

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích
Přírodovědecká fakulta

Motýli českých maloplošných chráněných území
—
analýza s ohledem na funkční vlastnosti

Diplomová práce

Bc. Alena Bartoňová

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

České Budějovice 2013

Bartoňová A. (2013) Motýli českých maloplošných chráněných území – analýza s ohledem na funkční vlastnosti. [Butterflies of Czech protected areas – analysis interpreted by functional traits. Mgr. Thesis, in Czech.] – 71 p., Faculty of Science, University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic.

Annotation:

Butterflies (Insecta: Lepidoptera) of 125 Czech national protected areas were counted covering all seasonal aspects. A matrix of several functional traits of each species was used to explain impact of characteristics describing heterogeneity and geometry of the reserves, after removing influence of geography and habitat type.

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

Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své diplomové práce, a to v nezkrácené podobě elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách, a to se zachováním mého autorského práva k odevzdanému textu této kvalifikační práce. Souhlasím dále s tím, aby toutéž elektronickou cestou byly v souladu s uvedeným ustanovením zákona č. 111/1998 Sb. zveřejněny posudky školitele a oponentů práce i záznam o průběhu a výsledku obhajoby kvalifikační práce. Rovněž souhlasím s porovnáním textu mé kvalifikační práce s databází kvalifikačních prací Theses.cz provozovanou Národním registrem vysokoškolských kvalifikačních prací a systémem na odhalování plagiátů.

V Českých Budějovicích, 25. 4. 2013

Poděkování

Děkuju především Konvovi, který se mnou strávil nad touto prací nejvíc času. Dále Benymu, kterému to taky sebralo několik dní a spoustu nervů, za poskytnutá data, informace a podporu. Veronice Ouškové z AOPK ČR za spočtení procentuálního zastoupení jednotlivých přírodních biotopů uvnitř rezervací a poskytnutí vrstvy přírodních biotopů pro článek. Standovi Grillovi a Hance Fluksové za pomoc s GISy. Zdeňkovi Fricovi za fylogenetický strom a podporu. Mali za pomoc s GISy, s formátováním, za přečtení. Majklovi za mapu, úpravu obrázků, přečtení a tak. Oběma oponentům za přečtení. Všem ostatním přátelům a rodině.

Obsah

1 Úvod	1
2 Metodika	7
2. 1 Studované oblasti	7
2. 2 Charakteristiky rezervací	8
2. 3 Data o druhích	9
2. 4 Funkční vlastnosti	11
2. 5 Statistické analýzy	14
3 Výsledky	16
3. 1 Ordinační analýzy funkčních vlastností	16
3. 2 Analýzy na základě prezencí a absencí druhů v rezervacích	19
3. 2. 1 Nepřímé ordinace druhů a rezervací	19
3. 2. 2 Ordinance druhů v závislosti na biotopových a zeměpisných charakteristikách a prediktorech	21
3. 2. 3 Analýzy vlivu prediktorů	24
3. 2. 4 Korelace s funkčními vlastnostmi motýlů	26
3. 3 Analýzy na základě abundancí druhů	28
3. 3. 1 Nepřímé ordinace druhů a rezervací	28
3. 3. 2 Ordinance druhů v závislosti na biotopových a zeměpisných charakteristikách a prediktorech	28
3. 3. 3 Analýzy vlivu prediktorů	30
3. 3. 4 Korelace s funkčními vlastnostmi motýlů	30
4 Diskuse	33
4. 1 Vzájemné vztahy mezi funkčními vlastnostmi	33
4. 2 Společenstva v rezervacích a interpretace funkčními vlastnostmi	36
5 Závěr	40
6 Literatura	41
7 Přílohy	52

1 Úvod

Denní motýli (Lepidoptera: Papilionoidea a Hesperioidea) jsou často používáni jako tzv. bioindikační, vlajková či deštníková skupina pro popis kvality určitého území. Ochrana takových organismů může pomoci zachovat i další živočichy sdílející stejný biotop (Lambeck 1997, Simberloff 1998). Znalost kvality biotopu je pak přirozeně nutná u přírodních rezervací, mimo jiné i pro vědecké a politické obhájení jejich územní ochrany.

Územní ochrana přírody si klade za svůj hlavní cíl dlouhodobě uchovat biodiverzitu a je v tomto směru považována za jednu z nejefektivnějších cest z ekologického i ekonomického hlediska (Ervin 2003, Chape et al. 2005). Rezervace ale nejsou spojité a jsou statické, zatímco distribuce druhů je dynamická v čase i prostoru (González-Megías et al. 2008). V dnešní krajině představují chráněná území zpravidla ty nejlépe zachovalé fragmenty původních stanovišť druhů, udržované cílenou péčí, a tvoří tak jakési ostrovy relativně neporušené přírody (Thomas et al. 2012). Ty nejlepší biotopy mají největší šanci stát se chráněným územím, a tudíž mohou obsahovat nejvíce jinde ustupujících druhů. Ukazuje se, že rezervace jsou také druhy přednostně osidlovány (Thomas et al. 2012).

Nejen na chráněných územích se ekologové už dlouho pokoušejí předvídat změny v druhovém složení a funkci ekosystémů v čase i prostoru. V poslední době se při řešení této problematiky rozvíjejí přístupy založené na charakteristice organismů na základě jejich definovatelných či změřitelných biologických vlastností. Funkční vlastnost (v angličtině *functional trait* nebo *life-history trait*) je pak taková vlastnost, která výrazně ovlivňuje způsob života organismu, jeho přežití a fitness (Reich et al. 2003, McGill et al. 2006) a reprezentuje takový znak druhu, který se vyvinul jako odpověď na abiotické podmínky a kompetiční vztahy (Reich et al. 2003). Takové vlastnosti jsou ideálně nezávislé na taxonomické příslušnosti, mohou být použity napříč gradienty prostředí (McGill et al. 2006, Westoby & Wright 2006) a umožňují srovnání na velkých prostorových měřítkách (Statzner et al. 2001). Funkční vlastnosti organismů jsou různorodě využívány v ekologii společenstev, a to například pro vysvětlení změn v druhovém složení podél gradientů prostředí (např. Pekin et al. 2011) nebo během sukcesního vývoje (např. Strauss & Biedermann 2008, Azeria et al. 2011, Kröber et al. 2012). V analýzách ochrany a zachování druhové bohatosti slouží také jako prediktory globálních změn vesložení společenstev na výškovém gradientu v důsledku oteplování (např. Duivenvoorden & Cuello 2011), odpovědí na změny fenologie rostlin ze stejného

důvodu (Altermatt 2010), dopadů života ve fragmentované krajině (např. Barbaro & van Halder 2009, Franzén & Betzholtz 2012), osidlování industriálních biotopů (např. Lizée et al. 2011, Soga & Koike 2013) nebo při analýzách ustupujících druhů a modelování náchylnosti k extinkci (Koh et al. 2004, Kotiaho et al. 2004, Mattila et al. 2006, 2008).

V současnosti se rozvíjí používání funkčních vlastností také v analýzách společenstev denních i nočních motýlů (např. Mattila et al. 2006, 2008, Barbaro & van Halder 2009, Lizée et al. 2011, Stefanescu et al. 2011), avšak biotopová specializace či velikost těla byla pro interpretaci výsledků studií používána již dříve (srov. Hrubý 1964, Nieminen 1996, Beneš & Kuras 1998). U motýlů může soubor používaných funkčních vlastností zahrnovat velikost těla (formou rozpětí či délky křídla) a jiná morfologická měření, trofické specializace larev, počet generací za sezónu, přezimující stádium, disperzní kapacitu, habitatovou specializaci, vlastnosti týkající se velikosti areálu rozšíření, jeho typu a další. Vlastnosti použité v recentních studiích zaměřených na funkční vlastnosti ukazuje Tab. I.

Ve své práci jsem se zaměřila na takové vlastnosti druhů, které mohou souviset s disperzními schopnostmi a tím i s vyrovnáváním se s nespojitostí biotopů a přežitím ve fragmentované krajině (Thomas 2000). Přežívání přírodních populací totiž závisí na dostupnosti funkční sítě biotopů a na dostatečné mobilitě (Stevens et al. 2010). Disperze je charakterizována jako jakýkoliv pohyb mezi vhodnými biotopy, přičemž tyto jsou prostorově separované od ostatních bez ohledu na vzdálenost (Bowler & Benton 2005). Situaci komplikuje skutečnost, že biotopy jednotlivých druhů lze jen zřídka vymezit jako specifické typy krajinného pokryvu, spíše jde o výseky krajiny, poskytující jim všechny zdroje pro život a rozmnožování (např. Dennis et al. 2003). Zdroje se mohou vyskytovat v těsné blízkosti, nebo mohou být rozmístěny disjunktně. Jemněji členěná krajina s heterogennějším krajinným pokryvem bude poskytovat více zdrojů, a v těsnější blízkosti, než srovnatelná krajina homogenní.

Tato práce je založena na datech získaných z projektu „*Inventarizace národních kategorií maloplošných zvláště chráněných území*“ (VaV620/2/03). V rámci projektu byl sledován výskyt denních motýlů ve 125 národních přírodních památkách a rezervacích, jednotnou metodikou, během krátkého časového období (Beneš & Konvička 2006). Vznikl tak unikátní datový soubor, umožňující hodnotit společenstva motýlů napříč velkým počtem území s různými přírodními podmínkami, od studených horských mokřadů po výhřevné stepní stráně a od území o stovkách hektarů po drobné jednohektarové geologické fenomény. Jediné, co mají tato území společného, je to, že patří mezi nejcennější části přírody v ČR.

Složení motýlích společenstev v chráněných územích je pravděpodobně závislé na poloze území a typu chráněných stanovišť (Storch et al. 2003). Již méně triviální otázkou je, jak se ve složení společenstev odrazí „geometrické“ vlastnosti rezervací, jako rozloha a stanovištní heterogenita uvnitř a vně jejích hranic. Z hlediska praktické ochrany přírody je tato otázka možná důležitější, protože zatímco polohu a typ chráněného území nelze měnit, lze například zvětšit jeho rozlohu či vhodnou péčí měnit podmínky v jeho blízkém okolí. Kvantifikovat poměrný podíl různých environmentálních prediktorů na složení motýlích společenstev je úkol relativně snadný (např. Öckinger & Smith 2006, Kadlec et al. 2008, Krämer et al. 2012), obtížnější už je interpretace vlivů těchto prediktorů v datovém souboru zahrnujícím různorodá území, značně se lišící v druhovém složení. Jako vhodný nástroj se v tomto případě nabízí analýza funkčních vlastností, protože umožňuje takovou interpretaci bez ohledu na identitu druhů (Westoby et al. 2002, Reich et al. 2003, McGill et al. 2006).

V této práci jsem se nejprve podívala, jakým způsobem ordinace uspořádají funkční vlastnosti motýlů, jaké jsou korelace mezi jednotlivými vlastnostmi a jak lze toto uspořádání interpretovat. Dále jsem se ptala, jak charakteristiky rezervací, vypovídající o jejich geometrii a heterogenitě, ovlivňují společenstva motýlů, a to po odfiltrování zeměpisné polohy a převažujícího biotopu, a jakým způsobem se tento vliv projeví na funkčních vlastnostech druhů.

Za předpokladu, že sledované rezervace představují biologicky nejlepší výseky krajiny, by dle teorie ostrovní geografie (MacArthur & Wilson 1967) mělo platit, že s velikostí rezervace vzroste podíl druhů neschopných přežít v nechráněné krajině: tedy druhů méně mobilních, s nižší fertilitou a počtem generací, lokálně vyšší populační denzitou, vázaných na vzácnější živné rostliny, s menším areálem rozšíření. Totéž by mělo platit pro zvyšující se biotopovou pestrost rezervace, různorodou okolní krajinu a převýšení rezervace. Naopak druhy osidlující i běžnou nechráněnou krajinu, tedy mobilnější, s nižší populační denzitou, vysokou fertilitou a větším areálem rozšíření, by se měly objevovat ve všech rezervacích včetně těch drobných a měly by též být relativně četnější v rezervacích s členitými hranicemi, na něž při pohybu v krajině snáze narazí.

Tab. I: Studie analyzující společenstva motýlů z hlediska jejich funkčních vlastností.

Studie	Použité vlastnosti	Cíle a výsledky studie
Barbaro & van Halder (2009)	Národní trend (stoupající, stabilní, klesající), národní a regionální vzácnost (v procentech obsazených jednotek), biogeografická pozice (mediteránní či atlantická, široce rozšířený druh, severská či centrální), hostitelská specifická (monofagie, úzká oligofagie, oligofagie, polyfagie), forma hostitelské rostliny (traviny, dvouděložné byliny, keře či stromy), přezimující stádium (vajíčko či mladá housenka, vyvinutá housenka, kukla, dospělec), populační denzita, počet vajíček na samici, délka křídla, mobilita (sedentární, spíše sedentární, mobilní), doba letu (jedna generace na jaře, jedna generace v létě, dvě generace, tři generace).	Jaké vlastnosti organismů ovlivňují přežití ve fragmentované krajině? Ohrožené druhy motýlů charakterizovány omezeným areálem výskytu, přezimováním ve formě vajíčka či larvy, malou mobilitou, monofagií a krátkou dobou letu.
Beck & Fiedler (2009)	Geografická distribuce (tropická či temperátní), dieta dospělců (nektar, hníjící ovoce, pyl), přítomnost či nepřítomnost agregace na kalužích, očních skvrn, toxicity, Mülleriánských či Batesovských mimiker; hostitelská specifická larev (počet čeledí hostitelských rostlin), vlastnosti hostitelských rostlin (systematická klasifikace, toxicita, růstová forma).	Které vlastnosti ovlivňují délku života motýlů? Nejdéle žijí motýli živící se pylem, nejkratší dobu živící se nektarem. Antipredační znaky jsou spojeny s delším životem, agregace na kalužích (získávání minerálů) zase s kratším životem.
Carnicer et al. (2013)	Doba délky letu v měsících, hostitelská specifická (monofagie, oligofagie, polyfagie), disperzní kapacita (druh žijící v metapopulaci s malou disperzí, v metapopulaci s velkou disperzí, rovnoměrně rozmístěné bez sezónní migrace, rovnoměrně rozmístěné se sezónní migrací), fylogeneze (mitochondriální gen cytochromoxidáza).	Mohou změny vlastností v prostoru a během evoluce sloužit k vysvětlení gradientů druhové bohatosti? Výsledky podporují tvrzení, že specialisté a generalisté se vyvinuli opakovaně s jinými kombinacemi kvalitativními vlastností.
Diamond et al. (2011)	Hostitelská specifická (počet rostlinných druhů), mobilita dle Cowley et al. (2001), přezimující stádium (vajíčko, larva, kukla, dospělec), počet generací za sezónu, procento osídlených mapovacích čtverců, latitudinální rozsah ve Velké Británii, nejsevernější zeměpisná šířka výskytu.	Funkční vlastnosti předpovídají fenologickou odpověď druhů na změnu klimatu. Většina britských motýlů za posledních 30 let uspěla dobu prvního letu. Druhy s užší larvální dietou a vyššími přezimujícími stádii a také druhy s menším areálem rozšíření se objevují o dost dříve.
Franzén & Betzholtz (2012)	Hostitelská specifická (monofagie, oligofagie či polyfagie), biotopová preference (generalisté, druhy otevřených biotopů, lesní druhy), počet zemí výskytu v Evropě, délka doby letu v týdnech, doba letu (pozdní léto či jindy).	Predikovat výskyt mūr (Noctuidae) na ostrovech jakožto model fragmentované krajiny. Při kolonizaci ostrovů se lépe uplatňují polyfagové s dobou letu v pozdním létě, okupující větší počet evropských zemí. Efekt velikosti těla nebyl signifikantní.
Franzén et al. (2012)	Reprodukční potenciál formou délky doby letu (krátká, střední, dlouhá), abundance (počet jedinců zaznamenaných za rok – nízká, střední, vysoká), velikost areálu (počet evropských zemí výskytu -malá, střední, velká), populační trend (stoupající, stabilní, klesající), rozpětí křídel, průměrná denní teplota během doby letu, biotopová preference (generalisté, druhy otevřených biotopů, lesní druhy), hostitelská specifická (monofagie, oligofagie či polyfagie), taxonomická příslušnost pro korekci.	Vlastnosti druhů jsou slibnou cestou pro vysvětlení vztahu druhové bohatosti k ploše. Vlastnosti jsou zodpovědné za procesy kolonizace a extinkce dle teorie ostrovní biogeografie.
García-Barros & Benito (2010)	Délka křídla, rozdíly v sexuálním dimorfismu, migrace (sedentární, migrující), velikost vajíčka, počet generací za sezónu, délka doby letu v měsících, průměrný měsíc doby letu, přezimující stádium, hostitelská specifická (počet čeledí, rodů a druhů hostitelských rostlin, forma hostitelské rostliny (dřevina či bylina), část rostliny využívaná housenkami, gregarismus larev (jednotlivě, gregarické), míra myrmekofilie (slabá vazba, silná vazba, obligátní), vlastnosti areálu rozšíření (průměrná zeměpisná šířka, disperze – rozptýl osídlených jednotek, průměrná nadmořská výška, stupeň endemismu – procenta osídlených jednotek vzhledem k počtu osídlených evropských zemí).	Může být velikost areálu vysvětlená vlastnostmi druhů? Nejlépe vysvětlující znak se ukázala hostitelská specifická, pak disperzní schopnost. Široce rozšířené druhy jsou větší polyfagové, více sexuálně dimorfiční, mají vyšší plodnost a disperzní schopnosti. Druhy s menšími nebo rozptýlenými areály mají delší doby letu dospělců, hostitelskými rostlinami jsou dvouděložné dřeviny.

Jonason et al. (2012)	Rozpětí křídel, hostitelská specifická (oligofagie či polyfagie; traviny či širolisté byliny), míra reprodukce (průměrný počet vajíček vynásobený počtem generací za sezónu).	Cílem bylo zjistit, zda organické farmaření ovlivňuje složení funkčních vlastností. Organické farmy přispívají ke zvýšení biodiverzity, ale nejsou upřednostňovány druhy určitých vlastností.
Koh et al. (2004)	Biotopová specializace dospělců (závislí či nezávislí na lesních porostech), hostitelská specifická (počet rodů rostlin využívaných larvami), migrační model (migrující či nemigrující), rozdílnost ve zbarvení mezi pohlavími, nápadnost dospělců (proporce černé, hnědé a šedé na vrchní straně křídel), kladení vajíček (po jednom, ve shlucích), gregarismus larev (jednotlivě, gregarické), denzita (celkový počet dospělců zaznamenaných v oblasti studia).	Zjistit efekt vlastností druhů na pravděpodobnost vyhynutí ve značně narušeném tropickém lese. Hostitelská specifická larev a biotopová specializace dospělců byly nejdůležitějšími znaky ve všech motýlích čeledích. Specializované druhy s úzkými nikami jsou méně přizpůsobivé k měnícím se podmínkám prostředí.
Komonen et al. (2004)	Hostitelská specifická (monofagie – jeden druh host. rostliny, oligofagie – jeden rod, polyfagie), biotopová specifická (nekultivovaná země, louka, lesní lem, bažina – dána součtem biotopů, ve kterých se vyskytuje), umístění areálu (vzdálenost mezi nejjižnějším místem Finska a nejsevernějším místem výskytu druhu), distribuce hostitelské rostliny (počet obsazených čtverců 10 × 10 km; jen u monofágů), mobilita dle Cowley et al. (2001) (názor expertů – ohodnocení mobility druhu na škále 0–10), délka doby letu, délka křídla, taxonomická příslušnost pro korekci.	Hledány vztahy mezi třemi funkčními vlastnostmi druhů (mobilitou, délkou doby letu a velikostí těla) a šíří niky (biotopové specifické), dostupností zdrojů a umístěním areálu. Mobilita byla pozitivně korelována s šíří niky, dostupností zdrojů a umístěním areálu. Délka doby letu byla negativně korelována s umístěním areálu, druhy žijící na severním okraji areálu mají kratší délku doby letu. Po fylogenetické korekci nebyla nalezena korelace mezi velikostí těla a šíří niky, dostupností zdrojů a velikostí areálu.
Kotiaho et al. (2004)	Denzita (na čtverec o velikosti 10 × 10 km), hostitelská specifická (monofagie – jeden druh rostliny, polyfagie – více druhů), biotopová specifická (nekultivovaná země, louka, lesní lem, bažina – dána součtem biotopů, ve kterých se vyskytuje), délka doby letu ve dnech, rozpětí křídel, disperze (jako průměr udaných hodnot 13 specialisty).	Porovnat vlastnosti ohrožených a neohrožených motýlích druhů. Ohrožené jsou charakterizovány úzkou nikou, omezenou distribucí zdrojů, špatnou disperzní schopností a krátkou délkou doby letu. Podle vlastností lze charakterizovat, kteří motýli jsou ve větším riziku vyhynutí.
Lizée et al. (2011)	Rozpětí křídel, počet generací za sezónu, počet rodů hostitelských rostlin, počet čeledí hostitelských rostlin, přezimující stádium (vajíčko nebo larva, kukla nebo dospělec).	Zjistit, zda je různá míra urbanizace některými strategiemi využívána více než jinými. Druhy z předměstí mohou být více specializované, druhy žijící v centrech patří mezi generalisty a dochází k funkční i taxonomické homogenizaci.
López-Villalta (2010)	Počet generací za sezónu, první a poslední měsíc doby letu, délka doby letu (v měsících), přezimující stádium (vajíčko, larva, kukla), minimální a maximální nadmořská výška, hostitelská specifická (počet rodů hostitelských rostlin, počet sdílených rostlin s příbuzným motýlem).	Čím se liší endemité mediteránu od široce rozšířených druhů? Porovnávány vždy dvojice druhů ze stejného rodu – jeden mediteránní druh a jeden široce rozšířený. Endemité motýli měli méně generací za sezónu, časnější začátek doby letu, kratší délku doby letu, specializovanější potravu larev s menší diverzitou hostitelských rostlin a více používali unikátní rostlinné rody.

Mattila et al. (2006)	Rozpětí křídel, hostitelská specifita (monofagie, oligofagie, polyfagie), distribuce hostitelských rostlin (počet obsazených jednotek), délka doby letu (průměrný počet dní, při více generacích za sezónu byla použita pouze délka první), přezimující stádium.	Cílem bylo určit, které vlastnosti nejlépe předvídají míru rizika vyhynutí a změny v distribuci mūr (Noctuidae). Byla použita data o změnách distribuce dle atlasu. Efekt na změnu mělo přezimující stádium, druhy přezimující jako larva nebo kukla nejvíce ustoupily.
Mattila et al. (2008)	Stejně jako v Mattila et al. (2006).	Cílem bylo určit, které vlastnosti nejlépe předvídají míru rizika vyhynutí a změny v distribuci píďalek (Geometridae). Byla použita data o změnách distribuce dle atlasu. Monofágové podstupují vyšší riziko vyhynutí než polyfágové (monofágové větších druhů vyšší než menších), ve větším ohrožení jsou také druhy přezimující jako larva.
Pöyry et al. (2009)	Rozšíření (počet obsazených mapovacích čtverců), mobilita (dle názoru expertů), velikost těla, délka doby letu, status ohrožení dle národního Červeného seznamu, přezimující stádium, hlavní typ biotopu, hostitelská specifita (monofagie – jeden druh host. rostliny, oligofagie – do čtyř druhů, polyfagie – více jak čtyři druhy), růstová forma živné rostliny (bylina, tráva, dřevina), produktivita larválního biotopu (nízká, střední, vysoká), množství biotopů využívaných dospělci.	Do severnějších zeměpisných šířek se více přesunují druhy více rozšířené, mobilnější, přezimující jako dospělci a využívající dřeviny, s lesními lemy jako hlavním larválním biotopem. Naopak druhy méně mobilní a malé, využívající byliny a trávy a otevřenými travnatými larválními biotopy vykazovaly posuny méně často.
Soga & Koike (2013)	Sezónní specializace (specialisté – 1 generace za rok, generalisté – více generací), forma hostitelské rostliny (dřevina či bylina), biotopová specializace (specialisté či generalisté, v závislosti na rozmístění živných rostlin v prostoru)	Jaká je možnost vyhynutí motýlů v moderním městě? Signifikantně větší šanci vymřít mají sezónní a biotopoví specialisté.
Stefanescu et al. (2011)	Hostitelská specifita (monofagie, oligofagie, polyfagie), biotopová specializace pomocí indexu specializace jako v Julliard et al. (2006) (nízké hodnoty pro druhy homogenně rozmístěné ve všech biotopech a vysoké pro druhy omezené na určité biotopy), disperzní kapacita (druh žijící v metapopulaci s malou disperzí, v metapopulaci s velkou disperzí, rovnoměrně rozmístěné bez sezónní migrace, rovnoměrně rozmístěné se sezónní migrací).	Co určuje druhovou bohatost specializovaných a nesespecializovaných druhů mediteránních motýlů? Ustupují druhy specializované na horské oblasti z důvodu globálního oteplování v kombinaci se ztrátou biotopů způsobenou opouštěním pastvy a sečení. Nesespecializované druhy mohou také ustupovat kvůli zvyšování vyprahlosti a intenzifikaci využití krajiny v nížinách.
Woodcock et al. (2012)	Mobilita dle Cowley et al. (2001) (dle názoru expertů), hostitelská specifita (monofagie – jeden rostlinný rod, volná monofagie – jedna rostlinná čeleď, polyfagie), počet generací za sezónu (jedna či více), počet čtverců 10 × 10 km, ve kterých byl druh zaznamenán, charakteristiky týkající se hlavních živných rostlin – počet čtverců 10 × 10 km, ve kterých byla zaznamenán, regenerační strategie (reprodukce pouze semeny či aspoň částečně klonálně), jednoletost nebo víceletost, kompetiční schopnost, úspěšnost osídlení (průměrná velikost populace v prvních pěti letech po restauraci biotopu).	Kteří motýli rychleji osidlují restaurované biotopy? Motýli s nízkou mobilitou osidlují pomaleji, rychleji ti s široce rozšířenými živnými rostlinami.

2 Metodika

2. 1 Studované oblasti

Inventarizace byla prováděna ve 125 českých maloplošných zvláště chráněných územích rozmístěných po celé republice (Obr. 1). Vzhledem k předmětu inventarizace byl průzkum omezen na rezervace národních kategorií (národní přírodní památky, národní přírodní rezervace). I mezi nimi však byl proveden výběr: z více než 200 takových území byla vyloučena ta, kde je převažujícím biotopem uzavřený a stanovištně uniformní les, druhově chudý na motýly, a jež byla současně logisticky špatně dostupná. To vyloučilo většinu horských lesních rezervací. Zahrnuty byly také některé části jádrových zón národních parků, jež se před vyhlášením těchto parků těšily územní ochraně jako rezervace (Mrtvý luh, Rokytecká slat', Jezerní slat', Havranické vřesoviště). Všechny studované oblasti jsou dále v textu označovány jako „rezervace“.



Obr. 1: Rozmístění mapovaných rezervací.

2. 2 Charakteristiky rezervací

Každé území bylo popsáno zeměpisnou šířkou a délkou (dle čísla mapovacího kvadrátu, viz Vacíková 2013), průměrnou nadmořskou výškou, a převažujícím typem biotopu, vymezeného s maximálním zjednodušením – stepní trávník, louka, mokřad, rašeliniště, les (ÚSOP, AOPK ČR 2013).

Pro získání charakteristik heterogenity bylo využito geografického informačního systému (GIS, ArcView, ESRI 1999). Pro každou rezervaci byla nejprve vytvořena obrysová vrstva rezervací (shapefile) a spočítána její rozloha a perimetr, který po vztažení k rozloze ukazuje členitost hranic rezervace. Po přidání vrstvy přírodních biotopů (Vrstva mapování biotopů, AOPK ČR 2012) bylo vypočteno jejich procentuální zastoupení uvnitř hranic rezervace. Plochy spadající do kategorie „X“, čili „biotopy silně ovlivněné nebo vytvořené člověkem“ (Chytrý et al. 2001), byly dopočteny do sta procent. Pro charakteristiku heterogenity na velké prostorové škále bylo použito procentuální zastoupení 19 krajinných prvků rozlišitelných ze satelitních snímků dle CORINE Land Cover (EEA 2002), použitých vždy pro mapovací kvadrát, ve kterém se nachází rezervace nebo její větší část. Pro popsání kompoziční diverzity jsem na všech prostorových měřítkách z těchto dat spočetla Simpsonův index diverzity (SDI, Simpson 1949). Výškovou členitost udává převýšení rezervace vztažené k její rozloze. Veškeré charakteristiky rezervací shrnuje Tab. II., jejich hodnoty pro rezervace udává Příloha II.

Tab. II: Charakteristiky rezervací použité v analýze. (1) Zeměpisné charakteristiky, (2) biotopové charakteristiky, (3) prediktory (charakteristiky geometrie a heterogenity).

	Charakteristika	Název v analýze	Vymezení, jednotky
(1)	Zeměpisná šířka	<i>S – J</i>	první dvojčíslí mapovacího kvadrátu
	Zeměpisná délka	<i>Z – V</i>	druhé dvojčíslí mapovacího kvadrátu
	Průměrná nadmořská výška	<i>nadm. výška</i>	[m. n. m]
(2)	Převažující typ biotopu	<i>stepní, luční, mokřadní, rašeliništní, lesní</i>	–
(3)	Rozloha	<i>rozloha</i>	[ha]
	Výšková členitost	<i>převýšení</i>	převýšení [m] k rozloze [ha]
	Členitost hranic	<i>perimetr</i>	perimetr [m] k rozloze [ha]
	Počet přírodních biotopů	<i>počet biotopů</i>	počet přírodních biotopů dle NATURA 2000 zastoupených uvnitř hranic rezervace
	Simpsonův index diverzity biotopů uvnitř hranic rezervace	<i>SDI uvnitř</i>	kompoziční diverzita přírodních biotopů uvnitř hranic rezervace
	Simpsonův index diverzity krajinného pokryvu	<i>SDI 10 × 10 km</i>	kompoziční diverzita krajinných prvků v mapovacím kvadrátu 10 × 10 km

2. 3 Data o druzích

Názvosloví druhů denních motýlů bylo v této práci použito podle Laštůvky & Lišky (2010). Data sebraná během projektu a autorské citace druhů shrnuje Příloha I.

