsobují rozsáhlé změny v globální distribuci organismů (Chapin et al. 2000).

Jedním z vlivů negativně ovlivňujících biologickou rozmanitost hmyzu v urbánním prostředí je ztráta či omezení výskytu stanovišť kvetoucích rostlin, hnízdišť či znehodnocování biotopů (Gatti et al. 2018). Ulice a budovy negativně ovlivňují vyrovnanost jednotlivých taxonů na stanovištích, jejich druhovou bohatost a hojnost, jelikož působí jako bariéra (Corcos et al. 2019). Ztráta kvetoucích ploch a zástavba negativně ovlivňuje jak létající, tak méně mobilní druhy hmyzu. Druhová diverzita a výskyt motýlů (Lepidoptera) se rapidně mění spolu s úbytkem členěných přírodních a kvetoucích ploch. Je prokázáno, že na stanovištích s vysokým procentem zástavby a nezelených urbánních ploch se přítomnost motýlů snižuje až o 40 % (Iserhard et al. 2019). Kvetoucí plochy jsou nahrazovány chodníky a budovami a to, co zbylo z přirozené půdy, je pokryto zelenými plochami, kterým však dominují nepůvodní okrasné a invazivní druhy, či nízko sečený trávník (Pauchard et al. 2006). V příměstském prostředí obohaceném o přirozené kvetoucí pásy se však rozmanitost jednotlivých taxonů snižuje jen o 7 % (Iserhard et al. 2019).

Zástavba větších ploch také může pozměnit morfologické vlastnosti hmyzích druhů. Často sledovanými změnami jsou tvar, velikost, hmotnost a délka sledovaných živočichů, v jejichž důsledku mají organismy snížené pohybové schopnosti a odolnost (Bailey 2021). Globální oteplování a výskyt městských tepelných ostrovů vede k nárůstu teplot zastavěných zón až o 12 °C v porovnání s jejich okolím. Ektotermní organismy, jako například hmyz, obývající urbánní prostředí, se změnám přizpůsobují a snáší chlad hůře oproti stejným taxonům žijícím ve venkovských oblastech. Mravenci rodu *Atta* a *Acromyrmex* obývající urbanizované prostředí v Brazílii vykazují až o 20 % nižší toleranci k chladu než mravenci stejných rodů obývající přírodní a venkovské prostředí (Angilletta et al. 2007). S

přetvářením adaptačních schopností hmyzu a s pomalými změnami jejich morfologie může časem dojít k ohrožení celkové kondice jednotlivých populací a šancí na přežití. Řády vykazující nejvyšší reaktivitu v podobě změn tvaru, velikosti a délky křídel jsou blanokřídlí (Hymenoptera), polokřídlí (Hemiptera), rovnokřídlí (Orthoptera) a vážky (Odonata). Vlivem zástavby a urbanizace se snižuje jejich celková mobilita. Většina zástupců těchto řádů je významnými opylovači a zmenšení rozlohy areálů jejich výskytu může vést k menší míře opylení jednotlivých rostlin a tím ke snižování rozmanitosti rostlinných společenstev. Pokud má být ochrana diverzity zmiňovaných řádů účinná, musí se stát prioritou zachování takových stanovišť, která budou schopna požadavkům jednotlivých taxonů vyhovět, aniž by je negativně ovlivňovala (Bailey 2021).

Dle studie Theodorou et al. (2020), řády motýli (Lepidoptera) a dvoukřídlí (Diptera) nejeví známky morfologických změn vlivem urbanizace. Vysvětlení je jednoduché. Výskyt jednotlivých řádů je v městském prostředí natolik potlačen, že jednotlivá společenství nemají potřebu se městskému prostředí přizpůsobovat. V případě řádu brouci (Coleoptera) dokonce Theodorou et al. (2020) prokazuje dobrou adaptabilitu některých druhů a hojnost jejich rozšíření. Theodorou et al. (2020) dále zmiňuje, že dvoukřídlí a motýli vykazují v městských lokalitách menší druhovou bohatost. Oproti tomu řád blanokřídlí (Hymenoptera), zejména včely, nejsou městským prostředím natolik ovlivněny a u květin ve městech vykazují vyšší bohatost než motýli (Schwartz et al. 2017).

3.2.3 Dopady zástavby na biodiverzitu hmyzu

Analýzy různých výzkumů naznačují, že je většina suchozemských druhů na Červeném seznamu IUCN ohrožena především kvůli urbanizaci a rozvoji měst. Zástavbou je ohroženo až 15 celosvětově chráněných regionů, činicích 5 % zbývajících nezastavěných chráněných ploch do roku 2030. Celosvětově je zaznamenáno 779 chráněných druhů organismů, s endemickou lokací, tzn. populace se vyskytuje pouze na jednom stanovišti na celém světě. Mimo bezobratlé obsahují celosvětově chráněné přírodní oblasti také 118 endemických druhů obratlovců. Očekává se, že do roku 2050 bude dalších 24 z nich ovlivněno růstem měst (McDonald et al. 2008).

Je všeobecně známo, že zástavba ploch má negativní dopad na biodiverzitu hmyzu. Problémem také je, že vymírání původních druhů jako výsledek urbanizace „otvírá dveře“ invazivním druhům a vytváří tak více homogenní společenstva. Tento jev popisuje například Blair (2001), který dokazuje, že zástavba a urbanizace vede k homogenizaci motýlích společenstev, k celkovému snížení početnosti a vymírání cenných druhů.

Homogenizování bioty je problémem především v méně rozvinutých zemích. V oblastech Jižní Ameriky je vliv zástavby dobře pozorovatelný. Kolektiv vědců Pauchard et al. (2006) se zaměřuje na dopady zástavby v metropolitní oblasti Concepción v Chile. Metropolitní oblast Chile, jako dobrý příklad urbanizace měst v rozvojových zemích, zažívá rychlý a nekontrolovaný růst. Vědci uvádí, že v letech 1997 až 2000 došlo v důsledku urbanizace ze studované plochy 32 000 ha k čisté ztrátě 1734 ha mokřadů (což činí 23 % původní plochy) a 1417 ha typu zemědělské, lesní a křovinaté krajiny (tj. 9 % původní plochy). Celkově ze zastavěné plochy (3151 ha) připadalo 55 % na mokřady a 45 % na

zemědělské, lesní a křovinné typy porostů. Hlavní příčinou ztráty přírodních stanovišť a zhoršení biologické rozmanitosti v městských oblastech rozvíjejících se zemí, je nedostatek ekologického povědomí společnosti. Aby bylo možné úplně porozumět dopadům rozrůstání měst na biologickou rozmanitost rozvíjejících se zemí, je zapotřebí více odborných publikací a výzkumů dokládajících fakta. Jedině tak budou cenné ekosystémy zahrnuty do globálních strategií ochrany přírody (Pauchard et al. 2006). Negativní dopad na biologickou rozmanitost v metropolitní oblasti Concepción, Chile je velice podobný zástavbě jiných rozvíjejících se zemí světa, například Jihoafrické republiky. Kapské město pokrývá 2460 km² v části chráněné oblasti Cape Floristic Region. Zatím co na ochranu horských oblastí jižní Afriky byl brán zřetel již v minulosti, nížinné oblasti jsou snadněji obhospodařovány než horské (i v ČR je většina národních parků v oblastech obtížně kultivovatelných), s výjimkou několika ptačích rezervací. V roce 1982 se zástavba nížin natolik zhoršila, že bylo apelováno na jejich ochranu. Budování plánu na ochranu diverzity a celosvětová ochrana ekosystémů je na realizaci poměrně náročná. Splnění vytyčených cílů ochrany cenných biotopů, nížinné vegetace a ohrožených druhů, vyžaduje obrovské úsilí. Klíčem k úspěchu je spolupráce s tamními a mezinárodními partnery poskytujícími dostatek financí. V případě biologické rozmanitosti Jihoafrické republiky nebyla v oblastech hlavního města přes veškerou snahu možná ochrana u osmi z devatenácti druhů vegetace. Z celkového počtu 3250 chráněných druhů rostlin, je 13 vyhynulých a 319 ohrožených podle Červeného seznamu IUCN. To činí asi 18 % ohrožených rostlinných druhů Červeného seznamu v Jihoafrické republice. Je jasné, že je na vegetaci závislá velká škála místních organismů, včetně hmyzu. Součástí plánu ochrany ekosystému a diverzity Jihoafrické republiky bylo do roku 2020 zachovat více než 340 km² chráněných oblastí nejvíce ohrožených zástavbou (Rebelo et al. 2011).

Negativním dopadem urbanizace je také znečištění životního prostředí, které může způsobit vážné poškození ekosystémů a organismů, které je obývají. Toxické prvky se hromadí v půdě a listové tkáni, což může negativně ovlivnit například saprofaunní druhy členovců (Simon et al. 2016). Magura & Lovei (2021) dokládají, že koncentrace toxických prvků v opadaném listí se mezi městskými a venkovskými lokalitami lišily. Vyšší koncentrace toxických prvků byly nalezeny v městských lokalitách, lze tedy předpokládat vyšší akumulaci toxických prvků u členovců rozkládajících organickou hmotu žijících ve městech (Simon et al. 2016).

3.2.4 Podpora biologické rozmanitosti ve městech

Koncentrace lidí ve městech dále způsobuje čím dál větší izolaci lidí od přírody a městská vegetace se pro mnoho obyvatel stává jediným přírodním prostředím, se kterým přijdou do styku (Fuller et al. 2007). Je tedy na místě městskou vegetaci a její biodiverzitu podporovat a chránit. Městské oblasti jsou stále více uznávány jako vhodné lokace inovativních způsobů ochrany a podpory biologické rozmanitosti. Především parky jsou specifické typy městské zeleně, a zvláště důležitá ohniska biodiverzity v městské krajině (Nielsen et al. 2014).

Biadun & Zmihorski (2011) dále zmiňují, že biologie živočichů shromažďujících se ve městech a její podpora je významná také, protože je urbanizovaná krajina relativně mladá a extrémně dynamická. To má za následky velké změny ve vývoji mnoha druhů.

Výsledky vědců Croci et al. (2008) ukázaly, že urbanizace ovlivňuje jednotlivé taxony odlišně především podle jejich mobility. Podporou mohou být například malé městské lesy, které slouží jako ohniska biologické rozmanitosti. Městské lesy poskytují útočiště pro více než 50 % druhů obývajících lesy v téže oblasti neovlivněných člověkem. Efektivní management těchto ploch by mohl počet organismů ještě zvýšit. Podpora zalesněných oblastí ve městech může být dobrou volbou pro zachování biologické rozmanitosti v budoucnosti. Studie zmiňuje jako příklad některé brouky čeledi střevlíkovití (Carabidae), kteří jsou důsledkem své snížené mobility více citliví na zvyšující se fragmentaci zastavěných ploch. Kvůli hustotě zástavby, znečištění a nárůstu dopravy je pohyb těchto brouků velmi ztížený a přemístění z příměstských do městských center téměř nemožné. Při ochraně biologické rozmanitosti je potřeba s těmito fakty počítat a ozeleňující prvky vkládat blíž k sobě již do městských center (Goddard et al. 2009).

Jak již bylo popsáno, významným biotopem městských oblastí jsou parky. U většiny zkoumaných taxonů výsledky shodně ukazují, že právě parky jsou druhově nejbohatší typy městské zeleně. Výše jejich biologické diverzity závisí na podílu počtu bylinných druhů, počtu sečí či podílu a druhu vysazených dřevin. Navzdory nepůvodnímu prostředí se na území parků uplatňují klíčové ekologické teorie. Jednou z nich je například rovnovážná teorie ostrovní biogeografie. Dále se také potvrzují základní ekologické vztahy, jako jsou vztahy mezi počtem druhů a velikostí oblastí. Rozhodujícími faktory pro celkovou biodiverzitu městských parků je především rozmanitost a heterogenita stanovišť a také konektivita. Mezerou v úplném pochopení celkové biologické rozmanitosti městských biotopů a jejich hnacích sil je zaměření většiny výzkumů pouze na jednu taxonomickou skupinu. Pro dosažení úplných výsledků s možností efektivní podpory biodiverzity městských oblastí je zapotřebí budoucí studie koncipovat v širším měřítku a zkoumat více taxonů najednou (Nielsen et al. 2014).

Vzhledem k ploše, kterou městská zástavba zaujímá, jsou vhodnou podporou biologické rozmanitosti ve městech také ozeleňující prvky. Vegetační prvky a ozelenění budov mají významnou roli při pohlcování slunečního záření, zadržování vody v krajině, snižování efektů městských tepelných ostrovů a vytváření útočiště pro mnoho taxonů (Aram et al. 2019). Ozeleňující prvky nejsou jen trendem dnešní doby jako odpověď na rychlou urbanizaci krajiny. První zmínky o ozelenování budov jsou vedeny již z dob Babylonie, kde lidé uprostřed pouští vytvářeli visuté zahrady (Marugg 2018). Ozelenění budov se postupně přenášelo i do Evropy, kde postupem času vznikaly střešní a terasové zahrady. V minulosti se ovšem nejednalo o opatření podporující biologickou rozmanitost či podporující nepříznivé klima. Ozeleňující prvky byly v minulosti spíše trendem, ukázkou moci a estetickými prvky budov (Čermáková & Mužíková 2009). Teprve od 20. let 20. století se na ozeleněné střechy a fasády a permakulturní prvky začalo nahlížet jako na aspekt, který může být prospěšný a potřebný v urbanizovaném prostředí (Marugg 2018).

Mezi základní ozeleňující prvky řadíme ozeleněné střechy, vertikální zahrady, balkony či terasy s vegetací nebo ozeleněné fasády. Ozeleněné střechy jsou efektivní technologií při zmírňování dopadů tepelných ostrovů v urbanizovaném prostředí (Jansson 2014). Jelikož se jedná o velice efektivní prostředek pro zlepšení životního prostředí ve městě, v posledních letech se stávají ozeleněné střechy stále větším trendem (Čermáková & Mužíková 2009). Další možností podpory životního prostředí ve městech jsou vertikální zahrady a ozeleněné

fasády. Jejich instalace není v České republice příliš rozšířená, avšak v okolních státech Evropy se tento vegetační prvek dostává častěji do popředí zájmu. Problémem však může být, že nejsou aplikovatelné na kterékoli stavby, jelikož jsou závislé na stavech fasád a stěn budov (Kopp et al. 2017). Neméně důležité jsou však i ostatní ozeleňující prvky. Mezi ně se řadí například zeleň v mobilních nádobách. Tento druh ozelenění se řadí mezi nejjednodušší, avšak stejně efektivní prvek podpory životního prostředí ve městech (Čermáková & Mužíková 2009).

Důmyslné a pečlivé řízení semi-urbanistických fragmentů a městské krajiny, včetně vysoce strukturované a přirozené vegetace mimo městské parky, může zvýšit funkční a taxonomickou rozmanitost nebo alespoň zachovat současnou úroveň funkčnosti v městské matici. Je tedy možné zachovat biologickou rozmanitost původní fauny a flóry a obnovit příslušné ekosystémové služby, což může zajistit zachování diverzity městských center (Isehart et al. 2019).

3.3 Přírodní stanoviště

3.3.1 Přírodní stanoviště a diverzita bezobratlých živočichů

Pojmem přírodní krajina je označována krajina bez výraznějších zásahů člověka, která je tvořena pouze prvky přírodního charakteru, jako je hornina, půda, voda, ovzduší, fauna a flora (Odum 1997). Je charakteristická vysoce spojitou maticí (např. tropický deštný les při pohledu z letadla), jež většinou obklopuje oddělené části území (např. spojitá matrice podél vodních toků) (Forman & Gordon 1993). Na vzniku přírodních stanovišť se podílí krajinotvorné procesy bez antropogenních vlivů. Mnohem častěji se v dnešní době setkáváme s krajinou kulturní, jelikož antropogenní vlivy ovlivňují podstatnou část krajiny a místo původních rostlinných společenstev se vysazují kulturní plodiny. Mezi přírodní nebo přírodě blízké ekosystémy a stanoviště lze řadit skupiny stromů, zeleň v krajině, skupiny keřů a trvalých travních porostů, zeleň na mezích a remízích, zeleň na březích vodních toků. Dále za přírodě blízká stanoviště lze označit sukcesní stádia v lomech, dolech či pískovnách. O výhradně přírodních krajinách můžeme uvažovat jednak v pustých nebo v jen řídko obydlených oblastech, ale i zde nacházíme vlivy látek, které jsou využívány v hospodářské antropogenní činnosti (Havrlant & Buzek 1985).

Přírodní prostředí a zelené plochy jsou z hlediska lidské populace důležité díky poskytování ekosystémových služeb. Pobyt v přírodních prostředích zlepšuje fyzické a duševní zdraví, zmírňuje alergie na prach a snižuje úmrtnost všech civilizačních chorob (respiračních, kardiovaskulárních či rakoviny) (Aerts et al. 2018).

Nespočet studií dokazuje, že biologická rozmanitost je nezbytná pro fungování přírodních ekosystémů. Ohrožení a snižování biodiverzity v důsledku antropogenní či jiné aktivity způsobuje snížení odolnosti ekosystémů a jejich degradaci. Produkty biologické rozmanitosti přírodních stanovišť a ekosystémů skýtají mnoho výhod pro lidskou populaci (například potravinové a genetické zdroje) (Eliáš 2010). Neuvážené zásahy člověkem mohou mít na přírodní ekosystémy negativní a ireverzibilní důsledky. Narušení rovnováhy přírodních systémů a jejich degradace může výhody a ekosystémové služby negativně ovlivnit. Mimo výhody biologické diverzity a poskytování ekosystémových služeb má druhová rozmanitost

živočichů a rostlin vnitřní vrozenou hodnotu, která nesouvisí s žádnými lidskými potřebami (Eliáš 2010). Role biologické rozmanitosti přírodních oblastí je v posledních letech aktivně zkoumána a je předmětem národních programů celosvětové ochrany (Aerts et al. 2018).

K předcházení ničení přírodních systémů se využívá plánování využití krajiny (územní plánování) a ochrana krajiny (chráněné parky či oblasti) (Havrlant & Buzek 1985).

Klíčovým organismem zdravého ekosystému pro suchozemské systémy je hmyz. Větší ztráty rozmanitosti hmyzu přírodních oblastí vedou k úbytku hmyzožravých druhů zvířat, ovlivňují ekologické funkce jako je opylování, mění složení vegetace a mění složení společenstev. Postupná ztráta druhové diverzity hmyzu, včetně biomasy nebo abundance je předmětem mnoha zkoumání. Alarmující je, že jsou tyto trendy pozorovány i v cenných přírodních oblastech a v různých typech chráněných území. Snížení biomasy hmyzu v přírodních oblastech v posledních 30 letech je až o 80 %. Zvýšený zájem akademických pracovníků a analýza současného stavu rozmanitosti hmyzu přírodních ekosystémů je více než na místě (Lehmann et al. 2021).

3.3.2 Faktory ovlivňující biologickou rozmanitost přírodních oblastí

Většina městských a příměstských ekosystémů je zásadně odlišná od přirozených či přírodě blízkých stanovišť z biotického či abiotického hlediska. Aby měla obnova zničených ekosystémů pozitivní vliv na biologickou rozmanitost, vyžaduje uplatňování specifických strategií (Klaus & Kiehl 2021).

Druhá rozmanitost hmyzu přírodních oblastí je ovlivňována biotickými i abiotickými faktory. Nejvýrazněji ovlivňuje přírodní stanoviště antropogenní činnost. Krajina je přetvářena do monokultur, tradiční západní společnost je založena na nevhodném centralizovaném vzdělávání, bez náležité specifikace, jež často potlačuje zájem o ochranu přírodních biotopů (Orfinger 2020). Neudržitelná zemědělská výroba, těžba či odlesňování za vidinou zisku v rozvíjejících se zemích, má negativní vliv na přírodní stanoviště a postupně vede k homogenizaci kultur a krajiny (Sterling et al. 2009). Těžba dřeva je častou antropogenní činností, jejíž zásahem dochází k poškozování lesních porostů. V Peru byla v období 1999–2000 průměrná míra odlesňování asi 64 500 ha ročně. V oblastech tropických lesů je často obviňováno „Slash – and – Burn“ farmaření z degradace cenných přírodních prostředí (Perry et al. 2016). Dalším stanovištěm trpícím v důsledku lidské činnosti jsou louky. Scholes & Biggs (2005) uvádějí, že luční porosty jsou typem ekosystému s největší ztrátou. Vědci odhadují, že ze zbývajících 74 % lučních porostů došlo jen během 90. let 20. století k úbytku o 0,8 %. Velký vliv na stav přírodních oblastí má také nedostatečná globální spolupráce, nedostatek zdrojů v rozvojových zemích a geopolitická nestabilita (Sterling et al. 2009).

