

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích
Přírodovědecká fakulta

**Transektový monitoring motýlů České republiky:
Výsledky z prvních sedmi let**

Diplomová práce

Bc. Jan Kollross

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

České Budějovice 2017

Kollross, J. (2017): Transektový monitoring motýlů České republiky: Výsledky z prvních sedmi let. [Transect monitoring of butterflies of the Czech Republic: Results of the first seven years. Mgr. Thesis, in Czech.] – 67 p., Faculty of Science, University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic.

Annotation

The thesis presents data from butterfly transects monitoring, carried out for 7 years on 36 transects established both within nature reserves and unprotected landscapes throughout the Czech Republic and walked three times a month between April and September. Only seven transects were monitored for the whole monitoring period. There were 192 771 individual butterfly records on 127 species of butterflies and burnet moths, i.e. 76.5% of the Czech fauna of the targeted groups). Data on their abundances are for the first time available for the Czech Republic. The distribution of individual species abundances approximated a lognormal model. The abundant species were generalists of non-wooded habitats, which prosper in the intensively managed landscapes of the Czech Republic. Trends of abundance, determined by the TRIM program, were estimable for 92 species. Over the monitored period, the relative abundance of nine species significantly decreased, while those of seven species significantly increases. The remaining 76 did not display unequivocal trends, but still, 17 are likely increasing and 29 likely decreasing. Comparing the trends with the life history and bioclimatic traits of the butterflies showed that species whose abundance did not change possess traits typical for generalist butterflies (mobile species, overwintering in later life stages, longer flight period etc.), while decreases were more common among thermophilic species. Splitting the analyses for data originating from reserve vs. unprotected areas suggested that mesophilic species and species of more advanced successional stages prosper outside of reserves, whereas thermophilic species tend to decline there, and that an opposite pattern applies to reserves. I discuss recommendations for future of the monitoring Czech butterfly monitoring scheme.

Prohlašuji, že svoji diplomovou práci jsem vypracoval 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.

České Budějovice

Dne 13. 12. 2017

.....
Jan Kollross

Poděkování

Rád bych poděkoval svému školiteli – Konvovi, za trpělivost, odborné vedení práce a za to, že i mě trpělivosti naučil. Dále Jirkovi Benešovi, za uvedení do problematiky monitoringu, pomoc s prvními úpravami dat. Honzovi Hanzelkovi, za pomoc s ovládním programu TRIM a vyčerpávající konzultace po e-mailu. Zdeňkovi Faltýnkovi Fricovi za pomoc s klimatickými proměnnými a konzultace.

A v neposlední řadě bych rád poděkoval své rodině, spolubydlícím a kamarádům z party „#TOMĚMRZÍ“ za podporu během celého náročného studia.

Obsah

1	Cíle práce	1
2	Úvod.....	2
2.1	Rešerše dosavadních poznatků.....	3
2.2	Další metody	4
2.3	Historie transektového monitoringu.....	9
2.4	Motýli jako indikátory a proč?	11
2.5	Využití dat z monitoringů	12
3	Metodika	14
3.1	Transekty.....	14
3.2	Přehledové statistiky	14
3.3	Získání meziročních trendů početnosti	15
3.4	Vztah trendů početnosti k bionomii a rozšíření druhů	16
3.5	Časové trendy v chráněných a nechráněných územích.....	19
4	Výsledky	20
4.1	Přehledy	20
4.2	Časové trendy.....	27
4.3	Časové trendy v chráněných a nechráněných územích.....	30
4.4	Vztah trendů početnosti k bionomii a rozšíření druhů	34
5	Diskuse.....	40
5.1	Relativní počty monitorovaných motýlů.....	40
5.2	Celkové trendy	42
5.3	výsledky trendů po rozdělení na chráněnou a nechráněnou krajinu	44
5.4	Porovnání trendu s bionomickými a bioklimatickými vlastnostmi.....	45
5.5	Doporučení pro budoucí monitoring.....	48
6	Závěr	49
7	Zdroje.....	50
8	Přílohy.....	66

1 Cíle práce

- Uspořádat a zpracovat dlouhodobá data z transektového monitoringu motýlů v ČR.
- Stanovit trendy početnosti jednotlivých druhů za prvních 7 let monitoringu.
- Porovnat trendy početnosti s biologickými vlastnostmi druhů.
- Navrhnout doporučení pro budoucí monitoring.

2 Úvod

Evropská krajina prodělala během 20. století razantní změny. S rozvojem technologií došlo zejména ve 2. polovině 20. století ke zvýšení urbanizace, nárůstu dopravních sítí a intenzifikaci zemědělství. Tradiční zemědělství, které utvářelo heterogenní krajinu, bylo nahrazeno zemědělstvím intenzivním, jež naopak z krajiny fragmentované dělá krajinu homogenní (Antrop 2004). Modernizace zemědělství nemění pouze krajinu, ale také biodiverzitu rostlin a živočichů na ní závislých. Neposkytuje prostor pro habitaty, které jsou důležité pro mnohé rostliny a živočichy a ti se tak stahují do refugií krajiny nekultivované, nebo úplně vymizí, mění se druhové zastoupení a poměr druhů v krajině přítomných. (Svensson, Lagerlöf & Svensson 2000) Snižování druhové volně žijících rostlin a živočichů i jejich celkových počtů si všimli ornitologové (Donald, Green & Heath 2001) entomologové (Svensson *et al.* 2000; Hallmann *et al.* 2017) i entomologové s cílovou skupinou motýlů (Ekroos, Heliölä & Kuussaari 2010). Podchytit dopady razantních změn ve využívání krajiny na přírodu se snaží mimo jiné britský „Lepidoptera Recording Scheme“, který se stal základem produkce vlivných síťových atlasů (Heath, Pollard & Thomas 1984; Fox *et al.* 2001). Krátce poté, roku 1973, je v rezervaci Monks Wood v Cambridgeshire spuštěn transektový monitoring motýlů, který má sledovat relativní abundance jednotlivých druhů (Pollard 1977, 1982; Pollard & Yates 1993). Od té doby vzniklo po celé Evropě i USA velké množství různých monitorovacích metod a mutací již metod zmíněných (Van Swaay *et al.* 2015), které jsou mnohdy velmi snadné a zapojují i amatérskou veřejnost (Swengel 1990; Royer, Austin & Newton 1998; Van Swaay *et al.* 2008).

V České republice se až do r. 2010 nic nedělo. Středoevropské země jsou oproti těm západoevropským znevýhodněny jednak vyšším počtem motýlích druhů (151 na území ČR), což relativně snižuje počet dobrovolníků, schopných monitoring provozovat. Prioritou navíc bylo zmapovat faunu na úrovni dlouhodobých změn výskytu (síťové mapování: Beneš *et al.* 2002) a navrhnout ochranná opatření pro nejohroženější druhy (Konvička *et al.* 2005; Konvička *et al.* 2008; Zimmermann *et al.* 2011; Kadlec, Jakubíková & Herman 2016). Nyní přinášíme výsledky a statistické vyhodnocení pocházejících z prvních sedmi let transektového monitoringu, a doporučení pro monitoring budoucí.

2.1 Rešerše dosavadních poznatků

Transektový monitoring

Transektová sčítání se nejčastěji provádí jednou týdně v sezóně, což je v podmínkách střední Evropy mezi polovinou dubna a koncem září. Metoda nezjistí absolutní počty jedinců na lokalitě, zjistí však index relativní hojnosti jednotlivých druhů (Van Swaay *et al.* 2008). Meziroční změny nemusejí indikovat změnu trendu populace, mohou být způsobeny pouze nestandardními monitorovacími podmínkami. Faktory, které ovlivňují monitoring mohou být například počasí a teplota, monitorování v brzkých nebo pozdních hodinách, nezkušenost monitorovatele či změna výšky vegetace během sukcese (Harker & Shreeve 2008; Wikström, Milberg & Bergman 2009). Je proto potřeba monitorovat jen ve vhodném počasí a v určitou denní a roční dobu. Úspěšnost je závislá nejen na počtu dat, ale i na počtu pracovníků, kteří data sbírají. Metoda je vhodná také pro ohrožené druhy motýlů, kdy jiné metody (např. capture - recapture) mohou jedince ohrozit a poškodit (Singer & Wedlake 1981; Murphy 1988; Mattoni *et al.* 2001).