Vlastní monitoring byl prováděn 38 pracovníky dle metodiky Konvičky & Beneše (2005) a probíhal převážně v letech 2004–2005. Základem bylo opakované sledování většiny rezervací metodou pozorování za jednotku času (Kadlec et al. 2012). Touto metodou lze získat údaje o druhové bohatosti a relativní početnosti, které mohou být využitelné pro vzájemné porovnání lokalit, popř. i pro srovnání časových změn, pokud bude projekt někdy opakován. Inventarizace zahrnovala nadčeledi Hesperioidea a Papilionoidea z řádu Lepidoptera.

Cílová území byla navštívena pětkrát během sezóny, aby byly podchyceny všechny sezónní aspekty. To vzhledem k době letu našich druhů znamená: (1) jarní aspekt: třetí dekáda dubna – polovina května, (2) časně letní aspekt: polovina května – první dekáda června, (3) vrcholné léto: druhá dekáda června – první dekáda července, (4) pozdní léto: druhá dekáda července – polovina srpna, (5) časný podzim: polovina srpna – první dekáda září. Výjimkou byly vysoko položené rezervace se střední nadmořskou výškou nad 800 metrů, kde byl počet návštěv redukován na tři (odpadla první a pátá návštěva).

Dospělci motýlů byli sledováni zrakem, případně odchyceni do síťky pro identifikaci, u determinačně náročných druhů bylo odchyceno maximálně pět jedinců pro pozdější determinaci pomocí preparace genitálií. Návštěvy probíhaly mezi devátou a šestnáctou hodinou, za přinejhorším polojasného počasí, teplotě $> 18\text{ }^{\circ}\text{C}$ (v horách a v jarních měsících $> 15\text{ }^{\circ}\text{C}$), za bezvětří až mírného větru.

Při návštěvě procházel pracovník celé chráněné území tak, aby obsáhl všechny hlavní typy stanovišť a aby mohlo být zjištěno pokud možno co nejvíce přítomných druhů. Doba strávená monitoringem byla odstupňována dle rozlohy území (s ohledem na zastoupení vodní či husté lesní plochy): území do 1 ha – 45 osobominut (= 45 minut, pokud mapovala jedna osoba), do 5 ha – 1,5 osobohodiny, do 10 ha – 2 osobohodiny, do 100 ha – 3 osobohodiny, nad 100 ha – 4 osobohodiny. Rozsáhlejší území nebyla procházena celá, pracovník si vytyčil pro všechny návštěvy fixní trasu tak, aby obsáhla všechny hlavní typy biotopů a celkový pobyt v území nepřesáhl 4 – 5 osobohodin.

Do protokolu byly zaznamenány semikvantitativní abundance všech zjištěných druhů denních motýlů na osmistupňové škále: 1) 1 jedinec, 2) 2 jedinci, 3) 3 – 5 jedinců, 4) 6 – 10 jedinců, 5) 11 – 20 jedinců, 6) do 100 jedinců, 7) stovky jedinců, 8) tisíce jedinců.

Protokol dále obsahoval datum, denní dobu strávenou v území, záznam o počasí a větru, hlavní nektaronosné rostliny a údaje, které mohly ovlivnit zjištěné abundance (např. management lokality).

Z analýz byly vyloučeny dva druhy nepovažované za současnou motýlí faunu ČR (Beneš et al. 2002), a to *Parnassius apollo* reintrodukovaný v NPP Šipka a *Melitaea phoebe* nalezený v NPR Děvín-Kotel-Soutěžka, což byl jediný zaznamenaný exemplář pro ČR po roce 2004 (Databáze mapování motýlů ČR 2013). V analýzách jsou sloučeny špatně odlišitelné druhy soumračníků *Pyrgus alveus* a *P. trebevicensis*; a poddruhy *Phengaris alcon rebeli* a *P. alcon alcon* (viz Beretzki et al. 2005).

2. 4 Funkční vlastnosti

Pro analýzu byly vybrány vlastnosti druhů související s disperzními schopnostmi. Vymezení vlastností, jejich kategorií a zdrojů ukazuje Tab. III, jejich hodnoty pro druhy shrnuje Příloha III. Velikost těla jsem popsala pomocí rozpětí křídel, které bývá vysoce korelováno s disperzní kapacitou (Nieminen 1996). Není sice úplně ideální pro její předvídání, ale díky snadné dostupnosti z literatury jde stále o nejlepší volbu (Sekar 2012).

Pro popsání míry reprodukce jsem použila voltinismus, čili průměrný počet generací za sezónu (určující čas, který je k dispozici pro disperzi, Sekar 2012) a fertilitu, čili průměrný počet vajíček na samici, obojí ukazuje možnou rychlost šíření druhu.

Životní formy hostitelských rostlin byly za účelem mé studie rozděleny do čtyř kategorií, podle měnící se strategie ochrany proti herbivorům (tzv. *aparence*; Feeny 1976, Rhoades & Cates 1976). Pokud herbivor překoná kvalitativní obranu rostliny (u tzv. neaparentních rostlin, které se brání chemicky po celou dobu života rostliny), je pro něj tento zdroj dostupný po celou sezónu. Naopak pokud je herbivor specializován na rostlinu s kvantitativní obranou (tzv. aparentní rostliny, které se snaží vytvořit co nejvíce a co nejužší biomasy a obranné makromolekuly jsou hromaděny postupně – trávy, dřeviny), často se mu naskýtá během sezóny jen krátké časové okno během vývoje mladých listů, které nejsou tak dokonale mechanicky chráněny a poskytují tak bohatší výživu pro vyvíjející se larvy (Alonso & Herrera 2000). Proto *aparence* živné rostliny souvisí s počtem generací za sezónu, druhy specializované na neaparentní rostliny mohou vytvořit více generací, a naopak (Čížek et al. 2006). Druhy s aparentními živnými rostlinami mají ale široce rozšířené zdroje, což vychází zprvu už ze samotné strategie těchto rostlin (odolávat herbivorii množstvím biomasy), a zadruhé jsou tyto rostliny chráněny podobnými látkami, takže pokud je herbivor překoná, má k dispozici širší druhové spektrum živných rostlin.

Mobilita druhu by měla být ideálně použita na základě zpětných odchytů (Stevens et al. 2010), vzhledem k neexistenci těchto dat pro mnohé druhy jsou používány přístupy založené na expertních odhadech na základě zkušeností (Cowley et al. 2001, Komonen et al. 2004, Kotiaho et al. 2004, Woodcock et al. 2012). Zde byla použita *mobilita* jakožto disperzní chování dle Reinhardta et al. (2007).

Distribuce druhu byla určena počtem faunistických čtverců, které druh obývá v ČR, a velikostí areálu rozšíření. Areál rozšíření někdy bývá charakterizován počtem evropských zemí, ve kterých se druh vyskytuje (např. Franzén & Betzholtz 2012), kvůli rozlišení

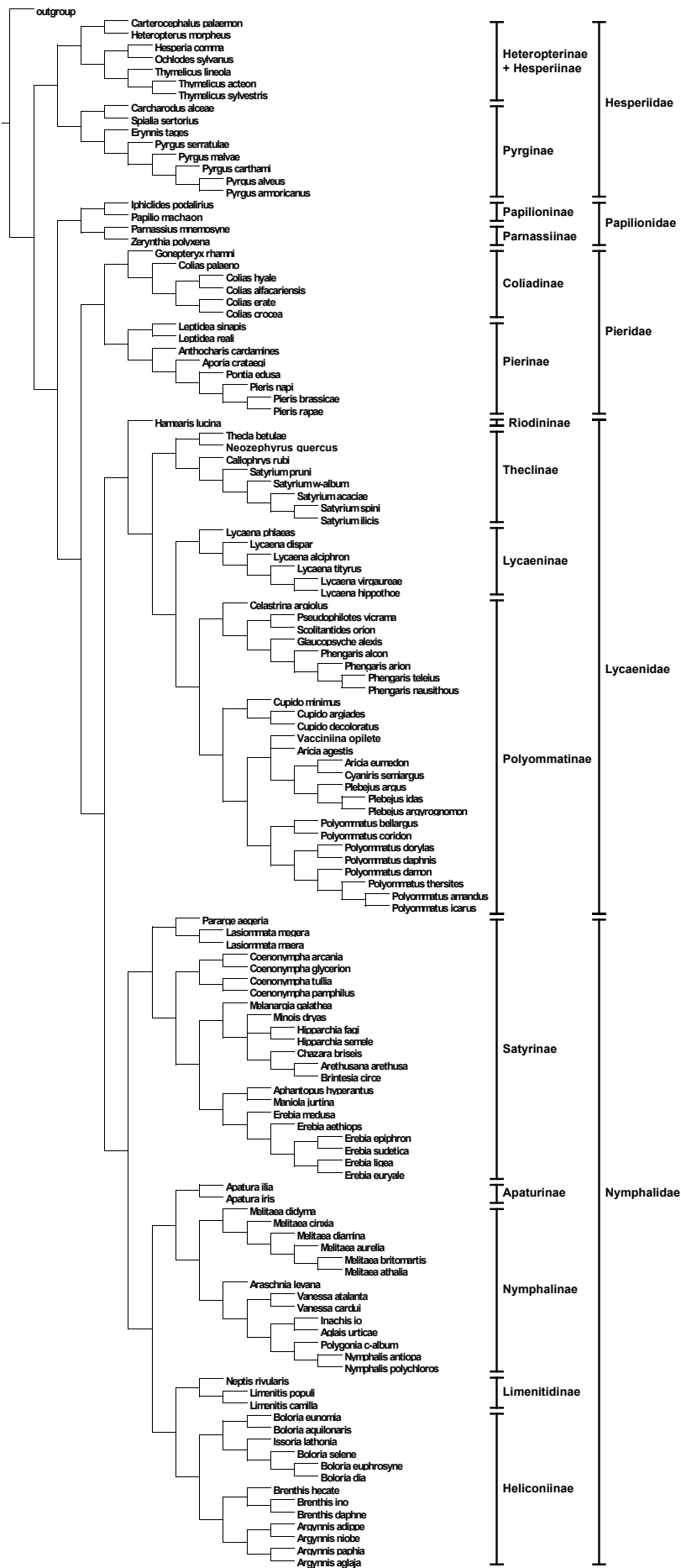
eurosibiřského a západopalearktického rozšíření jsem ale použila rozšíření udávané Tolmanem & Lewingtonem (2009).

Relativní hustota jedinců v prostoru byla použita opět dle Reinhardta et al. (2007). Vzhledem k hodnotám, kterých nabývá (nízké hodnoty odkazují na místně vysokou hustotu jedinců, vysoké na jedince rozptýlené v krajině), pro ni používám v této práci název *řidkost*.

Pro fylogenetickou korekci byla použita taxonomická příslušnost druhů do čeledí a podčeledí, upravená podle současných poznatků (Eliot 1973, Aubert et al. 1999, Caterino et al. 2001, Wahlberg et al. 2003, Braby et al. 2006, Warren et al. 2009; Obr. 2).

Tab. III: Vlastnosti druhů použité v analýze.

Vlastnost	Název v analýze	Vymezení a kategorie	Zdroj
Velikost těla	<i>rozpětí</i>	průměrné rozpětí křídel [mm]	Higgins & Riley (1970)
Životní forma živné rostliny	<i>aparence</i>	životní forma hostitelské rostliny, seřazená od nejméně k nejvíce aparentním rostlinám: 1: efemery a malé byliny, 2: velké byliny a trávy, 3: keře, liány a malé stromy, 4: velké stromy	údaje o host. rostlinách: Tolman & Lewington (2009) Beneš et al. (2002)
Voltinismus	<i>voltinismus</i>	Průměrný počet generací za sezónu	Tolman & Lewington (2009)
Fertilita	<i>fertilita</i>	třída průměrného počtu vajíček na samici (1: 19 – 27, 2: 28 – 39, 3: 40 – 57, 4: 58 – 82, 5: 83 – 119, 6: 120 – 173, 7: 174 – 250, 8: 251 – 363, 9: 364 – 527)	Reinhardt et al. (2007) Garcia-Barros (2000) chybějící hodnoty (n=29) doplněny průměrnou hodnotou.
Mobilita – disperzní chování	<i>mobilita</i>	ochota druhu k disperzi – 1: extrémně sedentární (věrný prostředí), 2: velmi sedentární, 3: sedentární, 4: spíše sedentární, 5: méně sedentární, 6: ochotně dispergující, 7: mobilní, 8: velmi mobilní, 9: extrémně mobilní	Reinhardt et al. (2007) chybějící hodnoty (n=30) doplněny na základě zkušeností (M. Konvička).
Relativní hustota jedinců	<i>řidkost</i>	relativní počet jedinců na jednotku plochy (1: 1000/ha, 2: 260/ha, 3: 64/ha, 4: 16/ha, 5: 4/ha, 6: 1/ha, 7: 25 km ² , 8: 6 km ² , 9: 2 km ²)	Reinhardt et al. (2007) chybějící hodnoty (n = 30) doplněny průměrnou hodnotou.
Počet mapovacích čtverců	<i>počet čtverců</i>	počet faunistických kvadrátů v České republice, na kterých byl zjištěn jeho výskyt v letech 200 – 2012	Databáze mapování motýlů ČR (2013)
Velikost areálu rozšíření	<i>velikost areálu</i>	1: areál velikosti ostrovu či pohoří, 2: areál velikosti části Evropy (např. atlantomediteránní, severský), 3: areál velký jako západní Palearkt, čili Evropa maximálně po Ural, Západní Kazachstán (sem spadá také pontomediteránní rozšíření), 4: eurosibiřské rozšíření, areál druhu jde za Ural, 5: větší než Palearkt)	Tolman & Lewington (2009)
Fylogeneze	–	taxonomické zařazení do čeledí a podčeledí použité jako kovariáty (viz Obr. 2)	Eliot (1973) Aubert et al. (1999) Caterino et al. (2001) Wahlberg et al. (2003) Braby et al. (2006) Warren et al. (2009)



Obr. 2: Fylogeneze druhů vyskytujících se v mapovaných rezervacích, jejich rozdělení do čeledí a podčeledí.

2. 5 Statistické analýzy

Možností, jak statisticky vyhodnotit odpovědi funkčních vlastností na environmentální charakteristiky, je několik. Vždy musí být řešen problém propojení tří matic: (1) matice L , obsahující p druhů na n místech, (2) matice R , obsahující m environmentálních charakteristik pro n míst a (3) matice Q , obsahující s funkčních vlastností pro p druhů (Legendre et al. 1997, Dray & Legendre 2008). Řešením může být vyhnout se třetí matici, např. sloučením matic L a Q , kdy jsou druhy plně nahrazeny odpovídajícím počtem funkčních vlastností v místě pozorování (Mabry et al. 2000). Lizeé et al. (2011) používají při ordinačních analýzách matici Q a matici abundancí druhů zaznamenaných ve třech typech prostředí a vyhýbají se tak zahrnutí míst pozorování. Další způsob je použití zobecněných lineárních modelů se smíšenými efekty (*GLMM*), ve kterých závislé proměnné byly buď počet pozorovaných druhů, nebo celkový počet jedinců všech druhů uvnitř každé kategorie každé funkční vlastnosti (Franzén et al. 2012, Jonason et al. 2012). Způsoby simultánního vyhodnocování všech tří matic jsou založeny na tzv. metodě čtvrtého rohu (*fourth corner method/problem*) či *RLQ* analýze (odtud názvy matic, Dolédec et al. 1996).

Data v této práci byla vyhodnocována programem Canoco 5 (ter Braak & Šmilauer 2012), který řeší problém tří matic užitím dvou kroků. Nejprve multivariátní statistikou porovná matice R a L , a výsledky pak interpretuje užitím funkčních vlastností.

Pracovala jsem se čtyřmi druhovými daty – (1) s prezencemi a absencemi druhů v rezervacích, které zahrnovaly všech 125 rezervací a 128 druhů; (2) s prezencemi a absencemi druhů s vyloučením tzv. singletonů, tedy druhů zaznamenaných pouze v jedné rezervaci (125 rezervací a 118 druhů); (3) s maximálními zaznamenanými abundancemi druhů na semikvantitativní škále, které zahrnovaly 122 rezervací (vyloučeny byly 3 rezervace v Českém krasu – Klonk, Kotýz a Zlatý kůň – pro které byly k dispozici jen data o prezencích a absencích) a 128 druhů; (4) s maximálními zaznamenanými abundancemi s vyloučením singletonů (122 rezervací a 118 druhů).

Analýza každého druhového souboru postupovala v následujících krocích. Abych získala přehled o vzájemných vztazích funkčních vlastností, provedla jsem nejprve metodou analýzy hlavních komponent (PCA) nepřímou ordinaci těchto vlastností proti druhům (tabulka Q), a to nejprve bez kovariát, poté s fylogenetickou korekcí v kovariátech. Obdobně bylo třeba získat představu jak se druhy a rezervace uspořádají nezávisle na jakýchkoli prediktorech. K tomu jsem provedla nepřímou ordinaci druhů a rezervací (tabulka L) pomocí detrendované korespondenční analýzy (DCA). DCA patří k unimodálním nepřímým

metodám, PCA k lineárním nepřímým metodám, mezi metodami jsem rozhodla na základě délky gradientů ve vysvětlovaných datech.

Dále jsem pomocí unimodálních přímých ordinací (kanonická korespondenční analýza, CCA) testovala, jak je druhové složení ovlivněno typem biotopu (*stepní, luční, rašeliništní, mokřadní, lesní*), zeměpisnými proměnnými udávajícími polohu rezervace ($S - J$, $Z - V$, *nadm. výška* a jejich interakcemi – $(S - J)^2$, $(Z - V)^2$, *nadm. výška*², $(S - J) * (Z - V)$, $(S - J) * \text{nadm. výška}$, $(Z - V) * \text{nadm. výška}$) a budoucími prediktory (charakteristikami geometrie a heterogenity; *rozloha, převýšení, perimetr, počet biotopů, SDI uvnitř, SDI 10 × 10 km*).

Pro srovnání množství variability vysvětlené jednotlivými skupinami proměnných a jejich interakcemi jsem použila rozklad vysvětlené variability (*variation partitioning*). Ten provede shodné analýzy s cílovými skupinami prediktorů nejprve bez a poté se zahrnutím necílových prediktorů do kovariát. Výstupem jsou diagramy, ukazující podíly variability vysvětlitelné jednotlivými cílovými prediktory a jejich vzájemnými interakcemi.

Pro odfiltrování vlivu převažujícího typu biotopu a polohy rezervace jsem postupnou selekcí vybrala ty zeměpisné a biotopové charakteristiky rezervací, které měly průkazný vliv. Kombinace všech těchto prediktorů byla v následujících analýzách použita jako kovariáta.

CCA ordinace byly následně použity k testování vlivu prediktorů (*rozloha, převýšení, perimetr, počet biotopů, SDI uvnitř, SDI 10 × 10 km*) na druhové složení (či abundance druhů) v rezervacích v modelu zahrnujícím biotopové a zeměpisné charakteristiky rezervací jako kovariáty. Nakonec byly prediktory, které se ukázaly jako průkazné, korelovány se zastoupením funkčních vlastností motýlů v jednotlivých rezervacích (*interpreting by functional traits*).

3 Výsledky

Do analýz založených na prezenci nebo absenci druhů bylo zařazeno celkově 125 rezervací, do těch pracujících s abundancí 122 rezervací. Celkově bylo zjištěno 128 druhů denních motýlů (plus dva druhy nepovažované za současnou faunu ČR, Beneš et al. 2002, viz kap. 2. 3). Průměrný počet druhů na rezervaci byl 33,3 ($\pm 1,3$ SE), minimální zjištěný počet 6 (Velký močál) a maximální 72 (Zahrady pod Hájem). V největším počtu rezervací byl zjištěn druh *Pieris napi* (ve 124 rezervacích), poté *Pieris rapae* (118) a *Maniola jurtina* (113). Oproti tomu pouze v jedné rezervaci byly nalezeny druhy *Pyrgus armoricanus* (NPR Koda), *Zerynthia polyxena* (NPR Děvín-Kotel-Soutěska), *Phengaris arion* (NPP Švařec), *Polyommatus dorylas* (NPR Děvín-Kotel-Soutěska), *Plebejus idas* (NPP Státní lom), *Satyrium ilicis* (NPR Mohelenská hadcová step), *Melitaea britomartis* (Havranické vřesoviště), *Erebia epiphron* (NPR Praděd), *E. sudetica* (NPR Praděd) a *Coenonympha tullia* (Mrtvý luh).

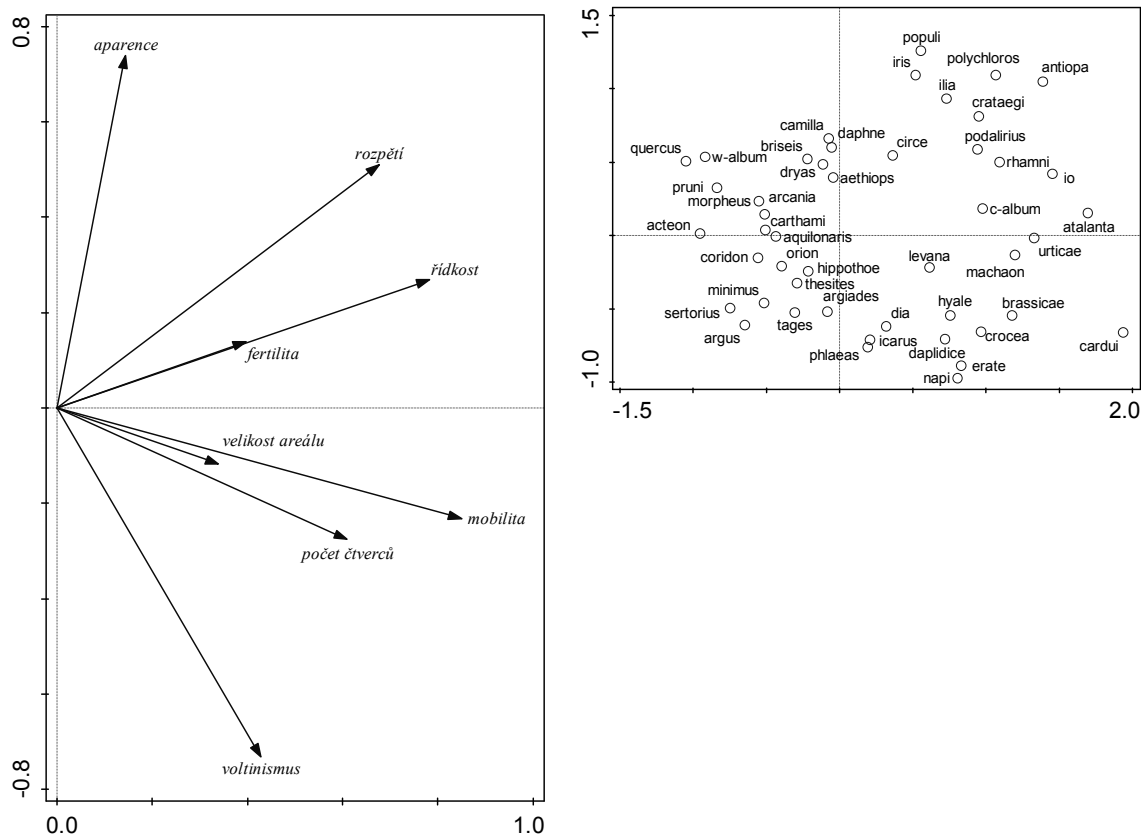
3. 1 Ordinační analýzy funkčních vlastností

Funkční vlastnosti uspořádala nepřímá PCA ordinace podle druhů (matice Q), nejprve bez fylogenetické korekce. Ať už do ní byly zahrnuty všechny druhy, nebo byly vyloučeny singletony, vysvětlila analýza celkově 78,1 % variability (vlastní hodnoty matice – *eigenvalues*: 0,330; 0,197; 0,135; 0,118; $\Sigma = 1,000$; resp. bez singletonů – *eigenvalues*: 0,328; 0,198; 0,133; 0,121; $\Sigma = 0,594$). V prvním případě (Obr. 3) se zvyšujícími se hodnotami první ordinační osy pozitivně korelovaly rostoucí hodnoty vlastností jako *rozpětí*, *řidkost*, *mobilita* a *počet čtverců*. Druhá osa rozděluje v kladných hodnotách druhy s rostoucí *aparencí* živné rostliny a snižujícím se *voltinismem* (druhy s nízkým počtem generací) od nízké *aparence* živné rostliny a rostoucího *voltinismu* (druhy s vysokým počtem generací) v hodnotách záporných. Třetí osa odlišuje druhy s vysokou *aparencí* a nízkou *fertilitou* (v kladných hodnotách) od druhů s nízkou *aparencí* a vysokou *fertilitou* (v záporných hodnotách), čtvrtá osa druhy s malým areálem (v záporných hodnotách) od druhů s velkým areálem. V pohledu přes motýly první osa odpovídá gradientu od druhů široce rozšířených, mobilních, fertálních a s větším počtem generací k druhům opačných vlastností; druhá osa od druhů závislých na dřevinách ke druhům vyvíjejících se na neaparentních bylinách. Po vyloučení singletonů nedošlo k žádné významné změně.

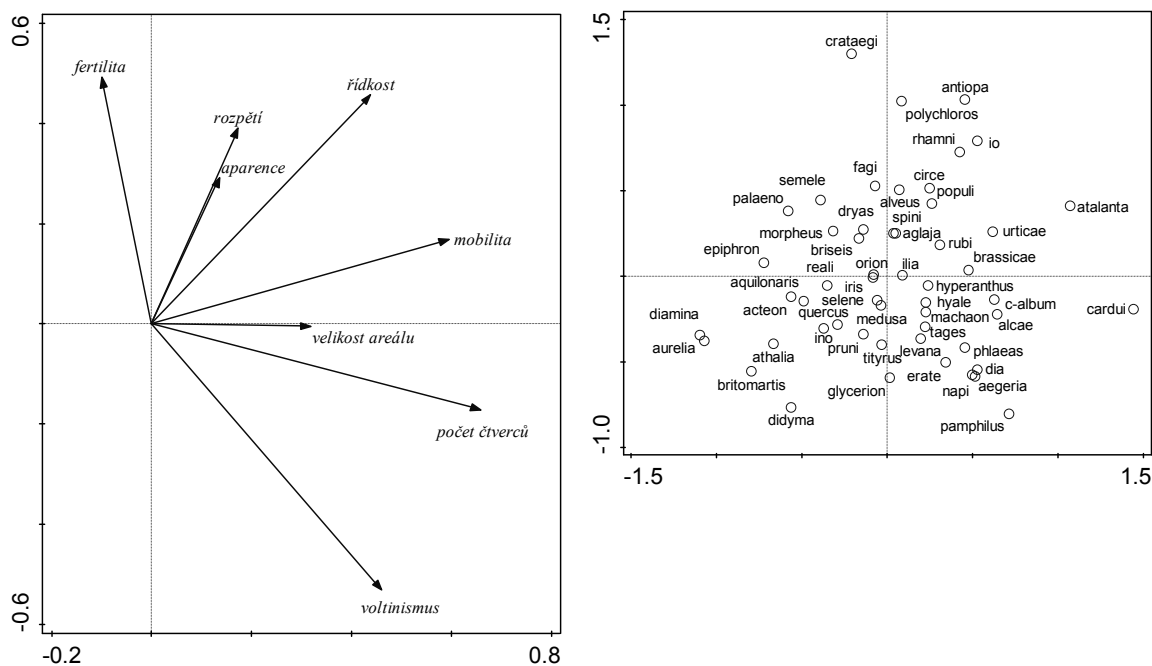
PCA analýzy byly provedeny také s fylogenetickou korekcí (přiřazení druhů do čeledí a podčeledí jako kovariáty, Obr. 4). Obě analýzy (se všemi případy a bez singletonů) vysvětlily 78,9 % variability (*eigenvalues*: 0,169; 0,129; 0,102; 0,068; $\Sigma = 1,000$; resp. bez singletonů – *eigenvalues*: 0,167; 0,128; 0,101; 0,068; $\Sigma = 0,589$). V porovnání s analýzou nekontrolovanou na fylogenezi se snížil význam *rozpětí* křídel. *Aparence* již nekoreluje tak jednoznačně s druhou osou, a *fertilita*, v předchozí analýze úzce pozitivně korelovaná s první ordinační osou, je nyní úzce pozitivně korelovaná s druhou ordinační osou, kdežto její vztah s první ordinační osou je slabě negativní. Korelace všech čtyř os s jednotlivými funkčními vlastnostmi ve všech analýzách ukazuje Tab. IV.

Tab. IV: Korelace funkčních vlastností s osami nepřímé ordinace (PCA). Silnější korelace (nad |0,3|) jsou zvýrazněny **tučně**.

