

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ

KATEDRA EKOLOGIE



**Význam novovytvorených kvitnúcich plôch pre
článkonožce**

The importance of newly established flowering patches for
arthropods

BAKALÁRSKA PRÁCA

Bakalant: Terézia Kovaľová

Vedúci bakalárskej práce: Mgr. Tomáš Kadlec, Ph.D.

Konzultant: Ing. Martin Štrobl

2021

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Terézia Kovaľová

Environmentální vědy
Aplikovaná ekologie

Název práce

Význam nově založených kvetoucích plošek pro členovce

Název anglicky

The importance of newly established flowering patches for arthropods.

Cíle práce

První cílem bakalářské práce je formou literární rešerše rekapitulovat základní poznatky o vlivu urbanizace na společenstva členovců, možnostech managementu městské zeleně a důležitosti nektarodárných rostlin pro členovce.

Druhým cílem práce je formou vlastního terénního experimentu vyhodnotit atraktivitu vysetých vičencových plošek pro různé skupiny členovců, včetně skupin poskytujících důležité ekosystémové služby.

Metodika

Literární rešerše bude provedena standardní formou excerptce dostupných literárních zdrojů, především z časopisů s impact faktorem.

Vlastní experiment bude probíhat na lokalitě Dívčí hrady v Praze. Na této nově zatravněné ploše bylo vyseto 22 12x12 m vičencových políček. Okolní travnatý porost je sekán buď konvenčním způsobem nebo mírnější extenzivní formou s ponecháním nesečených částí. Pro experiment, mimo vlastní vičencová políčka, budou vybrány kontrolní plochy stejné velikosti v travnaté okolní matrix – jak v místech s konvenční sečí, tak i místech s extenzivní sečí. Na každé plošce bude v období květen-srpen, zhruba v měsíčních intervalech, proveden sběr vzorků členovců pomocí smýkání vegetace (50 smyků na plošku). Vzorky budou přenesené do laboratoře, kde z nich budou selektováni jedinci cílových skupin členovců. Vztah počtu jedinců k typu plošky bude analyzován pomocí lineárních modelů.

Doporučený rozsah práce

cca 30-40 stran

Klíčová slova

urbánní ekologie; opylovači; krize hmyzí diverzity; ochrana biodiverzity; Onobrychis

Doporučené zdroje informací

- Beneš J, Konvička M, Dvořák J, Fric Z, Havelda Z, Pavlíčko A, Vrabec V & Weidenhoffer Z (2002) Motýli České republiky: Rozšíření a ochrana I, II. SOM, Praha.
- Buchholz S, Egerer MH (2020) Functional ecology of wild bees in cities: towards a better understanding of trait-urbanization relationships. *Biodiversity and Conservation* 29: 2779-2801.
- Dyderski MK, Wrońska-Pilarek D, Jagodziński AM (2017) Ecological lands for conservation of vascular plant diversity in the urban environment. *Urban Ecosystems* 20: 639-650.
- Dylewski L, Maćkowiak L, Banaszak-Cibicka W (2019) Are all urban green spaces a favourable habitat for pollinator communities? Bees, butterflies and hoverflies in different urban green areas. *Ecological Entomology* 44: 678-689.
- Konvicka M, Kadlec T (2011) How to increase the value of urban areas for butterfly conservation? A lesson from Prague nature reserves and parks. *European Journal of Entomology* 108: 219-229.
- Merckx T, Van Dyck H (2019) Urbanization-driven homogenization is more pronounced and happens at wider spatial scales in nocturnal and mobile flying insects, *Global Ecology and Biogeography* 28: 1440-1455.
-

Předběžný termín obhajoby

2020/21 LS – FŽP

Vedoucí práce

Mgr. Tomáš Kadlec, Ph.D.

Garantující pracoviště

Katedra ekologie

Konzultant

Ing. Martin Štrobl

Elektronicky schváleno dne 3. 3. 2021

prof. Mgr. Bohumil Mandák, Ph.D.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 4. 3. 2021

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Děkan

V Praze dne 19. 03. 2021

Prehlásenie:

Prehlasujem, že som bakalársku prácu na tému: Význam novovytvorených kvitnúcich plôch pre článkonožce vypracovala samostatne a citovala som všetky informačné zdroje, ktoré som v práci použila a ktoré som taktiež uviedla na konci práce v zozname použitých informačných zdrojov. Som si vedomá, že na moju bakalársku prácu sa plne vzťahuje zákon č. 121/2000 Sb., o práve autorskom, o právach súvisiacich s právom autorským a o zmene niektorých zákonov, v znení neskorších predpisov, predovšetkým ustanovenia § 35 odst. 3 tohoto zákona, tj. o užití tohoto diela. Som si vedomá, že odovzdaním bakalárskej práce súhlasím s jej zverejnením podľa zákona č. 111/1998 Sb., o vysokých školách a o zmene a doplnení ďalších zákonov, v znení neskorších predpisov, a to i bez ohľadu na výsledok jej obhajoby. Svojím podpisom taktiež prehlasujem, že elektronická verzia práce je totožná s verziou tlačenou a že s údajmi uvedenými v práci bolo nakladané v súvislosti s GDPR.

V Prahe_____

Podpis_____

Pod'akovanie

Rada by som poďakovala predovšetkým svojmu vedúcemu práce Mgr. Tomášovi Kadlecovi, Ph.D. za jeho cenné pripomienky pri spracovávaní tejto práce, a taktiež konzultantovi Ing. Martinovi Štroblovi za pomoc pri zbere vzoriek v teréne a pri ich spracovávaní v laboratóriu. Ďakujem tiež patrí všetkým ostatným členom entomologického tímu Fakulty životného prostredia, ktorí stoja za projektom na Dívčích hradech, alebo sa na ňom aktuálne podieľajú.

Abstrakt:

Člankonožce sú najrozmanitejšou skupinou v živočíšnej ríši a poskytujú dôležité ekosystémové služby. Narastajúca urbanizácia ohrozuje do značnej miery biodiverzitu a spôsobuje straty viacerých skupín člankonožcov. Cieľom teoretickej časti tejto bakalárskej práce je rekapitulovať základné poznatky o vplyve urbanizácie na spoločenstvá člankonožcov, možnostiach manažmentu mestskej zelene a dôležitosti nektárovodajných rastlín pre člankonožce. Praktická časť zahŕňa vlastný terénny experiment, ktorý má za cieľ vyhodnotiť atraktivitu novovytvorených vičencových plošiek na lokalite Dívčí hrady v Prahe pre opeľovače a ďalšie skupiny člankonožcov. Ide o porovnanie abundancie piatich skupín člankonožcov (*Aculeata*, *Araneae*, *Heteroptera*, *Orthoptera*, *Lepidoptera*) odchytených šmýkacou metódou alebo pozorovaných metódou časovanej pochôdzky na vičencových ploškách s okolitým lúčnym porastom s rôzne nastavenou kosbou. Zber vzoriek u všetkých skupín prebiehal jeden deň v mesiaci od mája do augusta, ktoré boli následne spočítané za všetky mesiace a rozdiely na základe typov plošiek boli vyhodnotené štatistickou analýzou. Výsledky ukázali, že vičencové plochy boli najatraktívnejšie pre celkový súčet jedincov zo všetkých skupín a rovnako pre jednotlivé skupiny. Štatisticky významné rozdiely v abundancii boli zistené aj medzi plochami lúčneho porastu kosenými extenzívne a konvenčne. Výsadba vičenca na mestských zelených plochách a extenzívnejší spôsob obhospodarovania trávnatých plôch by potenciálne mohla podporiť abundanciu člankonožcov aj v centre miest.

Kľúčové slová: urbanizačná ekológia, opeľovači, kríza hmyzej diverzity, ochrana biodiverzity, *Onobrychis*

Abstract:

Arthropods comprise the most diverse group of the animal kingdom and provide important ecosystem services. Increasing urbanization threaten biodiversity and cause significant losses of a number of groups of arthropods. Aim of theoretical part of this bachelor thesis is to recapitulate basic knowledge about the impact of urbanization on arthropod communities, management possibilities of urban green spaces and importance of nectar plants for arthropods. Practical part includes own experiment, which aims to evaluate the attractiveness of the newly created patches in Divčí hrady in Prague for pollinators and other groups of arthropods. It is a comparison of abundance of 5 groups of arthropods (*Aculeata*, *Araneae*, *Heteroptera*, *Orthoptera*, *Lepidoptera*) collected by method of timed survey and sweep netting method between *Onobrychis viciifolia* patches and surrounding meadow patches with differently set management. Specimens of all groups of arthropods on each area were gathered one day per month from May to August, then totalled from all months by groups and individual areas. Differences in abundance were assessed by glm models with negative binomial distribution. Results have shown that areas with *Onobrychis* were the most attractive for all groups and totalled the most individuals for all groups and overall number of arthropod individuals. Statistically significant differences in abundance were also found between extensively and intensively mowed meadow patches. Planting *Onobrychis* in urban green spaces and more extensive mowing of grasslands could potentially support the abundance of arthropods even in the city center.

Key words: urban ecology, pollinators, arthropods diversity crisis, biodiversity conservation, *Onobrychis*

Obsah

1. Úvod	1
2. Cieľ práce	2
3. Urbanizácia a jej vplyv na článkonožce	3
3.1 Vplyv urbanizácie naprieč gradientmi na jednotlivé skupiny hmyzu.....	5
4. Mestské zelené plochy a ich význam	7
4.1 Manažment mestských zelených plôch	9
4.2 Trávnaté porasty a ich manažment	11
4.2.1 Celoplošná intenzívna kosba (konvenčné obhospodarovanie).....	12
4.2.2 Extenzívna (mozaiková) kosba	12
5. Vičenc vikoristý (<i>Onobrychis viciifolia</i>) – jeho ekologické potreby, využitie a prínosy pre hmyz.....	13
6. Metodika	15
6.1 Charakteristika študovaného územia	15
6.2 Zber a spracovanie dát	16
6.3 Štatistická analýza dát	16
7. Výsledky	17
8. Diskusia	21
9. Záver	23
10. Literatúra	24
11. Prílohy	33

1. Úvod

Člankonožce sú najväčšou a najrozmanitejšou skupinou v živočíšnej ríši a tvoria hlavnú zložku suchozemskej biodiverzity. Poskytujú dôležité ekosystémové služby, ako je rozklad a kolobeh živín, opelenie, alebo biologická regulácia (Zhang et al., 2007). Opelenie a prítomnosť prirodzených nepriateľov môžu zvýšiť produkciu poľnohospodárskych plodín (Cardinale et al., 2003; Klein et al., 2003a). Tieto prínosy sú však ohrozené stratou ich biodiverzity a intenzifikáciou využívania pôdy (Zerbe et al., 2003), s ktorou úzko súvisí konvenčné hospodárenie, ktoré má deštruktívny dopad na krajinu a životné prostredie, pretože ničí škodcov intenzívnym používaním chemikálií, ktoré znečisťujú vodu, pôdu aj vzduch (Červeňanská a Fridrichová, 2006).

V poslednom storočí vyhynulo na území Českej republiky vo viacerých skupinách článkonožcov mnoho druhov, konkrétne 18% včelovitých blanokrídlych, 19% osovitých blanokrídlych a 12% kobyliiek, cvrčkov a sarančiat (Kuras, 2008). Úbytok článkonožcov bol okrem konvenčného poľnohospodárstva donedávna pripisovaný ešte ďalším dvom faktorom – strate a fragmentácii biotopov kvôli intenzívnemu hospodáreniu, lesníctvu a urbanizácii (Sánchez-Bayo a Wyckhuys, 2019), a biologickým faktorom ako je rozšírenie invázných druhov a patogénov (Hardman, 2011). V poslednej dobe sa pridáva ešte štvrtý faktor, ktorým je zmena klímy (Suggitt et al., 2019). Ak bude klimatická zmena pokračovať, jej vplyv na hmyz a prírodu bude nepochybne obrovský a môže mať potenciál prispieť k výmene druhov osídľujúcich konkrétne územie. Síce vieme o zmenách početnosti hmyzu prekvapivo málo, to čo vieme, je však dosť znepokojujúce. Príčinou úbytku hmyzu minimálne v Európe ostáva spôsob, akým zaobchádzame s krajinou. V homogenizovanom prostredí rozľahlých lánov a lesných plantáží je nie len hmyz nútený prežívať na drobných izolovaných refúgiách (útočistiach), čo nedokáže dlhodobo (Čížek et al., 2019).