Mezi abiotické faktory, které ovlivňují menší území jsou mikroklimatické podmínky biotopu. Například brouci čeledi střevlíkovití (Carabidae), si vybírají osídlení mikro habitatů (převrácená rozkládající se kláda) na základě vlhkosti a teploty (Niemelä et al. 1992). Vliv vlhkosti a teploty na biodiverzitu ektotermních organismů je nepopiratelný. Změny výšek přírodních porostů nebo změny ročního období mění podmínky stanovišť a vhodná prostředí se pro hmyz stávají neobyvatelnými. Z tohoto hlediska plní důležitou funkci v krajině mikro stanoviště. V momentě změny teploty či vlhkosti má hmyz možnost přesunu do vhodných

mikro habitatů a šanci na zachování své populace. Z čehož vyplývá, že heterogenita mikro stanovišť má zásadní vliv na biologickou rozmanitost ekosystémů a její management je nezbytný (Suggitt et al. 2011). Ztráty heterogenity mikro stanovišť mají mnohem větší negativní dopad na biologickou rozmanitost hmyzu než změny v rozmanitosti krajiny (Brooks et al. 2012). Výskyt jednotlivých taxonů se dle studie Kotze et al. (2011), odvíjí od citlivosti jedinců. U střevlíkovitých (Carabidae), jsou ztráty a tím pokles celkové diverzity daleko výraznější, pokud jsou druhy závislé buď na velmi suchých nebo vlhkých podmínkách. Lawton (1995) dále zmiňuje, že větší, méně pohyblivé a méně fertlní taxony jsou náchylnější k vyhytnutí v důsledku změn způsobených abiotickými vlivy.

Důležitým biotickým faktorem ovlivňujícím biologickou rozmanitost hmyzu je přítomnost vegetace. Rozmanitost rostlin podněcuje a přispívá k rozmanitosti hmyzu. Spolu s diverzitou rostlin se mění nejen druhové složení býložravých druhů hmyzu, ale i rozmanitost hmyzích predátorů a parazitů (Bennett & Saunders 2010). Herbivorní taxony hmyzu jsou často závislé na výskytu určitých rostlin v lučních porostech. Pro většinu z nich je jejich výskyt nezbytný pro vývoj larev. Některé taxony, např. motýli (Lepidoptera) využívají bylinné porosty jako zdroj potravy celý život (Inoue 2003). Výskyt a fragmentace populací rostlin je umocněn faktem, že druhy, které hostí herbivorní hmyz, nemusí tvořit souvislý porost, ale vyskytují se ostrůvkovitě. Relativně rozšířené porosty rostlin lze považovat za poměrně velké území, a naopak vzácné rostliny za velmi malé ostrůvky. V případě, že je porost nějak výrazně morfologicky, biochemicky či jinak biologicky odlišný, dá se považovat za izolovaný (Begon et al. 1997).

Výzkum kolektivu Makino et al. (2006), se zabýval vlivy různorodého porostu na početnost a rozmanitost hmyzích druhů. Z výsledků je vidět následující. U motýlů (Lepidoptera), pestřenkovitých (Syrphidae), moučovitých (Muscidae), včel (Apoidea), vos (Vespidae) a brouků čeledi tesaříkovití (Cerambycidae) je druhová rozmanitost mnohem vyšší v prostředí druhově bohatých luk než u luk chudších či u lesních porostů. V případě lesů a lesnatých částí se druhová rozmanitost výrazně nemění v průběhu procesu stárnutí lesního porostu. Taxony, které nemají preferenci, co se stárí lesů týče, jsou například můry (Noctuidae), mravenci (Formicidae), brouci čeledi střevlíkovití (Carabidae) nebo chvostokoci (Colembola). Rozmanitost porostu lesních ekosystémů může být ovlivněna klesající hladinou podzemní vody a atmosférickou depozicí. V posledních letech byl zaznamenán nežádoucí dopad na lesní porosty v Evropě v podobě sucha. Obecně platí, že rostlinných druhů závislých na vlhkých podmínkách ubývá, zatímco druhů odolných vůči suchu na území Evropy má tendenci kvůli těmto změnám přibývat. Spolu s vysycháním dochází i k acidifikaci a depozici dusíku (Van Tol et al. 1998). Změna půdního prostředí ohrožuje podmínky pro přežití půdních organismů, narušuje bilanci živin stromů a snižuje druhovou bohatost členovců (Creamer et al. 2015).

Velký vliv na druhovou rozmanitost má také velikost stanovišť. Například pro brouky (Coleoptera) žijící v rozkládající se organické hmotě je velmi důležitá velikost lesa, který obývají a snižováním jeho velikosti také klesá jejich diverzita a abundance (Didham et al. 1998; Nichols et al. 2007). V případě propojení jednotlivých lesních porostů „přátelskou“ maticí nemá zmenšování a izolace lesů na diverzitu velký vliv (Nichols et al. 2007).

Rozmanitost druhů v přírodních oblastech také může ovlivnit tzv. okrajový efekt. Jedná se o interakci dvou těsně přilehlých biotopů, jejichž přechod je tak odlišný, že ovlivňuje

organismy uvnitř těchto biotopů (Laurance & Yensen 1991). Okrajový efekt ovlivňuje rozmanitost druhů a je měřen vzdáleností, kterou pronikají změny do jednotlivých biotopů. Okrajový efekt dělíme na tři druhy. První je abiotický, kdy je mikroklima změněno v důsledku blízkosti odlišné krajinné složky. Druhým je biotický přímý, u kterého dochází ke změnám abundance druhů v důsledku fyzikálních podmínek okolí biotopu. Třetí druh popisuje problematiku nepřímého biologického dopadu, který zahrnuje změny v mezidruhových interakcích (Murcia 1995).

3.3.3 Podpora biologické rozmanitosti v přírodních oblastech

Jedním z účinných řešení podpory diverzity je ponechávání neposečených ploch v části některých luk či vytváření biopásů na orné půdě. Ponechání neposečených ploch zemědělcům částečně finančně kompenzují dotace poskytované státem. Zemědělská technika by jinak posekala velké výměry travních porostů a snížila šanci na přežití pro podstatnou část hmyzí populace (Scherr & McNeely 2008).

Metody postupného extenzivního sečení jsou podmínkou ve zvláště chráněných územích, avšak pro zachování hmyzí populace je klíčová především změna a ochrana i mimo tato území na větších plochách České republiky. Od roku 2015 se díky spolupráci s Ministerstvem zemědělství zařadila do programu podpory diverzity dotace pro zemědělce. V rámci programu Rozvoje venkova je možné čerpat podporu na ošetřování travních porostů z Agroenvironmentálně – klimatických opatření. Pokud zemědělec vlastní více než 12 ha travních porostů, je ponechání neposečených ploch na trvalých travních porostech povinné. Zemědělci hospodařící na větších loukách s trvalými travními porosty v důsledku menšího počtu sečí získají nižší výnosy, které jsou jim však finančně kompenzovány. Zemědělci hospodařící na menších loukách se po ponechání neposečených ploch mohou o finanční kompenzaci přihlásit také. Neposečený porost pak zůstává na louce až do další, tedy jarní seče. Tento krok velmi pomáhá hmyzím populacím, jelikož otevírá možnost přezimování spoustě druhů (MŽP 2019).

Další účinnou podporou, jak již bylo popsáno výše v kapitole 3.3.2, je zachování heterogenity a přírodních stanovišť. Ponechání spadlých kmenů, přechodů luk a lesů či snaha o zachování rozmanitosti porostu poslouží jako útočiště například pro řád motýli (Lepidoptera) či hmyz řádu ploštice (Heteroptera), který je na loukách a mýtinách závislý (Brooks et al. 2012). Hardersen et al. (2020) zmiňují, že i ponechávání menších odumřelých kusů dřeva může hostit až 132 druhů brouků.

Studie, zpracovaná společností Envipor s.r.o. a Přírodovědeckou fakultou Univerzity Karlovy o ponechání dočasně neposečených ploch trvalých travních porostů a ochránářsky hodnotných druhů rostlin, prokázala téměř dvojnásobné množství hmyzí biomasy v místech s neposečenými pásy oproti místům posečeným. Na neúplně posečených loukách bylo ve výsledku až o jednu třetinu rozmanitější druhové společenství. Vyskytujícími se zástupci byly například druhy taxonů jako blanokřídlí (Hymenoptera), vrubounovití (Scarabaeidae), střevlíkovití (Carabidae) nebo pavouci (Araneae). Překvapivý je i fakt, že pozitivního efektu se dosáhlo již v prvním roce aplikace nesečených částí. Další pozitivní skutečností stojící za zmínku je efektivnost bez ohledu na výměru neposečené plochy. Navýšení biodiverzity a

pozitivní efekt na biomasu můžeme pozorovat u menších luk, ale též u luk s výměrou vyšší než 12 ha (MŽP 2019).

Profit z neposečených částí nemá jen samotný hmyz, ale i ptáci, kteří se hmyzem živí a také rostliny, jelikož jim určité druhy hmyzu často slouží jako opylovači. Petr Šípek z katedry zoologie PřF UK dále dodává: „Během výzkumu se podařilo najít i druhy zařazené na Červený seznam bezobratlých ČR v kategorii ohrožené, jedná se například o pavouka záředníka (*Clubiona corticalis*), krytonosce (*Ceutorhynchus arator*) či ploštici (*Spathocera laticornis*)“ (MŽP 2019).

3.4 Permakultura a biologická rozmanitost

Permakultura je koncepce přístupu k přírodě, životnímu prostředí a zemědělství obecně. Je to postoj usilující o udržitelnost a v ideálním případě o regeneraci přírodních zdrojů (Mollison 1998). Můžeme ji chápat jako návod, jenž nabízí sadu postupů a nástrojů využitelných při navrhování lidských sídel a jejich okolí, zahrad, zemědělských systémů, měst i celých regionů. Permakultura se vyznačuje pragmatickým a racionálním přístupem, který využívá principů systémového myšlení, obzvláště systémové ekologie a čerpá z poznatků přírodních věd (Svoboda 2009).

Koncept budování permakulturních prvků vznikl v sedmdesátých letech dvacátého století v Austrálii. Vycházelo se hlavně z pozorování přírodních systémů a tradičního zemědělství. Plochy s permakulturními prvky jsou založeny na systému pěstování rostlin, kde se jednotlivé druhy vzájemně podporují. Důležitými předpoklady pro správné fungování permakulturních zahrad a ploch s permakulturními prvky je správný výběr druhů rostlin, znalost rostlinných druhů a stanovišť a úplná absence chemie (Holmgren 2006). Důležitý u vytváření permakulturních ploch je také zájem veřejnosti a předávání vlastních zkušeností. Permakultura ve všeobecném pojetí se zabývá použitím systémů a designových principů k zakládání, řízení, navrhování a vylepšování lidských snah o udržitelnou budoucnost (Burnett 2012). Není však dobré permakulturu chápat jako soubor přísných pravidel. Lepší je permakulturní opatření chápat jako příležitost k podpoře biodiverzity životního prostředí a vytváření příkladu pro ostatní. Důležité je také zmínit, že principy permakultury zůstávají stejné po celém světě. Budování permakulturních prvků se pouze mění v závislostech na klimatu, složení půdy a potřebách lidí daného prostředí. Permakultura je navržena tak, aby byla využitelná pro každého na planetě Zemi (Svoboda 2009).

3.4.1 Zásady a principy umístování permakulturních prvků

Při používání permakultury jako metod podpory životního prostředí platí tři etické kodexy, které je třeba dodržovat (Mullins 2011).

Prvním etickým kodexem je péče o Zemi zahrnující vše živé i neživé. Tedy zahrnující biotické i abiotické složky. Druhý etický kodex popisuje péči o lidi, podporuje soběstačnost a odpovědnost komunity. Problematika třetího etického kodexu zahrnuje vracení všech vytvořených přebytků zpět Zemi (Pitman 2010).

Dále se při implementaci permakulturních prvků využívá několika principů a zásad. Konečným cílem při využití těchto zásad je tvoření prostoru, který je udržitelný a soběstačný

(Mullins 2011). Pro efektivní podporu životního prostředí a udržitelnosti je při budování permakulturních prvků využívána implementace opatření dle potřeby rostlinných a živočišných společenstev pomocí následujících principů. Prvním principem permakulturního designu je design jednotlivých zón. Tento princip udává, že jednotlivé permakulturní prvky by měly být navrženy a umístěny s ohledem na četnost využití či zatížení antropogenními vlivy, čímž by se mělo předejít minimalizaci poškození jednotlivých prvků. Druhý princip popisuje umístování prvků s ohledem na abiotické vlivy. Prvky by měly být rozmístěny tak, aby byly schopny využít sluneční energii, vítr, proudění vody či déšť. A zároveň jimi nebyly poškozovány. Třetím principem je umístování prvků s ohledem na svažitost pozemku čímž se předchází jejich degradaci. U svažitých pozemků lze podpořit stabilitu vysazováním rostlinných druhů či vyséváním biopásů. Čtvrtý princip se zaměřuje na minimalizaci potřeby zásahu člověka. U realizace každého permakulturního projektu je zapotřebí znalost prostředí a problematiky. Pátý princip popisuje využívání přírodních vlivů tak, že by se při implementaci jednotlivých prvků měl brát vždy ohled na okolní prostředí. Například u permakulturních prvků umístěných z kopce dolů by se mělo umístit tolik porostu, aby byl schopen zachytit a využít tok vody. Celkově by se tak měla energie přírodních vlivů využít co nejvíce (Miller 2001).

3.4.2 Implementace permakulturních prvků

Je nesporné, že je permakultura založena na souborech principů harmonické práce s přírodními systémy, ať už je využívána pro správu půdy, městské plánování nebo plánování sociální a ekonomické struktury (Praetorius 2006). Jak již bylo řečeno výše, v dnešním urbanizovaném světě kvůli k rychlé a zdeformované výstavbě dochází k zahlcení a ničení původně přírodních ploch. Podporu a důležitost globální spolupráce při obnově poškozených a zničených ekosystémů uplatňuje například “Decade on Ecosystem Restoration 2021–2030” zaštiťovaný Organizací spojených národů. Naléhavá potřeba zlepšit městské ekosystémy je možná při využití potenciálu ozeleněných ploch. Tento vývoj podporuje a preferuje v dnešní době i široká veřejnost. Výsledkem jsou rozmanité městské zelené plochy, které nabízejí stanoviště pro původní druhy, upozadění druhově chudých trávníků a zachování biologické rozmanitosti a ekosystémových služeb (Klaus & Kiehl 2021). Jednou z možností, jak implementovat permakulturní prvky do městské a příměstské krajiny, je přetváření dětských hřišť a přeměna venkovních herních ploch. Permakulturní hřiště jsou vhodným prvkem ozelenění příměstských a městských prostředí. Lze je využít jako designový přístup pro udržitelnou společnost. (Bulut & Yilmaz 2008).

Vzorovým příkladem je kolektiv zaměstnanců Oak Grove School v Kalifornii, který uskutečnil projekt zakládání permakulturních praktik. Mezi využitými permakulturními postupy bylo přetváření školních zahrad, ozelenění herních ploch nebo výstavba skleníku. Jednotlivé postupy nepomohly jen zlepšit životní prostředí a podpořit místní biodiverzitu, ale také zlepšily náhled místních, především pak studentů na udržitelnost, rozvinuly povědomí o jemnosti přírody a učily je novým hodnotám (Praetorius 2006).

3.4.2.1 Motýlí pásy

Populárním permakulturním prvkem jsou také motýlí pásy. Často nazývané také jako biopásy, kvetoucí pásy či nektarodárné biopásy. Ty mohou představovat jak přechodné propojovací prvky, tak i dlouhodobé útočiště pro mnoho druhů hmyzu. Zástupci, kteří těchto permakulturních prvků využívají jsou například perleťovec malý (*Issoria lathonia*), modrásek jehlicový (*Polyommatus icarus*) či kobylka krátkokřídlá (*Metrioptera brachyptera*). Někteří z nich z krajiny téměř vymizeli a nachází útočiště a příznivé životní podmínky právě díky šetrnému zacházení s životním prostředím, nebo díky budování permakulturních stanovišť (Fuchs & Stein-Bachinger 2008).

Motýlí biopásy slouží jako víceletá stanoviště pro hmyz živící se pylem a nektarem. V České republice se pásy poprvé objevily v roce 2015 a jejich podmínky jsou zakotveny v Nařízení vlády č. 75 ze dne 8. dubna 2015. Zakládají se na jaře, nejpozději do 15. června, pomocí definované luční směsi a udržují se každoroční letní sečí. Cílem těchto opatření je poskytnout dostatek potravy opylovačům prostřednictvím vysévání vhodných druhů v krajině. Vhodné druhy vegetace poskytují mimo potravní funkce také funkci ochrannou (Hakl et al. 2017).

Bretzel et al. (2016) zdůrazňují, že největší vliv na biodiverzitu hmyzu mají kvetoucí pásy a louky vyseté v příměstských či městských ekosystémech. Při správném použití dvouděložných bylin se zvyšuje rozmanitost hmyzu více než o polovinu, spolu s tím se i snižují náklady na údržbu těchto ploch. V praxi se používají směsi osiv s vysokým procentem původních a vytrvalých kvetoucích bylin. Dalším pozitivním vlivem je podpora opylovačů jako je například včela medonosná (*Apis mellifera*) nebo čmelák zemní (*Bombus terrestris*). Pozitivní vliv permakulturních prvků na výskyt členovců hraje zásadní roli i u dalších ekosystémových služeb jako je snižování výskytu invazivních druhů hmyzu a býložravých druhů škůdců. Ve vhodném prostředí má hmyz větší šanci zachovat a rozmnožit své populace, čímž je zvýšen objem vyprodukované biomasy, což má kladný vliv na úživnost celého ekosystému (Theodorou et al. 2020).

Výzkum kolektivu Jönsson et al. (2015) prováděn ve Švédsku zkoumal vliv kvetoucích pásů v rámci krajiny. Studie zjistila, že kvetoucí pásy jsou atraktivní pro opylovače nejen v místním prostorovém měřítku, ale také ovlivňují výskyt opylovačů napříč celou krajinou. Jedním z taxonů, který pozitivně reagoval na výskyt kvetoucích pásů, bez ohledu na vzdálenost napříč krajinou, byli například čmeláci rodu *Bombus*. Naprostá většina čmeláků zachycených ve výzkumu prováděném ve Švédsku patřila k druhům, které shánějí potravu do 1–3 km od hnízda. Dominujícím druhem byl čmelák zemní (*B. terrestris*) a také čmelák rolní (*Bombus pascuorum*). Dalšími druhy využívajícími květnaté pásy byly např. čmelák lesní (*Bombus sylvarum*) a čmelák zahradní (*Bombus hortorum*). Dalšími zkoumanými taxony byly včely (Apoidea) a pestřenkovití (Syrphidae). Jelikož včely nemají tak velký areál rozptylu a potravu nosí zpět do hnízda, jejich se početnost snižuje spolu se vzdáleností od květnatých pásů. Vědci dále doplňují, že největší pozitivní vliv na včely (Apoidea) mají květnaté pásy v okolí do 400 m. Oproti tomu pestřenky (Syrphidae) nepotřebují létat tam a zpět do pevného hnízdiště (Albrecht et al. 2007). A ačkoli se jejich dospělci živí pylem a nektarem, který se potenciálně vyskytuje přímo v místě biopásů, tito pozoruhodní dvoukřídlí se také věnují obraně území nebo hledání vhodných míst pro kladení

vajíček. V průběhu těchto aktivit se rozprostírají v okolní krajině víceméně nezávisle na kvetoucích zdrojích. To může být vysvětlením proč se početnost pestřenek (Syrphidae) nesnižuje se vzdáleností od květnatých pásů. Výsledky výzkumu tedy prokazují, že vysévání kvetoucích pásů zvyšuje početnost čmeláků (*Bombus spp.*), včel (Apoidea) a pestřenek (Syrphidae) v širším krajinném měřítku. U čmeláků a včel samotárek se prokázalo, že čím jsou květnaté pásy druhově bohatší, pestřejší a rozsáhlejší, tím větší mají vliv na jejich abundanci (Kohler et al. 2008; Jönsson et al. 2015).

3.5 Vybrané skupiny hmyzu

3.5.1 Řád motýli (Lepidoptera)

Řád motýli (Lepidoptera) je čtvrtým nejpočetnějším na území České republiky. V závislosti na jejich aktivitě řadíme motýly do dvou skupin, a to na denní motýly (Rhopalocera) a noční motýly (Heterocera) (Novák & Severa 2014). Motýli jsou pokládáni za bioindikátory kvality stanovišť, protože jsou vysoce citliví na narušení životního prostředí. Údaje o jejich rozmanitosti a početnosti jsou však často omezené (Pullin 1995; Kioko et al. 2020).

Na území České republiky se celkově vyskytuje okolo 3372 druhů motýlů (Laštůvka & Liška 2011). Z nich je 161 druhů denních motýlů, přičemž je již 18 druhů považováno za vyhynulé. Rozmanitost motýlů na území České republiky se tedy zmenšila o 12 %. Ze zbylých 144 druhů denních motýlů je celých 51 %, neboli 74 druhů na seznamu ohrožených druhů IUCN. Druhy jsou zařazené v kategoriích CR-EN-VU (Farkač et al. 2005).

