

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích

Přírodovědecká fakulta

**Vliv refaunace velkými herbivory na vybrané skupiny
hmyzu**

Diplomová práce

Bc. Veronika Vodičková

Školitel: doc. Mgr. Martin Konvička, Ph.D.

České Budějovice 2021

Vodičková, V., 2021: Vliv refaunace velkými herbivory na vybrané skupiny hmyzu. [The impact of refaunation on the indicative groups of insect by large herbivores. Mgr. Thesis, in Czech] – 78 p., Faculty of science, University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic.

Annotation

This thesis studies the impact of refaunation by wild large ungulates on the butterflies, aculeate Hymenoptera, and Orthoptera assemblages. The data collection in field were undertaken in 2019 and 2020 within nine localities refaunated by large ungulates across the Czech Republic. Plots within the grazing enclosures were compared with controls, life history traits ordinations and comparisons of function traits diversities were used to interpret the patterns. Responses of the insect groups to refaunation are taxon specific, but generally, large ungulates contribute to creation and maintenance of functionally more diverse insect communities.

Prohlašuji, že jsem autorem této kvalifikační práce a že jsem ji vypracovala pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu použitých zdrojů.

V Českých Budějovicích dne 14. 4. 2021.

Veronika Vodičková

Poděkování

V první řadě bych hrozně moc chtěla poděkovat Konvovi za pomoc při analýzách, psaní a především za neustálé dodávání odvahy. Dále bych chtěla poděkovat všem, kteří mi pomohli s monitoringem i interpretací výsledků: Benymu, Michalovi Perlíkovi, Pavlu Potockému, Petru Filippovovi, Honzovi Walterovi, Alče Sucháčkové a Janče Marešové. Dále bych chtěla poděkovat Miloňovi a Daliboru Dostálovi za spolupráci a umožnění sběru dat. A také všem správcům a majitelům pastvin za jejich nekonečnou ochotu nás nechat běhat po územích jim svěřeným. Děkuju i naší vládě, která mě systematicky nutila svými opatřeními a omezeními tuto diplomovou práci dopsat. V neposlední řadě je třeba poděkovat i mé rodině, Honzovi, Arance a Maggie, že to se mnou celé přežili a byli mi oporou, už nebudu tak protivná, slibuju!

OBSAH

1 Úvod	1
2 Literární přehled	3
2.1 Velcí herbivoři a úbytek hmyzu	3
2.2 Funkční rozmanitost společenstev a analýzy <i>life history traits</i>	6
3 Metodika	8
3.1 Zájmová území	8
3.1.1 Pastevní rezervace Milovice - Travniny	8
3.1.2 Přírodní rezervace Milovice - Pod Benáteckým Vrchem	8
3.1.3 Havranické vřesoviště	8
3.1.4 Mašovická střelnice	9
3.1.5 Přírodní památka Na Plachtě	9
3.1.6 Ptačí park Josefovské louky	9
3.1.7 Přírodní památka Šlovický vrch	9
3.1.8 Přírodní rezervace Vojenské cvičiště	10
3.1.9 Kozmické ptačí louky	10
3.2 Monitoring	11
3.3 Funkční vlastnosti (life - history traits)	13
3.3 Analýzy	17
3.3.1 Počty druhů, abundance a diverzita	17
3.3.2 Složení společenstev a jeho interpretace funkčními vlastnostmi	17
3.3.3 Diversita funkčních vlastností	18
4 Výsledky	20
4.1. Počty druhů, abundance a diversita	20
4.1.1 Denní motýli	20
4.1.2 Blanokřídlí	23
4.1.3 Rovnokřídlí	25
4.3 Složení společenstev a jeho interpretace funkčními vlastnostmi	27
4.3.1 Denní motýli	27
4.3.2 Blanokřídlí	31
4.3.3 Rovnokřídlí	35
4.4 Funkční diversita	38
4.4.1 Denní motýli	38
4.4.2 Blanokřídlí	39
4.4.3 Rovnokřídlí	40
5 Diskuse	41
5.1 Motýli	42

5.2 Blanokřídli	43
5.3 Rovnokřídli	45
5.4 Design a vhodné analýzy	46
6 Závěr	48
7 Literatura	49
8 Přílohy	62

1 ÚVOD

Předložená práce se zabývá vlivem refaunace velkými herbivory (angl. *rewilding*, *trophic rewilding*) na indikační skupiny hmyzu. Za myšlenkou refaunace je úvaha, že přírodní biotopy by na většině kontinentů, včetně střední Evropy, bez loveckého tlaku pleistocénního a ranně holocénního člověka hostily mnohem pestřejší a početnější populace velkých savců (Svenning et al. 2016, Malhi et al. 2016). Lovecká činnost člověka přinejmenším urychlila vymizení těchto savců (Martin & Wright 1967, Barnosky et al. 2004, Sandom et al. 2014), se kterým vymizely i disturbance, které velcí savci v krajině zajišťovali. V současnosti je snaha vrátit tyto velké savce do přírody, aby zde znovu působili jako ekosystémový inženýři. Nyní se prostřednictvím refaunačních (v anglické literatuře „rewilding“) projektů daří vracet megaherbivory do různých koutů Evropy (Thierry & Rogers 2020). Důležitým aspektem refaunačních snah je, že se nesnaží jen vrátit vymizelé druhy do existujících vhodných biotopů, což je v podstatě definice „reintrodukce“, ale předpokládají, že navrácené druhy budou biotopy přetvářet směrem k větší diverzitě druhů a mezidruhových interakcí. V podmínkách střední Evropy, kde v současnosti není průchodné deklarovat snahu o vznik naprosté divočiny, se refaunace prosazuje jako efektivní a finančně nenáročná péče o biologicky cenná území (Pettorelli et al. 2018).

V ČR předcházelo zavedení volné pastvy velkých herbivorů roky příprav – odborných, právních či přímo praktických. Byly zpracovány odborné studie jednotlivých druhů megaherbivorů (Dostál et al. 2012, Dostál et al. 2014) a metodika k návratu těchto druhů do volné přírody (Jirků & Dostál 2015). Díky těmto podkladům byl první refaunační projekt zahájen v roce 2015 v prostoru bývalého vojenského prostoru Milovice-Mladá na Mladoboleslavsku. V současnosti jsou zde dvě lokality spásány smíšenými stády exmoorského koně a zebra, respektive pratura. Od roku 2016 zde probíhá pravidelný monitoring denních motýlů (Konvička et al. in review) a cévnatých rostlin (Dvorský et al. in review). Další refaunační projekty následovaly na mnohých místech po celé České republice. Celkem bylo během šesti let založeno devět refaunovaných lokalit (cit. ceska-krajina.cz/2763/devet-rezervaci-za-sest-let-divoci-kone-se-rychle-stali-soucasti-ochrany-prirody-v-cesku/). Tento typ péče byl zaveden na lokalitách, kde konvenční ochránářský management nezvládal zajistit dostatečnou péči o lokální biodiverzitu a heterogenitu území.

Přes naléhavost problematiky existuje jen velmi málo studií, které by sledovaly dopady refaunace na hmyz (review: van Klink et al. 2018). Problémem je unikátnost každého území

a tím pádem nesnadnost standardních replikací, organizační náročnost refaunačních projektů a také to, že refaunační snahy jsou záležitostí tak mladou, že ještě nelze sledovat dlouhodobé trendy. Všechny tyto potíže se týkají i situace v České republice. Předložená práce srovnává faunu tří skupin hmyzu – denních motýlů, blanokřídlých a rovnokřídlých – na refaunovaných a ladem ponechaných plochách v devíti různorodých lokalitách. Vliv přítomnosti velkých herbivorů se snažím ukázat na prostých kvantitativních parametrech společenstev (počet druhů, abundance, diverzita), na jejich druhovém složení a na diverzitě funkčních vlastností přítomných druhů. Funkčními vlastnostmi se snažím také interpretovat změny v druhovém složení společenstev. Předpokládám, že na refaunovaných lokalitách dosáhnou zkoumané skupiny vyšší počty druhů i abundance a že se budou funkčně lišit od ploch kontrolních.

Cíle práce

1. Vyhodnotit bohatství, složení a vlastnosti druhů na jednotlivých lokalitách.
2. Pomocí funkčních vlastností nalezených druhů hmyzu se pokusit vysvětlit, co odlišuje refaunované plochy od ploch kontrolních, ponechaných ladem.
3. Připravit pokračování monitoringu i do dalších let.

2 LITERÁRNÍ PŘEHLED

2.1 Velcí herbivoři a úbytek hmyzu

Během defaunace, která začala ve svrchním Pleistocénu v Africe a pokračovala spolu s expanzí člověka na všechny ostatní kontinenty (Sandom et al. 2014, Surovell et al. 2016) a skončila ve svrchním Holocénu, ztratila planeta přibližně 150 rodů velkých savců a dohromady jednu miliardu jedinců, včetně karnivorů a (Smith et al. 2015, Putshkov 1997). Velcí herbivoři, kteří tímto zmizeli z evropské krajiny, zde nejen konzumovali velké množství biomasy a blokovali sukcesi, ale také tvořili potravu velkých šelem a nekrofágů, přenášeli semena rostlin, a svou aktivitou mnoha organismům biotopy vytvářeli (Owen-Smith 1987, Barnosky et al. 2004, Sandom et al. 2014, Bakker et al. 2016). Je dokonce známo, že některé ovocné stromy, včetně známého jablka (*Malus spp.*), byly závislé na transportu semen velkými savci (Spengler 2019). V Americe najdeme i druhy s tak velkými semeny, že je dnešní frugivoři nejsou schopni konzumovat (Janzen & Martin 1982, Guimaraes et al. 2008). Megaherbivoři měli také vliv na biogeochemické cykly a podíleli se na mírnění klimatu a požárů (Doughty et al. 2013, Smith et al. 2010, Rule et al. 2012, Johnson 2009).

S nástupem neolitické revoluce byl vliv megaherbivorů částečně nahrazen tradičním zemědělským využitím krajiny, jehož rozsah během tisíciletí samozřejmě fluktoval a jež zahrnovalo volnou pastvu dobytka v krajině. Tento fenomén však s moderní intenzifikací zemědělství (jež v zemích bývalého východního bloku souvisela s kolektivizací) zmizel nadobro (Benton et al. 2002, Kleijn et al. 2008, Harmer et al. 2001). Částečnou náhradou na plošně omezených územích (např. různé typy přírodních rezervací) se stala cílená péče o stanoviště prostřednictvím konvenčnějších technických prostředků (seč, řízená pastva domestikovaných zvířat, pojezdy těžké techniky), které lokálně nahrazují činnost velkých herbivorů v nejcennějších přírodních územích, a tak udržují jejich biodiverzitu (Rogalski et al. 2001, Dumont et al. 2007, Toit & Pettorelli 2019). Postupem času se tyto metody stávají, především na rozsáhlejších lokalitách, nákladnější a dlouhodobě neefektivní (Moris 2000, Dostál & Jirků 2015). Snaží se technickými zásahy simulovat přírodní procesy, což kromě nejisté udržitelnosti jde proti samotné myšlence ochrany přírody jako ochrany spontánních ekologických a evolučních procesů. Naproti tomu extenzivní pastva velkých herbivorů je velmi levný, atraktivní a dlouhodobě udržitelný způsob managementu (Garrido et al. 2019), od něhož si mnozí slibují udržení evolučního potenciálu chráněné přírody (Vera 2000, Donlan et al. 2006, Garrido et al. 2019; 2021).

Velcí herbivoři se zpravidla dělí na tři funkční skupiny: spásací, kam patří z evropské fauny například kůň či skot; okusovači (srnec či los) a oportunní herbivoři (tj. kombinace dvou předchozích), kam spadá zubr či jelen (Van Breackel & Bokdam 2002). V přirozených podmínkách u nás přežili jen okusovači (srnec) a oportunní herbivoři (jelen). Spásací zcela vymizeli z evropské krajiny.

Jednotlivé potravní strategie velkých herbivorů jsou velmi odlišné. Koně nejraději spásají trávy, většinou bylin a dvouděložných rostlin se vyhýbají, na podzim okusují plody dřevin (hloh, šípky) a tím zabraňují expanzi křovin. V zimě se zaměřují i na okus kůry a větviček stromů nebo vyhrabávají kořínky rostlin (Cromsigt et al. 2018). Tím nejen zabraňují zarůstání, ale také významně ovlivňují druhovou skladbu stromů (Garrido et al. 2021). Skot na rozdíl od koní má v potravě kromě travin i významnou část dvouděložných rostlin (Garrido et al. 2019, Naundrup & Svenning 2015, Cromsigt et al. 2018). Kromě dvouděložných rostlin se skot kdykoliv zaměřuje také na kůru či větvičky stromů (Gill 2006, Cromsigt et al. 2018, Churski et al. 2021). Ovce, které jsou v současnosti často používány na přepásání rozlehlých ploch, jsou také velmi selektivní. Na rozdíl od koně si vybírá dvouděložné rostliny. Ovce však především chyběly ve středoevropské ranně holocénní fauně. Jejich původ sahá do Asie a pro Evropu to tedy není původní druh (Peters et al. 2005, Zeder 2008). Zubři jako oportunní herbivoři jsou spíše na straně strategie okusovačů, avšak mají-li možnost pastvy, okusovat vůbec nepotřebují. V zimním období doplňují stejně jako skot svoji potravu o kůru či větvičky stromů (Cromsigt et al. 2018, Dostál & Jirků 2015). Dříve byl zubr považován za typické lesní zvíře, avšak později bylo zjištěno, že v Holocénu se přirozeně vyskytoval v otevřených biotopech (Bocherens et al. 2015). Do lesů byl zahrán tlakem člověka, proto bývá označován za ekologického uprchlíka (refugee species: Kerley et al. 2012, Cromsigt et al. 2012). Poznatky o potravní strategii zubrů jsou často velmi zkreslené, protože pochází z lesních lokalit, kde jsou zubři během zimních měsíců dokrmováni (Kowalczyk et al. 2011).

Je známo, že intenzita pastvy je klíčovým faktorem při ovlivňování struktury a kompozice stanovišť (van Klink et al. 2014, Bakker et al. 2006). Extenzivní pastva zvyšuje biodiverzitu přes zvýšení heterogenity stanoviště (Grime 1979). Avšak další studie provedené v oblasti vlivu intenzity pastvy dobytka dokazují, že skot si vždy přednostně vybírá dvouděložné, zejména z čeledi bobovitých (Fabaceae). Pase se nejraději na krátkostébelných ploškách, spíše než na těch vysokostébelných (WallisDeVries 1994). Intenzita pastvy ovlivňuje nejen konzumovanou stravu, ale také odráží některé rozdíly ve výběru stravy.

Výsledkem je, že homogennější pastva hospodářských zvířat na polopřirozených travních porostech pravděpodobně sníží jejich prostorovou heterogenitu (Dumont et al. 2007). Dalším úskalím pastvy domácího skotu je, že je přešlechtěný a velmi si vybírá, co spase. Nejprve obvykle spase preferované byliny a až poté spase hrubé traviny, což se od něho původně očekává (WallisDeVries 1994, Dumont et al. 2007, Dostál & Jirků 2015). Preferované byliny však slouží jako zdroje pro motýly a další hmyz, takže v prostředí, kde se těchto bylin nachází nedostatek, nebudou nikdy prosperovat.

Dalším problémem, proč se domácí zvířata nehodí k přirozené pastvě, jsou jejich veterinární požadavky. Domácí zvířata musí být pravidelně odčervována a residuály zůstávající v trusu po aplikaci antiparazitik dokážou zničit celá koprofilní společenstva brouků na dané lokalitě (Floate et al. 2005, Forbes 2021). Toxické látky používané v antiparazitických přípravcích dokážou v trusu setrvat až 45 dní (Dostál & Jirků 2015). Navíc spousta dnešních plemen skotu je náchylnější na vlhké či suché prostředí, které by jim způsobovalo záněty kopyt a dalších onemocnění. Ve vyspělých zemích, včetně České republiky, existují zákony o ochraně domácích zvířat proti strádání, proto by držení domácích zvířat ve výše popsaných nevyhovujících podmínkách bylo protizákonné. Z toho vyplývá, že na volnou pastu jsou vhodná jen velmi stará plemena, zvyklá na samostatnou existenci bez pomoci člověka (Cromsigt et al. 2018). Tyto podmínky k volné pastvě splňuje kromě divokého zebra evropského (*Bison bonasus*) také Exmoorský pony (*Equus ferus*) či zpětně vyšlechtěný pratur (*Bos primigenius*).

Z hlediska ochrany hmyzu je asi nejpodstatnější, že původ současné hmyzí diverzity je podstatně staršího data, než geologicky a evolučně kratičké období, které uplynulo od svrchního pleistocénu, tj. od doby, kdy došlo k masovému úbytku velkých savců. Například značná část diverzity evropských denních motýlů se datuje do miocénu (-23 – -5 milionů let) (Wiemers et al. 2020), tedy do doby, kdy byly západopaleartické ekosystémy pod tlakem velkých savců. Z toho vyplývá, že dnešní diverzita hmyzu je starší než dnešní podoba ekosystémů (Zimov et al. 2012), že dnešní druhy přežily dramatické klimatické změny čtvrtohor (Marešová et al. 2021) a že některá stanoviště, která tradičně označujeme za člověkem podmíněná (pastviny, sečené louky a podobně) mohou ve skutečnosti představovat pozůstatky biotopové rozmanitosti z dob před defaunací (Dirzo et al. 2014, Feurdean et al. 2018, Eriksson 2021).

V současnosti zažíváme pravděpodobně největší „odhmyzení“ jaké kdy Země potkalo (Beneš et al. 2009, Sánchez-Bayo & Wyckhuys 2019). Příčina tohoto jevu však není na první pohled až tak zřejmá. Často se dává za vinu průmyslu, hospodářství, klimatu, ale hlavním vysvětlením nejspíš bude mizení vhodných biotopů pro jednotlivé druhy. Mnoho z druhů je závislých na tradiční lidské hospodářské činnosti (např. páření, periodický export luční biomasy sečí). Dnešní krajina je však buďto degradována na lány polí, úplně opuštěna nebo se z ní stal hustý les, kde skoro žádný hmyz nežije. Zůstaly zde jen útržky pestrých stanovišť, často hostící poslední populace ohrožených motýlů či blanokřídlých v ČR (Vodičková et al. 2018, Sumpich 2011, Bogusch et al. 2006, Cizek et al. 2013, Benes et al. 2006). Je známo, že péče o taková stanoviště se musí provádět různorodě a na malých plochách (Cizek et al. 2012, Morris 2000). Také bylo zjištěno, že mnoho druhů preferuje často živné rostliny, které jsou nějakým způsobem stresované (Thomas et al. 2011). Nedávné studie (Garrido et al. 2019; 2021, Croomsigt et al. 2018) zjistily, že oba požadavky zajišťuje volná pastva divokých koní. Díky ní vzrostla druhová pestrost rostlin na dané lokalitě a byly upřednostněny kvetoucí byliny, a tím vzrostl počet opylovačů. Je také známo (Ringmark et al. 2019), že pastva koní diverzifikovala chemické složení pastvin a zvýšila jejich nutriční hodnotu. I přes vzrůstající popularitu refaunačních projektů, chybí empirické výzkumy lokalit, kde probíhá volná pastva megaherbivorů (Croomsigt et al. 2018).

2.2 Funkční rozmanitost společenstev a analýzy *life history traits*

Funkční vlastnost (*life history trait*) může být definován jako jakákoliv vlastnost na individuální či druhové úrovni, která přímo či nepřímo ovlivňuje biologickou zdatnost organismu. Studium společenstev organismů přes jejich funkční vlastnosti se snaží hledat obecně platné zákonitosti napříč geografickými oblastmi a taxonickými skupinami (McGill et al. 2006, Slancarova et al. 2016, Weiss et al. 2021). Poprvé se zájem o funkční vlastnosti druhů objevil u botaniků a také u výzkumů týkající se modelových skupin, jako například ptáků nebo motýlů (Doledec et al. 1996, Barbaro & van Halder 2009). Dále se použití funkčních vlastnosti v analýzách začalo vyskytovat v různých odvětvích výzkumu jako například skladba potravy podmořských savců. Nejvýznamnější se však staly funkční vlastnosti pro suchozemské bezobratlé v oblasti mírného pásma (Gámez-Virués et al. 2015). Díky dlouhé tradici entomologie bylo možné jednoduše získat dobré taxonomické a historické znalosti jednotlivých skupin, která jsou snadno sehnatelné pomocí standardních metod odběru vzorků.

Pohled přes funkční vlastnosti umožnil přímo sledovat vzorce a procesy ovlivňující druhové složení. Motýli byli jako modelová skupina intenzivně studováni ve výzkumech týkajících se úbytku biotopů (Barbaro & van Halder 2009, Börschig et al. 2013, Franzén & Johannesson 2007), reakce na obnovu stanovišť (Woodcock et al. 2012), reakci na sukcesní změny (Slancarova et al. 2016), design přírodních rezervací (Bartonova et al. 2016) nebo urbanizaci (Lizee et al. 2011).

Tradiční studie ekologické rozmanitosti zahrnují informace o relativní početnosti druhů v rámci společenstva, avšak ignorují rozlišnosti mezi druhy navzájem a zanedbávají identitu druhů (Botta-Dukat 2005). V současnosti je známo, že funkční rozmanitost je důležitějším ukazatelem v ovlivňování ekosystémových funkcí než druhová rozmanitost (Petchey et al. 2004). Z tohoto důvodu se funkční diverzita stala důležitou pro ekosystém, jeho produktivitu a odolnost proti invazi. Je vykládána jako analogie složek druhové rozmanitosti: funkční bohatost, funkční vyrovnanost a funkční divergence (Mason et al. 2005). Jedná se o mezidruhové odlišnosti funkčních vlastností nebo jejich variaci napříč společenstvem (Tilman 2001, Petchey & Gaston 2002). Jiné prameny (Diaz & Cabido 2001, Diaz et al. 2007) definují funkční rozmanitost jako „druh, rozsah a relativní četnost funkčních vlastností“.

3 METODIKA

3.1 Zájmová území

Monitoring druhů probíhal v roce 2019 a 2020 na všech lokalitách v České republice, kde probíhala volná pastva velkých herbivorů.