Obliba transektového monitoringu vedla k jeho postupné expanzi. Po celé Evropě vznikají různé mutace této metody. Např. ve Francii a Švýcarsku jsou místa transektů vybírána náhodně, nebo stratifikovaně (Henry *et al.* 2005). I britské Butterfly Monitoring Scheme bylo v letech 2009-2013 doplněno o tzv. Countryside Butterfly Survey, stratifikovaný systém zaměřený na nechráněnou zemědělskou krajinu (Fox *et al.* 2015). Výsledky pro hojné druhy se ovšem nijak nelišily od výsledků ze základního transektového monitoringu. Rigorózně vytyčené transekty ve volné krajině samozřejmě nemusí podchytit motýly, kteří se vyskytují pouze na několika málo lokalitách, naopak transekty v dobře spravovaných chráněných územích budou nadlepšovat situaci sledovaných druhů (Pollard & Yates 1993). Proto je vhodné výsledky analyzovat separátně pro nechráněnou krajinu a chráněná území (Van Swaay, Plate & Van Strien 2002). Počet transektů není v různých zemích jednotný, sahá od několika málo (Estonsko, Francie) až po stovky transektů (Británie, Nizozemí) (Tab. I). Stejně tak se liší frekvence návštěv na transektu, například u nás je to pouze jednou za 10 dní.

Tab. I: Transektový monitoring a jeho zavedení v Evropských zemích.

oblast	rok založení	počet transektů
Velká Británie	1976	600
Ukrajina	1983	20–30
Německo (oblast Pfalz)	1989	100
Holandsko	1990	700
Belgie	1991	10–20
Španělsko	1994	50–60
Švýcarsko (Aargau)	1998	100+
Finsko	1999	100
Švýcarsko	2000	100+
Německo (Severní Porýní-Vestfálsko)	2001	100
Francie (Doubs a Dordogne)	2001	10
Jersey (Normanské ostrovy)	2004	25
Estonsko	2004	7
Německo (celá země)	2005	450
Francie (celá země)	2005	75
Slovensko	2006	30
Irsko	2007	nejistý

2.2 Další metody

Pro zjištění trendů na velkoplošném území je nejvhodnější metodou transektový monitoring, ale existuje řada zajímavých metod, které jsou vhodné pro monitoring hmyzu a motýlů.

Open searches

Open searches se používají především pro potvrzení výskytu daného druhu a někdy i pro zjištění množství jedinců každého druhu. Zohledňují se meteorologická data. Pozorovatel není vázán transektem a může rovnou navštívit místa a habitaty, kde předpokládá výskyt motýlů, s cílem obsáhnout největší počet druhů pro danou lokalitu. Dále pozorovatel pouze počítá a určuje druhy motýlů. Získaná data slouží spíše pro dobrovolníky a amatéry, kteří se o entomologii zajímají, avšak jsou schopna zhruba odrazet základní změny prostředí. Výhodou je snadný design monitorování, nevyžadující přílišné úsilí (Royer *et al.* 1998) a

také to, že na stejný počet chyčených jedinců tato metoda obsáhne větší počet druhů, než Pollardovy transektory (Létourneau, Larrivée & Morin 2012).

Sít'ové atlasy

Atlasový monitoring motýlů, speciální typ open searches monitoringu, se soustřeďuje na určitou oblast a prezenci nebo absenci jednotlivých druhů pro tuto oblast. Zjišťuje trendy jednotlivých druhů a vliv změn klimatu či přirozeného prostředí pro tyto druhy. Sít'ové atlasy rozšíření motýlů se poprvé objevují opět ve Velké Británii roku 1984 (Beneš *et al.* 2002) Atlas vyšel po 15 letech sbírání dat o výskytu, podílelo se na něm 2000 entomologů. První závěry mapování ukazovaly negativní trend pro téměř polovinu druhů motýlů na území Velké Británie (Heath *et al.* 1984).

V České republice vzniká první sít'ový atlas roku 1994 (Kudrna 1994). Tento atlas zahrnuje téměř veškeré druhy denních motýlů ČR a vůbec poprvé ukazuje jejich výskyt formou sít'ových map. Na projektu se podílelo 133 dobrovolníků, kteří sebrali na 40 000 záznamů o historickém i současném výskytu. Atlas si kladl za cíle hlavně poukázat na zhoršující se stav motýlů. V sít'ovém mapování motýlů pokračují Beneš *et al.* (2002), kteří přidali i informace o jejich biologii, etologii, živných rostlinách, ochraně a stanovištích a zvýšili počet záznamů na 150 000. Od té doby stoupl počet záznamů na více než 1 milion, vydání atlasu se připravuje.

Vedle celostátních, a dokonce i kontinentálních atlasů (ty druhé jsou zpravidla syntézou atlasů pro jednotlivé země) vznikají všude ve vyspělých zemích i atlasy regionální. Ty bývají založeny na mapových polích menší rozlohy mohou zohlednit kvantitativní hledisko například tím, že předem určí dobu, po kterou jsou mapová pole prozkoumávána. Příklady z ČR jsou sít'ové atlasy pro Krkonoše (Čížek *et al.* 2015).

Bait stations

Vnadění do pastí je způsob monitorování, kdy jsou motýli lákáni na fermentované ovoce (DeVries P, Murray D 1997; Hamer *et al.* 2003; Molleman *et al.* 2005), případně na odpudivě páchnoucí látky jako exkrementy, rozkládající se maso, ryby, či krevety (Rydon 1964; Holloway *et al.* 2013; Checa *et al.* 2014). Je vhodný do tropických deštných pralesů, nebo subtropů. Zatímco u transektového monitoringu a monitoringu v Evropě jde o obsazení a pozorování největšího počtu druhů motýlů, v tropech je počet druhů mnohem

vyšší, monitorování všech druhů by bylo velmi náročné. Vysoká hustota a etážovitost lesů, i skutečnost, že významný podíl druhů je vázán na korunové patro, také komplikuje monitorování formou transektů (Lucci Freitas *et al.* 2014). Proto chytáním do pastí spíše sledujeme určitou gildu motýlů. Také se používá pro rychlé zhodnocení druhů na lokalitě v určitou dobu (Devries, Murray & Lande 1997; Hamer *et al.* 2003; Bonebrake & Sorto 2009), pro populační ekologii (Hughes, Daily & Ehrlich 1998), pro zjištění potravních preferencí motýlů (Landolt & Hammond 2001; Molleman *et al.* 2005) nebo pro zjišťování vlivu managementu prostředí (Barlow *et al.* 2007; Uehara-Prado & Freitas 2009; Ribeiro *et al.* 2012). Zároveň ale nejsou monitorovány druhy, které nejsou atrahovány vůní ovoce. V mírném pásu nejsou pasti prakticky využívány, ale Jakubíková & Kadlec (2015) v pionýrské práci ukázali, že některé druhy jsou i zde lépe podchyceny chytáním do pastí. Ze 37 chytaných druhů byly tři chytány pouze do pastí. V Evropě je tento způsob vhodný například pro monitorování babočkovitých (Nymphalidae), zatímco běláskovití (Pieridae) a otakárkovití (Papilionidae) nejsou pastmi přitahováni. Může také sloužit jako doplňková metoda k transektovému monitoringu, protože ne všechny druhy lze při monitoringu obsáhnout (například druhy kryptické nebo sedentární, Dennis *et al.* 2006).

Moerickeho pasti

Moerickeho pasti využívají k atraktanci motýlů různě barevných misek. Nejčastěji se využívá v našich podmínkách žlutá barva, která přitahuje valnou většinu hmyzu (Disney 1982). Tento způsob odchyty vymyslel německý entomolog Volker Moericke (Moericke, 1952). Je to vhodná metoda pro biotopy, kde je nedostatek jiných zdrojů potravy (hory, rašelinisté: Čížek *et al.* 2003). Kočíková *et al.* (2012) ukázali, že rozdílné čeledi motýlů preferují různé barvy, ale všichni motýli upřednostňují krátkovlnné záření. Nejvíce motýlů bylo chytáno do bílých pastí, méně do modrých, fialových, žlutých a nejméně do červených. Problémem této metody je letalita.

Bodová metoda

Touto metodou se odhaduje přítomnost běžných, i vzácných druhů na lokalitě. Předem se určí body, okolo kterých se vytyčí pomyslné kruhy stejného poloměru (nejčastěji 10 m). Vzdálenost mezi body by neměla klesnout ani překročit předem stanovenou hranici. Monitorovatel zaznamenává každý druh, který přeletí hranice pomyslného kruhu okolo vytyčeného bodu. Na každém bodu setrvá předem danou dobu, poté pokračuje k dalšímu

bodů. Metoda se používá tam, kde z nějakého důvodu nejsou transektory vhodné. V Polsku je zemědělství a struktura krajiny odlišnější než u nás. Průměrná velikost polí je zde desetinásobně menší, což samozřejmě pozitivně působí i na motýlí biodiverzitu. Při průchodu transektem by monitorovatel v Polsku prošel okolo mnohem vyššího počtu různých plodin (tj. habitatů) než v ČR, což by samo o sobě ovlivnilo výsledná data. Bodová metoda zajistila, že jednotlivé body byly srovnatelné mezi zeměmi (Konvička, Beneš & Poláková 2016b).