Funkční vlastnost	Všechny druhy				Bez singletonů			
	1. osa	2. osa	3. osa	4. osa	1. osa	2. osa	3. osa	4. osa
Bez fylogenetické korekce								
<i>Rozpětí</i>	0,677	0,511	-0,040	0,064	0,674	0,504	0,054	0,125
<i>Aparence</i>	0,143	0,739	0,457	0,229	0,157	0,726	-0,420	0,320
<i>Voltinismus</i>	0,428	-0,731	0,098	0,295	0,424	-0,743	-0,073	0,253
<i>Fertilita</i>	0,397	0,139	-0,779	-0,190	0,407	0,163	0,759	-0,207
<i>Mobilita</i>	0,850	-0,232	-0,078	0,173	0,843	-0,261	0,107	0,148
<i>Počet čtverců</i>	0,609	-0,275	0,370	0,053	0,579	-0,305	-0,367	0,127
<i>Velikost areálu</i>	0,339	-0,117	0,334	-0,855	0,332	-0,034	-0,400	-0,836
<i>Řídkost</i>	0,783	0,269	-0,055	-0,020	0,802	0,252	0,009	-0,097
Po fylogenetické korekci								
<i>Rozpětí</i>	0,174	0,391	-0,056	-0,051	0,103	0,406	0,033	-0,035
<i>Aparence</i>	0,137	0,293	-0,040	0,016	0,104	0,308	-0,014	0,049
<i>Voltinismus</i>	0,461	-0,532	0,292	-0,182	0,514	-0,513	0,232	-0,235
<i>Fertilita</i>	-0,100	0,492	0,205	0,351	-0,152	0,422	0,264	0,310
<i>Mobilita</i>	0,596	0,168	0,214	-0,095	0,572	0,199	0,244	-0,101
<i>Počet čtverců</i>	0,659	-0,172	-0,024	0,519	0,656	-0,161	-0,042	0,547
<i>Velikost areálu</i>	0,319	-0,005	-0,794	-0,054	0,298	0,133	-0,785	-0,063
<i>Řídkost</i>	0,439	0,457	0,096	-0,326	0,420	0,491	0,097	-0,277



Obr. 3: Nepřímá (PCA) analýza funkčních vlastností všech motýlích druhů nalezených v rezervacích bez fylogenetické korekce (první a druhá osa, zobrazeno 37 % případů, pro jejich označení je použito druhových názvů).

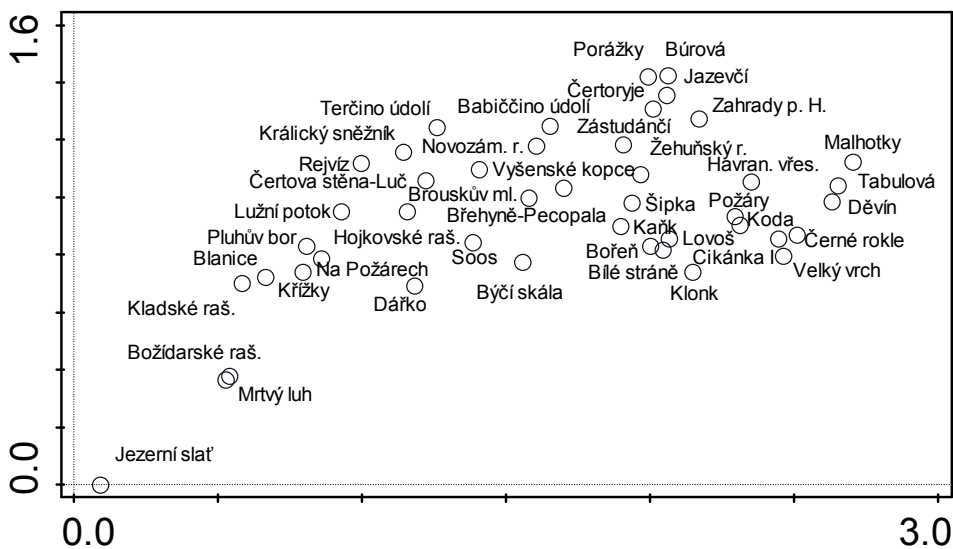
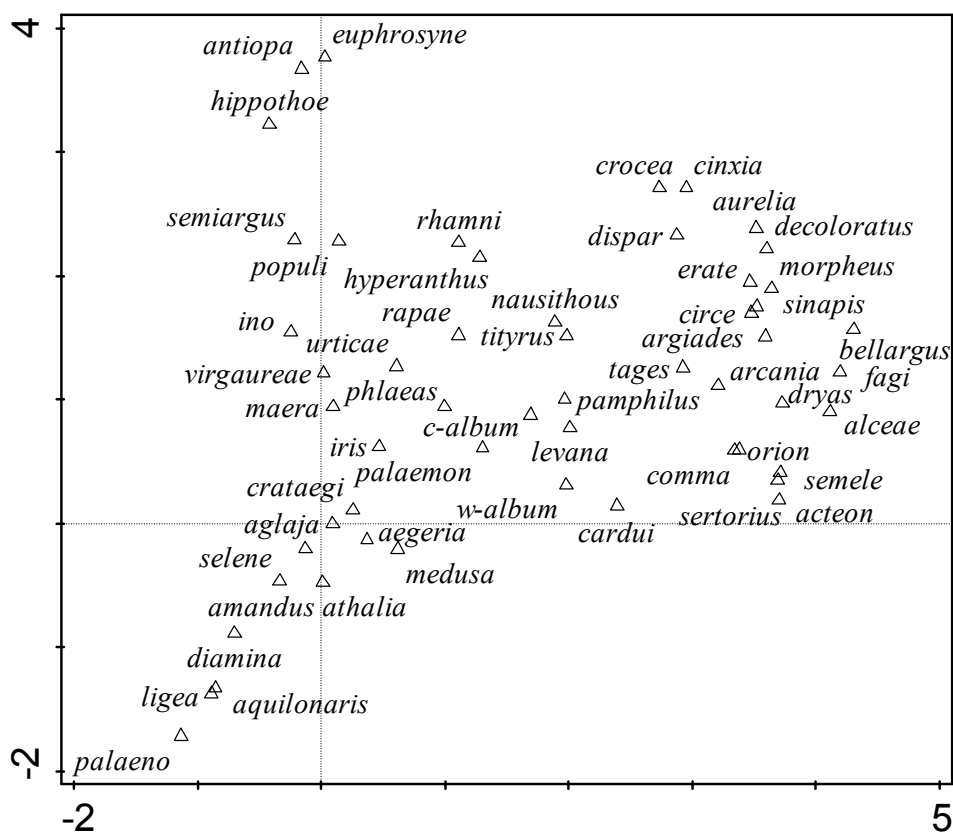


Obr. 4: Nepřímá (PCA) analýza funkčních vlastností všech motýlích druhů nalezených v rezervacích s fylogenetickou korekcí (první a druhá osa, zobrazeno 41 % případů).

3. 2 Analýzy na základě prezencí a absencí druhů v rezervacích

3. 2. 1 Nepřímé ordinace druhů a rezervací

Nepřímá DCA analýza (matice L) vysvětlila celkově 21,8 % variability v druhovém složení rezervací (*eigenvalues*: 0,267; 0,139; 0,088; 0,072; $\Sigma = 2,597$). Nejsilnější první ordinační osa vede od druhů vlhkomilných či lesních ke druhům stepních stanovišť (viz Obr. 5). Druhou osu je nejnázší interpretovat zeměpisnou polohou. V jejích záporných hodnotách, oproti záporným polohám první osy, vidíme druhy omezené na rašeliniště jihozápadních Čech. V záporných polohách oproti kladným hodnotám první osy druhy a rezervace jihovýchodní Moravy, kdežto v kladných polohách oproti záporným polohám první osy vidíme druhy a rezervace českého termofytika. Třetí osa pak ukazuje gradient v druhovém složení od východu směrem k západu. Při vyloučení singletonů bylo vysvětleno celkově 23,1 % variability (*eigenvalues*: 0,260; 0,130; 0,075; 0,065; $\Sigma = 2,297$) a druhy se uspořádaly podobně jako v předchozí analýze.



Obr. 5: Nepřímá DCA analýza přítomnosti všech motýlích druhů nalezených v rezervacích (první a druhá osa, zobrazeno 42 % druhů a 35 % rezervací).

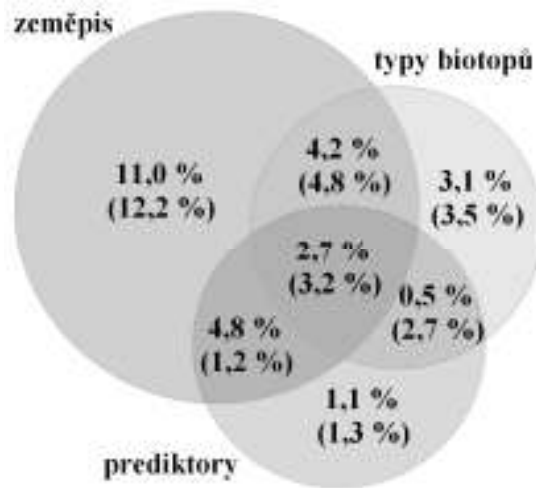
3. 2. 2 Ordinance druhů v závislosti na biotopových a zeměpisných charakteristikách a prediktorech

Přímá (CCA) analýza vlivu typů biotopů vysvětlila 12,9 % variability v druhovém složení (*eigenvalues*: 0,163; 0,065; 0,046; 0,023; $\Sigma = 2,296$; $F = 3,7$; $p < 0,01$), zeměpisné proměnné udávající polohu rezervace vysvětlily 18,6 % (*eigenvalues*: 0,206; 0,114; 0,066; 0,041; $\Sigma = 2,296$; $F = 4,0$; $p < 0,01$) a prediktory (charakteristiky heterogenity) 6,3 % (*eigenvalues*: 0,060; 0,034; 0,028; 0,023; $\Sigma = 2,296$; $F = 1,6$; $p < 0,01$). Vyloučení singletonů výsledky analýz neovlivnilo.

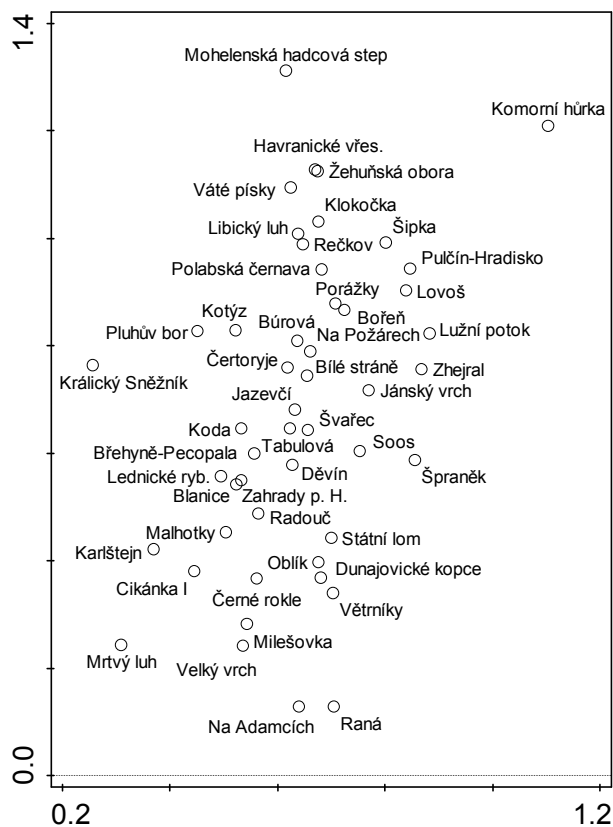
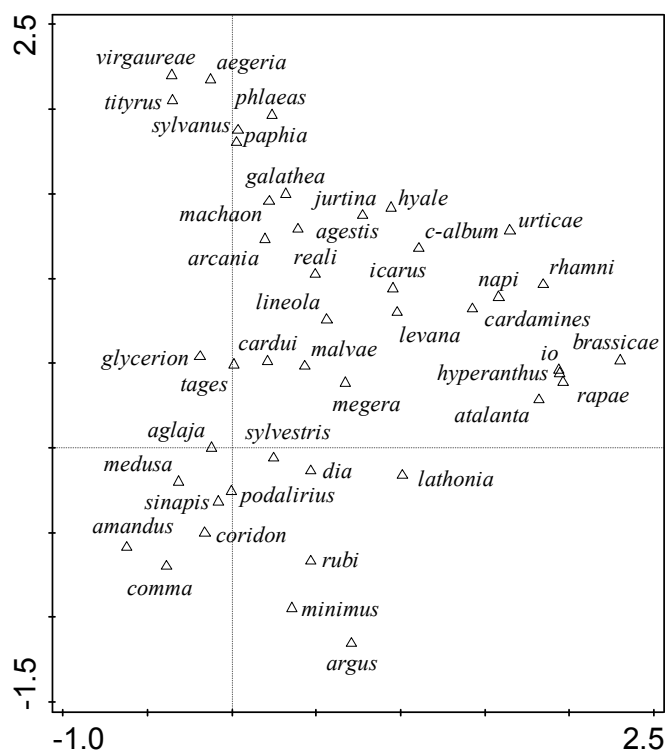
Rozklad variability ukázal, že jak pro analýzu všech druhů tak pro analýzu bez singletonů, vysvětlila zeměpisná poloha třikrát více variability v datech než typ biotopu, a desetkrát více variability než charakteristiky rezervací. Poměrně dost variability lze vysvětlit i interakcí zeměpisné polohy a biotopů, pro interakce zeměpisné polohy a prediktorů to platí, jen pokud z analýzy nejsou vyloučeny singletony (Obr. 6).

Při postupné selekci byly spotřebovány všechny zeměpisné proměnné. V případě biotopových proměnných nejvíce variability vysvětlila proměnná *stepní*, ostatní byly přidány pro doplnění (jednalo se o faktoriální proměnné). Výsledná analýza (CCA se zastoupením všech zeměpisných a biotopových proměnných) vysvětlila 20,2 % variability (*eigenvalues*: 0,233; 0,120; 0,100; 0,071; $\Sigma = 2,60$; $F = 3,2$; $p < 0,01$).

Následně jsem provedla nepřímou (DCA) analýzu druhů a rezervací s těmito všemi vybranými charakteristikami jakožto kovariátami. Vysvětleno bylo 18,2 % variability (*eigenvalues*: 0,141; 0,075; 0,062; 0,056; $\Sigma = 1,838$). Výsledné uspořádání druhů a rezervací vidíme na Obr. 7. Analýza bez singletonů vysvětlila 16,4 % variability (*eigenvalues*: 0,087; 0,067; 0,057; 0,049; $\Sigma = 1,585$) Tento model byl dále používán k testování vlivu environmentálních proměnných a k interpretaci pomocí vlastností druhů.



Obr. 6: Srovnání množství variability vysvětlené skupinami charakteristik rezervací. Proměnné celkově vysvětlily 21,3 %, resp. 23,5 % variability po vyloučení singletonů (hodnoty v závorkách).



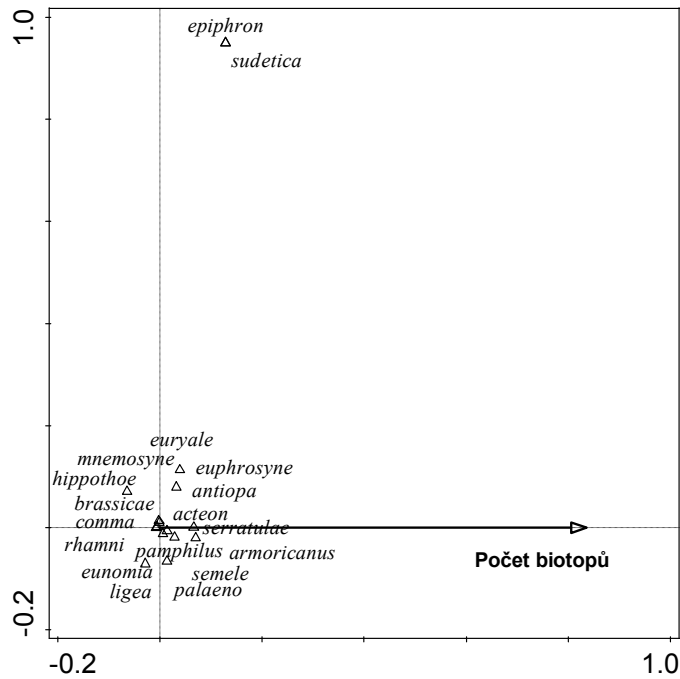
Obr. 7: Nepřímá (DCA) analýza druhů a rezervací po odfiltrování vlivu typů biotopů a zeměpisu (první a druhá osa, zobrazeno 34 % druhů a 40 % rezervací).

3. 2. 3 Analýzy vlivu prediktorů

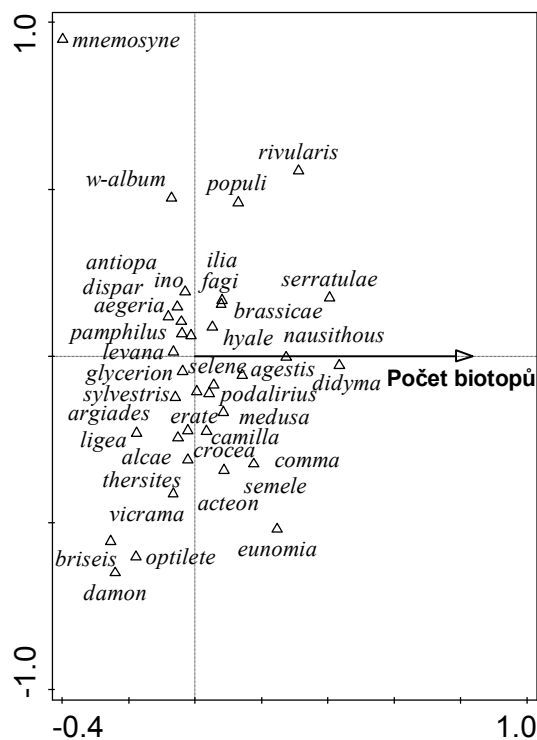
Pomocí přímých (CCA) analýz jsem testovala vlivy jednotlivých prediktorů (charakteristik geometrie a heterogenity) na druhové složení po odfiltrování vlivu zeměpisné polohy a typů biotopů (viz kap. 3. 2. 2). V analýzách se všemi druhy se jako průkazný ($p < 0,05$) ukázal *počet biotopů* (Obr. 8, 9) a *perimetr*. V analýzách bez singletonů kromě předchozích dvou také *SDI 10 × 10 km* (Tab. V).

Tab. V: Výsledky CCA analýz vlivu prediktorů na druhové složení. Průkazné proměnné jsou zvýrazněny **tučně** (kódy signifikace: $<0,001$ „***“; $<0,01$ „**“; $<0,05$ „*“).

Proměnná	Eigenvalues				Σ eigenvalues		Kumul. vysv. variab. (%)	F	p
	1.	2.	3.	4.	všechny osy	všechny kanon. osy			
Osa							všechny osy		
Všechny druhy									
<i>Rozloha</i>	0,025	0,139	0,081	0,070	1,838	0,025	17,1	1,5	0,06
<i>Perimetr</i>	0,026	0,141	0,083	0,070		0,026	17,3	1,6	*
<i>převýšení</i>	0,020	0,141	0,086	0,071		0,020	17,3	1,2	0,22
<i>SDI 10x10 km</i>	0,021	0,141	0,086	0,070		0,022	17,4	1,3	0,07
<i>SDI uvnitř</i>	0,016	0,141	0,085	0,071		0,017	17,1	1,0	0,50
<i>Počet biotopů</i>	0,026	0,141	0,085	0,070		0,026	17,5	1,6	*
Bez singletonů									
<i>Rozloha</i>	0,018	0,083	0,070	0,067	1,585	0,018	15,0	1,2	0,12
<i>Perimetr</i>	0,024	0,082	0,070	0,065		0,024	15,1	1,7	**
<i>Převýšení</i>	0,018	0,086	0,070	0,068		0,018	15,3	1,3	0,12
<i>SDI 10x10 km</i>	0,020	0,087	0,069	0,068		0,020	15,4	1,4	*
<i>SDI uvnitř</i>	0,015	0,085	0,070	0,068		0,015	15,0	1,1	0,30
<i>Počet biotopů</i>	0,023	0,085	0,068	0,067		0,023	15,3	1,6	*



Obr. 8: Přímá (CCA) analýza vlivu počtu biotopů na druhové složení po odfiltrování zeměpisné polohy a typů biotopu (všechny druhy, zobrazeno 14 % případů). Z obrázku je patrné velké zkreslení dvěma horskými okáči (*Erebria sudetica* a *E. epiphron*), tyto dva druhy již v analýzách bez singletonů nefigurují.



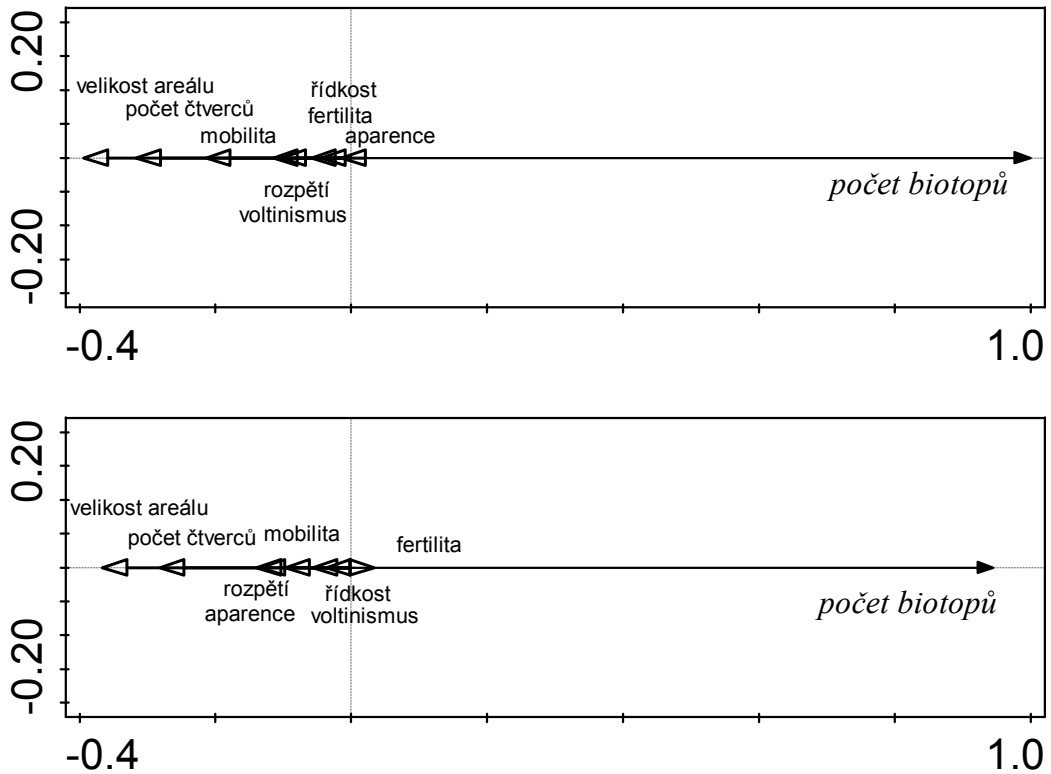
Obr. 9: Přímá (CCA) analýza vlivu počtu biotopů na druhové složení po odfiltrování zeměpisu a typů biotopu (po vyloučení singletonů, zobrazeno 31 % případů).

3. 2. 4 Korelace s funkčními vlastnostmi motýlů

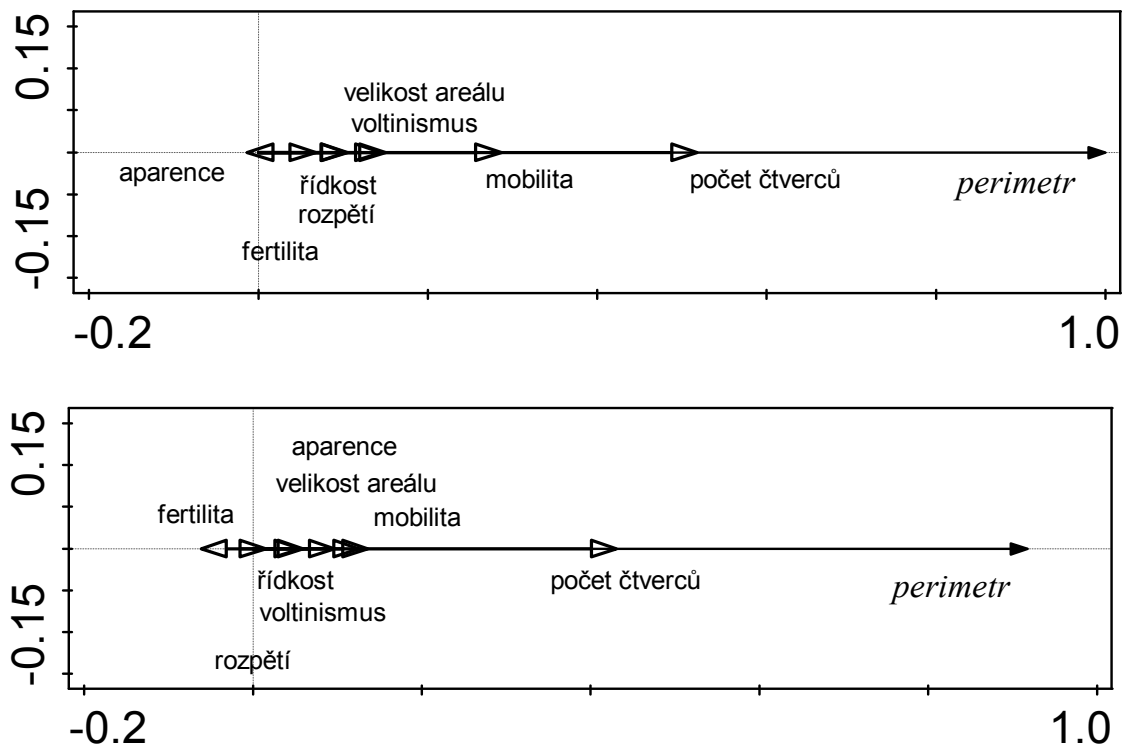
Prediktory, které se ukázaly jako průkazné v předchozích analýzách (viz kap. 3. 2. 3), byly korelovány se zastoupením funkčních vlastností motýlů v jednotlivých rezervacích. Většina funkčních vlastností korelovala s prediktory slabě (Tab. VI), ale směr korelací byl vypovídající. S *počtem biotopů* (Obr. 10) korelovaly záporně hodnoty všech funkčních vlastností. Nejsilnější záporné korelace byly s *počtem čtverců* a *velikostí areálů*, neboli rezervace s velkým počtem biotopů spíše osidlovali motýli s malým areálem a malým počtem osídlených čtverců v ČR. Slabší korelace ukázaly, že vesměs jde o drobnější málo mobilní druhy, tvořící malý počet generací a populace o velkých denzitách. Fylogenetická korekce změnila směr korelace jen pro *fertilitu*. S členitostí hranic (*perimetr*, Obr. 11) korelovaly nejvíce *mobilita*, *počet čtverců* a *velikost areálu*, což znamená, že ve členitějších rezervacích byli častěji zjištěni pohybliví a běžní motýli. S heterogenitou okolí (*SDI 10 × 10 km*) korelovaly všechny funkční vlastnosti velmi slabě, nebyl pozorován žádný zásadní trend. Velikost těla (*rozpětí*) se v tomto případě ukázala fylogeneticky závislá, po korekci se ukázali jako častější menší motýli, a také se snížil vliv *aparence*.

Tab. VI: Korelace jednotlivých funkčních vlastností se signifikantními prediktory. (1) všechny druhy, (2) všechny druhy po fylogenetické korekci, (3) po vyloučení singletonů, (4) po vyloučení singletonů a fylogenetické korekci. Silnější korelace (nad |0,3|) jsou vyznačeny **tučně**.

	Proměnná	<i>Rozpětí</i>	<i>Aparence</i>	<i>Voltinismus</i>	<i>Fertilita</i>	<i>Mobilita</i>	<i>Počet čtverců</i>	<i>Velikost areálu</i>	<i>Řídkost</i>	Pseudok. korelace l. osy
(1)	<i>Perimetr</i>	0,111	-0,039	0,125	0,080	0,259	0,408	0,402	0,035	0,553
	<i>Počet biotopů</i>	-0,115	-0,015	-0,103	-0,044	-0,213	-0,317	-0,394	-0,059	0,481
(2)	<i>Perimetr</i>	0,169	0,099	0,044	0,083	0,180	0,377	0,399	0,003	0,540
	<i>Počet biotopů</i>	-0,244	-0,164	-0,043	0,043	-0,177	-0,318	-0,414	-0,073	0,527
(3)	<i>Perimetr</i>	0,104	-0,013	0,146	0,068	0,287	0,519	0,150	0,106	0,653
	<i>SDI 10×10 km</i>	-0,021	0,001	0,113	-0,021	0,054	0,025	0,081	0,031	0,122
	<i>Počet biotopů</i>	-0,063	-0,083	-0,045	0,023	-0,143	-0,235	-0,111	-0,083	0,267
(4)	<i>Perimetr</i>	0,028	0,162	0,066	-0,081	0,182	0,485	0,142	0,078	0,653
	<i>SDI 10×10 km</i>	0,014	0,073	0,079	-0,067	-0,012	-0,013	0,094	0,058	0,189
	<i>Počet biotopů</i>	-0,100	-0,213	-0,022	0,095	-0,141	-0,251	-0,178	-0,175	0,359



Obr. 10: Korelace funkčních vlastností s *počtem biotopů* (všechny druhy, nahoře bez fylogenetické korekce, dole s korekcí).



Obr. 11: Korelace funkčních vlastností s *perimetrem* (bez singletonů, nahoře bez fylogenetické korekce, dole s korekcí).

3. 3 Analýzy na základě abundancí druhů

3. 3. 1 Nepřímé ordinace druhů a rezervací

Nepřímá DCA ordinace uspořádala druhy dle abundancí v rezervacích. Analýza vysvětlila celkově 22,4 % variability (*eigenvalues*: 0,312; 0,172; 0,102; 0,086; $\Sigma = 2,991$), po odebrání singletonů 23,6 % (*eigenvalues*: 0,299; 0,152; 0,096; 0,070; $\Sigma = 2,616$). Uspořádání druhů na ordinačních osách zůstalo podobné jako při analýzách na základě prezencí a absencí, první osa vede od vlhkomilných druhů ke druhům stepním (viz kap. 3. 2. 1).