Rozvíjanie a rozrastanie miest má negatívny dopad hlavne na životné prostredie, ktoré je do vysokej miery znečisťované. Okrem toho sú plopprirodzené stanovištia fragmentované na menšie územia, ktoré nie sú dostatočne veľké na to, aby podporovali zložitejšie ekologické spoločenstvá (Hardman, 2011). Existuje mnoho príčin straty biotopov a ukázalo sa, že urbanizácia patrí k veľmi škodlivým faktorom z hľadiska počtu strát alebo ohrozenia druhov (Czech et al., 2005). Ako ukázalo mnoho štúdií, tieto straty platia jak pre rastliny (Thompson a Jones, 1999), tak aj pre rôzne skupiny živočíchov od cicavcov (McKinney, 2008), cez obojživelníky (Riley et al., 2005) až po hmyz (McIntyre, 2000).

2. Cieľ práce

Jedným z cieľov tejto práce je formou literárnej rešerše rekapitulovať základné poznatky o vplyve urbanizácie na spoločenstvá článkonožcov, možnostiach manažmentu mestskej zelene a dôležitosti nektárových rastlín pre článkonožce. Druhým cieľom je formou vlastného terénneho experimentu vyhodnotiť atraktivitu novovytvorených vičencových plošiek pre opeľovače a rôzne skupiny článkonožcov, vrátane skupín poskytujúcich dôležité ekosystémové služby. Ide o porovnanie abundancie článkonožcov odchytených alebo pozorovaných na vičencových ploškách s rôzne nastavenou kosbou s okolitým lúčnym porastom.

3. Urbanizácia a jej vplyv na článkonožce

Proces urbanizácie je rozšíreným trendom 20. a 21. storočia, pri ktorom sa ľudia presúvajú z vidieckych oblastí do miest (McKinney, 2008). Jedným z dôvodov narastajúcej urbanizácie je industrializácia, alebo modernizácia. Od priemyselnej revolúcie začal ľudí čoraz viac priťahovať prechod z vidieckych do mestských oblastí z dôvodu zlepšenia pracovných príležitostí. Industrializácia a modernizácia výrazne zvýšila pracovné príležitosti vznikom nových moderných odvetví a profesií. Väčšina obyvateľstva sa preto presúva do miest, aby získala prístup k dobre plateným pracovným miestam, ktoré mesto poskytuje vo všetkých odvetviach. Vytváranie nových pracovných miest a zvyšovanie ich kvality je dôsledkom priemyslu a bohatej škály služieb. Život v mestách poskytuje veľa sociálnych výhod a služieb, ktoré zvyšujú životnú úroveň. Za výhody je považovaný hlavne dostatok vzdelávacích a ubytovacích zariadení, zdravotná starostlivosť, rekreačné zariadenia a celkovo lepší sociálny život. Tieto sociálne výhody sú jedným z hlavných dôvodov vysokej urbanizácie (Kukreja, 2016).

Okrem toho, že rozrastanie miest má obrovský vplyv na náš či už súkromný, ale aj pracovný spôsob života, tento proces viedol k znečisteniu životného prostredia a strate zelených plôch. Urbanizácia je preto jedným z dôležitých faktorov spôsobujúcich stratu ekosystémov a úpravu stanovišť (McKinney, 2008; Aguilera et. al., 2019). Spôsobuje fragmentáciu krajiny, degradáciu prírodných a polo-prírodných stanovišť a spolu s rastúcim počtom zastavaných plôch vykazuje negatívny dopad na biodiverzitu (Díaz et. al., 2006; Cardinale et. al., 2012). Pri fragmentácii biotopov dochádza k značnej úprave predovšetkým väčších súvislých stanovišť na mnoho menších a viac izolovaných biotopov, ktoré nie sú schopné podporovať rovnakú úroveň genetickej alebo druhovej diverzity, čo môže spôsobovať lokálny úhyn niektorých citlivejších druhov. Ďalším problémom je biotická homogenizácia. Týka sa nahradenia pôvodných (a často endemických) druhov nepôvodnými, alebo inváznymi druhmi. Často ide o invázne druhy, ktoré sa vyskytujú v mnohých mestách po celom svete a výsledkom je vysoké prekrývanie druhov medzi oblasťami, homogenizácia spoločenstiev a pokles regionálnej a globálnej biodiverzity (Hardman, 2011). Tento faktor však môže mať v niektorých prípadoch aj pozitívny dopad. Preukázalo sa, že niektoré nepôvodné druhy rastlín poskytujú cenné zdroje pre opeľovače v mestskom prostredí (Drossart et al., 2017; Goodell et al., 2017). Príkladom môže byť jeden z najrozšírenejších invázných druhov

Agát biely (*Robinia pseudoaccacia*), ktorý vďaka svojej vysokej úrode kvetov poskytuje bohaté zdroje nektáru, ktoré priťahujú rôzne opeľovače medzi skupinami dvojkřídlavcov a blanokřídlavcov (Buchholz a Kowarik, 2019). Na druhú stranu však môže táto atraktivita niektorých invázných druhov pri opeľovaní spôsobiť zvýšený záujem opeľovačov a uprednosťovanie invázných druhov pred pôvodnými. Príkladom je veľmi rozšírená Netýkavka žľaznatá, ktorá je pre hmyz, hlavne včely, veľmi atraktívna. Pôvodné rastliny tak môžu strácať možnosť opelenia (Janata, 2010).

Jedným z ďalších aspektov urbanizácie, ktoré majú na biodiverzitu negatívny dopad, je svetelné znečistenie, ktoré je umelo vytvorené človekom. Negatívne dopady sa prejavujú u mnohých skupín živočíchov a rastlín. Z článkonožcov má svetelné znečistenie najväčší dopad na lietajúci hmyz s nočnou aktivitou (napr. mory), ktorý je lákaný umelým svetlom (predovšetkým jeho modrou a UV zložkou). Lietanie okolo umelých svetiel u lietajúceho hmyzu spôsobuje veľkú spotrebu energie, ktorá by mala byť využitá na hľadanie potravy, rozmnožovanie, alebo migráciu, čo zapríčiňuje úbytok populácie. Hmyz sa u lúčok stáva ľahkou korisťou pre predátorov, čo tiež spôsobuje úbytok (Navara a Nelson, 2007). Ďalším podobným problémom je zvukové znečistenie, ktoré spôsobuje ľudská činnosť, a ktoré začalo rapídne stúpať predovšetkým od priemyselnej revolúcie. Zvuk tvorený ľudskou činnosťou, ako je hlavne doprava, ťažba zdrojov, alebo celkový rozvoj miest, sa často veľmi líši od zvuku pochádzajúceho z prírodných zdrojov, a to hlavne frekvenciou a akustickými vlastnosťami. Je známe, že druhy bezstavovcov produkujú zvuky z rôznych dôvodov a v podobných kontextoch ako stavovce: napríklad agresia, lokalizácia partnera, príťažlivosť a dvorenie (napr. *Orthoptera*), alebo vyhýbanie sa predátorom (napr. *Lepidoptera*). Bezstavovce sú schopné počuť v rámci hlavného frekvenčného spektra väčšie množstvo šumu, a zároveň sa vo veľkom množstve spoliehajú na zvukovú komunikáciu. Ich zraniteľnosť voči tomuto znečisteniu je teda zrejmá (Morley et al., 2014).

Väčšina článkonožcov má síce relatívne krátku generačnú dobu, čo znamená, že majú schopnosť reagovať na rýchle tempo urbanizácie, avšak zmeny stanovíšť ňou spôsobené, sú považované za hlavné príčiny poklesu diverzity článkonožcov na celom svete. Početnosť druhov, ktoré sa viažu len na určité, alebo konkrétne biotopy v mestskom prostredí klesá, a naopak, početnosť druhov, ktoré sa vyskytujú v prímestských častiach a na okraji miest stúpa. Ochrana hmyzu ohrozeného rozvojom miest je aktuálnym a naliehavým problémom (Pyle et al., 1981, Clark a Samways, 1997).

3.1 Vplyv urbanizácie naprieč gradientmi na jednotlivé skupiny hmyzu

Krajinná štruktúra, kvalita a veľkosť plochy dostupného biotopu, ktoré sú úzko spojené s urbanizáciou, čiastočne ovplyvňujú skladbu, početnosť a rozmanitosť druhov (Desrochers et al., 2010). Medzi najhlavnejšie faktory priameho dopadu urbanizácie na článkonožce sa javí fragmentácia biotopov, zníženie dostupnosti predovšetkým prírodných lokalít s heterogennými podmienkami (Kadlec et al., 2008), intenzívne a nešetrné obhospodarovanie (Konvička a Kadlec, 2011), ale aj vegetačná štruktúra (Cherrill, 2010). Intenzívne obhospodarovanie trávnatých plôch v mestách, ovplyvňuje do značnej miery diverzitu viacerých skupín článkonožcov. Týmto problémom sa zaoberala štúdia zameraná na druhovú diverzitu motýľov naprieč mestským gradientom v Prahe. V pražských rezerváciách a parkoch sú spoločenstvá motýľov usporiadané naprieč gradientmi od malých po veľké lokality s homogennými podmienkami a na menších heterogénnych lokalitách, ktoré majú v Prahe a jej okolí malé rozlohy a nachádzajú sa ďalej od centra mesta. Síce druhy viazané hlavne na stromy alebo kríky v mestskom prostredí stále pretrvávajú, početnosť druhov, ktoré sa viažu na trávne porasty je na lokalitách mestských zelených plôch veľmi nízka. To súvisí práve s vysokou intenzitou obhospodarovania (Konvička a Kadlec, 2011). Takéto nešetrné hospodárenie má značný dopad aj na skupinu rovnokrídleho hmyzu (*Orthoptera*). Na intenzívne využívannej pôde je druhová diverzita najnižšia. Najvyššia sa naopak ukázala aj na plochách s nízkou degradáciou a fragmentáciou. Intenzita hospodárenia úzko súvisí s vegetačnou štruktúrou trávneho porastu, čo je pre druhové zloženie radu *Orthoptera* rovnako dôležitým faktorom (Cherrill, 2010). Napríklad prítomnosť dvoch druhov kobyliek *Decticus verrucivorus* a *Gampsocleis glabra* pozitívne reaguje na výšku porastu a preto je pravdepodobné, že tieto druhy potrebujú vysokú vegetáciu, aby našli útočisko pred predátormi (Belovsky a Slade, 1993). V opačnom prípade, je pre ďalšie dva druhy, *Aiolopus thalassinus* a *Doclostaurus brevicollis*, potrebná nižšia vegetácia, pretože komunikujú s prostredím hlavne vizuálne (Harz, 1957). Druhy rovnokrídleho hmyzu sa líšia hlavne svojimi pohybovými schopnosťami, úkrytom a stravovacím správaním, a preto často vykazujú presne definované preferencie biotopov. Je možné ich teda kategorizovať podľa formy života a podľa toho nastaviť intenzitu hospodárenia (Batáry et al., 2007).

Vegetačná štruktúra a intenzita obhospodarovania trávnatého porastu má do veľkej miery vplyv aj na diverzitu ploštíc (*Heteroptera*) (Mata et al., 2017). Ploštice majú relatívne nízku vagilitu, čo znamená, že majú slabú pohyblivosť a schopnosť šíriť sa,

a zároveň sú silno viazané na určité druhy rastlín a typy biotopov (Bröring et al., 1989). Na druhej strane majú širokú škálu stravovacích stratégií, čo znamená, že medzi ploštícami nájdeme druhy fytofágne¹, zoofágne², saprofágne³, a aj druhy so zmiešanou stravovacou stratégiou (Niederer, 1998). Výskum v nemeckom meste Tübingen, zameraný na vplyv mestského obhospodarovania zelených plôch na ploštice, potvrdil značnú viazanosť druhov na biotopy. Druhy typické pre trávniky s nižšou vegetáciou, bez ohľadu na spôsob výživy, sa takmer vôbec nevyskytovali v lúčnom poraste, a naopak, druhy typické pre lúčny biotop mali výrazne nízku početnosť na trávnikoch. Celková početnosť druhov, bez ohľadu na spôsob výživy a preferenciu biotopu, bola však vyššia na lúkach, ktoré boli kosené extenzívne, oproti intenzívne koseným trávnikom. To podporuje skutočnosť, že trávniky sú značne oslabený biotop a je potrebné tam zaviesť extenzívnejší spôsob hospodárenia. Na lúkach mali oproti ostatným druhom podstatnú prevahu fytofágne druhy, pravdepodobne z dôvodu lepších výživových možností, ktoré poskytuje bohatá lúčna vegetačná štruktúra (Unterweger et al., 2017). Ak sa zjednoduší vegetačná štruktúra zelených plôch, napríklad ak sú zelené plochy spravované prevažne ako trávniky, väčšina druhov ploštíc bude mať tendenciu k úbytku v mestských oblastiach (Mata et al., 2017).