3.1.1 Pastevní rezervace Milovice - Traviny (50.2825589N, 14.8734719E, nadmořská výška cca 215 m.n.m.) se nachází nedaleko okraje města Benátky nad Jizerou. Lokalita leží v bývalém vojenském prostoru Milovice - Mladá, který byl roku 1991 přerozdělen a opuštěn. Vojenskou činností zde vznikla pestrá mozaika útržků biotopů, které byly později ohroženy zarůstáním náletových dřevin a travinami. Dnes je oblast chráněna jako Evropsky významná lokalita Milovice – Mladá. Divocí koně sem byli přivezeni v roce 2015, později k nim přibyli i praturí (cit. ekolist.cz/cz/zpravodajstvi/zpravy/milovicky-vojensky-prostor-spasaji-nove-i-praturi). Od následujícího území je lokalita oddělena lesním komplexem a dalšími plochami bezlesí, tvoří s ním ale jeden celek.

3.1.2 Přírodní rezervace Milovice - Pod Benáteckým Vrchem (50.2346464N, 14.8891992E, nadmořská výška cca 200 m.n.m.) se nachází na severním okraji města Milovice. Byla založena v roce 2002 a v roce 2005 byla zahrnuta do Národního seznamu evropsky významných lokalit. 1. července 2020 byla však PR Pod Benáteckým vrchem zrušena vládou. Lokalita leží v bývalém vojenském prostoru Milovice – Mladá, který byl opuštěn v roce 1991. Přírodní rezervace byla později udržována pouze pojezdy těžkou technikou. Divocí koně a později i zubři sem byli přivezeni v roce 2015, aby chránili nejcennější ze zdejších biotopů – stepi. Na těchto stepích žije mimo jiné silně ohrožený hořec křížatý (*Gentiana cruciata*), jenž je těsně spjatý s kriticky ohroženým modráskem hořcovým Rebelovo, jehož housenky se vyvíjí pouze na tomto druhu hořce (cit. ceska-krajina.cz/rezervace/prirodni-rezervace-milovice/). PR Milovice – Pod Benáteckým vrchem tvoří spolu s pastevní rezervací Milovice – Traviny vzdálenou 4 kilometry komplex pastvin, kde jako první na světě žijí zubři, divocí koně i praturí společně (cit. ceska-krajina.cz/1398/poprv-na-svete-v-cesku-vznikne-prvni-lokalita-kde-jsou-divoci-kone-zubri-a-praturi).

3.1.3 Havranické vřesoviště (48.8208281N, 16.0074592E, nadmořská výška cca 320 m.n.m) se nachází nedaleko obce Havraníky v Národním parku Podyjí. Celková rozloha činí 30 hektarů. Vřesoviště vzniklo údajně po vykloučení acidofilních doubrav a následně bylo

několik století paseno hospodářskými zvířaty, která zabraňovala postupné sukcesi. Zdejší biodiverzita je díky klimatu a umístění na okraji Panonské pánve mimořádně velká, avšak dlouhodobě kvůli zarůstání náletovými dřevinami a agresivními trávničky těžko udržovaná, proto se i zde rozhodlo o využití divokých koní jako způsobu péče o lokalitu (cit. nppodyji.cz).

3.1.4 Mašovická střelnice (48.8461608N, 15.9687956E, nadmořská výška cca 400 m.n.m) je bývalý vojenský výcvikový prostor nacházející se nedaleko obce Mašovice u Znojma a je zahrnutý do ochranného pásma NP Podyjí. Území je charakteristické lučnými společenstvy s křovinatými ostrůvky, které dohromady tvoří pestrou mozaiku pro mnoho druhů bezobratlých živočichů. Od roku 1997 se areál nepoužívá pro výcvikové účely, a proto i zde, stejně jako u Havranického vřesoviště, bylo stanoviště ohroženo zarůstáním náletovými dřevinami a agresivními travami. Na tuto lokalitu bylo přivezeno stádo exmoorských koní v květnu roku 2018 (cit. nppodyji.cz; beleco.cz/militarylife/lokality/masovicka-strelnice).

3.1.5 Přírodní památka Na Plachtě (50.1869081N, 15.8572358E, nadmořská výška cca 240 m.n.m) se nachází na jihovýchodu Hradce Králové a má celkovou rozlohu 56 hektarů. Po několik staletí byla používána jako pastvina, ve 20. století pak jako vojenské cvičiště. Po jeho zrušení byla postupně vyhlášena tři maloplošná chráněná území (PP Na Plachtě 1 a Plachtě 2: 1998, Na Plachtě 3: 2012). Území je charakteristické mozaikou tůňek, rybníčků, písčín, květnatých luk a křovin. Pastva divokých koní zde byla zavedena v lednu roku 2018 (cit. naplachte.cz/kone/; ceska-krajina.cz).

3.1.6 Ptačí park Josefovské louky (50.3443831N, 15.9432464E, nadmořská výška cca 250 m.n.m) leží nedaleko města Josefova u Jaroměře, v nivě mezi řekami Starou Metují a Novou Metují. Ptačí park zde byl založen roku 2006, celková rozloha činí 60 ha. Jedná se o zavlahované mokřadní louky, historicky a znovu od roku 2014 uměle povodňované, významný biotop vodních a mokřadních ptáků (cit. birdlife.cz/rezervace/josefovske-louky/o-parku-2). Exmoorští koně původem z Milovic spásají místní mokřady od roku 2018 a k nimž se od léta 2020 přidali praturí (cit. ceskenoviny.cz/zpravy/praturi-zacali-spasat-josefovskelouky-na-nachodsku).

3.1.7 Přírodní památka Šlovický vrch (49.6617442N, 13.3153028E, nadmořská výška cca 365 m.n.m.) se nachází nedaleko města Dobřany na jihu Plzně. PP Šlovický vrch byla založena v roce 2018 a zahrnuje jihozápadní část Šlovického vrchu s celkovou rozlohou 30 hektarů. Dnes je lokalita zahrnuta do soustavy Natura 2000. Od 18. století toto území sloužilo

jako vojenský výcvikový prostor a bylo opuštěno po revoluci. Díky vojenské činnosti zde vznikla heterogenní mozaika periodických tůní, luk, křovin i obnažených skal, které dohromady tvoří cenný biotop pro mnoho ohrožených druhů. Do roku 2014 zde neprobíhal téměř žádný management, v letech 2014 - 2016 zde proběhla obnova tůní, proběhly pojezdy těžké techniky, byly zde vysekány náletové dřeviny a odstraněna třtina křovištní (cit. forumochranyprirody.cz/obnova-rane-sukcesnich-biotopu-na-byvalem-vojenskem-cvicisti-slovicky-vrch-u-dobran). Dnes je část tohoto území stále pokryta tankodromem (využívá se pro motosporty) a část byla oplocena pro výběh divokých koní. V září roku 2018 zde začala pastva divokých koní (cit. idnes.cz/plzen/zpravy/exmoorsky-ponik-kun-dobran-y-hrebec-spasaji-slovicky-vrch-pastevec-vojensky-prostor.A190727_491768_plzen-zpravy_vb).

3.1.8 Přírodní rezervace Vojenské cvičiště (49.7193972N, 13.5838975E, nadmořská výška cca 405 m.n.m.) se nachází na jihu města Rokycany. Bývalé vojenské cvičiště bylo vyhlášeno jako evropsky významná lokalita vzhledem k výskytu řady vzácných druhů. Lokalitu charakterizuje heterogenní složení biotopů, jako jsou květnaté louky, tůně, porosty křovin a lesy. Plocha však byla skoro 30 let ponechána ladem, než pozemky koupil pan Robert Beneš a vybudoval zde dva výběhy pro divoké býložravce s výměrou o 13 a 37 hektarech, mezi kterými můžou zvířata volně přecházet. (cit. ceska-krajina.cz/2452/se-zachranou-divokych-koni-pomaha-nova-rezervace-u-rokycan-i-dve-vychodoceske-lokality).

3.1.9 Kozmické ptačí louky (49.9037639N, 18.1362094E, nadmořská výška cca 220 m.n.m) se nacházejí mezi obcemi Kozmice a Dolní Benešov, v povodí řeky Opavy. V 60. až 80. letech byla tato lokalita, stejně jako mnoho dalších v ČR, postižena meliorací a odvodňováním. Používání herbicidů v poslední dekádě zasadilo této lokalitě téměř fatální úder. V roce 2006 začala pozemky skupovat firma SEMIX. Firma získala celkem 63 hektarů. Dnes je toto území charakteristické komplexem nivních luk, které jsou spojeny s tůněmi a meandry dříve narovnaného potoka Přehyně. V listopadu roku 2019 zde začala pastva exmoorských koní. Pastva koní zde velmi efektivně vyřešila management území ve velmi špatně přístupném terénu (cit. <https://natura.semix.cz/cz/biotopy/kozmicke-ptaci-louky2>; <https://ekolist.cz/cz/publicistika/priroda/kozmicke-ptaci-louky-iniciativa-k-ochrane-prirody>).

3.2 Monitoring

Celý použitý design monitoringu byl po předchozích zkušenostech (např. Ambrožová 2017) založen úmyslně minimalisticky. Nebylo možno použít žádné pasti, protože předchozí zkušenosti ukázaly, že je zvládnutí kopytníci ničí. Hlavně však bylo zapotřebí vymyslet takový systém, aby bylo možné v monitoringu pokračovat dlouhodobě a zároveň pokrýt narůstající počet vzájemně velmi vzdálených lokalit za malé finanční prostředky a v malém počtu pracovníků.

Na každém refaunovaném území bylo vytyčeno 6–9 monitorovacích bodů (Tab. I) středů kruhových monitorovacích ploch o rozloze 1 ha s tím, že na menších územích (např. Kozmické louky) bylo bodů méně než v územích větších. Přibližně polovina bodů leží vždy ve výběhu, druhá polovina bodů byla kontrolních, umístěných mimo výběhy kopytníků. Kontrolní plochy zahrnují maximum diverzity přírodně blízkých nelesních stanovišť v dané lokalitě. Nebyly tedy situovány do míst pro sledované skupiny nevhodných, naopak často šlo o atraktivní biotopy, jen bez vlivu megaherbivorů. Na těchto územích jsem denní motýly monitorovala po 2 roky (2019-2020), zatímco žahadloví blanokřídílí a rovnokřídílí byli vzorkováni v jediném roce (2020). Dřívější (2016-19) monitorovací výsledky z prvních českých refaunovaných lokalit u středočeských Milovic jsou zpracovány jinde (Konvička et al. in review).

Denní motýli: Ročně bylo provedeno pět návštěv s cílem zachytit všechny fenologické aspekty: jarní (IV. – polovina V.), časně letní (druhá polovina V.), vrcholně letní (polovina VI.), pozdně letní (polovina VII.) a časně podzimní (polovina VIII. – začátek IX.). V rámci monitoringu denních motýlů (*Lepidoptera: Papilionoidea*) byla zájmová území navštívena pětkrát do roka v letech 2019 a 2020, kromě lokalit Kozmické ptačí louky a Vojenské cvičiště u Rokycan, které byly založeny až na podzim roku 2019. Proto v jejich případech probíhal monitoring pouze v roce 2020. V roce 2020 byly vynechány první a druhá návštěva lokalit Josefovské louky a Kozmické ptačí louky kvůli hnízdění vodních ptáků.

Při monitoringu byly vytyčené plochy postupně procházeny a na každém bodu pracovník strávil půl hodiny. Během této půl hodiny náhodně procházel hektarový kruh kolem bodu a zaznamenával všechny přítomné druhy zájmové skupiny. Nebyl-li nějaký druh určitelný v terénu, byl odebrán vzorek pro laboratorní preparaci genitálií.

Žahadloví blanokřídli: Monitoring se uskutečnil v roce 2020 a to pouze ve třech návštěvách (jarní, časné léto a pozdní léto). Zde návštěvy musely být vynechány kvůli ochraně hnízdicích vodních ptáků. Při velkém množství kusů jednotlivých druhů (cca víc jak 20 jedinců) se jejich počet odhadoval. Do monitoringu nebyli zařazeni mravenci, kteří také patří mezi žahadlové blanokřídle. Monitoring byl proveden Mgr. Michalem Perlíkem.

Tab. I: Přehled lokalit, vytýčených monitorovacích ploch (R – refaunované; K – kontrolní), rozlohy pastvin (1. rok/2. rok), počty zástupců megafauny v rámci 1. /2.roku a celkový počet let pastvy. Drobnější savci, zhruba do velikosti srnce evropského, vstupují do výběhu volně.

Lokalita	Plocha R/K	Rozloha					Kolik let paseno
		pasené plochy (ha)	Kůň	Pratur	Zubr	Jelen	
Milovice - Traviny	4/4	125/125	32/31	-	21/22	-	5
Milovice – Ben. vrch	3/5	76/76	28/20	15/18	-	-	5
Havranické vřesoviště	4/4	25/25	5/5	-	-	-	2
Mašovická střelnice	4/4	17/25	6/16	-	-	-	2
Na Plachtě	3/5	9/12	6/8	-	-	-	2
Josefovské louky	3/5	9,5/14,5	9/16	-	-	-	2
Šlovický vrch	5/3	30/30	6/6	-	-	-	2
Cvičiště - Rokycany	5/4	-/50	-/6	-	-/4	-/9	1
Kozmické louky	3/3	-/50	-/14	-	-	-	1

Rovnokřídlý hmyz (*Orthoptera*) byl omezen na jedinou návštěvu v pozdním létě, kdy je většina rovnokřídlejších adultních a aktivních. Monitoring rovnokřídlejšího hmyzu (*Orthoptera*) probíhal za užití metod smýkání entomologickou smýkací sítí, individuálního sběru a identifikací specifické stridulace samců stridulujících druhů. V případě problematictějších jedinců druhů skupiny *Tetrigidae* bylo odebráno několik jedinců pro pozdější potvrzení identifikace v laboratoři. Při počítání kusů jednotlivých druhů se u rovnokřídlejších postupovalo jinak než u ostatních dvou skupin. Byla určena škála k rozlišení početnosti (0-5 jedinců = 1, 2-20 jedinců = 2, 21-100 jedinců/desítky = 3, 101-1000 jedinců/ stovky = 4, 1001 a víc = 5). Lokalita Kozmické louky musela být v monitoringu vynechána kvůli hnízdění vodních ptáků. Monitoring byl proveden Bc. Pavlem Potockým.

Dále byly na jednotlivých bodech zapisovány údaje o datu návštěvy, času, slunečních poměrech (O – oblačno, PJ – Polojasno, J – jasno); větru (1 – bezvětří, 2 – slabý vítr, 3 – víchr); nabídce nektaru (škála od 1 do 3). Monitoring vždy probíhal v době aktivity denních druhů, tj. mezi devátou a šestnáctou hodinou, za příznivého počasí i povětrnostních podmínek. Mapovatelé se vždy snažili měnit denní dobu další návštěvy lokality (dopoledne/odpoledne) a procházet body v jiném pořadí než předchozí návštěvu.

Cévnaté rostliny byly vzorkovány v roce 2020. Monitoring probíhal ve formě dvou návštěv (květen a srpen). Lokality procházel zkušený florista Mgr. Petr Filippov, na každé monitorovací ploše strávil 30 – 60 minut. Byly zapisovány všechny druhy cévnatých rostlin po jednotlivých etážích (E1, E2, E3 – bylinná, keřová, stromová etáž), a to prostou semikvantitativní škálou 1– 3 (v analýzách se použilo vždy vyšší ze dvou získaných čísel). Celkem bylo na studijních plochách zaznamenáno 796 druhů cévnatých rostlin (průměr na plochu: $83,1 \pm 23,46SD$).

Získaná data jsem zpracovala nepřímou unimodální ordinační technikou, detrendovanou korespondenční analýzou (DCCA) v programu CANOCO 5 (Ter Braak and Smilauer 2012). Ta popisuje vzorky pomocí hlavních směrů variability v jejich druhovém složení. Prvé čtyři DCCA osy (osa 1 (vlastní hodnota 0,471) směřovala od vlhkých stanovišť k suchým; osa 2 (0,258) od východu k západu republiky; osa 3 (0,124) od sečených luk k plochám lesního typu; osa 4 (0,091) od dusíkem bohatých stanovišť po stanoviště živinami chudá) vysvětlily 24,2% variability v datech. Hodnoty os jsem použila jako kovariáty v dalších analýzách.

3.3 Funkční vlastnosti (life - history traits)

V mé práci nebylo možné použít stejné funkční vlastnosti pro všechny tři skupiny hmyzu, protože některé z nich vůbec nejsou známy a také ne vždy byly všechny funkční vlastnosti aplikovatelné napříč skupinami (např. voltinismus = počet generací u motýlů oproti délce života u rovnokřídlých, z nichž drtivá většina tvoří jedinou generaci za rok) (Macek et al. 2015, Kočárek P. 2005; 2013).

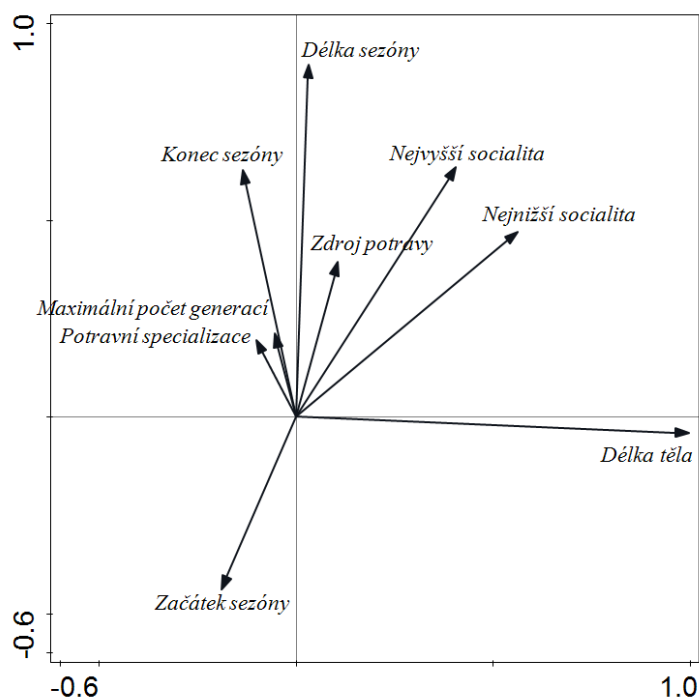
Pro motýly jsem použila devíti zavedených funkčních vlastností (Bartonova et al 2016, viz. Tab.II), o nichž je známo, že popisují kontinuum od generalistů po specialisty. Na jedné

straně se nacházejí spíše větší, mobilní, polyfágní druhy, které dovedou přežít v krajině v malých denzitách, ale dovedou využívat i intenzívně přeměněnou krajinu. Na straně druhé to jsou spíše méně mobilní druhy, potravně specializované, žijící ve velmi hustých populacích, ale neschopné přežít v krajině drasticky pozměněné. Druhé kontinuum souvisí s růstovou formou živné rostliny a počtem generací. Druhy vyvíjející se na rozměrnějších nesespecificky chráněných rostlinách dřevinách, jsou spíše větší a mají menší počet generací za rok, zatímco druhy vyvíjející se na efemerních bylinách, které mají větší počet generací a jsou převážně menší (Cizek et al. 2006, Altermatt 2010).

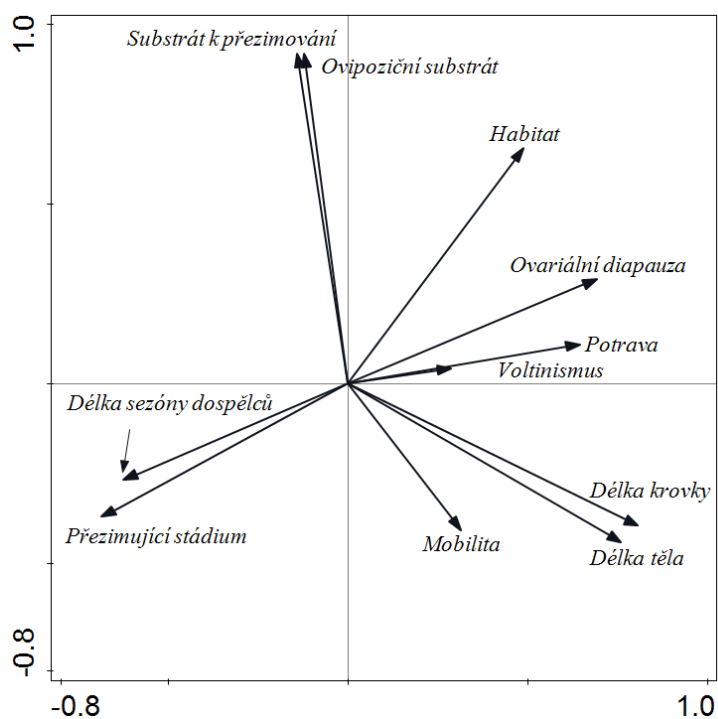
Pro žahadlové blanokřídlé se jednalo o devět vlastností, získaných kompilací základní literatury (Michener 2007, Macek 2010). Podobně jako Bartonova et al. (2016) jsem tabulku vlastností podrobila analýze PCA (s druhy blanokřídlých jako „vzorky“) (vlastní hodnoty ordinačních os: 0,708; 0,124; 0,065; 0,056). Hlavní gradient odlišil rozměrné sociální a málo specializované druhy od drobných vícegeneračních specialistů (často parazitů). Druhý gradient odlišil druhy s dlouhou dobou letu od krátkověkých, často jarních, druhů (Obr. 1).

V případě rovnokřídlých jsem postupovala obdobně (Kočárek P. 2005, 2013; orthoptera.ch) (vlastní hodnoty PCA os: 0,313; 0,267; 0,141; 0,084). Hlavní gradient odlišil velké mobilní generalisty od drobných dlouhověkých specialistů (tzn. marše). Druhý gradient odpovídá výškové patrovitosti (Obr.2).

Chybějící hodnoty některých funkčních vlastností byly nahrazeny váženým průměrem všech ostatních druhů.



Obr. 1: Výsledky nepřímé korespondenční analýzy (PCA) funkčních vlastností blanokřídých, zjištěných během monitoringu vlivu refaunace velkými kopytníky.



Obr. 2: Výsledky nepřímé korespondenční analýzy (PCA) funkčních vlastností rovnokřídých, zjištěných během monitoringu vlivu refaunace velkými kopytníky.

Tab. II: Přehled funkčních vlastností druhů hmyzu použitých pro studium vlivu refaunace velkými kopytníky hmyzí společnosti. Vztahy pro funkčních vlastností blanokřídlých a rovnokřídlých zobrazuje Obr. 2.