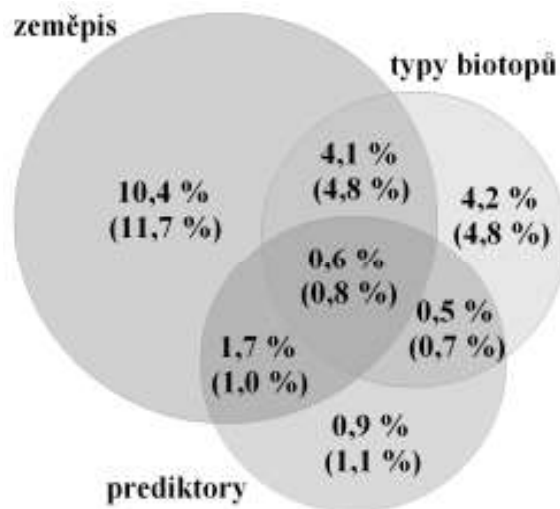
3. 3. 2 Ordinace druhů v závislosti na biotopových a zeměpisných charakteristikách a prediktorech

Přímá (CCA) analýza vlivu typů biotopů vysvětlila 12,6 % variability (*eigenvalues*: 0,206; 0,085; 0,058; 0,028, $\Sigma = 2,991$; $F = 3,5$; $p < 0,01$), zeměpisné proměnné udávající polohu rezervace vysvětlily 17,7 % (*eigenvalues*: 0,249; 0,129; 0,088; 0,062; $\Sigma = 2,991$; $F = 4,0$; $p < 0,01$) a prediktory (charakteristiky heterogenity) 7,2 % (*eigenvalues*: 0,075; 0,065; 0,046; 0,029; $\Sigma = 2,991$; $F = 1,8$; $p < 0,01$). Pokud byly z analýz vyloučeny singletony, vysvětlily typy biotopů 14,2 % (*eigenvalues*: 0,204; 0,082; 0,057; 0,028; $\Sigma = 2,616$; $F = 4,0$; $p < 0,01$), zeměpisné proměnné 18,9 % (*eigenvalues*: 0,240; 0,128; 0,073; 0,053; $\Sigma = 2,616$; $F = 4,4$; $p < 0,01$) a prediktory 7,0 % (*eigenvalues*: 0,071; 0,046; 0,037; 0,028; $\Sigma = 2,616$; $F = 1,7$; $p < 0,01$) celkové variability. Rozklad vysvětlené variability ukázal podobný obraz jako v analýze s prezencemi a absencemi (Obr. 12).

Při postupné selekci budoucích kovariátů byly v obou analýzách (se všemi druhy a bez singletonů) spotřebovány všechny zeměpisné proměnné kromě $(Z - V)^2$, která již nevyhovovala testovým kritériím. V případě biotopových proměnných nejvíce variability vysvětlila opět proměnná *stepní* a ostatní byly přidány pro doplnění. Výsledná analýza (CCA se zastoupením všech biotopových proměnných a všech zeměpisných kromě $(Z - V)^2$) vysvětlila 20,9 % variability (*eigenvalues*: 0,276; 0,134; 0,122; 0,092; $\Sigma = 2,991$; $F = 3,5$; $p < 0,01$), resp. 22,6 % (*eigenvalues*: 0,270; 0,133; 0,115; 0,074; $\Sigma = 2,616$; $F = 3,9$; $p < 0,01$) v analýze bez singletonů.

Následně jsem provedla nepřímou (DCA) analýzu druhů a rezervací s těmito všemi vybranými charakteristikami jakožto kovariátami. Vysvětleno bylo 21,1 % variability (*eigenvalues*: 0,198; 0,096; 0,084; 0,065; $\Sigma = 2,098$), resp. 16,0 % (*eigenvalues*: 0,096; 0,080;

0,060; 0,050; $\Sigma = 1,781$) analýzou bez singletonů. Tento model byl dále používán při testování vlivu environmentálních proměnných a při interpretaci pomocí vlastností druhů.



Obr. 12: Srovnání množství variability vysvětlené skupinami charakteristik rezervací. Proměnné celkově vysvětlily 22,3 %, resp. 24,8 % variability po vyloučení singletonů (hodnoty v závorkách).

3. 3. 3 Analýzy vlivu prediktorů

Pomocí přímých (CCA) analýz jsem testovala vlivy jednotlivých prediktorů na druhové složení po odfiltrování vlivu typů biotopů a zeměpisu se zahrnutými všemi proměnnými kromě $(Z - V)^2$ (viz kap. 3. 3. 2). Stejně jako v analýzách s prezencemi a absencemi druhů se jako průkazný ($p < 0,05$) ukázal *počet biotopů*, k němu dále přistoupila *rozloha*. V analýzách bez singletonů byly průkazné *rozloha*, *perimetr* a *počet biotopů* (Tab. VII).

Tab. VII: Výsledky CCA analýz vlivu prediktorů na druhové složení. Průkazné proměnné jsou zvýrazněny **tučně** (kódy signifikace: $<0,001$ „***“; $<0,01$ „**“; $<0,05$ „*“).

Proměnná	<i>Eigenvalues</i>				Σ <i>eigenvalues</i>		Kumul. vysv. variab. (%)	F	p
	1.	2.	3.	4.	všechny osy	všechny kanon. osy	všechny osy		
Všechny druhy									
Rozloha	0,036	0,191	0,098	0,093	2,098	0,036	19,9	1,9	*
<i>Perimetr</i>	0,026	0,197	0,098	0,093		0,026	19,7	1,3	0,09
<i>Převýšení</i>	0,023	0,198	0,097	0,091		0,023	19,5	1,2	0,20
<i>SDI 10 × 10 km</i>	0,023	0,198	0,098	0,093		0,023	19,7	1,2	0,21
<i>SDI uvnitř</i>	0,020	0,198	0,098	0,093		0,020	19,7	1,1	0,32
Počet biotopů	0,033	0,196	0,098	0,092		0,033	20,0	1,7	*
Bez singletonů									
Rozloha	0,027	0,096	0,089	0,082	1,781	0,027	16,5	1,6	*
Perimetr	0,024	0,096	0,089	0,082		0,024	16,3	1,4	*
<i>Převýšení</i>	0,021	0,096	0,088	0,083		0,021	16,2	1,3	0,13
<i>SDI 10 × 10 km</i>	0,021	0,096	0,090	0,084		0,021	16,3	1,3	0,10
<i>SDI uvnitř</i>	0,018	0,096	0,090	0,084		0,018	16,2	1,1	0,23
Počet biotopů	0,029	0,096	0,090	0,083		0,029	16,7	1,8	**

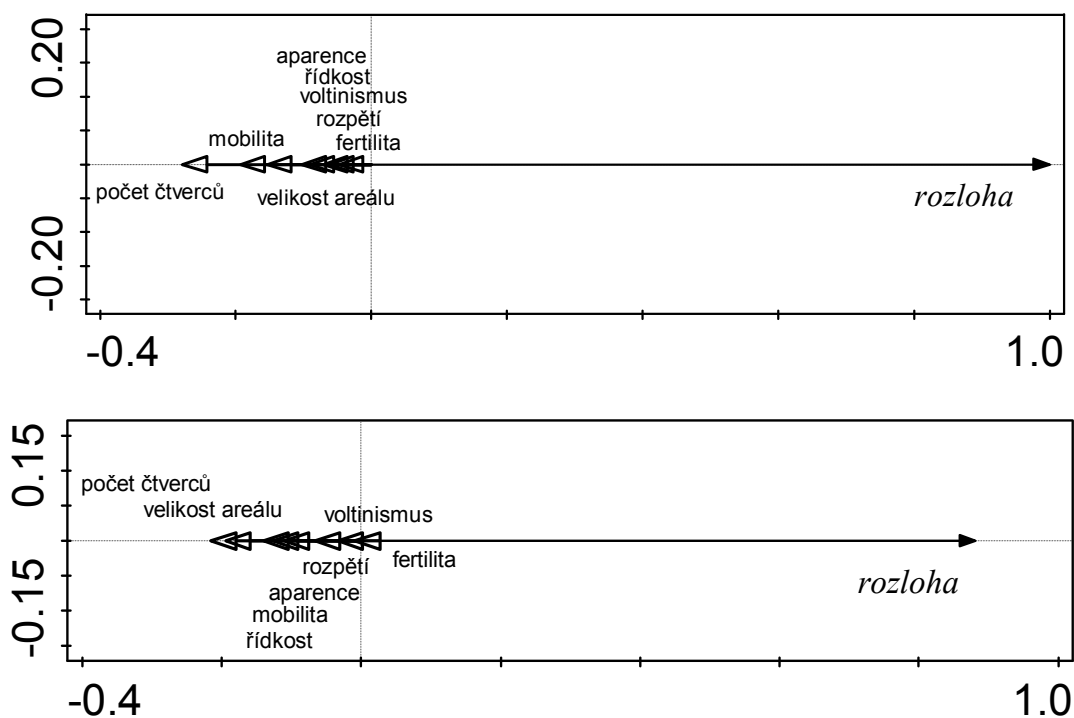
3. 3. 4 Korelace s funkčními vlastnostmi motýlů

Prediktory, které se ukázaly jako průkazné v předchozích analýzách (viz kap. 3. 3. 3), byly korelovány se zastoupením funkčních vlastností motýlů v jednotlivých rezervacích. Z Tab. VIII vidíme celkově vyšší hodnoty pseudokanonických korelací než u analýz s prezencemi a absencemi (viz Tab. VI). S *rozlohou* (Obr. 13) korelovaly téměř všechny funkční vlastnosti vždy negativně, především opět *počet čtverců*, *velikost areálu*, *rozpětí křídel* a *mobilita*. Ve velkých rezervacích se tedy nacházely druhy vzácné, málo rozšířené, malé a sedentární, dále s neaparentními živnými rostlinami a malým počtem generací. U *počtu biotopů* (Obr. 14) jsou směry korelací obdobné. S *perimetrem* (Obr. 15) silně kladně korelovaly *počet čtverců*, *velikost areálu* a *mobilita*, což naznačuje, že ve členitých

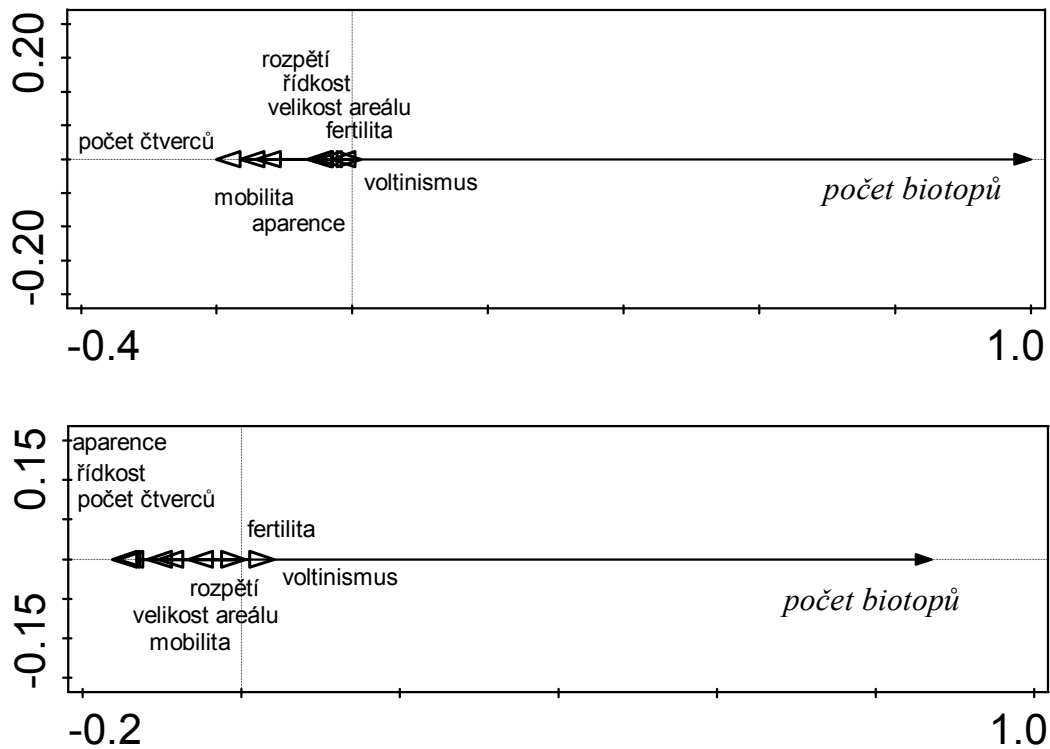
rezervacích byly častěji druhy široce rozšířené a mobilní. Korekce opět snížila vliv *rozpětí* a zvýšila vliv *aparence*.

Tab. VIII: Korelace jednotlivých funkčních vlastností se signifikantními prediktory. (1) všechny druhy, (2) všechny druhy po fylogenetické korekci, (3) po vyloučení singletonů, (4) po vyloučení singletonů a fylogenetické korekci. Silnější korelace (nad $|0,3|$) jsou zvýrazněny **tučně**.

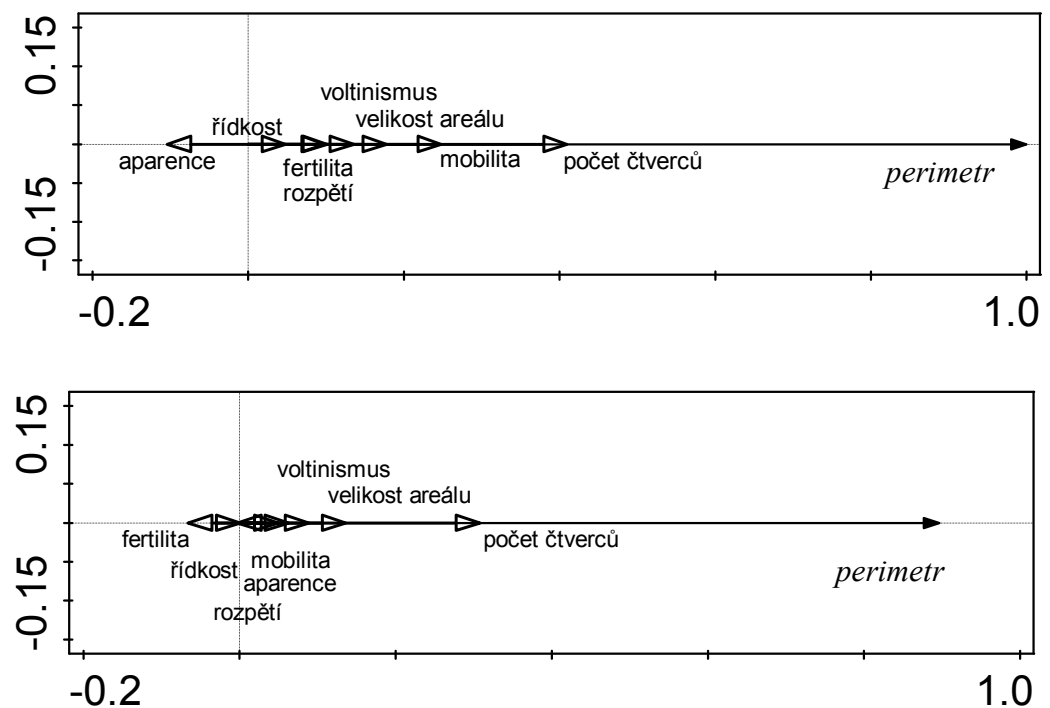
Proměnná	<i>Rozpětí</i>	<i>Aparence</i>	<i>Voltinismus</i>	<i>Fertilita</i>	<i>Mobilita</i>	<i>Počet čtverců</i>	<i>Velikost areálu</i>	<i>Řídkost</i>	Pseudok. korelace 1. osy
(1) <i>Rozloha</i>	-0,104	-0,047	-0,096	-0,025	-0,214	-0,297	-0,460	-0,049	0,534
(1) <i>Počet biotopů</i>	-0,119	-0,059	-0,062	-0,075	-0,228	-0,296	-0,358	-0,049	0,468
(2) <i>Rozloha</i>	-0,247	-0,069	-0,041	0,069	-0,163	-0,261	-0,451	-0,019	0,545
(2) <i>Počet biotopů</i>	-0,134	-0,114	<0,001	<0,001	-0,134	-0,230	-0,317	-0,070	0,497
(3) <i>Rozloha</i>	-0,062	-0,103	-0,071	-0,047	-0,193	-0,278	-0,153	-0,091	0,328
(3) <i>Perimetr</i>	0,101	-0,104	0,136	0,099	0,249	0,410	0,178	0,048	0,469
(3) <i>Počet biotopů</i>	-0,066	-0,142	0,013	-0,031	-0,166	-0,201	-0,052	-0,064	0,737
(4) <i>Rozloha</i>	-0,119	-0,185	-0,039	-0,012	-0,169	-0,242	-0,219	-0,181	0,353
(4) <i>Perimetr</i>	0,002	0,084	0,074	-0,087	0,119	0,347	0,154	-0,004	0,378
(4) <i>Počet biotopů</i>	-0,120	-0,271	0,048	0,007	-0,158	-0,174	-0,117	-0,206	0,344



Obr. 13: Korelace funkčních vlastností s *rozlohou* (po vyloučení singletonů, nahoře bez fylogenetické korekce, dole s korekcí).



Obr. 14: Korelace funkčních vlastností s *počtem biotopů* (po vyloučení singletonů, nahoře bez fylogenetické korekce, dole s korekcí).



Obr. 15: Korelace funkčních vlastností s *perimetrem* (po vyloučení singletonů, nahoře bez fylogenetické korekce, dole s korekcí).

4 Diskuse

4. 1 Vzájemné vztahy mezi funkčními vlastnostmi

Funkční vlastnosti motýlů zjištěných ve 125 českých rezervacích národních kategorií lze zredukovat na dva hlavní gradienty. První gradient prokládá pozitivně rostoucí mobilitu, zvětšující se areál, vyšší počet obsazených čtverců (mapových polí) v ČR, vyšší fertilitu a vyšší počet generací v roce; druhy s vysokými hodnotami na tomto gradientu žijí v populacích o nižších lokálních populačních hustotách. Vzájemné korelace funkčních vlastností motýlů odpovídají zjištěním mnoha předchozích studií a souhlasí i s teoretickými předpoklady: Cowley et al. (2001) odhalili na datech ze síťového mapování britských motýlů, že druhy s nízkou populační denzitou bývají mobilní a obsazují více mapovacích čtverců; Konvička et al. (2012) ukázali negativní vztah mezi mobilitou a lokální denzitou na datech ze zpětných odchyťů; Komonen et al. (2004) našli pro mapovací data z Finska pozitivní vztah mezi mobilitou a množstvím obývaných biotopů (šíří niky); García-Barros & Benito (2010) zjistili pro motýly Iberského poloostrova, že široce rozšířené druhy jsou mobilnější a mají vyšší fekunditu; Stevens et al. (2012) odhalili pomocí metaanalýzy studií o evropských motýlech vzájemnou pozitivní korelaci mezi různými funkčními vlastnostmi (fekundita, délka života, voltinismus a další) a disperzními schopnostmi.

Všechny tyto vztahy ukazují, že existují dvě hraniční možnosti, jak si zajistit dlouhodobé přežívání v krajině: (1) buď žít ve velkých lokálních denzitách s malou mobilitou (vedoucí k nízkému počtu obsazených čtverců a v důsledku malému areálu výskytu); nebo (2) žít v malých denzitách s velkou mobilitou (vedoucí k velkému počtu obsazených čtverců a velkému areálu).

Takto popsaný první gradient funkčních vlastností odpovídá rozlišování motýlů na „specialisty“ a „generalisty“, v literatuře často užívaného (např. Warren et al. 2001, Menéndez et al. 2007, Stefanescu et al. 2011, Soga & Koike 2013). Toto pojmenování je samozřejmě zavádějící, protože neodráží všechny vlastnosti druhů (např. babočka kopřivová, *Aglais urticae*, je vysoce specializovaná k využití jediné živné rostliny a zároveň i např. k dálkovým migracím, ale i tak spadá do kategorie generalista). Přesto se tento pohled prosadil, a to v tom smyslu, že generalisté jakožto druhy osidlující krajinu na velkých měřítkách nejsou tak náchylní na ztrátu specifického biotopu jako specialisté, kteří pak vyžadují větší pozornost ochrany přírody. Tato skutečnost byla demonstrována pracemi vycházejícími z velkého množství dat získaných během mnoha let a na relativně velkých

prostorových měřítkách, ukazujícími úbytek těchto druhů (Warren et al. 2001, Kotiaho et al. 2004, Stefanescu et al. 2011).

Nabízí se myšlenka ztotožnit tento gradient se selekčním r - K kontinuem, který byl teoreticky postulován (MacArthur & Wilson 1967, Pianka 1970) jako vedoucí od druhů maximalizujících růst populace (r , v tomto případě odpovídající druhům z kladných hodnot gradientu – generalistům) ke druhům investujícím do přežití ve specializovaných podmínkách (K , odpovídající druhům ze záporných hodnot). Realita se ale s teorií v mnohém neshoduje. S kladnými hodnotami gradientu totiž roste velikost těla, což by měla být K -selektovaná vlastnost, ale současně má vztah k mobilitě – např. většina klasických migrantů jsou spíše velcí motýli (Walton et al. 2005, Sekar 2012), byť je tento vztah komplikován omezeními plynoucími z biomechaniky (Fric et al. 2006). Naopak na prvním gradientu klesá lokální populační denzita (zatímco r -stratégové by teoreticky měli žít ve vysokých lokálních denzitách). V ordinacích po fylogenetické korekci se sice snížil vliv velikosti těla, ale také vliv fertility (r -selektovaná vlastnost). Podobnosti ordinace motýlích funkčních vlastností s r - K kontinuem si všimli Stevens et al. (2012), kteří dodávají, že generalisty charakterizuje právě vysoká mobilita, čili by součástí r -strategie mohla být mobilita či schopnost dobře dispergovat, a díky tomu snadněji vyhledávat vhodné biotopy. K -stratégové (specialisté) osidlují stabilní prostředí, jsou spíše sedentární, aby se náhodně nedostali mimo dosah zdroje, a jsou tak více ohroženi ztrátou biotopu.

Druhá ordinační osa odlišila druhy s aparentními živnými rostlinami a malým počtem generací od druhů s neaparentními živnými rostlinami a velkým počtem generací. Vztahu mezi počtem generací evropských motýlů a obrannými strategiemi živných rostlin proti herbivorům si jako první všimli Čížek et al. (2006), později byl ukázán i v dalších situacích (viz Altermatt 2010). Druhy využívající aparentní a tedy mechanicky chráněné rostliny jsou také selektovány na větší velikost těla, a tudíž menší počet generací za jednotku času (Čížek 2005). Vztah k r - K selekci (počet generací by měl růst směrem k r -selektovaným a velikost těla směrem ke K -selektovaným druhům) je tedy komplikován potravními omezeními: druhy využívající aparentní a mechanicky chráněné rostliny jsou nuceny být větší. Potravou je též vynucen *trade-off* mezi voltinismem a fertilitou, jež by podle r - K teorie měly jít stejným směrem. V ordinacích šly tyto vlastnosti proti sobě, což napovídá, že druh může investovat buď do rychlosti vývoje a produkce mnoha generací potomků, nebo do pomalého vývoje, ale většího počtu potomků.

Jinou obecnou teorií, která by mohla vysvětlit zde pozorovaný gradient druhů na první ordinační ose, je metapopulační teorie (Hanski 1999), související s rozlišováním druhů

na druhy s „otevřenými“ a „uzavřenými“ populacemi (Warren 1992). Dvě hraniční strategie, jak obývat krajinu, jsou buď ji obývat kontinuálně (otevřené populace; v tomto případě druhy z kladných hodnot první ordinační osy – generalisté), nebo tvořit prostorově omezené kolonie na vhodných, typicky ostrůvkovitě rozšířených biotopech propojených občasnými migracemi (uzavřené populace nebo „metapopulace“; druhy z hodnot záporných – specialisté). Vhodné biotopy druhů žijících v metapopulacích jsou v krajině sice relativně vzácné, ale předvídatelné.

Toto vnímání by mohl obohatit pohled přes živné rostliny, když si uvědomíme, že otevřené populace vlastně tvoří dvě skupiny druhů (z vysokých gradientů první ordinační osy rozdělené osou druhou). Do první skupiny patří druhy s aparentními (tj. nápadnými či všudypřítomnými) živnými rostlinami – pro druhy vyvíjející se na dřevinách či trávách není důvod tvořit kolonie o velké denzitě, neboť živná rostlina je všudypřítomná (zde nalezneme druhy jako *Brintesia circe*, *Gonepteryx rhamni*, *Nymphalis antiopa*, *Aporia crataegi*). Druhou skupinu tvoří druhy s extrémně neaparentními a hlavně nepřediktabilně se objevujícími živnými rostlinami, což jsou v dnešní krajině typicky polní plevely, nebo i polní plodiny. V prekulturní krajině minulosti by takové druhy obývaly nepředvídatelně vznikající disturbovaná stanoviště jako říční náplavy, spáleniště apod. (např. *Pieris napi*, *P. rapae*, *Vanessa cardui* či *Papilio machaon*). Metapopulace by pak tvořily druhy z nízkých hodnot první a zároveň i druhé ordinační osy, vázané na rostliny vzácné, ale s předvídatelným rozmístěním v krajině (rostoucí ostrůvkovitě na prostorově omezených stanovištích). Zde by po nalezení zdroje bylo vhodné investovat do jeho maximálního využití – potomstvo by se jej mělo držet a vysoká mobilita by mohla být spíše na škodu. Toto ukázala ordinace vlastností po fylogenetické korekci: s mobilitou negativně korelovaly vysoká denzita (proměnná *řidkost*) a fertilita. Není též bez zajímavosti, že rostoucí izolace lokalit vede poměrně rychle k biomechanickým změnám, indikujícím selekci na nižší mobilitu (Dempster 1991, Thomas et al. 1996).

O tom, že může existovat vztah mezi chemismem potravy a demograficko-disperzními vlastnostmi, spekuluje řada autorů (např. Dennis et al. 2004, Stevens et al. 2012). Mnoho prací při vymezení potravní niky motýlů vychází z taxonomie živných rostlin, užívají různé modifikace dělení motýlů na monofágy, oligofágy a polyfágy. Toto dělení je však často zavádějící (Dennis & Shreeve 1997). Dennis et al. (2004) proto použili dělení živných rostlin podle životních strategií (C-S-R sensu Grime 1977) a zjistili vztah mezi hostitelskou S-selekcí a ohrožeností (nejohroženější motýli v Británii využívají rostliny adaptované na permanentní stresové podmínky, čili např. druhy rašelinišť nebo naopak

velmi suchých stanovišť). Stejným směrem se ve své diplomové práci vydala Pavlíková (2011). Jen málo autorů při práci s funkčními vlastnostmi pracovalo s aparencí živné rostliny, a tedy její dostupností v krajině (jen např. Altermatt 2010).

Použité funkční vlastnosti motýlů z českých rezervací tedy ukazují na existenci dvou hlavních gradientů, demograficko-mobilitního a troficko-fertilitního. Potrava vývojových stadií představuje *constraint*, ovlivňující demografii a mobilitu a komplikující dělení na specialisty a generalisty. Do budoucna bude vhodné zahrnout do analýz kromě znaků týkajících se disperze a rozšíření také znaky týkající se ontogeneze a využívání živných rostlin (gregarismus larev, velikost vajíčka, přezimující stadium apod.). To však přesahuje záběr této práce.

4. 2 Společenstva v rezervacích a interpretace funkčními vlastnostmi

V souladu s očekáváním bylo druhové složení společenstev denních motýlů v českých národních rezervacích nejvíce ovlivněno samotnou polohou rezervace (zeměpisné proměnné a jejich interakce). Vliv převažujících biotopů byl proti zeměpisné poloze ve všech analýzách zhruba poloviční (viz Storch et al. 2003) a až na třetím místě byl vliv charakteristik geometrie a heterogenity. I po zahrnutí zeměpisné polohy a stanovištní diverzity do kovariát, tedy po statistickém potlačení jejich vlivu, zůstalo několik charakteristik, které měly významný vliv na druhové složení motýlích společenstev: *rozloha*, *počet biotopů*, *perimetr* a *SDI 10 × 10 km*.

Zjištěné vztahy byly vesměs konzistentní napříč analýzami. Vyloučení singletonů přineslo větší počet statisticky signifikantních vztahů. Je ale na místě zdůraznit, že singletony zde, na rozdíl od pojetí užívaného v dlouhodobých studiích (Novotný & Basset 2000) neznamenaají náhodné zálety, ale velmi vzácné druhy zjištěné pouze v jedné rezervaci. Jde tedy buď o extrémní biotopové specialisty, jejichž stanoviště se ve výběru rezervací neopakovala (např. vysokohorští okáči *Erebia epiphron* a *E. sudetica*, nebo z jihovýchodu k nám okrajově zasahující druh *Melitaea britomartis*), nebo o skutečně vymírající druhy, jejichž populace pravděpodobně přežívají v náhodných rezervacích (*Polyommatus dorylas*, *Plebejus idas*, *Pyrgus armoricanus*, srov. Beneš et al. 2002).