Dôsledky urbanizácie negatívne ovplyvňujú článkonožce, konkrétne pavúkovce (*Araneae*), aj na menej intenzívne obhospodarovaných biotopoch. To naznačil výskum v Dánsku, ktorý potvrdil skutočnosť, že urbanizačné procesy ovplyvňujú pavúkovce v mestskom prostredí aj na plochách s menej intenzívnym riadením. Štúdia prebiehala v meste s vysokou mierou zalesnenia a ukázalo sa, že diverzita druhov pavúkov, viazaných predovšetkým na zalesnený biotop, klesala aj na týchto plochách. S rozrastaním miest a zvyšujúcou sa urbanizáciou sa aj mestské zalesnené biotopy, ktoré nie sú spravované intenzívne, zmenšujú. Tým klesá ich druhová bohatosť a postupne tým dochádza k homogenizácii druhov (Lövei et al., 2019). Tu je dôležité vyzdvihnúť viacero štúdií, ktoré potvrdzujú, že pavúky, predovšetkým druhy, ktoré sú viazané len na určitý biotop a majú úzku ekologickú nikú, sú na dopady urbanizácie výrazne citlivejšie (Magura a kol. 2010b; Horváth a kol. 2014; Philpott et al., 2014). Okrem špecializovaných druhov sa aj druhová diverzita generalistov⁴ radu

¹ Živočích, živia sa len rastlinnou potravou

² Živočích živia sa inými živočíchmi

³ Živočích živia sa odumretou organickou hmotou

⁴ Druhy so širokou ekologickou nikou

pavúkovcov zvyšuje od centra miest smerom k vidieku (Alarukka et al., 2002; Magura et al., 2010b, Lövei et al., 2019).

K zníženiu diverzity dôsledkom vysokej fragmentácie biotopov v mestskom prostredí dochádza aj u významnej skupiny hmyzu blanokřídlavcov (*Hymenoptera*), najmä u citlivých druhov. Včely podskupiny *Aculeata* vyžadujú oblasti bohaté na kvety pre zdroje peľu. Osy potrebujú oblasti pre lov koristi, ktoré sú potrebné ako zdroje potravy pre ich larvy. Vhodnými oblasťami sú preto hlavne trávnaté porasty, lúky, kroviny a lesy. Podskupina *Aculeata* vykazovala z výskumu v Yorkshire na vidieckych, alebo lokalitách polo-prírodného charakteru, ktoré nie sú vo vyššej miere degradované, vyššiu druhovú bohatosť. Hlavnými požiadavkami pre túto podskupinu sú okrem zdrojov potravy aj útočiská pre zimovanie a párenie. Útočiská, alebo hniezda pre lietajúce druhy podskupiny *Aculeata* sú najmä duté stonky bylín alebo kríkov (Archer, 2012).

4. Mestské zelené plochy a ich význam

Mestské zelené plochy sú dôležitou súčasťou miest, pretože poskytujú útočisko mnohým rastlinným a živočíšnym druhom (Dyderski et al., 2017). Viacero štúdií uvádza, že zelené plochy v mestách môžu mať ochrannú hodnotu pre mestskú biodiverzitu (Dyderski et al., 2017; Fröhlich a Ciach, 2019; Dylewski et al., 2019). Úloha mestských lesov, parkov a zelených plôch pri udržiavaní druhovej diverzity je zásadná, a preto je nevyhnutné tam zaviesť vhodný manažment (McPherson, 2006; Dearbon a Kark, 2010). Jedným z riešení na ochranu biodiverzity je vytvorenie ekologických plôch, alebo významných krajinných prvkov (Dyderski et. al, 2017).

Mestské zelené plochy môžu byť rôzneho druhu, ako sú komunitné a súkromné záhrady, parky, lesoparky, nespravované voľné pozemky a polia, a ostatné prírodné oblasti, no nie všetky majú rovnakú hodnotu (Lepczyk et. al., 2017). V niektorých prípadoch môžu mestské zelené plochy poskytovať iba obmedzený prínos pre biodiverzitu (Beninde et. al., 2015), pretože rôzne skupiny živočíchov, vrátane článkonožcov, často vyžadujú odlišné typy biotopov, ktoré poskytujú mnoho rozličných zdrojov potrebných pre ich životný cyklus. Preto je potrebné brať do úvahy, ako zelené plochy využívajú jednotlivé skupiny živočíchov na činnosti ako je hľadanie potravy alebo rozmnožovanie. Jednou z úvah o tom, ako môžu zelené plochy obmedziť veľkosť populácie, je miera, do akej je jedna zelená plocha schopná splniť požiadavky druhu

na biotop. Napríklad menej pohyblivý druh môže získať všetky potrebné zdroje v rámci jednej plochy, zatiaľ čo iné sa musia pohybovať po väčších plochách, čo sa týka napríklad opeľovačov (Lepczyk et al., 2017). Pre rozmanitosť opeľovačov má preto veľký význam zlepšenie kvality mestských stanovišť (Hall et al., 2017; Buchholz et al., 2020). Jedným zo základných aspektov kvality biotopu pre prežitie a reprodukciu opeľovačov je dostupnosť nektáru a peľu ako zdroja potravy pre dospelé opeľovače a larvy včiel (Dylewski et al., 2020).

V trávnatých porastoch môže zvýšenie frekvencie kosenia výrazne znížiť rozmanitosť článkonožcov (Kruess a Tschardtke, 2002). Mestské oblasti môžu byť ušetrené od negatívnych účinkov intenzívneho hospodárstva, pretože obyvatelia miest uprednostňujú rekreačnú hodnotu krajiny (DeStefano a DeGraaf, 2003). Takéto spoločenské preferencie môžu dokonca pomôcť vzniku „novej divočiny“ v okrajových oblastiach veľkých miest (Hanski, 2005; McFrederick a LeBuhn, 2006). Dobrým príkladom sú mestské rezervácie v Prahe, ktoré sú obklopené mozaikami záhrad, parkov, nezastavaných barín, postindustriálnych brownfieldov⁵ a biotopov pozdĺž ciest a železníc. Výskum, ktorý bol zameraný na diverzitu motýľov v pražských rezerváciách ukázal, že druhové straty tam boli za posledných 30 rokov veľmi nízke narozdiel od iných rezervácií v strednej Európe (Kadlec et al., 2008). V údolí rieky Mosel v Nemecku sa zistili straty viac ako jednej tretiny druhov z rezervácií trávnatých porastov za posledných 30 rokov. Straty postihli hlavne vysoko početné populácie a špecialistov požadujúcich veľké plochy biotopov (Wenzel et al., 2006). Podobne vysoké straty sa vyskytli napríklad v oblasti Düsseldorfu a Dübener Heide v Nemecku (Grosser, 2002; Lenz a Schulten, 2005) alebo v Opavských a Moravských krasoch v Českej republike (Beneš a Kuras, 1998, Lastuvka a Marek, 2002). Mestské rezervácie obklopené urbanizovanou pôdou, ktorá je neobývateľná pre divokú faunu a flóru, trpia oproti prímestským rezerváciám na väčšie druhové straty (Thompson a Jones, 1999). Rezervácie Prahy sa nachádzajú v prímestskej oblasti, ktorý unikol modernej homogenizácii vidieckej krajiny. Sú obklopené záhradami, parkami a inými nezastavanými plochami, a preto sú tak pozoruhodne efektívne pri ochrane motýľov (Kadlec et al., 2008).

Manažment ochrany mestských zelených plôch, ako sú záhrady a parky, ponúka veľa kvalitných zdrojov a vhodné podmienky (Gaston a kol., 2005, Angold a kol., 2006),

⁵ Sčasti alebo úplne opustené nevyužívané plochy uprostred urbanizovaného územia

ale aby bol efektívny, mal by sa zameriavať na poskytovanie zdrojov pre prioritné druhy vyskytujúce sa v mestských rezerváciách. Pre druhy xerických (suchomilných) trávnatých porastov by mali zelené plochy mimo rezervácií zahŕňať kamenné štruktúry, riedke kroviny, a dokonca aj vegetačne riedke bariny. Takéto vlastnosti by okrem prínosu k zachovaniu biodiverzity obohatili vizuálny vzhľad mestských zelených plôch, ktoré teraz často pozostávajú z vysadených stromov striedajúcich sa s intenzívne koseným trávnikom (Kadlec et al., 2008).

4.1 Manažment mestských zelených plôch

Najdôležitejším faktorom, okrem klimatických podmienok, ktorý formuje mestské trávnaté porasty je obhospodarovanie (Bertoncini et al., 2012). Určitá časť mestských zelených plôch je obhospodarovaná veľmi intenzívne, čo znamená, že plocha je pokosená celá naraz a v pravidelných intervaloch viackrát do roka. K intenzívnemu hospodáreniu patrí tiež masívne zavlažovanie, predovšetkým v suchých oblastiach a intenzívne hnojenie. Takéto mestské trávnaté porasty majú buď iba reprezentatívnu funkciu, alebo sú to športové ihriská, rôzne trávnaté plochy ako okraje ciest, zelené plochy na kruhových objazdoch a pod. Toto intenzívne riadenie spôsobuje nízku druhovú diverzitu a vytvára zlé podmienky s nízkou ekologickou hodnotou týchto plôch (Zerbe et al., 2003). Mestská zeleň môže mať aj ochladzovacie účinky a môže prispieť k zníženiu dopadov suchých a teplých rokov (Buyadi et al., 2013). Takéto vhodné zelené plochy sú do značnej miery určené typom rastlín, tvarom parkov a aplikovaným manažmentom. Preto by sa na tieto faktory mal klásť väčší dôraz, aby mohli byť účinky ochladzovania životného prostredia v mestách dosiahnuté (Xiao et al., 2018).

Najdôležitejšou stratégiou na udržanie vysokej úrovne mestskej biodiverzity a trávnatých porastov je zväčšenie plochy ekotónov, ktoré prepájajú lokality a prostredia, a vytvorenie siete koridorov medzi nimi (Beninde et al., 2015; Evju et al., 2015). Vytváranie neprerušovaných koridorov a zvyšovanie počtu zelených plôch je vhodnou možnosťou predovšetkým v zmenšujúcich sa mestách, t.j. v mestách, ktoré zaznamenávajú výrazný úbytok obyvateľstva (Zhang et al., 2019; Hejkal et al., 2017). Systém prepojenia obmedzuje spontánnu migráciu druhov, najmä v centre mesta. Tomuto obmedzeniu sa dá zabrániť práve prepojením fragmentovaných biotopov (Hejkal et al., 2017). Takéto prepojenie významne prispieva aj k diverzite opeľovačov. Výskum vo Švédsku, ktorý sa špecializoval na druhovú

diverzitu motýľov v rámci prepojenia mestských zelených plôch ukázal, že relatívne vysoká druhová diverzita v meste bola spôsobená nie len zvýšenou variabilitou jednotlivých biotopov, ale predovšetkým vzdialenosťou biotopov a ich celkovým prepojením. Významný vplyv vzdialenosti jednotlivých biotopov na druhovú diverzitu tiež poukazuje na to, že pre miestnu populáciu opeľovačov a motýľov je ich dynamika migrácie veľmi dôležitá (Öckinger et al., 2009). U druhov rastlín závislých od opeľovania závisí vo veľkej miere prepojenie plôch od druhu, rozšírenia a od správania opeľovača. Pohyb opeľovačov a úspešné opelenie sú ovplyvnené zložením biotopov a stavbou krajiny, vrátane prítomnosti pásov, ktoré prepájajú jednotlivé biotopy (Townsend a Levey, 2005; Hadley a Betts, 2012).

Ďalším z riešení, ktoré môžu prispieť k prepojeniu mestských zelených plôch sú tzv. zelené strechy, ktoré sú definované ako strechy s nízkou pôdnou pokrývkou a bohatou vegetáciou. Tie by mohli prispieť aj k zmierneniu strát mestských zelených plôch spôsobených urbanizáciou. Výskum vo švajčiarskom Zurichu porovnával druhové zloženia viac aj menej pohyblivých skupín článkonožcov, konkrétne skupiny *Carabidae*, *Araneae*, *Curculionidae* a *Apidae*. Štúdia ukázala, že na zelených strechách bolo zloženie spoločenstiev skupín s vysokou mobilitou článkonožcov (včely a nosatce) formované hlavne konektivitou biotopov, zatiaľ čo skupiny s nízkou mobilitou (chrobáky a pavúky) boli viac ovplyvňované miestnymi podmienkami prostredia. Vysoký význam prepojenia biotopov pre zloženie spoločenstiev druhov s vysokou mobilitou naznačuje, že tieto spoločenstvá zelených striech sú spojené častou výmenou jednotlivých druhov medzi okolitými biotopmi. Na druhej strane, spoločenstvá druhov s nízkou mobilitou na zelených strechách sú viac spojené s pozemnými lokalitami ako s inými zelenými strechami.

Integrácia zelených striech do stratégií územného plánovania miest má veľký potenciál umožniť vyššiu prepojenosť medzi zelenými plochami. Okrem druhov s vysokou mobilitou to môže výrazne pomôcť aj druhom, ktoré sú menej pohyblivé (Braaker et al., 2014).