Zbylých 3139 druhů motýlů na území České republiky se řadí do skupiny Heterocera, jsou to tedy motýli noční. V důsledku obtížného monitorování a možnostmi výzkumu této skupiny není její úbytek tak dobře zdokumentován jako u motýlů denních. Noční motýli zastupují značně diverzifikovanou skupinu organismů a jsou taktéž vázání na prostředí (Novák & Liška 1996). Beneš & Konvička (2002), se domnívají, že krajinná struktura a kvalita stanovišť může mít vliv na druhy motýlů žijících v daných prostředích a na strukturní vlastnosti jejich společenstev. V rámci ochrany přírody zařadili Farkač et al. (2005) do Červeného seznamu IUCN 176 druhů nočních motýlů, tento počet však může být zkreslený vzhledem k nedostatku dat. Celkově populace motýlů v Evropě klesají, a to v početnosti i v rozmanitosti druhů (Warren et al. 2021). Van Swaay et al. (2006), definuje celkový pokles v rozmanitosti motýlů o 11 % mezi lety 1980 až 2005. Tento pokles byl vyšší při ztrátách prostředí jako jsou například mokřady. Další hrozbou pro evropské druhy motýlů je ztráta kvetoucích ploch (Warren et al. 2021). Jednou z čeledí navštěvující květnaté plochy jsou například běláskovití (Pieridae). Mezi často pozorované druhy patří například bělásek zelný (*Pieris brassicae*), bělásek řepový (*Pieris rapae*), bělásek rezedkový (*Pontia daplidice*), žluťásek čičorečkový (*Colias hyale*) a žluťásek tolicový (*Colias erate*). Tyto druhy sice aktivně zvyšují biologickou diverzitu prostředí, ale řadí se mezi skupinu ekologicky tolerantních druhů. Nemají větší nároky na prostředí, či jeho kvalitu, můžeme se s nimi setkat i v poměrně zdevastované krajině a v intoxikovaném prostředí. Jejich přítomnost je tedy

hodnocena kladně, ale nic nevyovídá o stavu území a nejsou považováni za bioindikátory kvality (Hluchý et al. 2006).

Další početná skupina závislá na kvetoucích plochách je například čeleď babočekovití (Nymphalidae). Tato kosmopolitní čeleď zahrnuje celkově asi 7200 druhů a vyskytuje se na všech kontinentech kromě antarktidy (Freitas & Brown 2004). Díky atraktivnímu zbarvení jsou babočekovití velmi populární a známí motýli české krajiny. Mezi nejhojnější druhy se řadí například babočka paví oko (*Inachis io*), babočka bodláková (*Vanessa cardui*), babočka kopřivová (*Aglais urticae*), babočka bíle C (*Polygonia c-album*) nebo babočka admirál (*Vanessa atalanta*). Zmíněné druhy spadají do skupiny motýlů, kteří taktéž zvyšují biologickou rozmanitost krajiny, ale nejsou považováni za bioindikátory kvality (Hluchý et al. 2006). Jejich početnost se i tak v průběhu let snižuje a je otázkou, jak se budou jejich populace vyvíjet v důsledku intenzifikace a urbanizace krajiny v následujících desetiletích (Ekroos et al. 2010).

Studie Haaland & Gyllin (2010), se zabývala vlivem biopásů na rozmanitost motýlů v krajině ovlivněné antropogenní činností. Vědci celkem zaznamenali 1 769 motýlů zastupujících 18 druhů. Mezi častými druhy využívajícími květnaté pásy patřili i zástupci čeledi babočekovití (Nymphalidae) jako je okáč pohánkový (*Coenonympha pamphilus*), okáč luční (*Maniola jurtina*) nebo okáč prosíčekový (*Aphantopus hyperantus*). Studie provedená mezi lety 2010 až 2020 v Belgii, zaznamenala uvnitř pásů 56 druhů motýlů (více než 84 000 jedinců) a zvýšení populace o celkový nárůst 82 %. Je možné, že toto zvýšení mohlo být způsobeno časovou kontinuitou pásů, v kombinaci s postupným oteplováním klimatu (Kolkman et al. 2021). Haaland & Gyllin (2010) dodávají, že až 86 % motýlích druhů je pozorováno přímo ve vysetých pásích, a proto je důležité jejich druhové složení. Rozmanitost vegetace by měla být pečlivě vybrána s ohledem na to, že druhy se liší v preferencích nektarových rostlin (Tudor et al. 2004). V úvahu by se také měla brát období květu rostlin, aby měly druhy možnost využívat biopás po celou sezónu (Ferber et al. 1996). Důležité je vysévat i živné rostliny vhodné pro motýlí larvy, které jsou často opomíjeny ve schématech pro ochranu motýlů. Mnoho druhů motýlích larev je však závislých na specifické vegetaci a jejich přidání do osevní směsi prokazuje pozitivní účinky pro podporu motýlích populací (Ferber et al. 1996; Haaland & Bersier 2011; Thomas 2016). Mimo výsev kvetoucích rostlin se také v rámci podpory motýlích populací obecně doporučuje přítomnost keřů v člověkem ovlivněném prostředí (Dover et al. 2000).

Permakulturní prvky jako součást podpory motýlů mohou být nedostatečné v urbánních a silně obdělávaných oblastech. Především motýlí specialisti vyžadují více než lokální podporu, a jsou silněji ovlivněni krajinným kontextem (Korpela et al. 2013). Mimo samotný pokryv a druh vegetace je pro ně také důležitá konektivita permakulturních prvků, která v městských prostředích nemusí být dostačující (Ekroos et al. 2010; Aviron et al. 2011).

Taxonem využívajícím konektivitu zelených ploch jsou například můrovití (Noctuidae). Jejich výskyt v biopásech je mimo samotné druhové složení vegetace významně ovlivněn krajinným kontextem. Permakulturní prvky vykazují rozdíly druhové bohatosti nočních motýlů v závislosti na jejich okolí (Kolkman et al. 2021). Můry jsou významnými živočichy v ekosystémech, jelikož jsou některé druhy schopny přijímat různorodou potravu nebo se živí rostlinami, které nejsou blízce příbuzné. V důsledku toho je mohou hostit i kulturní rostliny a některé druhy jsou považovány za škůdce (Stojanović & Čurčić 2011).

V České republice bylo doposud zaznamenáno kolem 430 druhů, nicméně ne všechny se na našem území vyskytují trvale. Od poloviny 20. století se na naše území rozšířilo asi 10 druhů nočních motýlů, mezi ně spadá například šedavka západní (*Oligia fasciuncula*), osenice západní (*Noctua interjecta*) nebo plavokřídlec západní (*Mythimna sicula*). Ten se dnes vyskytuje na celém území České republiky (Šumpich et al. 2009). Úplný vliv krajiny na populace nočních motýlů žijících uvnitř vyšetých biopásů je podnětem pro další studie (Kolkman et al. 2021).

3.5.2 Řád brouci (Coleoptera)

Řád brouci (Coleoptera) patří mezi druhově nejbohatší bezobratlé a jde o druhově nejpočetnější řád hmyzu jako takový. Najdeme je na různorodých biotopech od půdy, přes souš až po druhy žijící ve sladké vodě. Díky schopnosti letu má řád značnou výhodu v osidlování nových stanovišť, únicích při náhlých změnách a migraci (Hůrka 2005). Podobně jako u motýlů, lze brouky využívat k bioindikaci stavu životního prostředí a posuzovat stav znečištění prostředí cizorodými látkami. Brouci jsou zároveň jedním z často studovaných taxonů hmyzu osidlující permakulturní prvky. Výsledky mnohých studií naznačují, že vyšeté pruhy květin vykazují vyšší rozmanitost a početnost brouků než jiné typy neozeleněných stanovišť (Pffiffner et al. 2000; Kromp et al. 2004; Luka et al. 2006). Zároveň je prokázáno, že četnosti těchto členovců jsou ovlivněné nejen typem kvetoucí vegetace, ale i její strukturou (Woodcock et al. 2005).

Čeď střevlíkovití (Carabidae) obývá terestrické stanoviště na území celé České republiky (Hůrka et al. 1996). Existuje mnoho faktorů podmiňujících jejich výskyt jako například teplota, vlhkost, zastínění nebo charakter půdního podkladu (Boháč et al. 2007). Je dokázáno, že antropogenní činnost a urbanizace má na tento taxon žijící také v městské zeleni podstatný vliv (Maruga & Lovei 2021). Část druhů čeďi střevlíkovití (Carabidae) se řadí mezi významné regulátory bezobratlých. Některé druhy české fauny se řadí mezi eurytopní druhy neboli mezi druhy bez vyhraněných nároků na prostředí, obývajících velký rozsah stanovišť a biotopů silně ovlivněných antropogenní činností (Hůrka et al. 1996). Oproti tomu zbylých 80 %, je vázáno na lesní porosty, lesostepní biotopy či mokřady (Boháč 2001). Závislost výskytu některých druhů je dána potřebou vegetace a určitých typů rostlin k vývoji těchto brouků nebo k jejich způsobu života. V případě rostoucí hustoty potřebné vegetace se zvyšuje i hustota osídlení a počet brouků samotných, jejich výskyt je tedy urbanizací značně ovlivněn (Boháč et al. 2007). Dalším faktorem ovlivňujícím výskyt brouků je management přítomné vegetace. Extenzivní ošetřování vegetace (žádné hnojení, žádné insekticidy, málo sečení) se ukazuje jako nejefektivnější podpora početnosti a rozmanitosti střevlíkovitých (Woodcock et al. 2008). V prostředích silně ovlivněných urbanizací má velmi pozitivní vliv například zakládání živých plotů či snaha o propojení veřejné zeleně (Haaland et al. 2011). Studie kolektivu Pena et al. (2003), se zaměřuje na změny biodiverzity západní Evropy od 50. let 20. století. Výsledky dokazují, že lesní druhy střevlíkovitých jsou závislé a hojnější v prostředí hustších stromových remízků a málo sečených travních porostů s výskytem dřevin na jejich okraji (Haaland et al. 2011).

Jedním z dalších taxonů ovlivněných lidskou činností jsou drabčíkovití (Staphylinidae). V České republice známe okolo 1400 druhů (Boháč et al. 2007). Drabčíkovití jsou důležitou součástí českých biotopů. Užiteční jsou především proto, že většina z nich jsou dravci v pozemních nebo půdních systémech. Část druhů této čeledi je úzce vázána na lesostepní biotopy, mokřady a původní lesní prostředí (Hůrka 2005). Honěk & Kocián (2003), uvádějí nevhodnost drabčíkovitých jako bioindikátorů kvality prostředí, a to díky obtížnější determinaci jednotlivých druhů. Dále také uvádějí, že pro tyto účely jsou mnohem lepší některé druhy čeledi střevlíkovití. Boháč (1999) ale zmiňuje, že čeleď Staphylinidae je v určitých případech mnohem lepším bioindikátorem kvality prostředí díky větší citlivosti ke změnám prostředí než čeleď Carabidae. Vzhledem k tomu, že biopásy a jiné ozeleňující prvky poskytují útočiště pro větší škálu organismů, jsou také výhodné pro drabčíky. Švýcarská studie prokazuje vyšší početnosti drabčíkovitých a střevlíkovitých v lokalitách obohacených o biopásy oproti okrajům silnic či polí bez permakulturních prvků (Nentwig 2000).

Další významnou čeledí prosperující v květnatých páslech jsou slunéčkovití (Coccinellidae). V Čechách jsou známy pod nesprávným pojmenováním berušky. Dohromady je v čeledi popsáno asi 4200 druhů a 490 rodů z nichž asi 110 druhů žije na území Evropy (Honěk & Martínková 2005). Některé druhy se díky klimatickým změnám v Evropě postupně aklimatizují, a proto lze v budoucnosti čekat jejich nárůst i na našem území. Zhruba 90 % druhů čeledi Coccinellidae jsou prospěšní predátoři, ostatní druhy jsou fytofágní či fungivorní (Iperti 1999). Čeleď slunéčkovití je českou veřejností známá především díky zástupci Slunéčko sedmítečné (*Coccinella septempunctata*), které je také na našem území nejčastější a má dobrou adaptabilitu na změny prostředí. Významná část jedinců této čeledi má však úzký rozsah adaptability na změny podmínek prostředí. Například slunéčko devatenáctitečné (*Anisosticta novemdecimpunctata*) je úzce spojeno s podmáčeným prostředím jako jsou bažiny nebo slatiniště (Hodek & Honěk 1996). Některé druhy se v průběhu života periodicky přesouvají z oblastí luk do lesů a zpět nebo z hornatých oblastí do údolí (Iperti 1999).

Honěk & Martínková (2005), zmiňují, že i když se jedná o poměrně početnou čeleď v České republice, hojnost jedinců se za posledních 20 let rapidně snížila. Jednou z navrhovaných hypotéz je obměna a ekonomická transformace zemědělství a homogenizace prostředí. Díky změnám dochází i k úbytkům hostitelských ploch pro mšice, snížení potenciálního zdroje potravy pro slunéčka, což vede k jejich úbytkům. Možnou podporou jsou biopásy vysévané v homogenních oblastech. Raderschall et al. (2022) zmiňují, že výsev pásů má pozitivní vliv na četnost a životaschopnost populací slunéček. Populacím se daří především díky zvýšenému množství mšic v ozeleněných oblastech, které tvoří mimo doplňkové zdroje potravy jako je například pyl, základní složku potravy těchto brouků (Lundgren 2009).

Environmentální stres vyvolaný urbanizací může ovlivňovat i populace brouků s jinými specializacemi. Čeleď krascovití (Buprestidae) zahrnuje asi 15 000 druhů vyskytujících se v převážně teplých oblastech. Většina druhů jsou xylofágní či saproxylické druhy. V důsledku jejich silné vazby na specifické druhy dřeva, je mnoho druhů vyskytujících se v Evropě označeno za ohrožené vyhynutím, jelikož se charakter lesů a typy dřevin v posledním století značně změnil (Evans et al. 2007). V současné době je dominující intenzivní management městských prostředí, včetně silného prořezávání a odstraňování

tlejícího dřeva či častého sečení. To je však jednou z hlavních příčin homogenizace a ochuzení městských společenstev členovců (New 2015).

Dalším taxonem vázaným na dřevo a půdní podmínky jsou vrubounovití (Scarabaeidae). Největší druhovou rozmanitost a endemismus se soustřeďuje kolem středomořské pánve (Dortel et al. 2013). Pro ochranu a podporu této čeledi v městských prostředích je nutné si uvědomit jejich strategii k přežití. Vrubounovití jsou velmi úzce závislí na půdních podmínkách. Půda a její kvalita hraje zásadní roli v úspěšnosti populací a jejich rozmnožení. Stejně jako dospělci i stádium kukly a kladení vajec potřebuje půdu k přežití (Halffter 1991). Saprofágními druhy se zabývá nespočet studií, Hoermann et al. (2020) zmiňují, že rozklad detritu je zásadní pro fungování a ochranu ekosystémů. Neživá organická hmota rostlinného původu a kadávery zvířat tvoří základní úroveň živin v mnoha potravních sítích. Rozklad živin vrubounovitými má tedy obrovský dopad na vlastnosti ekosystému, jako jsou koloběhy živin a biologická rozmanitost. Saprofágní druhy zajišťují několik klíčových funkcí ekosystému, jako je sekundární šíření semen, koloběh živin a potlačení parazitů. Jsou zvláště citliví na antropogenní narušení přírodních stanovišť a lze je použít jako biologické indikátory kvality prostředí v monitorovacích programech. V Evropě je aktivita těchto druhů negativně ovlivněna antropogenní činností v loukách a lesích. Například odvážení vytěženého dřeva z lesa může snížit výskyt vrubounovitých až o 20 % (Hoermann et al. 2020).

Lumarket & Kirk (1987), prováděli výzkum výskytu koprofágních vrubounovitých v jihofrancouzském regionu na pobřeží Středozevního moře. Koprofágové podobně jako saprofágové hrají doplňkové role při rozkladu zvířecího trusu. Vědci došli k názoru, že výskyt druhů je úzce vázán na rozmanitost vegetace a na luční porosty. Ve městech má výskyt druhů úplně jinou dynamiku, a proto je třeba původní oblasti a rozmanitou vegetaci chránit. Pro zachování diverzity brouků v městských oblastech je zapotřebí holistický, víceúrovňový management ve více aspektech (stanoviště, město a krajina). Z pohledu podpory biotopů je na místě převážně management zaměřený na zlepšení celkové kvality stanoviště. V měřítku města je vhodná podpora zaměřující se na propojování městských zelených ploch a městské plánování. V krajinném měřítku je pro vrubounovité nejlepší optimální skladba jednotlivých stanovišť a mikro stanovišť s ohledem na dynamiku zdrojů v krajině (Magura & Lovei 2021).

Výrazně ohrožený druh české přírody je kvůli ztrátám přirozených stanovišť například páchník hnědý (*Osmoderma eremita*). Novější poznatky o tomto druhu jsou ze stanovišť středomořské, kontinentální a alpské biogeografické oblasti Chorvatska, kde se tento brouk stále vyskytuje v hojné míře díky přítomnosti přirozených lesů s převahou dubových, bukových a horských bukově-jedlových porostů. Páchník hnědý je také chráněn evropskou směrnicí o stanovištích (přílohy II a IV směrnice Rady 92/ 43) (Rukavina et al. 2018).

3.5.3 Řád dvoukřídlí (Diptera)

Dvoukřídlí (Diptera), jsou početným hmyzím řádem se současným světovým počtem blízko 160 000 popsáných druhů. Dvoukřídlí jsou různorodí ve struktuře požadavků na využívání stanovišť a odpovědi na lidskou činnost. Mezi nejznámější čeledi jsou komárovití (Culicidae), pestřenkovití (Syrphidae), mouchovití (Muscidae), masařkovití (Sarcophagidae) nebo octomilkovití (Drosophilidae) (Courtney et al. 2017).

Dvoukřídlí jsou významnými opylovači (např. pestřenky). Ze studií vyplývá, že v Belgii opylují jedinci tohoto řádu více než 700 rostlinných druhů a podporují tak diverzifikaci vegetace (De Buck 1990). Pro ekosystém jsou také přínosní díky rozkladu a likvidaci látek v larválním stádiu. Dále jsou nejvýznamnějšími vektory protozoárních, virových, bakteriálních a helmintických chorob (Gagné 1995).

Studie kolektivu Hartop et al. (2015), studovala biologickou rozmanitost čeledi Phoridae v parcích silně urbanizovaného prostředí Los Angeles. Jelikož jsou velkoměsta považována za nevyhovující prostředí, jsou často opomíjena vědeckými výzkumy a úplná biodiverzita většiny metropolí zůstává nedostatečně prostudována. Z celkového počtu 10 000 jedinců však výzkum odhalil 30 druhů v jediném rodu, které nebyly doposud pro oblast jižní Kalifornie známé. Hartop et al. (2015) také podotýkají potřebu rozšíření nedostatečných taxonomických znalostí o fauně, která přímo obklopuje domovy výzkumných pracovníků.

Dalším zajímavou studií je průzkum diverzity dvoukřídlych (Diptera) v londýnských městských parcích, kde bylo zaznamenáno 56 faunistických novinek. Podobné množství druhů bylo zaznamenáno i v příměstských zahradách Cambridge (Disney 2001). Heterogenita stanovišť a přítomnost zeleně v městském prostředí může přímo pozitivně ovlivňovat rozmanitost a hojnost jedinců tohoto řádu (Haslett 2001).

Zajímavou čeledí jsou například pestřenkovití (Syrphidae), kteří jsou častými návštěvníky kvetoucích pásů. Pestřenkovití využívají během svých životních cyklů několik stanovišť a jsou mezi nimi vysoce mobilní (Sommaggio 1999), tento fakt by mohl vysvětlovat proč jsou pestřenkovití diverznější než například včely i v intenzivně ovlivněné krajině. Častým druhem nalézajícím se v biopásech je pestřenka trubcová (*Eristalis tenax*), která mimo jiné působí i jako doplňkový opylovač (Ouvrard et al. 2018). Kromě opylování má 50 % pozorovaných druhů pestřenkovitých aphidofágní larvy. Jejich larvy se živí mnoha druhy zemědělsky významných mšic, zatímco dospělci se živí nektarem a pylem. Pestřenkovití tak nabízejí ekosystémové služby a jejich podpora je na místě (Jauker et al. 2009; Rader et al. 2015).

Celosvětově jsou na Červeném seznamu IUCN druhy dvoukřídlych (Diptera) ovlivněné přímou závislostí na prostředí a jeho specifických podmínkách. Jednou z nich je endemická *Mormotomyia hirsuta*, vyskytující se v Keni, která je přímo závislá na výskytu netopýrů (Courtney et al. 2017).

V České republice je známo přibližně 8000 druhů spadajících do 110 čeledí. Vzácnými druhy našeho území jsou např. muchnička *Simulium angustatum* nebo bzučivka *Bellardia bayeri* vyskytující se ve Slezsku (Roháček & Ševčík 2013).