Signifikantní vliv většího *počtu biotopů* (tj. vegetačních formací) – tato proměnná ovlivnila druhové složení ve všech analýzách – naznačuje, že uvnitř biotopově pestré rezervace funguje tzv. okrajový efekt (např. Ewers & Didham 2006). Na okrajích se mohou míchat druhy patřící do blízkých biotopů, nebo jsou zde přítomny druhy vyžadující pro svou

existenci zdrojů z různých biotopů lokalizovaných v těsném sousedství (Dunning et al. 1992, Dennis et al. 2003, Jarošík et al. 2011). Při interpretaci pomocí funkčních vlastností s počtem biotopů vždy negativně korelovaly především *rozpětí*, *mobilita*, *řidkost*, *počet čtverců*, *velikost areálu* i *aparence* – tedy vlastnosti představující málo pohyblivé specialisty. Pokud si tedy představíme specialisty jako druhy vázané na vzácné biotopy, nebo vyžadující více různých biotopů, mohou tyto druhy v heterogennějších rezervacích nalézt požadované zdroje s vyšší pravděpodobností.

S kompoziční diverzitou přírodních biotopů (*SDI uvnitř*) ale žádný vztah odhalen nebyl. Je na místě zmínit, že toto může být způsobeno nedostatečnými informacemi o tzv. nepřírodních biotopech (dle mapování biotopů takzvaných biotopů „X“, Chytrý et al. 2001), které nejsou systematicky mapovány a v některých rezervacích pokrývaly až 70 % povrchu. Tato proměnná také neodráží vnitřní uspořádání plochy. Více by jistě prozradila konfigurační diverzita (např. počet plošek každého biotopu), k těmto datům jsem zatím neměla přístup. Vhodné bude také doplnit heterogenitu krajinných prvků v různě velkém okolí hranic rezervací.

V žádné analýze nebyla průkazná ani proměnná *převýšení*, která zvyšuje prostorovou heterogenitu (vliv topografie krajiny zaznamenal např. Oliver et al. 2010), ale v mé práci její vliv patrný nebyl. To může být způsobeno tím, že do rezervací s nejvyšším převýšením patřily velké horské rezervace, které měly po vztažení k ploše stejné převýšení jako malé strmé geologické útvary.

Silnější vliv *rozlohy* rezervace v analýzách pracujících s abundancemi druhů naznačuje, že větší ostrovy vhodného prostředí mohou být schopny hostit větší populace (a velikost populace se neodrazí v datech o pouhé prezenci či absenci). Korelace funkčních vlastností byly obdobné jako v případě *počtu biotopů*. Větší rezervace mohou spíše udržet dostatečně velké populace koloniálních specialistů, kteří nedokáží existovat v nechráněné volné krajině.

Malou rozlohu rezervace či malou biotopovu pestrost v ní však může kompenzovat heterogenní okolí (*SDI 10 × 10 km*). Také ono vysvětlilo druhové složení (signifikantně však pouze v analýzách s prezencemi a absencemi po vyloučení singletonů). Pohled přes funkční vlastnosti neukázal nic konkrétního, většina korelací byla velmi slabá.

Perimetr byl jediným průkazným geometrickým prediktorem, se kterým korelovaly téměř všechny funkční vlastnosti kladně. Větší členitost hranic rezervace tedy znamená přítomnost více široce rozšířených generalistů – druhů kontinuálně obývajících krajinu. Ukazuje se, že ostrovy vhodného biotopu, které mají členitější hranice, jsou kolonizovány

častěji než ty více kompaktní (Game 1980). Mobilní a široce rozšířené druhy tak mají během náhodného pohybu po krajině větší šanci narazit na rezervaci s členitou hranicí.

K podobným zjištěním jako v této práci došli v různých případech i jiní autoři ve studiích zaměřených na motýlí společenstva. Öckinger & Smith (2006) zaznamenali na větších pokusných travnatých plochách vyšší podíl sedentárních motýlů. Menendéz et al. (2007) odhalili, že druhová bohatost motýlích druhů byla pozitivně ovlivněna bohatostí živných roslin i diverzitou mapovacího čtverce (SDI), tyto efekty byly silnější pro biotopové specialisty. Barbaro & van Halder (2009) zkoumali plochy v kulturních borovicových lesích a zjistili, že v zemi ustupující druhy, jež byly zároveň malé a sedentární, se více objevovaly v heterogennější krajině. Oliver et al. (2010) ukázali, že heterogennější krajina s více různými prvky pomáhá udržet stabilní populace. Mobilní všudypřítomné druhy byly více ovlivněny heterogenitou na velkých prostorových škálách. Z nejrůznorodějších zeměpisných oblastí a široké škály biotopů vychází práce Öckingera et al. (2010). Jde o metaanalýzu dat, která pracovala se studii z Evropy a Severní Ameriky, ve kterých byli systematicky mapováni motýli nebo můry a zároveň uvedeno prostorové uspořádání biotopů. Zanedbány byly polohy území (jakožto náhodné efekty v zobecněných lineárních modelech se smíšenými efekty). Ukázalo se, že při zmenšování velikosti plochy vhodného biotopu budou motýlí společenstva více dominována mobilními generalisty a málo pohybliví specialisté se stanou vzácnějšími. Funkční vlastnosti zde ale byly také ovlivněny spojitostí biotopů – ve spojitějším prostředí byla diverzita specialistů vyšší.

Je na místě zmínit, že studie pracující s heterogenitou krajiny se zaměřují na dva odlišné problémy, které spolu ale souvisejí: Jedná se za prvé o tzv. fragmentaci, a za druhé o tzv. mozaikovitost. Fragmentace je definována jakožto roztržitost vhodných biotopů (např. Ewers & Didham 2005), které jsou v důsledku příliš daleko od sebe na to, aby mezi nimi mohly druhy úspěšně migrovat a vhodné plochy jsou odděleny většinou homogenní krajinou. Na druhé straně mozaikovitost znamená množství různorodých biotopů na malých ploškách a v těsné blízkosti, které tedy mohou představovat efektivní životní prostředí pro velké množství druhů (viz výše). Zdálo by se tedy, že heterogenita může mít pozitivní i negativní efekt. Zda se jedná o fragmentovanou krajinu, nebo mozaiku bude záviset na velikosti plošek vzhledem k disperzibilitě jednotlivých druhů. Pokud si ale představíme naši krajinu mimo rezervace – často složenou z polních a lesních monokultur – pak se jakákoliv změna v tomto uspořádání, zvyšující diverzitu, může stát výhodnou a poskytnout případný biotop. Vyšší heterogenita by tedy měla být pro druhy (zvláště ty sedentární) výhodou, což ukazují výsledky této i jiných studií (průkazný index diverzity na velké prostorové škále,

Menendéz et al. 2007, Barbaro & van Halder 2009, Oliver et al. 2010). Ukazuje se také, že rostoucí velikost plochy zvýhodňuje specialisty, ať už se jedná o plochy jednoho biotopu (Öckinger & Smith 2006, Öckinger et al. 2010), nebo biotopů různých (tato studie). Důležitá se jeví také konektivita mezi vhodnými biotopy (Dover & Settele 2009, Öckinger et al. 2010), která může být vyšší ve vnitřně heterogennějších rezervacích složených z mnoha různých biotopů.

5 Závěr

Pohled přes funkční vlastnosti může obohatit biologii ochrany přírody o jiný přístup než je klasická druhová bohatost a divezita. Pomáhá totiž odhalit, které druhy (disponující určitými vlastnostmi) jsou citlivější na ztrátu přírodního biotopu nebo jeho roztržitost či špatnou dostupnost. Při maximálním zjednodušení interpretace nepřímých analýz funkčních vlastností lze druhy rozdělit na dvě skupiny: (1) na velké mobilní široce rozšířené druhy a (2) na malé sedentární biotopové specialisty. Právě druhá skupina se zdá být více ohrožená, protože není schopná obývat krajinu kontinuálně. Zahrnutí appearance živné rostliny může tento jednoduchý pohled zajímavě přehodnotit.

Tato práce jako jedna z mála představuje velmi heterogenní vzorek stanovišť a biotopů. To, že i na takto heterogenním vzorku geometrické a strukturní prediktory ovlivnily složení motýlích společenstev, a to konzistentně a ve shodě s jinými autory, ukazuje velmi robustně, že geometrie a heterogenita jako takové mají na motýlí společenstva vliv. Z pohledu ochrany přírody to znamená, že větší biotopově pestré rezervace umístěné v pestré krajině jsou pro uchování druhového bohatství (v případě motýlů především biotopových specialistů) vhodnější než rezervace malé, homogenní a umístěné v homogenní krajině.

6 Literatura

Alonso C. & Herrera C.M. (2000) Seasonal variation in leaf characteristics and food selection by larval noctuids on an evergreen Mediterranean shrub. *Acta Oecologica* 21: 257–265.

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.

AOPK ČR (2012) *Vrstva mapování biotopů* [elektronická georeferencovaná databáze]. Verze 2012. Praha. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR. [citováno 2012-6-14]. Rozšíření přírodních a přírodě blízkých stanovišť na území ČR.

AOPK ČR. *Ústřední seznam ochrany přírody*. [citováno 2013-3-25]. <<http://drusop.nature.cz/>>

Aubert J., Legal L., Descimon H. & Michel F. (1999) Molecular phylogeny of swallowtail butterflies of the tribe Papilionini (Papilionidae, Lepidoptera). *Molecular Phylogenetics and Evolution* 12: 156–167.

Azeria E.T., Ibarzabal J., Hébert C., Boucher J., Imbeau L. & Savard J.P.L. (2011) Differential response of bird functional traits to post-fire salvage logging in a boreal forest ecosystem. *Acta Oecologica* 37: 220–229.

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.

Beck J. & Fiedler K. (2009) Adult life spans of butterflies (Lepidoptera: Papilionoidea + Hesperioidea): broadscale contingencies with adult and larval traits in multi-species comparisons. *Biological Journal of the Linnean Society* 96: 166–184.

Beneš J. & Konvička M. (2006) Denní motýli v národních maloploškách: první poznatky z celostátní inventarizace. *Ochrana přírody* 61: 145–150.

Beneš J., Konvička M., Dvořák J., Fric Z., Havelda Z., Pavlíčko A., Vrabec V. & Weidenhoffer Z. (eds.) (2002) *Motýli České republiky: Rozšíření a ochrana I, II*. SOM, Praha.

Beneš J. & Kuras T. (1998) Dlouhodobé změny diverzity heliofilních motýlů (Lepidoptera) Opavské pahorkatiny a Nížkého Jeseníku (Česká republika) III. *Časopis Slezského zemského muzea Opava (A)* 47: 245–270.

Bereczki J., Pecsénye K., Peregovits L. & Varga Z. (2005) Patterns of genetic differentiation in the *Maculinea alcon* species group (Lepidoptera, Lycaenidae) in Central Europe. *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research* 43: 157–165.

Bowler D.E. & Benton T.G. (2005) Causes and consequences of animal dispersal strategies: relating individual behaviour to spatial dynamics. *Biological Reviews* 80: 205–225.

Braby M.F., Vila R. & Pierce N.E. (2006) Molecular phylogeny and systematics of the Pieridae (Lepidoptera: Papilionoidea): higher classification and biogeography. *Zoological Journal of the Linnean Society* 147: 239–275.

Carnicer J., Stefanescu C., Vila R., Dinca V., Font X. & Penuelas J. (2013) A unified framework for diversity gradients: the adaptive trait continuum. *Global Ecology and Biogeography* 22: 6–18.

Caterino M.S., Reed R.D., Kuo M.M. & Sperling F.A.H. (2001) A partitioned likelihood analysis of swallowtail butterfly phylogeny (Lepidoptera: Papilionidae). *Systematic Biology* 50: 106–127.

Cowley M.J.R., Thomas C.D., Roy D.B., Wilson R.J., Leon-Cortes J.L., Gutierrez D., Bulman C.R., Quinn R.M., Moss D. & Gaston K.J. (2001) Density-distribution relationships in British butterflies. I. The effect of mobility and spatial scale. *Journal of Animal Ecology* 70: 410–425.

Čížek L. (2005) Diet composition and body size in insect herbivores: Why do small species prefer young leaves? *European Journal of Entomology* 102: 675–681.

Čížek L., Fric Z. & Konvička M. (2006) Host plant defences and voltinism in European butterflies. *Ecological Entomology* 31: 337–344.

Databáze mapování motýlů České republiky. Entomologický ústav BC AV ČR. [citováno 2013-3-13]. <<http://www.lepidoptera.cz/>>

Dempster J.P. (1991) Fragmentation, isolation and mobility of insect populations. In Collin N.M. & Thomas J.A. (eds) *The conservation of insects and their habitats*. pp. 143–153. London. Academic Press.

Dennis R.L.H., Hodgson J.G., Grenyer R., Shreeve T.G. & Roy D.B. (2004) Host plants and butterfly biology. Do host-plant strategies drive butterfly status? *Ecological Entomology* 29: 12–26.

Dennis R.L.H., Shreeve T.G. & Van Dyck H. (2003) Towards a functional resource-based concept for habitat: a butterfly biology viewpoint. *Oikos* 102: 417–426.

Dennis R.L.H. & Shreeve T.G. (1997) Diversity of butterflies on British islands: ecological influences underlying the roles of area, isolation and the size of the faunal source. *Biological Journal of Linnean Society* 60: 257–275.

Dolédec 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.

Dover J. & Settele J. (2009) The influences of landscape structure on butterfly distribution and movement: a review. *Journal of Insect Conservation* 13: 3–27.

- Dray S. & Legendre P. (2008) Testing the species traits-environment relationships: The fourth-corner problem revisited. *Ecology* 89: 3400–3412.
- Duivenvoorden J.F. & Cuello N.L.A. (2012) Functional trait state diversity of Andean forests in Venezuela changes with altitude. *Journal of Vegetation Science* 23: 1105–1113.
- Dunning J.B., Danielson B.J. & Pulliam H.R. (1992) Ecological processes that affect populations in complex landscapes. *Oikos* 65: 169–175.
- EEA (2002) *Corine land cover update 2000*. Technical guidelines. European Environment Agency. Copenhagen.
- Eliot J.N. (1973) The higher classification of the Lycaenidae (Lepidoptera): a tentative arrangement. *Bulletin of the British Museum of Natural History (Entomology)* 28: 373–505.
- Ervin J. (2003) Protected area assessments in perspective. *Bio Science* 53: 819–822.
- ESRI (Environmental Systems Research Institute) (1999) *ArcView GIS Version 10*. Redlands, California.
- Ewers R.M. & Didham R.K. (2006) Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological Reviews* 81: 117–142.
- Feeny P. (1976) Plant apparency and chemical defense. *Recent Advances in Phytochemistry* 10: 1–40.
- Franzén M. & Betzholtz P.E. (2012) Species traits predict island occupancy in noctuid moths. *Journal of Insect Conservation* 16: 155–163.
- Franzén M., Schweiger O. & Betzholtz P.E. (2012) Species-Area Relationships Are Controlled by Species Traits. *Plos One* 7: e37359.
- Fric Z., Klímová M. & Konvička M. (2006) Mechanical design indicates differences in mobility among butterfly generations. *Evolutionary Ecology Research* 8: 1511–1522.

Game M. (1980) Best shape for nature reserves. *Nature* 287: 630–632.

García-Barros E. & Benito H.R. (2010) The relationship between geographic range size and life history traits: is biogeographic history uncovered? A test using the Iberian butterflies. *Ecography* 33: 392–401.

García-Barros E. (2000) Body size, egg size, and their interspecific relationships with ecological and life history traits in butterflies (Lepidoptera: Papilionoidea, Hesperioidea). *Biological Journal of the Linnean Society* 70: 251–284.

González-Megías A., Menéndez R., Roy D., Brereton T. & Thomas C.D. (2008) Changes in the composition of British butterfly assemblages over two decades. *Global Change Biology* 14: 1464–1474.

Grime J.P. (1977) Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *The American Naturalist* 111: 1169–1194.

Hanski I. (1999) *Metapopulation Ecology*. Oxford University Press, Oxford.

Higgins L.G. & Riley N.D. (1970) *A Field Guide to the Butterflies of Britain and Europe*. Collins, London.

Hrubý K. (1964) *Prodromus Lepidopter Slovenska*. Vydavateľstvo Slovenskej académie vied.

Chape S., Harrison J., Spalding M. & Lysenko I. (2005) Measuring the extent and effectiveness of protected areas as an indicator for meeting global biodiversity targets. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B* 360: 443–455.

Chytrý M., Kučera T. & Kočí M. (eds.) (2001) *Katalog biotopů České republiky*. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.

Jonason D., Andersson G.K.S., Ockinger E., Smith H.G., Bengtsson J. (2012) Field scale organic farming does not counteract landscape effects on butterfly trait composition. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 158: 66–71.

- Julliard R., Clavel J., Devictor V., Jiguet F. & Couvet D. (2006) Spatial segregation of specialists and generalists in bird communities. *Ecological Letters* 9: 1237–1244.
- Kadlec T., Beneš J., Jarošík V. & Konvička M. (2008) Revisiting urban refuges: Changes of butterfly and bumblebee fauna in Prague reserves over three decades. *Landscape and Urban Planning* 85: 1–11.
- Kadlec T., Tropek R. & Konvička M. (2012) Timed surveys and transect walks as comparable methods for monitoring butterflies in small plots. *Journal of Insect Conservation* 16: 275–280.
- Koh L.P., Sodhi N.S. & Brook B.W. (2004) Ecological Correlates of Extinction Proneness in Tropical Butterflies. *Conservation Biology* 18: 1571–1578.
- Konvička M. & Beneš J. (2005) Metodika inventarizace denních motýlů v maloplošných chráněných územích národních kategorií. In: Janáčková H. & Štorkánová A. (eds.) (2005) *Metodika inventarizačních průzkumů zvláště chráněných území*. AOPK ČR.
- Konvička M., Zimmermann K., Klímová M., Hula V. & Fric Z. (2012) Inverse link between density and dispersal distance in butterflies: field evidence from six co-occurring species. *Population Ecology* 54: 91–101.
- Kotiaho J.S., Kaitala V., Komonen A. & Päävinen J. (2004) Predicting the risk of extinction from shared ecological characteristics. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 102: 1963–1967
- Krämer B., Poniowski D. & Fartmann T. (2012) Effects of landscape and habitat quality on butterfly communities in pre-alpine calcareous grasslands. *Biological Conservation* 152: 253–261.
- Kröber W., Böhnke M., Welk E., Wirth C. & Bruehlheide H. (2012) Leaf Trait-Environment Relationships in a Subtropical Broadleaved Forest in South-East China. *Plos One* 7: e35742..

- Lambeck R.J. (1997) Focal Species: A Multi-Species Umbrella for Nature Conservation. *Conservation Biology* 11: 849–856.
- Laštůvka Z. & Liška J. (2010) *Seznam motýlů České republiky. Checklist of Lepidoptera of the Czech Republic (Insecta: Lepidoptera)*. <<http://www.lepidoptera.wz.cz>>
- Legendre P., Galzin R. & Harmelin-Vivien M.L. (1997) Relating behavior to habitat: solutions to the fourth-corner problem. *Ecology* 78: 547–562.
- Lizée M.H., Mauffrey J.F., Taton T. & Deschamps-Cottin M. (2011) Monitoring urban environments on the basis of biological traits. *Ecological Indicators* 11: 353–361.
- Mabry C., Ackerly D. & Gerhardt F. (2000) Landscape and species-level distribution of morphological and life history traits in a temperate woodland flora. *Journal of Vegetation Science* 11: 213–224.
- MacArthur R.H. & Wilson E.O. (1967) *The Theory of Island Biogeography*. Princeton, N.J.: Princeton University Press.
- Mattila N., Kaitala V., Komonen A., Kotiaho J.S. & Aivinen J.P. (2006) Ecological Determinants of Distribution Decline and Risk of Extinction in Moths. *Conservation Biology* 20: 1161–1168.
- Mattila N., Kotiaho J.S., Kaitala V. & Komonen A. (2008) The use of ecological traits in extinction risk assessments: A case study on geometrid moths. *Biological Conservation* 141: 2322–2328.
- McGill B.J., Enquist B., Weiher E. & Westoby M. (2006) Rebuilding ecology from functional traits. *Trends in Ecology and Evolution* 21: 178 – 185.
- Menéndez R., González-Megías A., Collingham Y., Fox R., Roy D.B., Ohlemüller R. & Thomas C.D. (2007) Direct and indirect effects of climate and habitat factors on butterfly diversity. *Ecology* 88: 605–611.

Niemen M. (1996) Migration of moth species in a network of small islands. *Oecologia* 108: 643–651.

Novotný V. & Basset Y. (2000) Rare species in communities of tropical insect herbivores: pondering the mystery of singletons. *Oikos* 89: 564–572.

Öckinger E. & Smith H. G. (2006) Landscape composition and habitat area affects butterfly species richness in semi-natural grasslands. *Oecologia* 149: 526–534.

Öckinger E., Schweiger O., Crist T.O., Debinski D.M., Krauss J., Kuussaari M., Petersen J.D., Poyry J., Settele J., Summerville K.S. & Bommarco R. (2010) Life-history traits predict species responses to habitat area and isolation: a cross-continental synthesis. *Ecology Letters* 13: 969–979.

Oliver T., Roy D.B., Hill J.K., Brereton T. & Thomas C.D. (2010) Heterogeneous landscape promote population stability. *Ecology Letters* 13: 473–484.

Pavlíková A. (2011) *Vliv bionomických vlastností motýlů na jejich habitatovou vazbu*. Faculty of Science, University of South Bohemia, České Budějovice.

Pekin B.K., Wittkuhn R.S., Boer M.M., Macfarlane C. & Grierson P.F. (2011) Plant functional traits along environmental gradients in seasonally dry and fire-prone ecosystem. *Journal of Vegetation Science* 22: 1009–1020.

Pianka E.R. (1970) On r- and K-Selection. *The American Naturalist* 104: 592–597.

Reich P.B., Wright I.J., Cavender-Bares J., Craine J.M., Oleksyn J., Westoby M. & Walters M.B. (2003) The evolution of plant functional variation: traits, spectra and strategies. *International Journal of Plant Science* 164: S143–S164.

Reinhardt R., Sbieschne H., Settele J., Fischer U. & Fiedler G. (2007) Tagfalter von Sachsen. In: Klausnitzer B. & Reinhardt R. (Hrsg.) *Beiträge zur Insektenfauna Sachsens* Band 6. Entomologische Nachrichten und Berichte, Beiheft 11. Dresden.

- Rhoades D.F. & Cates R.G. (1976) Toward a general theory of plant anti-herbivore chemistry. *Recent Advances in Phytochemistry* 10: 168–213.
- Sekar S. (2012) A meta-analysis of the traits affecting dispersal ability in butterflies: can wingspan be used as a proxy? *Journal of Animal Ecology* 81: 174–184.
- Simberloff D. (1998) Flagships, umbrellas and keystones: is single-species management passé in the landscape era? *Biological Conservation* 83: 247–257.
- Simpson E.H. (1949) Measurement of diversity. *Nature* 163: 688.
- Soga M. & Koike S. (2013) Mapping the potential extinction debt of butterflies in a modern city: implications for conservation priorities in urban landscapes. *Animal Conservation* 16: 1–11.
- Statzner B., Hildrew A.G. & Resh V.H. (2001) Species traits and environmental constraints: entomological research and the history of ecological theory. *Annual Review of Entomology* 46: 291–316.
- Stefanescu C., Carnicer J. & Penuelas J. (2011) Determinants of species richness in generalist and specialist Mediterranean butterflies: the negative synergistic forces of climate and habitat change. *Ecography* 34: 353–363.
- Stevens V.M., Trochet A., Van Dyck H., Clobert J. & Baquette M. (2012) How is dispersal integrated in life histories: a quantitative analysis using butterflies. *Ecology Letters* 15: 74–86.
- Stevens V.M., Turlure C., Baquette M. (2010) A meta-analysis of dispersal in butterflies. *Biological Reviews* 85: 625–642.
- Strauss B. & Biedermann R. (2008) Fit for succession – community structure and life strategies of leafhoppers in urban brownfields. *Ecological Entomology* 33: 107–118.

Storch D., Konvička M. & Beneš J. (2003) Distribution patterns in butterflies and birds of the Czech Republic: separating effects of habitat and geographical position. *Journal of Biogeography* 30: 1195–1205.

Ter Braak C.J.F & Šmilauer P. (2012) *CANOCO Reference Manual and CanoDraw for Windows User's Guide: Software for Canonical Community Ordination (version 5.0)*. Biometris – Plant research international. Wageningen. The Netherlands.

Thomas C.D. (2000) Dispersal and extinction in fragmented landscapes. *Proceedings of the Royal Society of London* 267: 139–145.

Thomas C.D., Gillingham P.K., Bradbury R.B., Roy D.B., Anderson B.J., Baxter J.M., Bourn N.A.D., Crick H.Q.P., Findon R.A., Fox R., Hodgson J.A., Holt A.R., Morecroft M.D., O'Hanlon N.J., Oliver T.H., Pearce-Higgins J.W., Procter D.A. Thomas J.A., Walker K.J., Walmsley C.A., Wilson R.J. & Hill J.K. (2012) Protected areas facilitate species range expansions. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 109: 14063–14068.

Thomas C.D., Hill J.K. & Lewis O.T. (1996) Evolutionary consequences of habitat fragmentation in a localized butterfly. *Journal of Animal Ecology* 67: 485–497.

Tolman T. & Lewington R. (2009). *Collins Butterfly Guide: The Most Complete Field Guide to the Butterflies of Britain and Europe*. Harper Collins, London.

Vacíková Z. *Mapy mapových polí*. [citováno 2013-4-2].

<http://www.biblioteka.cz/Pages/Lokality/MapovaPole_MapasiteCR.aspx>

Wahlberg N., Weingartner E. & Nylin S. (2003) Towards a better understanding of the higher systematics of Nymphalidae (Lepidoptera : Papilionoidea). *Molecular Phylogenetics and Evolution* 28: 473–484.

Walton R.K., Brower L.P. & Andrew A.K. (2005) Long-term monitoring and fall migration patterns of the monarch butterfly in Cape May, New Jersey. *Annals of the Entomological Society of America* 98: 682–689.

Warren A.D., Ogawa J.R. & Brower A.W.Z. (2009) Revised classification of the family Hesperiiidae (Lepidoptera: Hesperioidea) based on combined molecular and morphological data. *Systematic Entomology* 34: 467–523.

Warren M.S. (1992) Butterfly populations. In: Dennis R.L.H. (ed) *The ecology of butterflies in Britain*, pp. 72–79. Oxford University Press, Oxford.

Warren M.S., Hill J.K., Thomas J.A., Asher J., Fox R., Huntley B., Royk D.B., Telferk M.G., Jeffcoate S., Hardink P., Jeffcoate G., Willis S.G., Greatorex-Daviesk J.N., Mossk D. & Thomas C.D. (2001) Rapid responses of British butterflies to opposing forces of climate and habitat change. *Nature* 414: 65–69.

Westoby M. & Wright I.J. (2006) Land-plant ecology on the basis of functional traits. *Trends in Ecology and Evolution* 21: 261–267.

Westoby M., Falster D.S., Moles A.T., Vesk P.A. & Wright I.J. (2002) Plant ecological strategies: Some leading dimensions of variation between species. *Annual Review of Ecology and Systematics* 33: 125–59.

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.

7 Přílohy

Příloha 1: Abundance denních motýlů zjištěná v jednotlivých rezervacích. U rezervací zahrnutých pouze do analýz s prezencemi a absencemi je přítomnost druhu označena „+“.