4.2 Trávnaté porasty a ich manažment

Trávne porasty ako sú lúky a pastviny, sa v strednej Európe vyvíjali od polovice 20. storočia v hospodársky menej významných regiónoch Európy (Karlík a Poschlod, 2009). Niektoré druhovo bohaté lúky a pastviny, ktoré postihla veľkoplošná eutrofizácia, sa naopak premenili na intenzívne využívané plochy s nízkou diverzitou. V oboch prípadoch boli lúky vytvorené pôsobením človeka a jeho hospodárenia. Mozaiku týchto lúk dopĺňajú lúky prirodzené, ktoré vznikli na miestach, kde environmentálne faktory bránia rastu drevín (Poschold a Baumann, 2010).

Lúky a pastviny zahŕňajú sekundárnu vegetáciu rôznych dominantných tráv (napr. *Alopecurus pratensis*, *Dactylis glomerata*, *Festuca pratensis*) a bylín rodov ako *Cirsium*, *Geranium*, *Trifolium* a pod. Prevalencia jednotlivých druhov závisí na kosbe, obsahu živín v pôde, pôdnej vlhkosti a nadmorskej výške. V Českej republike sa lúky vyskytujú roztrúsene po celom území od nížin až po horský stupeň. Mnoho porastov druhovo bohatých lúk zaniklo v posledných desaťročiach z dôvodu intenzifikácie hospodárenia, kedy pri častejšej kosbe a silnejšom hnojení vznikali druhovo chudobné lúky, alebo naopak, z dôvodu opustenia menej výnosných pozemkov, ktoré postupne zarastali konkurenčne silnejšími vysokými bylinami, trávami alebo krovínami (Chytrý et al., 2010).

Trávnaté porasty sú veľmi cenné z pohľadu ochrany biodiverzity. Vytvárajú vhodné podmienky pre život mnohých vzácných rastlín a živočíchov. Nevhodné spôsoby ich obhospodarovania môžu viesť k degradácii biotopu a k zníženiu jeho biodiverzity (Stanová a Čierna, 2011). Niekoľkoročný výzkum vo Švajčiarsku ukázal, že typ manažmentu je jedným z najdôležitejších faktorov ovplyvňujúcich lúčne druhové zloženie na danej lokalite (Giulio et. al., 2001). Prežitie bezstavovcov je teda do značnej miery ovplyvnené manažmentom (Jeanneret et. al., 2003). V roku 1992 boli Európskou úniou zavedené tzv. agro-environmentálne opatrenia spojené s finančnou podporou poľnohospodárskych subjektov. Ich snahou je zníženie intenzifikácie, zníženie hnojenia a návrat k tradičným metódam hospodárenia (Zdeněk a Mládek, 2006). Úspešnosť tejto aplikácie však podľa vedeckých štúdií neprinesla očakávané výsledky a ako najväčšou

nevýhodou sa javila plošná aplikácia opatrení (Kleijn et. al., 2001). Na trvalé trávnaté porasty, ich význam v krajine a vhodné manažmentové postupy, ktoré zachovávajú druhovú pestrosť sa dáva pozornosť až v posledných rokoch (Taboada et. al., 2011).

4.2.1 Celoplošná intenzívna kosba (konvenčné obhospodarovanie)

Pre článkonožce, ktoré sú svojím spôsobom života aj vývoja na lúčnych spoločenstvách priamo závislé, sú nepokosené plochy kľúčové. V celoplošne posekanom poroste však zmizne ponuka potravy a úkrytu, čo je jednou z hlavných príčin druhového poklesu bezstavovcov (Vejvodová, 2016). Deštruktívny vplyv celoplošnej kosby ovplyvňuje do značnej miery aj menej pohyblivé druhy motýľov, pretože za krátky čas je celá plocha biotopu, často vrátane plôch v najbližšom okolí, pokosená naraz a tieto druhy strácajú možnosť preletieť a presunúť na lúky nepokosené (Dandová, 2007). Hneď po kosbe sa lúka stáva holou plochou bez kvitnúcich bylín a dochádza k zásadnej zmene jej charakteru. Takéto plochy sa stávajú neatraktívne pre väčšinu druhov motýľov. Zároveň sa menia mikroklimatické podmienky biotopu a larválne štádiá niektorých druhov prichádzajú o zdroj potravy (Kratochwil, 1989b). Kľúčovú rolu hrá hlavne množstvo ponechanej biomasy. Pri celoplošnej kosbe prichádzajú motýle a ostatné skupiny opeľovačov o zdroje nektáru a o hostiteľské rastliny. Tiež sa predpokladá, že počet druhov s nižšou mobilitou poklesne viac ako počet druhov mobilnejších. Ako výrazne nevhodná sa celoplošná kosba javí tiež preto, že jej dôsledkom dochádza k pokoseniu celej vegetácie ploche behom veľmi krátkej doby (Kořínková, 2009). Zhodné skúsenosti so škodlivou aplikáciou dvoch celoplošných kosieb ročne môžeme sledovať v celej Európe (Thomas 1984; Johst et al. 2006; Dover et al. 2010). Pri celoplošnom hospodárení dosahuje mortalita jedincov mieru, akú lokálne populácie nedokážu kompenzovať. Navyše zdroje ako nektár sa z rozsiahlych území strácajú súčasne, takže preživiší jedinci ich nedokážu nájsť (Čížek et al. 2012).

4.2.2 Extenzívna (mozaiková) kosba

Postupná, mozaiková (ploškovitá) kosba sa javí ako najviac optimálne riešenie, ktorým sa dajú minimalizovať medziročné zmeny dané počasím. Ide o fázový posun kosby, kedy celá plocha nie je posekaná naraz, ale s ponechaním niekoľko metrov širokých pruhov, štvorcov alebo plošiek. Vynechané plochy sú potom buď posekané počas jednej

sezóny, kým posekané miesta dorastú, alebo až v nasledujúcom roku (Háková et al., 2004). Najbohatšími lokalitami napríklad pre rady *Orthoptera*, ale aj *Lepidoptera*, sú také, ktoré obsahujú mozaiku trávnatých porastov, kríkov a lesov v blízkom okolí, čo pravdepodobne zvyšuje heterogenitu okolo lúk (Weibull et al., 2000; Schneider a Fry, 2001). Väčšina druhov motýľov sa vyhýba otvoreným plochám, pretože je tam zvýšená rýchlosť vetra a úkryt je v krajine veľmi dôležitým faktorom. Z toho dôvodu je ponechanie nepokosených plôch alebo úsekov veľmi dôležité (Dover a Settele, 2009).

Porasty kosené extenzívne či mozaikovito môžu mať v mestskom prostredí veľký význam pre podporu biodiverzity aj pre skupinu blanokrídleho hmyzu. Zároveň môžu hrať dôležitú rolu aj ako zdroj potravy pre včely medonosné. Extenzívne či mozaikovito kosené lúky a trávniky hostia viac druhov ako tie, ktoré sú kosené intenzívne, čo v českých mestách stále prevláda. Len malá zmena v rámci manažmentu, ktorá smeruje ku extenzívnemu alebo mozaikovitému obhospodarovaniu výrazne zvyšuje druhovú diverzitu aj početnosť blanokrídleho hmyzu (Řehounek, 2020).

5. Vičenec vikolistý (*Onobrychis viciifolia*) – jeho ekologické potreby, využitie a prínosy pre hmyz

Vičenec vikolistý (*Onobrychis viciifolia*) je viacročná až vytrvalá trsnatá bylina s mohutným koreňovým systémom a vysokým vzrastom. Pestuje sa ako krmovina a je považovaná za zdomácnený neofyt. Jej pôvodný výskyt sa nachádza v južnej a juhovýchodnej Európe a západnej Ázii. Na prelome 18. a 19. storočia bol vo veľkej časti Európy zavedený do kultúry a postupne sa rozšíril do celého sveta. Vičenec dorastá do výšky 30 až 100 cm, byl' je priama, alebo oblúkovito vystúpavá, rozvetvená len v spodnej časti. Je hranatá, ryhovaná, drsne chlpatá a vyplnená dreňou. Vyrastá zo silného guľovitého drevnatého koreňa (Bertová, 1988). Odnožovanie a tvorba stoniek prebieha skôr vertikálne a odnožená časť je uložená na povrchu pôdy alebo plytko pod povrchom. Listy sú viacpočetné a zakončené nepárnym lístkom. Okvetie je dlhší ružový stravec a plodom je jednosemenný nepukavý struk s veľkými semenami. Klíčenie a vývoj prebieha rýchlo, je však vytrvalý (6 a viac rokov). V populácii sú odrody jak jarného, tak aj zimného typu (Taube a Pötsch, 2001). V roku 2010 bolo do spoločného európskeho katalógu zaregistrovaných iba 19 odrôd tohto druhu (Carbonero et al., 2011). Odrody sa do značnej miery líšia z hľadiska zimnej odolnosti, zrelosti, alebo

úrodového potenciálu (Shaw, 1968). *Onobrychis viciifolia* sa zvyčajne vysieva medzi aprílom a júlom, keď je pôda dostatočne teplá na rýchle klíčenie a keď je dostatok vlhkosti. Kvitnúť začína v máji a pokračuje asi 60 dní (Carbonero, 2011). Vďaka kosbe môže vičenec poskytnúť 2–3 obdobia kvitnutia, ktoré pokračujú až do začiatku septembra, čím by mohol poskytnúť dobrý zdroj peľu a nektáru pre prezimujúce včely (Manning, 2001; Tasei a Aupinel, 2008; Eischen et al., 2009). Výskum spoločnosti Syngenta (2008) doporučil všeobecný výsev druhu vičenca vikolistého, aby si včely mohli vytvárať zásoby potravy na zimu. Pestuje sa ako monokultúra alebo v jednoduchých zmesiach na ornej pôde s lucernou, ovsíkom, kostravou, prípadne aj s vikou (Novotná a Kobes, 2017). Trojročná štúdia v Anglicku ukázala významne vyššie krmné výnosy vičenca v zmesi s kostravou ako u vysadenej monokultúry (Liu, 2006). Veľmi výnosným sa ukázal okrem kostravy aj v zasiatých zmesiach s timotejkou (Frame et al., 1998). Vičenec je schopný viazať vzdušný dusík vďaka symbiotickým baktériám. Tento zdroj živín môže byť hlavným zdrojom dusíka, predovšetkým na extenzívne obhospodarovaných trávnatých porastoch (Taube a Pötsch, 2001).

Onobrychis viciifolia nemá vysoké nároky na podnebie ani na pôdu, a tak rastie v rôznych podnebných pásmach. Pestuje sa od horúcich a suchých stredomorských oblastí po severné zemepisné šírky s ťažkými zimami. Vičenec toleruje sucho, chlad a nízky stav živín a vďaka týmto vlastnostiam je veľmi obľúbený na stredovýchodných náhorných plošinách a v niektorých oblastiach Španielska, Talianska a východnej Európy. V Európe trpela kultivácia vičenca zvýšenou konkurenciou krmovín s vyššou úrodou (väčšinou *Medicago sativa* a *Trifolium* sp.). V Európe, Severnej Amerike, Ázii, Austrálii aj na Novom Zélande rastie prevažne v neutrálnych alebo zásaditých pôdach s pH 6 a vyšším. Vo Veľkej Británii prevažne vo vápencovej pôde. Existujú aj pozorovania a dôkazy, že vičenec je tolerantný aj k relatívne vysokým teplotám, napríklad zo štúdie v Španielsku a Grécku (Taube a Pötsch, 2001). V Česku rastie vičenec roztrúsene, v teplejších oblastiach až hojne. Vo vyšších polohách ojedinele. Vyskytuje sa väčšinou na suchších stanovištiach ako sú lúky, priekopy, násypy, stráne, medze (Rak, 2007). Dokáže čerpať živiny z menej prístupných foriem a narušovať podložie (Novotná a Kobes, 2017). Aj keď kvalita krmiva, ako aj vlastnosti podporujúce zdravie zvierat robia vičenec ideálnou voľbou pre produkciu krmovín prežúvavcov, v dnešnom poľnohospodárstve nie je príliš rozšírený (Sheehy a Popple, 1981). Má tiež zlú schopnosť adaptácie na mokré oblasti a chladné zimy (Simonnet et al., 2011) a slabú

konkurenčnú schopnosť voči iným druhom (Liu et al., 2010). Tieto nevýhody znížili záujem o vičeneč v poľnohospodárstve (Kempf et al., 2015).