4 Metodika

4.1 Metody sběru a pokládání pastí

Výzkum v terénu probíhal od června do září roku 2021. Pro výzkum byla zvolena oblast jihovýchodní části Prahy 5 – Jinonice, kde se nachází jak zastavěné plochy, tak plochy přírodní obohacené o permakulturní prvky. Testované pozemky se nacházejí v druhém klimatickém regionu v nadmořské výšce 300 m.n.m. s průměrnou roční teplotou 9 °C. V každém měsíci byl prováděn sběr hmyzu v jeden den v průběhu 24 hodin. Vzorkování hmyzích společenstev bylo prováděno metodou sběru do Mörickeho misek. Jedná se o misky z plastové hmoty o průměru 20 cm nastříkané zářivě žlutou barvou, které lákají hmyz. Misky jsou naplněné ze 3/4 vodou, doplněné o saponátový prostředek kvůli snížení povrchového napětí. Misky byly umístěny na povrch půdy, či na neozeleněné urbánní plochy rovnoměrně 4 metry od sebe. Na každém stanovišti bylo po dobu každého sběru umístěno 40 misek. Po uplynutí 24 hodin byly misky sebrány a slity do třech směsných vzorků. Dbáno bylo na stejné klimatické podmínky všech dní odběru, tedy na slunečné počasí bez výraznějších srážek. Mörickeho misky byly na jednotlivých stanovištích pokládány vždy na stejné místo a slévány následujícím způsobem: první třetina misek do první sklenice, druhá třetina misek do druhé sklenice a zbylá třetí část misek do třetí sklenice. V každém měsíci byly tímto způsobem získány tři sklenice se vzorky. V závěru výzkumu bylo sečteno celkové množství zachycených jedinců zvláště pro sklenice označené číslem 1, z nichž byl vytvořen vzorek č.1. Stejným způsobem bylo postupováno i u ostatních směsných vzorků. Zvoleným testovaným permakulturním prvkem byl motýlí květnatý pás vysetý podél komunikace v přírodě blízké krajině nedaleko pole a lesa (Příloha č.1). Zvolenou neozeleněnou oblastí byl areál základní školy a parkoviště, které je součástí objektu. Obě stanoviště budou popsána v následujících odstavcích.

4.2 Stanoviště č. 1

První vzorkovací lokalitou bylo přírodě blízké stanoviště oseté květnatým pásem. Biopás se nacházel jihovýchodně od centra Prahy 5 – Jinonice, souřadnice 50°02'50.9" severní zeměpisné šířky a 14°22'24.3" zeměpisné délky. V okolí permakulturního pásu se vyskytují louky, les a pole a samotný permakulturní prvek byl lemován komunikací, která v současné době slouží jako cyklostezka. V blízkosti cca 300 m se nachází luční porosty, které se pravidelně sečou, malý lesík a výběh koně Převalského. Květnatý pás byl vysetý již na jaře a v době výzkumu nebyl ani jednou posečen. Vegetační pokryv biopásu se skládal z různorodých bylin. Nejčtenějšími rostlinami byla kopretina bílá (*Leucanthemum vulgare*), rmenec sličný (*Chamaemelum nobile*), mák vlčí (*Papaver rhoeas*), řebříček obecný (*Achillea millefolium*), smetánka lékařská (*Taraxacum officinale*), sedmikráska chudobka (*Bellis perennis*), svazenka vratičolistá (*Phacelia tanacetifolia*), bodlák obecný (*Carduus acanthoides*) či různé druhy čeledi lipnicovití (Poaceae). Nektarodárný pás obsahoval také zástupce čeledi bobovité (Fabaceae) hojnými zástupci byli například jetel plazivý (*Trifolium repens*), vičenec ligrus (*Onobrychis viciifolia*), vikev ptačí (*Vicia cracca*) nebo štírovník růžkatý (*Lotus corniculatus*). Méně častou osetou bylinou byl sléz lesní (*Malva sylvestris*)

(Příloha č.2). Biopás byl vyšetý v rámci plošné podpory rozvoje venkova, Agroenvironmentálně – klimatického opatření. Biopásky zakládány díky podpoře AEKO musí být široké nejméně 6 m, nejvíce 24 m a dlouhé musí být minimálně 30 m. Dále by výměra biopásku v rámci dílu půdního bloku měla tvořit nejvýše 20 % celkové výměry dílu půdního bloku.

Transekt vedl liniově podél vyšetého biopásku, který měřil zhruba 300 m (Příloha č. 3). Mörickeho misky byly pokládány v rámci každého sběru na stejná místa, rovnoměrně 4 m od sebe ve vzdálenosti zhruba 50 m od vyšetého pásu s expozicí 40 misek na jeden sběr (Příloha č. 4).

4.3 Stanoviště č. 2

Stanovištěm č. 2 byl areál a parkoviště základní školy Waldorfské vzdálené 800 m od prvního stanoviště. Školní areál se nachází 50°02'56.0" severní zeměpisné šířky a 14°22'07.0" zeměpisné délky (Příloha č. 5). V areálu se zezeň vyskytuje sporadicky v podobně kulturních intenzivně sečených nízkých trávniců (Příloha č. 6). Převládajícím druhem je kostřava červená (*Festuca rubra*). Zbytek areálu, na který byly pokládány misky je neozeleněný a vydlážděný (Příloha č. 7). V okolí areálu školy se nachází převážně budovy a rodinné domky s udržovanými menšími zahrádkami. V areálu byly žluté Mörickeho misky pokládány kolem budovy školy taktéž rovnoměrně 4 m od sebe s expozicí 40 misek za jeden odběrový den (Příloha č. 8). Všechny odběry probíhaly na obou stanovištích současně. Před začátkem výzkumu panovaly obavy, aby sběr vzorků nezneškodnotili žáci opouštějící školu, tomuto problému ale nahrávalo roční období, jelikož žáci měli v období odběrů čas letních prázdnin, a tak byl sběr vzorků zcela nerušen.

4.4 Zpracování a vyhodnocování vzorků

Získaný materiál byl po slití do skleněných nádob v intervalu do 12 h vyčištěn a přelit do 93% roztoku ethanolu, který ho konzervoval. Po ukončení sběru byl materiál v průběhu listopadu a prosince 2021 tříděn na jednotlivé morfodruhy pomocí binokulárního mikroskopu a popisován pomocí metody morfodruhů (Příloha č. 9).

Morfodruh je skupina morfologicky podobných a hůře rozpoznatelných druhů nebo skutečný druh. Pozorovatel, který hmyz třídí tedy podobně vypadající jednotlivce může sloučit do jedné skupiny (jednoho morfodruhu). I když do jednoho morfodruhu může dát pozorovatel mylně více druhů, výsledné synekologické analýzy nejsou tímto faktem negativně ovlivněny, jelikož jsou všechny vzorky tříděny stejným způsobem.

Vybraní zástupci jednotlivých vytříděných morfodruhů byli vyfotografováni a determinováni prof. RNDr. Miroslavem Bartákem, CSc. (Příloha č. 10). Data byla zapisována do tabulek, které sloužily jako podklad pro statistické analýzy a vyhodnocování rozdílů biologické rozmanitosti obou testovaných stanovišť.

4.5 Kvantitativní synekologická analýza

Po zapsání dat do tabulek a určení vzorků byl prováděn výpočet druhové pestrosti pro každé stanoviště zvlášť. Nejprve byla zjištěna celková početnost morfodruhů jednotlivých stanovišť, ze které bylo vycházeno při výpočtu Margalefova indexu druhové pestrosti.

Margalefův index kvantifikuje počet druhů porovnáním s velikostí vzorku. Je definován jako počet přítomných morfodruhů v poměru k celkovému počtu jedinců chycených na lokalitě.

Zobecněný vzorec tedy zní:

$$P(Mg) = \frac{(S - 1)}{\ln(N)}$$

Kde S je počet morfodruhů a N je celkový počet jedinců.

Dále byl proveden výpočet relativní početnosti druhů, jehož výsledky byly vyobrazeny spojnicovým grafem. Relativní četnost i-tého morfodruhu je vyjádřena jako počet jedinců i-tého morfodruhu k celkovému počtu všech jedinců všech morfodruhů. Ni značí početnost jedinců i-tého morfodruhu a N celkový počet jedinců. Součet relativních četností byl měl být roven jedné. Vzorec pro výpočet je následující:

$$P_i = \frac{N_i}{N}$$

Pro vyjádření hodnot biologické diverzity a ověření pracovních hypotéz byl zvolen výpočet Shannonova indexu, který je odvozen z informačních teorií. Hodnota indexu zohledňuje druhovou bohatost i vyrovnanost morfodruhů na stanovišti. Hodnota indexu stoupá s počtem taxonů a vyrovnaností jejich relativních početností. Hodnota H' byla vypočítána pro obě stanoviště zvlášť. Vzorec pro výpočet zní:

$$H' = - \sum_{i=1}^n P_i \times \ln(P_i)$$

Kde hodnota Pi opět vyjadřuje relativní početnost i-tého morfodruhu.

Dále byl pro jednotlivá stanoviště proveden Simpsonův index diverzity, který byl počítán s celkovými počty morfodruhů v rámci obou stanovišť. Počítáno bylo tedy s celkovými součty všech tří směsných vzorků pro stanoviště č. 1 a stanoviště č. 2. Výsledná hodnota D je dána vztahem:

$$D = 1 / \sum Pi^2$$

Hodnota Pi opět vyjadřuje relativní početnost i-tého morfodruhu.

Srovnání obou společenstev bylo provedeno zapsáním všech vypočítaných hodnot do tabulky zobrazené níže v kapitole 5.3. Pro doplnění všech hodnot bylo využito výpočtu indexu vyrovnanosti pomocí vzorců:

$$E = \frac{D}{S} \qquad J = \frac{H}{\ln S}$$

Pro porovnání početností stanoviště č. 1 a č. 2 bylo využito výpočtů analýzy rozptylu hlavních efektů, kde závisle proměnnou jsou počty a třídícími faktory bylo stanoviště a opakování mezi třemi směsnými vzorky. Samotným výpočtům předcházelo určení nulových hypotéz, které říkaly že neexistuje statisticky významný rozdíl mezi početnostmi morfodruhů na stanovišti č. 1 a stanovišti č.2, a že neexistuje statisticky významný rozdíl mezi třemi směsnými vzorky v rámci jednoho stanoviště. Hladina významnosti alfa byla v případě tohoto výzkumu určena na 0.05. Analýza rozptylu byla prováděna v programu STATISTICA porovnáváním tří směsných vzorků z obou stanovišť. Ve výsledcích byla sledovaná hodnota p. Jelikož byla početnost jedinců ve směsných vzorcích na obou stanovištích vyvážená a u třídícího faktoru stanovišť byla potvrzena alternativní hypotéza říkající, že existuje alespoň jedna dvojice průměru/opakování ve vzorcích, které se mezi stanovištěm č. 1 a stanovištěm č. 2 výrazně liší, bylo možno využít výpočet Tukeyova HSD testu. Tukeyovův HSD test je jednokrokový postup vícenásobného srovnání, kde testujeme nulovou hypotézu o rovnosti středních hodnot dvou skupin. Díky tomuto postupu je možno porovnat všechny možné dvojice středních hodnot.

Srovnání podobnosti složení morfodruhů na jednotlivých stanovištích a klasifikaci procentuální podobnosti v rámci stanoviště byla provedena na základě vyvážené shlukové analýzy. Shluková analýza využívá metody a algoritmy, pomocí kterých sdružuje data s podobnými vlastnostmi do shluků. Analýza byla provedena v programu STATISTICA pro každé stanoviště zvlášť. Shluková analýza je nástrojem datové analýzy, který třídí data do shluků tak, že podobnost početností dvou morfodruhů náležících do jedné skupiny je maximální, zatímco podobnost s morfodruhy mimo tento shluk je minimální. Analýza byla provedena shlukovacím algoritmem neváženého párování s aritmetickým průměrem UPGMA (unweighted pair group method with arithmetic mean). Tato hierarchická metoda využívá dříve nalezené shluky pro vytváření shluků nových. Metoda nejprve shlukuje páry sobě

nejpodobnější, které se následně shlukují do konečné sítě. Díky tomuto postupu je možno velice přehledně vidět rozdíly či podobnosti početností jednotlivých morfodruhů na jednotlivých stanovištích.

5 Výsledky

Výsledkem této práce je zhodnocení rozdílů biodiverzity dvou odlišných stanovišť. Celkově bylo nasbíráno 4596 jedinců zastupujících 16 řádů. Početnost a druhová bohatost byla jednoznačně vyšší na stanovišti č.1 obohaceném o kvetoucí pás než na stanovišti č. 2 ovlivněném zástavbou (Tab. 1), S 1 znázorňuje stanoviště č. 1 a S 2 stanoviště č. 2:

Tab. 1. Celkový počet morfodruhů pro stanoviště č. 1 a stanoviště č. 2.

Celkový počet morfodruhů	
S1= 86	(3908 JEDINCŮ)
S2=47	(687 JEDINCŮ)

Nejpočetnějším a druhově nejbohatším řádem na obou lokalitách byl řád dvoukřídlí (Diptera) kde bylo nalezeno 1629 jedinců v 26 morfodruzích. Druhým početným řádem byl řád blanokřídlí (Hymenoptera) kde bylo nalezeno 728 odchycených jedinců v 17 morfodruzích. Řád brouci (Coleoptera) se vyskytoval více na prvním stanovišti obohaceném o kvetoucí pás. V průběhu celého výzkumu bylo na obou stanovištích sebráno 102 jedinců v 13 morfodruzích. U obou stanovišť byl dominující rod *Harpalus spp.* (Příloha č. 11) s celkovým počtem 40 jedinců. Dalším nalezeným jedincem byl například střevlíček ošlejchový (*Achnomenus dorsalis*) (Příloha č. 12) z čeledi střevlíkovití (Carabidae). Z řádu motýli (Lepidoptera) bylo odchyceno celkem 46 jedinců ve čtyřech odlišných morfodruzích, z nichž se na stanovišti č. 2 vyskytoval pouze jeden jedinec z čeledi můrovití (Noctuidae). Výskyt řádu Lepidoptera na stanovišti č.2 bude podrobněji popsán v následujících odstavcích. Mezi další nalezené řády patří například polokřídlí (Hemiptera) s celkovým počtem 1174 nalezených jedinců či řád chvostokoci (Colembola) v celkovém počtu 427 jedinců. Méně často se vyskytovaly tyto řády: škvoři (Dermaptera), plicnatí (Pulmonata), síťokřídlí (Neuroptera), stejnonožci (Isopoda), mnohonožky, maloštětinatci, roztoči nebo řád pavouci (Příloha. č. 13).

5.1 Druhová bohatost – Stanoviště č. 1

V průběhu výzkumu bylo v rámci 4 odběrů zachyceno na stanovišti č. 1 celkem 3908 jedinců patřící k 16 řádům. Dominantním řádem byli dvoukřídlí (Diptera) s celkovým počtem 1415 jedinců zastoupených 26 morfodruhy, druhým nejpočetnějším řádem tohoto stanoviště byli polokřídlí (Hemiptera) v celkovém počtu 976 jedinců v 10 morfodruzích. Diverznějším, avšak méně početným řádem, byl řád blanokřídlí (Hymenoptera) s 583 jedinci zachycenými v 17 morfodruzích. Brouci (Coleoptera) vykazovali početnost 91 jedinců zastoupenou 13 morfodruhy. Další řád motýli (Lepidoptera) dosahoval na stanovišti obohaceném o kvetoucí pás počtu 45 jedinců ve čtyřech morfodruzích. Z ostatních nalezených řádů dosahoval větších početností například řád pavouci (Araneae) s 322 jedinci, či řád chvostokoci (Colembola) s 352 jedinci. Úplné počty jednotlivých morfodruhů jsou uvedeny v části příloh (Příloha č. 13).

Dominujícím taxonem řádu dvoukřídlí (Diptera) byla čeleď bzučivkovití (Calliphoridae), v průběhu výzkumu bylo nasbíráno celkem 189 jedinců. Z řádu brouci

(Coleoptera) vykazovala nejvyšší abundance čeled' střevlíkovití (Carabidae), rod *Harpalus spp.* zastoupený 35 odchycenými jedinci. Řád motýli (Lepidoptera) byl nejhojněji zastoupen čeledí babočkovití (Nymphalidae) s 20 jedinci a běláskovití (Pieridae) s 18 jedinci. Vzhledem k nashromážděným datům stanoviště obohaceného o permakulturní prvek a početní převaze jednotlivých hmyzích morfodruhů lze potvrdit druhou hypotézu, která říká, že v prostředí s permakulturními prvky nacházíme široké zastoupení jednotlivých druhů hmyzu. Procentuální zastoupení jednotlivých řádů na stanovišti č. 1 je uvedeno v části příloh v podobě koláčového grafu (Příloha č. 14).

5.2 Druhá bohatost – Stanoviště č. 2

Stanoviště č. 2 vykazovalo menší diverzitu a abundanci u všech řádů. Celkově bylo na stanovišti č. 2 odchyceno 687 jedinců spadajících do 10 řádů. Řád dvoukřídlí (Diptera) na stanovišti č. 2 dosahoval počtu 214 jedinců zastoupených 15 odlišnými morfodruhy, což představuje 31 % z celkového počtu všech nalezených jedinců na stanovišti č. 2. Procentuální zastoupení jednotlivých řádů nalezených na stanovišti č. 2 je uvedeno v přílohové části (Příloha č. 15). Druhý sledovaný řád brouci (Coleoptera) vykazoval abundanci pouze 10 jedinců v 5 odlišných morfodruzích. Z řádu motýli (Lepidoptera) byl na stanovišti č. 1 nalezen po dobu výzkumu pouze jeden jedinec z čeledi můrovití (Noctuidae), z čehož možno usoudit, že nezelené urbánní plochy nejsou pro motýly vhodným prostředím.

Poměrně početným řádem byli na druhém stanovišti blanokřídlí (Hymenoptera) s četností 214 jedinců zastoupených v 15 morfodruzích. Četného zastoupení skýtal také řád polokřídlí (Hemiptera) 198 jedinců v 10 morfodruzích a chvostokoci (Colembola) 75 jedinců ve dvou morfodruzích. V počtu 17 jedinců ve 2 morfodruzích se na urbánním stanovišti vyskytoval řád pavouci, menších počtů také dosahoval řád rovnokřídlí (Orthoptera) s 5 jedinci ve stejném morfodruhu, řád roztoči s celkovým počtem 16 nalezených jedinců a řád plošnice (Heteroptera) 6 jedinců stejného morfodruhu. Řády škvoři (Dermaptera), stejnonožci, síťokřídlí (Neuroptera), plicnatí (Pulmonata), maloštětinatci a mnohonožky chyběly úplně (Příloha č. 13).

5.3 Rozdíly biologické rozmanitosti stanovišť

Pro účely vyhodnocení diverzity obou stanovišť byl jako první použit výpočet Margalefova indexu (Tab. 2). Výši druhové pestrosti značí P1 a P2 pro každé stanoviště zvlášť. Vyšší druhovou pestrost vykazovalo jednoznačně stanoviště č. 1 (P1), a to skoro o jednu polovinu.

Tab. 2. Výsledky Margalefova indexu pestrosti.

MARGALEFUV INDEX PESTROSTI:
P1 = 23,6
P2 = 16,2

Vyjádření relativní početnosti morfodruhů bylo provedeno díky seřazení dat a vypočtení hodnot P_i . Následně byl v programu Excel zhotoven spojnicový graf (Příloha č. 16). Jelikož byla data seřazena sestupně, má spojnicový graf klesající tendenci. Z grafického zobrazení lze vyčíst, že má stanoviště č. 2 nižší relativní početnost. Počáteční hodnota P_i stanoviště č. 2 dosahovala hodnoty 0,12. Počáteční hodnota stanoviště č. 1 začínala hodnotou 0,07. Jak již bylo popsáno výše, ne všechny morfodruhy stanoviště č. 1 byly nalezeny i na stanovišti č. 2. Na spojnicovém grafu tento jev lze pozorovat strmým poklesem spojnice stanoviště č. 2, který dosahuje nulových hodnot mnohem dříve než stanoviště č. 1. Z výpočtu také logicky vyplývá, že počáteční hodnota P_i stanoviště č. 2 bude vyšší, jelikož bylo zastoupení každého morfodruhu děleno sumou všech jedinců stanoviště č. 2, který byl oproti sumě jedinců stanoviště č. 1 značně nižší.

Pomocí Shannonova a Simpsonova indexu diverzity byla porovnána hodnota druhové rozmanitosti na jednotlivých stanovištích. Jako první byl proveden Shannonův index diverzity počítaný pro každý směsný vzorek zvlášť, tedy třikrát na každém stanovišti. Výsledné hodnoty vykazovaly vyšší skóre u všech třech směsných vzorků na stanovišti č. 1, čímž byla potvrzena první hypotéza říkající, že míra diverzity se liší v prostředí s permakulturními prvky oproti nezeleným urbánním plochám. Z výsledků je patrné, že stanoviště č. 1 dosahovalo jak vyšších, tak i podobných hodnot ve všech třech hodnocených směsných vzorcích a lze tedy tvrdit, že je diverznější a vyrovnanější. Výsledné hodnoty výpočtů jsou přiloženy v tabulce níže (Tab. 3).

Tab. 3. Výsledné hodnoty Shannonova indexu diverzity.