Timed survey monitoring

V zásadě se jedná o **open search** s konstantním úsilím, vyjádřitelném v časových jednotkách. Doba monitoringu se vztahuje k celkové velikosti monitorované oblasti (Kadlec, Tropek & Konvička 2012). Zaznamenávají se buď všichni jedinci, nebo se počet jedinců zaznamenává dle určité škály (Beneš, Kepka & Konvička 2003). Lze pomocí něj monitorovat opět druhy málo pohyblivé nebo kryptické (Dennis *et al.* 2006). Důležité je při procházení transektu obsáhnout co nejvíce druhů. Procházené trasy nejsou fixní, aktivně kopírují místa, kde se nacházejí významné zdroje motýlů (Beneš *et al.* 2003). Metoda se používá pro zhodnocení členitých stanovišť (například tam, kde ve vytýčení fixního transektu brání skály či křoviny). Byla použita pro průzkum motýlů vápencových lomů (Beneš *et al.* 2003) nebo důlních odvalů (Tropek *et al.* 2012) v České republice. Zajímavé bylo srovnání účinnosti této metody s klasickými transektory v lomech Českého krasu. Z 11 kryptických a 16 velmi pohyblivých druhů motýlů zaznamenal 4 druhy jedině timed survey monitoring (Kadlec *et al.* 2012).

Large area monitoring

Metoda používaná pro druhy, které jsou spíše vzácné a žijí v rozsáhlých oblastech např. horského nebo lesního charakteru. Vytýčená oblast je propátrána minimálně jednou týdně, v době letu požadovaného druhu, kvůli replikovatelnosti se pracuje po předem stanovený čas (Van Swaay *et al.* 2015).

Urban Gardens survey

Zahrady a zahrádky bývají příliš malé na to, aby zde probíhal monitoring ve formě transektů, proto bylo zavedeno speciální schéma přímo pro ně. Pozorovatel prochází zahradou, někdy po předem určenou dobu. Pozorování je možné provádět častěji než transektový monitoring, i několikrát týdně (Van Swaay *et al.* 2015). Projekt slouží k pochopení toho, jak důležité jsou zahrady jako habitaty pro populace motýlů. Nabádá veřejnost k tomu, aby se zapojila a současně vytvořením vhodného prostředí na své zahradě posílila velikost motýlích populací. Dobrovolníci se zaregistrují na stránkách projektu a zjišťují, kolik druhů a v jaké roční období je přítomno na jejich zahradě. V roce 2017 se zapojilo 1479 zahrad po celé Velké Británii (Garden Butterfly Survey 2017).

Distance sampling

Metoda hojně používaná v populační ekologii větších obratlovců (Norvell *et al.* 2003; Marcus Rowcliffe *et al.* 2011). Používá se pro odhad hustoty nebo výskytu živočichů v prostoru. Jejím principem je, že pravděpodobnost detekce živočicha se snižuje se vzdáleností od pozorovatele, fotopasti nebo linie. Důležité je vždy určit distanční funkci pro určitou populaci (Thomas *et al.* 2006). Byla například aplikována i na Pollardovy transekty. Zjistilo se, že transekty špatně detekují asi 1/3 všech druhů. Tyto rozdíly nekorelovaly s biologickými vlastnostmi druhů a byly možná dány strukturou krajiny Anglie a Walesu, kde výzkum probíhal. Když se porovná velikost rozdílů s meziročními trendy těchto druhů, jsou odchylky ve skutečnosti zanedbatelné. Distance sampling je užitečná metoda pro zjištění zkreslení a chyb při monitoringu a nepostradatelný nástroj pro populační ekology. Pro rozsáhlejší například monitorovací projekty, do nichž se zapojují dobrovolníci, je ale vhodné jednodušší schémata, tj. klasické Pollardovy transekty (Isaac *et al.* 2011).

Metody zpětných odchyť

Nejde o monitoring v pravém slova smyslu. Za cenu velkého úsilí, získáme údaje o absolutní velikosti populací. Vymyslel ji ornitolog F. CH. Lincoln v roce 1930 (Southwood & Henderson 2000). Pro studium motýlů ji poprvé uplatnil britský entomolog E. B. Ford v roce 1945 (Ford 1945). Existuje spousta variant této metody, avšak základní princip je stejný. Při prvním odchytu označíme známý počet jedinců. Ti se opět vypustí na lokalitě.

Následují minimálně jeden, typicky však vícero dalších odchyťů, čímž dostaneme počet jedinců označených při prvním odchyťu, a pro každý další odchyť počet dříve označených a dosud nikdy neoznačených jedinců. Z těchto hodnot lze již prostou trojčlenkou (je-li pouze jeden následný odchyť), případně metodami maticového počtu, získat počty jedinců pro každý den odchyťu s výjimkou dne prvního.

Metodu lze různě kombinovat s transektovým monitoringem. Pellet *et al.* (2012) například porovnával absolutní abundance, získané metodou zpětného odchyťu a meziroční indexy (relativní abundance) z transektového monitoringu, u tří druhů motýlů (*Maculinea nausithous* a *Iolana iolas*: Lycaenidae, *Minois dryas*: Satyridae). Zjistili, že odhad početnosti populace závisí nejen na skutečné abundanci druhů, ale také na detekovatelnosti druhů, tedy na ekologii druhu a na struktuře krajiny, specifické pro každý transekt. Monitorovací programy by tedy měly pracovat i s jinou vlastností, „detekovatelností“ která je různá pro různé druhy motýlů (Pellet *et al.* 2012). Kombinace obou metod byla využita i při zkoumání horských okáčů rodu *Erebia* (Konvička *et al.* 2016a), jejichž letové období se v posledních letech v závislosti na změnách klimatu značně prodloužilo.

2.3 Historie transektového monitoringu

Velká Británie

Transektový monitoring (resp. jeho první verzi) použil poprvé mezi lety 1960 a 1970 N. W. Moore, který se pokoušel zjistit vliv chemického znečištění na přírodu v rezervaci Monks Wood (Moore 1975). Zvolil však příliš nízký počet návštěv za sezónu, takže nezískal nijak přesvědčivé výsledky. Proto jeho nástupci pracují s častějšími návštěvami transektů. Trasy transektů jsou rovněž delší.

Upravené schéma bylo poprvé použito roku 1973 opět v Monks Wood (Pollard & Yates 1993). Již tehdy byly trasy rozděleny do sekcí, které odpovídaly různým typům stanovišť. Na základě toho bylo možné určit vliv managementu. Zohledňovalo se počasí a období, ve kterém byl transekt chozen. Počet jedinců zaznamenaných na transektu koreloval s odhadem počtu pomocí metody capture- recapture (Pollard 1977). Dále v té době bylo mnoho lokalit situovaných do přírodních rezervací, takže výsledky mohly lehce nadhodnocovat počet zaznamenaných jedinců a druhů. Proto byly trendy na jednotlivých transektech vypočítány poměrem ročních změn.

Monitoring, a hlavně interpretace jeho výsledků, trendů populací motýlů jako indikátorů stavu prostředí ovlivnil i ostatní země a v dnešní době se na něm podílí většina Evropy. V některých Evropských zemích se bohužel stále nemonitoruje a až do roku 2010 tomu tak bylo i v České republice (Tab. I).

USA

Průkopníkem monitoringu motýlů v USA byl kalifornský populační ekolog Paul R. Ehrlich, který všemi představitelnými metodami sledoval populace hnědáka *Euphydryas editha* (Brussard & Ehrlich 1970; Ehrlich & Hanski 2004).

Celostátní monitoring probíhá v USA odlišně, než je tomu v Evropě. Roku 1975 vznikla akce s názvem „The Fourth of July Butterfly Count“. Monitoring založila společnost Xerxes a od té doby jej organizuje. Lidé jsou o události každoročně informováni již několik týdnů předem. Metodika byla převzata od jiného projektu, vánočního monitoringu ptáků (Christmas Bird Count (CBC), založeného roku 1900. Monitoruje se na předem určené a neměnné ploše, která je velká přibližně 15 mil čtverečních. Zaznamenávají se veškeré druhy, počasí, počet účastníků, doba strávená v oblasti, směr a délka trasy, způsob pohybu. Chozené trasy se liší, jedná se o umělé parky, části měst ale i přírodní a chráněné lokality. V závislosti na např. determinaci druhů mohou některé oblasti monitorovat nezkušení amatéři, zatímco jiné zkušené entomologové. Poté společnost Xerxes uveřejní výsledky sčítání. Cílem sčítání je představit bezobratlé živočichy zábavnou cestou veřejnosti, výstup dat se používá jako neformální zdroj pro zhodnocení a sledování motýlích populací a vlivu proměnných (počasí, teplota, slunce) na motýly (Swengel 1990). Data byla také například využita pro zjištění korelace mezi jevy El Niño, Pacifické dekádové oscilace a fluktuující populací migrující babočky bodlákové (*Vanessa cardui*) (Vandenbosch 2003).

Také zde od r. 1990 ve Wisconsinu probíhá transektový monitoring ohrožených modrásků *Melissa samuelis* (Bleser & Swengel 1993; Swengel & Swengel 1996; Brown & Boyce 1998).