Motýli	Popis	Blanokřídlí	Popis	Rovnokřídlí	Popis
Rozpětí křídel	mm	Délka těla	Maximální délka samice (mm)	Délka těla	mm
Růstová forma ž. rostliny	1 – 4, efemerní byliny až dřeviny	Začátek sezóny	Počáteční měsíc aktivity, (např. 3,5 = druhá polovina dubna)	Délka krovky	mm
Mobilita	Ordinální škála 1-8	Konec sezóny	Konečný měsíc aktivity	Mobilita	1-4, apterní až mobilní druhy
Voltinismus	Ordinální škála 1-4	Délka sezóny	Počet měsíců (1-7,5)	Voltinismus	0,5 - 1
Fertilita	Ordinální škála 1-9	Maximální počet generací	Ordinální škála 1-3+	Délka sezóny	Počet měsíců (3-12)
Denzita populací	Ordinální škála 1-6	Zdroj potravy	1-3, hnízdní parazit až opylovač	Přezimující stádium	1-3, vajíčko až dospělec
Délka doby letu	Počet měsíců	Potravní specializace	1-5, specialista až generalista	Substrát k přezimování	1-4, půda až kůra stromů případně skály
Přezimující stadium	Od 1-5, vajíčko, nevylihnutá larva, larva, kukla, dospělec	Nejvyšší socialita	1-6, hnízdní parazit až eusociální druh	Ovariální diapauza	1-4, nepřezimující vajíčko po 2 a více přezimování vajíčka
Potravní specializace	počet čeledí živ. rostlin	Nejnižší socialita	1-6, hnízdní parazit až eusociální druh	Ovipoziční substrát	1-4, hlouběji do půdy po kůru stromů/ skály
				Potrava	1-4, detrit a mechy až masožravci
				Habitat	1-6, pod zemí po stromy

3.3 Analýzy

3.3.1 Počty druhů, abundance a diverzita

Porovnáním počtů druhů, jedinců a diverzity jsem testovala nulovou hypotézu, že refaunované a ladem ponechané plochy se v těchto parametrech neliší. Počty druhů a jedinců jsem získala spojením všech návštěv v daném roce (pro všechny tři skupiny). Diverzitu jsem spočetla podle Simpsona (Simpson 1949) jako:

$$D = 1 - \sum (n_{i-j}/N)^2$$

Kde n je počet jedinců každého druhu $i-j$ za rok, a N je počet všech jedinců zjištěných v daném roce. Nemohla jsem ji počítat pro rovnokřídlé, kde byli jedinci zapisováni pouze v relativních počtech.

Hypotézu jsem mohla testovat buď tak, že bych získala co nejúplnější kovariátový model, který by porovnal vysvětlované proměnné vlastnostmi jednotlivých ploch a poté bych na reziduálech modelu testoval vliv kategorické proměnné *refaunace*. Protože se však lokality od sebe značně lišily, postupovala jsem cestou smíšených lineárních modelů (linear mixed-effects models), v nichž vliv lokality vystupoval jako náhodný faktor. Tento typ regresních modelů umožňuje porovnávat vliv většího počtu tzv. fixních faktorů (proměnné, jejichž vliv testujeme) po odhadu a zanedbání chyby, dané tzv. náhodnými faktory (v tomto případě faktoriálně kódovaná lokalita). Použila jsem funkci `lmer4` s Nelder-Mead optimizací v programu R (Bates et al. 2015).

3.3.2 Složení společenstev a jeho interpretace funkčními vlastnostmi

Separátně pro každou skupinu hmyzu jsem vytvořila tři datové tabulky: 1) species (údaje o presenci či absenci jednotlivých druhů na jednotlivých monitorovacích plochách, viz přílohy); 2) enviromentální proměnné (geografické charakteristiky, PCA analýzy rostlin, údaje o presenci či absenci pastvy divokých koní, praturů či zubrů, údaje o počasí a nabídce nektaru, údaje o pastevním zatížení jednotlivých monitorovacích ploch, kolik let paseno); 3) traits (funkční vlastnosti všech sledovaných druhů, viz výše).

Pro ordinační analýzy byl opět použit program CANOCO 5. Nejprve byly pro všechny tři skupiny hmyzu vypočítány nepřímé ordinační analýzy s užitím druhového složení

jednotlivých monitorovacích ploch (*species*). Pro denní motýly a blanokřídle to byla analýza hlavních komponent (PCA), zatímco u rovnokřídých detrendovaná korespondenční analýza (DCA), kvůli unimodálnímu charakteru dat.

Fokálními proměnnými v kánonických ordinacích byly *refaunace* (tj. přítomnost jednotlivých druhů velkých býložravců, kódováno jako 1/0) a *densita megaherbivorů*. Podobně jako u nepřímých analýz jsem použila lineární ordinaci - redundanční analýzu (RDA) pro motýly a blanokřídle, a unimodální kánonickou korespondenční analýzu (CCA) pro rovnokřídle. V prvním kroku jsem otestovala samostatné vlivy potenciálních kovariát (lokalita, zeměpis, rok, počasí atp.). Dále jsem pomocí forward selekce vytvořila *kovariátové modely*, které pro danou skupinu vysvětlily nejvíce variability s použitím nejmenšího možného počtu prediktorů, aniž by zahrnovaly zájmové fokální proměnné. Kovariátové modely jsem vždy vytvořila pro každý taxon dva, jeden zahrnující *a priori* faktor *lokalita*, a jeden bez tohoto faktoru. Konečně jsem testovala vlivy *refaunace* a *densita megaherbivorů* na reziduální variabilitě obou kovariátových modelů. Jde vlastně o mnohorozměrné varianty vícenásobné regrese, která zkoumá marginální vliv zájmové proměnné po zahrnutí kovariát.

druhové složení ~ *refaunace* | členy kovariátového modelu bez lokality

druhové složení ~ *refaunace* | členy kovariátového modelu zahrnující lokalitu

V dalším kroku jsem ty ordinační modely, které ukázaly vliv *refaunace*, respektive *densita megaherbivorů*, interpretovala funkčními vlastnostmi. Postupovala jsem tak, že jsem ordinační skóre druhů vztáhla k jejich funkčním vlastnostem, které jsem vybrala forward selekcí v programu CANOCO.

Všechny testy hypotéz v ordinačních analýzách jsem prováděla Monte-Carlo testem s 999 permutacemi.

3.3.3 Diversita funkčních vlastností

Existují dva přístupy k indexování funkční rozmanitosti společenstev. První je Rao index adaptovaný pro funkční rozmanitost, který používá funkční vlastnosti jednotlivých druhů k vypočítání odlišnosti mezi nimi (Botta-Dukat 2005). Jde vlastně o zobecněný Simpsonův

index pro výpočet diverzity, který lze vyložit tak, že když náhodně vybereme dva jedince ve společenstvu (nebo vzorku) budou odlišní. Pro funkční rozmanitost Rao index znamená, že tito dva jedinci budou odlišní funkčně (Lepš et al. 2006). Druhý přístup (Mason et al. 2005), odráží celkovou varianci hodnot funkčních vlastností ve společenstvu.

Rao index – dosahuje vysokých hodnot, kde je mnoho různých funkčních vlastností, a nízkých tam, kde je jich málo; jeho nevýhodou je citlivost k celkovému počtu druhů.

Fric – funkční bohatost – je objem funkčního prostoru využívaného společenstvem. Nepracuje s abundancemi druhů. Vysoká hodnota ukazuje, že všechny funkční vlastnosti jsou přítomny, nízká naopak (Mason et al. 2005, Villéger et al. 2008).

Feve – funkční vyrovnanost - hodnotí, jak jsou funkční vlastnosti vztaženy k abundancím druhů ve společenstvu (Mason et al. 2005); v případě vysokých hodnot jsou různé vlastnosti zastoupeny vyrovnaně, v případě nízkých naopak (Villéger et al. 2008).

Fdiv – funkční divergence – se vztahuje k rozložení hojných a vzácných funkčních stavů ve vzorku; je nízká ve vzorcích, kde nejhojnější druhy vykazují průměrné funkční vlastnosti a vysoká ve vzorcích, kde nejhojnější druhy vykazují extrémní funkční vlastnosti (Mason et al. 2005, Villéger et al. 2008).

Fdis – funkční disperze – je o obdobu funkční bohatosti, odvozeno metodami mnohorozměrné statistiky, kdy je spočtena průměrná vzdálenost vlastností od jejich těžiště či průměrné hodnoty; na rozdíl od FRic bere v potaz abundance druhů a současně není ovlivněn celkovou druhovou bohatostí (Laliberté & Legendre 2010).

Uvedené indexy jsem (pro všechny skupiny) spočetla pomocí balíku „FD“ v programu R (Laliberté et al. 2015). Následně jsem testovala vliv fokálního prediktoru refaunace (1/0) obdobně, jako vliv na počty druhů a jedinců, tedy smíšenými lineárními modely (funkce lmer4 v programu R s Nelder-Mead optimizací) (Bates et al. 2015). Náhodným faktorem byla lokalita. Pro blanokřídle a rovnokřídle byla fixním faktorem jen refaunace, pro motýly navíc rok a interakce refaunace x rok.

4 VÝSLEDKY

4.1. Počty druhů, abundance a diversita

4.1.1 Denní motýli

Celkem bylo za roky 2019 a 2020 zaznamenáno 27 752 kusů motýlů v rámci 88 druhů (viz. Tab. X).

Druhově nejbohatšími v roce 2019 se staly Mašovice s 53 druhy, v těsném závěsu to byly Havraníky, dále Milovice – Pod Benáteckým vrchem. Naopak druhově nejchudší lokalitou se v roce 2019 ukázaly být Josefovské louky (31 druhů), což se vzhledem k tamním podmáčeným biotopům dalo očekávat. Nejvyšší abundance motýlů byl zpozorován na lokalitě Milovice – Pod Benáteckým vrchem, následovaly Milovice – Travniny, za nimi se objevily v řebříčku obě jihomoravské lokality – Havraníky a Mašovice. Nejmenší abundance byla v Dobřanech. Celkově bylo roku 2019 zmonitorováno 13 834 kusů denních motýlů ($230,6 \pm 214,3$) v rámci 82 druhů. V roce 2020 se byly druhově nejrozmanitější obě jihomoravské lokality – Mašovice a Havraníky shodně s 52 druhy, následovaly obě lokality v Milovicích – Benátecký vrch a Travniny. Druhově nejchudší byly Kozmické ptačí louky s 24 druhy. Na Kozmických ptačích loukách byl monitoring ztížen hnízděním vodních ptáků, takže neproběhly všechny návštěvy na všech monitorovacích plochách. Nejvyšší abundance dosáhla lokalita Milovice – Pod Benáteckým vrchem, následovaly Milovice – Travniny a Havraníky. Je zajímavé, že na Mašovické lokalitě bylo nalezeno o téměř 400 kusů motýlů méně než předchozí rok (2019 – 1 326; 2020 – 942). Nejméně jedinců bylo nalezeno na lokalitě Rokycany, kde bylo pozorováno za celou sezónu pouze 285 kusů motýlů. Druhý nejmenší počet hostily Kozmické ptačí louky, kde byly výsledky zkresleny neúplnými návštěvami. Celkově bylo v roce 2020 zmonitorováno celkem 13 918 kusů ($185,6 \pm 223,9$) motýlů v 82 druzích.

Během monitoringu bylo nalezeno celkem 35 druhů v různém stupni ohrožení, tj. vedených v červeném seznamu ohrožených bezobratlých (Hejda et al. 2017). Byly zjištěny dva druhy kriticky ohrožené druhy, hnědásci *Melitaea britomartis* (Mašovice) a *Melitaea didyma* (Mašovice, Havraníky). Pět druhů spadá do kategorie ohrožených (EN): *Melitaea aurelia* (Mašovice), *Satyrium ilicis* (Havraníky), *Maculineaalcon rebeli* (Milovice – Pod Benáteckým vrchem, Milovice – Travniny; dnes řazen spíše do kriticky ohrožených druhů (cit. lepidoptera.cz)) a dva druhy soumračníky rodu *Pyrgus*: *P. carthami* (Havraníky) a *P.*

serratulae (Havraníky, Mašovice). Podobné množství nalezených druhů je vedeno v kategorii zranitelný (VU) (např. modrásci *Cupido minimus*, *Cyaniris semiargus*, *Glaucopsyche alexis*; okáči *Minois dryas*, *Hipparchia fagi* a soumračníci *Hesperia comma*, *Spialia sertorius*. Druhy téměř ohrožené zastupují modrásci *Plebejus argus*, *Polyommatus bellargus*, *Polyommatus daphnis*, *Polyommatus coridon*; okáči *Erebia medusa* a *Coenonympha arcania*, nebo ostruháči *Callophrys rub* a *Satyrrium pruni*.

Tab. III: Základní charakteristiky společenstev denních motýlů zaznamenaných na jednotlivých lokalitách refaunovaných velkými kopytníky.

Rok	Lokalita	Počet druhů					Abundance				
		Σ	\bar{O} plochu \pm SD	Medián	min	max	Σ	\bar{O} plochu \pm SD	Medián	min	max
2019	Dobřany	34	15,6 \pm 3,3	15,0	11	23	744	82,7 \pm 21,4	83	55	123
2019	Havraníky	52	26,4 \pm 4,5	28,0	17	32	1 331	166,4 \pm 38,1	171	103	230
2019	Josefovské louky	31	11,9 \pm 3,4	14,0	6	16	909	113,7 \pm 53,5	115	35	228
2019	Mašovice	53	26,3 \pm 3,7	26,5	19	32	1 326	165,6 \pm 41,6	172,5	86	219
2019	Milovice-Pod Benáteckým vr, *	46	24,0 \pm 5,7	21,0	18	33	5 303	482,1 \pm 295,1	453	102	1 044
2019	Milovice - Travniny	40	21,5 \pm 3,5	22,0	16	27	3 278	409,8 \pm 197,2	363,5	190	819
2019	Na Plachtě	36	15,3 \pm 3,2	15,5	10	21	943	117,9 \pm 29,9	123	67	164
2019	Celkem	82	20,2\pm6,7	19,5	6	33	13 834	230,6\pm214,3	159,5	35	1 044
2020	Dobřany	28	13,9 \pm 3,4	13,0	10	20	562	62,4 \pm 35,4	50	34	155
2020	Havraníky	52	27,0 \pm 5,5	29,0	15	32	1 469	183,6 \pm 39,2	177	141	275
2020	Josefovské louky	32	11,5 \pm 6,7	10,5	1	23	395	49,4 \pm 40,0	35	3	132
2020	Kozmické ptačí louky	24	12,2 \pm 3,5	11,5	7	17	343	57,2 \pm 31,5	42,5	27	115
2020	Mašovice	52	26,4 \pm 5,7	27,5	15	35	942	117,8 \pm 55,3	104,5	47	205
2020	Milovice - Pod Benáteckým vr, *	43	25,1 \pm 4,4	26,0	18	35	5 688	517,1 \pm 240,1	511	218	948
2020	Milovice - Travniny	47	22,5 \pm 3,5	22,5	17	27	3 415	426,9 \pm 286,6	274,5	130	938
2020	Na Plachtě	34	15,3 \pm 4,9	13,5	10	24	819	102,4 \pm 66,3	72,5	41	245
2020	Rokycany	28	10,3 \pm 4,0	10,0	4	16	285	31,7 \pm 21,5	30	5	68
2020	Celkem	82	18,5\pm8,1	17,0	1	35	13 918	185,6\pm223,9	84	3	943
19+20	Celkem	88	19,3\pm7,5	18,0	1	35	27 752	205,6\pm220,8	130	3	1 044

(*sloučené s Milovice – Pozorovatelná)

4.1.2 Blanokřídlí

V rámci blanokřídlných bylo zjištěno celkem 275 druhů v 5 775 jedincích (Tab. IV). Jako druhově nejbohatší lokalita byly zjištěny Milovice – Pod Benáteckým vrchem (spojené s lokalitou Milovice – Pozorovatelná), kde bylo napočítáno celkem 110 druhů. Druhou nejbohatší lokalitou byla Na Plachtě, kde bylo nalezeno 101 druhů. V těsném závěsu se pak nacházely Dobřany (91). Nejméně druhově bohatou se ukázaly být Kozmické ptačí louky s pouze 17 druhy, kde jsou ale výsledky podhodnoceny, protože lokalita byla navštívena pouze jednou a nebylo možno navštívit všechny monitorovací plochy, kvůli hnízdění vodních ptáků. Dále měly nejmenší počet druhů Josefovské louky (36) a Rokycany (45).

Nejpočetnější lokalitou se ukázaly být Dobřany se 1 276 kusy, potom Milovice – Pod Benáteckým vrchem (společně s Milovice – Pozorovatelná) s 910 kusy, následované lokalitou Na Plachtě (825) a Havraníky (706 kusů), kde bylo zároveň nalezeno nejvíce kusů na monitorovací bod (302). Nejméně početné se ukázaly být opět Kozmické ptačí louky pouze s 84 kusy, dále je následovaly Josefovské louky se 328 kusy. Další lokality už přesáhly hranici 500 kusů na lokalitu: Milovice – Travniny (518), Mašovice (547) a Rokycany (581). Nejmenší počet zaznamenaný na jednom monitorovacím bodu hostily Rokycany se 2 kusy.

Během monitoringu bylo zjištěno celkem 49 druhů v různém stupni ohrožení, tj. vedených v červeném seznamu ohrožených bezobratlých (Hejda et al. 2017). V rámci kriticky ohrožených druhů (CR) byly zjištěny 3 druhy: *Andrena nuptialis* (Havraníky, Mašovice) *Cerceris ruficornis* (Havraníky, Mašovice) a *Colletes hylaeiformis* (Dobřany, Josefovské louky, Na Plachtě). Zjištěno bylo také 9 druhů, které jsou zařazené do kategorie ohrožený (EN), například *Tiphia minuta* (Milovice – Pod Benáteckým vrchem), *Sphcodes rubicundus* (oboje Milovice, Na Plachtě, Rokycany, Dobřany), *Pterocheilus phaleratus* (Havraníky) nebo *Andrena hattorfiana* (Milovice – Pod Benáteckým vrchem, Na Plachtě, Havraníky). Dále bylo zjištěno 16 druhů v kategorii zranitelný (VU), například *Hylaeus annulatus* (Mašovice, Milovice – Travniny), *Lasioglossum brevicorne* (Havraníky) nebo *Nomada femoralis* (Na Plachtě). Celkem 21 nalezených druhů se nachází v kategorii téměř ohrožený (NT) jako například *Lasioglossum clypeare* (Havraníky), *Scolia hirta* (Havraníky, Mašovice, Milovice – Pod Benáteckým vrchem), *Andrena ventralis* (Na Plachtě) nebo *Coelioxys afra* (Milovice – Pod Benáteckým vrchem, Dobřany).

Tab. IV: Základní charakteristiky společenstev žahadlových blanokřídlých zaznamenaných na jednotlivých lokalitách refaunovaných velkými kopytníky.

<i>Lokalita</i>	<i>Počet druhů</i>					<i>Abundance</i>				
	Σ	\bar{O} plochu \pm SD	<i>Medián</i>	<i>min</i>	<i>max</i>	Σ	\bar{O} plochu \pm SD	<i>Medián</i>	<i>min</i>	<i>max</i>
Dobřany	91	29,7 \pm 11,0	27,0	17	54	1 276	141,8 \pm 81,0	113	46	275
Havraníky	79	20,9 \pm 10,2	17,0	10	40	706	88,3 \pm 86,7	57	22	302
Josefovské louky	36	11,3 \pm 6,9	12,0	1	21	328	54,7 \pm 65,8	32	6	199
Kozmické ptačí louky*	17	5,7 \pm 3,1	4,0	3	10	84	28,0 \pm 31,1	6	6	72
Mašovice	78	25,4 \pm 4,8	24,5	18	32	547	68,4 \pm 15,2	68	50	92
Milovice - Pod Benáteckým vrchem**	110	24,1 \pm 13,4	19,0	5	47	910	82,7 \pm 44,2	98	17	141
Milovice - Tráviny	74	19,1 \pm 10,7	16,5	5	36	518	64,8 \pm 24,6	70,5	25	102
Na Plachtě	101	26,7 \pm 11,1	29,0	6	41	825	103,1 \pm 75,4	88,5	12	274
Rokycany	45	12,1 \pm 4,4	13,0	2	17	581	72,6 \pm 80,5	25	2	217
Celkem	275	21,0\pm11,8	19,0	1	54	5 775	83,7\pm68,9	67	2	302

* jen jedna návštěva, a ne všech monitorovacích ploch (kvůli hnízdění vodních ptáků)

** + Milovice -Pozorovatelná

4.1.3 Rovnokřídlí

Celkem bylo zaznamenáno 37 druhů, s průměrnou hodnotou na monitorovací bod 8.6 ± 2.7 , minimem 3 druhů a maximem 14 druhů na bod (Tab. V).

Druhově nejbohatší lokality byly shodně s 21 druhy motýlů Mašovice a Milovice – Traviny. Dále je následovaly Havraníky s 19 druhy rovnokřídlych, které měly zároveň nejvyšší průměr na monitorovací plochu. Shodně s 18 druhy byly další lokality Na Plachtě a Milovice – Pod Benáteckým vrchem. Naopak nejméně druhů hostily Josefovské louky (13). Minimální počet druhů na jednom monitorovacím bodu se objevil v Rokycanech (3 druhy) a největší počet zaznamenaný na jednom bodu byl v Havraníkách.

Během monitoringu bylo nalezeno 5 druhů v různém stupni ohrožení, tj. vedených v červeném seznamu ohrožených bezobratlých (Hejda et al. 2017) v kategorii téměř ohrožené (NT). Jednalo se o *Calliptamus italicus* (nalezen v Havraníkách a Mašovicích), *Gryllus campestris* (Havraníky, Mašovice a Milovice – Traviny), *Stenobothrus crassipes* (Mašovice), *Stenobothrus nigromaculatus* (Havraníky) a *Stethophyma grossum* (Rokycany a Josefovské louky).

Tab. V: Základní charakteristiky druhů rovnokřídlych zaznamenaných na jednotlivých lokalitách refaunovaných velkými kopytníky.