Shannonův index diverzity	Stanoviště č. 1			Stanoviště č. 2		
	vzorek 1	vzorek 2	vzorek 3	vzorek 1	vzorek 2	vzorek 3
	3,58	3,60	3,58	2,94	3,05	3,15

Jako druhý byl proveden Simpsonův index diverzity. Simpsonův index diverzity byl proveden s celkovými součty všech jedinců na každém stanovišti. Dle výsledných hodnot byla diverzita stanoviště č. 2 čtyřikrát menší. Výsledné hodnoty Simpsonova indexu jsou přiloženy v tabulce níže (Tab. 4).

Tab. 4. Výsledné hodnoty Simpsonova indexu diverzity.

	Stanoviště č. 1	Stanoviště č. 2
Simpsonův index diverzity	26,8	6,7

Vzhledem k mechanismu, pomocí kterého indexy diverzitu hodnotí, lze říct, že na stanovišti č. 1 byla větší jak druhová bohatost, tak i vyrovnanost populací jednotlivých nalezených taxonomických jednotek. Srovnání společenstev obou stanovišť bylo po vypočtení indexu vyrovnanosti zapsáno do přiložené tabulky (Tab. 5).

Tab. 5. Srovnání společenstev obou stanovišť

	D	H	E	J
S 1	26,8	3,6	0,3	0,07
S 2	6,7	3,1	0,1	0,03

Lze vidět, že všechny hodnoty jsou vyšší u společenstva č. 1, které je tedy kvalitnější. To je způsobeno tím, že společenstvo č. 1 mělo vysokou abundanci jednotlivých taxonů a bylo vyrovnané v jejich počtu.

Porovnání početností stanoviště č. 1 a č. 2 bylo provedeno v programu STATISTICA s využitím výpočtu analýzy rozptylu hlavních efektů (ANOVA). Hladina významnosti alfa byla určena na 0,05. Z výsledků je patrné, že při výpočtu analýzy rozptylu mezi jednotlivými vzorky hodnota p dosahovala 0,9. Tím byla potvrzena nulová hypotéza a mezi směsnými vzorky č. 1, 2 a 3 a v rámci jednoho stanoviště není ve vzorcích staticky významný rozdíl. To znamená, že nezávisle na tom, kolik testování provedeme, nám vždy bude vycházet poměrná početnost stanoviště č. 1 i stanoviště č. 2 s podobnými hodnotami. Oproti tomu vypočítaná hodnota p mezi stanovišti dosahovala hodnot nižších než 0,05, čímž byla potvrzena alternativní hypotéza říkající, že existuje statisticky významný rozdíl v průměrné početnosti jedinců v závislosti stanovišti. Tato skutečnost v početní převaze morfodruhů byla pravděpodobně ovlivněna přítomností biopásu na stanovišti č. 1 (Tab. 6).

Tab. 6. Výstup analýzy hlavních efektů.

Faktor	ANOVA hlavních efektů				
	SČ	Stupně volnosti	PČ	F	p
Počet morfodruhů	40290.0	1	40290.03	141.7800	0.00000
Zelené stanoviště	19986.4	1	19986.40	70.3318	0.00000
Vzorek	4.0	2	1.98	0.0070	0.99304
Chyba	147201.6	518	284.17		

Jelikož byla potvrzena alternativní hypotéza říkající, že existuje statisticky významný rozdíl počtu jedinců u stanoviště č. 1 a č. 2, bylo pro upřesnění rovnosti středních hodnot dvou skupin využito výpočtu Tukeyova HSD testu. Díky tomuto postupu byly porovnány všechny možné dvojice středních hodnot. Z tabulky níže je možno vidět, že existuje statisticky významný rozdíl v počtu jedinců v závislosti na stanovišti. Vypovídající jsou také aritmetické průměry stanoviště č. 1 a č. 2. znázorněny v druhém řádku. U stanoviště č. 1 byl průměrný počet jedinců u jednoho morfodruhu 14,9, zatímco u stanoviště č. 2 k jednomu morfodruhu patřilo průměrně 2,5 jedinců. (anova předpoklady – normalita, homogenita)

Tab. 7. Výstup analýzy Tukeyova HSD testu.

Tukeyův HSD test		
Zelené stanoviště	(S1) 14,9	(S2) 2,5
ANO		0.000009
NE	0.000009	

Pro srovnání podobnosti druhového složení společenstev a lepší zobrazení početnosti morfodruhů na stanovišti byly ze shlukové analýzy zhotoveny dendrogramy pro stanoviště č. 1 (Příloha č. 17) a stanoviště č. 2 (Příloha č. 18). Z výsledného zobrazení obou dendrogramů je možno vidět velký rozdíl v procentuálních neshodách na jednotlivých stanovištích, který koreluje s předchozími výsledky prokazující rozmanitější zastoupení jednotlivých morfodruhů na stanovišti č.1 oproti stanovišti č.2.

Dendrogram zhotoven shlukovou analýzou pro stanoviště č. 1 (Příloha č. 17), vykazuje neshodu 100 % u prvních pěti morfodruhů. Mezi nimi lze vidět křískovité (Cicadellidae), mravencovité (Formicidae), lumkovité (Ichneumonidae), jeden nalezený morfodruh pavouků a jeden morfodruh chvostoskoků. Procentuální neshoda je způsobena počty morfodruhů v jednotlivých směsných vzorcích.

Dendrogram zhotoven shlukovou analýzou pro stanoviště č. 2 (Příloha č. 18), vykazuje 100% neshodu u tří morfodruhů, z nichž dva spadají do čeledi křískovití (Cicadellidae) a jeden do čeledi lumčíkovití (Braconidae). Procentuální neshoda je způsobena rozložením počtu morfodruhů v jednotlivých směsných vzorcích.

Při porovnání obou dendrogramů, lze vidět lepší rozložení morfodruhů na stanovišti č. 1. Ačkoli nemají všechny morfodruhy procentuálně stejné zastoupení, je značné, že má stanoviště č. 1 diverznější povahu. Oproti tomu z dendrogramu stanoviště č. 2 lze vidět úplnou absenci některých morfodruhů, a celkově méně vyrovnané rozložení počtu morfodruhů na stanovišti.

6 Diskuze

V průběhu letní sezony 2021 byl na dvou stanovištích v Praze 5 sledován počet morfodruhů zachycen žlutými miskami. Cílem práce bylo porovnání výskytu hmyzu na stanovištích s permakulturními prvky a bez nich. V každém měsíci proběhlo vzorkování obou stanovišť současně v průběhu 24 hodin. Celkem bylo zaznamenáno 4596 jedinců zastupujících 16 řádů, z nichž 46 jedinců patřilo k řádu motýli (Lepidoptera), 102 jedinců zastupovalo řád brouci (Coleoptera) a 1629 jedinců spadalo do řádu dvoukřídlí (Diptera), 1174 jedinců polokřídlých (Hemiptera), 472 jedinců chvostoskoků (Colembola), 728 jedinců blanokřídlých (Hymenoptera) a 339 pavouků. Méně početné vyskytující se řády byly také škvoři (Dermaptera), plicnatí (Pulmonata), síťokřídlí (Neuroptera), stejnonožci (Isopoda), mnohonožky, maloštětinatci a roztoči.

V oblasti stanoviště č. 1 obohaceného o motýlí pás, bylo zdokumentováno bohatší faunistické spektrum členovců, které zahrnovalo 86 odlišných morfodruhů spadajících do 16 řádů, což je téměř dvakrát více než u stanoviště č. 2. Vyšší počet zaznamenaných jedinců na stanovišti č. 1 se dá vysvětlit druhovou bohatostí a heterogenitou prostředí nabízející útočiště pro mnoho odlišných druhů hmyzu. Ze sledovaných řádů bylo na prvním stanovišti zaznamenáno 1415 jedinců řádu dvoukřídlí (Diptera), 91 jedinců řádu brouci (Coleoptera) a 45 jedinců řádu motýli (Lepidoptera). Podobných výsledků dosahuje i studie Jönsson et al. (2015), která sledovala druhovou bohatost na vyšetých biopásech v jižním Švédsku. Všechny sledované druhy byly v okolí kvetoucích pásů téměř dvakrát početnější než v neozeleněném prostředí. Permakulturní prvek nejvíce podporoval opylovače, kterých bylo zaznamenáno 9249, z nichž bylo 51 druhů pestřenek (Syrphidae), 16 druhů čmeláků (*Bombus* spp.) a 24 druhů samotářských včel (Apoidea). Dle studií lze objektivně potvrdit, že vyšeté kvetoucí pásy nemají pozitivní vliv pouze lokálně, ale pro celou krajinu (Haenke et al. 2009).

Biopás hojně využívali blanokřídlí a dvoukřídlí. Výsledky této studie souhlasí s výsledky kolektivu Campbell et al. (2017), kteří uvádějí, že kvetoucí pásy nejčastěji navštěvují jedinci řádů dvoukřídlí (Diptera) a blanokřídlí (Hymenoptera), zejména včely (Apoidea). Zatímco opylovači navštěvují pásy v rané fázi kvetení v průběhu května a postupně mizí na začátku června, ostatní hmyzí taxony využívají nektarodárné biopásy po celé léto. Tento fakt není ve shodě s výsledky dosaženými v této práci, jelikož nejvyšší početnosti opylovačů byly zaznamenány v průběhu července a srpna. Výsledky mohou být ovlivněny prostředím. Campbell et al. (2017) testovali druhové složení kvetoucích pásů ve Velké Británii zařazené k mírnému oceánskému podnebí, které se od kontinentálního klimatu střední Evropy liší. Rozdílné výsledky mohou být podmíněny i jiným druhovým složením pásu, zatímco v kvetoucím pásu vyšetém na stanovišti č.1 převažovaly druhy jako řebříček obecný (*Achillea millefolium*), smetánka lékařská (*Taraxacum officinale*), sedmikráska chudobka (*Bellis perennis*), svazenka vratičolistá (*Phacelia tanacetifolia*) nebo bodlák obecný (*Carduus acanthoides*) v testovaném biopáse Velké Británie dominovaly spíše rostliny čeledi bobovité (Fabaceae) jako například jetel zvrhlý (*Trifolium hybridum*) nebo jetel plazivý (*Trifolium repens*).

Čeledí s velkým počtem odlišných morfodruhů byly pestřenky (Syrphidae). Na stanovišti č. 1 bylo odchyceno celkem 10 odlišných morfodruhů této čeledi v celkovém počtu 174 jedinců. Podobné druhové bohatosti dosahuje i studie Haenke et al. (2009), zkoumající

společenstva pestřenek (Syrphidae) v různých typech krajiny. Haenke et al. (2009) zmiňují, že počet druhů a jedinců se však zvyšoval jen v pásích vyskytujících se u strukturálně jednoduchých krajin. Početnost pestřenek (Syrphidae) v kvetoucích pásích byla slabší ve strukturálně složitých krajinách a koncentrační efekt byl nejsilnější v menších prostorových měřících v okruhu 1 km od studovaných míst. Nejúčinnější byly kvetoucí pásy v homogenních krajinách silně ovlivněných antropogenní činností. Dle výsledků tohoto výzkumu bylo na stanovišti č. 1 obohaceno o biopás pestřenek více než o polovinu, výsledky však mohou být zkreslené. Pro posouzení odlišných účinků biopásů vyšetých na různých stanovištích s mými výsledky by bylo zapotřebí tuto studii rozšířit o několik dalších stanovišť. Haenke et al. (2009) dále dodávají, že vyšeté permakulturní prvky měly značný pozitivní dopad na rozmnožování pestřenek (Syrphidae), biopásy však neovlivnily druhovou skladbu a hojnost v okolní krajině. Výsledek zkoumání může být ovlivněn několika faktory, nejpravděpodobněji byl ale ovlivněn tím, že testovaný kvetoucí pás zmiňované studie sousedil s pšeničným polem a zkoumání diverzity členovců probíhalo převážně ve fázi jejího kvetení a vrcholného zrání. Jelikož biopás stanoviště č. 1 nesousedil s pšeničným polem, nelze tyto výsledky podrobněji srovnat. Zajímavá je korelace mezi abundancí a diverzitou pestřenek spolu s hustotou květů vyšetého pásu. Ve výsledcích studie Haenke et al. (2009) hustota květů přímo ovlivňovala hustotu a rozmanitost sledovaných organismů bez ohledu na šířku permakulturních prvků. Výsledky nelze porovnat s předkládanou studií, jelikož byl testován jen jeden permakulturní prvek. Květenství má značný vliv na afidofágní druhy, jejichž larvy se živí zemědělsky významnými mšicemi jako je například pestřenka pruhovaná (*Episyrphus balteatus*). Biopás vyšetý na stanovišti č. 1 byl taktéž útočištěm pro larvy pestřenek živící se mšicemi. Jedním z afidofágů této studie byl např. rod *Sphaerophoria*.

Fenoglio et al. (2020) zmiňují, že urbanizace je jednou z nejextrémnějších forem lokálních změn životního prostředí. Postiženými taxony jsou například motýli (Lepidoptera). Dále dodává, že ne všechny druhy reagují na urbanizaci stejným způsobem. Některé studie potvrzují, že v některých městech (např. Londýn a Řím) je relativně vysoká rozmanitost hmyzu, což naznačuje, že tato stanoviště nemusí být tak omezující, jak se očekávalo (Owen & Owen 1975; Zapparoli 1997). Výsledky korelují s naší studií. Taxonem s největším úbytkem byl řád motýli (Lepidoptera), na stanovišti č. 2 ovlivněném zástavbou byl zaznamenán jeden jedinec tohoto řádu z čeledi můrovití (Noctuidae). Denní motýli se na stanovišti č. 2 nevyskytovali vůbec, pravděpodobně v důsledku absence kvetoucích ploch.

Celkem bylo na stanovišti č. 2 49 odlišných morfodruhů, z nichž patřilo 214 jedinců do řádu dvoukřídlí (Diptera), 11 jedinců do řádu brouci (Coleoptera), 214 blanokřídlých (Hymenoptera), 198 polokřídlých (Hemiptera), 75 chvostoskoků (Colembola) a 17 pavouků. Řády mnohonožky, škvoři (Dermaptera), stejnonožci, síťokřídlí (Neuroptera), plicnatí (Pulmonata) a maloštětinatci chyběly úplně. V průběhu letní sezony bylo na stanovišti celkově odchyceno 688 jedinců, což je pětkrát méně než na stanovišti prvním, menší byla i druhová bohatost. Baldock et al. (2015) zjistili, že zatímco celková početnost dvoukřídlých (Diptera) a blanokřídlých (Hymenoptera) byla v městských lokalitách snížena, početnost včel (Apoidea) se mezi městskými a přírodními lokalitami nelišila a v některých případech se jejich druhová bohatost dokonce zvýšila ve více urbanizovaných oblastech. Hypotézu potvrzuje studie brazilských metropolí zabývající se rozmanitostí řádu blanokřídlí (Hymenoptera). V rámci studie nebyl nalezen žádný vztah mezi změnami stanovišť

v důsledku antropogenní činnosti a výskytem druhů včel a vos, jako je například *Polybia occidentalis* (Zanette et al. 2005). Výsledky jsou v rozporu s naší studií, urbanizace měla na početnost včel negativní dopad. Zatímco na stanovišti č. 1 bylo odchyceno 38 jedinců včel (*Apoidea*), na stanovišti č. 2 bylo odchyceno jen 12 jedinců.

Nicméně početnost a rozmanitost ostatních druhů včel ze studie brazilských metropolí, které byly v oblasti dominujícím druhem hmyzu, byla přímo ovlivněna úbytkem vegetačního krytu a nárůstem zástavby. Míra negativních dopadů se lišila dle způsobu hnízdění jednotlivých taxonů (Zanette et al. 2005). Kromě toho bylo pozorováno, že diverzita hmyzích společenstev a jejich hojnost se může v každém městě značně lišit. To může být ovlivněno například zeměpisnou šířkou, ve které se město nachází, nebo úrovní urbanizace (Owen & Owen 1975). Zapparoli (1997), McIntyre (2000), McIntyre et al. (2001) se shodují, že různé úrovně urbanizace mají odlišné účinky na místní hmyzí faunu.

Pokud se podíváme na rozdíly druhové bohatosti a početnosti řádu dvoukřídlí (Diptera) a blanokřídlí (Hymenoptera) mezi stanovištěm č. 1 a stanovištěm č. 2 v rámci našeho výzkumu, rozdíly jsou značné. Stanoviště č. 2 mělo faunistické zastoupení skoro o 50 % chudší. Z řádu dvoukřídlí (Diptera) se z 26 odlišných morfodruhů vyskytovalo na stanovišti ovlivněném zástavbou jen 15 morfodruhů, u řádu blanokřídlí (Hymenoptera) byl zaznamenán pokles o čtyři morfodruhy. Rozdíly korelují s výsledkem výpočtu Margalefova indexu pestrosti, výsledná hodnota stanoviště č. 2 byla skoro o 33 % menší. Hypotézu potvrzuje výsledek Shannonova indexu diverzity, který vykazuje v urbanizovaném prostředí nižší hodnoty.

Výsledky ukazují, že na stanovišti č. 1 odchyceno 583 jedinců řádu blanokřídlí (Hymenoptera), zatímco celková suma jedinců stanoviště č. 2 byla pouze 145 jedinců. Podobné skóre měly i ostatní řády, přičemž výše zmiňovaný řád dvoukřídlí (Diptera) se na druhém stanovišti vyskytoval v počtu 214 jedinců oproti 1415 jedincům na stanovišti č. 1. Deguines et al. (2012) očekávají, že v důsledku rostoucí urbanizace bude klesat počet řádů hmyzu závislých na kvetoucí vegetaci. Aby ostatní taxony setrvaly v městském prostředí, potřebují přístup k široké škále zdrojů, včetně potravy pro dospělé, kořisti či hostitele pro larvální stádia a hnízdiště. Konektivita biotopů městských oblastí může narušovat pohyb druhů členovců v krajině a narušovat jejich schopnost lokalizovat potravu, kořist či hostitele (Kareiva 1987, Stireman 2016). Dá se předpokládat, že vyšší trofické úrovně, jako jsou například predátoři a parazitoidi, budou zvláště citliví na změny ve využívání původních přírodních a přírodě blízkých lokalit a budou na antropogenní činnost reagovat negativně (Corcos et al. 2019).

Řádem, který byl v předložené studii urbanizací nejvíce zasažen byli motýli (Lepidoptera), dá se předpokládat, že stanoviště č. 2 nevyhovovalo denním motýlům v důsledku zastavěného okolního prostředí a absenci kvetoucích ploch. Obdobné výsledky získali také Corcos et al. (2019), zkoumající vliv proměnných městských a otevřených zelených stanovišť na diverzitu a vyrovnanost predátorů a hmyzích společenstev. Kolektiv došel k názoru, že urbanizace ve všech prostorových měřítcích (neboli lokálních, krajinných i subregionálních) ovlivnila diverzitu a druhovou vyrovnanost motýlů. Vliv urbanizace na diverzitu a abundanci se mezi jednotlivými taxony lišil. Studie dokládá, že některé druhy městských oblastí postupně ubývají až nakonec lokálně vyhynou. Zároveň poukazuje na fakt, že hmyzí společenstva závislá na kvetoucích plochách ovlivňuje nejvíce dostupnost a

rozmanitost zdrojů potravy. V souladu s Corcos et al. (2019) je také studie Desiree et al. (2007), studující motýlí společenstva v metropolitních oblastech Washington DC. Krajinná matrice obklopující jinak přívětivá stanoviště má určitý vliv na pohyb společenstev denních motýlů nalezených v metropolitní oblasti. Obdobné výsledky má také Collinge et al. (2003), kteří na studiu rozmanitosti a početnosti kobylek a motýlů ukazují, že některé druhy jsou citlivější na kvalitu stanoviště a jeho okolí. Jedinci řádu rovnokřídlí (Orthoptera) nebyli v předkládaném výzkumu významně početní ani na jednom stanovišti. Na stanovišti č. 1 bylo odchyceno v průběhu letní sezony 18 jedinců kobylek, na stanovišti č. 2 pouze 5 jedinců. Výsledky předložené studie mohou být ovlivněny metodou sběru. Pro přesnější testování rozdílů početnosti populací kobylek by bylo vhodné zahrnout i jiné typy lapáků.

Mazerolle & Villard (1999) jsou v rozporu s Desiree et al. (2007) a Corcos et al. (2019). Výsledky analýz tvrdí, že kvalita stanoviště téměř vždy souvisí s přítomností nebo četností druhů, zatímco kvalita matrice nebo krajinný kontext jsou prediktorem reakce druhů bezobratlých ve zhruba 20 % studií. Vickery (2007) dodává, že osazení ploch podporující motýlí společenstva vhodnými rostlinami může posloužit populacím jako odrazové můstky v městském prostředí. Desiree et al. (2007) poukazují na významné rozdíly v diverzitě motýlů ve venkovských, příměstských a městských oblastech a přiklání se tak k teorii, že i když obývají společenstva kvalitní prostředí jejich diverzita je ovlivněna kvalitou okolní matrice a krajinným kontextem. Je důležité poznamenat, že více velkých stanovišť s více druhy kvetoucích rostlin se nachází ve venkovských a příměstských oblastech než v městských oblastech. Ve studii Desiree et al. (2007) zmiňují, že 39 % hmyzu nalezených na velkých stanovištích bylo situováno ve venkovských oblastech, zatímco v městském prostředí bylo z velkých stanovišť jen 15 % hmyzu.