Dále využívá transektového monitoringu mnoho individuálních studií. Entomolog A. M. Shapiro monitoroval až do r. 2006 po dobu 34 let ve dvoutýdenních intervalech motýly na celkem 10 fixních transektech, v Kalifornii, sahajících od delty řeky Sacramento

přes údolí Sacramento, horské pásmo Sierra Nevada až po poušť Great Basin. (Art Shapiro's Butterfly Site, 2017). Data tohoto monitoringu byla využita pro odhad vlivu ENSO (El Niño Southern Oscillation) na 28 druhů motýlů, které A. M. Shapiro na svých pochůzkách monitoroval. Také se zjišťovalo, zda je vliv různý mezi monitorovanými druhy a mezi různě plošně i výškově rozmístěnými transektly (Pardikes *et al.* 2015) nebo vliv klimatu a jeho změn na první jarní let 23 druhů mediteránních motýlů, kdy se dle dat za 31 let monitoringu jejich lety posunuly průměrně až o 24 dní (Forister & Shapiro 2003).

Další, kdo využil transektového monitoringu v USA byla Erica Fleishman, která pracovala mezi lety 1996–2004 v Nevadě, v okolí horských pásem the Shoshone Mountains, Toiyabe Range a Toquima Range. Transektly procházela každé dva týdny v době letu motýlů, a kromě toho zde také monitorovala ptáky během jejich období páření. Zjistila, že dle prediktorů, jako je např. složení a struktury vegetace, topoklima či dle vybraných bioindikačních druhů lze předpovědět výskyt ptáků a motýlů (Thomson *et al.* 2007). Také například testovala, zda platí Raportovo pravidlo, že druhy ve vyšších polohách snesou větší výškový interval, tím pádem zvyšují biodiverzitu v okolí hor (Fleishman, Austin & Weiss 1998).

2.4 Motýli jako indikátory a proč?

Denní motýli společně s ptáky a vyššími rostlinami představují hlavní monitorované taxonomické skupiny (de Heer, Kapos & ten Brink 2005; Thomas 2005). Motýli (Lepidoptera) jsou řád, který je snad vůbec nejčastěji využíván ke sledování vlivů změn prostředí na terestrickou biodiverzitu (srov. např. Pearson & Carroll 1998; Fox *et al.* 2001; Taylor & Morecroft 2009). Je to hlavně díky: 1) popularitě těchto organismů i mezi amatérskou veřejností; 2) rychlému životnímu cyklu (polyvoltinní druhy mají i více generací za rok), jež způsobuje instanční reakce početnosti na procesy prostředí; 3) senzitivitě, jež je dána specializovaností většiny druhů (Heath *et al.* 1984) a 4) poměrně snadné identifikaci, často přímo v terénu (Thomas 2005). Motýli na některé změny prostředí dokonce reagují rychleji než rostliny (Thomas 2004). Kromě toho, hmyz představuje přibližně 50 % všech druhů žijících organismů (Strong, Lawton & Southwood 1984) a motýli mohou indikovat změny jiných hmyzích skupin.

Již v roce 1981 byl v první evropské červené knize popisován trend ubývání početnosti hojných druhů, znatelný zejména pro malá území. V roce 2010 se ukázalo, že 9% všech evropských druhů hrozí vyhynutí a více než 30% z celkových 435 druhů se zde

vyskytujících mělo klesající indexy početnosti a tedy ubývalo (Swaay, Cuttelod & Collins 2010). Pro porovnání, v Evropě je za ohrožené považováno 23% obojživelníků, 19% plazů, 15% savců a vážek a 13% ptáků a 11% saproxylických brouků (Swaay *et al.* 2010).

2.5 Využití dat z monitoringů

Data z transektového monitoringu byla použita i pro některé projekty a studie daleko přesahující pouhou ochranu přírody. Takzvaný European Grassland Butterfly Indicator je jedním z ukazatelů stavu biodiverzity v Evropě užívaných institucemi Evropské Unie. Vychází z populačních trendů předem vybraných 17 druhů motýlů ze všech zemí, kde transektový monitoring probíhá. Data jsou zpracována programem TRIM a sloučením trendů všech motýlů vychází trendy výsledné, pro celou Evropu. Indikátor ukazuje, že populace motýlů klesla mezi lety 1990-2011 téměř o 50 %, což naznačuje nezlepšující se situaci a ubývání vhodného prostředí (Van Swaay, Van Strien & Harpke 2013).

Dále se data Britského monitoringu použila pro zhodnocení vlivu klimatu, sezónních změn a teploty na první jarní výskyt motýlů (Sparks & Yates 1997), vliv meteorologických faktorů na fenologii a vztahy k živným rostlinám (Thackeray *et al.* 2010), pro výzkum a zhodnocení každoročních migrací a migračních strategií motýlů mezi Evropou a Afrikou (Stefanescu *et al.* 2013), pro zkoumání vlivu prostupnosti prostředí pro motýly a propustnosti na vymírání ohrožených druhů (Powney *et al.* 2011), studium vlivu spásání herbivorů na vegetaci a bezobratlé (Pollard & Cooke 1994), v populační ekologii pro zkoumání synchronizace metapopulací v závislosti na typu habitatu a vzdálenosti lokalit (Sutcliffe, Thomas & Moss 1996; Sutcliffe *et al.* 1997). Spolu s použitím metody capture – mark - recapture byly transekty užity pro odhad úmrtnosti motýlů v Nizozemí (Zonneveld 1991), pro odhad vymírání a zakládání nových populací na základě fluktuační jejich indexů početnosti (Pollard & Yates 1992), sledování re-expanze z populačních refugií (Davies *et al.* 2005), schopnost motýlů zareagovat na extrémní počasí (Morecroft *et al.* 2002) a vliv propojení a velikosti habitatu na přežívání extrémních podmínek jako sucha (Oliver, Brereton & Roy 2013) nebo postřiku pesticidy (Dover, Sotherton & Gobbett 1990). Zásadní poznatky se týkaly vlivu oteplování na populace bezobratlých (Menzel *et al.* 2006; Oliver *et al.* 2012), vlivu heterogenity prostředí na stabilitu populací bezobratlých živočichů (Oliver *et al.* 2010), vztahů hostitelských rostlin a motýlů (Dennis *et al.* 2004) či vlivu parazitoidů na velikost hostitelské populace (Gripenberg *et al.* 2011).

V ČR se data sbíraná formou transektů použila například pro zkoumání dopadů lesnického managementu na motýly nížinných lesů (Beneš *et al.* 2006; Šebek *et al.* 2015) a kulturních luk (Čížek *et al.* 2012), pro monitoring horských okáčů na Šumavě, v Jeseníkách a Krkonoších (Klečková, Vrba & Konvička 2015; Konvička *et al.* 2016a) nebo pro zjištění vlivu rekultivace na organizmy žijící v kamenolomech (Tropek *et al.* 2010; Kadlec *et al.* 2012).

3 Metodika

3.1 Transekty

Celkem 41 dobrovolníků monitorovalo mezi lety 2010-2016 motýly na 36 transektech, které jsou u nás o něco delší, než odpovídá standardům britského schématu, průměrně 2347 m (SD = 627,9, rozsah 1104–5862 m). Dobrovolníci si sami navrhli transekty v blízkosti jejich bydliště, aby bylo zajištěno, že je budou monitorovat co nejčastěji. Transekty byly rozmístěny přibližně rovnoměrně po celé České republice. Celkem 16 jich bylo umístěno v chráněných územích (přírodní památky, rezervace či chráněné krajinné oblasti), ostatní byly situovány v nechráněné krajině. (Příloha I). Snahou bylo obsáhnout i trendy vzácnějších druhů, nebo druhů vyskytujících se na několika málo lokalitách.

Transekty se procházejí pozvolnou chůzí (2 km/h) po předem vyznačené a neměnné trase, rozdělené do sekcí podle přilehlých habitatů. Zaznamenávají se všechny druhy, které lze zahlédnout 2,5 m po pravé a 2,5 m po levé straně, nejdéle 5 m před sebou a 5 m za sebou. Snahou je nezapočítat již pozorované jedince vícekrát. Obtížněji identifikovatelné druhy pracovník determinuje po odchycení. V ČR se oproti Velké Británii chodí přibližně každých 10 dní, a to po dobu mezi 15. dubnem do 30. září (ideálně tedy 16-17 vycházek ročně). Monitoruje se za maximálně slabého větru, při teplotě minimálně 17 °C, mezi 10. a 17. hodinou. Kromě pozorovaných motýlů a jejich početností se zaznamenává také datum a čas návštěvy, oblačnost, vítr a množství pro motýly dostupného nektaru.