Lokalita	Σ	\bar{O} plochu \pm SD	Medián	min	max
Dobřany	17	8,2 \pm 2,4	9	4	12
Havraníky	19	10,6 \pm 3,0	10,5	5	16
Josefovské louky	13	6,6 \pm 1,5	7	4	9
Mašovice	21	10,5 \pm 2,3	11	5	13
Milovice - Pod Benáteckým vrchem	18	6,9 \pm 2,1	6,5	4	10
Milovice - Traviny	21	8,1 \pm 2,6	8	4	13
Na Plachtě	18	9,1 \pm 1,3	9	8	12
Rokycany	17	8,5 \pm 3,2	8	3	14
Celkem	37	8.6\pm2.7	9	3	16

Srovnání motýlů refaunovaných a kontrolních ploch ukázalo, že v počtu druhů se refaunované plochy nelišily od ploch kontrolních (průměr refaunace: $19,2 \pm 8,10SD$; kontrola: $19,2 \pm 7,20SD$). Jedinců bylo marginálně více na plochách kontrolních (refaunace $200,2 \pm 245,62SD$; kontrola $209,6 \pm 202,20SD$). Rozdíly v Simpsonově diverzitě nebyly statisticky

významné (refaunace: $0,83 \pm 0,084SD$; kontrola $0,82 \pm 0,122SD$). V případě žahadlových blanokřídých jsem zjistila signifikantně více kusů i jedinců na plochách refaunovaných (druhy: $21,7 \pm 10,11SD$; jedinci: $104,6 \pm 74,12SD$) než na kontrolních (druhy $14,3 \pm 8,28SD$; jedinci: $66,6 \pm 58,99$) plochách. V diverzitě se refaunované plochy od kontrol nelišily (refaunace: $0,72 \pm 0,227SD$; kontrola: $0,73 \pm 0,138SD$). Pro rovnokřídle jsem nezjistila žádný rozdíl v počtech druhů ani jedinců mezi refaunovanými a kontrolními plochami (hodnoty testů: Tabulka VI).

Tab.VI: Porovnání počtů druhů, jedinců a Simpsonovy diverzity mezi refaunovanými a kontrolními plochami. Smíšené lineární modely s náhodným faktorem Lokalita a fixními faktory refaunace a (v případě denních motýlů) rok.

	<i>Abundance</i>	<i>Počet druhů</i>	<i>Simpson Diversity</i>
<i>Motýli</i>	Variance \pm SD	Variance \pm SD	Variance \pm SD
<u>Lokalita</u>	27449 \pm 165.7	42,7 \pm 6,53	0,004 \pm 0,067
<u>Výpis modelu</u>	t (df)	t (df)	t (df)
Intercept	2,50 (10,91)*	7.66 (9,75 df)***	31,57 (15,59)***
Rok	0,29 (122,62)	0,33 (123,66)	0,13 (123,93)
Refaunace	1,95(123,39)+	0.44 (123,14)	-1,04 (123,35)
Refaunace x rok	-1,06 (123,23)	0,43 (123,03)	1,62 (122,30)
<i>Žahadloví blanokřídli</i>	Variance \pm SD	Variance \pm SD	Variance \pm SD
<u>Lokalita</u>	142,1 \pm 11,92	19,95 \pm 4,47	0,01 \pm 0,077
<u>Výpis modelu</u>	t (df)	t (df)	t (df)
Intercept	5,83 (23,64)***	7,14 (12,63)***	19,71 (14,33)***
Refaunace	2,29 (65,09)*	3,50 (61,24)***	-0,27(52,16)
<i>Rovnokřídli</i>	Variance \pm SD	Variance \pm SD	
<u>Lokalita</u>	31207 \pm 176,7	44,91 \pm 6,701	–
<u>Výpis modelu</u>	t (df)	t (df)	–
Intercept	2,584 (8,00)*	7,54 (7,91)***	–
Refaunace	0,64 (56,43)	-0,34 (56,40)	–

Meze statistické významnosti: + $P < 0,1$; * $P < 0,05$; ***: $P < 0,001$

4.3 Složení společenstev a jeho interpretace funkčními vlastnostmi

4.3.1 Denní motýli

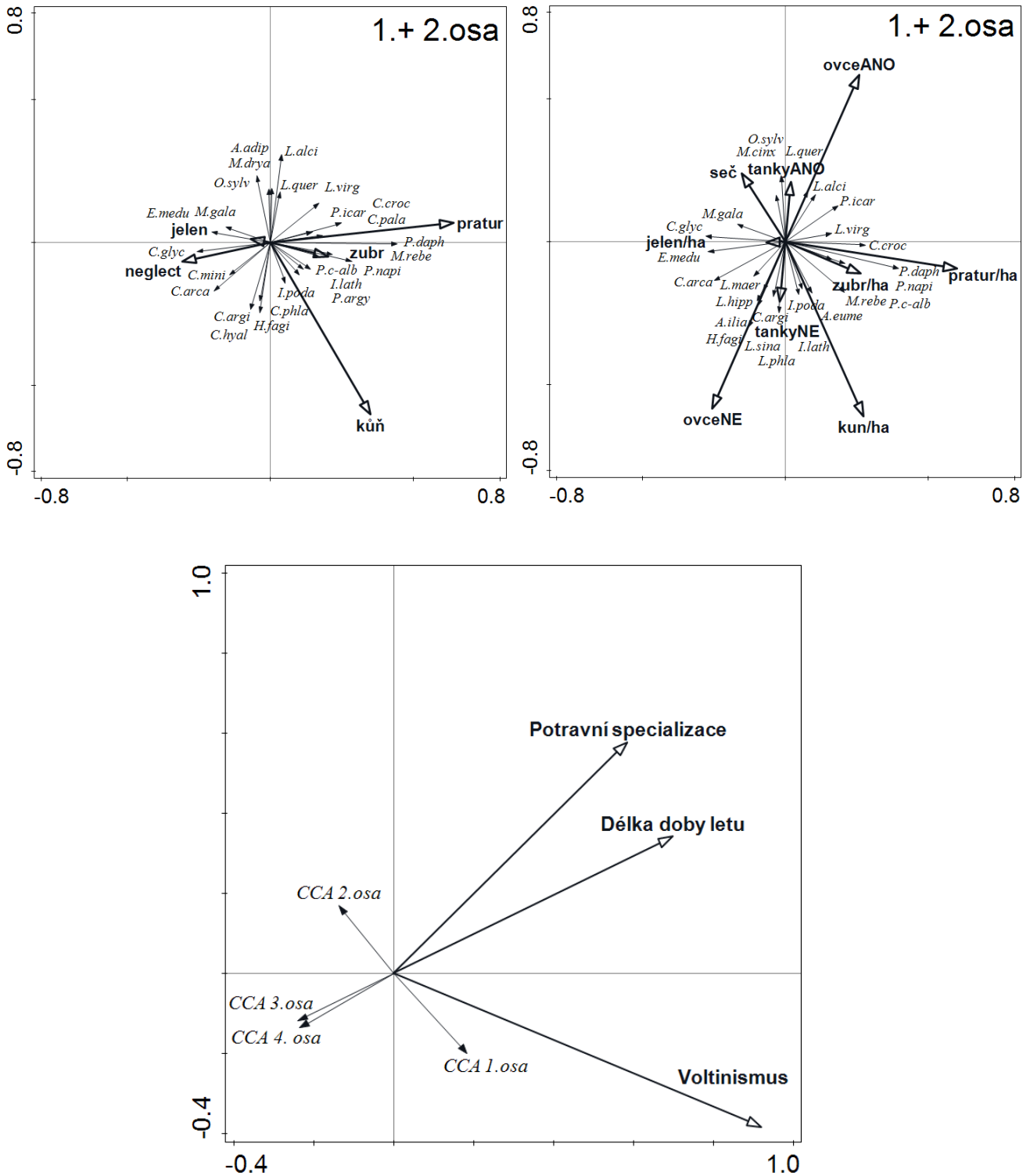
Nepřímá PCA analýza (vlastní hodnoty os: 0,388; 0,093; 0,074; 0,057) odlišila na prvním gradientu výhřevné lokality stepního charakteru od lokalit mokřadních či s velkým zastoupením lesa. To ukázalo, že variabilita daná geografickou polohou bude vyšší než variabilita daná zájmovými proměnnými.

Všechny testované potenciální kovariáty / skupiny kovariát měly vysoce významný vliv na složení motýlích společenstev, přičemž jako nejsilnější se z hlediska vysvětlené variability ukázaly lokalita, geografická poloha a vegetace. Zkonstruované kovariátové modely vysvětlily v obou variantách, tedy s lokalitou a bez ní, přes 55% variability v datech (Tabulka VII).

Přítomnost i denzita megaherbivorů byly samy o sobě vysoce statisticky významné a vysvětlily na $\approx 30\%$ variability v datech. Po zahrnutí kovariát do těchto modelů vysvětlená variabilita pochopitelně klesla na $\approx 5\%$ v závislosti na modelech, zůstala však statisticky významná. Tuto hodnotu můžeme pokládat za kvantifikaci efektu megaherbivorů nezávisle na lokalitě, zeměpisné poloze, složení vegetace a dalších mezi plochami variabilních faktorech.

Ve všech analýzách se ukázalo, že velcí tuři a kůň měli na motýly opačný vliv než ponechání ladem, zatímco vliv jelena spíše odpovídal ponechání ladem (Obr. 3). Inspekce ordinačních diagramů ukazuje, že k megafauně inklinovali jednak široce rozšíření generalisté (*Polyommatus icarus*, *Polygonia c-album*) včetně tažných druhů (*Colias crocea*, *Pontia edusa*, *Issoria lathonia*), jednak některé citlivější druhy (*Lycaena virgaureae*), včetně ohrožených (*Polyommatus daphnis*, *Aricia eumedon*, *Phengaris rebeli*). S ponecháním ladem (neglect) jsou asociováni na travách se vyvíjející jednogenerační okáči (*Coenonympha arcania*, *Coenonympha glycerion*, *Melanargia galathea*) a soumračníci (*Ochlodes sylvanus*), ale i některé druhy vázané na dřeviny (*Celastrina argiolus*). Překvepením byli někteří na byliny vázání modrásci (*Cupido minimus*).

Interpretace ordinačních modelů funkčními vlastnostmi (Tab. VIII) ukázala, že přítomnost megafauny konzistentně podporuje motýly s větším počtem generací do roka. V jednom případě (přítomnost megafauny, kovariáty s lokalitou) se též ukázalo, že k plochám ponechaným ladem inklinovaly druhy s úzkým spektrem larválních rostlin a krátkou dobou letu.



Obr. 3: Ordinační grafy (RDA) hodnotící vliv refaunace velkými kopytníky na denní motýly. Vlevo nahoře: vysvětlovaná proměnná *přítomnost megaherbivorů* (ano/ne) po kontrole na kovariáty s lokalitou. Vpravo nahoře: *densita megaherbivorů* opět po kontrole na kovariáty s lokalitou. Zobrazeno vždy 25 nejlépe fitujících druhů. Dole: graf zobrazující vztahy jednotlivých kánonických os z grafu vlevo nahoře k funkčním vlastnostem druhů. Viz tabulky VII a VIII pro statistické testy analýz.

Tab. VII.: Výsledky ordinačních analýz hodnotící vliv refaunace velkými kopytníky na denní motýly. **Tučně** vyznačené modely zobrazuje Obr.3.

<i>Model</i>	<i>1. osa</i>	<i>2. osa</i>	<i>3. osa</i>	<i>4. osa</i>	<i>Vysvětleno (%)</i>	<i>F, P - 1. osa</i>	<i>F, P - vš. osy</i>	<i>Struktura modelu</i>
PCA	0,388	0,093	0,074	0,057	38,8			
Lokalita	0,332	0,063	0,036	0,027	46,7	62,2***	14,1***	
Rok	0,074				6,7	10,6***		
Kolik let paseno	0,296				29,0	55,8***		
Zeměpis	0,302	0,063	0,033	0,024	40,8	55,9***	19,4***	N +E +Alt +N*E +N*Alt+E*Alt +E ² +Alt ²
Počasí, nektar	0,147	0,021	0,013		16,2	22,6***	9,6***	
Patra	0,068	0,015	0,008		6,9	9,5***	4,3***	
Vegetace	0,277	0,058	0,009		32,9	49,9***	17,4***	
Kovariátový bez lokality (KBL)	0,353	0,078	0,056	0,039	55,1	67,1***	15,9***	N +E +Alt +N*E +N*Alt +E*Alt Nsq2 +Nektar Oblacnost +Doba pastvy +Vegetace1 +Vegetace2 +Rok +Etaz2
Kovariátový s lokalitou (KSL)	0,356	0,080	0,057	0,041	57,4	66,9***	14,9***	Lokalita +Rok +N +Oblacnost +Nektar +Doba pastvy
Přítomnost megaherbivorů	0,190	0,016	0,010	0,009	20,2	30,3***	7,8***	
Přítomnost megaherbivorů / KBL	0,015	0,007	0,006	0,003	4,0	4,5***	2,0***	
Přítomnost megaherbivorů / KSL	0,015	0,007	0,004	0,003	3,9	4,8***	2,0***	
Densita megaherbivorů	0,179	0,019	0,014	0,009	19,4	27,8***	5,6***	
Densita megaherbivorů / KBL	0,016	0,007	0,005	0,003	4,6	5,0***	1,8***	
Densita megaherbivorů / KSL	0,017	0,007	0,005	0,004	4,7	5,2***	1,8***	

***: p= 0,001

Tab. VIII: Interpretace výsledků ordinačních modelů, které hodnotily vliv refaunace velkými kopytníky na denní motýly (viz Tab. VII), funkčními vlastnostmi motýlů. Druhá RDA skóre byla vysvětlována funkčními vlastnostmi, které byly vybrány forward selekcí. **Tučně** vyznačený model zobrazen na Obr. 3.

<i>Model</i>	<i>1. osa</i>	<i>2. osa</i>	<i>3. osa</i>	<i>Vysv. %</i>	<i>F, p 1. osa</i>	<i>F, p všech. osy</i>	<i>Funkční vlastnosti</i>
Přítomnost megafauny /KBL	0,030			1,90	2,6*		Voltinismus
Přítomnost megafauny /KSL	0,041	0,025	0,004	3,70	3,6+	2,1*	Voltinismus + Potravní specializace +Délka doby letu
Densita megafauny /KBL	0,036			2,40	3,2*		Voltinismus
Densita megafauny /KSL	0,042			3,10	3,8**		Voltinismus

+: $p < 0,1$; *: $p < 0,05$; **: $p < 0,01$

4.3.2 Blanokřídlí

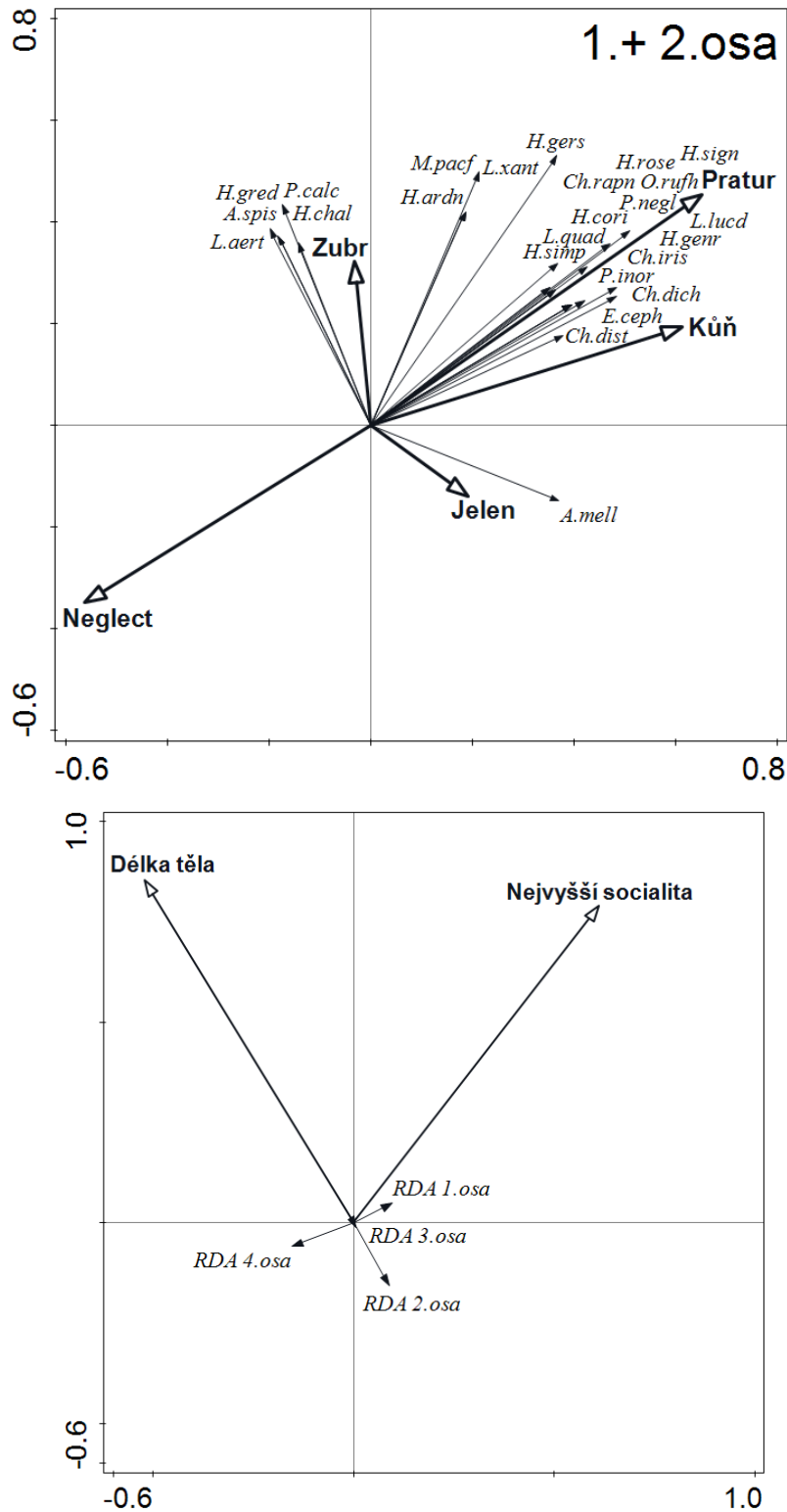
Nepřímá ordinace (vlastní hodnoty os: 0,151; 0,086; 0,069; 0,060) ukázala méně výraznou geografickou závislost složení společenstev než v případě motýlů, stanoviště se spíše uspořádala podle fyziognomie vegetace. První osa vedla od ploch suchých ke stanovištím mokřadním, druhá pak od těch se souvislým vegetačním pokryvem k těm s obnaženým substrátem.

V případě blanokřídlych nebyla vysvětlená variabilita tak vysoká jako u motýlů. Přesto i zde se ukázalo, že všechny kovariáty či jejich skupiny měly vysoce významný vliv na složení společenstev. Nejsilnější vliv měly lokalita a zeměpis. Vytvořené kovariátové modely vysvětlily 11,6% variability bez lokality, respektive 14,4% s lokalitou (Tab. X).

Všechny modely se zahrnutým vlivem megaherbivorů (přítomnost, denzita) byly statisticky signifikantní. Největší vysvětlenou variabilitu měl vliv pastevního tlaku (denzita) s vysvětlenou variabilitou 7,5%. S přidáním kovariátových modelů s lokalitou i bez lokality vysvětlená variabilita očekávaně klesla ($\approx 4\%$), ale výsledky zůstaly i nadále signifikantní. Tato hodnota může být pokládána za kvantifikaci přímého efektu megaherbivorů nezávisle na zeměpisné poloze, vegetaci, lokalitě a dalších proměnných.

Výsledky analýz ukázaly, stejně jako u motýlů, že ponechání ladem se nachází na opačné straně ordinačních diagramů než megaherbivoři (viz Obr. 4). Je jednoznačně patrné, že všechny nejlépe fitující druhy inklinují k biotopům udržovaným pastvou koní společně s velkými tury. Žádný z vyobrazených druhů nepreferuje stanoviště ponechána ladem (neglect). Spíše než rozdělení druhů, je zde zajímavé, jak graf (Obr. 4) ilustruje vliv megaherbivorů.

Interpretace ordinačních modelů funkčními vlastnostmi druhů ukázala (Tab. IX), že na refaunovaných lokalitách (tj. v kladných hodnotách RDA1 osy) se objevují sociálnější druhy. Naopak se zápornými hodnotami RDA 2 osy (neglect, jelen) vzrůstá délka těla. Výsledky ordinací byly těsně pod hranicí signifikance.



Obr. 4: Ordinační grafy (RDA) hodnotící vliv refaunace velkými kopytníky na žahadlové blanokřídlé. Nahoře: vysvětlovaná proměnná *přítomnost megaherbivorů* (ano/ne) po kontrole na kovariáty bez lokality. Zobrazeno 25 nejlépe fitujících druhů. Dole: graf zobrazující vztahy jednotlivých kánonických os z horního grafu k funkčním vlastnostem druhů. Viz tabulky IX a X pro statistické testy analýz.

Tab. IX: Interpretace výsledků ordinačních modelů, které hodnotily vliv refaunace velkými kopytníky na žahadlové blanokřídle (viz Tab. X), jejich funkčními vlastnostmi. Druhá RDA skóre byla vysvětlována funkčními vlastnostmi, které byly vybrány forward selekcí. **Tučně** vyznačený model zobrazen na Obr. 4.

<i>Model</i>	<i>1. osa</i>	<i>2. osa</i>	<i>Vysv. (%)</i>	<i>F, p 1. osa</i>	<i>F, p všechny osy</i>	<i>Funkční vlastnosti</i>
Přítomnost megaherbivorů / KBL	0,0102	0,0076	1,00	2,8	2,4*	Nejvyšší socialita + Délka těla
Přítomnost megaherbivorů / KSL	0,0081		0,40	2,2+		Potravní specializace
Densita megaherbivorů / KBL	N.S.					
Densita megaherbivorů / KSL	N.S.					

Tab. X: Výsledky ordinačních analýz hodnotící vliv refaunace velkými kopytníky na žahadlové blanokřídlé. Tučně vyznačený model zobrazuje Obr. 4.