7 Závěr

- Diplomová práce, vzhledem k celosvětovému ubývání původních přírodních stanovišť, podrobně rozebrala problematiku druhové rozmanitosti hmyzu na přírodních stanovištích s permakulturními prvky v porovnání s okolními stanovišti.
- Na stanovišti č.1 bylo k vzorkování využito 40 Mörickeho misek umístěných v liniovém transektu, který vedl podél vysetého motýlího pásu. Na stanovišti č. 2 bylo 40 Mörickeho misek rozmístěno v areálu školy a na školním parkovišti.
- Testování probíhalo od června do září 2021, každý měsíc v průběhu 24 hodin. Následně byly vzorky třizeny a uchovány v 94% roztoku ethanolu. V průběhu listopadu a prosince 2021 byly vzorky tříděny v laboratoři a určovány s pomocí prof. RNDr. Miroslava Bartáka Csc. K porovnání diverzity testovaných stanovišť bylo využito Shannonova a Simpsonova indexu. Pro přesnější porovnání dvou odlišných stanovišť bylo využito výpočtů analýzy rozptylu hlavních efektů s využitím Tukeyova HSD testu.
- Na lokalitě bylo celkem nalezeno 4596 jedinců zastupujících 16 řádů. Dominantním řádem obou stanovišť byl řád dvoukřídlí (Diptera), kde bylo nalezeno 1629 jedinců v 26 morfordruzích. Druhým dominujícím řádem byl řád blanokřídlí (Hymenoptera) s celkovým počtem 728 ulovených jedinců v 17 morfordruzích. Řád brouci (Coleoptera) se vyskytoval v celkovém počtu 102 jedinců v 13 morfordruzích. Z řádu motýli (Lepidoptera) bylo odchyceno celkem 46 jedinců zastupujících čtyři odlišné morfodruhy, na druhém stanovišti se ovšem vyskytoval pouze jeden jedinec.
- Při statistickém hodnocení vykazovaly výsledné hodnoty obou indexů vyšší hodnotu u stanoviště č. 1, čímž byla potvrzena první hypotéza říkající, že míra diverzity se liší v prostředí s permakulturními prvky oproti nezeleným urbánním plochám. Díky mechanismům, pomocí kterých indexy biologickou rozmanitost hodnotí lze říct, že na prvním stanovišti byla větší jak druhová bohatost, tak i vyrovnanost populací jednotlivých nalezených morfodruhů. Po srovnání nashromážděných dat obou stanovišť lze potvrdit druhou hypotézu která říká, že v prostředí s permakulturními prvky nacházíme široké zastoupení jednotlivých druhů hmyzu, neboť stanoviště č. 1 obohacené o motýlí pás vykazovalo jednoznačnou početní převahu nalezených hmyzích taxonů.
- Urbanizované prostředí, především potom zástavba, negativně ovlivňuje sledované taxony pravděpodobně kvůli absenci kvetoucích a ozeleněných ploch. Nejvýznamnější je ztráta habitatu pro motýly (Lepidoptera), kteří spolu s úbytkem kvetoucí vegetace ztrácí potravní příležitosti.

- Některé taxony řádu dvoukřídlí (Diptera) vykazovaly početnost i na stanovišti ovlivněném zástavbou. Vzhledem ke krátké periodě testování je jednoznačná interpretace problematická, protože chybí srovnání jejich výskytu před zastavěním oblasti a ztrátou jejich původního habitatu.
- Závěrem lze konstatovat negativní vliv zástavby na biologickou rozmanitost hmyzu. Vzhledem k odlišnosti povahy permakulturních prvků zasazených v prostředí nelze výsledky zobecňovat pro jiné lokality. Pro preciznější posouzení vlivu květnatých pásů na diverzitu hmyzích společenstev u lokalit ovlivněných zástavbou by bylo vhodnější rozšířit praktickou část o urbánní stanoviště obohacené o tentýž permakulturní prvek.

8 Literatura

- Aerts R, Honnay O, Nieuwenhuys AV. 2018. Biodiversity and human health: mechanisms and evidence of the positive health effects of diversity in nature and green spaces. *British Medical Bulletin* **127**: 5-22.
- Angilletta MJ, Wilson RS, Niehaus AC, Sears MW, Navas CS, Ribeiro PL. 2007. Urban physiology: City ants possess high heat tolerance. *PLoS One* **2**: e258.
- Aviron S, Herzog F, Klaus I. 2011. Effects of wildflower strip quality, quantity, and connectivity on butterfly diversity in a Swiss arable landscape. *Restored Ecology* **19**:500–508.
- Aviron S, Herzog F, Klaus I, Luka H, Pfiffner L, Schupbach B, Jeanneret P. 2007. Effects of Swiss agri-environmental measures on arthropod biodiversity in arable landscapes. *Applied Biology* **81**:101–109.
- Albrecht M, Duelli P, Müller C, Kleijn D, Schmid B. 2007. The Swiss agri-environment scheme enhances pollinator diversity and plant reproductive success in nearby intensively managed farmland. *Journal of Applied Ecology* **44**: 813-822.
- Aram F, García EH, Solgi E, Mansournia S. 2019. Urban green space cooling effect in cities. *Heliyon* **5**: 2-31.
- Bailey E, Beasley DA. 2021. The effects of urbanization on insect morphology: A meta-analysis Evann Leigh Bailey Departmental Honors. Thesis The University of Tennessee at Chattanooga Integrated Studies. Tennessee.
- Baldock KCR, Goddard MA, Hicks DM, Kunin WE, Mitschunas N, Osgathorpe LM. 2015. Where is the UK's pollinator biodiversity? The importance of urban areas for flower-visiting insects. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* **282**: 20142849–25673686
- Begon M, Harper JL, Townsend CR. 1997. *Ekologie: jedinci, populace a společenstva*. Vydavatelství UP. Oloumouc.
- Beneš J, Konvička M. 2002. *Motýli České republiky: Rozšíření a ochrana, Butterflies of the Czech republic: Distribution and conservation*. Společnost pro ochranu motýlů. Praha.
- Bennett AF, Saunders DA. 2010. Habitat fragmentation and landscape change. *Conservation biology for all* **93**: 1544-1550.
- Biadun W, Zmihorski M. 2011. Factors dhaping a breeding bird comunity along an urbanization gradient: 26year study in medium size city (Lublin Poland). *Polish Journal of Ecology* **59**: 381-389.
- Boháč J, Matějček 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. *Čas. Slez. Muz.* **56**: 227-276.

- Boháč J. 2001. Epigeic Beetles (Insecta: Coleoptera) in Montane Spruce Forests under Long-Term Synergistic Chronic Effects in the Giant Mountains (Central Europe). *Ekologia* **20**: 57-69.
- Boháč J. 1999. Staphylinid beetles as bioindicators. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **74**: 357-372.
- Blair RB. 2001. Birds and butterflies along urban gradients in two ecoregions of the United States: is urbanization creating a homogeneous fauna? *Biotic homogenization Springer* **3**: 33-56.
- Bretzel F, Vannucchi F, Romano D, Malorgio F, Benvenuti S, Pezzarossa B. 2016. Wildflowers: From conserving biodiversity to urban greening—A review. *Urban forestry & urban greening* **20**: 428-436.
- Brooks DR, Bater JE, Clark SJ, Monteith DT, Andrews C, Corbett SJ, Chapman JW. 2012. Large carabid beetle declines in a United Kingdom monitoring network increases evidence for a widespread loss in insect biodiversity. *Journal of applied Ecology* **49**: 1009-1019.
- Bulut Z, Yılmaz S. 2008. Permaculture Playgrounds as a New Design Approach for Sustainable Society. *International Journal of Natural & Engineering Sciences* **2**:2-5.
- Burnett G. 2012. *Permakulture: A. BeginnersGuide*. Spiralseed. United Kindgom.
- Buse J, Griebeler EV, Niehuis M. 2012. Rising temperatures explain past immigration of the thermophilic oak-inhabiting beetle *Coraebus florentinus* (Coleoptera: Buprestidae) in south-west Germany. *Biodiversity and Conservation* **22**: 1115–1131.
- Campbell AJ, Wilby A, Sutton P, Wäckers FL. 2017. Do sown flower strips boost wild pollinator abundance and pollination services in a spring-flowering crop? A case study from UK cider apple orchards. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **239**: 20-29.
- Collinge SK, Prudic KL, Oliver JC. 2003. Effects of local habitat characteristics and landscape context on grassland butterfly diversity. *Conserv Biol* **1**:178–187.
- Corcos D, Cerretti P, Caruso V, Mei M, Falco M, Marini L. 2019. Impact of urbanization on predator and parasitoid insects at multiple spatial scales. *PLoS One* **14**: 13-18.
- Courtney GW, Pape T, Skevington JH, Sinclair BJ. 2017. Biodiversity of Diptera. *Insect biodiversity: Science and society* **1**: 229-278.
- Creamer RE, Hannula SE, Van Leeuwen JP, Stone D, Rutgers M, Schmelz RM, Ruiters N, Bogler T, Bouffaud ML, Buee M, Carvalho F, Costa D, Dirilgen T, Francisco R, Martin F,
- Croci S, Butet A, Clergeau P. 2008. Does urbanization filter birds on the basis of their biological traits. *The Condor* **110**: 223-240.
- Čermáková, B, Mužíková R. 2009. *Ozeleněné střechy (Green Roofs)*. Grada Publishing.

- Dallimer M, Davies ZG, Irvine KN, Maltby L, Warren PH, Gaston KJ, Armsworth PR. 2014. What personal and environmental factors determine frequency of urban greenspace use?. *International Journal of Environmental Research and Public Health* **11**: 7977-7992.
- De Buck N. 1990. Bloemboek en bestuivingsecologie van Zweevliegen (Diptera, Syrphidae) in het bijzonder voor België. Institut royal des Sciences naturelles de Belgique 60. Belgique.
- De Jong Y, Verbeek M, Michelsen V, de Place Bjørn, P, Los W, Steeman F, Penev L. 2014. Fauna Europaea—all European animal species on the web. *Biodiversity data Journal* **2**.
- Deguines N, Julliard R, de Flores M, Fontaine C. 2012 The whereabouts of flower visitors: contrasting land-use preferences revealed by a country-wide survey based on citizen science. *PLoS ONE* **7**: 1–9.
- Di Mauro D, Dietz T, Rockwood L. 2007. Determining the effect of urbanization on generalist butterfly species diversity in butterfly gardens. *Urban Ecosystems* **4**: 427-439.
- Didham RK, Ghazoul J, Stork NE, Davis AJ. 1996. Insects in fragmented forests: A functional approach. *Trends in Ecology and Evolution* **11**: 255–260.
- Didham RK, Hammond PM, Lawton JH, Eggleton P, Stork NE. 1998. Beetle species responses to tropical forest fragmentation. *Ecological Monographs* **68**: 295–323.
- Disney RHL. 2001. The scuttle flies (Diptera: Phoridae) of Buckingham Palace Garden. *The London Naturalist* **80**: 245–258.
- Dortel E, Thuiler W, Lobo JM, Bohbot H, Lumarket JP, Jay-Robert P. 2013. Potential effects of climate change on the distribution of Scarabaeidae dung beetles in Western Europe. *Journal of Insect Conservation* **17**: 1059–1070.
- Dover J, Sparks T, Clarke S, Gobbett K, Glossop S. 2000. Linear features and butterflies: the importance of green lanes. *Agriculture Ecosystem Environment* **80**:227–242.
- Egerer H, Kuras K, Luciani G. 2013. The protection of biodiversity and ecological connectivity in the Carpathian Convention. *Schriftenreihe der Europäischen* **24**: 57-102.
- Ekroos J, Heliölä J, Kuussaari M. 2010. Homogenization of lepidopteran communities in intensively cultivated agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology* **47**:459–467.
- Eliáš P. 2010. Ekosystémové služby a kvalita života, Ecosystem services and quality of life in rural areas. *Ekologické determinanty kvality života – Vědecký projekt VEGA č. 1/0869/10*.
- Evans HF, Moraal LG, Pajares JA. 2007. *Bark and Wood Boring Insects in Living Trees in Europe, a Synthesis – Biology, ecology and economic importance of Buprestidae and Cerambycidae*. Springer. France.

- Farkač J, Král D, Škorpík M. 2005. Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Bezobratlí. Agentura ochrany přírody a krajiny v ČR. Praha.
- Feber RE, Smith H, MacDonald DW. 1996. The effects on butterfly abundance of the management of uncropped edges of arable fields. *Journal Applied Ecology* **33**:1191–1205.
- Fenoglio MS, Rossetti MR, Videla M. 2020. Negative effects of urbanization on terrestrial arthropod communities: a meta-analysis. *Global Ecology and Biogeography* **8**: 1412-1429.
- Fontana S, Sattler T, Bontadina F, Morretti M. 2011. How to manage the urban green to improve bird diversity and community structure. *Landscape and Urban Planning* **101**: 278-285
- Forman RRT, Godron M. 1993. *Krajinná ekologie*. ACADEMIA. Praha.
- Freitas AVL, Brown JrKS. 2004. Phylogeny of the nymphalidae (Lepidoptera). *Systematic biology* **53**: 363-383.
- Fuller RA, Warren PH, Gaston KJ. 2007. Daytime noise predicts nocturnal singing in urban robins. *Biology Letters* **3**: 368–370.
- Fuchs S, Stein-Bachinger K. 2008. *Ochrana přírody v ekologickém zemědělství – praktická příručka pro ekologické polní zemědělství v severovýchodním regionu Německa*. Bioland Verlags GmbH. Germany.
- Gagné RJ. 1995. *Contarinia maculipennis* (Diptera: Cecidomyiidae), a polyphagous pest newly reported for North America. *Bulletin of Entomological Research* **85**: 209-214.
- Gatti FD, Rodrigues THA, Figueiredo LAD, Carneiro MAA. 2018. Longhorn beetle (Coleoptera: Cerambycidae) assemblage and the structural heterogeneity of habitat at the Brazilian Atlantic forest. *Environmental entomology* **47**: 1413-1419.
- Goddard MA, Dougill AJ, Benton TG. 2009. Scaling up from gardens: biodiversity conservation in urban environments. – *Trends in Ecology and Evolution* **25**: 90–98.
- Goulson D. 2019. The insect apocalypse, and why it matters. *Current Biology* **29**: R967-R971.
- Griffiths R, Mendes S, Lemanceau P. 2015. Ecological network analysis reveals the interconnection between soil biodiversity and ecosystem function as affected by land use across Europe. *Applied Soil Ecology* **97**: 112-124.
- Haaland C, Bersier LF. 2011. What can sown wildflower strips contribute to butterfly conservation? An example from a Swiss lowland agricultural landscape. *Journal Insect Conservation* **15**:301–309.

- Haaland C, Gyllin M. 2010. Butterflies and bumblebees in greenways and sown wildflower strips in southern Sweden. *Journal Insect Conservation* **14**: 125–132.
- Haaland C, Naisbit RE, Bersier LF. 2011. Sown wildflower strips for insect conservation: a review. *Insect Conservation Diversity* **4**:60–80.
- Haenke S, Scheid B, Schaefer M, Tschardt T, Thies C. 2009. Increasing syrphid fly diversity and density in sown flower strips within simple vs. complex landscapes. *Journal of Applied Ecology* **5**: 1106-1114.
- Hakl J, Šrámková A, Hrevušová Z, Pisarčík M. 2017. Variabilita druhového složení biopásů pro opylovače v roce výsevu v závislosti na podmínkách prostředí. *AKTUÁLNÍ POZNATKY V PĚSTOVÁNÍ, ŠLECHTĚNÍ, OCHRANĚ ROSTLIN* **12**: 121-305.
- Halfpeter G. 1991. Historical and ecological factors determining the geographical distribution of beetles (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae). *Biogeographia–The Journal of Integrative Biogeography* **15**: 11-40.
- Hallmann CA, Sorg M, Jongejans E, Siepel H, Hofland N, Schwan H, Werner S, Muller A, Sumser H, Horren T, Goulson D, Kroon HD. 2017. More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *Plos one* **12**: e0185809.
- Hardersen S, Macagno ALM, Chiari S, Audisio P, Gasparini P, Giudice GL, Mason F. 2020. Forest management, canopy cover and geographical distance affect saproxylic beetle communities of small-diameter beech deadwood. *Forest Ecology and Management* **467**: e118152.
- Hartop EA, Brown BV, Disney RHL. 2015. Opportunity in our ignorance: urban biodiversity study reveals 30 new species and one new Nearctic record for *Megaselia* (Diptera: Phoridae) in Los Angeles (California, USA). *Zootaxa* **3941**: 451-484.
- Haslett JR. 2001. Biodiversity and conservation of Diptera in heterogeneous land mosaics: A fly's eye view. *Journal of insect conservation* **5**: 71-75.
- Havrlant M, Buzek L. 1985. *Nauka o krajině a péče o životní prostředí*. Státní pedagogické nakladatelství. Praha.
- Hejda M, Hanzelka J, Kadlec M, Štrobl P, Pyšek J, Reif J. 2017. Impacts of an invasive tree across trophic levels: Species richness, community composition and resident species' traits. *Diversity and distribution* **23**: 997–1007.
- Hluchý M, Laštůvka Z, Švestka M, Vitek P. 2006. Výsledky monitoringu biodiverzity denních motýlů (Lepidoptera: Rhopalocera, Zygaenidae) vinic a sousedících lesostepních biotopů Chráněné krajinné oblasti Pálava. *Příroda* **8**: 13-24.

- Hodek I, Honěk A. 1996. Ecology of Coccinellidae. Springer Science Media Business BV. Amsterdam.
- Hoermann CHV, Weithmann S, Deißler M, Ayasse M, Steiger S. 2020. Forest habitat parameters influence abundance and diversity of cadaver-visiting dung beetles in Central Europe. *Royal Society Open Science* **7**.
- Holmgren D. 2006. Permakultura: principy a cesty nad rámec trvalé udržitelnosti. PermaLot. Svojanov.
- Holý K, Skuhrovec J, Saska P, Papoušek Z. 2020. Pokles diverzity hmyzu v zemědělské krajině a možnost jejího zvýšení. Výzkumný ústav rostlinné výroby. Praha.
- Honěk A, Kocian M. 2003. Importance of woody and grassy areas as refugia for field Carabidae and Staphylinidae (Coleoptera). *Acta Soc. Zoologica Bohemia* **67**: 71-81.
- Honěk A, Martínková Z. 2005. Long term changes in abundance of *Coccinella septempunctata* (Coleoptera: Coccinellidae) in the Czech Republic. *Europe Journal Entomology* **102**: 443–448.
- Hůrka K, Veselý P, Farkač J. 1996. Využití střevlíkovitých (Coleoptera: Carabidae) k indikaci kvality prostředí. *Klapalekiana*. **32**: 15-26.
- Hůrka K. 2005. Brouci České a Slovenské republiky. Kabourek. Zlín.
- Chandra A, Idrisova A. 2011. Convention on Biological Diversity: a review of national challenges and opportunities for implementation. *Biodiversity and Conservation* **20**: 3295-3316.
- Chapin IFS, Zavaleta ES, Eviner VT, Naylor RL, Vitousek PM, Reynolds HL, Díaz S. 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature* **405**: 234-242.
- Iperti G. 1999. Biodiversity of predaceous coccinellidae in relation to bioindication and economic importance. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **74**: 323-342.
- Inoue T. 2003. Butterfly fauna in and near the Ogawa Forest Reserve. *Bulletin of the Forestry and Forest Products Research Institute* **2**: 237–245.
- Iserhard CA, Duarte L, Seraphim N, Freitas AVL. 2019. How urbanization affects multiple dimensions of biodiversity in tropical butterfly assemblages. *Biodiversity and Conservation* **28**: 621-638.
- Jansson M. 2014. Green space in compact cities: the benefits and values of urban ecosystem services in planning. *Nordic Journal of Architectural Research* **2**: 5-179.

Jauker F, Diekötter T, Schwarzbach F, Wolters V. 2009. Pollinator dispersal in an agricultural matrix: opposing responses of wild bees and hoverflies to landscape structure and distance from main habitat. *Landscape Ecology* **24**:547–555.

Jönsson AM, Ekroos J, Dänhardt J, Andersson GK, Olsson O, Smith HG. 2015. Sown flower strips in southern Sweden increase abundances of wild bees and hoverflies in the wider landscape. *Biological Conservation* **184**: 51-58.

Kareiva P. 1987. Habitat fragmentation and the stability of predator-prey interactions. *Nature* **326**: 388–390.

Kim KC. 1993. Biodiversity, conservation and inventory: why insects matter. *Biodiversity & Conservation* **2**: 191-214.

Kioko E, Musyoki AM, Luanga A, Kioko MD, Mwangi EW, Monda L. 2020. Swallowtail butterflies (Lepidoptera: Papilionidae) species diversity and distribution in Africa: The Papilionidae collection at the National Museums of Kenya, Nairobi, Kenya. *Biodiversity Data Journal* **8**: 2-11.