3.2 Přehledové statistiky

Do grafů jsem vynesl sumární abundance a frekvence druhů proti jejich pořadí. Pomocí Spearmanovy neparametrické korelace jsem testoval hypotézu, zda celková abundance souvisí s počtem obsazených čtverců v ČR. Za účelem vizualizace tohoto vztahu jsem logaritmovanou abundanci vynesl proti logit-transformované ($-\log(1/p-1)$) proporci obsazených čtverců p . Všechny tyto operace jsem provedl separátně pro data ze všech transektů, data z transektů s více než 50 návštěvami, a 7 transektů chozených po celých 7 let.

3.3 Získání meziročních trendů početnosti

Výsledkem monitorovacích návštěv jsou záznamy o výskytu jedinců na jednotlivých transektech v jednotlivých dnech. K získání meziročních trendů početnosti je nutno použít pokročilé regresní metody (van Strien *et al.* 2004).

Základem pro výpočty trendů jsou roční sumy všech pozorování daného druhu na daném transektu (Pollard & Yates 1993). Tyto roční sumy však jsou zatíženy značnou chybou vinou nestejněmého počtu návštěv. Dalším zdrojem chyb pak může být např. vynechání některých transektů v některých letech. Tyto problémy řeší program TRIM 3.54 (Pannekoek & van Strien 2005), původně designován ornitology pro monitoring ptáků (van Strien *et al.* 2004).

TRIM kombinuje doplnění chybějících hodnot metodou loglineárních modelů, fitování regresních modelů na zjištěné počty jedinců a výběr nejvhodnějšího regresního modelu metodami informační teorie. Pro změny početnosti v čase nabízí 3 modely, oceněné Akaikeho informačním kritériem (jež váží přesnost a složitost navigovaných regresních modelů, srov. Akaike 1974):

- 1) konstantní model (AIC_0), početnost se nemění v závislosti na čase, ale jen na místě, tj. transektu;
- 2) faktoriální efekt času – fluktuace mezi jednotlivými roky jsou významnější než lineární trend (AIC_{time});
- 3) lineární efekt času – početnost v čase narůstá nebo klesá (AIC_{lin}).

TRIM dále umožňuje použití kovariát, které „vyhladí“ efekt takových faktorů, jako je počasí, habitat, nadmořská výška a automaticky zohlední časovou autokorelaci – tj. závislost abundance na stavu v předchozích letech. Konečně, umožňuje dávat jednotlivým transektům různou váhu.

Data od monitorovatelů jsem získal v podobě zápisů do programu MS Excel. Pomocí programu BirdStats (Van der Meij 2007) v prostředí MS Access jsem je připravil pro zadání do TRIMu. Zde jsem počítal s možnostmi: 1) serial correlation – předpokládá se, že data závisí i na datech z předchozího roku; 2) overdispersion – korekce na situace, kdy je rozptyl dat větší, než se předpokládá u Poissonovy distribuce (typické pro živočichy

vyskytující se shlukovitě, což se u motýlů stává např. na porostech nektaronosných rostlin); 3) weighting – jako váhu transektů jsem použil jejich délku. Trendy jsem odhadoval jen pro druhy s minimálním počtem pozorování (pro všechny transekty a roky) = 50 jedinců. Získávaly se indexy početností za 7 let, proto se žádný rok nenastavoval jako tzv. changepoint.

Výstupy z TRIMu nabízely pro každý druh tři možnosti:

- 1) průkazný lineární vzestup: regresní koeficient průkazně kladný, $AIC_{lin} < (AIC_0 \vee AIC_{time})$,
- 2) neprůkazný lineární trend, $AIC_{lin} > (AIC_0 \vee AIC_{time})$
- 3) průkazný lineární pokles: regresní koeficient průkazně záporný, $AIC_{lin} < (AIC_0 \vee AIC_{time})$

Pro určení „signifikantně kladného“ nebo „signifikantně záporného“ trendu jsem za směrodatnou pokládal nejen hodnotu Waldovy statistiky, ale i hodnotu lineárního regresního koeficientu $b \geq |0,03|$. Chtěl jsem se tak vyhnout postulování „trendu“ u případů, kdy je pokles nebo vzestup natolik malý, že pravděpodobně má mizivý biologický význam.

Dostupná data pokrývala pouhých 7 let, což je u dlouhodobého monitoringu absolutní minimum. Neočekával jsem proto mnoho jednoznačně průkazných trendů početnosti a u odpovědi typu 2) – neprůkazného lineárního trendu – jsem rozlišil další možnosti:

- 2.1) možný vzestup: lineární regresní koeficient průkazně kladný, ale $AIC_{lin} > AIC_{time}$
- 2.2) žádný trend: lineární regresní koeficient statisticky neprůkazný
- 2.3) možný pokles: lineární regresní koeficient průkazně záporný, ale $AIC_{lin} > AIC_{time}$

3.4 Vztah trendů početnosti k bionomii a rozšíření druhů

Zjištěné trendy početnosti pro jednotlivé motýly jsem konfrontoval s jejich binomickými vlastnostmi (Bartoňová, Beneš & Konvička 2014). Analýza binomických vlastností je „staronovým“ (viz např. García-Barros 2000) a v poslední době opět oblíbeným (Essens *et al.* 2017) přístupem v ekologii společenstev, který doufá v nalezení obecných a napříč taxony přenositelných vzorců v reakcích společenstev na podmínky prostředí.

Pracoval jsem pouze s druhy, pro které jsme spočetli trend (N = 92, Tab. III). Použil jsem jednak bionomické vlastnosti, které pro Českou republiku při studiu gradientu generalistů-specialistů definovali Bartoňová, Beneš & Konvička (2014), jednak tzv. bioklimatické vlastnosti, které se v nedávno publikovaných analýzách projevují jako velmi dobré prediktory vzácnosti a ohroženosti (Essens *et al.* 2017).

Bionomické vlastnosti dle práce Bartoňová, Beneš & Konvička (2014) byly:

Velikost těla, vyjádřená délkou předního křídla (v milimetrech). Mobilita, ordinálně kódovaná na škále 1–9. Populační hustota (počet jedinců na jednotku plochy-1–2/km², 2–6/km², 3–25/km², 4–1/ha, 5–4/ha, 6–16/ha, 7–64/ha, 8–260/ha, 9–1000/ha). Voltinismus – průměrný počet generací za rok v ČR. Doba letu motýlů (počet měsíců kdy se objevují dospělci). Velikost areálu (1 - menší než Evropa, 2 - velikosti Evropy, 3 – západní palearekt, 4 - palearkt, 5 - větší než palearktické). Fertilita – počet vajíček na jednu samici, (na škále: 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). Přezimování – v jakém stadiu druh přezimuje, (1 - vajíčko, 2 - larva, 3 - kukla, 4 – hibernující dospělý, 5 - migrující dospělý). Larvální specializace: potravní specializace housenek (počet čeledí živných rostlin). Aparence – nápadnost živných rostlin pro herbivory, úzce spjata s používanými typy ochrany (1 – efemerní a malé rostliny, 2 - velké rostliny a trávy, 3 - keře, popínavé rostliny a malé stromy, 4 - velké stromy).

Další „druhovou vlastností“, s níž jsem počítal, byl počet obsazených čtverců síťového mapování v ČR.

Bioklimatické vlastnosti

Jedná se vlastně o druhově specifickou definici „klimatické niky“, získanou z klimatických charakteristik mapových polí, v nichž se druh vyskytuje. Pro zjednodušení jsem použil pouze území České republiky (jde tedy o „klimatickou niku v ČR“). Výskyty druhů (pro období 2002–2014) jsem získal z databáze mapování motýlů (Mapování a ochrana motýlů České republiky 2017), klimatické poměry z databáze WorldClim (Fick & Hijmans 2017) v rozlišení 2.5 minut. Pro výpočty jsem využil průměrné hodnoty následujících 19 bioklimatických vlastností ze všech čtverců daným druhem obsazených:

Průměrná roční teplota; průměrný měsíční teplotní rozsah (maximální měsíční teplota- minimální měsíční teplota); Izotermalita (průměrný měsíční teplotní rozsah- roční

teplotní rozsah); sezónnost teploty (směrodatná odchylka *100); maximální teplota nejteplejšího měsíce; minimální teplota nejstudenějšího měsíce; roční rozsah teploty (maximální teplota nejteplejšího měsíce - minimální hodnota nejstudenějšího); průměrná teplota nejvlhčího čtverce; průměrná teplota nejteplejšího čtverce; průměrná teplota nejchladnějšího čtverce; roční srážky; průměrné srážky nejvlhčího měsíce; průměrné srážky nejsuššího měsíce; sezonalita srážek; srážky na nejvlhčím čtverci; srážky nejsuššího čtverce; srážky na nejteplejším čtverci; srážky na nejstudenějším čtverci.