Kvety vičenca vikolistého sú bohatým zdrojom peľu a nektáru. Priťahujú dokonca desaťkrát viac včiel ako *Trifolium repens* (Rosov, 1952; McGregor, 1976; Kells, 2001). Nektár v kvetoch vičenca má vysoký obsah cukru a preto je pre včely tak atraktívny (Kells, 2001). Mnoho druhov hmyzu úspešne opeluje vičencové kvety, no medzi najdôležitejšie patria včely, čmeliaci, alebo aj tzv. včely samotárky rodu *Osmia* (Carbonero, 2011). Vičeneč je veľmi významný aj pre mnoho druhov motýľov a ich húsenice, ktoré vyhľadávajú podobné bôbovité rastliny. Obzvlášť ohrozený Modráčik vičencový je potravovo viazaný práve na vičeneč vikolistý (Kuras et al., 2015).

6. Metodika

6.1 Charakteristika študovaného územia

Štúdia prebiehala v Prahe na lokalite Dívčí hrady, ktorá spadá pod katastrálne územie Smíchov a Radlice (Lašťovka a Ledvinka et al., 1998). Dívčí hrady priliehajú zo severovýchodu k Prokopskému údoliu a celé študované územie je plošina, ktorá sa nachádza medzi Prokopským a Radlickým údolím (Babišová, 2018). Podnebie v Prahe, rovnako ako v celej Českej republike, je dané geografickou polohou. Prevažnú časť roka prevláda vzduch mierneho pásma, ale v krátkych obdobiach sa prejavuje aj vzduch tropický, alebo aj arktický (Rožňovský, 2009). Priemerné ročné úhrny zrážok tu dosahujú okolo 460-480 mm a priemerná teplota dosahuje 10,3°C (Jiřík, 2020). Za posledné desaťročia sa značne zvýšil počet stavov sucha, ktoré sú vyvolané veľmi nízkymi úhrnmi zrážok najmä behom teplého polroka (apríl až september) s trvaním niekoľko týždňov až mesiacov (Střešík et al., 2018).

Územie na Dívčích hradech v Prahe bolo dlhodobo nevyužitou ornou a počas apríla roku 2017 tam boli vysadené lúky a stromy pre budúci lesopark. Veľkou súčasťou celého projektu je systém vičencových plošiek, ktorý bol vytvorený jednak pre reintrodukciiu v Prahe dlhodobo vyhynutého Modráčika blankytného, ale aj pre podporu diverzity významných skupín článkonožcov (Jůnek, 2017; Řeřicha, 2019), ktorá slabne dôsledkom urbanizácie (Clark a Samways, 1997). A to je hlavným predmetom tejto štúdie.

Celá študovaná lokalita bola rozdelená na dve menšie územia, pracovne označené oblasti A a B (Príloha 1). Na lokalite sa nachádzajú tri rozdielne typy trávno-bylinnej vegetácie: (i) 12 vičencových plôch (9 x 9 m) na území A a 10 na území B, (ii) Kostra lúčneho porastu, ktorú tvoria extenzívne kosené a prepájajú jednotlivé vičencové plošky, (iii) Ostatný okolitý lúčny porast kosený intenzívne, dvakrát do roka. Plochy na mapke (Príloha 1) označené číslom 0 sú určené pre osobitný odchyt a následné značenie Modráska vičencového, čo je predmetom druhého výskumu na tejto lokalite.

6.2 Zber a spracovanie dát

Jedince boli zbierané pomocou metódy šmýkania vegetácie, použitím šmýkacej siete (Príloha 3). Odbery prebiehali vždy jeden deň v mesiaci, približne v druhej polovici mesiaca od mája do augusta, teda v štyroch periódach. Na každej ploche bolo v rámci celej plošky spravených celkom 50 šmykov. Po došmýkaní každej plochy boli nazbierané vzorky opatrne presunuté zo šmýkacej siete do vopred pripraveného sáčku, ktorý obsahoval výpary chloroformu pre silné a rýchle uspatie jedincov. Každý sáčok bol označený číslom jednotlivej plošky a po došmýkaní všetkých plôch boli následne vzorky presunuté do chladiacich boxov v laboratóriu. Tam boli vzorky vysypané do plytkej misky s vodou, postupne rozobrané a rozčlenené do jednotlivých skupín: *Orthoptera* (rovnokrídlovce), *Heteroptera* (ploštice), *Araneae* (pavúkovce), *Aculeata* (žihadlovcovité blanokrídlovce) (Príloha 2.) Dáta o denných motýľoch (*Lepidoptera: Rhopalocera*) boli zbierané metódou časovanej pochôdzky. Každá z plošiek bola v období od mája do augusta navštívená štyri krát (jedna návšteva za mesiac). Behom každej návštevy boli za ideálneho počasia (maximálne polojasno, mierny vietor) na ploškách počítané všetky pozorované exempláre denných motýľov, a to po dobu piatich minút. Všetky jedince ostatných sledovaných skupín boli spočítané zo vzoriek a údaje o abundancii boli zapísané do tabuľky a použité pre štatistickú analýzu.

6.3 Štatistická analýza dát

Vzťah počtu jedincov daných skupín (suma všetkých jedincov danej skupiny na ploške zo všetkých štyroch odberov) a celkového počtu článkonožcov (suma všetkých odchytených a pozorovaných článkonožcov zo všetkých návštev na plošku) k typu trávno-bylinnej plošky (vičenc – vičencová ploška, extenzívne – postupne sekané lúčne porasty tzv. kostry, konvenčné – štandardne dvakrát ročne sekané lúčne porasty)

bol skúmaný za použitia zobecneného lineárneho modelu (general linear model) za použitia negatívne binomického rozdelenia. Následne som pomocou Tukeyho metódy spravila post-hoc mnohonásobné porovnanie, ktoré mi ukázalo presné rozdiely medzi jednotlivými typmi plošiek. Modely boli spočítané v prostredí programu RStudio vo verzii 1.1.463.

7. Výsledky

Celkovo som nazbierala 12 647 jedincov v rámci všetkých sledovaných skupín článkonožcov. Najviac početná bola skupina ploštíc (*Heteroptera*), v rámci ktorej som nazbierala 7345 jedincov. Druhou najpočetnejšou skupinou boli pavúkovce (*Aranea*) s abundanciou 2144 jedincov a hneď za ňou skupina rovnokrídleho hmyzu (*Orthoptera*) s abundanciou 2205 jedincov. Zo skupiny motýľov (*Lepidoptera*) bolo pozorovaných 17 druhov a 492 jedincov. V porovnaní s ostatnými skupinami článkonožcov som najmenej jedincov nazbierala zo skupiny *Aculeata*, konkrétne 461. Priemerný počet jedincov na jednotlivých plochách v rámci všetkých pozorovaných skupín je zobrazený v Tabuľke 1.

Výsledky zobecnených lineárnych modelov pre každú skupinu článkonožcov jednoznačne ukázali štatisticky významné rozdiely v abundancii článkonožcov na rôznych typoch plôch. Týka sa to jedincov každej pozorovanej skupiny a tiež celkového súčtu jedincov zo všetkých skupín (Jedince všetkých skupín). P-hodnota bola u všetkých skupín nižšia ako 0.0001, čo potvrdzuje významnosť týchto rozdielov (Tabuľka 1). Konkrétne rozdiely medzi jednotlivými typmi plôch ďalej ukázalo Tukeyho mnohonásobné porovnanie.

Skupina	Df	P-hodnota	Vičeneč (priemer ±SD)	Extenzívne (priemer ±SD)	Konvenčné (priemer ±SD)
Aculeata	41	p<0.0001	14.2 ±10.1	4.5 ±3	1.7 ±1.1
Araneae	41	p<0.0001	67.8 ±18.3	36.5 ±11.5	23 ±6.6
Heteroptera	41	p<0.0001	308.2 ±117.9	81.3 ±47.6	28.5 ±17.9
Lepidoptera	41	p<0.0001	11.2 ±8.5	10.9 ±4.7	10.6 ±0.9
Orthoptera	41	p<0.0001	74.4 ±44.5	29 ±16.1	22.7 ±12.3
Jedince všetkých skupín	41	p<0.0001	464.6 ±161.8	151.3 ±69.9	76 ±24.3

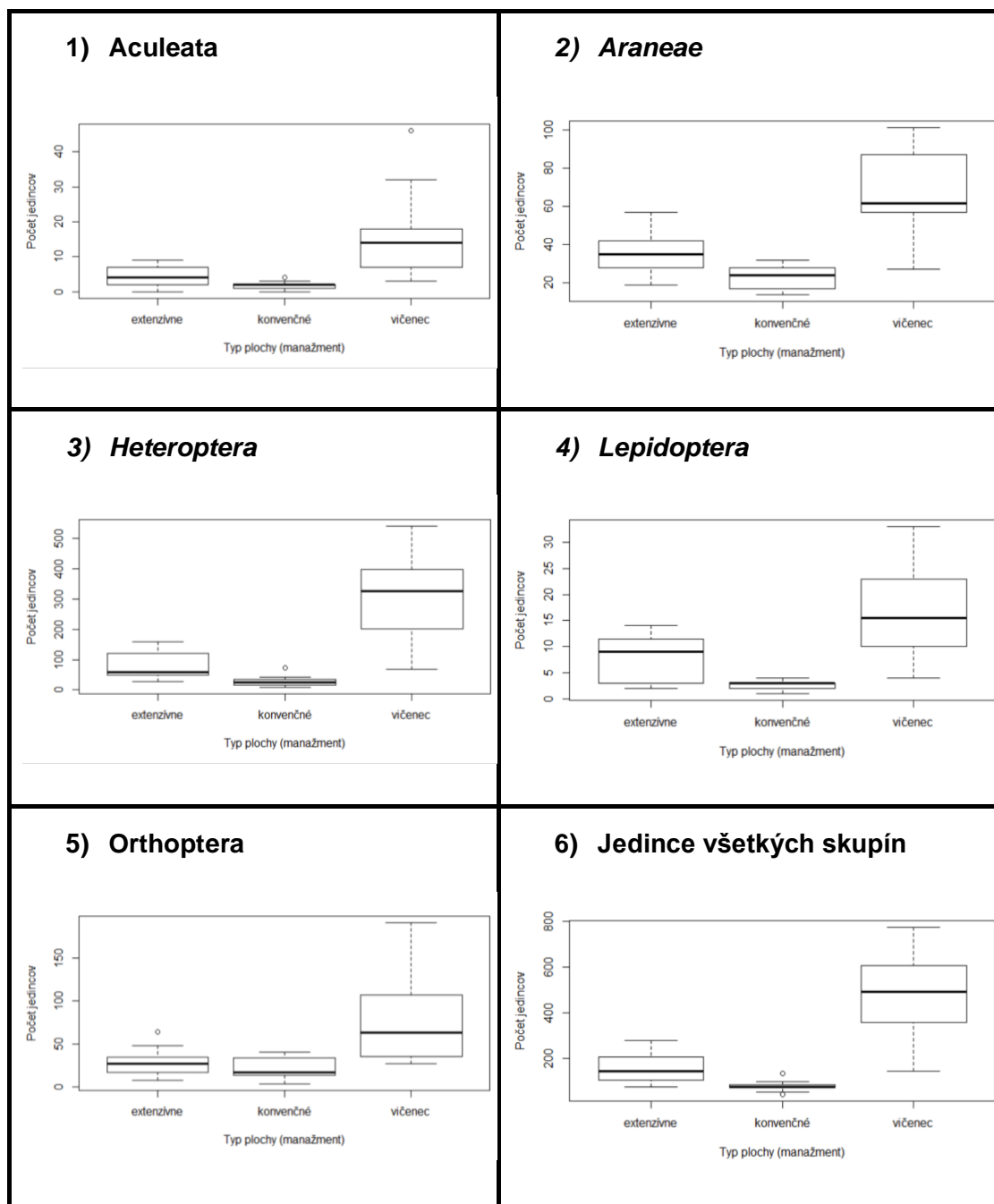
Tabuľka 1: Výsledky zobecnených lineárnych modelov sledujúcich vzťah počtov jedincov daných skupín článkonožcov k typu plochy. Zobrazený je aj priemerný počet jedincov na jednotlivých plochách.

Výsledky Tukeyho testu ukázali, že na vičencových ploškách bolo zachytených najviac článkonožcov, zatiaľ čo na konvenčne obhospodarovných plochách najmenej (Tabuľka 2F, Obrázok 6). Tento trend bol pozorovaný u všetkých jednotlivých skupín článkonožcov (Tabuľka 2A-E, Obrázky 1-5).

Štatisticky významné rozdiely v abundancii ukázalo Tukeyho mnohonásobné porovnanie aj u plôch obhospodarovných konvenčne a extenzívne. Jedinou výnimkou je skupina *Orthoptera*, u ktorej nebol pozorovaný štatisticky významný rozdiel (Tabuľka 2E). Treba tiež poukázať na slabší, ale stále významný rozdiel v početnosti u skupiny *Aculeata* medzi plochami s extenzívnym a plochami s konvenčným manažmentom, na ktorých bola abundancia len o niečo nižšia (Tabuľka 2A).