Klaus VH, Kiehl K. 2021. A conceptual framework for urban ecological restoration and rehabilitation. *Basic and Applied Ecology* **52**: 82-94.

Kohler F, Verhulst J, Van Klink R, Kleijn D. 2008. At what spatial scale do high-quality habitats enhance the diversity of forbs and pollinators in intensively farmed landscapes?. *Journal of Applied Ecology* **45**: 753-762.

Kolkman A, Dopagne C, Piqueray J. 2021. Sown wildflower strips offer promising long term results for butterfly conservation. *Journal of Insect Conservation* **32**: 1-14.

Kopp RE, DeConto RM, Bader DA, Hay CC, Horton RM, Kulp S, Strauss BH. 2017. Evolving understanding of Antarctic ice-sheet physics and ambiguity in probabilistic sea-level projections. *Earth's Future* **5**: 1217-1233.

Korpela EL, Hyvönen T, Lindgren S, Kuussaari M. 2013. Can pollination services, species diversity and conservation be simultaneously promoted by sown wildflower strips on farmland? *Agriculture Ecosystem Environment* **179**:18–24.

Kotze JD, Brandmayr P, Casale A, Dauffy-Richard E, Dekoninck W, Koivula MJ, Lövei GL, Mossakowski D, Noordijk J, Paarmann W, Pizzolotto R, Saska P, Schwerk A, Serrano J, Szyzsko J, Taboada A, Turin H, Venn HUE, Vermeulen R, Zetto T. 2011. Forty years of carabid research in Europe-from taxonomy, biology, ecology and population studies to bioindication, habitat assessment and conservation. *ZooKeys* **100**: 55–148.

Kromp B, Hann P, Kraus P, Meindl P. 2004. Viennese Programme of Contracted Nature Conservation ‘Biotop Farmland’: monitoring of carabids in sown wildflower strips and

- adjacent fields. *Mitteilungen der Deutschen Gesellschaft für Allgemeine und Angewandte Entomologie* **14**: 509-512.
- Laštůvka Z, Liška J. 2011. Komentovaný seznam motýlů České republiky, Annotated checklist of moths and butterflies of the Czech Republic. Biocont Laboratory spol. s.r.o. Brno.
- Laurance WF, Yensen E. 1991. Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. *Biological Conservation* **55**: 77–92.
- Lawton JH. 1995. Population dynamic principles. Extinction Rates. Oxford University Press. Oxford.
- Lehmann GUC, Bakanov N, Behnisch M, Bourlat SJ, Bruhl CA, Eichler L, Fickel T, Geiger MF, Horren T, Kothe S, Lux A, Meinel G, Muhlethaler R, Poglitsch H, Schaffler L, Shelechtriemen U, Schneider FD, Schulte R, Sorg M, Sprenger M, Swenson JS, Terlau W, Turck A, Zizka VMA. 2021. Diversity of Insects in Nature protected Areas (DINA): an interdisciplinary German research project. *Biodivers Conservation* **30**: 2605–2614.
- Luka H, Uehlinger G, Pfiffner L, Muhlethaler R, Blick T. 2006. Extended field margins – a new element of ecological compensation in farmed landscapes – deliver positive impacts for Articulata. *Agrarforschung* **13**: 386–391.
- Lumarket JP, Kirk A. 1987. ECOLOGY OF DLING BEETLES IN THE FRENCH MEDITERRANEAN REGION (COLEOPTERA: SCARABAEIDAE). *Acta Zoologica Mexicana* **24**: 1-55.
- Lundgren JG. 2009. Relationships of natural enemies and non-prey foods. Springer Science & Business Media 7. Berlín.
- Magura, T, Lövei GL. 2021. Consequences of Urban Living: Urbanization and Ground Beetles. *Current Landscape Ecology Rep* **6**: 9–21.
- Magurran A, Stephen RB, Baillie ST, Jan TB, Dick McP, Elston AE, Rongvald MS, Smith IP, Sommerfield AD, Watt D. 2010. Long-term datasets in biodiversity research and monitoring: assessing change in ecological communities through time. *Trends in Ecology & Evolution* **25**: 574-582.
- Makino S, Goto H, Inoue T, Sueyoshi M, Okabe K, Hasegawa M, Okochi I. 2006. The monitoring of insects to maintain biodiversity in Ogawa Fores Reserve. *Environmental monitoring and assessment* **120**: 477-485.
- Marugg C. 2018. Vertical forests: the impact of green balconies on the microclimate by solar shading, evapotranspiration and wind flow change. TUDelft. Netherlands.

- Mazerolle MJ, Villard M. 1999. Patch characteristics and landscape context as predictors of species presence and abundance: a review. *Ecoscience* **1**: 117–124.
- McDonald RI, Kareiva P, Forman RT. 2008. The implications of current and future urbanization for global protected areas and biodiversity conservation. *Biological conservation* **141**:1695-1703.
- McIntyre NE, Rango, J, Fagan WF, Faeth SH. 2001. Ground arthropod community structure in a heterogeneous urban environment. *Landscape and urban planning* **4**: 257-274.
- McIntyre NE. 2000. Ecology of urban arthropods: a review and a call to action. *Annals of the entomological society of America* **4**: 825-835.
- Miller JH. 2001. The principles of permaculture design. *Korean Journal of Organic Agriculture* **9**: 53-69.
- Ministerstvo životního prostředí. 1992. Zákon č. 114/1992 Sb. Zákon České národní rady o ochraně přírody a krajiny. Sbíрка zákonů České republiky. Česká republika.
- Ministerstvo životního prostředí. 2019. Neposečené části luk pomáhají zvýšit nejenom množství hmyzu, ale i druhovou pestrost. Tiskové oddělení MŽP. Česká republika.
- Mollison B. 1998. Úvod do permakultury 2. vydání. Tagari Publications. Australia.
- Montgomery GA, Belitz MW, Guralnick RP, Tingley MW. 2021. Standards and best practices for monitoring and benchmarking insects. *Frontiers in Ecology and Evolution* **8**: 513-528.
- Montgomery GA, Dunn RR, Fox R, Jongejans E, Saunders ME, Wagner DL. 2020. Are we waiting for insects apocalyps? How to find out. *Biological Conservation* **241**: 108327.
- Mullins M. 2011. Designing a school garden space that emphasizes children's wants and uses permaculture design methods. *Digital Commons Univerzity of Nebraska – Lincoln* **5**: 2-52.
- Murcia C. 1995. Edge effects in fragmented forests – implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* **10**: 58–6.
- Nátr L. 2011. Příroda, nebo člověk? služby ekosystémů. Karolinum. Praha.
- Nentwig, W. 2000. Streifenförmige Ökologische Ausgleichsflächen in der Kulturlandschaft: Ackerkrautstreifen, Buntbrachen, Feldränder. Verlag Agrarökologie Switzerland/Hannover. Germany.
- New TR. 2015. Insect conservation and urban environments. Cham: Springer **23**: 125-129

- Nielsen AB, Van Den Bosch M, Maruthaveeran S, van den Bosch CK. 2014. Species richness in urban parks and its drivers: a review of empirical evidence. *Urban Ecosystems* **17**: 305-327.
- Niemelä J, Haila Y, Halme E, Pajunen T, Puntilla P. 1992. Small-scale heterogeneity in the spatial distribution of carabid beetles in the southern Finnish taiga. *Journal of Biogeography*, **19**: 173–18.
- Nichols E, Larsen T, Spector S, Davis AL, Escobar F, Favila M, Vulinec K. 2007. Global dung beetle response to tropical forest modification and fragmentation: A quantitative literature review and meta-analysis. *Biological Conservation* **137**: 1–19.
- Novák I, Liška J. 1997. Katalog motýlů (Lepidoptera) Čech, Catalogue of Bohemian Lepidoptera. *Klapalekiana, Česká společnost entomologická* **33**: 1-159.
- Novák I, Severa F. 2014. Motýli střední Evropy. Aventinum. Praha.
- Odum E. 1997. *Základy ekologie* 1. vydání. Academia Praha. Praha.
- Orfinger AB. 2020. Diversity beyond insects in entomology and allied disciplines. *Journal of Insect Science* **20**: 4-9.
- Ouvrard P, Transon J, Jacquemart AL. 2018. Flower-strip agri-environment schemes provide diverse and valuable summer flower resources for pollinating insects. *Biodiversity Conservation* **27**: 2193–2216.
- Owen J, Owen DF. 1975. Suburban gardens: England's most important nature reserve? *Environmental Conservation* **1**: 53-59.
- Pauchard A, Aguayo M, Peña E, Urrutia R. 2006. Multiple effects of urbanization on the biodiversity of developing countries: the case of a fast-growing metropolitan area (Concepción, Chile). *Biological conservation* **127**: 272-281.
- Pena NM, Butet A, Delettre Y, Morant P, Burel F. 2003. Landscape context and carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) communities of hedgerows in western France. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **94/1**: 59-72.
- Perry J, Lojka B, Quinones Ruiz LG, Van Damme P, Houška J, Fernandez CE. 2016. How natural forest conversion affects insect biodiversity in the Peruvian Amazon: can agroforestry help? *Forests* **7**: 82.
- Pfiffner L, Luka H, Jeanneret P, Schupbach B. 2000. Effects of ecological compensation areas on the carabid fauna. *Agrarforschung* **7**: 212–217.

- Pitman S. 2010. Permaculture design course outline. Permaculture Institute. Canada.
- Praetorius P. 2006. A permaculture school garden – Applying the principles of permaculture in schoolyard projects reinforces values of resourcefulness, stewardship, and sustainability. *Green teacher* **78**:6-10.
- Pullin AS. 1995. *Ecology and Conservation of Butterflies*. Chapman and Hall. London.
- Rader R, Batomeus I, Garibaldi L. 2015. Non-bee insects are important contributors to global crop pollination. *Proc Natl Acadmia Science* **113**: 146-151.
- Raderschall C A, Lundin O, Lindström S A, Bommarco R. 2022. Annual flower strips and honeybee hive supplementation differently affect arthropod guilds and ecosystem services in a mass-flowering crop. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **326**: 107754.
- Rebelo AG, Holmes P, Dorse C, Wood J. 2011. Impacts of urbanization in a biodiversity hotspot: conservation challenges in Metropolitan Cape Town. *South African Journal of Botany* **77**: 20-35.
- Resh VH, Cardé RT. 2009. *Encyclopedia of insects*. Academic press.
- Roháček J, Ševčík J. 2013. Dvoukřídlí (Diptera). *Příroda Slezska*. Slezské zemské muzeum, Opava **4**: 263-283.
- Ruault JF, La Tour AD, Evette A, Allain S, Callois JM. 2022. A biodiversity-employment framework to protect biodiversity. *Ecological Economics* **191**: 107238.
- Rukavina I, Kostanjšek F, Jelaska SD, Pirnat A Jelaska LŠ. 2018. Distribution and habitat suitability of two rare saproxylic beetles in Croatia – a piece of puzzle missing for South-Eastern Europe. *Biogeosciences and Forestry* **11**: 765-774.
- Samways MJ. 1993. Dragonflies (Odonata) in taxic overlays and biodiversity conservation. *Perspectives on insect conservation* **24**: 111-123.
- Scherr SJ, McNeely JA. 2008. Biodiversity conservation and agricultural sustainability: towards a new paradigm of ‘ecoagriculture’ landscapes. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* **363**: 477-494.
- Scholes R, Biggs RA. 2005. Biodiversity intactness index. *Nature* **434**: 45-49.
- Schwartz N, Morettic M, Bugal MN, Hode Z, Davies G, Haasegb D, Hack J, Hofi A, Meleroj Y, Tristan J, Knappk SP. 2017. Understanding biodiversity-ecosystem service relationships in urban areas: A comprehensive literature review. *Ecosystem services* **27**: 161-171.
- Simon, E, Harangi S, Baranyai E, Braun M, Fábíán I, Mizser S, Tóthmérész B. 2016. Distribution of toxic elements between biotic and abiotic components of terrestrial ecosystem

- along an urbanization gradient: Soil, leaf litter and ground beetles. *Ecological Indicators* **60**: 258-264.
- Sommaggio D. 1999, Syrphidae: can they be used as environmental bioindicators? *Agriculture Ecosystem Environment* **74**:343–356.
- Sterling J, Adams B, Berkes F, De Athayde SF, Dudley N, Hunn E, Pilgrim S. 2009. The intersections of biological diversity and cultural diversity: towards integration. *Conservation and Society* **7**: 100-112.
- Stireman JO. 2016. Community ecology of the “other” parasitoids. *Current Opinion in Insect Science* **14**: 87–93.
- Stojanović DV, Ćurčić SB. 2011. The diversity of noctuid moths (Lepidoptera: Noctuidae) in Serbia. *Acta Zoologica Bulgarica*. **63**: 47-60.
- Storch David. 2019. Biodiverzita: co to je, jak ji měřit, co ji podmiňuje a k čemu je to všechno dobré. *Živa* **5**: 194-197.
- Suggitt AJ, Gillingham PK, Hill JK, Huntley B, Kunin WE, Roy DB, Thomas CD. 2011. Habitat microclimates drive fine-scale variation in extreme temperatures. *Oikos* **120**: 1–8.
- Svoboda J. 2009. Kompletní návod k vytvoření ekozahrady a rodového statku. Smart Press. Praha.
- Šumpich J, Liška J, Jakeš O, Jitek J, Skyva J, Feik V, Marek J, Vávra J, Laštůvka Z, Vitek P, Bartas R, Čelechovský A, Dobrovský T, Dvořák I, Maršík L, Mikát M, Šafář J, Vodrlind B, Žemlička M, Dvořák M, Hula V. 2009. Faunistic records from the Czech Republic. *Klapalekiana* **45**: 267–279.
- Theodorou P, Radzevičiūtė R, Lentendu G, Kahnt B, Husemann M, Bleidorn C, Paxton RJ. 2020. Urban areas as hotspots for bees and pollination but not a panacea for all insects. *Nature communications* **11**: 1-13.
- Thomas JA. 2016. Butterfly communities under threat. *Science* **353**:216–218.
- Tol GV, Dobben HFV, Schmidt P. 1998. Biodiversity of Dutch forest ecosystems as affected by receding groundwater levels and atmospheric deposition. *Biodiversity and Conservation* **7**: 221–228.
- Tudor O, Dennis RLH, Greatorex-Davies JN, Sparks TH. 2004. Flower preferences of woodland butterflies in the UK: nectaring specialists are species of conservation concern. *Biological Conservation* **119**:397–403.
- Van Swaay CAM, Warren M, Lois G. 2006. Biotope use and trends of European butterflies. *Journal of Insect Conservation* **10**:189–209.
- Vickery M. 2007. Gardens as an aid to the conservation of some butterfly species. *Science Progress* **4**: 223-244.

Volpato A, Karzan SD, Ahmed CHD, Williams MF, Day AH, Ruas S, Ribalta RR, Mulkeen C, Huallacháin DO, Gormally MJ. 2020. Using Malaise traps to assess aculeate Hymenoptera associated with farmland linear habitats across a range of farming intensities. *The Royal Entomological Society, Insect Conservation and Diversity* **13**: 229–238.

Warren MS, Maes D, van Swaay CAM. 2021. The decline of butterflies in Europe: problems, significance, and possible solutions. *Proc Natl Academia Science USA* **118**:1–10.

Woodcock BA, Westbury DB, Potts SG, Harris SJ, Brown VK. 2005. Establishing field margins to promote beetle conservation in arable farms. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **107**: 255–266.

Woodcock BA, Westbury DB, Tscheulin T, Harrison-Cripps J, Harris SJ, Ramsey AJ, Brown VK, Potts SG. 2008. Effects of seed mixture and management on beetle assemblages of arable field margins. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **125**: 246–254.

Wu Jianguo. 2014. Urban ecology and sustainability: The state-of-the-science and future directions. *Landscape and urban planning* **125**: 209-221.

Zanette LRS, Martins RP, Ribeiro SP. 2005. Effects of urbanization on Neotropical wasp and bee assemblages in a Brazilian metropolis. *Landscape and Urban Planning* **4**: 105-121.

Zapparoli M. 1997. Urban development and insect biodiversity of the Rome area, Italy. *Landscape and Urban Planning* **38**: 77-86.

9 Samostatné přílohy

Příloha č. 1 – Pohled na testovaný biopás a do jeho okolí



Příloha č. 2 – Složení permakulturního pásu



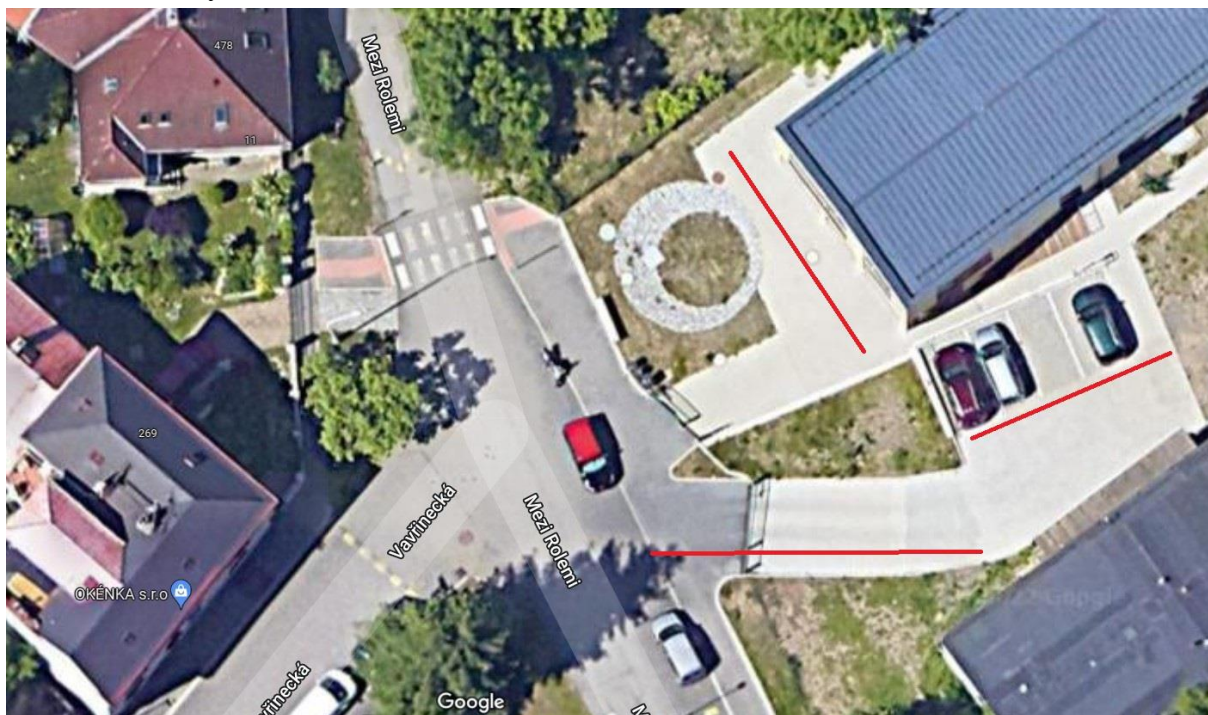
Příloha č. 3 – Vyznačení liniového transektu na stanovišti č.1



Příloha č. 4 – Sběr hmyzu prvního stanoviště do Mörickeho misek před a po



Příloha č. 5 – Vyznačení transektů na stanovišti č.2



Příloha č. 6 – Intenzivně udržované plochy v okolí stanoviště č. 2



Příloha č. 7 – Vydlážděný areál školy



Příloha č. 8 – Sběr hmyzu druhého stanoviště do Mörrickeho misek před a po



Příloha č. 9 – Třízení vzorků v laboratoři



Příloha č. 10 – Ukázka fotek jednotlivých druhů hmyzu



Příloha č. 11 – rod *Harpalus* spp.