<i>Proměnná</i>	<i>1. osa</i>	<i>2. osa</i>	<i>3. osa</i>	<i>4. osa</i>	<i>Vysvětleno (%)</i>	<i>F, p 1. osa</i>	<i>F, p vš. osy</i>	<i>Struktura modelu</i>
PCA	0,151	0,086	0,069	0,060				
Lokalita	0,078	0,051	0,040	0,028	13,6	5,0****	2,2****	
Kolik let paseno	0,051				3,7	3,6****		
Zeměpis	0,053	0,040	0,028	0,017	8,3	3,6****	2,5****	
Patra	0,045	0,027	0,008		3,9	3,1****	1,9****	
Vegetace	0,056	0,032	0,015	0,011	5,9	3,8****	2,1****	
Kovariátový bez lokality (KBL)	0,059	0,049	0,038	0,018	11,6	4,0****	2,8****	Délka pastvy+ PCA1 +PCA2 +North +Etaz2 ²
Kovariátový s lokalitou (KSL)	0,087	0,052	0,040	0,028	14,4	5,5****	2,1****	Lokalita +PCA1
Přítomnost megaherbivorů	0,045	0,038	0,02	0,011	5,4	3,0*	1,8****	Kun +Zubr +Pratur +Jeleni +Neglect
Přítomnost megaherbivorů / KBL	0,044	0,019	0,017	0,012	4,7	3,3****	1,6****	
Přítomnost megaherbivorů / KSL	0,033	0,020	0,015	0,012	3,6	2,5*	1,4**	
Densita megaherbivorů	0,059	0,037	0,024	0,019	7,5	3,8**	1,8****	Density divokých zvířat, odhad seče, ovce a tanky jako faktory
Densita megaherbivorů / KBL	0,038	0,023	0,016	0,014	3,8	2,7*	1,4**	
Densita megaherbivorů / KSL	0,035	0,023	0,019	0,013	3,9	2,6*	1,3**	

*: p<0,05; **:p<0,01; ****: p<0,001

4.3.3 Rovnokřídlí

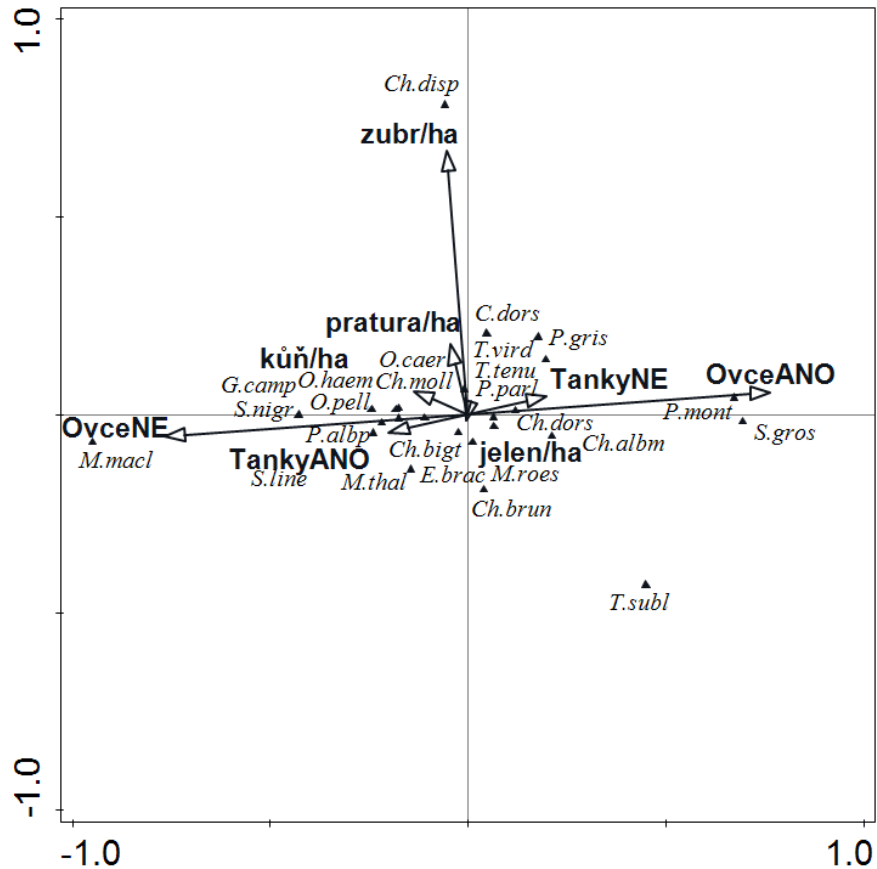
Nepřímá ordinace (hodnoty vlastních os: 0,249; 0,124; 0,095; 0,075) odlišila na prvním gradientu lokality xerothermní od mokřadních, přičemž druhý gradient nebyl snadno interpretovatelný, ale plochy ze stejných lokalit měly tendenci se nacházet ve vzájemné blízkosti.

Stejně jako u předchozích dvou skupin, i u rovnokřídlných měly všechny testované kovariáty či skupiny kovariát vysoce významný vliv na druhové složení. Nejsilnější vliv z hlediska vysvětlené variability měly lokalita a zeměpis. Vytvořený kovariátový model bez lokality vysvětlil 15,6% celkové variability, respektive 18,6% variability s lokalitou (Tab. XI).

Modely zahrnující přítomnost nebo denzitu megaherbivorů byly statisticky signifikantní a vysvětlily přibližně 4% celkové variability. Po zahrnutí kovariát zůstal statisticky signifikantní pouze model s denzitou megaherbivorů s vysvětlenou variabilitou 5% s lokalitou, respektive 3,7% bez lokality.

Výsledky ordinačních analýz ukázaly, že společně s výskytem koně, zebra a prature v levém horním rohu se nacházejí druhy, které vyhledávají krátkostébelné trávníky s nižší hustotou porostu až obnažené plošky. Zároveň druh *Chrysochraon dispar* vyžaduje opačný typ přítomnost vyšší bylinné vegetace, což naznačuje stejně jako u blanokřídlných, že zubr vytváří v krajině jiný typ disturbancí než kůň společně s praturem. Druhy, které preferují zapojenou a vyšší vegetaci se nachází přesně na opačné straně než megaherbivoři. Jsou to například *Metrioptera roeselii*, *Chorthippus albomarginatus*, *Chorthippus dorsatus*. *Tetrix subulata* je hojně rozšířený druh, obývající velkou škálu biotopů (Obr. 5).

Žádná z testovaných funkčních vlastností nebyla s to interpretovat výsledky ordinačních analýz.



Obr. 5: Ordinační grafy (CCA) hodnotící vliv refaunace velkými kopytníky na rovnokřídle. Vysvětlovaná proměnná *densita megaherbivorů* po kontrole na kovariáty s lokalitou. Zobrazeno 25 nejlépe fitujících druhů. Viz Tab. XI pro statistické testy.

Tab. XI: Výsledky ordinačních analýz hodnotící vliv refaunace velkými kopytníky na rovnokřídlé. **Tučně** vyznačený model Obr. 5.

<i>Proměnná</i>	<i>1. osa</i>	<i>2. osa</i>	<i>3. osa</i>	<i>4. osa</i>	<i>Vysvětleno (%)</i>	<i>p, F - 1. osa</i>	<i>p, F - všech. osy</i>	<i>Struktura modelu</i>
DCA	0,481	0,2457	0,148	0,1212				
Lokalita	0,2845	0,1623	0,1322	0,1119	18,60	6,1, ***	3,1, ***	
Kolik let paseno	0,2174				5,90	5,0, ***		
Zeměpis	0,2103	0,1653	0,1179	0,0916	13,80	4,5, ***	2,7, ***	
Počasí, nektar	0,1611	0,0922	0,4008		5,60	3,6, ***	2,9, ***	
Patra	0,1221	0,0771	0,4674		3,70	2,7, **	2,2, **	
Vegetace	0,2193	0,1157	0,0571	0,0341	8,70	4,8, ***	2,5, ***	
Kovariátový bez lokality (KBL)	0,2792	0,1436	0,1108	0,0845	15,60	6,2, ***	3,4, ***	PCA2, kolik let paseno, počasí, east, east ²
Kovariátový s lokalitou (KSL)	0,2845	0,1623	0,1322	0,1119	18,60	6,1, ***	3,1, ***	Kolik let paseno
Přítomnost megaherbivorů	0,158	0,127	0,0937	0,0571	9,10	3,3, **	2,3, ***	Kun + Zubr + Pratur + Jeleni + Ladem
Přítomnost megaherbivorů / KBL	0,0761	0,0631	0,0555	0,0419	3,70	1,9	1,5, **	
Přítomnost megaherbivorů / KSL	0,0824	0,067	0,0444	0,042	4,20	2,1	1,5, **	
Densita megaherbivorů	0,1896	0,1324	0,1055	0,0709	9,80	4,0, **	2,2, ***	Density divokých zvířat, odhad seče, ovce a tanky jako faktory
Densita megaherbivorů / KBL	0,1396	0,0672	0,0609	0,0456	6,10	3,4, *	1,6, **	
Densita megaherbivorů / KSL	0,1913	0,069	0,0469	0,0425	8,90	5,0, ***	1,9, ***	

*: p<0,05; **:p<0,01; ***: p<0,001

4.4 Funkční diversita

4.4.1 Denní motýli

Podle indexů funkční diverzity (Tabulka XII) vykazovaly refaunované plochy významně vyšší hodnoty funkční bohatosti (F ric: refaunováno $24,6 \pm 12,20SD$ /ladem $23,9 \pm 10,39 SD$), funkční disperze (F dis: $2,57 \pm 0,439SD$ / $2,45 \pm 0,490$) a Rao Q ($7,84 \pm 2,848$ / $7,35 \pm 2,565$). V případě F ric se neprojevil vliv rozdílů mezi roky, naopak F dis a Rao Q byly vlivem roku ovlivněny. Protože všechny statisticky významné indexy popisují v podstatě bohatství či diverzitu zastoupených vlastností, lze tvrdit, že na refaunovaných plochách byly funkčně různorodější společenstva motýlů.

Tab. XII: Srovnání indexů funkční diversity motýlů na refaunovaných a ladem ležících plochách. Smíšené lin. modely: Náhodný faktor Lokalita a fixní faktory Refaunace, Rok.

<i>Proměnná</i>	<i>model</i>	<i>Náhodný faktor</i>	<i>Fixní faktory</i>		
		<i>variance</i>	<i>df</i>	<i>t</i>	<i>p</i>
Rao Q	Intercept (site)	0,49±0,70	28,69	23,34	***
	Refaunace		124,74	2,89	**
	Rok		125,93	-7,27	***
	Refaunace:Rok		122,30	-2,29	*
F div	Intercept (site)	0,01±0,039	20,73	42,40	***
	Refaunace		124,24	1,28	0,201
	Rok		125,04	0,16	0,874
	Refaunace:Rok		122,76	-1,60	0,113
F ric	Intercept (site)	47,88±6,92	15,59	9,17	***
	Refaunace		15,59	9,17	***
	Rok		123,35	1,34	0,184
	Refaunace:Rok		123,93	-0,72	0,471
F dis	Intercept (site)	0,01±0,10	40,22	36,82	***
	Refaunace		126,04	2,56	*
	Rok		127,19	-4,84	***
	Refaunace:Rok		123,21	-1,59	0,114
F eve	Intercept (site)	0,01±0,06	14,63	24,99	***
	Refaunace		122,93	-1,01	0,313
	Rok		123,52	-0,14	0,887
	Refaunace:Rok		121,88	1,78	0,078

4.4.2 Blanokřídli

Refaunované plochy vykazovaly statisticky významně vyšší hodnoty funkční bohatosti (F_{ric} : $25,2 \pm 6,54 / 20,0 \pm 8,82SD$) a funkční vyrovnanosti (F_{eve} : $0,67 \pm 0,067SD / 0,61 \pm 0,128SD$). V ostatních indexech funkční diverzity se od sebe refaunované a ladem ponechané plochy nelišily (Tabulka XIII). Protože F_{ric} vyjadřuje pestrost vlastností, ale nebere v potaz abundance, zato F_{eve} s abundancemi pracuje, ukazuje se, že na refaunovaných plochách byly jednak druhy s různorodějšími vlastnostmi, jednak zde byly zastoupeny vyrovnaněji než na plochách ležících ladem.

Tab. XIII: Výsledky analýz hodnotící funkční diversitu žahadlových blanokřídliých na refaunovaných plochách velkými herbivory. Smíšené lin. modely: náhodný faktor Lokalita, fixní faktor Refaunace.

<i>Proměnná</i>	<i>model</i>	<i>Náhodný faktor</i>	<i>Fixní faktory</i>		
		<i>variance</i>	<i>df</i>	<i>t</i>	<i>p</i>
Rao Q	Intercept (site)	0,12±0,34	23,44	15,49	***
	Refaunace		65,35	0,97	0,337
F div	Intercept (site)	6,6e-05±0,01	25,92	69,29	***
	Refaunace		65,56	-0,34	0,736
F ric	Intercept (site)	0,000±0,0000 ¹⁾	67,00	15,64	***
	Refaunace		67,00	2,72	**
F dis	Intercept (site)	0,000±0,0000 ¹⁾	67,00	19,90	***
	Refaunace		67,00	0,64	0,528
F eve	Intercept (site)	0,000±0,0000 ¹⁾	67,00	35,72	***
	Refaunace		67,00	2,36	*

¹⁾Nejedná se o chyby, ale hodnoty variance způsobené náhodným faktorem lokalita byly velmi nízké.

4.4.3 Rovnokřídlí

Jediným indexem funkční diverzity, který vykazoval signifikantní rozdíl mezi refaunovanými a ladem ležícími plochami, byla funkční vyrovnanost (F eve; viz Tab. XIV), která dosáhla vyšších hodnot na refaunovaných plochách ($0,81 \pm 0,048SD$), než na plochách ležících ladem ($0,80 \pm 0,053SD$).

Tab. XIV: Výsledky analýz hodnotící funkční diversitu rovnokřídlych na refaunovaných plochách velkými herbivory. Smíšené lin. modely: náhodný faktor Lokalita a fixní faktor Refaunace.

<i>Proměnná</i>	<i>Model</i>	<i>Náhodný faktor</i>	<i>Fixní faktor</i>		
		<i>variance</i>	<i>df</i>	<i>t</i>	<i>p</i>
F div	Intercept (site)	0,0002±0,01	18,92	43,08	***
	Refaunace		62,98	-0,45	0,653
F ric	Intercept (site)	7,86e-05±0,01	17,85	9,67	***
	Refaunace		62,86	-0,05	0,963
F dis	Intercept (site)	0,0001±0,012	11,90	26,66	***
	Refaunace		59,83	-0,45	0,653
F eve	Intercept (site)	0,0001±0,0300	11,96	63,69	***
	Refaunace		59,94	2,30	*
Rao Q	Intercept (site)	0,000±0,0000 ¹⁾	17,85	9,67	***
	Refaunace		62,86	-0,05	0,963

5 DISKUSE

Refaunace velkými kopytníky ovlivnila lokální společenstva zkoumaných skupin hmyzu – denních motýlů, blanokřídlých a rovnokřídlých. V případě motýlů nevykazovaly refaunované plochy zvýšení druhové bohatosti, abundance dokonce byla mírně vyšší na plochách kontrolních. Refaunace ale vyústila do výrazné proměny druhového složení společenstev, přičemž preferenci pro pasené plochy vykazovaly vícegenerační druhy motýlů a společenstva na refaunovaných plochách byla funkčně pestřejší. U blanokřídlých byl vzrůst druhové bohatosti a početnosti naopak výrazný, velmi výrazná byla proměna společenstev ve prospěch sociálních druhů a specialistů, společenstva byla funkčně vyrovnanější a různorodější. U rovnokřídlých se počty druhů ani jedinců nezměnily, na refaunovaných plochách ale přibylo druhů krátkostébelných trávníků, společenstva byla funkčně vyrovnanější. Je třeba zdůraznit, že tato pozorování nejsou výsledkem srovnání s plochami pro bezobratlé nevhodnými (typu intenzivní louky), ale s celou škálou přírodních stanovišť v okolí jednotlivých pastvin, ovšem neovlivněných velkými herbivory.

Protože jsem sledovala všechny lokality refaunované velkými kopytníky, o zahrnutých stanovištích rozhodovaly vlivy mimo mou kontrolu. Stanoviště proto byla velmi různorodá, od xerothermních lokalit proslulých vysokou biodiverzitou (Sumpich 2011, Konvicka et al. in review, Bogusch et al. 2006, Mikát & Maršík 1997, Cizek et al. 2013) po stanoviště druhově málo bohatá (zejména aluviální louky) a byla refaunována různými kombinacemi koní a velkých turů. Tuto různorodost jsem se snažila v analýzách vyhladit použitými statistickými testy. To, že vliv refaunace byl patrný i po kontrole na všemožné potenciálně rušivé proměnné naznačuje obecnější platnost zjištěných poznatků. Výsledky pro tři různé skupiny hmyzu současně naznačují, že reakce na refaunaci jsou taxonově specifické. V každém případě platí, že na námi sledované taxony měla refaunace pozitivní nebo neutrální vliv a může být bez větších výhrad doporučena jako nástroj ochrany biodiverzity.

Přes popularitu refaunačních snah/projektů existuje prací o dopadech na hmyz zatím velmi málo. Garrido et al. (2019) hodnotili důkladně replikovaný experiment s refaunací pomocí koní ve Švédsku a zjistili jednoznačně pozitivní vliv na kvetení nektaronosných rostlin a opylovače (motýli a čmeláci). Pracovali ovšem se zjednodušeným společenstvem herbivorů (pouze koně). Zjištění interpretovali tak, že kůň přednostním spásáním dominantních trav podporuje konkurenčně méně zdatné dvouděložné byliny, často bohatě kvetoucí. Dvorský et al. (in review) zjistili zvýšení druhové bohatosti cévnatých rostlin na trvalých plochách

ovlivněných megafaunou v Milovicích (tedy ve dvou z mých devíti lokalit), a to ve prospěch bylin na úkor rozměrných trav. Konvička et al. (in review) zpracovali výsledky čtyřletého monitoringu motýlů na stejné lokalitě a analýzou funkčních vlastností ukázali, že refaunované plochy preferovali motýli vyvíjející se na drobných dvouděložných. Vztah mezi diverzitou dvouděložných a volnou pastvou divokých koní začíná být obecně znám, a to nejen z Evropy (Loucougaray et al. 2004, Chodkiewicz A. 2020), ale i z jiných kontinentů (Davies & Boyd, 2019, Beever et al. 2008, Baur et al. 2017, Freedman et al. 2011).

Pro srovnání napříč taxony jsem uplatnila dva přístupy k analýze funkčních vlastností. Prvým byla interpretace výsledků ordinačních analýz funkčními vlastnostmi, druhým pak přímé porovnání funkční diverzity společenstev. Ukázalo se, že u různých skupin hmyzu ovlivnila refaunace různé vlastnosti. To může skutečně odrážet rozdíly mezi skupinami, ale současně může jít o artefakt, daný tím, že je velmi obtížné definovat stejné funkční vlastnosti pro funkčně rozdílné skupiny živočichů. Gossner et al. 2015, připravili dataset, který obsahoval 8 funkčních vlastností pro skupiny *Coleoptera*, *Hemiptera*, *Orthoptera* a *Araneae*, vyskytující se na suchých trávnících v Německu, který bylo možné částečně využít. Ale v mé situaci, kdy jsem potřebovala získat matici funkčních odpovídající zjištěným druhům, jsem se přiklonila k práci s těmi funkčními vlastnostmi, které byly snadno dostupné v literatuře, s tím, že důkladnější analýza může následovat.

5.1 Motýli

Denní motýli jsou známá bioindikační skupina (Warren et al. 2021). Svou přítomností a druhovým složením dokazují pestré a funkční společenství hmyzu na daném území. Výsledky analýz pro motýly ukazují, že koně společně se zubrem a praturem vytvářejí vhodné podmínky pro druhy otevřených biotopů, a to jak specializované druhy typu modrásků vázaných na bobovité rostliny (např. *Polyommatus daphnis*), tak široce rozšířené generalisty (např. *Pieris napi*).

Z uvažovaných funkčních vlastností byl vztah k refaunaci nejlépe vysvětlen voltinismem. Lze to vysvětlit tím, že velcí herbivoři potlačují konkurenčně zdatné rostliny, ať už jde o rozměrné trávy (Henning et al. 2017, Moirardeau et al. 2020, Schmitz & Isselstein 2020), nebo o zimní okus dřevin (Dostál & Jirků 2015, Garrido et al. 2021). Tím podporují konkurenčně slabší rostliny, včetně citlivých druhů (v Milovicích např. ohrožený hořec

křížatý, živná rostlina ohroženého modráška *Maculinea alcon* f. *rebeli*) a také vytvářejí opakovaně disturbované plochy, využívané nenáročnými ruderálními bylinami (Dvorský et al. in review). Zjištěná role voltinismu není v rozporu se zjištěním ze čtyřletého monitoringu motýlů v samotných Milovicích (Konvička et al. in review), kde se jako nejdůležitější funkční vlastnost růstová forma živné rostliny. Je známo, že vícegenerační motýli se typicky vyvíjejí na dvouděložných bylinách využívajících specifickou ochranu nízkomolekulárními sloučeniny (Cizek et al. 2006). Naopak jednogenerační druhy se často vyvíjejí na rostlinách chráněných mechanicky (např. křemíkem), nebo špatně stravitelnými makromolekulami (fenoly, taniny, a podobně). Z ochrannářského hlediska mohou k vícegeneračním motýlům patřit jak totální generalisté (*Coenonympha pamphilus*, *Pieris napi*, *Issoria lathonia*), tak ochrannářsky významné druhy (*Cupido minimus*, *Plebejus argyrognomon*, *Polyommatus bellargus*).

Vlivu roku byl také nezanedbatelný. V jednom roce byly druhy, které v dalších roce už nebyly nalezeny nebo naopak, popřípadě jich bylo proporcčně mnohem méně. V roce 2019 například probíhala masová migrace babočky *Vanessa cardui*, která s určitostí ovlivnila druhové složení motýlů v jednotlivých letech.

Ačkoliv se ukázalo, že refaunované plochy vykazovaly menší abundanci než kontrolní, funkční diversita ukázala, že motýli refaunovaných ploch tvoří funkčně různorodější společenstva. Toto zjištění poskytuje silnou podporu celému konceptu refaunace jako obnovy ekosystémových funkcí (Jepson et al. 2016, Ringmark et al. 2019, Petorelli et al. 2019, Perino et al. 2019): přítomnost megaherbivorů diverzifikuje půdní, vlhkostní, vegetační a jiné poměry a rozrůžňuje složení vegetace, na které jsou motýli závislí. Megafauna tak umožňuje koexistenci druhů s různými nároky. Celková rozmanitost funkčních vlastností se může v budoucnu ukázat jako velká výhoda při ochraně biologické rozmanitosti.