A) Aculeata				B) Araneae			
Typ plochy (manažment)	Estimate Std.	z	p	Typ plochy (manažment)	Estimate Std.	z	p
vičenec - extenzívne	1.141	4.483	p<0.001	vičenec - extenzívne	0.6201	5.923	p<0.001
vičenec - konvenčné	2.1086	6.756	p<0.001	vičenec - konvenčné	1.0846	9.727	p<0.001
konvenčné - extenzívne	-0.9676	-2.704	0.0183	konvenčné - extenzívne	-0.4645	-3.578	p<0.001
C) Heteroptera				D) Lepidoptera			
Typ plochy (manažment)	Estimate Std.	z	p	Typ plochy (manažment)	Estimate Std.	z	p
vičenec - extenzívne	1.333	7.477	p<0.0001	vičenec - extenzívne	0.7398	3.827	p<0,001
vičenec - konvenčné	2.3793	12.932	p<0.0001	vičenec - konvenčné	1.8272	7.494	p<0,0001
konvenčné - extenzívne	-1.0463	-4.932	p<0.0001	konvenčné - extenzívne	-1.0874	-3.949	p<0,001
E) Orthoptera				F) Jedince všetkých skupín			
Typ plochy (manažment)	Estimate Std.	z	p	Typ plochy (manažment)	Estimate Std.	z	p
vičenec - extenzívne	0.9417	4.596	p<0.0001	vičenec - extenzívne	1.1058	8.322	p<0.0001
vičenec - konvenčné	1.1854	5.727	p<0.0001	vičenec - konvenčné	1.8122	13.417	p<0.0001
konvenčné - extenzívne	-0.2437	-1.011	0.568	konvenčné - extenzívne	-0.7064	-4.524	p<0.0001

Tabuľka 2: Výsledky post-hoc mnohonásobného porovnania Tukeyho metódou sledujúcich konkrétne rozdiely počtov jedincov daných skupín článkonožcov na jednotlivých plochách.



Obrázky 1-6: Grafy zobrazujúce abundancie jedincov jednotlivých skupín článkonožcov a celkovú sumu všetkých jedincov na jednotlivých typoch skúmaných plôch.

8. Diskusia

Vičencové plochy mali celkovo najvyššiu abundanciu jedincov v rámci všetkých pozorovaných skupín článkonožcov. Tieto plochy boli pre článkonožce pravdepodobne najatraktívnejšie predovšetkým vďaka rozmanitejšej vegetácii a dostupnosti kvetov vičenca a ich bohatého zdroja nektáru najmä pre opeľovače, ktoré tak mali dostatok potravy na týchto plochách. Nektár vičenca obsahuje vysoký podiel jednoduchých sacharidov, čím sa stáva atraktívnou potravou týchto článkonožcov (Kells, 2001). Okrem toho poskytujú tieto plochy úkryt pre mnohé skupiny článkonožcov (vyššia a členitejšia vegetácia v priebehu celej sezóny), ale aj vhodné miesta pre hniezdenie opeľovačov (Pawelek et al., 2009; Frankie et al., 2005). Výsledok sa zhoduje aj so štúdiou z Poľska, ktorá porovnávala tri typy mestských zelených plôch a ich vplyv na abundanciu a druhovú bohatosť včiel a motýľov, pre ktoré boli najatraktívnejšie mestské trávnaté porasty bohaté na vegetáciu s dostatočnou dostupnosťou zdroja nektáru (Dylewski et al., 2019). Pre ostatné skupiny článkonožcov boli vičencové plochy pravdepodobne preferované najmä vďaka vyššej heterogenite plochy, čiže rozmanitejšej vegetácii, ktorá je veľmi dôležitá napríklad pre skupinu ploštíc, predvážne pre fytofágne druhy, ktorým poskytuje vyššiu variabilitu zdrojov potravy (Uterweiger et al., 2017). Dôležitým faktorom je tiež výška vegetácie na vičencových plochách oproti ostatným, čo je dôležité napríklad pre pavúkovce, ktoré vysokú vegetáciu môžu využívať najmä pre lov koristi pomocou pavučinových pastí (Horváth et al., 2009).

Na plochách kde nebol vysiaty vičenec, extenzívne alebo konvenčne obhospodarované trávnaté porasty, bolo celkovo menej jedincov, či už v rámci jednotlivých skupín, ale aj v rámci celkového súčtu všetkých článkonožcov, čo bolo pravdepodobne spôsobené predovšetkým chudobnejším zložením vegetácie, hlavne menším podielom dvojkľúčolistových rastlín (zdroj nektáru). Zároveň u takmer všetkých skupín bola signifikantne vyššia početnosť na plochách kosených extenzívnym spôsobom oproti konvenčnému. Tento výsledok je totožný s viacerými štúdiami, ktoré poukazujú na negatívne dopady intenzívneho obhospodarovania trávnatých porastov na početnosť, ale aj diverzitu viacerých skupín článkonožcov (Kruess a Tscharrntke, 2002; Zerbe et al., 2003; Dover et al. 2010). Z toho vyplýva, že faktory ako je frekvencia a rozsah sekania môžu výrazne ovplyvniť abundanciu článkonožcov na trávnatých porastoch. Jedinou výnimkou zo všetkých skupín bola skupina *Orthoptera*, u ktorej nebol rozdiel v abundancii medzi extenzívne a konvenčne sekanými plochami štatisticky

významný. Pravdepodobne to bolo spôsobené zastúpením bežných a hojných druhov, bez špecifickej väzby na štruktúru trávnikov. Tieto široko polyfágne druhy sú schopné nájsť dostatok potravy aj na plochách s intenzívnejším manažmentom (Batáry et al., 2007).

Vičenec nemá vysoké nároky na prostredie či pôdu (Taube a Pötsch, 2001), a preto by jeho benefity ako je bohatý zdroj nektáru, alebo poskytovanie útočiska pre viacero skupín článkonožcov, mohli byť využité práve v mestskom prostredí. To sa týka predovšetkým zelených plôch ako sú parky alebo trvalé trávnaté porasty, na ktorých sú článkonožce aktuálne najviac ohrozené dôsledkom veľmi intenzívneho manažmentu. Vhodným príkladom je štúdia priamo z Prahy, ktorej výsledky ukázali, že intenzívne kosené mestské zelené plochy majú negatívny dopad na početnosť aj diverzitu opelovačov zo skupiny denných motýľov (Konvička a Kadlec, 2011). A okrem toho tiež menej tlmia ohrievanie mesta. Z toho dôvodu by heterogénnejšie zelené plochy kosené extenzívnejším spôsobom mohli tiež prispieť k lokálnemu ochladeniu a zlepšiť tým mikroklimu mesta (Buyadi et al., 2013). Vičencové plochy, ktoré boli využité pre tento výskum neboli veľkých rozmerov a predsa sa ukázal ich veľký prínos pre článkonožce. V centrách miest má preto vičenec veľký potenciál aj na menších zelených plochách ako sú okraje ciest, kruhové objazdy, alebo menšie trávniky pri chodníkoch. Okrem už spomenutého zlepšenia mikroklimy mesta by teda vičenec mohol do veľkej miery podporiť abundanciu a diverzitu článkonožcov aj priamo v centre miest. Ako doporučuje viacero štúdií, vičenec je veľmi plodným pri vysadení v zmesiach predovšetkým s kostravou, timotejkou, prípadne aj s lucernou, ovsíkom alebo vikou. Trávy sú v zmesiach vhodné pre kvitnúce rastliny, ktoré nie sú vďaka nim hneď vytlačené konkurujúcimi burinami a kvitnúce rastliny môžu v zmesiach poskytnúť zdroj potravy až do jesene (Frame et al., 1998; Liu et al., 2006; Novotná a Kobes, 2017). Tieto trendy zakladania menších plošiek v strede mesta s vybranými lúčnymi zmesmi pre opelovače sa objavujú už dnes. Ukážkovým príkladom je pražský projekt s názvom Praha kvete, ktorého cieľom je zakladať menšie plošky s aplikovaným mozaikovým manažmentom a s takou lúčnou zmesou, ktorá je atraktívna pre rôzne druhy opelovačov, a tým podporiť diverzitu hmyzu a znížiť jeho značné úbytky v meste spôsobené nešetrným manažmentom a homogenizáciou mestských zelených plôch (Zerbe et al., 2003).

9. Záver

V tomto výskume som zistila, že višencové plochy sú pre článkonožce veľmi atraktívne. Boli najatraktívnejšími plochami pre všetky pozorované skupiny článkonožcov oproti okolitému lúčnemu porastu. Zároveň som zistila, že typ aplikovaného manažmentu môže do značnej miery ovplyvniť abundanciu na plochách. Konvečne sekané plochy sa ukázali ako veľmi nevhodné, keďže početnosť tam bola takmer pre všetky skupiny najnižšia. Z toho dôvodu sa extenzívny manažment seče javí ako vhodnejší pre podporu článkonožcov, a zároveň by mohol byť vhodným opatrením pre zmiernenie ich úbytku v mestách. V náväznosti na túto prácu by jej výsledky mohli podporiť ďalšie výskumy, ktoré by boli zamerané hlavne na rôzne typy aplikovaného manažmentu trávnatých porastov a zelených plôch v mestách a ich priamy dopad na konkrétne skupiny článkonožcov a opeľovačov. Zároveň by bolo veľmi prínosné do budúcnosti pozorovať priamy vplyv a rozdiely vysádzaných zmesí rastlín a otestovať ich účinky na diverzitu a abundanciu jednotlivých skupín článkonožcov. Výsadba vhodných zmesí by mohla vytvoriť kontinuálny zdroj nektáru počas celého vegetačného obdobia.

10. Literatúra

- Aguilera G., Ekroos J., Persson S. A., Pettersson S. A., Öckinger E. (2019). Intensive management reduces butterfly diversity over time in urban green spaces. *Russian journal of Biological Invasions*, 335–344.
- Alaruikka D., Kotze J. D., Matveinen K., Niemelä J. (2002). Carabid Beetle and Spider Assemblages along a Forested Urban–Rural Gradient in Southern Finland. *Journal of Insect Conservation*, 6, 195-206.
- Angold G. P., Sadler P.J., Hill O. M., Pullin A., Rushton S., Austin K., Small E., Wood B., Wadsworth R., Sanderson R., Thompson K. (2006). Biodiversity in urban habitat patches. *Science of The Total Environment*, Volume 360, Issues 1-3, 196-204.
- Archer M., (2012). The wasps, ants and bees (Hymenoptera: Aculeata). *Entomologist's monthly magazine* 1, 173-183.
- Babišová M. (28. 2 2018). *Dívčí hrady*. Dostupné na Internetu: Arnika, <https://arnika.org/divci-hrady>
- Baldock C. R. K., Goddard A. M., Hicks M. D., Kunin E. W., Mitschunas N., Morse H., Osgathorpe M. L., Potts G. S., Robertson M. K., Scott V. A., Staniczenko P. A. P., Stone N. G., Vaughan P. I., Memmott J. (2019). A systems approach reveals urban pollinator hotspots and conservation opportunities. *Nature Ecology & Evolution volume* 3, 363–373.
- Batáry P., Báldi A., Szél G., Podlussány A., Rozner I., Erdős S. (2007). Responses of grassland specialist and generalist beetles to management and landscape complexity. *Diversity and Distributions*, Volume 13, Issue 2, 196-202.
- Belovsky E. G. a Slade J. B. . (1993). The Role of Vertebrate and Invertebrate Predators in a Grasshopper Community. *Oikos*, Volume 68, Issue 2, 193-201.
- Beneš J., Kuras T. (1998). Dlouhodobé změny diverzity heliofilních motýlů (*Lepidoptera*) Opavské pahorkatiny a Nízkého Jeseníku (Česká republika) 47, 245-270
- Beninde J., Veith M., Hochkirch A. (2015). Biodiversity in cities needs space: a meta-analysis of factors determining intra-urban biodiversity variation. *Ecology letters*, Volume 18, Issue 6, 581-592.
- Bertoncini P. A., Machon N., Pavoine S., Muratet A. (2012). Local gardening practices shape urban lawn floristic communities. *Landscape and Urban Planning*, Volume 105, Issues 1-2, 53-61.
- Bertová L. (1988). *Flóra Slovenska IV/4*. Bratislava: VEDA, Vydavateľstvo Slovenskej akadémie vied.
- Braaker S., Ghazoul J., Obrist K. M., Moretti M. (2014). Habitat connectivity shapes urban arthropod communities: the key role of green roofs. *Ecology – Ecological Society of America*, 1010-1021
- Brackel W., Brunner M. (1997). Geobotanische Dauerbeobachtung in Grünflächen der Stadt München. Untersuchungen zur Optimierung der Pflege von Parkrasen und -wiesen. – Stadt und Grün . *Stadt und Grün* 2/97, 107-116.
- Bröring U.; Brux H.; Gebhardt M. (1989). Grünanlagen zwischen Naturnähe und Erholungsfunktion - eine floristisch-faunistische Untersuchung. . *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie*.