	Babičino údolí	Barrandovské skály	Bílá stráně	Blanice	Bohdanečský rybník	Bořeň	Božídarské rašeliniště	Břehyně-Pecopala	Brouskův mlýn	Bůrova	Byčí skála	Černé rokle	Čertoryje	Čertova stěna-Luč	Červené Blato	Červený kopec	Cikánka I	Dalejský profil	Dářko	Děvín	Drbákov - Albertovy skály	Dunajovické kopce	Hádecká planinka	Havranické vřesoviště	Hojkovské rašeliniště	Holý vrch	Hrabanovská černava	Hrdibořické rybníky	Jankovský potok	Jánský vrch	Javorina	Jazevčí		
<i>Thymelicus acteon</i> (Rottemburg, 1775)		1										4					2	2		1														
<i>Carcharodus alceae</i> (Esper, 1780)																1					1	1											4	
<i>Pyrgus alveus</i> (Hübner, 1803)									5																								4	
<i>Pyrgus armoricanus</i> (Oberthür, 1910)																																		
<i>Pyrgus carthami</i> (Hübner, 1803)					4												3	4		2			5						3					
<i>Hesperia comma</i> (Linnaeus, 1758)												2	4				4	3	1	2			5										4	
<i>Thymelicus lineola</i> (Ochsenheimer, 1808)	1	5	6	6	3	5	4	1	3	5	2			5	6					3	5		6				4		5				4	
<i>Pyrgus malvae</i> (Linnaeus, 1758)		1		1	1				4		3	4				4	5	1	3		2	5	4				1		1				4	
<i>Heteropterus morpheus</i> (Pallas, 1771)							1		5			4								3	5												5	
<i>Carterocephalus palaemon</i> (Pallas, 1771)				1	6	2	2	5	4	1		4				2	1	4	4								5	4	1				4	
<i>Pyrgus serratalae</i> (Rambur, 1839)																							3											
<i>Spialia sertorius</i> (Hoffmannsegg, 1804)						1						1					1			4			5							1				
<i>Thymelicus sylvestris</i> (Poda, 1761)				6						2	1	4	2			4	4	5	3	3	5	1	6	6					5				4	
<i>Erynnis tages</i> (Linnaeus, 1758)			5		5		1		5		3	4				1	1	4	3			5	1								1		4	
<i>Ochlodes sylvanus</i> (Esper, 1777)			1	3	5	2	3	1	4	4	1	1	5			2	4	3	4	2		3	4	5			2	2	1	4				
<i>Papilio machaon</i> Linnaeus, 1758	1				2	4			1	4			1					1	2	3		3	4					1					4	
<i>Parnassius mnemosyne</i> (Linnaeus, 1758)																																	1	
<i>Iphiclides podalirius</i> (Linnaeus, 1758)		2				5				1	1	3	4			2		2		4		2	5	2										
<i>Zerynthia polyxena</i> (Den. & Schiff., 1775)																				2														
<i>Colias alfacariensis</i> Ribbe, 1905			4										4				3	3		4		4	3	4							3		4	
<i>Pieris brassicae</i> (Linnaeus, 1758)	3	3	3	5	3		1		4			5	1					1	1				4	4	6	1	2	4	4	1			4	
<i>Anthocharis cardamines</i> (Linnaeus, 1758)	4	5	2	4			1	5	4	2	4	5	4	3	3	3	3	3		4	2		4	4	5		5	3	1	2	4		5	
<i>Aporia crataegi</i> (Linnaeus, 1758)			3			5	4																										4	
<i>Colias crocea</i> (Fourcroy, 1785)																					1													1
<i>Pontia daplidice</i> (Linnaeus, 1758)					1												1	4				6	1	6			1	2	1	2				
<i>Colias erate</i> (Esper, 1805)					1				1			4													4									4
<i>Colias hyale</i> (Linnaeus, 1758)					1		1	5	4			4												4	2		2						1	
<i>Pieris napi</i> (Linnaeus, 1758)	6	6	5	6	6	5	4	3	6	5	3	5	4	2	3	4	3	6	5	3	5	5	5	4	5	3	5	5	5	5	5	4	4	
<i>Colias palaeno</i> (Linnaeus, 1761)				1			6																											
<i>Pieris rapae</i> (Linnaeus, 1758)	7	6		6	6	5	5	6	6	3	5	4	3	2			5	6	4	4	6	7	6	6	5	1	5	6	5	6	4		4	
<i>Leptidea reali</i> Reissinger, 1989	2	1	4		5			5	5		1	5	2				2	3									3			3			3	
<i>Gonepteryx rhamni</i> (Linnaeus, 1758)	4	2	3	3	5		1	1	5	4	1	1	4	4	6	1	1	3	4	2	2		4	2	5	2	2	2	5				4	
<i>Leptidea sinapis</i> (Linnaeus, 1758)									5		1	5				2	2	4		3		3	6	4									3	

	Babičino údolí	Barrandovské skály	Bílá stráně	Blanice	Bohdanečský rybník	Bořeň	Božidarské rašeliníště	Břehyně-Pecopala	Brouskův mlýn	Burová	Býčí skála	Černé rokle	Čertovyje	Čertova stěna-Luč	Červené Blato	Červený kopec	Čikánka I	Dalejský profil	Dářko	Děvín	Drbákov - Albertovy skály	Dunajovické kopce	Hádecká planinka	Havranické vřesoviště	Hojkovské rašeliníště	Holý vrch	Hrabanovská černava	Hrdlibořické rybníky	Jankovský potok	Jánský vrch	Javorina	Jazevčí		
<i>Satyrium acaciae</i> (Fabricius, 1787)		3				4			4	4							3	4		1	3	3	3	2										
<i>Aricia agestis</i> (Den. & Schiff., 1775)	1				1		1		1			4			2		1			3				4								4		
<i>Lycaena alciphron</i> (Rottemburg, 1775)			4																				1											
<i>Phengaris alcon</i> (Den. & Schiff., 1775)									4			4																						
<i>Glauopsyche alexis</i> (Poda, 1761)			5																	3		4	5	3										
<i>Polyommatus amandus</i> (Schneider, 1792)		1	5			4			2							2		3	3		5	1		1				1						
<i>Cupido argiades</i> (Pallas, 1771)									5			4			3							3											4	
<i>Celastrina argiolus</i> (Linnaeus, 1758)		4	1		2		2				1	4			2	1	3			3	3	3	4		1	3	3		3	1	4	4		
<i>Plebeius argus</i> (Linnaeus, 1758)							5						5							2	2	1					1					4		
<i>Plebeius argyrognomon</i> (Bergsträsser, 1779)													4				3	4		2			1						3		4	4		
<i>Phengaris arion</i> (Linnaeus, 1758)																																		
<i>Polyommatus bellargus</i> (Rottemburg, 1775)																				2		1	2											
<i>Thecla betulae</i> (Linnaeus, 1758)																				2			1											
<i>Polyommatus coridon</i> (Poda, 1761)											6						7	6		6	7	6	5			1								
<i>Polyommatus damon</i> (Den. & Schiff., 1775)																																		
<i>Polyommatus daphnis</i> (Den. & Schiff., 1775)			1									3					1	3		4		1												
<i>Cupido decoloratus</i> (Staudinger, 1886)									4			4								1			6	2								4		
<i>Lycaena dispar</i> (Haworth, 1803)									4			4										1	1	1							1	1		
<i>Polyommatus dorylas</i> (Den. & Schiff., 1775)																				2														
<i>Aricia eumedon</i> (Esper, 1780)			1																		1												4	
<i>Lycaena hippothoe</i> (Linnaeus, 1761)				1					4			5							3					1				4	4	4	5			
<i>Polyommatus icarus</i> (Rottemburg, 1775)	5	1	2		3	1	5	6	6	1	3	5	2		1	4	5	2	4		6	6	6	1		5	2		3		5			
<i>Plebeius idas</i> (Linnaeus, 1761)																																		
<i>Satyrium ilicis</i> (Esper, 1779)																																		
<i>Hamearis lucina</i> (Linnaeus, 1758)			1												1						2													
<i>Cupido minimus</i> (Fuessly, 1775)			3						2		4					5	3		3		2	4							1		4			
<i>Phengaris nausithous</i> (Bergsträsser, 1779)	2				6				4			5																	1			5		
<i>Vacciniina optilete</i> (Knoch, 1781)																		4																
<i>Scolitantides orion</i> (Pallas, 1771)		6				6					4							5		4	2		6											
<i>Lycaena phlaeas</i> (Linnaeus, 1761)				2	5	4	5	1				4						1	1				3			1		1		1	1			
<i>Satyrium pruni</i> (Linnaeus, 1758)											1						2	2		1			1											
<i>Neozephyrus quercus</i> (Linnaeus, 1758)																4					2	3	1											
<i>Callophrys rubi</i> (Linnaeus, 1758)		3			3			3	4		3	5	1	7	2	1			4	3		7	4	1					2			4		

	Babičino údolí	Barrandovské skály	Bílá stráně	Blanice	Bohdanečský rybník	Bořeň	Božidarské rašeliníště	Břehyně-Pecopala	Brouskův mlýn	Búrová	Býčí skála	Černé rokle	Čertovyje	Čertova stěna-Luč	Červené Blato	Červený kopec	Cikánka I	Dalejský profil	Dářko	Děvín	Drbákov - Albertovy skály	Dunajovické kopce	Hádecká planinka	Havranické vřesoviště	Hojkovské rašeliníště	Holý vrch	Hrabanovská černava	Hrdlbořické rybníky	Jankovský potok	Jánský vrch	Javorina	Jazevčí		
<i>Cyaniris semiargus</i> (Rottemburg, 1775)				1					5			4																					5	
<i>Satyrium spini</i> (Den. & Schiff., 1775)			1			2						1										1	5							1				
<i>Phengaris teleius</i> (Bergsträsser, 1779)	1								5				4																				4	
<i>Polyommatus thersites</i> (Cantener, 1834)													4					1		1		1											4	
<i>Lycaena tityrus</i> (Poda, 1761)	2				5	3	6			4		4									2			7	1		1						4	
<i>Pseudophilotes vicrama</i> (Moore, 1865)												5					1	2																
<i>Lycaena virgaureae</i> (Linnaeus, 1758)			1	5	1		6	6		5		5											1	5			2						4	
<i>Satyrium w-album</i> (Knoch, 1782)											1											3												
<i>Argynnis adippe</i> (Den. & Schiff., 1775)										1			4				1										1				4	4		
<i>Argynnis aglaja</i> (Linnaeus, 1758)				6		4	4	1		4		4					1		5					4					3	2	5	4		
<i>Nymphalis antiopa</i> (Linnaeus, 1758)													1	1													1							
<i>Boloria aquilonaris</i> (Stichel, 1908)							3																											
<i>Vanessa atalanta</i> (Linnaeus, 1758)		1		3	2	3		2	4				4	1	1	2				1	1	1	1	1	1	1	1	5	1	1			1	
<i>Melitaea athalia</i> (Rottemburg, 1775)			5	2			7			5	2		5	1									1	4										5
<i>Melitaea aurelia</i> Nickerl, 1850										6			5							1														5
<i>Melitaea britomartis</i> Assmann, 1847																								4										
<i>Polygonia c-album</i> (Linnaeus, 1758)		1	1	1	1		4			4	1		4	1				1		2	3	1		1	1	1	3	2	1				4	
<i>Limenitis camilla</i> (Linnaeus, 1764)										4		4				1		1					1											
<i>Vanessa cardui</i> (Linnaeus, 1758)	2	1		3	1	2			1	4		1	4			1		1	2	2	2	2	3	1	1		2	4					4	
<i>Melitaea cinxia</i> (Linnaeus, 1758)										5		4								4				4										5
<i>Brenthis daphne</i> (Den. & Schiff., 1775)										4		4																						1
<i>Boloria dia</i> (Linnaeus, 1767)	3		5	1		2	1					2	4				4	6		3	1	2	4	4							4		4	
<i>Melitaea diamina</i> (Lang, 1789)				1					2																6					5				
<i>Melitaea didyma</i> (Esper, 1778)																				1														
<i>Boloria eunomia</i> (Esper, 1799)					6																													
<i>Boloria euphrosyne</i> (Linnaeus, 1758)				2					1															1								1	4	
<i>Brenthis hecate</i> (Den. & Schiff., 1775)										5		5																						5
<i>Apatura ilia</i> (Den. & Schiff., 1775)						4				1	2		4					1											1					6
<i>Brenthis ino</i> (Rottemburg, 1775)					6					5		4							2											7				4
<i>Inachis io</i> (Linnaeus, 1758)	2	1	1	3	2	2	1	3		5		1	4	2	3					1	3	2		3	3	4	2	5	2	1	2		4	
<i>Apatura iris</i> (Linnaeus, 1758)																																		
<i>Issoria lathonia</i> (Linnaeus, 1758)					1	2	3			1		1	4							1	2	2	1	1	6	4	1	2	2	1	4	1	4	
<i>Araschnia levana</i> (Linnaeus, 1758)			1	4	5	2	6			5		2	4	3		1	1	2	3	2	5		1	3			5	2			1			

	Babičino údolí	Barrandovské skály	Bílá stráně	Blanice	Bohdanečský rybník	Bořeň	Božidarské rašeliníště	Břehyně-Pecopala	Brouskův mlýn	Bůrová	Býčí skála	Černé rokle	Čertoryje	Čertova stěna-Luč	Červené Blato	Červený kopec	Čikánka I	Dalejský profil	Dářko	Děvín	Drbákov - Albertovy skály	Dunajovické kopce	Hádecká planinka	Havranické vřesoviště	Hojkovské rašeliníště	Holý vrch	Hrabanovská černava	Hrdibořické rybníky	Jankovský potok	Jánský vrch	Javorina	Jazevčí		
<i>Argynnis niobe</i> (Linnaeus, 1758)																																		1
<i>Argynnis paphia</i> (Linnaeus, 1758)		2	2		1	4		2	2		3	1	4			3		3	1	2	1		1	2	2		3				3		4	
<i>Nymphalis polychloros</i> (Linnaeus, 1758)													1								1													
<i>Limenitis populi</i> (Linnaeus, 1758)								1																										
<i>Neptis rivularis</i> (Scopoli, 1763)																																		
<i>Boloria selene</i> (Den. & Schiff., 1775)				3			7	3	7				4							1				6					5			1		
<i>Aglais urticae</i> (Linnaeus, 1758)	3	1		5	5	6	6	1	4		2	1	1				1	2	1	3	3	1	4	1	3	1	3	4	2	1	1			
<i>Pararge aegeria</i> (Linnaeus, 1758)	2		1	1	4	1	3	7			2		4			1		2	2	2	3		1		1				1			4		
<i>Erebia aethiops</i> (Esper, 1777)																																		
<i>Coenonympha arcania</i> (Linnaeus, 1761)		6				3				4	3	5			3	5	3			5			7	5			1		5			5		
<i>Arethusana arethusia</i> (Den. & Schiff., 1775)																				6		1	6	6										
<i>Chazara briseis</i> (Linnaeus, 1764)																																		
<i>Brintesia circe</i> (Fabricius, 1775)										5			5							3			4	3									5	
<i>Minois dryas</i> (Scopoli, 1763)																				5			6	5										
<i>Erebia epiphron</i> (Knoch, 1783)																																		
<i>Erebia euryale</i> (Esper, 1805)				1																														
<i>Hipparchia fagi</i> (Scopoli, 1763)																1				2			4											
<i>Melanargia galathea</i> (Linnaeus, 1758)		2	6		6	6			5	7	2	4	6			2	6	6	4	6	2	6	7	6			6		6	6	4	6		
<i>Coenonympha glycerion</i> (Borkhausen, 1788)				5			4		4	6			4						4	4	3	6		7									4	
<i>Aphantopus hyperanthus</i> (Linnaeus, 1758)	4	4	5	7	6	2	5	3	5	7		2	5	2	3	3	6	6	5	5		6	4	6	7	2	6		6	4		6		
<i>Maniola jurtina</i> (Linnaeus, 1758)	7	3	5	6	7	2	1	4	5	7	4	5	6	3		4	6	6	5	4	5	5	5	7	6		7	4	6	5	4	6		
<i>Erebia ligea</i> (Linnaeus, 1758)				5			6							3					5															
<i>Lasiommata maera</i> (Linnaeus, 1758)				1						1				2					5	2				2		1								
<i>Erebia medusa</i> (Den. & Schiff., 1775)			1	6		4	7	1			2	2	6					2		5	4		1	6	5					4		4		
<i>Lasiommata megera</i> (Linnaeus, 1767)						2						4						4	3		3	2	3	6	4	2				1				
<i>Coenonympha pamphilus</i> (Linnaeus, 1758)	7	2	4		6	5	3	4	6	6	1	6	5	2		4	6	6	4	3		6	6	8	3		6	5	5	5	4	6		
<i>Hipparchia semele</i> (Linnaeus, 1758)													3					1	1															
<i>Erebia sudetica</i> Staudinger, 1861																																		
<i>Coenonympha tullia</i> (Müller, 1764)																																		

	Jezerní slat'	Kamenná slunce	Kaňk	Kaproun	Karištejn	Kladské rašeliny	Klenceč	Klokočka	Klonk	Koda	Komorní hůrka	Kotýz	Králický Sněžník	Křeby	Křivé jezero	Křížky	Lednické rybníky	Libický luh	Lochkovský profil	Lovoš	Lužní potok	Malhotky	Milešovka	Mionší	Mohelenská hadcová step	Mrtvý luh	Na Adamcích	Na požárech	Na skále	Novozámecký rybník	Oblík	Odkryv v Kravačích
<i>Thymelicus acteon</i> (Rottemburg, 1775)					2					3									3													3
<i>Carcharodus alceae</i> (Esper, 1780)																																
<i>Pyrgus alveus</i> (Hübner, 1803)																																
<i>Pyrgus armoricanus</i> (Oberthür, 1910)										2																						
<i>Pyrgus carthami</i> (Hübner, 1803)					5					6	+								4						6							6
<i>Hesperia comma</i> (Linnaeus, 1758)					1				+	6	+		1				2		3			1	1		1		4				3	
<i>Thymelicus lineola</i> (Ochsenheimer, 1808)		8	5	4	3	4	3	4		6	+	5			2	2	3		4	1	7	4	5		4	6	6	6	6	4	4	6
<i>Pyrgus malvae</i> (Linnaeus, 1758)		1	2		4		3	1	+	2	1	+					3	2							1							1
<i>Heteropterus morpheus</i> (Pallas, 1771)																						5	1				6					
<i>Cartocephalus palaemon</i> (Pallas, 1771)				3		2		1	4		3	2		3					3	4		1	6		1	3				1	2	2
<i>Pyrgus serratalae</i> (Rambur, 1839)																																
<i>Spialia sertorius</i> (Hoffmannsegg, 1804)					4					4									1													3
<i>Thymelicus sylvestris</i> (Poda, 1761)					4				+	3	6	+				5	2	2	3	4	7	1	3	4	1	6	6	6			3	2
<i>Erynnis tages</i> (Linnaeus, 1758)				2	6	5	4			6	+	1	3	1					1			6	1		5		4		3	1		
<i>Ochlodes sylvanus</i> (Esper, 1777)	1	3	4	3	6	1	4	3	+	6	+	6	3	2	3	3	4	4	3			3	5		4	6	3	5		4	4	
<i>Papilio machaon</i> Linnaeus, 1758			1	1	4		2	1		2	+	1	1				1	1		5					1	1			1		5	
<i>Parnassius mnemosyne</i> (Linnaeus, 1758)																																
<i>Iphiclides podalirius</i> (Linnaeus, 1758)					4				+	3	+		1				1		2	3		2	1		5		1				5	
<i>Zerynthia polyxena</i> (Den. & Schiff., 1775)																																
<i>Colias alfariensis</i> Ribbe, 1905					4		3		+	6	+								3				6	1	3		5				4	
<i>Pieris brassicae</i> (Linnaeus, 1758)	3		4		1	1	1	4		4	2	+	6	4			3	3	1	2	6			1		2		4	5	5	1	3
<i>Anthocharis cardamines</i> (Linnaeus, 1758)			4		6			5		4	3	+	6	3	3			5	2	1		1	3		3			2	2	3	3	
<i>Aporia crataegi</i> (Linnaeus, 1758)																2					1											6
<i>Colias crocea</i> (Fourcroy, 1785)																						1	1									
<i>Pontia daplidice</i> (Linnaeus, 1758)		4	3			1				1				2			4		3	2		4	1		2		4			1	1	
<i>Colias erate</i> (Esper, 1805)														2			3											1				
<i>Colias hyale</i> (Linnaeus, 1758)		1													2		4	1														3
<i>Pieris napi</i> (Linnaeus, 1758)	6	1	5	3	6	5	1	6	+	6	5	+	7	4	4	2	4	5	3	4	7	3	5	5	6	5	6	6	6	6	2	5
<i>Colias palaeno</i> (Linnaeus, 1761)	5					2										2										6						
<i>Pieris rapae</i> (Linnaeus, 1758)	6	3	4	3	6	6	3	3	+	6	6	+	6	7	3		5	4	4	6	7	5	4		4	6	6	4	6	5	5	5
<i>Leptidea reali</i> Reissinger, 1989		1	3		6			1		2						2	2	1	2			3	1							2	1	
<i>Gonepteryx rhamni</i> (Linnaeus, 1758)		1		2	5		1	3		5	+	5	3	2			1	4	1	2	6	1	1	5	2	1	1	6	2	1	3	
<i>Leptidea sinapis</i> (Linnaeus, 1758)										4	+			2			2		2			6	1		1		6		1			

	Jezerní slat'	Kamenná slunce	Kaňk	Kaproun	Karištejn	Kladské rašeliny	Klenci	Klokočka	Klonk	Koda	Komorní hůrka	Kotýz	Králický Sněžník	Křebý	Křivé jezero	Křížky	Lednické rybníky	Libický luh	Lochkovský profil	Lovoš	Lužní potok	Malhotky	Milešovka	Mionší	Mohelenská hadcová step	Mrtvý luh	Na Adamcích	Na požárech	Na skále	Novozámecký rybník	Oblík	Odkryv v Kravačích	
<i>Satyrium acaciae</i> (Fabricius, 1787)										4	+								3	5		1	1	5							4		
<i>Aricia agestis</i> (Den. & Schiff., 1775)							1	1		4									1			1	1		3						1	1	
<i>Lycaena alciphron</i> (Rottemburg, 1775)	1										3																						
<i>Phengaris alcon</i> (Den. & Schiff., 1775)																																	
<i>Glaucopsyche alexis</i> (Poda, 1761)																							1	1			4				3		
<i>Polyommatus amandus</i> (Schneider, 1792)	1				1	5				2			3		5						2		5		6		3					5	
<i>Cupido argiades</i> (Pallas, 1771)															1	1						3	1				4						
<i>Celastrina argiolus</i> (Linnaeus, 1758)		1	2		3		3	2		3	+				2		1	2		3	1	2			1			1	1	1	1	1	
<i>Plebeius argus</i> (Linnaeus, 1758)						2			+	4	1						3					6	6	2			4			2			
<i>Plebeius argyrognomon</i> (Bergsträsser, 1779)		1			4		1			6							3					3	1				3					3	
<i>Phengaris arion</i> (Linnaeus, 1758)																																	
<i>Polyommatus bellargus</i> (Rottemburg, 1775)														4								6	1				2						
<i>Thecla betulae</i> (Linnaeus, 1758)			1						+	1	+					1				2													
<i>Polyommatus coridon</i> (Poda, 1761)					4				+	7	+		7			4		7				6	1		6	6		5			6		
<i>Polyommatus damon</i> (Den. & Schiff., 1775)																											4						
<i>Polyommatus daphnis</i> (Den. & Schiff., 1775)					1					2	+								4			5	1				4					3	
<i>Cupido decoloratus</i> (Staudinger, 1886)																						1	1				1						
<i>Lycaena dispar</i> (Haworth, 1803)																2									1							1	
<i>Polyommatus dorylas</i> (Den. & Schiff., 1775)																																	
<i>Aricia eumedon</i> (Esper, 1780)		1																															
<i>Lycaena hippothoe</i> (Linnaeus, 1761)	4					3				4		3		5							3		2		5		4						
<i>Polyommatus icarus</i> (Rottemburg, 1775)		3	3		6		3	2	+	5	1	+	1	4	2		4	4	2	4		6	3		4	6	4	4	4	5	5	2	
<i>Plebeius idas</i> (Linnaeus, 1761)																																	
<i>Satyrium ilicis</i> (Esper, 1779)																									3								
<i>Hamearis lucina</i> (Linnaeus, 1758)					3					3	+														2								2
<i>Cupido minimus</i> (Fuessly, 1775)					1					5			1			2		3	2								2		1			5	
<i>Phengaris nausithous</i> (Bergsträsser, 1779)																																4	
<i>Vacciniina optilete</i> (Knoch, 1781)	6																									5							
<i>Scolitantides orion</i> (Pallas, 1771)					4					2										3													
<i>Lycaena phlaeas</i> (Linnaeus, 1761)			3		2		2	4		2			1				2	3			2					1				3		1	
<i>Satyrium pruni</i> (Linnaeus, 1758)										3																							1
<i>Neozephyrus quercus</i> (Linnaeus, 1758)										1						2						6	1										
<i>Callophrys rubi</i> (Linnaeus, 1758)					4					5	+				1					2		1	1			1	4					4	

	Jezerní slat'	Kamenná slunce	Kaňk	Kaproun	Karištejn	Kladské rašeliny	Kloneč	Klokočka	Klonk	Koda	Komorní hůrka	Kotýz	Králický Sněžník	Křebý	Křivé jezero	Křížky	Lednické rybníky	Libický luh	Lochkovský profil	Lovoš	Lužní potok	Malhotky	Milešovka	Mionší	Mohelenská hadcová step	Mrtvý luh	Na Adamcích	Na požárech	Na skále	Novozámecký rybník	Oblík	Odkryv v Kravařích				
<i>Cyaniris semiargus</i> (Rottemburg, 1775)															5						1															
<i>Satyrium spini</i> (Den. & Schiff., 1775)										6		+							1			1	1										3			
<i>Phengaris teleius</i> (Bergsträsser, 1779)																																	2			
<i>Polyommatus thersites</i> (Cantener, 1834)																																				
<i>Lycaena tityrus</i> (Poda, 1761)								3		2		+	5				1	4					1											4		
<i>Pseudophilotes vicrama</i> (Moore, 1865)																																		3		
<i>Lycaena virgaureae</i> (Linnaeus, 1758)						2		5					3				4						1				3		6				1			
<i>Satyrium w-album</i> (Knoch, 1782)				1								1						4								1										
<i>Argynnis adippe</i> (Den. & Schiff., 1775)					3			5		5		+						3	3						4								1			
<i>Argynnis aglaja</i> (Linnaeus, 1758)	6				6	6			+	4		+				5								4		5	1	1	1	1	5					
<i>Nymphalis antiopa</i> (Linnaeus, 1758)						1		2					1			1		2				2	3													
<i>Boloria aquilonaris</i> (Stichel, 1908)	4					1																				4		1								
<i>Vanessa atalanta</i> (Linnaeus, 1758)		1	1	2	1			4		1	1				1		3	1		2	5		2			4	1	3	1	2	3	4				
<i>Melitaea athalia</i> (Rottemburg, 1775)	5				6	6			+	6	3	+				6									1	6		4								
<i>Melitaea aurelia</i> Nickerl, 1850																																		6		
<i>Melitaea britomartis</i> Assmann, 1847																																				
<i>Polygonia c-album</i> (Linnaeus, 1758)				2	3			2	+	3	1	+	1				1	4	1	3	5		4		1			4	3	2	3	1				
<i>Limenitis camilla</i> (Linnaeus, 1764)						4				5		+																								
<i>Vanessa cardui</i> (Linnaeus, 1758)	2	1		2		1	1	+	6		+		2		1	1	2	2	1			3	1		4	5	1	2					1			
<i>Melitaea cinxia</i> (Linnaeus, 1758)																																				
<i>Brenthis daphne</i> (Den. & Schiff., 1775)																																				
<i>Boloria dia</i> (Linnaeus, 1767)				4				+	5	3	+				1		2		2		6	1				6		5				4				
<i>Melitaea diamina</i> (Lang, 1789)	2															2										4		1								
<i>Melitaea didyma</i> (Esper, 1778)				1								+													7											
<i>Boloria eunomia</i> (Esper, 1799)	1																									6										
<i>Boloria euphrosyne</i> (Linnaeus, 1758)					3					5																										
<i>Brenthis hecate</i> (Den. & Schiff., 1775)																																				
<i>Apatura ilia</i> (Den. & Schiff., 1775)					3		3																1		1											
<i>Brenthis ino</i> (Rottemburg, 1775)					3						1					5		1			6					6		4								
<i>Inachis io</i> (Linnaeus, 1758)	3	1		3	5	4	1	4		5	1	+		1	1	1	4	6	1	1	6	2	3	5	2	2	5	5	3	3	1	4				
<i>Apatura iris</i> (Linnaeus, 1758)			1		1						1		2								2	1							1					2		
<i>Issoria lathonia</i> (Linnaeus, 1758)		1			4	4	3		4	4	+		4	1		4	3	1	6	2	3	1		2		3		3	1	3	3					
<i>Araschnia levana</i> (Linnaeus, 1758)		1	2		5	4	3	+	6	3	+	2		2		3	5		3	6			4			1	1		1	3	1	5				

	Jezerní slat'	Kamenná slunce	Kaňk	Kaproun	Karištejn	Kladské rašeliny	Klenceč	Klokočka	Klonk	Koda	Komorní hůrka	Kotýz	Králický Sněžník	Křebý	Křivé jezero	Křížky	Lednické rybníky	Libický luh	Lochkovský profil	Lovoš	Lužní potok	Malhotky	Milešovka	Mionší	Mohelenská hadcová step	Mrtvý luh	Na Adamcích	Na požárech	Na skále	Novozámecký rybník	Oblík	Odkryv v Kravařích		
<i>Argynnis niobe</i> (Linnaeus, 1758)																																		
<i>Argynnis paphia</i> (Linnaeus, 1758)			2	2	5			5	+	7		+	5				3	6	4	1	4	1	1	3	4					1		1		
<i>Nymphalis polychloros</i> (Linnaeus, 1758)								2					1				1													1				
<i>Limenitis populi</i> (Linnaeus, 1758)													2					1							1									
<i>Neptis rivularis</i> (Scopoli, 1763)																																		
<i>Boloria selene</i> (Den. & Schiff., 1775)	4					2							2								2			1	4		4							
<i>Aglais urticae</i> (Linnaeus, 1758)	5	2		3	3	5		3		2	5	+	5	6		5	2	6	1	4	6			3	1	4	1	4	1	1	2	1		
<i>Pararge aegeria</i> (Linnaeus, 1758)	4		1		3	2		5		4	1	+	7				2	4		1	1		3	3			3		5					
<i>Erebia aethiops</i> (Esper, 1777)																																		
<i>Coenonympha arcania</i> (Linnaeus, 1761)		1			5						6	+					3		5	5		6	5		5			3		6				
<i>Arethusana arethusa</i> (Den. & Schiff., 1775)																									7									
<i>Chazara briseis</i> (Linnaeus, 1764)																																	6	
<i>Brintesia circe</i> (Fabricius, 1775)																	3					2	1		3									
<i>Minois dryas</i> (Scopoli, 1763)																				4		6	1											
<i>Erebia epiphron</i> (Knoch, 1783)																																		
<i>Erebia euryale</i> (Esper, 1805)	4												7																					
<i>Hipparchia fagi</i> (Scopoli, 1763)																									3									
<i>Melanargia galathea</i> (Linnaeus, 1758)		6	5	5	5	4	6	1	+	7	5	+	2	6	2	6		6	6	6	6	6	5	3	6		7	6	6	4	7	1		
<i>Coenonympha glycerion</i> (Borkhausen, 1788)	3			1		5				1	3	+				6	3				5	6	1	5	6	6	6	5	1		3			
<i>Aphantopus hyperanthus</i> (Linnaeus, 1758)			5	5	4	4		5		7	5	+		3		6	3	6	6		6	3	6	5	1	7	6	5	6	3	6	6		
<i>Maniola jurtina</i> (Linnaeus, 1758)		3	4	6	6		6	5	+	7	4	+	5	5		3	4	5	5	3	6	6	4		5	6	6	4	6	4	6	6		
<i>Erebia ligea</i> (Linnaeus, 1758)	6					7							6			1								6										
<i>Lasiommata maera</i> (Linnaeus, 1758)						6										5	2							1		1			1					
<i>Erebia medusa</i> (Den. & Schiff., 1775)	6				4	3				6		+				4			3	6	4		5	1	5	5		6				7		
<i>Lasiommata megera</i> (Linnaeus, 1767)		2	5		2			1		4	4	+	1						3	5					5			3		5	3			
<i>Coenonympha pamphilus</i> (Linnaeus, 1758)		4	6		5		6	5	+	6	3		5	6		1	4	4	6	4	4	6	3		7	6	1	6	4	7	5			
<i>Hipparchia semele</i> (Linnaeus, 1758)					1					1		+							3															
<i>Erebia sudetica</i> Staudinger, 1861																																		
<i>Coenonympha tullia</i> (Müller, 1764)																									6									