5.2 Blanokřídli

Žahadloví blanokřídli jsou důležitá skupina hmyzu, která prokazuje ekosystému nenahraditelné služby: opylování a kontrolu herbivorních škůdců parazitoidy (Mazón et al. 2020). Opylovači i parazitodi jsou výborným indikátorem pro disturbance i obnovu ekosystémů (Requier 2019, Ferronato et al. 2018, Maeto et al. 2008, Vos et al. 2001). V našem případě měla refaunace statisticky velmi významný vliv na druhové bohatství a abundance

blanokřídlých. Z mého hlediska se ukázaly jako nejlepší modelová skupina ke studiu vlivu megafauny, ač musely být návštěvy některých monitorovacích ploch úplně vynechány kvůli hnízdění vodních ptáků (Josefovské louky, Kozmické louky).

Variabilita, vysvětlená v jednotlivých ordinačních analýzách kovariátami, byla výrazně nižší než v případě motýlů. To si vysvětlují podstatně nižším celkovým počtem návštěv na každé ploše (≈ 3 v jednom roce oproti ≈ 10 ve 2 dvou letech), ale zejména podstatně vyšším počtem druhů této skupiny (v fauně ČR ≈ 140 druhů denních motýlů oproti ≈ 1200 žahadlových blanokřídlých). Je tudíž pravděpodobné, že zachycené „vzorky“ blanokřídlých obývajících jednotlivé plochy nebyly tak úplné, jako zachycené vzorky denních motýlů. Další možnosti, kterou naznačila nepřímá ordinační analýza, může být, že žahadloví blanokřídlí vykazují oproti motýlům lepší disperzní schopnosti a dokážou efektivně najít vhodné prostředí i ve zdánlivě nehostinné krajině. Pak pro jejich výskyt nemusí být tak důležitá zeměpisná poloha, což byl pro motýly velmi silný prediktor složení společenstev. Možná nejsou ani tak závislí na druhovém složení vegetace, což byl další silný prediktor pro motýly, ale spíše na přítomnosti zdrojů typu hnízdních substrátů, které jsem při návštěvách nezaznamenávala.

Přes to vše se ukázalo, že podstatné množství druhů žahadlových blanokřídlých vyhledává stanoviště modifikovaná megaherbivory. Diversifikované prostředí pastvin nabízí široké spektrum hnízdních substrátů a potravních zdrojů, které umožňují existenci bohatých společenstev žahadlových blanokřídlých a jejich hnízdních parazitů.

Zajímavé bylo uspořádání jednotlivých druhů megaherbivorů v ordinacích, která se řadila podle toho, jak silně ovlivňují dané stanoviště. Pratur společně s divokým koněm se nacházeli na jedné straně, na druhé se proti nim nacházelo ponechání ladem (neglect), mezi nimi se objevil zubr. Dalším zajímavým zjištěním bylo množství blanokřídlých parazitoidů (především zlatěnek), které svědčí o pestrosti stanovišť, neboť na pestřejších stanovištích lze očekávat i vyšší diversitu, abundanci a aktivitu hostitelů (LaSalle & Gauld 1991, 1993). Oproti tomu ke stanovištím ovlivněným ovce a jeleny inklinovaly druhy jako *Apis mellifera* nebo *Bombus terrestris*, generalistické, sociální druhy s velkými koloniemi, tzn. s širokou ekologickou valencí (srov. Macek 2010).

Při interpretaci ordinačních analýz funkčními vlastnostmi se ukázaly jako rozhodující socialita, stoupající s přítomností koní a pratura, spolu s velikostí těla, klesající k přítomnosti koně a zubra a stoupající na plochách ležících ladem, případně v oboře s jeleny (tj., lokalita

Rokycany). Ukazuje se, že činnost megaherbivorů rozrůžňuje prostředí ve prospěch drobných disturbovaných struktur (uchozy zvířat, prachové lázně, kaliště, dřeviny zraněné okusem a podobně), které využívají k zakládání hnízd samotářské skupiny jako pískorypky (*Andrenidae*), kutíkovití (*Crabronidae*) a kutilky (*Sphecidae*). Dalším efektem je zvýšení diverzity hmyzu jako takového, což poskytuje zdroje drobným parazitoidům typu zlatěnek (*Chrysididae*, např. *Chrysura dichroa*, *Pseudospinolia neglecta*, *Chrysis fulgida*). Naopak plochy ponechané ladem nabízejí zdroje typu vysoké vegetace a stařiny, které mohou sloužit jako hnízdní substrát druhům stavějícím si hnízda ve stoncích rostlin (tzv. rubikolní druhy; např. *Chelostoma florissomne*, *Hylaeus communis* nebo *Heriades truncorum*; Morato & Martins 2006). Na druhou stranu, vysoce zapojené travní porosty s malým podílem dvouděložných rostlin poskytují méně potravních zdrojů pro včely závislé na pylu a nektaru a jejich aktivita (a tím i pravděpodobnost zaznamenání) je tak na těchto plochách menší.

Pozitivní vliv velkých kopytníků na blanokřídlé ukázaly i analýzy funkční diverzity: plochy ovlivněné jejich aktivitou hostily pestřejší a funkčně vyrovnanější společenstva.

5.3 Rovnokřídlí

Rovnokřídlí nejsou jako bioindikační skupina hmyzu zmiňováni tak často, jako motýli nebo žahadloví blanokřídlí. Může to být z části způsobeno tím, že nevykazují potravní vazbu na konkrétní druhy rostlin jako motýli, ani tak velkou specializaci na substrát či kořist jako blanokřídlí. Samozřejmě i u nich najdeme specialisty a ohrožené druhy, zpravidla však jde o vazbu na klimatické podmínky, fyzikální vlastnosti porostu a podobně, spíše než na ostatní druhy přítomné ve společenstvu (Rada et al. 2017, Fartmann et al. 2012, Grzedzicka & Vahed 2020). Bylo velmi zajímavé testovat vliv megaherbivorů na odolnější skupině hmyzu.

Ordinační analýzy ukázaly, že pro rovnokřídlé je důležitá hustota spíše než druhové složení megaherbivorů. Složení společenstva ukázalo, že k vyšším denzitám megaherbivorů, a tím k intenzivnější pastvě, inklinují druhy vyhledávající krátkostébelné trávničky s nižším vegetačním krytem a ploškami s obnaženou půdou (např. *Oedipoda caerulescens*) (Warren & Buttner 2008). Objevovala se zde i zvířata, která vyhledávají i vyšší bylinnou vegetaci (*Oecanthus pellucens*), ale jak víme, i takové plošky se v pastvinách dají najít. *Oecanthus pellucens* sice preferuje vyšší vegetaci, ale potvrzuje domněnku, že megaherbivoři spásají vyšší vegetaci a umožní růst kvetoucím rostlinám, na kterých tento druh rád sedává.

Chrysochraon dispar, druh, který osídluje vyšší vegetaci, popřípadě vlhké louky (srov. Kočárek 2013) inklinoval k zubrovi, což podporuje myšlenku, že zubr vytváří svým působením jinou prostorovou mozaiku vegetace než koně společně s pratury. Megaherbivorům se v ordinacích vyhýbaly druhy vázané na spíše zapojenou vyšší vegetaci (např. *Chorthippus dorsatus*, *Chorthippus albomarginatus*, *Metrioptera roeselii*, *Euthystira brachyptera*). Situace tudíž odpovídá zjištěním Konvičky et al. (in review) na denních motýlech z Milovic.

Interpretace ordinací funkčními vlastnostmi neukázala žádný signifikantní vztah. V tuto chvíli nelze rozlišit, nakolik to bylo dáno složením společenstev a nakolik výběrem funkčních vlastností pro analýzy. Oproti tomu výsledky funkční diversity ukázaly, že na refaunovaných plochách se nachází funkčně vyrovnanější společenstva rovnokřídlých než na plochách kontrolních. To opět podporuje myšlenku, že megaherbivoři svým působením vytvářejí různorodé podmínky i pro tuto skupinu hmyzu.

5.4 Design a vhodné analýzy

Uvědomuji si, že použitý studijní design trpí určitými nedostatky. Refaunované lokality byly značně různorodé, od jihomoravských stepí vyznačující se vysokou biodiverzitou po aluviální louky na východě Čech a Moravy. V současné chvíli se však nenaskytuje jiné řešení než sledovat všechny lokality, a tím podchytit celou diverzitu odpovědí zkoumaných skupin hmyzu na refaunaci velkými herbivory. Byla by zde možnost zkoumat pouze jednu lokalitu podrobně, ale takové výsledky by nebylo možné zobecnit. Design monitoringu byl navržen minimalisticky, aby se daly každoročně a opakovaně zvládnout všechny návštěvy (lokality jsou rozptýleny po celé republice) s minimem finančních nákladů a v malém počtu osob. Dále je nutno zmínit, že refaunovaných stále přibývá (roku 2021 přibudou: Baroch u Hradce Králové, niva Lužnice u Suchdola nad Lužnicí, Krnov – Chomýž), takže pokud se podaří udržet sledování jejich entomofauny, problém s jejich různorodostí se časem odbourá díky většímu počtu vzorků. Zároveň bude přibývat lokalit, které jsou biotopově podobné již refaunovaným lokalitám.

Protože vegetace a entomofauna sledovaných lokalit je tak různorodá, snažila jsem se o zobecnění cestou analýz funkční diversity a s kontrolou na vliv všech představitelných kovariát. V ordinacích pak byla variabilita, vysvětlená zájmovými proměnnými, relativně

malá. Ovšem už to, že navzdory přísným testům ukazovala signifikantní a mezi skupinami částečně konzistentní výsledky, ukazuje, že refaunace megaherbivory má na společenstva hmyzu zásadní vliv. Za velmi přínosné pokládám výsledky analýz funkční diverzity, protože právě obohacení ekologických funkcí je proklamovaným cílem refaunačního (= trophic rewilding) hnutí (Jepson et al. 2018, Svenning et al. 2016, Bakker et al. 2018, Galetti et al. 2016, Carey 2016).

Dalším problémem je rozložení megaherbivorů na lokalitách. Většina pastvin hostí pouze koně, další koně společně s pratury, popřípadě koně se zubry. Ke studijním účelům by bylo velmi vhodné mít k dispozici i systémy, ve kterých byli refaunováni pouze tuři, nebo kombinace turů s jeleny či koní s jeleny. Takové systémy by nám umožnily statisticky odlišit vliv jednotlivých druhů megaherbivorů na vegetaci i drobné živočichy.

Právě empirických studiích srovnávající potravní strategie různých druhů divokých či polodivokých megaherbivorů, kteří nejsou přikrmováni a jsou na jednom místě paseni celoročně, je velmi málo. I přes rozrůstání refaunačních snah v posledních letech se objevily práce pouze z Nizozemska (např. rezervace Kraansvlak) (Cromsigt et al. 2018, Valdes-Correcher et al. 2018) a z Německa (bývalý vojenský prostor Döberitzer Heide; Zielke 2019). Obecně z nich vyplývá, že všechny druhy megaherbivorů se během roku přednostně pásly na travách. Zatímco oba druhy turů (zubr i skotský náhorní skot) doplňovaly svou potravu dřevinami, koně využívali i mokřadní vegetaci a byliny. Potravní strategie se velmi lišily i během roku. Koně preferovali po celý rok otevřené sušší biotopy, popřípadě vyšší vegetaci s převládající třtinou křovištní. Zubři se zde objevovali pouze na jaře a po zbytek roku preferovali zapojené lesní stanoviště a mokré louky, také vykazovali na rozdíl od koní častý zimní okus dřevin. Podobné studie musí sloužit jako podklady při zakládání nových pastvin.

6 ZÁVĚR

Výsledky mojí práce ukázaly, že refaunace velkými kopytníky má vliv na všechny tři skupiny hmyzu. Dokázala jsem, že pastva velkými kopytníky určitě neochuzuje faunu těchto tří skupin. U blanokřídlých ji prokazatelně obohacuje, u motýlů a rovnokřídlých vytváří funkčně rozdílná společenstva než v případě ploch ponechaných ladem. Výsledky tedy podporují naděje a zároveň teorii refaunačního hnutí. Místa modifikovaná herbivory nejsou atraktivní jen pro návštěvníky, ale skutečně přispívají k udržení biologicky hodnotné krajiny.

Nyní je nutné pokračovat v zavedeném monitoringu, protože jen ten umožní sledovat dlouhodobější vliv pastvy megaherbivorů. Monitorovány musí být i nově vznikající refaunované lokality. Monitoring vlivu na vegetaci, zatím omezený na Milovice (Dvorský et al. in review) je potřeba rozšířit na všechny lokality. První data byla sebrána v kontextu této diplomové práce a je potřeba je analyzovat z hlediska funkčních vlastností. Monitorované skupiny bezobratlých by měly zahrnout i další trofické skupiny, zejména predátory (již se pracuje na pavoucích) a koprofilní hmyz (srov. Ambrožová 2017). Vzhledem ke kontroverzím, které refaunační hnutí vyvolává (Lorimer 2015, Pettorelli et al. 2018, Gordon et al. 2021), by bylo vhodné sledovat i takové aspekty, jako je vývoj půd nebo rostlinná produkce. Důležitou otázkou též je, v čem se refaunovaná území liší od biologicky vedené pastvy domácích zvířat, a od konvenční aktivní péče o chráněná území. Kromě vlivů na biodiverzitu by taková studie měla zohlednit i analýzu nákladů, protože jedním z východisek refaunačního hnutí je, že volná pastva divokých megaherbivorů bude méně nákladná, v podstatě bezúdržbová a tím pádem trvale udržitelná. Nejdůležitější úlohou této studie je především podpora dalších iniciativ refaunačního hnutí v zakládání pastvin megaherbivorů a rozšiřování těch stávajících.

7 LITERATURA

Altermatt F. (2010) Tell me what you eat and I'll tell you when you fly: diet can predict phenological changes in response to climate change, *Ecology Letters* 13: 1475-1484.

Ambrožová L. (2017) Vliv pastvy velkých herbivorů na společenstva brouků stepních trávníků. Č. Budějovice, diplomová práce (Mgr.), Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Přírodovědecká fakulta.

Antoine C.M. & Forrest J.R.K. (2021) Nesting habitat of ground-nesting bees: a review. *Ecological Entomology* 46: 143-159.

Bakker E.S., Ritchie M.E., Olf H., Milchunas D.G. & Knops J.M. (2006) Herbivore impact on grassland plant diversity depends on habitat productivity and herbivore size. *Ecology Letters* 9: 780–788.

Bakker E.S., Gill J.L., Johnsonc Ch.N., Vera F.W.M., Sandom Ch.J., Asner G.P. & Svenning J.-C. (2016) Combining paleo-data and modern exclosure experiments to assess the impact of megafauna extinctions on woody vegetation. *Proceedings of National Academy of Sciences USA*: 113:847–855.

Bakker E.S. & Svenning J.-Ch. (2018) Trophic rewilding: impact on ecosystems under global change. *Philosophical transactions Royal Society B* 373: 20170432.

Barbaro L. & van Halder I. (2009) Linking bird, carabid beetle and butterfly life-history traits to habitat fragmentation in mosaic landscapes. *Ecography* 32: 321-333.

Barnosky A.D., Koch P.L., Feranec R.S., Wing S.L., Shabel A.B. (2004) Assessing the causes of late Pleistocene extinctions on the continents. *Science* 306: 70–75.

Bartonova A., Benes J., Fric Z.F., Chobot K., Konvicka M. (2016) How universal are reserve design rules? A test using butterflies and their life history traits. *Ecography* 39: 456-464.

Bates D., Mächler M., Bolker B.M., Walker S.C. (2015) Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software* 67: 1.

- Baur L.E., Schoenecker K.A., Smith M.D. (2017) Effects of feral horse herds on rangeland plant communities across a precipitation gradient. *Western North American Naturalist* 77: 526-539.
- Beever E.A., Tausch R.J., Thogmartin W.E. (2008) Multi-scale responses of vegetation to removal of horse grazing from Great Basin (U.S.A.) mountain ranges. *Plant Ecology* 196: 163-184.
- Beneš J., Čížek L., Fric Z., Konvička M. (2009) Zpráva o stavu země: Odhmyzeno. Jak se daří nejpočetnější skupině obyvatel České republiky? *Vesmír* 88: 386-389.
- Benes J., Cizek O., Dovalac J. & Konvicka M. (2006) Intensive game keeping, coppicing and butterflies: The story of Milovicky Wood, Czech Republic. *Forest Ecology and Management* 237: 353-365.
- Benton T.G., Bryant D.M., Cole L. & Crick Q.P.H. (2002) Linking agricultural practice to insect and bird populations: a historical study over three decades. British Ecological Society, *Journal of Applied Ecology* 39: 673–687.
- Bogusch P., Straka J. & Mikát M. (2006) Žahadloví blanokřídlí (*Hymenoptera: Chrysidoidea, Vespoidea, Apoidea*) přírodní památky Na Plachtě v Hradci Králové. *Aculeate Hymenoptera (Hymenoptera: Chrysidoidea, Vespoidea, Apoidea) in the Nature Monument „Na Plachtě“ in Hradec Králové. – Acta Musei Reginaehradecensis s. A* 31: 127-134.
- Bocherens H., Hofman-Kamińska E., Drucker D.G., Schmöclcke U., Kowalczyk R. (2015) European bison as a refugee species? Evidence from isotopic data on early Holocene bison and other large herbivores in northern Europe. *PLoS One* 10: e0115090.
- Börschig C., Klein A.-M., Wehrden H., Krauss J. (2013) Traits of butterfly communities change from specialist to generalist characteristics with increasing land-use intensity. *Basic and Applied Ecology* 14: 547-554.
- Botta-Dukat Z. (2005) Rao's quadratic entropy as a measure of functional diversity based on multiple traits. *Journal of Vegetation Science* 16: 533-540.
- Carey J. (2016) Core Concept: Rewilding. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 113: 806-808.

- Cizek L., Fric Z., Konvicka M. (2006) Host plant defences and voltinism in European butterflies. *Ecological Entomology* 31: 337-34 .
- Cizek O., Zamecnik J., Tropek R., Kocarek P. & Konvicka M. (2012) Diversification of mowing regime increases arthropods diversity in species-poor cultural hay meadows. *Journal of Insect Conservation* 16: 215–226.
- Cizek O., Vrba P., Benes J., Hrazsky Z., Koptik J., Kucera T., Marhoul P., Zamecnik J., Konvicka M. (2013) Conservation Potential of Abandoned Military Areas Matches That of Established Reserves: Plants and Butterflies in the Czech Republic. *PLoS ONE* 8: e53124.
- Cromsigt J.P.G.M., Kerley G.I.H., Kowalczyk R. (2012) The difficulty of using species distribution modelling for the conservation of refugee species - the example of European bison. *Diversity and Distributions* 18:1253–1257.
- Cromsigt J.P.G.M., Kemp Y.J.M., Rodriguez E. & Kivit H. (2018) Rewilding Europe’s large grazer community: How functionally diverse are the diets of European bison, cattle, and horses? *Restoration Ecology* 26: 891–899.
- Davies K.W. & Boyd C.S. (2019) Ecological effects of free-roaming horses in North American rangelands. *BioScience* 69: 558-565.
- Diaz S. & Cabido M. (2001): Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology & Evolution* 16: 646-655.
- Díaz S., Lavorel S., de Bello F., Quetier F., Grigulis K., & Robson T.M. (2007) Incorporating plant functional diversity effects in ecosystem service assessments. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 104: 20684-20689.
- Dirzo R., Young H.S., Galetti M., Ceballos G., Isaac N.J.B., Collen B. (2014) Defaunation in the Anthropocene. *Science* 345: 401–406.
- Doledec S., Chessel D., ter Braak C.J.F & Champely S. (1996) Matching species traits to environmental variables: a new three-table ordination method. *Environmental and Ecological Statistics* 3: 143-166.

Donlan C.J., Berger J., Bock C.E., Bock J.H., Burney D.A., Estes J.A., Foreman D., Martin P.S., Roemer G.W., Smith F.A. (2006) Pleistocene rewilding: An optimistic agenda for twenty-first century conservation. *American Naturalist* 168: 660-681.

Dostál D., Jirků M., Konvička M., Čížek L., Šálek M. (2012) Návrat zubra evropského (*Bison bonasus*) do České republiky: Potenciální přínosy a perspektivní lokality. *Česká krajina, Kutná Hora*, 120 pp.

Dostál D., Konvička M., Čížek L., Šálek M., Robovský J., Horčíčková E., Jirků M. (2014) Divoký kůň (*Equus ferus*) a pratur (*Bos primigenius*): klíčové druhy pro formování české krajiny. *Česká krajina, Kutná Hora*, 125 pp.

Doughty C.E., Wolf A., Malhi Y. (2013) The legacy of the Pleistocene megafauna extinctions on nutrient availability in Amazonia. *Nature Geosciences* 6: 761–764.

Dumont B., Rook A.J., Coran C. & Röver K.U. (2007) Effects of livestock breed and grazing intensity on biodiversity and production in grazing systems. 2. Diet selection. *Grass and Forage Science* 62: 159-171.

Dvorský M., Mudrák O., Doležal J., Jirků M. (in review) Rewilding With Large Herbivores Helped Increase Plant Species Richness in Dry Grasslands. *Plant Ecology*.

Eriksson O. (2021) The importance of traditional agricultural landscapes for preventing species extinctions. *Biodiversity and Conservation* 30: 1341–1357.

Fartmann T., Kramer B., Stelzner F., Poniowski D. (2012) Orthoptera as ecological indicators for succession in steppe grassland. *Ecological indicators* 20: 337-344.

Ferronato M.C.F., Giangarelli D.C., Mazzaro D., Uemura N., Sofia S.H. (2018) Orchid bee (*Apidae: Euglossini*) communities in Atlantic forest remnants and restored areas in Paraná state, Brazil. *Neotropical Entomology* 47: 352–361.

Feurdean A., Ruprecht E., Molnár Z., Hutchinson S.M., Hickler T. (2018) Biodiversity-rich European grasslands: Ancient, forgotten ecosystems. *Biological Conservation* 228: 224–232.

Floate K.D., Wardhaugh K.G., Boxall A.B.A., Sherratt T. N. (2005) Fecal residues of veterinary parasiticides: Nontarget Effects in the Pasture Environment. *Annual Review of Entomology* 50: 153-179.