- Buchholz S., Gathof K. A., Grossmann J. A., Kowarik I., Fischer K. L. (2020). Wild bees in urban grasslands: Urbanisation, functional diversity and species traits. *Landscape and Urban Planning*, Volume 196.
- Buchholz S., Kowarik I. (2019). Urbanisation modulates plant-pollinator interactions in invasive vs. native plant species. *Scientific Reports*.
- Buyadi A. N. S., Mohd W. N. M. W., Misni A. (2013). Green spaces growth impact on the urban microclimate. *Procedia - Social and Behavioral Sciences*, 547-557.
- Carbonero H. Ch., Mueller-Harvey I., Brown A. T., Smith L. (2011). Sainfoin (*Onobrychis viciifolia*): a beneficial forage legume. *Plant Genetic Resources: Characterization and Utilization* 9, 70–85.
- Cardinale B. J., Duffy J. E., Gonzalez A., Hooper D. U., Perrings Ch., Venail P., Narwani A., Mace G. M., Tilman D., Wardle D. A., Kinzig A. P., Daily G. C., Loreau M., Grace J. B. a Larigauderie A. (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 486, 59-67.
- Cardinale J. B., Harvey T. Ch., Gross K., Ive R. A. (2003). Biodiversity and biocontrol: emergent impacts of a multi-enemy assemblage on pest suppression and crop yield in an agroecosystem. *Ecology Letters*, 857-865.
- Fröhlich A., Ciach M., (2019). Nocturnal noise and habitat homogeneity limit species richness of owls in an urban environment. *Environmental Science and Pollution Research* 26
- Clark T.E. a Samways M. J. (1997). Sampling arthropod diversity for urban ecological landscaping in a species-rich southern hemisphere botanic garden. *Journal of Insect Conservation* 1, 221-234.
- Croci S., Butet A., Clergeau P. . (2008). Does Urbanization Filter Birds on the Basis of Their Biological Traits . *Ornithological Applications*, Volume 110, Issue 2, 223-240.
- Czech B. (2005). Urbanization as a threat to biodiversity: trophic theory, economic geography, and implications for conservation land acquisition. *U.S. Forest Service*, 8-13.
- Červeňanská I., Fridrichová K. (2006). MANAŽMENT ROZVOJA EKOLOGICKÉHO POĽNOHOSPODÁRSTVA V SLOVENSKEJ REPUBLIKE. *INTERNATIONAL SCIENTIFIC DAYS - "Competitiveness in the EU – Challenge for the V4 countries"*.
- Čížek L., Beneš J., Konvička M. (2019). Úbytek hmyzu. Špatně zdokumentovaná katastrofa? *Živa* 5.
- Čížek O., Zámečník J., Tropek R., Kočárek P., Konvička M. (2012). Diversification of mowing regime increases arthropods diversity in species-poor cultural hay meadows. *Journal of Insect Conservation* 16, 215-226.
- Dandová J. (2007). *Vliv managementu a faktorov prostředí na druhové složení společenstev motýlů Valašských pastvin*. Olomouc: Diplomová práce.
- Dearbon C. D. a Kark S. (2010). Motivations for Conserving Urban Biodiversity. *Conservation biology*, Volume 24, Issue 2, 432-440.
- Desrochers A., Renaud Ch., Hochachka M. W., Cadman M. (2010). Area-sensitivity by forest songbirds: theoretical and practical implications of scale-dependency. *Ecography*, Volume 33, Issue 5, 921-931.
- DeStefano S., DeGraaf M. R. (2003). Exploring the ecology of suburban wildlife. *Frontiers in Ecology and the Environment*, Volume 1, Issue 2, 95-101.

- Díaz Sandra; Fargione Joseph; Chapin F. Stuart III; Tilman David . (2006). Biodiversity Loss Threatens Human Well-Being. *Plos Biology* 4(8), 277.
- Dover J., Settele J. (2009). The influences of landscape structure on butterfly distribution and movement: a review. *Journal of Insect Conservation* 13, 3-27.
- Dover W. J., Spencer S., Collins S., Hadjigeorgiou I., Rescia A. (2010). Grassland butterflies and low intensity farming in Europe. *Journal of Insect Conservation* 15, 129-137.
- Drossart M., Michez D., Vanderplanck M. (2017). Invasive plants as potential food resource for native pollinators: A case study with two invasive species and a generalist bumble bee. *Scientific Reports*.
- Dyderski K. M., W.-P. D. (2017). Ecological lands for conservation of vascular plant diversity in the urban environment. *Urban Ecosystems* 20, 639–650.
- Dylewski Ł., Maćkowiak Ł., Banaszak-Cibicka W. (2019). Are all urban green spaces a favourable habitat for pollinator communities? Bees, butterflies and hoverflies in different urban green areas. *Ecological Entomology*, Volume 44, Issue 5, 678-689.
- Dylewski Ł., Ortega K. Y., Bogdziewicz M., Pearson E. D. (2020). Seed size predicts global effects of small mammal seed predation on plant recruitment. *Ecology Letters*, Volume 23, Issue 6, 1024-1033.
- Eischen F. A., Graham R. H., Rivera R. (2009). Optimum time for feeding protein to wintering honey bee colonies in preparation for almond pollination. *Proceedings of the American Bee Research Conference*
- Evju M., Blumentrath S., Skarpaas O., Stabbetorp E. O., Sverdrup-Thygeson A. (2015). Plant species occurrence in a fragmented grassland landscape: the importance of species traits. *Biodiversity and Conservation*, 547-561.
- Fischer L. K., Lippea M., Rilligb C. M., Kowarik I. (2013). Creating novel urban grasslands by reintroducing native species in wasteland vegetation. *Biological Conservation*, Volume 159, 119-126.
- Frame J., Charlton J. F. L., Laidlaw A. S. (1998). *Temperate forage legumes*. Wallingford: CAB International.
- Frankie W. G., Thorp W. R., Schindler M., Hernandez J., Ertter B., Rizzardi M. (2005). Ecological Patterns of Bees and Their Host Ornamental Flowers in Two Northern California Cities. *Journal of the Kansas Entomological Society*, 78, 227-246.
- Fröhlich A., C. M. (2019). Nocturnal noise and habitat homogeneity limit species richness of owls in an urban environment. *Environmental Science and Pollution Research* , Volume 26, 17284–17291.
- Gaston J. K., Smith M. R., Thompson K., Warren H. P. (2005). Urban domestic gardens (II): experimental tests of methods for increasing biodiversity. *Biodiversity & Conservation* 14.
- Geiger F., Bengtsson J., Berendse F., Weisser W. W., Emmerson M., Morales B. M., Ceryngier P., Liira J., Tschardt T., Winqvist C., Eggers S., Bommarco R., Pärt T., Bretagnolle V., Plantegenest M., Clement W. L., Dennis Ch., Palmer C.,... (2010). Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland. *Basic and Applied Ecology*, 97-105.

- Giulio D. M., Edwards J. P., Meister E. (2001). Enhancing insect diversity in agricultural grasslands: the roles of management and landscape structure. *Journal of Applied Ecology*, 310-319.
- Goodell K., Parker M. I., . (2017). Invasion of a dominant floral resource: effects on the floral community and pollination of native plants. *Ecology - Ecological Society of America*, 57-69.
- Grosser N. (2002). 100 Jahre Beobachtungen zur Schmetterlingsfauna in der Dübener Heide- 100 Jahre Wandel einer Landschaft. *Natur- und Kulturlandschaft*, 5, 185-195.
- Hadley S. A., Betts G. M. (2012). The effects of landscape fragmentation on pollination dynamics: absence of evidence not evidence of absence. *Biological Reviews*, 526-544.
- Háková A. (2004). *Zásady péče o nelesní biotopy v rámci soustavy NATURA 2000*. Praha: Ministerstvo životního prostředí.
- Hall M. D., Camilo R. G., Tonietto K. R., Ollerton J., Ahrné K., Arduser M., Ascher S. J., Baldock C. R. K., Fowler R., Frankie G., Goulson D., Gunnarsson B., Hanley E. M., Jackson I. J., Langellotto G., Lowenstein D., Minor S. E., Philpott M. S. (2017). The city as a refuge for insect pollinators. *Conservation Biology*, Volume 31, Issue 1, 24-29.
- Hanski I., (2005). Landscape fragmentation, biodiversity loss and the societal response. *EMBO*, 6: 388-392.
- Hardman S. . (2011). How does urbanization affect biodiversity? *Ecologica*.
- Harz K. (1957). *Geradflügler Mitteleuropas*.
- Hedberg P., Kotowski W. (2010). New nature by sowing? The current state of species introduction in grassland restoration, and the road ahead. *Journal for Nature Conservation*, Volume 18, Issue 4, 304-308.
- Hejkal J., Buttschardt K. T., Klaus H. V. (2017). Connectivity of public urban grasslands: implications for grassland conservation and restoration in cities. *Urban Ecosyst*, 511-519.
- Horváth R., Elek Z., Lövei L. G. (2014). Compositional changes in spider (Araneae) assemblages along an urbanisation gradient near a Danish town. *Bulletin of Insectology*, 67, 255-264.
- Cherrill A. (2010). Species richness of Orthoptera along gradients of agricultural intensification and urbanisation. *Journal of Orthoptera Research*, Volume 19, Issue 2, 293-301.
- Chytrý M., Kučera T., Kočí M., Grulich V., Lustyk P., Šumberová K., Sádlo J., Neuhäuslová Z., Hájek M., Rybníček K., Krahulec F., Kučerová A., Kolbek J., Husák Š. (2010). *Katalog biotopů České republiky. Druhé vydání*. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR.
- Janata T. (2010). Netýkavky. *Krkonoše - Jizerské hory* 5.
- Jeanneret Ph., Schüpbach B., Luka H. (2003). Quantifying the impact of landscape and habitat features on biodiversity in cultivated landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 311-320.
- Jiřík M. (2020). *Data za rok 2020*. Dostupné na Internetu: Meteorologická stanice Praha 5 - Jinonice: <http://meteo.jinonice.cz/thisyear.php>

- Johst K., Drechsler M., Thomas J., Settele J. (2006). Influence of mowing on the persistence of two endangered large blue butterfly species. *Journal of Applied Ecology*, Volume 43, Issue 2, 333-342.
- Jůnek T. (2017). *Systém vičencových plošek pro modrásky*. Dostupné na Internetu: <https://www.fzp.czu.cz/cs/r-6895-katedry-a-soucasti/r-7298-katedry/r-7299-katedra-ekologie/r-13227-vyzkumne-skupiny/r-13220-ekologie-hmyzu/r-13221-aktuality/system-vicencovych-plosek-pro-modrasky.html>
- Kadlec T., Beneš ., Jarošík V., Konvička M. (2008). Revisiting urban refuges: Changes of butterfly and burnet fauna in Prague reserves over three decades. *Landscape and urban planning*, Volume 85, Issue 1, 1-11.
- Karlík P., Poschold P. (2009). History or abiotic filter: which is more important in determining the species composition of calcareous grasslands? *Preslia* 81, 321-340.
- Kearns A. C., Oliveras M. D. (2009). Environmental factors affecting bee diversity in urban and remote grassland plots in Boulder, Colorado. *Journal of Insect Conservation* 13, 655-665.
- Kells A. (2001). Sainfoin: an alternative forage crop for bees. *Bee world* 82, 192-194.
- Kempf K., Grieder Ch., Walter A., Widmer F., Reinhard S., Kölliker R. (2015). Evidence and consequences of self-fertilisation in the predominantly outbreeding forage legume *Onobrychis viciifolia*. *BMC Genetics* 16, 117.
- Kleijn D., Berendse F., Smit R., Gilissen. (2001). Agri-environment schemes do not effectively protect biodiversity in Dutch agricultural landscapes. *Nature* 413, 723-725.
- Klein M. A., Dewenter-Steffan I., Tschardt T. (2003). Pollination of *Coffea canephora* in relation to local and regional agroforestry management. *Journal of Applied Ecology*, 837-845.
- Konvička M. a Kadlec T. . (2011). How to increase the value of urban areas for butterfly conservation? *European Journal of Entomology*, 108: 219-229.
- Kořínková S. (2009). *Vliv různých typů seče lučních porostů nadenní motýly*. Olomouc: Univerzita Palackého v Olomouci, Diplomová práce.
- Kratochvíl A. (1989). Community structure of flower-visiting insects in different grassland types in Southwestern Germany (Hymenoptera Apoidea, Lepidoptera, Diptera). *Zoologische Staatssammlung*, 289-302.
- Kruess A., Tschardt T. (2002). Contrasting responses of plant and insect diversity to variation in grazing intensity. *Biological Conservation*, 293-302.
- Kukreja R., (2016). What is urbanization? Dostupné na Internetu: <https://www.conserve-energy-future.com/causes-effects-solutions-urbanization.php>
- Kuras T. (2008). Bude ekologické zemědělství prospívat hmyzu? *Zpravodaj - Ekozemědělci přírodě*.
- Kuras T., Hejduk S., Niedobová J., Hula V. (2015). Dálnice – zelená páteř krajiny? *Ochrana přírody* 4, 41-43.
- Lastuvka Z., Marek J. (2002) Lepidoptera of the Moravian Karst – Diversity, Communities and Protection, Korax, Blansko
- Laštvovka M., Ledvinka V. (1998). *Pražský uličník: Encyklopedie názvů pražských veřejných prostranství*. Praha: Libri.