	Pastvíska u Lednice	Pluhův bor	Pochvalovská strán	Polabská černava	Polanská niva	Porážky	Pouzďfánská step	Požáry	Praděd	Pulčín - Hradisko	Radosfínské rašeliníště	Radouč	Raná	Rečkov	Rejvíz	Rendezvous	Řežabinec a Řežabinecké tůně	Rokytecká slat	Rovná	Ruda	Rudické propadání	Růžický lom	Rybniček u Hořan	Sedlo	Seminářský přesyp	Šipka	Státní louka u Velenky	Soos	Špraněk	Stará řeka	Státní lom	Strabišov-Oulehla		
<i>Thymelicus acteon</i> (Rottemburg, 1775)												5													1									
<i>Carcharodus alceae</i> (Esper, 1780)							3					1																						
<i>Pyrgus alveus</i> (Hübner, 1803)						1																												
<i>Pyrgus armoricanus</i> (Oberthür, 1910)																																		
<i>Pyrgus carthami</i> (Hübner, 1803)								3																										
<i>Hesperia comma</i> (Linnaeus, 1758)							1	3		1												3										1		
<i>Thymelicus lineola</i> (Ochsenheimer, 1808)	6	6	3	3	3	5	7	6		4		4	5	5			5		3	6		3	5		2	4	4	5	1	5	6	4		
<i>Pyrgus malvae</i> (Linnaeus, 1758)				1		4	2	3		1		6	2	1	1							2	3				2	2	2		6	3		
<i>Heteropterus morpheus</i> (Pallas, 1771)						6	1																									3		
<i>Carterocephalus palaemon</i> (Pallas, 1771)		1	3	4	1	1				4	2	5	1	5	1			2		1	1	3					6	4	2	1				
<i>Pyrgus serratalae</i> (Rambur, 1839)																																		
<i>Spialia sertorius</i> (Hoffmannsegg, 1804)								2					1													3						1		
<i>Thymelicus sylvestris</i> (Poda, 1761)		5				7	6	4			5	5	1		1					6						3		7		1	3	6		
<i>Erynnis tages</i> (Linnaeus, 1758)			3	2		4	1	1		1		5	1									1	2			3	1				2	5		
<i>Ochlodes sylvanus</i> (Esper, 1777)	3	4	3	4		5	5	3		5		5	1	4						6	2	4	4	2		1	2		5	1	5	5		
<i>Papilio machaon</i> Linnaeus, 1758				1	1	1	2					3	4	1			2		1		2	1	1	5		3	1				1			
<i>Pamassius mnemosyne</i> (Linnaeus, 1758)																3																		
<i>Iphiclydes podalirius</i> (Linnaeus, 1758)						1	5	2		1		5																						
<i>Zerynthia polyxena</i> (Den. & Schiff., 1775)																																		
<i>Colias alfariensis</i> Ribbe, 1905							5	2					3										2								3	4		
<i>Pieris brassicae</i> (Linnaeus, 1758)			3		3	4		1	3	2	3	3	2	4	3		2	2	2						1	3	1	5	3		4			
<i>Anthocharis cardamines</i> (Linnaeus, 1758)	1		4	1	4	6	1	4		5		3	1	5	4	1	4		3	4	2	4	5		3	4	5	2	1	3	1			
<i>Aporia crataegi</i> (Linnaeus, 1758)		3											6																				1	
<i>Colias crocea</i> (Fourcroy, 1785)																		1																1
<i>Pontia daplidice</i> (Linnaeus, 1758)							5					4	3									4										1	3	
<i>Colias erate</i> (Esper, 1805)					1																												1	1
<i>Colias hyale</i> (Linnaeus, 1758)	5		3	1	2	1	1					4		1			5									1	1					1		
<i>Pieris napi</i> (Linnaeus, 1758)	4	6	5	4	6	5	6	4	3	4	3	6	3	6	3	5	6	6	3	3	3	5	6	6	2	4	5	6	6	6	3	3		
<i>Colias palaeno</i> (Linnaeus, 1761)																																		
<i>Pieris rapae</i> (Linnaeus, 1758)	6	3	5	3	5	6	5	6	5	4	5	5	6	1	6	1	5	6	3	5	1	6	3		3	5	4	6	6	3	6	4		
<i>Leptidea reali</i> Reissinger, 1989		2		1		5						4	1								3					1	2	2					4	
<i>Gonepteryx rhamni</i> (Linnaeus, 1758)		1	6	2	3	4	1	1	1	3	3	4		5	2		3	2	3	6	1	3	1	1	1	4	1	4	4	6	1			
<i>Leptidea sinapis</i> (Linnaeus, 1758)						5	4																2						1			5	4	

	Pastvisko u Lednice	Pluhův bor	Pochvalovská stráň	Polabská černava	Polanská niva	Porážky	Pouzdrfanská step	Požáry	Praděd	Pulčín - Hradisko	Radostínské rašeliníště	Radouč	Raná	Rečkov	Rejvíz	Rendezvous	Řežabinec a Řežabinecké tůně	Rokytecká slat'	Rovná	Ruda	Rudické propadání	Růžčkův lom	Rybníček u Hořan	Sedlo	Semínský přesyp	Šipka	Slatinná louka u Velenky	Soos	Špraněk	Stará řeka	Státní lom	Strabřív-Oulehla		
<i>Satyrium acaciae</i> (Fabricius, 1787)							4	2																								1		
<i>Aricia agestis</i> (Den. & Schiff., 1775)						4	4						1								1		2			1							2	
<i>Lycaena alciphron</i> (Rottemburg, 1775)										1					1																			
<i>Phengaris alcon</i> (Den. & Schiff., 1775)																																	3	
<i>Glaucopteryx alexis</i> (Poda, 1761)							1						4																					
<i>Polyommatus amandus</i> (Schneider, 1792)		6					3				1																						5	
<i>Cupido argiades</i> (Pallas, 1771)	4				2	4	1																1									3	3	
<i>Celastrina argiolus</i> (Linnaeus, 1758)	1	3	1	2			2							3		2	1	1					1	5	3		3	2	1			4		
<i>Plebeius argus</i> (Linnaeus, 1758)												5	3																		3		6	6
<i>Plebeius argyrognomon</i> (Bergsträsser, 1779)						4	3					2											2										4	
<i>Phengaris arion</i> (Linnaeus, 1758)																																		
<i>Polyommatus bellargus</i> (Rottemburg, 1775)							4																										1	5
<i>Thecla betulae</i> (Linnaeus, 1758)				1	2		1																1											
<i>Polyommatus coridon</i> (Poda, 1761)							7	5				7	4	1								3	6										6	6
<i>Polyommatus damon</i> (Den. & Schiff., 1775)													1																					
<i>Polyommatus daphnis</i> (Den. & Schiff., 1775)							7																											
<i>Cupido decoloratus</i> (Staudinger, 1886)							5																											3
<i>Lycaena dispar</i> (Haworth, 1803)	1			3	1											1																	1	
<i>Polyommatus dorylas</i> (Den. & Schiff., 1775)																																		
<i>Aricia eumedon</i> (Esper, 1780)																																		
<i>Lycaena hippothoe</i> (Linnaeus, 1761)		6					4			1	5					3								3										
<i>Polyommatus icarus</i> (Rottemburg, 1775)	6		4	4	6	4	6	5		1	1	5	4	1	4	1	6								3	6	3	4	1	5	6	6	6	
<i>Plebeius idas</i> (Linnaeus, 1761)																																		6
<i>Satyrium ilicis</i> (Esper, 1779)																																		
<i>Hamearis lucina</i> (Linnaeus, 1758)						5																											1	
<i>Cupido minimus</i> (Fuessly, 1775)						1	4					4	1										1										4	4
<i>Phengaris nausithous</i> (Bergsträsser, 1779)					3	1																												
<i>Vacciniina optilete</i> (Knoch, 1781)																																		
<i>Scolitantides orion</i> (Pallas, 1771)							5	3																									3	
<i>Lycaena phlaeas</i> (Linnaeus, 1761)				1	4		1				2	3		1	1						3	1				1	3	1			3	1		
<i>Satyrium pruni</i> (Linnaeus, 1758)						4							1										1										1	
<i>Neozephyrus quercus</i> (Linnaeus, 1758)					1		4																										2	
<i>Callophrys rubi</i> (Linnaeus, 1758)						5	7						1								3	1	1										1	

	Pastvsko u Lednice	Pluhův bor	Pochvalovská strán	Polabská černava	Polanská niva	Porážky	Pouzďfanská step	Požáry	Praděd	Pulčín - Hradisko	Radosfinské rašeliníště	Radouč	Raná	Rečkov	Rejvíz	Rendezvous	Řežabinec a Řežabinecké tůně	Rokytecká slat'	Rovná	Ruda	Rudické propadání	Růžický lom	Rybniček u Hořan	Sedlo	Semínský přesyp	Šipka	Statiná louka u Velenky	Soos	Špraněk	Stará řeka	Státní lom	Strabišov-Oulehla		
<i>Cyaniris semiargus</i> (Rottemburg, 1775)	5					4				4					1					1														
<i>Satyrium spini</i> (Den. & Schiff., 1775)							2					1																					3	
<i>Phengaris teleius</i> (Bergsträsser, 1779)						5																												
<i>Polyommatus thersites</i> (Cantener, 1834)							6						1																				5	
<i>Lycaena tityrus</i> (Poda, 1761)				2		1				4	5									1														
<i>Pseudophilotes vicrama</i> (Moore, 1865)													4																					
<i>Lycaena virgaureae</i> (Linnaeus, 1758)		3	1			6				1				1										1				4		1				
<i>Satyrium w-album</i> (Knoch, 1782)	3																																	
<i>Argynnis adippe</i> (Den. & Schiff., 1775)		3	5			4				2				3																			2	
<i>Argynnis aglaja</i> (Linnaeus, 1758)		6				5				4	5		3		1		1	4															2	
<i>Nymphalis antiopa</i> (Linnaeus, 1758)				1		1			1						1	1								2									2	
<i>Boloria aquilonaris</i> (Stichel, 1908)																		2		3												4		
<i>Vanessa atalanta</i> (Linnaeus, 1758)			4		1		1	1		1		4	1	3	3	1	3	3		2		4	2	5	1		1	3	4	3	1			
<i>Melitaea athalia</i> (Rottemburg, 1775)		5				5									2			1													1			
<i>Melitaea aurelia</i> Nickerl, 1850						5																											4	
<i>Melitaea britomartis</i> Assmann, 1847																																		
<i>Polygonia c-album</i> (Linnaeus, 1758)	1		5	2	3	4		1		1		1		1			3				1	2	3	3		1	4	2	4		1			
<i>Limenitis camilla</i> (Linnaeus, 1764)			2																														2	
<i>Vanessa cardui</i> (Linnaeus, 1758)	3			1	3		3				2	1	1		1						1	3			1	2	1				4	1		
<i>Melitaea cinxia</i> (Linnaeus, 1758)						1																												
<i>Brenthis daphne</i> (Den. & Schiff., 1775)																																		
<i>Boloria dia</i> (Linnaeus, 1767)			3	3		1	6	1		4		5	4									3				1		3	1		4	6		
<i>Melitaea diamina</i> (Lang, 1789)		1									1																							
<i>Melitaea didyma</i> (Esper, 1778)																																		
<i>Boloria eunomia</i> (Esper, 1799)																																		
<i>Boloria euphrosyne</i> (Linnaeus, 1758)			5						2	4					3																		4	
<i>Brenthis hecate</i> (Den. & Schiff., 1775)						1																												
<i>Apatura ilia</i> (Den. & Schiff., 1775)					1									1						1			1	3		1	1					3		
<i>Brenthis ino</i> (Rottemburg, 1775)		6	2			5																											1	
<i>Inachis io</i> (Linnaeus, 1758)	4	2	6	4	3	5	3		3	2		3	1	2	4	2	2	4	2	1		2	3	2	2	3	5	3	1	2	4	2		
<i>Apatura iris</i> (Linnaeus, 1758)		2	2																		1													
<i>Issoria lathonia</i> (Linnaeus, 1758)	1			1			3	1				4	3				3					6				2	1	2	1		3	2		
<i>Araschnia levana</i> (Linnaeus, 1758)			5	4	3		1	3				3	1	4	2		4			2						3	6	1	3					

	Pastvisko u Lednice	Pluhův bor	Pochvalovská stráň	Polabská černava	Polanská niva	Porážky	Pouzďanská step	Požáry	Praděd	Pulčín - Hradisko	Radosfinské rašeliníště	Radouč	Raná	Rečkov	Rejvíz	Rendezvous	Řežabinec a Řežabinecké tůně	Rokytecká slat'	Rovná	Ruda	Rudické propadání	Růžičkův lom	Rybniček u Hořan	Sedlo	Semínský přesyp	Šipka	Slatinná louka u Velenky	Soos	Špraněk	Stará řeka	Státní lom	Strabišov-Oulehla	
<i>Argynnis niobe</i> (Linnaeus, 1758)						4												1			2			5	1	2		5	1		3		
<i>Argynnis paphia</i> (Linnaeus, 1758)		1	6	1		4	1	2		5																							
<i>Nymphalis polychloros</i> (Linnaeus, 1758)														1													1						
<i>Limenitis populi</i> (Linnaeus, 1758)																					1			2						1			
<i>Neptis rivularis</i> (Scopoli, 1763)																					7									5			
<i>Boloria selene</i> (Den. & Schiff., 1775)											4										6	2						4					
<i>Aglais urticae</i> (Linnaeus, 1758)				2	2			5	1			3	2	1	4	1	4	4			3	2		2	2	1	3	2	1	3			
<i>Pararge aegeria</i> (Linnaeus, 1758)		4	5		1	4				1				2	3	3		3			2		3	2		3	1			1			
<i>Erebia aethiops</i> (Esper, 1777)																																	
<i>Coenonympha arcania</i> (Linnaeus, 1761)			5			4						5	6								2	6		3			1	2		5	1		
<i>Arethusana arethusa</i> (Den. & Schiff., 1775)							7																										
<i>Chazara briseis</i> (Linnaeus, 1764)													4																				
<i>Brintesia circe</i> (Fabricius, 1775)						5	4															2	2						1	4	2		
<i>Minois dryas</i> (Scopoli, 1763)																																	
<i>Erebia epiphron</i> (Knoch, 1783)									6																								
<i>Erebia euryale</i> (Esper, 1805)									6									5															
<i>Hipparchia fagi</i> (Scopoli, 1763)							1																										
<i>Melanargia galathea</i> (Linnaeus, 1758)	1	6	4	3		7	7	6		7	1	6	7	5			5		3	4	2	6	3	1		6	5	6			6	6	
<i>Coenonympha glycerion</i> (Borkhausen, 1788)	5	6	3			5	7			6		5			3						2	4				5			1		3	6	
<i>Aphantopus hyperanthus</i> (Linnaeus, 1758)	4	7	5	4	5	7	6	6	3	7	4	4	5	4	3		5		4	6		5	5	5	3	6	4	5	6	3	6	5	
<i>Maniola jurtina</i> (Linnaeus, 1758)	6	6	5	3	6	7	5	6		7	6	6	7	3	2		6		4	3	2	6	7	5	1	7	2	6	5	4	6	6	
<i>Erebia ligea</i> (Linnaeus, 1758)						7					4																						
<i>Lasiommata maera</i> (Linnaeus, 1758)		6					1														2												
<i>Erebia medusa</i> (Den. & Schiff., 1775)		4						4			2		5		3			6												5			
<i>Lasiommata megera</i> (Linnaeus, 1767)			3	1			5	2				4	5									3			2	4		3			3		
<i>Coenonympha pamphilus</i> (Linnaeus, 1758)	5	6	4	3	6	5	7	6		5	4	7	6		5		7		3	2		6	5	1	6	7	3	3	4		6	5	
<i>Hipparchia semele</i> (Linnaeus, 1758)																																	
<i>Erebia sudetica</i> Staudinger, 1861									3																								
<i>Coenonympha tullia</i> (Müller, 1764)																																	

	Stránská skála	Stročov	Švařec	Tabulová	Terčino údolí	Týřov	U Nového mlýna	Úhošť	Upolínská louka pod Křížky	V Jezírkách	Váté písky	Velký a Malý Tisý	Velký močál	Velký Roudný	Velký vrch	Větrníky	Větrušické rokly	Vrapač	Vyšenské kopce	Vývěry Punkvy	Zahrady pod Hájem	Zástudánčí	Žebračka	Žehuňská obora	Žehuňský rybník	Železná hůrka	Zhejral	Zlatý kůň	Žofinka	
<i>Thymelicus acteon</i> (Rottemburg, 1775)															6															+
<i>Carcharodus alceae</i> (Esper, 1780)	2														1															
<i>Pyrgus alveus</i> (Hübner, 1803)																			4		4									
<i>Pyrgus armoricanus</i> (Oberthür, 1910)																														
<i>Pyrgus carthami</i> (Hübner, 1803)	2			1			3										1				4									+
<i>Hesperia comma</i> (Linnaeus, 1758)			1				4	6							1						4									+
<i>Thymelicus lineola</i> (Ochsenheimer, 1808)	5	4	2	3	3		6	7			3	4		7	5	5			6		4	3	2				5		+	
<i>Pyrgus malvae</i> (Linnaeus, 1758)	2		4	2		2	4	4						1	5	4	2		6		4	4	1	3						+
<i>Heteropterus morpheus</i> (Pallas, 1771)				1							3					6					6									
<i>Carterocephalus palaemon</i> (Pallas, 1771)	1			1		1	3	1		1				3	2				3	1	4	4	2	1	3					5
<i>Pyrgus serratalae</i> (Rambur, 1839)								4																						
<i>Spialia sertorius</i> (Hoffmannsegg, 1804)	1			4			2								3		3													+
<i>Thymelicus sylvestris</i> (Poda, 1761)	2		1		5		4	1	5			5		5	4				7		4	3	2				4		+	
<i>Erynnis tages</i> (Linnaeus, 1758)	2		1				3	6		1	1				6	5			6		4	1	1	1	1					+
<i>Ochlodes sylvanus</i> (Esper, 1777)	3	2	2		5		5		4	3	5			5	5		3		6	1	4	4	4	4	3	6	5		+	
<i>Papilio machaon</i> Linnaeus, 1758	2			3	1	2	1	2			2			2	1	1	1		2		1	1	2	1						+
<i>Pamassius mnemosyne</i> (Linnaeus, 1758)																		1												
<i>Iphiclidides podalirius</i> (Linnaeus, 1758)	3			4		4	1				1				4	5	3				4	1								+
<i>Zerynthia polyxena</i> (Den. & Schiff., 1775)																														
<i>Colias alfaciensis</i> Ribbe, 1905	3		5	4			3	3			1								5		5									+
<i>Pieris brassicae</i> (Linnaeus, 1758)		4	2		1		3	3		1				6	4		3	5	2		4	3	3	1	1	2	4		+	
<i>Anthocharis cardamines</i> (Linnaeus, 1758)	2	4	3	3	4	1	4	3		1	4	5		3		5	6	6	2	4	6	4	3	3			1		2	
<i>Aporia crataegi</i> (Linnaeus, 1758)								3	1						4											1				
<i>Colias crocea</i> (Fourcroy, 1785)																					1	2								
<i>Pontia daplidice</i> (Linnaeus, 1758)	2			4			1	1			4				3	3					1	3		4	1					
<i>Colias erate</i> (Esper, 1805)	3			2							3					1					4									
<i>Colias hyale</i> (Linnaeus, 1758)	2		4				6			1	2					3			4		4		1	1	1					
<i>Pieris napi</i> (Linnaeus, 1758)		6	4	3	5	2	6	6	4	3	2	5	2	5	4	5	6	5	5	2	4	6	5	3	2	5	4	+	4	
<i>Colias palaeno</i> (Linnaeus, 1761)									3				3																	
<i>Pieris rapae</i> (Linnaeus, 1758)	5	6	6	4	5	2	6		3	3	5	6		6	6	7	6	6	5	2	4	5	6	5	2	3	5	+	1	
<i>Leptidea reali</i> Reissinger, 1989		2	2					6						5	5				6		4	2	2	1	2	2	1			
<i>Gonepteryx rhamni</i> (Linnaeus, 1758)			1	2	5		1	1	1	2	1	6		4		3	3	4	6	1	4	5	3	3	3	2	5	+	4	
<i>Leptidea sinapis</i> (Linnaeus, 1758)	2		2								5								4		4									+

	Stránská skála	Stročov	Švařec	Tabulová	Terčino údolí	Týřov	U Nového mlýna	Úhošť	Upolínová louka pod Křížky	V jezírkách	Váté písky	Velký a Malý Tisý	Velký močál	Velký Roudný	Velký vrch	Větrníky	Větrušické rokle	Vrapač	Vyšenské kopce	Vývěry Punkvy	Zahrady pod Hájem	Zástudánčí	Žebračka	Žehuňská obora	Žehuňský rybník	Železná hůrka	Zhejral	Zlatý kůň	Žofinka		
<i>Satyrium acaciae</i> (Fabricius, 1787)	2						5	1								6	2													+	
<i>Aricia agestis</i> (Den. & Schiff., 1775)	1		1																	3		4								+	
<i>Lycaena alciphron</i> (Rottemburg, 1775)											1																				
<i>Phengaris alcon</i> (Den. & Schiff., 1775)																						4									
<i>Glaucopsyche alexis</i> (Poda, 1761)	3		1	1				5							1							4									
<i>Polyommatus amandus</i> (Schneider, 1792)								5	6						1	3				5									2		
<i>Cupido argiades</i> (Pallas, 1771)	2							2			2					4						5									
<i>Celastrina argiolus</i> (Linnaeus, 1758)	2		1	1			2			1	1			3	3	1	1			3		1	4	3	1	1		2	+	2	
<i>Plebeius argus</i> (Linnaeus, 1758)	4		1					5							1	1				5		4							+	7	
<i>Plebeius argyrognomon</i> (Bergsträsser, 1779)					1		3	5							3	1						4								+	
<i>Phengaris arion</i> (Linnaeus, 1758)			4																												
<i>Polyommatus bellargus</i> (Rottemburg, 1775)				2												1															
<i>Thecla betulae</i> (Linnaeus, 1758)													1	1						1		1		2	1						
<i>Polyommatus coridon</i> (Poda, 1761)	5	5	6				6	6		4					1	7				6		1		4	1					+	
<i>Polyommatus damon</i> (Den. & Schiff., 1775)															4																
<i>Polyommatus daphnis</i> (Den. & Schiff., 1775)	2	2	3				3	3							4					7										+	
<i>Cupido decoloratus</i> (Staudinger, 1886)	2		1																			1									
<i>Lycaena dispar</i> (Haworth, 1803)																1						4	2								
<i>Polyommatus dorylas</i> (Den. & Schiff., 1775)																															
<i>Aricia eumedon</i> (Esper, 1780)							3	2												1											+
<i>Lycaena hippothoe</i> (Linnaeus, 1761)		1	2						6					6						2		4						6			
<i>Polyommatus icarus</i> (Rottemburg, 1775)	3	4	5	4	4	1	6	4		3	5	4		1	5	6	1	4	6	1	6	4	2	4	4	4	4			+	
<i>Plebeius idas</i> (Linnaeus, 1761)																															
<i>Satyrium ilicis</i> (Esper, 1779)																															
<i>Hamearis lucina</i> (Linnaeus, 1758)								5																							
<i>Cupido minimus</i> (Fuessly, 1775)			4	2			4	5							2					5		4									+
<i>Phengaris nausithous</i> (Bergsträsser, 1779)								2															3								
<i>Vacciniina optilete</i> (Knoch, 1781)																															6
<i>Scolitantides orion</i> (Pallas, 1771)						2	1										3														
<i>Lycaena phlaeas</i> (Linnaeus, 1761)	2							1		1	1	1		2						4		1	2		2	1		1			
<i>Satyrium pruni</i> (Linnaeus, 1758)	1													5								1	1		2						
<i>Neozephyrus quercus</i> (Linnaeus, 1758)	2											1											2		1						
<i>Callophrys rubi</i> (Linnaeus, 1758)	1	1	4					2							4	2				5		4								+	6

	Stránská skála	Stročov	Švařec	Tabulová	Terčino údolí	Týřov	U Nového mlýna	Úhošť	Upolínová louka pod Křížky	V Jezírkách	Váté písky	Velký a Malý Tisý	Velký močál	Velký Roudný	Velký vrch	Větrníky	Větrušické rokle	Vrapač	Vyšenské kopce	Vývěry Punkvy	Zahrady pod Hájem	Zástudánčí	Žebračka	Žehuňská obora	Žehuňský rybník	Železná hůrka	Zhejral	Zlatý kůň	Žofinka		
<i>Cyaniris semiargus</i> (Rottemburg, 1775)								4											5		5						1				
<i>Satyrium spini</i> (Den. & Schiff., 1775)	2						1	3							1						1									+	
<i>Phengaris teleius</i> (Bergsträsser, 1779)					6																										
<i>Polyommatus thersites</i> (Cantener, 1834)				2											6	3						4									
<i>Lycaena tityrus</i> (Poda, 1761)	1	2	1				1	1		4	5			1						5		4									
<i>Pseudophilotes vicrama</i> (Moore, 1865)								2																							
<i>Lycaena virgaureae</i> (Linnaeus, 1758)							4	3						5								4						6			
<i>Satyrium w-album</i> (Knoch, 1782)																		1	3												
<i>Argynnis adippe</i> (Den. & Schiff., 1775)																				1		4		3	1					+	
<i>Argynnis aglaja</i> (Linnaeus, 1758)	1	1	1		4		4	6	5											3		4								+	
<i>Nymphalis antiopa</i> (Linnaeus, 1758)		1			1															3	1		1				1				
<i>Boloria aquilonaris</i> (Stichel, 1908)																															
<i>Vanessa atalanta</i> (Linnaeus, 1758)	3				1	1	1	2	1	1		4		4				1	5		4	5	4	3	2	3	1	+	3		
<i>Melitaea athalia</i> (Rottemburg, 1775)			4		2				5											7		5						1	+		
<i>Melitaea aurelia</i> Nickerl, 1850																3						5									
<i>Melitaea britomartis</i> Assmann, 1847																															
<i>Polygonia c-album</i> (Linnaeus, 1758)	1						1	5	2	1				5			2	4	4		4	3	3	2	1		2		1		
<i>Limnitis camilla</i> (Linnaeus, 1764)	2																													+	
<i>Vanessa cardui</i> (Linnaeus, 1758)	3			1	1			3		2	4				2	5				4	1	4	4	3	4	2		1	+		
<i>Melitaea cinxia</i> (Linnaeus, 1758)				1	1																	4									
<i>Brenthis daphne</i> (Den. & Schiff., 1775)																															
<i>Boloria dia</i> (Linnaeus, 1767)	3		5				5	5	1	3	2			1	5	6	3				4			4			1	+			
<i>Melitaea diamina</i> (Lang, 1789)									6																			1			
<i>Melitaea didyma</i> (Esper, 1778)																														+	
<i>Boloria eunomia</i> (Esper, 1799)																															
<i>Boloria euphrosyne</i> (Linnaeus, 1758)																				4		4									
<i>Brenthis hecate</i> (Den. & Schiff., 1775)																						5									
<i>Apatura ilia</i> (Den. & Schiff., 1775)					1																		3	1							
<i>Brenthis ino</i> (Rottemburg, 1775)		3			4			6	1																			1			
<i>Inachis io</i> (Linnaeus, 1758)	1			4	2	1	4	5	3			2	3	4	3							4	5	3	2	1	3	2	+	1	
<i>Apatura iris</i> (Linnaeus, 1758)				1		1	1							3																+	
<i>Issoria lathonia</i> (Linnaeus, 1758)	3		1	2		1	3	4		1	4			1	4	2	3						3	2	1	1	2	1	+		
<i>Araschnia levana</i> (Linnaeus, 1758)	1				2		3	4		1		2		4									5	3		1					

	Stránská skála	Stročov	Švařec	Tabulová	Terčino údolí	Týřov	U Nového mlýna	Úhošť	Upolínská louka pod Křížky	V Jezírkách	Váté písky	Velký a Malý Tisý	Velký močál	Velký Roudný	Velký vrch	Větrníky	Větrušické rokly	Vrapač	Vyšenské kopce	Vývěry Punkvy	Zahrady pod Hájem	Zástudánčí	Žebračka	Žehuňská obora	Žehuňský rybník	Železná hůrka	Zhejral	Zlatý kůň	Žofinka	
<i>Argynnis niobe</i> (Linnaeus, 1758)																					1									
<i>Argynnis paphia</i> (Linnaeus, 1758)			5	1			3	3		2			2	1				1	6	3	4			5	2				+	
<i>Nymphalis polychloros</i> (Linnaeus, 1758)																						1	1							
<i>Limenitis populi</i> (Linnaeus, 1758)					1								1																	
<i>Neptis rivularis</i> (Scopoli, 1763)																														
<i>Boloria selene</i> (Den. & Schiff., 1775)								6											1		1					6		+		
<i>Aglais urticae</i> (Linnaeus, 1758)	2		1	2	2		1	4	2	1	1	2	4	4		1		3	6	2		2		1	1	3	4		+	
<i>Pararge aegeria</i> (Linnaeus, 1758)								2					2						3	2	4	2		1			1		+	
<i>Erebia aethiops</i> (Esper, 1777)																			6										+	
<i>Coenonympha arcana</i> (Linnaeus, 1761)	6		1					5			4				6						1	5		3					+	
<i>Arethusana arethusa</i> (Den. & Schiff., 1775)	3			5																										
<i>Chazara briseis</i> (Linnaeus, 1764)																														
<i>Brintesia circe</i> (Fabricius, 1775)	2		3	1																	5									
<i>Minois dryas</i> (Scopoli, 1763)				3																										
<i>Erebia epiphron</i> (Knoch, 1783)																								7	2					
<i>Erebia euryale</i> (Esper, 1805)																														
<i>Hipparchia fagi</i> (Scopoli, 1763)				1																										
<i>Melanargia galathea</i> (Linnaeus, 1758)	5		6	6			7	7	6	3	6			6	7	6	1		6	1	7			4	4	3	6		+	
<i>Coenonympha glycerion</i> (Borkhausen, 1788)	3		5	4	2				6		6			6	3	6			6		4								4	+
<i>Aphantopus hyperanthus</i> (Linnaeus, 1758)	3	6	5	3	4	1	7	7	6	3	3	5		7	4	6	5		6		6	5	5	5	5	3	6	+	3	
<i>Maniola jurtina</i> (Linnaeus, 1758)	6	6	6	4	6		7	7	2	3	3	5		7	6	6	3	5	7	2	6	5	5	5	4	3	5		+	
<i>Erebia ligea</i> (Linnaeus, 1758)												6																		
<i>Lasiommata maera</i> (Linnaeus, 1758)				2					2		5			2					1	2	1							4		
<i>Erebia medusa</i> (Den. & Schiff., 1775)	2		2	5		1	5	7	5					6	4				6		4					4	4		+	
<i>Lasiommata megera</i> (Linnaeus, 1767)	2		1	2		3	3	5		1	1				1	1	3		5		4		1	3	2				+	
<i>Coenonympha pamphilus</i> (Linnaeus, 1758)	4	6	6	5	6	3	6	6	4	5	6	5		5	6	6	2	2	6		5	4	5	1	6		5		+	
<i>Hipparchia semele</i> (Linnaeus, 1758)						4	1																							+
<i>Erebia sudetica</i> Staudinger, 1861																														
<i>Coenonympha tullia</i> (Müller, 1764)																														

Příloha 2: Charakteristiky rezervací.