Pomocí skriptu v R x64 3.3.1 (R Development Core Team 2016) využívajícího balíky `dismo`, `maptools`, `sp`, `rgdal`, `raster`, `rgbif` a `rJava` jsem promítnul distribuční data a klimatické proměnné pro centroidy obývaných faunistických čtverců. Metodou Maximum Entropy v programu MaxEnt 3.3.3., (Philips et al. 2006) jsem spočítal pro každý druh klimatické modely. Verifikaci modelu jsem testoval pomocí modelu obsahujícímu 300 náhodných bodů pro každý druh zvlášť. Tento trénovací model jsem srovnal s klimatickým modelem pro každý druh motýla pomocí ROC (receiver operating characteristic curve).

Následně jsem z klimatických proměnných pro každý druh vybral průměrnou hodnotu klimatických proměnných pro výpočty v 1) v regresní; a 2) v mnohorozměrné ordinační analýze.

Ad 1) Sklony početnosti (odhadnuté v programu TRIM, viz kapitola 3.3) byly závislou proměnnou v jednocestných regresích, počítaných jako zobecněné lineární modely (GLM) s link-funkcí „identity“ v programu R (R Development Core Team 2016). Jednotlivými prediktory byly hodnoty bionomických a bioklimatických vlastností, jež byly před analýzou standardizovány na nulový průměr a jednotkovou varianci.

Protože jednocestné regrese ukázaly velký počet statisticky významných závislostí s bioklimatickými proměnnými, použil jsem v programu CANOCO 5. (Ter Braak & Šmilauer 2012) na analýzu hlavních komponent (PCA) k získání kompozitních bioklimatických proměnných (`comp1`, `comp2`), a zopakoval jsem jednocestné regrese s nimi (Obr. 6).

Nakonec jsem se pokusil najít vícecestný regresní model, který by kombinoval bionomické a bioklimatické vlastnosti druhů.

Ad 2) V programu CANOCO 5. jsem spočetl analýzu hlavních komponent (PCA),

tedy nepřímou lineární ordinační analýzu, stavějící bionomické a bioklimatické vlastnosti jako „druhov data“ proti druhům („vzorky“). Do výsledků této analýzy, jež vizualizovala vzájemné vztahy bionomických a bioklimatických vlastností pro druhy, pro něž byly k dispozici sklony a trendy na transektech, jsem prostřednictvím redundanční analýzy (RDA), což je přímá lineární ordinační metoda, nafitoval jednak lineární sklony získané v programu TRIM (jako kontinuální numerickou proměnnou), jednak výslední hodnoty trendů početnosti (jako faktor o pěti hladinách) pro jednotlivé druhy. Průkaznost ordinace jsem otestoval pomocí Monte-Carlo permutačního testu.

3.5 Časové trendy v chráněných a nechráněných územích

Abych ilustroval možnosti monitorovací metodiky, testoval jsem nulovou hypotézu, že se časové trendy motýlů nebudou lišit v chráněné a nechráněné krajině.

Data ze všech transektů jsem rozdělil na transekty z chráněných území (N = 16) a transekty z nechráněné krajiny (N = 20). Dále jsem použil stejnou výpočetní proceduru, jaká je popsána v sekci 3.3. Protože datové soubory byly celkově menší, použil jsem jako minimum pro zahrnutí druhu do analýz minimální počet jedinců v souboru N = 30.

Početní zastoupení druhů z transektů z rezervací a volné krajiny s různými trendy a sklony jsem porovnal pomocí kontingenční tabulky. Kendall-tau korelace s pořadím byla použita k testování hypotézy, že hodnoty sklonů a trendy zjištěné z TRIMu jsou v rezervacích a mimo ně shodné. Abych prozkoumal, jaké bionomické a bioklimatické vlastnosti souvisí s různými sklony v rezervacích a mimo ně, použil jsem opět ordinační analýzu s druhy jako vzorky a jejich binomickými vlastnostmi jako „species data“. Opět jsem metodou redundanční analýzy (RDA) testoval, zda sklon nebo výsledné trendy souvisí s binomickými a bioklimatickými vlastnostmi, a to separátně pro rezervace a volnou krajinu a jen pro druhy, pro něž byly k dispozici hodnoty sklonů a odhady trendů současně pro rezervace a volnou krajinu.

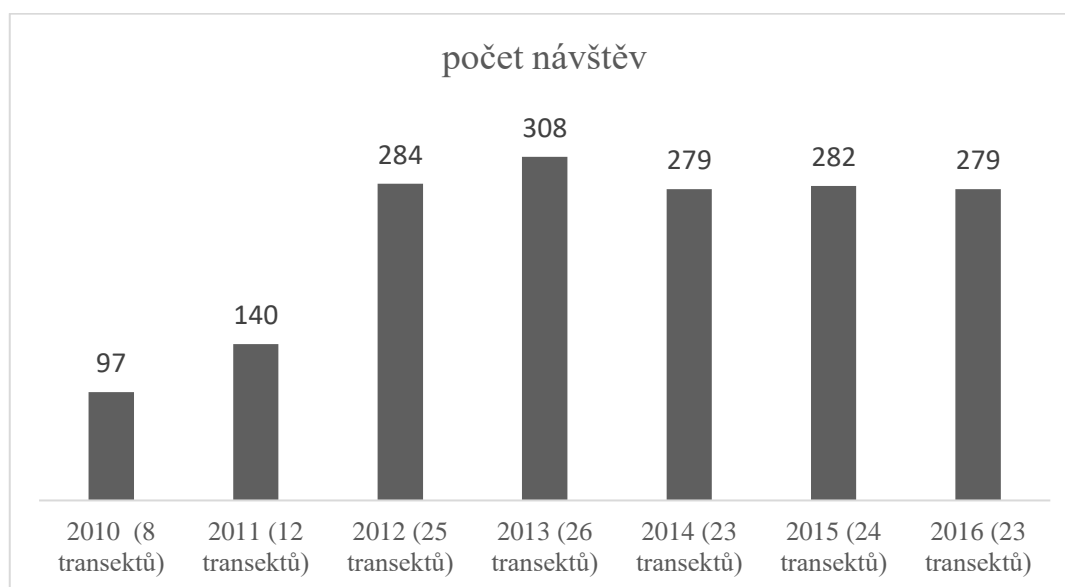
Nomenklatura motýlů sleduje práci Laštůvka & Liška (2011), zařazení do červených seznamů práci Hejda *et al.* 2017)

4 Výsledky

4.1 Přehledy

Celkem bylo v letech 2010-2016 uskutečněno 1669 průchodů 36 transektů. Toto úsilí přineslo 192 771 jednotlivých pozorování 127 druhů denních motýlů a vřetenušek (76.5 % české fauny sledovaných skupin).

Sledování bylo bohužel nevyrovnané v čase a v žádném roce nebylo navštíveno všech 36 transektů. Začalo se osmi v roce 2010, následující rok jich již bylo 12, o dva roky později 26. V následujících letech počet stagnoval (Obr. 1). Průměrně bylo za rok chozeno 20,1 ($\pm 6,53$ SD; medián 23,0) transektů, průměrný počet všech návštěv za rok byl 238,4 ($\pm 77,27$ SD; rozsah: 97-308; medián 279), průměrný počet ročních návštěv na transekt pak 11,9 ($\pm 1,96$ SD; rozsah: 4-17; medián 12). Průměrný transekt byl chozen 3,9 roku ($\pm 2,033$ SD; rozsah: 1-7; medián 4).

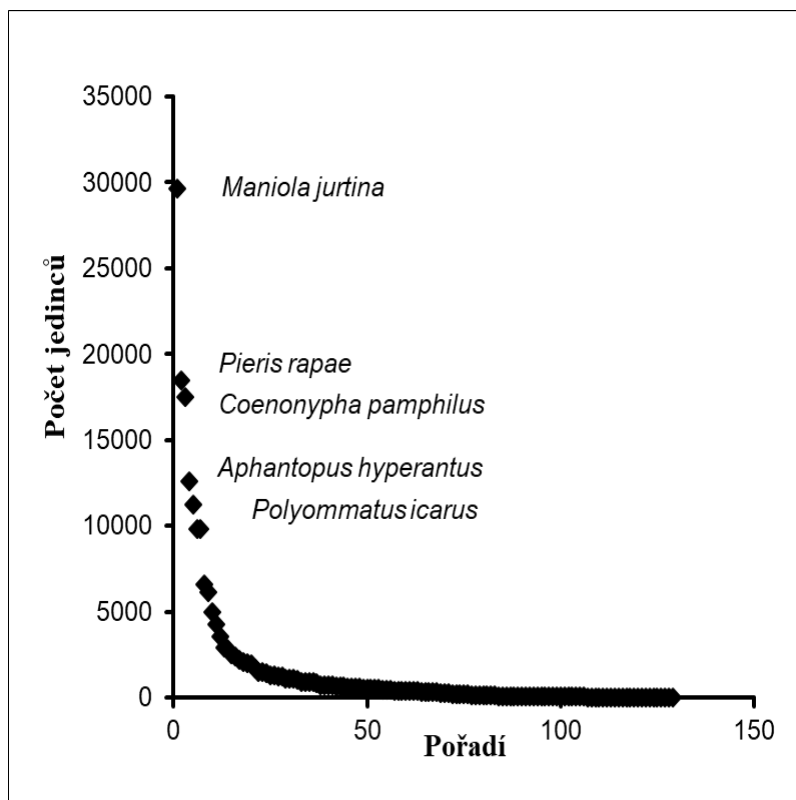


Obr. 1: Počet návštěv a transektů za jednotlivé roky monitoringu.