- Forbes A. (2021) Environmental risk assessment of veterinary parasiticides used in cattle. *Livestock* 26: 1.
- Franzén M. & Johannesson M. (2007) Predicting extinction risk of butterflies and moths (Macrolepidoptera) from distribution patterns and species characteristics. *Journal of Insect Conservation* 11: 367-390.
- Freedman B., Catling P.M., Lucas Z. (2011) Effects of feral horses on vegetation of Sable Island, Nova Scotia. *Canadian Field-Naturalist* 125: 200-212.
- Galetti M., Pires A.S., Brancalion P.H.S., A.S. Fernandez F.A.S. (2016) Reversing defaunation by trophic rewilding in empty forests. *Biotropica* 0: 1–4.
- Gámez-Virués S., Perović D.J., Gossner M.M., Börschig C., Blüthgen N., de Jong H., Simons N.K., Klein A.-M., Krauss J., Maier G., Scherber Ch., Steckel J., Rothenwöhler Ch., Steffan-Dewenter I., Weiner Ch.N., Weisser W., Werner M., Tschardt T. & Westphal C. (2016) Landscape simplification filters species traits and drives biotic homogenization. *Nature Communications* 6: 8568.
- Garrido P., Mårell A., Öckinger E., Skarin A., Jansson A., Thulin C.-G. (2019) Experimental rewilding enhances grassland functional composition and pollinator habitat use. *Journal of Applied Ecology* 56: 946–955.
- Garrido P., Edenius L., Mikusiński G., Skarin A., Jansson A., Thulin C.G. (2021) Experimental rewilding may restore abandoned wood-pastures if policy allows. *Ambio* 50: 101-112.
- Gill R.M.A. (2006) The influence of large herbivores on tree recruitment and forest dynamics. In Large herbivore ecology. New York: Cambridge University Press, *Ecosystem Dynamics and Conservation*: 170–202.
- Gordon I.J., Manning A.D., Navarro L.M. & Rouet-Leduc J. (2021) Domestic Livestock and Rewilding: Are They Mutually Exclusive? *Frontiers in Sustainable Food Systems* 5: 550410.
- Gossner M.M., Simons N.K., Achtziger R., Blick T., Dorow W.H.O., Dziöck F., Kohler F., Rabitsch W., Weisser W.W. (2015) A summary of eight traits of Coleoptera, Hemiptera, Orthoptera and Araneae, occurring in grasslands in Germany, *Scientific data* 2: 150013.

- Grime J. P. (1979) Plant strategies and vegetation processes. *Chichester: John Wiley*.
- Grzedzicka E. & Vahed K. (2020) Habitat requirements of the endangered heath bush-cricket *Gampsocleis glabra* (Orthoptera, Tettigoniidae) in an isolated population. *Journal of Insect Conservation* 24: 935-945.
- Guimarães P.R., Galetti M., Jordano P. (2008) Seed dispersal anachronisms: rethinking the fruits extinct megafauna ate. *PLoS One* 3: e1745.
- Harmer R., Peterken G., Kerr G. & Poulton P. (2001) Vegetation changes during 100 years of development of two secondary woodlands on abandoned arable land. *Biological Conservation* 101: 291–304.
- Henning K., Lorenz A., von Oheimb G., Hardtle W., Tischew S. (2017) Year-round cattle and horse grazing supports the restoration of abandoned, dry sandy grassland and heathland communities by suppressing *Calamagrostis epigejos* and enhancing species richness. *Journal of Nature Conservation* 40: 120–130.
- Chodkiewicz A. (2020): Advantages and disadvantages of Polish primitive horse grazing on valuable nature areas - A review. *Global Ecology and Conservation* 21: e00879.
- Churski M., Spitzer R., Coissac E., Taberlet P., Lescinskaite J., van Ginkel H.A.L., Kuijper D.P.J., Cromsigt J.P.G.M. (2021) How do forest management and wolf space-use affect diet composition of the wolf's main prey, the red deer versus a non-prey species, the European bison? *Forest Ecology and Management* 479: 118620.
- Janzen D.H. & Martin P.S. (1982) Neotropical anachronisms: The fruits the gomphotheres ate. *Science* 215: 19–27.
- Jepson P. (2016) A rewilding agenda for Europe: creating a network of experimental reserves. *Ecography* 39: 117-124.
- Jepson P., Schepers F., Helmer W. (2018) Governing with nature: a European perspective on putting rewilding principles into practice. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences* 373: 20170434.
- Jirků M. & Dostál D. (2015). Alternativní management ekosystémů: Metodika zavedení chovu býložravých savců jako alternativního managementu vybraných lokalit, *MŽP*, 207 pp.

Johnson C.N. (2009) Ecological consequences of Late Quaternary extinctions of megafauna. *Proceedings of the Royal Society B* 276: 2509–2519.

Kerley G.I.H., Kowalczyk R., Cromsigt J.P.G.M. (2012) Conservation implications of the refugee species concept and the European bison: king of the forest or refugee in a marginal habitat? *Ecography* 35: 519–529.

Kleijn D., Kohler F., Báldi A., Batáry P., Concepción E.D., Clough Y., Díaz M., Gabriel D., Holzschuh A., Knop E., Kovács A., Marshall E.J.P., Tschamntke T. & Verhulst J. (2008) On the relationship between farmland biodiversity and land-use intensity in Europe. *Proceedings of the Royal Society B* 276: 903–909.

Kočárek P. (2013) Rovnokřídí České republiky, *ACADEMIA*, 288 pp.

Kočárek P. (2005) Blattaria, Mantodea, Orthoptera a Dermaptera České a Slovenské republiky. *KABOUREK*, 348 pp.

Konvicka M., Novak J., Benes J., Fric Z., Bradley J., Keil P., Hrccek J., Chobot K. & Marhoul P. (2008) The last population of the Woodland Brown butterfly (*Lopinga achine*) in the Czech Republic: habitat use, demography and site management. *Journal of Insect Conservation* 12: 549–560.

Konvička M., Ričl D., Vodičková V., Beneš J., Jirků M. (in review) Restoring a butterfly hot spot by large ungulates refaunation: The case of the Milovice military training range, Czech Republic.

Kowalczyk R., Taberlet P., Coissac E., Valentini A., Miquel C., Kamiński T., Wójcik J.M. (2011) Influence of management practices on large herbivore diet – case of European bison in Białowieża primeval Forest (Poland). *Forest Ecology and Management* 261:821–828.

Laliberté E. & Legendre P. (2010) A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology* 91:299: 305.

- Laliberté E., Legendre P., Shipley B. (2014) Package 'FD'. Measuring functional diversity (FD) from multiple traits, and other tools for functional ecology. Version 1.0-12. (přístup 21.3. 2021).
- LaSalle J., Gauld I.D. (1991) Parasitic Hymenoptera and the biodiversity crisis. *Redia* 74: 315– 334.
- LaSalle J. & Gauld I.D. (1993) Hymenoptera: their biodiversity, and their impact on the diversity of other organisms. *Hymenoptera and Biodiversity*: 1-26.
- Lepš J., de Bello F., Lavorel S. & Berman S. (2006) Quantifying and interpreting functional diversity of natural communities: practical considerations matter. *Preslia* 78: 481–501.
- Lizee M.H. Bonardo R., Mauffrey J.-F., Bertaudière-Montes V., Taton T., Deschamps-Cottin M. (2011) Relative importance of habitat and landscape scales on butterfly communities of urbanizing areas. *Comptes Rendus Biologies* 334: 74-84.
- Lorimer J. (2015) Wildlife in the Anthropocene: Conservation after Nature. *University of Minnesota Press*, 264 pp.
- Loucougaray G., Bonis A., Bouzille J.B. (2004) Effects of grazing by horses and/or cattle on the diversity of coastal grasslands in western France. *Biological Conservation* 116: 59-71.
- Macek J. (2010) Blanokřídli České republiky I. – Žahadloví. *Academia*, 524 pp.
- Macek J., Beneš J., Laštůvka Z., Traxler L. (2015) Denní motýli IV., Motýli a housenky střední Evropy. *Academia* 540 pp.
- Maeto K., Noerdjito W.A., Belokobylskij S.A., Fukuyama K. (2008) Recovery of species diversity and composition of braconid parasitic wasps after reforestation of degraded grasslands in lowland East Kalimantan. *Journal of Insect Conservation* 13: 245–257.
- Malhi Y., Doughty Ch.E., Galetti M., Smith F.A., Svenning J.-C. & Terborgh J.W. (2016) Megafauna and ecosystem function from the Pleistocene to the Anthropocene. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 113: 838-846.
- Maresova J., Bartonova A.S., Konvicka M., Hoye T.T., Gilg O., Kresse J.C., Shapoval N.A., Yakovlev R.V., Fric Z.F. (2021) The story of endurance: Biogeography and the evolutionary

history of four Holarctic butterflies with different habitat requirements. *Journal of Biogeography* 48: 590-602.

Martin P.S. (1967) Prehistoric overkill. In Pleistocene extinctions. P. S. Martin and H. E. Wright, Jr., eds. New Haven: *Yale University Press*, pp. 75–120.

Mason W.H.N., Mouillot D., William L.G., Wilson J.B. (2005) Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos Journal* 111: 112-118.

Mazón M., López X., Romero O. (2020) Hymenoptera functional groups' shifts in disturbance gradients at Andean forests in Southern Ecuador. *Journal of Hymenoptera Research* 7: 1–15.

McGill B.J., Enquist B.J., Weiher E., Westoby M. (2006) Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends in Ecology & Evolution* 21: 178-185.

Michener C.D. (2007) *The Bees of the World*, 2nd edn. Johns Hopkins *University Press*, Baltimore. 992 pp.

Mikát M. & Maršík L. (1997) Příspěvek k poznání fauny motýlů (*Lepidoptera*) navrhovaného chráněného území „Na Plachtě“ v Hradci Králové. A contribution to the knowledge of fauna of butterflies (*Lepidoptera*) of protected area „Na Plachtě“ (Hradec Králové, Czech Republic). – *Acta Musei Reginaehradecensis s. A.* 25: 163-192.

Moinardeau C., Mesleard F., Ramone H., Dutoit T. (2020) Extensive horse grazing improves grassland vegetation diversity, seed bank and forage quality of artificial embankments (Rhône River - southern France) Influence of extensive horse grazing on artificial embankments. *Journal for Nature Conservation* 56: 125865.

Morato E.F. & Martins R.P. (2006) An Overview of Proximate Factors Affecting the Nesting Behavior of Solitary Wasps and Bees (*Hymenoptera: Aculeata*) in Preexisting Cavities in Wood. *Neotropical Entomology* 35: 285-298.

Morris M. G. (2000) The effects of structure and its dynamics on the ecology and conservation of arthropods in British grasslands. *Biological Conservation* 95: 129–142.

Naundrup P.J. & Svenning J.-C. (2015) A Geographic Assessment of the Global Scope for Rewilding with Wild-Living Horses (*Equus ferus*). *PLoS ONE* 10: e0132359.

- Owen-Smith N. (1987) Pleistocene extinctions: The pivotal role of megaherbivores. *Paleobiology* 13: 351–362.
- Perino A., Pereira H.M., Navarro L.M., Fernandez N., Bullock J.M., Ceausu S., Cortes-Avizanda A., van Klink R., Kuemmerle T., Lomba A., Pe'er G., Plieninger T., Benayas J.M.R., Sandom C.J., Svenning J.-C., Wheeler H.C. (2019) Rewilding complex ecosystems. *Science* 364: 351-+.
- Peters J., von den Driesch A., Helmer D. (2005) The upper Euphrates-Tigris basin: cradle of agro-pastoralism. *The First Steps of Animal Domestication*. (Oxbow Books, Oxford), pp 96–124.
- Petchey O.L. & Gaston K.J. (2006): Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecology Letters* 9: 741-758.
- Petchey O. L., Hector A. & Gaston K. J. (2004): How do different measures of functional diversity perform? *Ecology* 85: 847-857.
- Pettorelli N., Barlow J., Stephens P. A., Durant S. M., Connor B., Schulte T. O. (2018) Making rewilding fit for policy. *Journal of Applied Ecology* 55: 1114–1125.
- Pettorelli N., Durant S.M. & Du Toit J. T. (2019) Rewilding. *Cambridge: Cambridge University Press*.
- Putshkov P. V. (1997) "Were the Mammoths killed by the warming? (Testing of the climatic versions of the Wurm extinctions)". *Vestnik Zoologii*. Supplement No.4.
- Rada S., Spitzer L., Sipos J., Kuras T. (2017) Habitat preferences of the grasshopper *Psophus stridulus*, a charismatic species of submontane pastures. *Insect Conservation and Diversity* 10, 310–320.
- Requier F. (2019) Bee colony health indicators: synthesis and future directions. *CAB Reviews* 14: 056.
- Ringmark S., Skarin A. & Jansson A. (2019) Impact of year-round grazing by horses on pasture nutrient dynamics and the correlation with pasture nutrient content and fecal nutrient composition. *Animals* 9: 500.

- Rogalski M., Wieczorek A., Kardynska S. & Platek K. (2001). Effect of grazing animals on floristic biodiversity of the sward. *Zeszyty Problemowe Postepow Nauk Rolniczych* 478: 65-70.
- Rule S., Brook B.W., Haberle S.G., Turney Ch.S.M., Kershaw A.P., Johnson Ch.N. (2012) The aftermath of megafaunal extinction: Ecosystem transformation in Pleistocene Australia. *Science* 335: 1483–1486.
- Sandom C., Faurby S., Sandel B., Svenning J.-C. (2014) Global late Quaternary megafauna extinctions linked to humans, not climate change. *Proceedings of the Royal Society B* 281: 1–9.
- Sánchez-Bayo F. & Wyckhuys K.A.G. (2019) Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. *Biological Conservation* 232: 8-27.
- Schmitz A. & Isselstein J. (2020) Effect of Grazing System on Grassland Plant Species Richness and Vegetation Characteristics: Comparing Horse and Cattle Grazing. *Sustainability* 12: 3300.
- Simpson E.H. (1949) Measurement of diversity. *Nature* 163: 688.
- Slancarova J., Bartonova A., Zapletal M., Kotilinek M., Fric Z.F., Micevski N., Kati V., Konvicka M. (2016) Life History Traits Reflect Changes in Mediterranean Butterfly Communities Due to Forest Encroachment. *PLoS ONE* 11: e0152026.
- Smith F.A., Elliott S.M., Lyons S.K. (2010) Methane emissions from extinct megafauna. *Nature Geoscience* 3: 374–375.
- Smith F.A., Tomé C.P., Smith E.A.E., Lyons S.K., Newsome S.D. & Stafford T.W. (2015) Unraveling the consequences of the terminal Pleistocene megafauna extinction on mammal community assembly. *Ecography* 39:223–239.
- Spengler R.N. (2019) Origins of the Apple: The Role of Megafaunal Mutualism in the Domestication of Malus and Rosaceous Trees. *Frontiers in Plant Science* 10: 617.
- Sumpich, J. (2011) Motýli Národních parků Podyjí a Thayatal. Die Schmetterlinge der Nationalparke Podyjí und Thayatal. *Správa Národního parku Podyjí*, Znojmo, 428 pp.

- Surovell T.A., Pelton S.R., Anderson-Sprecher R., Myers A.D. (2016) Test of Martin's overkill hypothesis using radiocarbon dates on extinct megafauna. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 113: 886–891.
- Svenning J.-Ch., Pedersen P.B.M., Donlan C.J., Ejrnæs R., Faurby S., Galetti M., Hansen D.M., Sandel B., Sandom Ch.J., Terborgh J.W., Vera F.W.M. (2016) Science for a wilder Anthropocene: Synthesis and future directions for trophic rewilding research. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 113: 898-906.
- Thierry H. & Rogers H. (2020) Where to rewild? A conceptual framework to spatially optimize ecological function. *Proceedings of the Royal Society B* 287: 20193017.
- Thomas J.A. & Simcox D.J., Hovestadt T. (2011) Evidence based conservation of butterflies. *Journal of Insect Conservation* 15:241–258.
- Tilman D. (2001) An evolutionary approach to ecosystem functioning. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 98: 10979-10980.
- Toit J.T. & Pettorelli N. (2019) The differences between rewilding and restoring an ecologically degraded landscape. *Journal of Applied Ecology* 56: 2467-2471.
- Valdés-Correcher E., Rodriguez E., Kemp Y.J.M., Wassen J.M. & Cromsigt J.P.G.M. (2018) Comparing the impact of a grazing regime with European bison versus one with free-ranging cattle on coastal dune vegetation in the Netherlands. *Mammal Research* 63: 455–466.
- Van Braeckel A. & Bokdam J. (2002). Habitat selection of cattle and horses in the Lower Basin of the Biebrza National Park. Grazing as a conservation management tool in peatland.
- van Klink R., WallisDeVries M.F. (2018) Risks and opportunities of trophic rewilding for arthropod communities. *Philosophical transactions Royal Society B* 373: 20170441.
- Vera F. W. M. (2000) Grazing ecology and forest history. *CABI publishing*. 506 pp.
- Villéger S., Mason N.W.H., Mouillot D. (2008) New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology* 89: 2290-2301.
- Vodičková V., Vrba P., Grill S., Bartonova A., Kollross J., Potocký P., Konvička M. (2019) Will refaunation by feral horse affect five checkerspot butterfly species (*Melitaea* Fabricius,

1807) coexisting at xeric grasslands of Podyji National Park, Czech Republic? *Journal for Nature Conservation* 52: 125755.

Vos M., Berrocal S.M., Karamaouna F., Hemerik L., Vet L.E.M. (2001) Plant-mediated indirect effects and the persistence of parasitoid-herbivore communities. *Ecology Letters* 4: 38–45.

WallisDeVries M.F. & Daleboudt C. (1994) Foraging strategy of cattle in patchy grassland. *Oecologia* 100: 98–106.

Warren S.D. & Buttner R. (2008) Active military training areas as refugia for disturbance-dependent endangered insects. *Journal of Insect Conservation* 12: 671-676.

Warren M.S., Maes D., van Swaay C.A.M., Goffart P., Van Dyck H., Bourn N.A.D., Wynhoff I., Hoare D., Ellis S. (2021) The decline of butterflies in Europe: Problems, significance, and possible solutions. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 118: e2002551117.

Weiss M., Kozel P., Zapletal M., Hauck D., Prochazka J., Benes J., Cizek L., Sebek P. (2021) The effect of coppicing on insect biodiversity. Small-scale mosaics of successional stages drive community turnover. *Forest Ecology and Management* 483: 118774.

Wiemers M., Chazot N., Wheat Ch.W., Schweiger O. & Wahlberg N. (2020) A complete time-calibrated multi-gene phylogeny of the European butterflies. *Zookeys* 938: 97–124.

Woodcock B. A., Bullock J.M., Mortimer S.R., Brereton T., Redhead J.W., Thomas J.A., Pywell R.F. (2012) Identifying time lags in the restoration of grassland butterfly communities: A multi-site assessment. *Biological Conservation* 155: 50-58.

Zeder M.A. (2008) Domestication and early agriculture in the Mediterranean, Basin: Origins, diffusion, and impact. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105: 11597-11604.

Zielke L., Wrage-Mönnig N., Müller J., Neumann C. (2019) Implications of Spatial Habitat Diversity on Diet Selection of European Bison and Przewalski's Horses in a Rewilding Area. *Diversity* 11: 63.

Zimov S.A., Zimov N.S., Tikhonov A.N., Chapin F.S. (2012) Mammoth steppe: a high-productivity phenomenon. *Quaternary Science Reviews* 57: 26-45.