	S-J	Z-V	prům. výška	typ biotopu	rozloha	převýšení	perimetr	počet biotopů	SDI uvnitř	SDI 10 x 10 km
Babiččino údolí	55	62	315	luční	336,4	0,27	69,96	16	0,694	0,738
Barrandovské skály	59	52	212,5	stepní	11,5	3,04	359,05	6	0,478	0,597
Bílé stráně	54	50	350	stepní	1,1	18,18	397,88	3	0,481	0,848
Blanice	70	49	822	mokřadní	294	0,53	106,75	29	0,746	0,609
Bohdanečský rybník	59	59	215	mokřadní	251	0,00	31,63	20	0,782	0,655
Bořeň	54	48	335	stepní	21,9	6,85	81,85	10	0,775	0,857
Božídarské rašeliniště	56	43	1037,5	rašeliništní	1157,5	0,13	15,16	25	0,828	0,748
Břehyně-Pecopala	53	54	360	mokřadní	937,6	0,19	25,40	27	0,874	0,784
Brouskův mlýn	71	53	455	luční	141,2	0,07	79,32	21	0,817	0,640
Búrová	70	71	480	luční	17,4	4,60	103,96	5	0,165	0,501
Býčí skála	66	66	392,5	lesní	181,6	1,24	97,65	20	0,830	0,770
Černé rokly	60	52	320	stepní	12,5	0,08	194,20	9	0,774	0,728
Čertoryje	71	70	381,5	luční	335,8	0,37	31,68	10	0,670	0,766
Čertova stěna-Luč	73	51	655	lesní	132,6	0,38	65,15	8	0,627	0,610
Červené Blato	71	54	470	rašeliništní	333	0,00	28,34	4	0,606	0,658
Červený kopec	68	65	275	stepní	2	15,00	302,36	2	0,352	0,747
Cikánka I	59	51	320	stepní	3,9	5,13	296,34	4	0,694	0,541
Dalejský profil	59	51	295	stepní	23,6	1,27	299,20	9	0,345	0,541
Dářko	63	61	620	rašeliništní	71,7	0,01	51,45	6	0,731	0,626
Děvín	71	65	415	stepní	379,5	0,71	32,30	13	0,762	0,658
Drbákov - Albertovy skály	62	52	480	lesní	63,1	0,32	104,99	8	0,766	0,764
Dunajovické kopce	71	65	252,5	stepní	75,3	0,86	117,29	7	0,668	0,658
Hádecká planinka	67	66	395	stepní	82,9	0,84	50,74	9	0,242	0,764
Havranické vřesoviště	71	62	315	stepní	77,2	0,65	99,70	15	0,793	0,642
Hojkovské rašeliniště	66	58	645	rašeliništní	4,9	2,04	223,36	7	0,804	0,662
Holý vrch	56	53	240	lesní	12,3	0,08	217,99	13	0,810	0,543
Hrabanovská černava	57	54	190	luční	27,5	0,04	101,41	13	0,789	0,635
Hrdibořické rybníky	65	69	215	mokřadní	39,6	0,03	69,19	7	0,738	0,309
Jankovský potok	65	58	575	rašeliništní	79,4	1,89	328,86	20	0,761	0,665
Jánský vrch	55	48	310	stepní	11,3	1,77	207,47	3	0,223	0,490
Javorina	71	72	692,5	lesní	102,8	2,58	116,64	4	0,612	0,620
Jazevčí	71	71	395	luční	94,9	1,16	76,82	11	0,754	0,791
Jezerní slat	69	47	1067,5	rašeliništní	103,5	0,14	49,25	9	0,554	0,417
Kamenná slunce	55	49	240	stepní	0,7	1,43	926,72	3	0,581	0,572
Kaňk	60	57	350	stepní	0,5	2,00	546,76	4	0,713	0,499
Kaproun	69	57	670	rašeliništní	3	0,33	269,18	3	0,545	0,536
Karlštejn	60	50	327,5	lesní	1565	0,14	44,81	35	0,763	0,787
Kladské rašeliny	59	41	865	rašeliništní	311	0,42	63,69	13	0,697	0,695
Klenceč	56	51	220	stepní	4,9	0,20	250,17	8	0,788	0,274
Klokočka	55	55	240	rašeliništní	2,5	0,40	320,70	7	0,765	0,644
Klonk	60	50	370	stepní	8,2	11,71	198,53	5	0,451	0,787
Koda	60	50	355	stepní	512,2	0,44	37,56	16	0,602	0,787
Komorní hůrka	58	40	510	stepní	7	2,86	209,97	3	0,333	0,697
Kotýz	60	50	345	stepní	31,7	5,36	117,50	12	0,770	0,787
Králický Sněžník	57	67	1135	lesní	1709,8	0,33	17,90	27	0,498	0,623
Křéby	67	69	265	stepní	31,2	0,32	129,16	11	0,630	0,454
Křivé jezero	71	66	165	lesní	120,9	0,01	50,65	9	0,697	0,688
Křížky	59	42	815	luční	4	2,50	325,91	7	0,718	0,640
Lednické rybníky	71	66	165	mokřadní	632	0,02	41,57	18	0,325	0,688
Libický luh	58	56	180	lesní	407,9	0,00	30,62	23	0,487	0,552
Lochkovský profil	59	51	285	stepní	34	3,24	147,12	6	0,686	0,541
Lovoš	54	50	485	stepní	52	3,27	84,53	12	0,732	0,848
Lužní potok	57	38	575	rašeliništní	117,4	0,60	90,20	12	0,327	0,639
Malhotky	68	68	265	stepní	9,8	7,14	149,41	5	0,706	0,515
Milešovka	54	49	685	luční	55,8	4,84	58,62	14	0,764	0,816
Mionší	64	77	925	lesní	167,4	0,30	44,49	10	0,629	0,572
Mohelenská hadcová step	68	63	325	stepní	60	1,83	134,94	16	0,837	0,661
Mrtvý luh	71	49	734	rašeliništní	331,3	0,03	23,87	21	0,599	0,600
Na Adamcích	69	68	235	stepní	7,0	5,71	281,28	4	0,381	0,693
Na požárech	62	40	660	rašeliništní	78,5	0,25	73,84	13	0,738	0,330
Na skále	64	69	250	stepní	4,7	4,26	232,45	3	0,574	0,480
Novozámecký rybník	53	53	250	mokřadní	357,4	0,00	32,01	25	0,815	0,846
Oblík	55	48	450	stepní	22,5	4,44	90,48	6	0,782	0,490

	S-J	Z-V	prům. výška	typ biotopu	rozloha	převýšení	perimetr	počet biotopů	SDI uvnitř	SDI 10 x 10 km
Odkryv v Kravařích	60	73	262,5	luční	5,0	5,00	199,23	1	0,075	0,387
Pastvisko u Lednice	71	66	160	mokřadní	68,9	0,01	56,93	6	0,770	0,688
Pluhův bor	59	42	800	lesní	85,3	0,23	52,03	6	0,701	0,640
Pochvalovská stráž	57	48	450	lesní	25,0	0,80	169,07	11	0,540	0,788
Polabská černava	56	53	180	rašeliništní	8,2	0,12	271,39	8	0,738	0,543
Polanská niva	62	75	220	mokřadní	119,3	0,01	58,74	17	0,846	0,797
Porážky	71	71	590	luční	45,2	2,66	71,42	11	0,474	0,791
Pouzďfánská step	70	65	252	stepní	58,8	1,09	106,56	8	0,779	0,619
Požáry	59	51	312,5	stepní	2,7	5,53	265,87	2	0,227	0,541
Praděd	59	59	1195	luční	2050,3	0,29	19,60	29	0,662	0,655
Pulčín - Hradisko	67	74	580	luční	74,3	0,54	60,51	12	0,541	0,768
Radostinské rašeliniště	63	61	620	rašeliništní	64,9	0,02	73,15	11	0,777	0,626
Radouč	55	55	220	luční	1,5	0,67	602,72	8	0,800	0,644
Raná	55	48	375	stepní	10,0	15,00	139,78	5	0,624	0,490
Rečkov	55	55	240	mokřadní	3,4	0,30	304,21	4	0,713	0,644
Rejvíz	57	69	800	rašeliništní	333,6	0,00	29,66	16	0,709	0,781
Rendezvous	72	66	200	lesní	23,5	0,04	102,35	7	0,520	0,678
Řežabinec a Řežabinecké tůně	67	50	375	mokřadní	111,0	0,01	57,32	13	0,551	0,624
Rokytecká slat'	69	46	1096	rašeliništní	171,4	0,18	55,26	11	0,770	0,463
Rovná	67	49	420	luční	1,9	0,53	342,86	5	0,568	0,589
Ruda	68	54	420	rašeliništní	52,9	0,02	71,19	11	0,808	0,745
Rudické propadání	66	66	465	stepní	4,3	6,92	502,97	8	0,807	0,770
Růžičkův lom	64	68	285	stepní	1,3	7,69	401,13	4	0,410	0,415
Rybniček u Hořan	60	57	290	mokřadní	2,2	0,45	507,03	2	0,238	0,499
Sedlo	53	51	675	stepní	54,8	2,01	71,94	5	0,304	0,802
Semínský přesyp	59	59	210	stepní	0,3	3,33	1120,96	11	0,630	0,655
Šipka	64	74	375	stepní	29,2	9,93	99,52	15	0,632	0,850
Slatinná louka u Velenky	58	55	170	luční	1,1	0,88	576,16	3	0,464	0,556
Soos	58	40	430	rašeliništní	222,9	0,00	35,42	26	0,869	0,697
Špraněk	63	67	530	lesní	79,0	0,25	64,68	11	0,549	0,694
Stará řeka	69	55	434,5	mokřadní	712,1	0,02	22,45	33	0,775	0,743
Státní lom	64	68	310	stepní	1,4	7,06	347,03	4	0,681	0,415
Strabišov-Oulehla	68	69	297,5	stepní	68,6	0,36	82,32	7	0,575	0,748
Stránská skála	68	66	282,5	stepní	12,7	4,34	171,53	9	0,824	0,372
Stročov	64	53	630	stepní	1,4	0,69	383,34	1	0,408	0,681
Švařec	64	64	425	stepní	11,7	7,66	308,77	7	0,794	0,691
Tabulová	71	65	405	stepní	105,7	0,47	79,11	12	0,780	0,658
Terčino údolí	72	54	520	luční	128,1	0,31	50,92	13	0,319	0,706
Týřov	60	48	420	lesní	427,0	0,28	46,73	25	0,842	0,779
U Nového mlýna	59	52	282,5	stepní	11,3	1,32	213,99	4	0,253	0,597
Úhošť	56	45	540	stepní	139,5	0,29	76,70	18	0,841	0,860
Upolínová louka pod Křížky	59	42	795	rašeliništní	17,8	1,12	129,95	15	0,787	0,640
V jezírkách	59	56	190	mokřadní	3,0	0,33	312,28	5	0,737	0,276
Váté písky	70	69	190	stepní	58,0	0,02	191,88	3	0,239	0,731
Velký a Malý Tisý	69	45	430	mokřadní	561,6	0,00	28,75	17	0,490	0,048
Velký močál	56	41	930	rašeliništní	49,8	0,02	70,96	8	0,679	0,561
Velký Roudný	61	71	735	luční	74,3	1,21	42,25	6	0,673	0,765
Velký vrch	56	49	295	stepní	25,2	0,40	103,07	4	0,500	0,356
Větrníky	68	67	352,5	stepní	27,9	1,61	120,84	6	0,655	0,342
Větrušické rokle	58	52	250	stepní	26,8	2,24	172,85	18	0,740	0,725
Vrapač	62	68	230	lesní	79,8	0,01	45,34	4	0,056	0,556
Vyšenské kopce	71	51	530	stepní	43,5	0,92	123,92	15	0,814	0,789
Vývěry Punkvy	66	66	422,5	lesní	554,0	0,35	47,30	35	0,817	0,770
Zahrady pod Hájem	71	71	400	luční	161,3	1,12	55,32	7	0,667	0,791
Zástudánčí	65	69	180	lesní	111,3	0,01	58,34	8	0,787	0,309
Žebračka	65	70	213	lesní	226,8	0,00	38,60	13	0,682	0,558
Žehuňská obora	58	57	245	stepní	876,7	0,03	18,32	14	0,712	0,417
Žehuňský rybník	58	57	230	mokřadní	306,7	0,00	45,45	14	0,593	0,417
Železná hůrka	60	40	596,5	stepní	2,3	3,04	249,89	4	0,223	0,551
Zhejral	67	57	685	rašeliništní	26	0,38	96,03	12	0,824	0,659
Zlatý kůň	60	50	440	stepní	37,5	1,87	67,72	13	0,860	0,787
Žofinka	71	55	470	rašeliništní	133,1	0,01	35,19	8	0,521	0,666

Příloha 3: Funkční vlastnosti druhů.

	rozpětí	aparance	voitínismus	fertilita	mobilita	výkost	počet čtverců	velikost areálu
<i>Thymelicus acteon</i> (Rottemburg, 1775)	12	2	1	3	3	2	21	3
<i>Carcharodus alceae</i> (Esper, 1780)	14,5	1	3	2	6	5	75	4
<i>Pyrgus alveus</i> (Hübner, 1803)	15	1	1	3	4	6	11	4
<i>Pyrgus armoricanus</i> (Oberthür, 1910)	13	1	2	4,1	2	4,3	8	3
<i>Pyrgus carthami</i> (Hübner, 1803)	16	1	1	4,1	2	4,3	25	4
<i>Hesperia comma</i> (Linnaeus, 1758)	14,5	2	1	2	3	4	142	5
<i>Thymelicus lineola</i> (Ochsenheimer, 1808)	13	2	1	4	4	2,5	511	4
<i>Pyrgus malvae</i> (Linnaeus, 1758)	12	1	1,5	2	3	4	311	4
<i>Heteropterus morpheus</i> (Pallas, 1771)	17	2	1	4	2	3,5	48	4
<i>Carterocephalus palaemon</i> (Pallas, 1771)	14	2	1	2	3	4	378	5
<i>Pyrgus serratulae</i> (Rambur, 1839)	13	1	1	3	3	5	15	4
<i>Spialia sertorius</i> (Hoffmannsegg, 1804)	12	1	2	2	2	3	72	4
<i>Thymelicus sylvestris</i> (Poda, 1761)	14	2	1	4	3	2,5	483	3
<i>Erynnis tages</i> (Linnaeus, 1758)	13,5	1	2	2	3	4	291	4
<i>Ochlodes sylvanus</i> (Esper, 1777)	15,5	2	2	3	4	4	483	4
<i>Papilio machaon</i> Linnaeus, 1758	35	1	2,5	3	5	7	453	5
<i>Parnassius mnemosyne</i> (Linnaeus, 1758)	28,5	1	1	4,1	3	4,3	47	4
<i>Iphiclides podalirius</i> (Linnaeus, 1758)	36	3	2,5	4	4	7	166	4
<i>Zerynthia polyxena</i> (Den. & Schiff., 1775)	25	1	1	4,1	4	4,3	31	3
<i>Colias alfacariensis</i> Ribbe, 1905	24	1	2,5	5	4	3	125	3
<i>Pieris brassicae</i> (Linnaeus, 1758)	30,5	1	3	5	7	5	578	4
<i>Anthocharis cardamines</i> (Linnaeus, 1758)	21,5	1	1	2	4	5	501	4
<i>Aporia crataegi</i> (Linnaeus, 1758)	31	3	1	7	7	6	118	4
<i>Colias crocea</i> (Fourcroy, 1785)	25	1	3,5	6	8	5	258	3
<i>Pontia daplidice</i> (Linnaeus, 1758)	22,5	1	3	4,1	8	4,3	244	4
<i>Colias erate</i> (Esper, 1805)	25	1	4	4,1	8	4,3	132	4
<i>Colias hyale</i> (Linnaeus, 1758)	23	1	2,5	5	7	4,5	418	4
<i>Pieris napi</i> (Linnaeus, 1758)	20	1	3	3	7	4	635	5
<i>Colias palaeno</i> (Linnaeus, 1761)	26	1	1	5	4	5	29	5
<i>Pieris rapae</i> (Linnaeus, 1758)	25	1	3	3	7	4	635	4
<i>Leptidea reali</i> Reissinger, 1989	21,5	1	2	4,1	6	4,3	326	3
<i>Gonepteryx rhamni</i> (Linnaeus, 1758)	28	3	1	5	7	6	594	4
<i>Leptidea sinapis</i> (Linnaeus, 1758)	21,5	1	2	4,1	6	4,3	91	3
<i>Satyrrium acaciae</i> (Fabricius, 1787)	15	3	1	4,1	5	4,3	83	3
<i>Aricia agestis</i> (Den. & Schiff., 1775)	13	1	2	4	4	3,5	242	4
<i>Lycaena alciphron</i> (Rottemburg, 1775)	17	1	1	7	4	5	126	4
<i>Phengaris alcon</i> (Den. & Schiff., 1775)	18	1	1	6	2	3	26	4
<i>Glaucopsyche alexis</i> (Poda, 1761)	15,5	1	1	5	3	5	61	4
<i>Polyommatus amandus</i> (Schneider, 1792)	16	1	1	5	6	4	257	4
<i>Cupido argiades</i> (Pallas, 1771)	12,5	1	2	4	5	4	158	4
<i>Celastrina argiolus</i> (Linnaeus, 1758)	15	3	2,5	3	5	5,5	384	5
<i>Plebeius argus</i> (Linnaeus, 1758)	13,5	1	2	1	3	2,5	199	4
<i>Plebeius argyrognomon</i> (Bergsträsser, 1779)	16	1	2	4,1	3	4,3	99	2
<i>Phengaris arion</i> (Linnaeus, 1758)	18	1	1	7	3	4	41	4
<i>Polyommatus bellargus</i> (Rottemburg, 1775)	15,5	1	2	6	3	3,5	73	3
<i>Thecla betulae</i> (Linnaeus, 1758)	17,5	3	1	2	3	5	160	4
<i>Polyommatus coridon</i> (Poda, 1761)	16,5	1	1	4	4	2,5	149	3
<i>Polyommatus damon</i> (Den. & Schiff., 1775)	16	1	1	4,1	2	4,3	4	4
<i>Polyommatus daphnis</i> (Den. & Schiff., 1775)	18,5	1	1	4,1	3	4,3	84	3
<i>Cupido decoloratus</i> (Staudinger, 1886)	12,5	1	3	4,1	4	4,3	83	2
<i>Lycaena dispar</i> (Haworth, 1803)	19	1	1,5	6	4	5	205	4
<i>Polyommatus dorylas</i> (Den. & Schiff., 1775)	16	1	2	4,1	3	4,3	10	3
<i>Aricia eumedon</i> (Esper, 1780)	15	1	1	4,1	3	4,3	115	4
<i>Lycaena hippothoe</i> (Linnaeus, 1761)	16,5	1	1,5	4	3	4	248	4
<i>Polyommatus icarus</i> (Rottemburg, 1775)	16	1	2,5	5	4	3,5	563	4
<i>Plebeius idas</i> (Linnaeus, 1761)	15,5	1	2	3	3	3	9	5
<i>Satyrrium ilicis</i> (Esper, 1779)	17	3	1	1	3	4	16	3
<i>Hamearis lucina</i> (Linnaeus, 1758)	15,5	1	1,5	3	2	4	62	3
<i>Cupido minimus</i> (Fuessly, 1775)	11	1	2	3	2	4	149	4
<i>Phengaris nausithous</i> (Bergsträsser, 1779)	17,5	1	1	6	1	3	316	4
<i>Vacciniina optilete</i> (Knoch, 1781)	14	1	1	4	3	4	22	5
<i>Scolitantides orion</i> (Pallas, 1771)	14,5	1	1,5	4	3	4	53	4
<i>Lycaena phlaeas</i> (Linnaeus, 1761)	13,5	1	2,5	4	4	4	454	5
<i>Satyrrium pruni</i> (Linnaeus, 1758)	15,5	3	1	1	1	3	147	4

	rozpětí	aparence	voltinismus	fertilita	mobilita	řidkost	počet čtverců	velikost areálu
<i>Neozephyrus quercus</i> (Linnaeus, 1758)	13	4	1	2	1	2	150	3
<i>Callophrys rubi</i> (Linnaeus, 1758)	14	3	1	4	4	4	224	4
<i>Cyaniris semiargus</i> (Rottemburg, 1775)	15,5	1	1	5	4	3	160	4
<i>Satyrrium spini</i> (Den. & Schiff., 1775)	15	3	1	3	3	5	48	3
<i>Phengaris teleius</i> (Bergsträsser, 1779)	17	1	1	6	2	3,5	152	4
<i>Polyommatus thersites</i> (Cantener, 1834)	14,5	1	2	4,1	3	4,3	40	4
<i>Lycaena tityrus</i> (Poda, 1761)	15,5	1	2	4	3	3	402	4
<i>Pseudophilotes vicrama</i> (Moore, 1865)	11	1	2	3	3	3	11	4
<i>Lycaena virgaureae</i> (Linnaeus, 1758)	16,5	1	1	2	4	4	322	4
<i>Satyrrium w-album</i> (Knoch, 1782)	15,5	4	1	2	1	2	111	4
<i>Argynnis adippe</i> (Den. & Schiff., 1775)	28	1	1	3	4	5	230	4
<i>Argynnis aglaja</i> (Linnaeus, 1758)	28	1	1	5	3	5	355	4
<i>Nymphalis antiopa</i> (Linnaeus, 1758)	32	4	1	8	6	7	393	5
<i>Boloria aquilonaris</i> (Stichel, 1908)	16,5	1	1	4	3	4	20	4
<i>Vanessa atalanta</i> (Linnaeus, 1758)	30	2	1,5	5	9	7,5	574	5
<i>Melitaea athalia</i> (Rottemburg, 1775)	19	1	1	6	3	3,5	341	4
<i>Melitaea aurelia</i> Nickerl, 1850	15	1	1	7	3	3	32	4
<i>Melitaea britomartis</i> Assmann, 1847	17,5	1	1,5	4,1	3	4,3	5	4
<i>Polygonia c-album</i> (Linnaeus, 1758)	23	3	2	3	6	7	517	4
<i>Limenitis camilla</i> (Linnaeus, 1764)	28	3	1	3	3	4	128	4
<i>Vanessa cardui</i> (Linnaeus, 1758)	28	1	3,5	5	9	8	561	5
<i>Melitaea cinxia</i> (Linnaeus, 1758)	18	1	1,5	6	3	4	65	4
<i>Brenthis daphne</i> (Den. & Schiff., 1775)	23,5	3	1	4,1	4	4,3	15	4
<i>Boloria dia</i> (Linnaeus, 1767)	16,5	1	2,5	3	5	5	383	4
<i>Melitaea diamina</i> (Lang, 1789)	20	1	1,5	7	1	3,5	76	4
<i>Melitaea didyma</i> (Esper, 1778)	20	1	2,5	4,1	3	4,3	24	4
<i>Boloria eunomia</i> (Esper, 1799)	21,5	1	1	4,1	4	4,3	17	5
<i>Boloria euphrosyne</i> (Linnaeus, 1758)	21	1	1,5	4,1	4	4,3	123	4
<i>Brenthis hecate</i> (Den. & Schiff., 1775)	20	1	1	4,1	4	4,3	9	4
<i>Apatura ilia</i> (Den. & Schiff., 1775)	33,5	4	1,5	4	4	6	299	4
<i>Brenthis ino</i> (Rottemburg, 1775)	18,5	2	1	3	2	3,5	290	4
<i>Inachis io</i> (Linnaeus, 1758)	28	2	1	9	7	7	628	4
<i>Apatura iris</i> (Linnaeus, 1758)	34	4	1	3	3	6	309	4
<i>Issoria lathonia</i> (Linnaeus, 1758)	21	1	3	6	7	5	478	4
<i>Araschnia levana</i> (Linnaeus, 1758)	17,5	2	2	6	5	5	577	4
<i>Argynnis niobe</i> (Linnaeus, 1758)	26,5	1	1	6	3	5	22	4
<i>Argynnis paphia</i> (Linnaeus, 1758)	31	1	1	3	4	6	451	4
<i>Nymphalis polychloros</i> (Linnaeus, 1758)	28,5	4	1	8	6	7	184	4
<i>Limenitis populi</i> (Linnaeus, 1758)	37,5	4	1	4	3	6	159	4
<i>Neptis rivularis</i> (Scopoli, 1763)	23	3	1	4,1	4	4,3	18	4
<i>Boloria selene</i> (Den. & Schiff., 1775)	19,5	1	1,5	6	3	3,5	287	5
<i>Aglais urticae</i> (Linnaeus, 1758)	23,5	2	2	8	7	6,5	600	4
<i>Pararge aegeria</i> (Linnaeus, 1758)	20,5	2	2,5	2	4	4	432	3
<i>Erebia aethiops</i> (Esper, 1777)	24,5	2	1	4,1	4	4,3	27	4
<i>Coenonympha arcania</i> (Linnaeus, 1761)	18,5	2	1	3	3	3	228	3
<i>Arethusana arethusa</i> (Den. & Schiff., 1775)	23	2	1	4,1	4	4,3	30	4
<i>Chazara briseis</i> (Linnaeus, 1764)	25,5	2	1	3	2	5	4	4
<i>Brintesia circe</i> (Fabricius, 1775)	34,5	2	1	4,1	5	4,3	119	4
<i>Minois dryas</i> (Scopoli, 1763)	28	2	1	4	3	4	38	4
<i>Erebia epiphron</i> (Knoch, 1783)	17,5	2	1	4,1	2	4,3	6	1
<i>Erebia euryale</i> (Esper, 1805)	22,5	2	1	4,1	3	4,3	43	1
<i>Hipparchia fagi</i> (Scopoli, 1763)	35,5	2	1	4,1	4	4,3	28	3
<i>Melanargia galathea</i> (Linnaeus, 1758)	24,5	2	1	3	5	3	536	3
<i>Coenonympha glycerion</i> (Borkhausen, 1788)	17	2	1,5	2	2	3	363	4
<i>Aphantopus hyperanthus</i> (Linnaeus, 1758)	22	2	1	5	3	3	589	4
<i>Maniola jurtina</i> (Linnaeus, 1758)	23,5	2	1	6	4	2,5	612	3
<i>Erebia ligea</i> (Linnaeus, 1758)	25,5	2	1	2	4	4	107	4
<i>Lasiommata maera</i> (Linnaeus, 1758)	26,5	2	1,5	3	3	5	265	4
<i>Erebia medusa</i> (Den. & Schiff., 1775)	22,5	2	1	3	3	3	277	4
<i>Lasiommata megera</i> (Linnaeus, 1767)	22	2	2,5	2	4	5	420	3
<i>Coenonympha pamphilus</i> (Linnaeus, 1758)	15	2	3	3	3	4	577	4
<i>Hipparchia semele</i> (Linnaeus, 1758)	23,5	2	1	6	4	4	15	2
<i>Erebia sudetica</i> Staudinger, 1861	16,5	2	1	4,1	3	4,3	3	1
<i>Coenonympha tullia</i> (Müller, 1764)	19,5	2	1	3	2	4	8	5