Pouze sedm transektů bylo procházeno po všech 7 let: Český Krumlov-Vyšný, Janovice, Míkovice, Perná, Rájec-Jestřebí, Trutnov-Debrné, Vsetín-PP Vršky-Díly. Na těchto sedmi každoročně procházených transektech bylo zaznamenáno 116 druhů (69,9 % fauny). Naopak čtyři transektů byly procházeny jen jeden rok: Lidečko-Javorníky, Olomouc-Plané loučky, Police nad Metují, Praha-Černý Most.

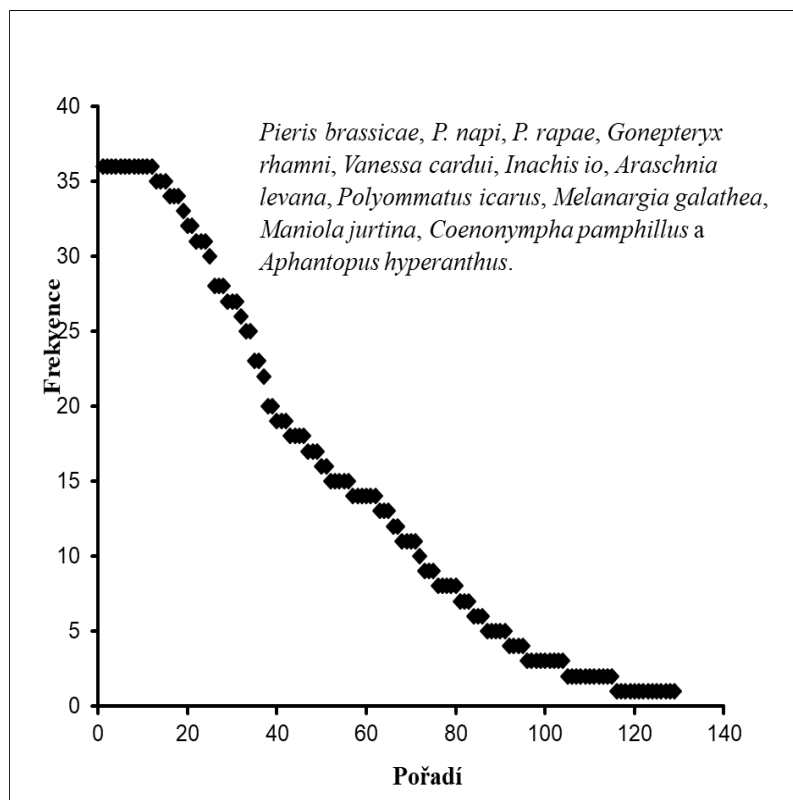
Pokud nebereme ohled na počet návštěv na transekt, byly druhově nejbohatšími transekty: Perná na Pálavě (88 druhů), Halenkov – Lušová ve Vsetínských vrších (85 druhů) a Radějov v Bílých Karpatech (78 druhů). Oproti tomu třemi druhově nejchudšími lokalitami byly: Horní Stropnice – Svěbohy v podhůří Novohradských hor (26 druhů), Police nad Metují ve východních Čechách (32 druhů) a Praha – Letňany (33 druhů). Počet let i návštěv pozitivně koreloval s počtem druhů i kusů (Spearmanovy korelace; roky a druhy: $r_s = 0.55$, roky a kusy: $r_s = 0.84$, návštěvy a druhy: $r_s = 0.60$, návštěvy a kusy: $r_s = 0.86$; všechna $P < 0.001$). Korelovaly i počty zaznamenaných kusů a druhů ($r_s = 0.76$, $P < 0.001$).

V celkových datech byly nejhojnějšími druhy: okáč luční (*Maniola jurtina*; 29 626 pozorování / 15,4 % všech záznamů), bělásek řepový (*Pieris rapae*; 18 433 / 9,6%), okáč pohánkový (*Coenonympha pamphilus*; 17 472 / 9,1%), okáč prosíčkový (*Aphantopus hyperantus*; 12 610 / 6,5%) a modrásek jehlicový (*Polyommatus icarus*; 11 206; 5,8%). Těchto pět druhů obsáhlo 46,3 % veškerých pozorování. Osmdesát procent všech pozorování bylo dosaženo u 22. druhu. Jinými slovy, 17 % druhů zabralo 80 % abundance.



Obr. 2: Vztah celkového počtu jedinců všech druhů transektového monitoringu proti jejich pořadí. Popsáno prvních 5. nejpočetnějších druhů, zaujímajících 46,3 % veškerých pozorování.

Vynesení frekvencí proti pořadí ukazuje Obr. 3. Nejfrekventovanější druhy, jež se vyskytly na všech 36 transektech, byly: bělásek zelný (*Pieris brassicae*), b. řepkový (*P. napi*), b. řepový (*P. rapae*), žluťásek řešetlákový (*Gonepteryx rhamni*), babočka bodláková (*Vanessa cardui*), b. paví oko (*Inachis io*), b. síťkovaná (*Araschnia levana*), modrásek jehlicový (*Polyommatus icarus*), okáč bojínkový (*Melanargia galathea*), o. luční (*Maniola jurtina*), o. pohánkový (*Coenonympha pamphillus*) a o. prosíčkový (*Aphantopus hyperanthus*). Nejpočetnější druhy nedosáhly nutně nejvyšších frekvencí.

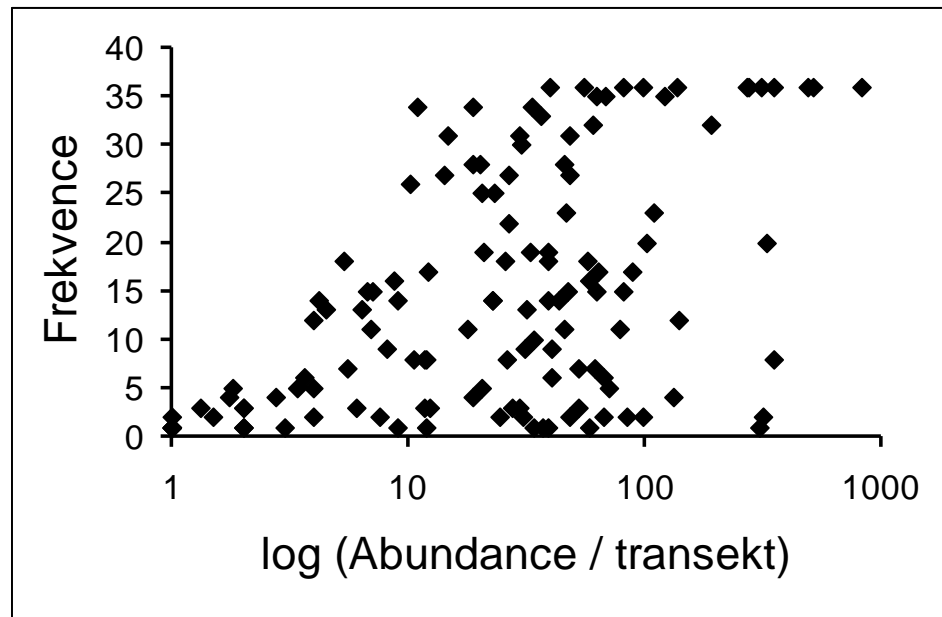


Obr. 3: Vztah frekvence druhů na transektech proti jejich pořadí. Popsáno prvních 12 nejfrekventovanějších druhů.

V méně než pěti jedincích bylo zaznamenáno deset druhů: soumračník bělopásný (*Pyrgus alveus*), s. žlutoskvrnný (*Thymelicus acetoni*), s. slézový (*Carcarodus alceae*), jasoň červenooký (*Parnassius apollo*), pestrokřídlec podražcový (*Zerynthia polyxena*), hnědásek rozrazilový (*Melitaea diamina*), modrásek hořcový (*Phengaris alcon*), zelenáček velký (*Jordanita notata*), vřetenuška čtverotečná (*Zygaena punctum*), v. pozdní (*Z. laeta*). Řada druhů byla zaznamenána na jediném transektu: bělopásek tavolníkový (*Neptis rivularis*), hnědásek rozrazilový (*Melitaea diamina*), jasoň červenooký (*Parnassius apollo*), modrásek hořcový (*Phengaris alcon*), m. pumpavový (*Aricia artaxerxes*), okáč medyňkový (*Hipparchia fagi*), o. kostřavový (*Arethusana arethusa*), perleťovec maceškový (*Argynnis niobe*), soumračník bělopásný (*Pyrgus alveus*), vřetenuška čtverotečná (*Z. punctum*), v. pozdní (*Zygaena laeta*), zelenáček trnkový (*Rhagades pruni*), z. velký (*Jordanita notata*), žluťásek jižní (*Colias alfacariensis*).