8 PŘÍLOHY

Příloha 1: Abundance denních motýlů zjištěná na jednotlivých lokalitách.

druh	Dobřany	Havraníky	Josefovské louky	Kozmické louky	Mašovice	Milovice- Ben.vrch.	Milovice- Traviny	Na Plachtě	Rokycany
<i>Aglais urticae</i>	3				1	2	2		
<i>Anthocharis cardamines</i>	7	18	4		6	23	13	4	1
<i>Apatura ilia</i>					1	2			
<i>Apatura iris</i>									1
<i>Aphantopus hyperanthus</i>	10	28	6	3	24	36	10	40	22
<i>Aporia crataegi</i>						0			2
<i>Araschnia levana</i>	2		4	5		1		1	7
<i>Argynnis adippe</i>		1	1		8			3	
<i>Argynnis aglaja</i>								2	
<i>Argynnis paphia</i>		20			19	1	12	20	7
<i>Aricia agestis</i>		22	52	2	22	1		6	
<i>Aricia eumedon</i>			8			0			
<i>Boloria dia</i>	6	40	3		27	93	31	20	1
<i>Boloria selene</i>	1							3	
<i>Brenthis ino</i>									18
<i>Brintesia circe</i>		33			16	0			
<i>Callophrys rubi</i>					6				
<i>Carterocephalus palaemon</i>			2			3		5	6
<i>Celastrina argiolus</i>	1	3	1	1		2	2	2	
<i>Coenonympha arcania</i>	97	196			220	312	214		
<i>Coenonympha glycerion</i>	18	261			37	150	190		3
<i>Coenonympha pamphilus</i>	157	647	596	19	333	2234	1374	622	36
<i>Colias alfacariensis</i>	2	11	2		36	1416	528	9	

druh	Dobřany	Havraníky	Josefovské louky	Kozmické louky	Mašovice	Milovice- Ben.vrch.	Milovice- Traviny	Na Plachtě	Rokycany
<i>Colias crocea</i>		2			1	1	3		
<i>Colias hyale</i>	1		1	6	2	0		1	
<i>Cupido argiades</i>				19	5				
<i>Cupido minimus</i>	312	1			16	5	15		
<i>Cyaniris semiargus</i>					7				
<i>Erebia medusa</i>		39			58	65	22		1
<i>Erynnis tages</i>	13	1	3	4	15	116	71	2	
<i>Glaucopsyche alexis</i>		1			1				
<i>Gonepteryx rhamni</i>	4	4	5	6	8	15	16	68	19
<i>Hesperia comma</i>		33			8	3	32		
<i>Hipparchia fagi</i>		9				0			
<i>Inachis io</i>	3	2	19	13	11	5	3	6	
<i>Iphiclides podalirius</i>		7			5	14	6		
<i>Issoria lathonia</i>	9	67	6	1	15	21	6	5	1
<i>Lasiommata maera</i>		7							
<i>Lasiommata megera</i>	6	19	9			10	2	5	7
<i>Leptidea juvernica cf</i>	11	7	12	7	34	198	81	38	19
<i>Leptidea sinapis</i>		2			1				
<i>Lycaena alciphron</i>		11			2				
<i>Lycaena dispar</i>			5			6	3	1	
<i>Lycaena hippotoe</i>		5				0			
<i>Lycaena phlaeas</i>	5	20	3	1	2	11		4	
<i>Lycaena tityrus</i>		85	18		6	13		4	
<i>Lycaena virgaureae</i>						9		4	
<i>Maculineaalcon rebeli</i>						73	40		
<i>Maculinea nausithous</i>			5	5					4

druh	Dobřany	Havraníky	Josefovské louky	Kozmické louky	Mašovice	Milovice- Ben.vrch.	Milovice- Traviny	Na Plachtě	Rokycany
<i>Maniola jurtina</i>	27	264	70	33	146	644	517	138	20
<i>Melanargia galathea</i>	45	187	29		141	1150	936	108	8
<i>Melitaea athalia</i>		10			141	5			
<i>Melitaea aurelia</i>					50				
<i>Melitaea britomartis</i>					90				
<i>Melitaea cinxia</i>		32			49				
<i>Melitaea didyma</i>		26			15	0			
<i>Minois dryas</i>		21			15	0			
<i>Neozephyrus quercus</i>		1							
<i>Nymphalis antiopa</i>								1	1
<i>Nymphalis polychloros</i>						1			
<i>Ochlodes sylvanus</i>	13	12	41		1	32	10	58	8
<i>Papilio machaon</i>		4	1			6			
<i>Pararge aegeria</i>							1		1
<i>Pieris brassicae</i>	26	11	1	4	35	1	5	7	1
<i>Pieris napi</i>	34	13	14	89	16	87	67	6	16
<i>Pieris rapae</i>	297	46	56	103	66	546	256	68	39
<i>Plebejus argus</i>		7			119	1238	1028		
<i>Plebejus argyrognomon</i>		3			52	545	246		
<i>Polygona c-album</i>				1			1	1	
<i>Polyommatus amandus</i>	1	1			1	1	9		
<i>Polyommatus bellargus</i>		38	2		31	6	8	5	
<i>Polyommatus coridon</i>	3	87	24		51	763	392	107	
<i>Polyommatus daphnis</i>						82	1		
<i>Polyommatus icarus</i>	93	100	33	8	59	290	245	62	24
<i>Pontia edusa</i>	72	5	1		1	77	30		

druh	Dobřany	Havraníky	Josefovské louky	Kozmické louky	Mašovice	Milovice- Ben.vrch.	Milovice- Traviny	Na Plachtě	Rokycany
<i>Pyrgus carthami</i>		14							
<i>Pyrgus malvae</i>	14	11			11	55	12	2	
<i>Pyrgus serratulae</i>		5			3				
<i>Satyrium acaciae</i>	83	22			13				
<i>Satyrium ilicis</i>		12							
<i>Satyrium pruni</i>	2	2			5				
<i>Satyrium spini</i>					1		2		
<i>Scolitantides orion</i>		2							
<i>Spialia sertorius</i>						4	16		
<i>Thymelicus lineola</i>	12	57	6	7	9	242	35	68	4
<i>Thymelicus sylvestris</i>	31	14	28	2	13	171	66	95	
<i>Vanessa atalanta</i>	2	1	9	3		6	5		9
<i>Vanessa cardui</i>	87	197	213	1	182	237	150	161	

Příloha 2: Abundance žahadlových blanokřídlých zjištěná na jednotlivých lokalitách.

druh	Dobřany	Havraníky	Josefovské louky	Kozmické louky	Mašovice	Milovice- Ben.vrch.	Milovice- Traviny	Na Plachtě	Rokycany
<i>Agenioideus cinctellus</i>		1							1
<i>Ammophila heydeni</i>		1							
<i>Ammophila pubescens</i>		2				1	3		
<i>Ammophila sabulosa</i>	4	1			2	2		5	1
<i>Ancistrocerus nigricornis</i>	1	4				1			
<i>Andrena bicolor</i>		1					2	1	
<i>Andrena cineraria</i>	2	4			2		1	2	2
<i>Andrena curvana</i>		1							
<i>Andrena denticulata</i>								1	
<i>Andrena dorsata</i>	3	1			2	1		1	
<i>Andrena flavipes</i>	9	1			2	46	31	10	
<i>Andrena fulva</i>	5					2			2
<i>Andrena fulvago</i>		4						2	1
<i>Andrena gelriae</i>						1			
<i>Andrena gravida</i>	15	2			4	3	5	1	
<i>Andrena haemorrhoa</i>	4					4		19	4
<i>Andrena hattorfiana</i>						2		1	
<i>Andrena humilis</i>		2							
<i>Andrena jacobi</i>					1				
<i>Andrena labialis</i>									1
<i>Andrena labiata</i>		5			1				
<i>Andrena lathyri</i>					1				
<i>Andrena minutula</i>	24	10	1		6	2	17	6	2
<i>Andrena mocsaryi</i>		6							
<i>Andrena nigroaenea</i>	8				16	2	3		

druh	Dobřany	Havraníky	Josefovské louky	Kozmické louky	Mašovice	Milovice- Ben.vrch.	Milovice- Traviny	Na Plachtě	Rokycany
<i>Andrena nuptialis</i>		1			5				
<i>Andrena ovatula</i>	9	3			5				
<i>Andrena pandellei</i>	1								
<i>Andrena vaga</i>						5		6	
<i>Andrena varians</i>								1	1
<i>Andrena ventralis</i>								21	
<i>Andrena wilkella</i>	2	1				10	2	4	2
<i>Anoplius viaticus</i>						2			
<i>Anthidium manicatum</i>		7							
<i>Anthidium oblongatum</i>			1						
<i>Anthidium punctatum</i>						1	1	2	
<i>Anthophora aestivalis</i>	4		1					1	
<i>Anthophora plumipes</i>	2					3		1	
<i>Apis mellifera</i>	528	418	170	57	172	277	153	381	451
<i>Arachnospila anceps</i>						1			
<i>Arachnospila fumipennis</i>						1			
<i>Arachnospila spissa</i>							1		
<i>Astata boops</i>					1			1	
<i>Astata minor</i>							1		
<i>Auplopus albifrons</i>	1								
<i>Auplopus carbonarius</i>	1	1				2		1	
<i>Bembecinus tridens</i>								6	
<i>Bombus bohemicus</i>									3
<i>Bombus cryptarum</i>		6							
<i>Bombus hortorum</i>	18	2			2	1	1		
<i>Bombus hypnorum</i>	1								
<i>Bombus lapidarius</i>	57	14	14	5	41	147	72	21	5
<i>Bombus lucorum</i>	75	21	3		54	31	10	11	9

druh	Dobřany	Havraníky	Josefovské louky	Kozmické louky	Mašovice	Milovice- Ben.vrch.	Milovice- Traviny	Na Plachtě	Rokycany
<i>Bombus pascuorum</i>	23	9	5	4	12		3	61	19
<i>Bombus pratorum</i>	6	2	2						2
<i>Bombus rupestris</i>	2				2				
<i>Bombus sylvarum</i>			2						
<i>Bombus terrestris</i>	32	61	11		19	97	79	22	24
<i>Ceratina cucurbitina</i>		11			4				
<i>Ceratina cyanea</i>	1	1					2	2	
<i>Ceratina chalybea</i>					1				
<i>Cerceris arenaria</i>								2	
<i>Cerceris quinquefasciata</i>	2					1			
<i>Cerceris ruficornis</i>		1			1				
<i>Cerceris rybyensis</i>	5					6	7	1	
<i>Cerceris sabulosa</i>		1							
<i>Ceropales maculata</i>				1				1	
<i>Clisodon furcatus</i>		1							
<i>Coelioxys afra</i>	1					4			
<i>Coelioxys echinata</i>							1		
<i>Coelioxys elongata</i>	1								
<i>Coelioxys inermis</i>								1	
<i>Coelioxys quadridentata</i>						1			
<i>Colletes cunicularius</i>	6				4	28	1	10	2
<i>Colletes daviesanus</i>			3						
<i>Colletes fodiens</i>	20		34		35	8	5	12	
<i>Colletes hylaeiformis</i>	1		1					1	
<i>Colletes similis</i>	1					2		1	1

druh	Dobřany	Havraníky	Josefovské louky	Kozmické louky	Mašovice	Milovice- Ben.vrch.	Milovice- Traviny	Na Plachtě	Rokycany
<i>Crossocerus exiguus</i>					1				
<i>Crossocerus vagabundus</i>									1
<i>Cryptocheilus notatus</i>	1								
<i>Cryptocheilus versicolor</i>		1			5	1		4	1
<i>Dasypoda hirtipes</i>								11	
<i>Didineis lunicornis</i>					1				
<i>Diodontus luperus</i>						1			
<i>Diodontus minutus</i>	1					2	10	1	
<i>Dioxys cincta</i>						1			
<i>Dioxys tridentata</i>						1			
<i>Dolichovespula sylvestris</i>									1
<i>Dolichurus corniculus</i>						4	2		
<i>Dryudella stigma</i>								5	
<i>Ectemnius cephalotes</i>						1			
<i>Ectemnius confinis</i>	1								
<i>Ectemnius continuus</i>	1								
<i>Ectemnius meridionalis</i>								2	
<i>Ectemnius ruficornis</i>								1	
<i>Ectemnius sexcinctus</i>									1
<i>Epeolus variegatus</i>	5							3	
<i>Gorytes laticinctus</i>								1	
<i>Halictus confusus</i>	3							1	
<i>Halictus maculatus</i>	1				1				
<i>Halictus rubicundus</i>		1			2	2	1		
<i>Halictus scabiosae</i>	11	3	5	2		4	1	3	
<i>Halictus sexcinctus</i>	4	1							
<i>Halictus simplex</i>	7	1			1	7	1		
<i>Halictus subauratus</i>	201		3		1	3	8	7	

druh	Dobřany	Havraníky	Josefovské louky	Kozmické louky	Mašovice	Milovice- Ben.vrch.	Milovice- Traviny	Na Plachtě	Rokycany
<i>Halictus tumulorum</i>	1		1				1		
<i>Harpactus elegans</i>						1			
<i>Harpactus laevis</i>					4	1			
<i>Hedychridium ardens</i>						1	1		
<i>Hedychridium coriaceum</i>						2			
<i>Hedychridium purpurascens</i>						2	1		
<i>Hedychridium roseum</i>	2					2	1		
<i>Hedychrum gerstaeckeri</i>	1					5	2		
<i>Hedychrum chalybaeum</i>							1		
<i>Hedychrum niemelai</i>								1	
<i>Hedychrum nobile</i>								1	
<i>Hedychrum rutilans</i>		2							
<i>Heriades crenulatus</i>								1	
<i>Heriades truncorum</i>	3		2		8			33	1
<i>Holopyga generosa</i>					2	2			
<i>Hoplitis adunca</i>	25		17		2			1	2
<i>Hoplitis claviventris</i>					1				
<i>Hoplitis leucomelana</i>								1	
<i>Hoplosmia spinulosa</i>						3		1	
<i>Hylaeus angustatus</i>		2	1		9		1		
<i>Hylaeus annularis</i>		1			2			1	
<i>Hylaeus annulatus</i>					1		2		
<i>Hylaeus brevicornis</i>		1			4	3			
<i>Hylaeus clypearis</i>		1							
<i>Hylaeus communis</i>		2			2				
<i>Hylaeus cornutus</i>					1				
<i>Hylaeus gibbus</i>		1				1		1	

druh	Dobřany	Havraníky	Josefovské louky	Kozmické louky	Mašovice	Milovice- Ben.vrch.	Milovice- Traviny	Na Plachtě	Rokycany
<i>Hylaeus gredleri</i>					2		4		
<i>Hylaeus lineolatus</i>		2			4				
<i>Hylaeus paulus</i>					2				
<i>Hylaeus signatus</i>						3			
<i>Hylaeus styriacus</i>	1	1							
<i>Hylaeus variegatus</i>							1		
<i>Chelostoma distinctum</i>	1					2			
<i>Chelostoma emarginatum</i>	1				1			1	
<i>Chelostoma florissomme</i>			5						
<i>Chelostoma foveolatum</i>			1					1	
<i>Chelostoma rapunculi</i>						1			
<i>Chrysis fulgida</i>									1
<i>Chrysis ignita</i>	1								
<i>Chrysis iris</i>						2		1	
<i>Chrysis rutilans</i>		1							
<i>Chrysis scutellaris</i>		1							
<i>Chrysis splicedula</i>						1			
<i>Chrysis viridula</i>								1	1
<i>Chrysura austriaca</i>			1						
<i>Chrysura dichroa</i>					1				
<i>Chrysura dichroa</i>						2			
<i>Lasioglossum aeratum</i>							1		
<i>Lasioglossum albipes</i>	5	5				2			2
<i>Lasioglossum brevicorne</i>		4							
<i>Lasioglossum calceatum</i>			2			2	2	1	
<i>Lasioglossum clypeare</i>		1							
<i>Lasioglossum glabriusculum</i>					1				

druh	Dobřany	Havraníky	Josefovské louky	Kozmické louky	Mašovice	Milovice- Ben.vrch.	Milovice- Traviny	Na Plachtě	Rokycany
<i>Lasioglossum interuptum</i>						5			
<i>Lasioglossum laevigatum</i>					1				
<i>Lasioglossum laticeps</i>	1		1			4			1
<i>Lasioglossum lativentre</i>								1	1
<i>Lasioglossum leucozonium</i>		1						1	
<i>Lasioglossum lucidulum</i>						2			
<i>Lasioglossum malachurum</i>	18					4			
<i>Lasioglossum marginatum</i>		4			22				
<i>Lasioglossum minutissimum</i>						1			
<i>Lasioglossum minutulum</i>	1								
<i>Lasioglossum morio</i>	4				4	6	2		3
<i>Lasioglossum nitidulum</i>					1		1		
<i>Lasioglossum pauxillum</i>	34		26	1		1	1		
<i>Lasioglossum politum</i>			3		2	10	3		
<i>Lasioglossum puncticolle</i>					1			1	
<i>Lasioglossum pygmaeum</i>					1				
<i>Lasioglossum quadrinotatum</i>						1			
<i>Lasioglossum rufitarse</i>					2				
<i>Lasioglossum villosulum</i>	1		1			1			
<i>Lasioglossum xanthopus</i>						1	1		
<i>Leptochilus regulus</i>				1					
<i>Lestica clypeata</i>						1	1	1	
<i>Lindenius albilabris</i>	1		1		2	2			
<i>Lindenius panzeri</i>						1	2		
<i>Macropis europaea</i>				9					
<i>Megachile alpicola</i>	2								
<i>Megachile centuncularis</i>							1		

druh	Dobřany	Havraníky	Josefovské louky	Kozmické louky	Mašovice	Milovice- Ben.vrch.	Milovice- Traviny	Na Plachtě	Rokycany
<i>Megachile circumcincta</i>								2	1
<i>Megachile melanopyga</i>		1							
<i>Megachile pacifica</i>								1	
<i>Megachile pilidens</i>	4					9	4	1	
<i>Megachile versicolor</i>							1		
<i>Megachile willughbiella</i>							1	1	
<i>Melecta albifrons</i>								1	
<i>Melitta leporina</i>					1		2		
<i>Melitta tricincta</i>		1						3	
<i>Microdynerus timidus</i>			1						
<i>Miscophus concolor</i>							1		
<i>Neosmia bicolor</i>					3			3	
<i>Nomada alboguttata</i>								2	
<i>Nomada bifasciata</i>					7	1	1		
<i>Nomada bluethgeni</i>					1				
<i>Nomada castellana</i>	1					1			
<i>Nomada fallax</i>								1	
<i>Nomada femoralis</i>								1	
<i>Nomada flava</i>								2	
<i>Nomada flavoguttata</i>	1	1			1	1	1	1	1
<i>Nomada fucata</i>	3					1			
<i>Nomada fulvicornis</i>						1			
<i>Nomada goodeniana</i>					3				1
<i>Nomada guttulata</i>							1		
<i>Nomada lathburiana</i>	2					1		5	
<i>Nomada panzeri</i>	1								1
<i>Nomada ruficornis</i>		1							8

druh	Dobřany	Havraníky	Josefovské louky	Kozmické louky	Mašovice	Milovice- Ben.vrch.	Milovice- Traviny	Na Plachtě	Rokycany
<i>Nomada sheppardana</i>									2
<i>Nomada signata</i>									1
<i>Nomada succincta</i>	2	1			6				
<i>Nomada tenella</i>					1				
<i>Nomada tridentirostris</i>			1						
<i>Nomada zonata</i>		1				2			
<i>Nysson dimidiatus</i>								2	
<i>Odynerus reniformis</i>						1			
<i>Odynerus spinipes</i>	2					1	4	2	
<i>Osmia aurulenta</i>	1	1	1		2	1		1	
<i>Osmia cornuta</i>		12			2				
<i>Osmia rufohirta</i>						1			
<i>Oxybellus bipunctatus</i>						4			
<i>Oxybellus uniglumis</i>						1			
<i>Panurgus calcaratus</i>							3	1	
<i>Passaloecus singularis</i>					1				
<i>Pemphredon inornata</i>						1			
<i>Philanthus triangulum</i>		7				1	3	4	
<i>Podalonia affinis</i>			1						
<i>Polistes dominula</i>	5	2		2		12	4	7	4
<i>Polistes nimpha</i>	4				2	8	12	7	1
<i>Priocnemis perturbator</i>							1	1	6
<i>Pseudanthidium lituratum</i>	1	1			3				
<i>Pseudospinolia neglecta</i>	1		2			12	4	4	
<i>Pterocheilus phaleratus</i>		3							
<i>Sapygina decemguttata</i>	2								
<i>Scolia hirta</i>		4			2	1			

druh	Dobřany	Havraníky	Josefovské louky	Kozmické louky	Mašovice	Milovice- Ben.vrch.	Milovice- Traviny	Na Plachtě	Rokycany
<i>Smicromyrme rufipes</i>	2		1	1		23	4	20	
<i>Sphecodes albilabris</i>		1				3	1	11	
<i>Sphecodes croaticus</i>	7	1			1			1	
<i>Sphecodes ephippius</i>	1							1	
<i>Sphecodes gibbus</i>	1	1				2	1		
<i>Sphecodes majalis</i>	1						1	1	
<i>Sphecodes marginatus</i>								1	
<i>Sphecodes miniatus</i>	2								
<i>Sphecodes monilicornis</i>		3				2			
<i>Sphecodes niger</i>		1			2				
<i>Sphecodes pseudofasciatus</i>							1		
<i>Sphecodes punctipiceps</i>							2	1	
<i>Sphecodes reticulatus</i>						1			
<i>Sphecodes rubicundus</i>	2					2	1	8	1
<i>Sphex funerarius</i>		1				3			
<i>Spinolia unicolor</i>		1							
<i>Stelis ornatula</i>		1							
<i>Stelis punctulatissima</i>							1		
<i>Symmorphus murarius</i>			1						
<i>Tachysphex grandii</i>								3	
<i>Tachysphex nitidus</i>						1			
<i>Tachysphex obscuripennis</i>								1	
<i>Tachysphex pompiliformis</i>	1								
<i>Tachysphex psammobius</i>		1							
<i>Tiphia femorata</i>	2					1			
<i>Tiphia minuta</i>						2			
<i>Trachusa byssina</i>	1								

druh	Dobřany	Havraníky	Josefovské louky	Kozmické louky	Mašovice	Milovice- Ben.vrch.	Milovice- Traviny	Na Plachtě	Rokycany
<i>Trichrysis cyanea</i>						2			
<i>Trypoxylon attenuatum</i>			2	1	1				
<i>Trypoxylon figulus</i>							1	1	1
<i>Vespa crabro</i>	1	14			15	3	6	3	1
<i>Vespula germanica</i>	3				1	3		2	
<i>Vespula vulgaris</i>	8					1	2	7	3
<i>Xylocopa valga</i>		1							
<i>Xylocopa violacea</i>					2			2	

Příloha 3: Abundance rovnokřídlých zjištěná na jednotlivých lokalitách.

druh	Dobřany	Havraníky	Josefovské louky	Mašovice	Milovice- Ben.vrch.	Milovice- Traviny	Na Plachtě	Rokycany
<i>Calliptamus italicus</i>		5		6				
<i>Conocephalus dorsalis</i>	1		2				3	1
<i>Conocephalus fuscus</i>		2		2	4	1		
<i>Decticus verrucivorus</i>					1			
<i>Euthystira brachyptera</i>	2			10	3		8	7
<i>Gryllus campestris</i>		4		3		1		
<i>Chorthippus albomarginatus</i>			3					5
<i>Chorthippus apricarius</i>	6			7	7	8		
<i>Chorthippus biguttulus</i>	36	36	18	34	30	31	14	14
<i>Chorthippus brunneus</i>	14	1	5	1			7	8
<i>Chorthippus dorsatus</i>	7	6	20	18	23	20	22	17
<i>Chorthippus mollis</i>		27		7	5	14	21	
<i>Chrysochraon dispar</i>	1						3	7
<i>Leptophyes albobittata</i>	10	3		7	4	3		
<i>Meconema thalassinum</i>	1	3		1				1
<i>Metrioptera bicolor</i>		5		17	3	2		
<i>Metrioptera brachyptera</i>							4	
<i>Metrioptera roeselii</i>	12		6		8	6	8	11
<i>Myrmeleotettix maculatus</i>		1						
<i>Nemobius sylvestris</i>				4		1		
<i>Oecanthus pellucens</i>		8			3	1		
<i>Oedipoda caeruleascens</i>	13	20		3	1	4	7	

druh	Dobřany	Havraníky	Josefovské louky	Mašovice	Milovice- Ben.vrch.	Milovice- Traviny	Na Plachtě	Rokycany
<i>Omocestus haemorrhoidalis</i>		24		4	8	10	11	
<i>Phaneroptera falcata</i>	9	4		4	3	5	4	12
<i>Pholidoptera griseoptera</i>	2		9			1	10	17
<i>Platycleis albopunctata</i>	14	11			5	7	1	
<i>Pseudochorthippus montanus</i>			17					5
<i>Pseudochorthippus parallelus</i>	19	9	15	17	10	8	18	11
<i>Ruspolia nitidua</i>				1				
<i>Stenobothrus crassipes</i>				16				
<i>Stenobothrus lineatus</i>		8		16		2		
<i>Stenobothrus nigromaculatus</i>		11						
<i>Stenobothrus stigmaticus</i>							5	
<i>Stethophyma grossum</i>			11					2
<i>Tetrix subulata</i>			3					7
<i>Tetrix tenuicornis</i>	11		4	13	6	14	7	14
<i>Tettigonia viridissima</i>	1		5			3	1	5