- Lenz N., Schulten D. (2005). Tagfalter (Lep., Hesperioidea et Papilionoidea) im Gebiet der Landeshauptstadt Düsseldorf um 1900 und um 2000 ein Beispiel für alamierende Artenverarmung im 20. Jahrhundert. *Melanargia*, 17, 19-29.
- Lepczyk A. Ch., Aronson F. J. M., Evans L. K., Goddard A. M., Lerman B. S., MacIvor S. J. (2017). Biodiversity in the City: Fundamental Questions for Understanding the Ecology of Urban Green Spaces for Biodiversity Conservation . *BioScience*, Volume 67, Issue 9, 799–807.
- Liu Z. (2006). *Developing a modern agronomy for sainfoin*. Cirencester, England: Coventry University in association with Royal Agricultural College.
- Liu Z., Baines N. R., Lane F. P. G., Davies P. W. (2010). Survival of plants of common sainfoin (*Onobrychis viciifolia* Scop.) in competition with two companion grass species . *Grass and Forage Science*, 11-14.
- Lövei L. G., Horváth R., Elek Z. a Magura T. (345–353). Diversity and assemblage filtering in ground-dwelling spiders (Araneae) along an urbanisation gradient in Denmark. *Urban Ecosystems* 22, 2019.
- Magura T., Horváth R. a Tóthmérész B. . (2010). Effects of urbanization on ground-dwelling spiders in forest patches, in Hungary. *Landscape Ecology* 25, 621-629.
- Manning R. (2001). Fatty acids in pollen: a review of their importance for honey bees. *Bee world*, 60-75.
- Marzluff M. J., B. R. (2001). A historical perspective on urban bird research: trends, terms, and approaches. *Avian Ecology and Conservation in an Urbanizing World*, 1-17.
- Mata L., Threlfall G. C., Williams S. G. N., Hahs K. A., Malipatil M., Stork E.N., Livesley J. S. (2017). Conserving herbivorous and predatory insects in urban green spaces. *Scientific reports* 7, Article number 40970.
- McFrederick S. Q., LeBuhn G. (2006). Are urban parks refuges for bumble bees *Bombus* spp. (Hymenoptera: Apidae)? *Biological Conversation*, Volume 129, Issue 3, 372-382.
- McGregor S. E. (1976). *Insect pollination of cultivated crop plants, Chapter 4 in 'Legumes and Some Relatives'*.
- McIntyre E. N. (2000). Ecology of Urban Arthropods: a Review and a Call to Action. *Annals of the Entomological Society of America*, Volume 93, Issue 4, 825–835.
- McKinney, M. L. (2008). Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. *Urban Ecosystems* 11, 161-176.
- McPherson. G. E., (2006). Urban forestry in North America. *Renewable Resources Journal*.
- Morley L. Erica, Gareth J., Radford N. A. . (2014). The importance of invertebrates when considering the impacts of anthropogenic noise . *The Royal Society*.
- Navara J L., Nelson J R. (2007). The dark side of light at night: physiological, epidemiological, and ecological consequences. *Journal of Pineal Research*.
- Niederer W. (1998). Artenzusammensetzung und Verteilung der Wanzen im Naturschutzgebiet Rheindelta. *Berichte des naturwissenschaftlich-medizinischen Vereins Innsbruck*, 85, 231-255.
- Novotná R., Kobes M. (marec 2017). Jeteloviny. Zemědělská fakulta, Jihočeská Univerzita, České Budějovice.

- Öckinger E., Dannestam A., Smith G. H. (2009). The importance of fragmentation and habitat quality of urban grasslands for butterfly diversity. *Landscape and Urban Planning*, 31-37.
- Pawełek C. J., Frankie W. G., Thorp W. R., Przybylski M. (2009). Modification of community garden to attract native bee pollinators in urban San Luis Obispo, California. In B. J., *Urban Horticulture: Ecology, Landscape, and Agriculture*. Oakville, Canada: Apple Academic Press Inc.
- Philpott M. S., Cotton J., Bichier P., Friedrich L. R., Moorhead C. L., Uno S., Valdez M. (2014). Local and landscape drivers of arthropod abundance, richness, and trophic composition in urban habitats. *Urban Ecosystems*, 17, 513-532.
- Poschold P., Baumann A. (2010). The historical dynamics of calcareous grasslands in the central and southern Franconian Jurassic mountains: a comparative pedoanthracological and pollen analytical study. *Holocene* 20, 13-23.
- Pyle R., Bentzien M., Opler P. (1981). Insect conservation. *Annual Review of Entomology* 26, 233-258.
- Rak L. (7. 7 2007). *ONOBRYCHIS VICIIFOLIA Scop. – vičenec ligrus / vičenec vikolistý*. Dostupné na Internetu: Botany.cz: <https://botany.cz/cs/onobrychis-viciifolia/>
- Riley D. P. S., Busted T. G., Kats B. L., Vandergon L. T., Lee F. S. L., Dagid G. D., Kerby L. J., Fisher N. R., Sauvajot M. R. (2005). Effects of Urbanization on the Distribution and Abundance of Amphibians and Invasive Species in Southern California Streams. *Conservation Biology*, 1894-1907.
- Rosov S. A. (1952). Sainfoin - one of the best honey plants in croprotation. *Pchelovodstvo Mosk* 29, 46-52.
- Rožňovský J. (2009). Odhady změn na našem území . *Veronica - Časopis pro ochranu přírody a krajiny*, č. 5, 10.
- Ryndock A. J., Stratton E. G., Brewer S. J., Holland M. M. (2011). Differences in Spider Community Composition among Adjacent Sites during Initial Stages of Oak Woodland Restoration. *Restoration ecology*, Volume 20, Issue 1, 24-32.
- Řehounek J., (2020) Městské trávníky jsou ideální pro podporu hmyzu. V Českých Budějovicích proto kvetou. *Ekolist*. Dostupné na Internetu: <https://ekolist.cz/cz/zpravodajstvi/zpravy/mestske-travniky-jsou-idealni-pro-podporu-hmyzu.v-ceskych-budejovicich-proto-kvetou>
- Řeřicha M. (2019). *Projekt Dívčí hrady se rozjíždí*. Dostupné na Internetu: <https://www.fzp.czu.cz/cs/r-6895-katedry-a-soucasti/r-7298-katedry/r-7299-katedra-ekologie/r-13227-vyzkumne-skupiny/r-13220-ekologie-hmyzu/r-13221-aktuality/projekt-divci-hrady-se-rozjizdi.html>
- Sánchez-Bayo F. a Wyckhuys A.G. K. (2019). Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. *Biological Conservation*, 8-27.
- Shaw A. (1968). The certification program for sainfoin in Montana. *Agricultural Experiment Station Bulletin*, 77-78.
- Sheehy J. E., Popple S. C. (1981). Photosynthesis, water relations, temperature and canopy structure as factors influencing the growth of sainfoin and lucerne. *Ann. Bot.* 48, 113-128.
- Schmidt H. M., Roschewitz I., Thies C., Tschardt T. (2005). Differential effects of landscape and management on diversity and density of ground-dwelling farmland spiders. *British Ecological Society*, Volume 42, Issue 2, 281-287.

- Schneider Ch., Fry L.A. F. (2001). The Influence of Landscape Grain Size on Butterfly Diversity in Grasslands . *Journal of Insect Conservation* 5, 163-171.
- Simonnet X., Quennoz M., Sigg S., Carlen C. (2011). *Onobrychis viciifolia* Scop., a tanniferous forage plant. *Mediplant*.
- Stanová Š. V., Čierna P. M. (2011). *Manažmentové modely pre údržbu, ochranu a obnovu biotopov*. Bratislava: DAPHNE.
- Střešík J., Rožňovský J., Štěpánek P., Zahradníček P. (2018). *Hodnocení výskytu sucha v České republice Minářovou vláhovou jistotou za období 1961-2017*. Brno: Český hydrometeorologický ústav, Mendelova univerzita v Brně.
- Suggitt J. A., Lister G. D., Thomas D. Ch. (2019). Widespread Effects of Climate Change on Local Plant Diversity. *Current Biology*, Volume 29, Issue 17, 2905-2911.
- Syngenta. (2008). *Ensuring there is honey still for tea*. Dostupné na Internetu: http://www.syngenta.co/eature/oney_tea.htm
- Taboada A., Kotze J. D., Salgado M. J., Tárrega R. (2011). The value of semi-natural grasslands for the conservation of carabid beetles in long-term managed forested landscapes. *Journal of Insect Conservation* 15, 573-590.
- Tasei J. N., Aupinel P. (2008). Nutritive value of 15 single pol-lens and pollen mixes tested on larvae produced by bum-blebee workers (*Bombus terrestris*, Hymenoptera: Apidae). *Apidologie* 39, 397-409.
- Taube F., Pötsch E. M. (2001). On-farm nitrogen balance assessment to improve nutrient management on organic dairy farms. *Grassland Science in Europe* 6, 225-234.
- Thomas A.J., Elmes W.G., Wardlaw C. J., Woyciechowski M. (1984). Host specificity among *Maculinea* butterflies in *Myrmica* ant nests. *Oecologia* 79, 452-457.
- Thompson K., Jones A. (1999). Human Population Density and Prediction of Local Plant Extinction in Britain. *Conservation Biology*, Volume 13, Issue 1, 185-189.
- Townsend A. P., Levey J. D. (2005). AN EXPERIMENTAL TEST OF WHETHER HABITAT CORRIDORS AFFECT POLLEN TRANSFER. *Ecology - Ecological Society of America*, 466-475.
- Tscharntke T., Dewenter I. S., Kruess A., Thies C. (2002). Characteristics of insect populations on habitat fragments: A mini review. *Ecological research* 17, 229-239.
- Unterweger A. P., Rieger Ch., Betz O. (datum neznámy). The influence of urban lawn mowing regimes on diversity of Heteroptera. *Heteropteron* , 2017.
- Vejvodová A. (2016). *Ošetřování travních porostů*. Praha: Ministerstvo zemědělství.
- Weibull Christin-Ann, Bengtsson J., Nohlgren E. (2000). Diversity of butterflies in the agricultural landscape: the role of farming system and landscape heterogeneity. *Ecography*, 743-750.
- Wenzel E. (2006). Koleopterologische Bestandserhebung im aufgelassenen Steinbruch Hofermühle-Süd bei Heiligenhaus. *Coleo*, 17-90.
- Xiao D. X., Dong L., Yan H., Yang N., Xiong Y. (2018). The influence of the spatial characteristics of urban green space on the urban heat island effect in Suzhou Industrial Park. *Sustainable Cities and Society*, 428-439.
- Zdeněk L., Mládek J. (2006). Central and East European Agriculture in Integrating Europe .

- Zerbe S., M. U. (2003). Biodiversity in Berlin and its potential for nature conservation. *Landscape and Urban Planning*, Volume 62, Issue 3, 139-148.
- Zhang X. L., S. D. (2007). CAMBRIAN NARAOIIDS (ARTHROPODA): MORPHOLOGY, ONTOGENY, SYSTEMATICS, AND EVOLUTIONARY RELATIONSHIPS. *BIO One* , Volume 81, Issue 68, 1-52.
- Zhang Z., Meerow S., Newell P. J., Lindquist M. (2019). Enhancing landscape connectivity through multifunctional green infrastructure corridor modeling and design. *Urban Forestry and Urban Greening*, 305-317.

11. Prílohy



Príloha 1: Systém plošiek s vysadeným vičencom vikolistým (ružovo) a okolitým lúčnym porastom. Tmavšie sfarbené plochy tvoria tzv. kostru, v ktorej bola vegetácia kosená extenzívnym, postupným spôsobom. Svetlejšie časti sú plochy konvenčne kosené, s frekvenciou dvakrát do roka. Zelené body ukazujú pozíciu študijných ploch v kostre (K) a mimo kostru v konvenčne kosených plochách (MK).



Príloha 2: Rozobranie vzoriek v laboratóriu vo vode a rozdelenie jedincov do skupín



Príloha 3: Zbieranie vzoriek na Dívčích hradech metódou šmýkania pomocou šmýkacej siete