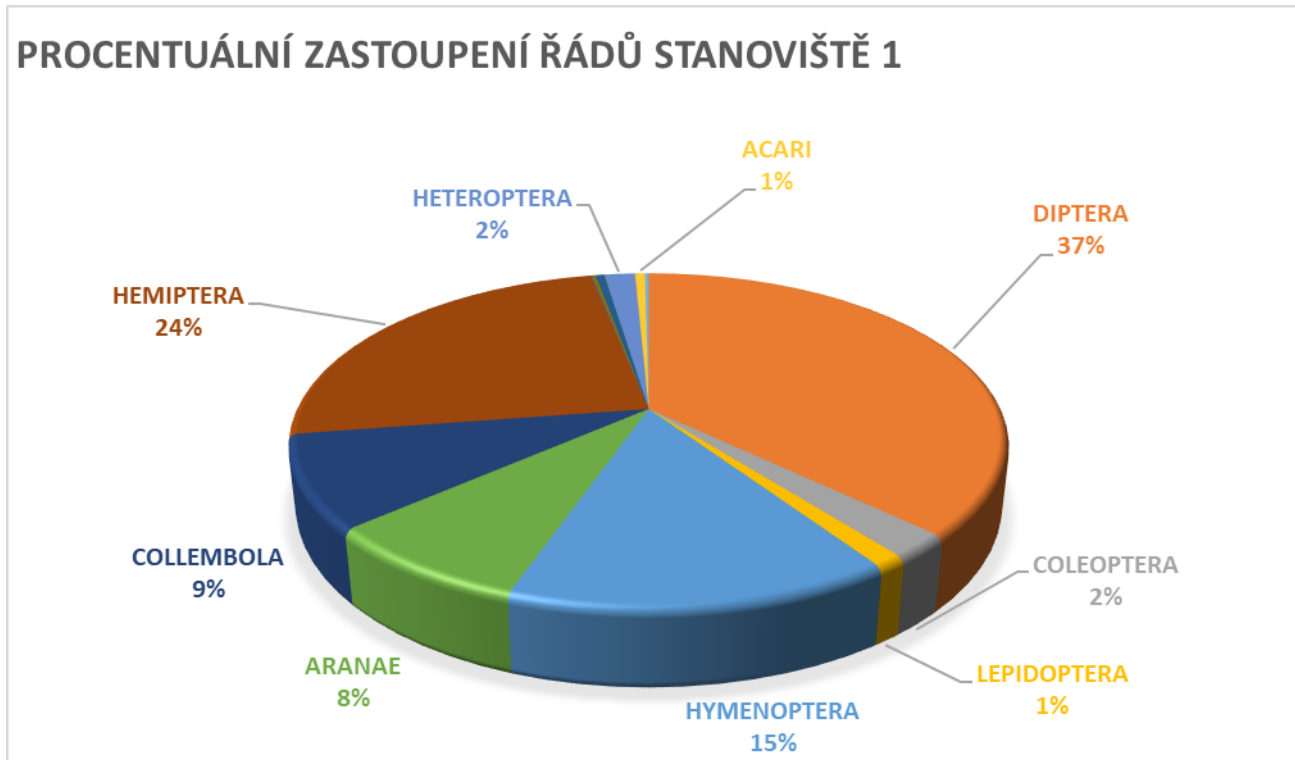
Příloha. č. 12 - Střevlíček ošlejchový (*Achnomenus dorsalis*)



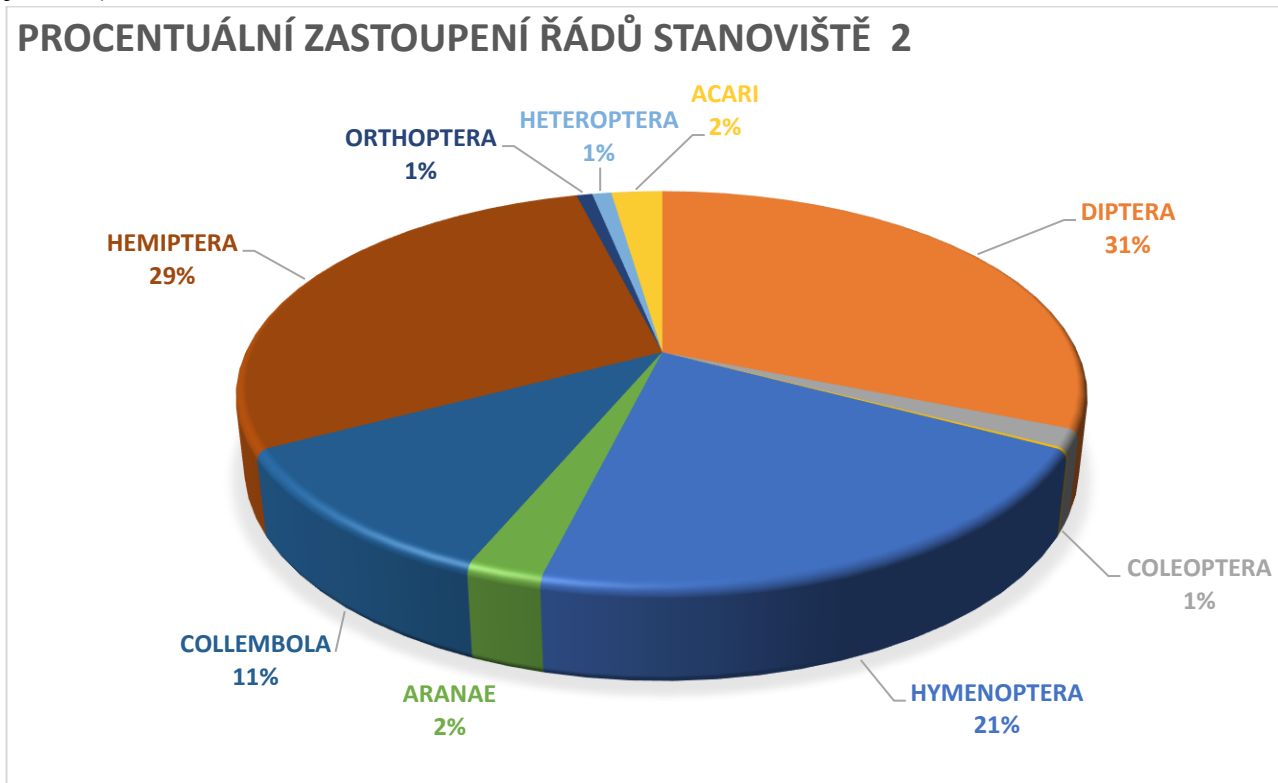
Příloha č. 13 – Tabulka zastoupení morfodruhů na obou stanovištích

ŘÁD	ČELEĎ	ROD	DRUH	STANOVIŠTĚ 1			STANOVIŠTĚ 2		
				vzorek 1	vzorek 2	vzorek 3	vzorek 1	vzorek 2	vzorek 3
DIPTERA 1	Syrphidae	gen.	sp.	2	4	2			
DIPTERA 2	Calliphoridae	Lucilia	sp.	72	38	79	16	24	5
DIPTERA 3	Sarcophagidae	gen.	sp.	52	68	36	9	15	23
DIPTERA 4	fam.	gen.	sp.	28	42	36	11	3	9
DIPTERA 5	fam.	gen.	sp.	46	37	54	1	20	3
DIPTERA 6	Syrphidae	gen.	sp.	10	3		1	1	1
DIPTERA 7	Syrphidae	Neoascia	sp.	17	28	15			
DIPTERA 8	Muscidae	Phaonia	sp.	35	47	40	3	4	3
DIPTERA 9	Agromyzidae	gen.	sp.	34	18	29		2	2
DIPTERA 10	fam.	gen.	sp.	9		5	2	1	1
DIPTERA 11	Syrphidae	gen.	sp.	16	12	25	1	2	
DIPTERA 12	Tachinidae	Eriothrix	sp.	3	20	8	1	1	3
DIPTERA 13	Syrphidae	Eristalis	sp.		1		1	1	
DIPTERA 14	Muscidae	gen.	sp.	10	11	6	1	1	4
DIPTERA 15	Culicidae	gen.	sp.	19	13	21	2	2	1
DIPTERA 16	Syrphidae	gen.	sp.	3	5	4			
DIPTERA 17	Syrphidae	Sphaerophoria	sp.			2	3	2	5
DIPTERA 18	Syrphidae	gen.	sp.	1	2	3			
DIPTERA 19	Stratiomyidae	Oxycera	Oxycera leonina	3	9	12			
DIPTERA 20	Syrphidae	gen.	sp.	1					
DIPTERA 21	Stratiomyidae	Chloromyia	Chloromyia formosa	9	15	7			
DIPTERA 22	Syrphidae	gen.	sp.	3	3				
DIPTERA 23	Tachinidae	Cylindromyia	Cylindromyia brassicaria	5	5	8			
DIPTERA 24	Drosophilidae	Drosophila	Drosophila melanogaster	63	34	26			
DIPTERA 25	Muscidae	gen.	sp.	30	48	52	2	8	13
DIPTERA 26	fam.	gen.	sp.	12	20	14			
COLEOPTERA 1	Carabidae	Pseudoophonus	Pseudoophonus rufipes	14	3	18	2	2	1
COLEOPTERA 2	Scarabaeidae	Oxythyrea	sp.	1	1				
COLEOPTERA 3	Buprestidae	gen.	sp.	3	7	2		1	
COLEOPTERA 4	Carabidae	gen.	sp.	1	3	2	1		
COLEOPTERA 5	Coccinellidae	Coccinella	Coccinella septempunctata	1	5	2	1		1
COLEOPTERA 6	Chrysomelidae	gen.	sp.	1					
COLEOPTERA 7	Carabidae	Carabus	sp.		1	1			
COLEOPTERA 8	Coccinellidae	gen.	sp.	2					
COLEOPTERA 9	Cleridae	Trichodes	sp.		1				
COLEOPTERA 10	Carabidae	Anchomenus	Anchomenus dorsalis			1			
COLEOPTERA 11	Staphylinidae	gen.	sp.	3	2	3			
COLEOPTERA 12	Elateridae	gen.	sp.	6	2	5			
COLEOPTERA 13	Scarabaeidae	Cetonia	Cetonia aurata					1	
LEPIDOPTERA 1	Nymphalidae	Coenonympha	sp.	9	4	7			
LEPIDOPTERA 2	Pieridae	Pieris	sp.	10	5	3			
LEPIDOPTERA 3	fam.	gen.	sp.	1	2				
LEPIDOPTERA 4	Noctuidae	gen.	sp.	1		3	1		
HYMENOPTERA 1	Vespidae	Dolichovespula	sp.	13	8	11	7	5	3
HYMENOPTERA 2	Apidae	Apis	Apis mellifera	17	8	13	6	2	4
HYMENOPTERA 3	Tenthredinidae	Tenthredo	sp.	3	4	1		1	
HYMENOPTERA 4	Formicidae	Formica	sp.	27	24	16	4	5	2
HYMENOPTERA 5	Ichneumonidae	gen.	sp.	31	36	44	8	9	3
HYMENOPTERA 6	Braconidae	gen.	sp.	68	74	52	19	14	25
HYMENOPTERA 7	Tenthredinidae	gen.	sp.	2	3	3	2	2	2
HYMENOPTERA 8	Ichneumonidae	gen.	sp.	4	6	9			
HYMENOPTERA 9	Ichneumonidae	gen.	sp.	2	5	2		2	
HYMENOPTERA 10	Sphecidae	Sphex	Sphex funerarius	8	6	11	1	2	1
HYMENOPTERA 11	Sphecidae	Sphex	sp.	1	1				
HYMENOPTERA 12	fam.	gen.	sp.	2	2	4			
HYMENOPTERA 13	Cephalidae	gen.	sp.	7	5	1			
HYMENOPTERA 14	Apoidea	gen.	sp.	2	5	4	2	1	3
HYMENOPTERA 15	Cephalidae	gen.	sp.	3	4	6	3	4	1
HYMENOPTERA 16	Apoidea	gen.	sp.	4	3	7	1	1	
HYMENOPTERA 17	Apidae	Bombus	sp.	1	1	3			
ARANAE 1	fam.	gen.	sp.	81	116	110	4	5	5
ARANAE 2	fam.	gen.	sp.	6	5	4	1	1	1
COLLEMBOLA 1	fam.	gen.	sp.	26	53	40	17	27	15
COLLEMBOLA 2	fam.	gen.	sp.	104	62	67	2	6	8
HEMIPTERA 1	Sternorrhyncha	gen.	sp.	98	65	79	4	5	4
HEMIPTERA 2	Miridae	gen.	sp.			1			
HEMIPTERA 3	Membracidae	gen.	sp.	2	1	4			
HEMIPTERA 4	Cercopidae	Cercopis	sp.		1		1	3	2
HEMIPTERA 5	Cicadellidae	gen.	sp.	54	34	52			
HEMIPTERA 6	fam.	gen.	sp.	1					
HEMIPTERA 7	Aphididae	gen.	sp.	16	14	10	5	2	3
HEMIPTERA 8	Cicadellidae	gen.	sp.	28	35	46	1	1	4
HEMIPTERA 9	Cicadellidae	Psammotettix	Psammotettix alienus	72	70	91	22	47	16
HEMIPTERA 10	Cicadellidae	gen.	sp.	49	73	51	53	14	11
DERMAPTERA	Forficulidae	Forficula	Forficula auricularia	2	2	4			
DIPLOPODA 1	fam.	gen.	sp.		2				
DIPLOPODA 2	fam.	gen.	sp.	1	1				
DIPLOPODA 3	fam.	gen.	sp.			1			
MALOŠTĚTINATCI	fam.	gen.	sp.	2	3	1			
ORTHOPTERA	Ensifera	gen.	sp.	5	10	3	2	2	1
PULMONATA	fam.	gen.	sp.	1					
HETEROPTERA 1	fam.	gen.	sp.	1	2	3	1	3	2
HETEROPTERA 2	Miridae	gen.	sp.	5	7	4			
HETEROPTERA 3	Pentatomidae	gen.	sp.	18	10	14			
ISOPODA	Armadillidae	gen.	sp.		1				
NEUROPTERA	Hemeroptera	gen.	sp.			1			
ACARI	fam.	gen.	sp.	5	6	9	3	5	8
Celkový počet morfodruhů				75	74	70	41	43	37
Shannon index diverzity				3.58	3.60	3.58	2.94	3.05	3.15
Celkový počet jedinců				1308	1287	1313	228	260	199

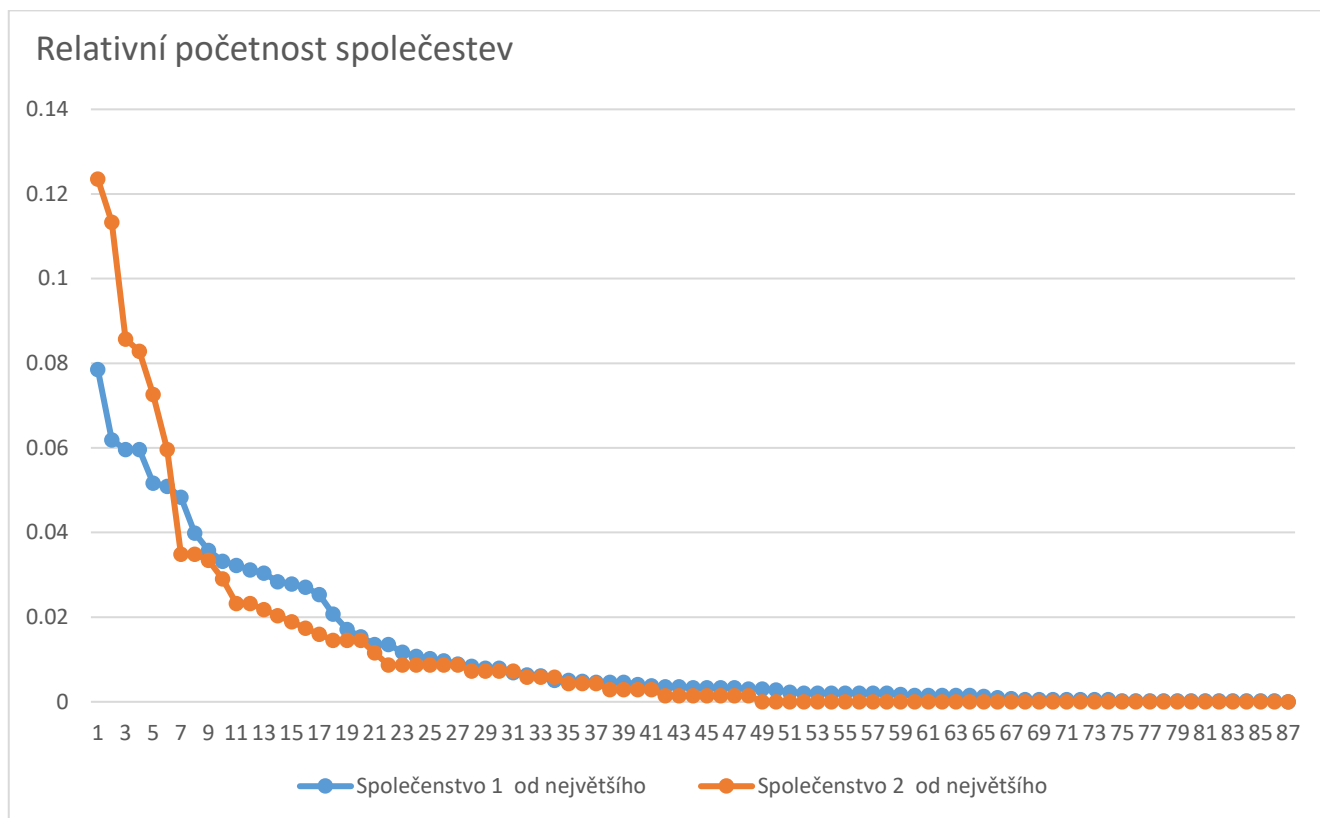
Příloha č. 14 – Procentuální zastoupení řádů na stanovišti č. 1 (Z celkového počtu 1415 jedinců)



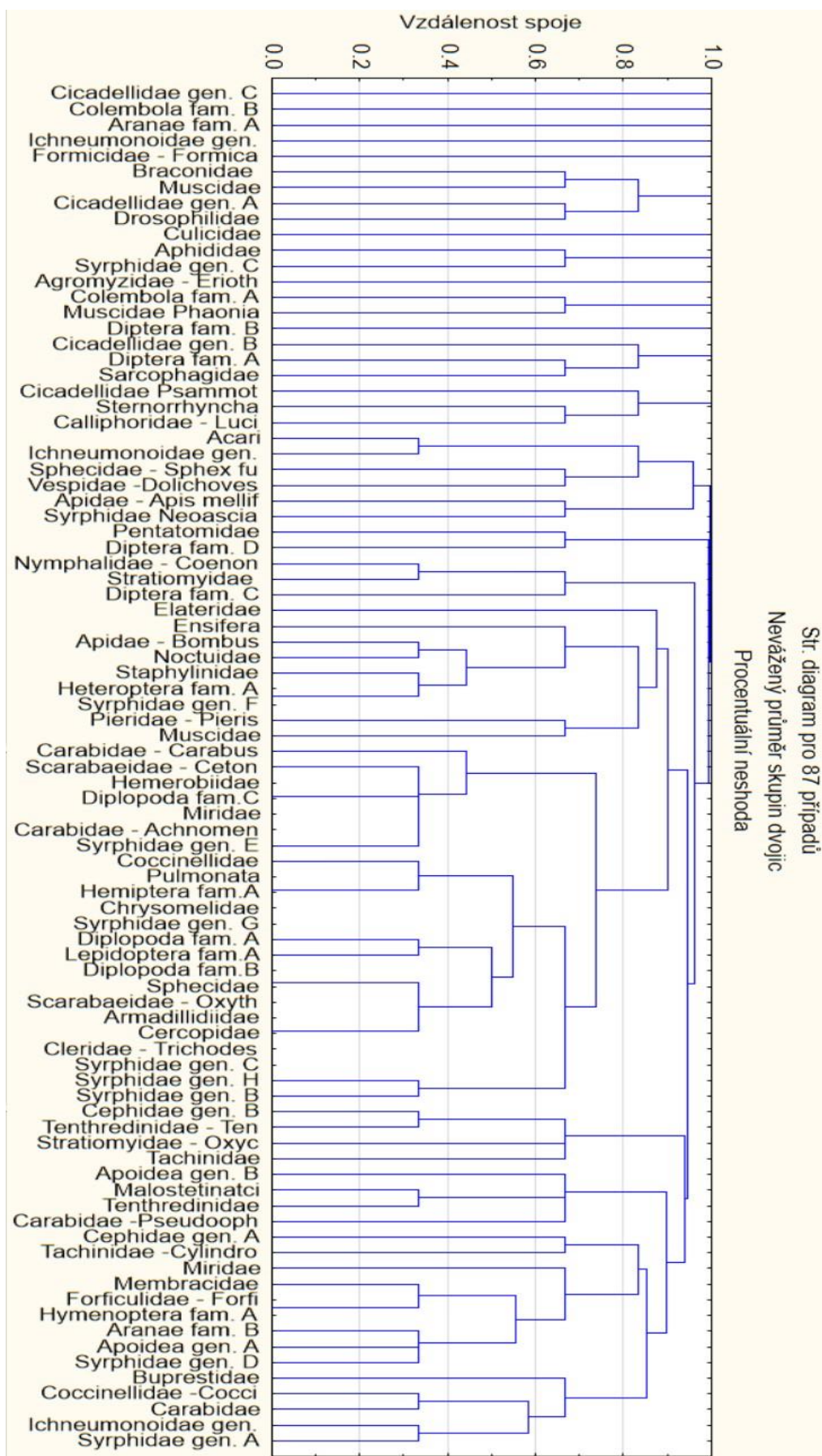
Příloha č. 15 – Procentuální zastoupení řádů na stanovišti č. 2 (Z celkového počtu 687 jedinců)



Příloha č. 16 – Spojnicový graf – výsledek relativní početnosti společenstev



Příloha č. 17 - Dendrogram shlukové analýzy (UPGMA), zobrazující vzájemnou podobnost v druhovém složení morfodruhů stanoviště č. 1



Příloha č. 18 - Dendrogram ze shlukové analýzy (UPGMA), zobrazující vzájemnou podobnost v druhovém složení morfodruhů stanoviště č. 2