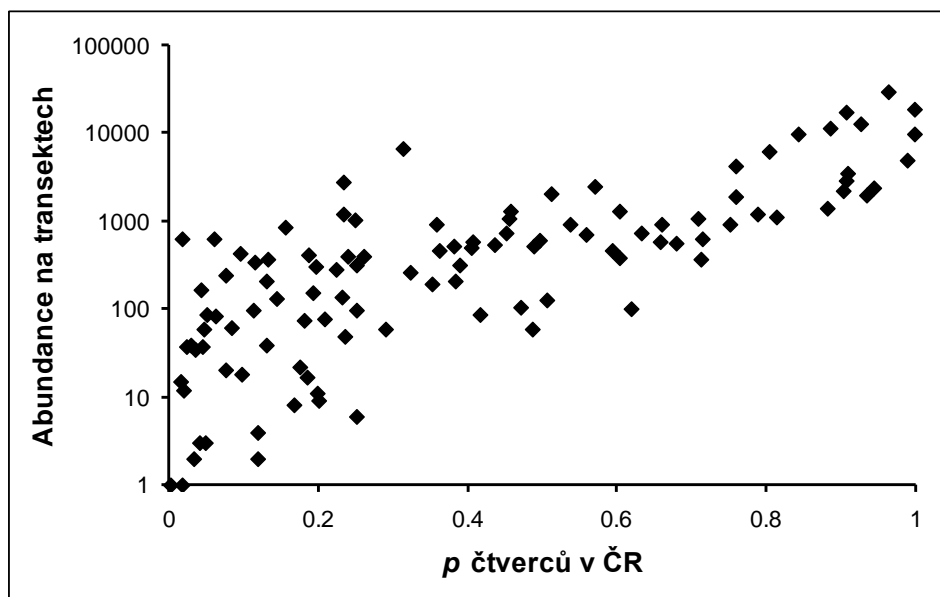
Vynesení frekvencí proti logaritmovaným abundancím přepočteným na počet obsazených transektů (Obr. 4) ukázalo, že jak druhy s nízkými, tak druhy s vysokými frekvencemi mohly dosáhnout vysokých lokálních abundancí. Abundance na transekt ale byly s frekvencemi pozitivně korelovány (neparametrická Spearmanova korelace: $r_s =$

0.44, $P < 0.0001$), neboli druhy zjištěné na větším počtu transektů měly tendenci být početnější, než druhy zjištěné na nižším počtu transektů.



Obr. 4: Vztah frekvencí (počtu transektů s výskytem) jednotlivých druhů denních motýlů ČR zjištěných při transektovém monitoringu proti logaritmům jejich abundance přepočteným na počet obsazených transektů. Druhy s nízkou i vysokou frekvencí dosahovaly značného rozptylu abundance na jednotlivých transektech, ale abundance druhů s nejvyššími frekvencemi byly nejvyšší.

Abundance na transektech korelovala s počtem čtverců obsazených jednotlivými druhy v ČR ($r_s = 0.78$, 106 DF, $P < 0.0001$). Vynesení vztahu ve formě log-abundance proti proporci obsazených čtverců p ukázalo, že druhy s extrémně nízkým nebo extrémně vysokým podílem obsazených čtverců vykazovaly nižších, respektive vyšších počtu jedinců, než by předpokládala prostá lineární závislost.



Obr. 5: Podíl obsazených polí síťového mapování (p) pro jednotlivé druhy zaznamenané při transektovém monitoringu, proti jejich sumární log-abundanci na transektech. Vztah není lineární – druhy s velmi vysokým podílem obsazených polí p vykazují větší abundanci, druhy s velmi nízkým p pak nižší abundanci.

Velmi podobný obraz byl získán, pokud se braly v potaz jen transekty, jež měly za dobu monitorování více než 50 návštěv a transekty, jež byly chozeny každý rok (Tab. II). Zjištění týkající se početností, frekvencí a jejich rozložení tedy byly poměrně robustní. I v těchto dvou případech korelovaly abundance druhů na transektech s počtem obsazených čtverců v ČR. Pro transekty chozené každý rok to byla korelace $r_s = 0.72$, $P < 0.0001$; pro čtverce s více než 50 návštěvami pak $r_s = 0.64$, $P < 0.0001$.

Tab. II: Přehledové údaje pro transekt, které měly více než 50 návštěv a pro transekt chozené každý rok.

	Nad 50 návštěv	Každý rok
Druhů (% fauny)	119 (71.7%)	116 (69.9%)
Pozorování	100978	88266
5 nehojnějších (procenta)	<i>Maniola jurtina</i> (16,4%), <i>Pieris rapae</i> (10,0%), <i>Coenonympha pamphilus</i> (8,0%), <i>Aphantopus hyperantus</i> (6,6%) a <i>Polyommatus icarus</i> (6,5%).	<i>Maniola Jurtina</i> (16,5%), <i>Pieris rapae</i> (10,7%), <i>Melanargia galathea</i> (6,9%), <i>Coenonympha pamphilus</i> (6,8%), <i>Polyommatus icarus</i> (6,5%) celkově 47,4%.
5 nejhojnějších procentuálně	47.5 %	47.4 %
80 % abundance	u 21. druhu (21 % z počtu druhů)	u 26. druhu (22 % z počtu druhů)
Nejfrekventovanější druhy	<i>Vanessa atalanta</i> , <i>Pieris brassicae</i> , <i>Anthocharis cardamines</i> , <i>Vanessa cardui</i> , <i>Zygaena filipendulae</i> , <i>Melanargia galathea</i> , <i>Aphantopus hyperanthus</i> , <i>Polyommatus icarus</i> , <i>Inachis io</i> , <i>Maniola jurtina</i> , <i>Araschnia levana</i> , <i>Papilio machaon</i> , <i>Pieris napi</i> , <i>Coenonympha pamphilus</i> , <i>Lycaena phlaeas</i> , <i>Pieris rapae</i> , <i>Gonepteryx rhamni</i> , <i>Ochlodes</i>	<i>Vanessa atalanta</i> , <i>Pieris brassicae</i> , <i>Polygonia c-album</i> , <i>Anthocharis cardamine</i> , <i>Vanessa cardui</i> , <i>Colias crocea</i> , <i>Boloria dia</i> , <i>Lycaena dispar</i> , <i>Zygaena filipendulae</i> , <i>Melanargia galathea</i> , <i>Coenonympha glycerion</i> , <i>Aphantopus hyperanthus</i> , <i>Polyommatus icarus</i> , <i>Inachis io</i> , <i>Maniola jurtina</i> , <i>Araschnia levana</i> , <i>Papilio machaon</i> , <i>Pieris napi</i> , <i>Coenonympha</i>

	<i>sylvanus, Thymelicus sylvestris, Aglais urticae.</i>	<i>pamphilus, Argynnis paphia, Lycaena phlaeas, Pieris rapae, Gonepteryx rhamni, Ochloides sylvanus, Thymelicus sylvestris, Erynnis tages, Aglais urticae.</i>
Druhy v <5 jedincích (počet)	<i>Hamearis lucina - 4, Lycaena alciphron - 3, Aporia crataegi - 3, Boloria euphrosyne - 3, Limenitis populi - 3, Carcharodus alceae - 2, Melitaea diamina - 2, Polyommatus dorylas - 2, Zygaena laeta - 2, Zerynthia polyxena - 2, Satyrium spini - 2, Polyommatus thersites - 2, Thymelicus acteon - 1, Parnassius apollo - 1, Jordanita globulariae - 1, Scolitantides orion - 1, Zygaena punctum - 1</i>	<i>Hamearis lucina - 4, Limenitis Camilla - 4, Lycaena alciphron - 3, Aporia crataegi - 3, Boloria euphrosyne - 3, Limenitis populi - 3, Carcharodus alceae - 2, Polyommatus dorylas - 2, Zygaena laeta - 2, Zerynthia Polyxena - 2, Polyommatus thersites - 2, Thymelicus acteon - 1, Jordanita globulariae - 1, Scolitantides orion - 1, Zygaena punctum - 1.</i>

4.2 Časové trendy

Časové trendy v programu TRIM bylo možno odhadnout pro 92 druhů denních motýlů a vřetenušek (Tab. III). Z toho celkem 7 (7,6%) druhů vykazovalo průkazně lineární vzestup, 9 (9,8%) druhů průkazně lineární pokles. Ze 76 (82,6%) druhů bez průkazného lineárního trendu pak 17 (18,5 % z celku) vykazovalo možný vzestup a 29 (31,5 % z celku) druhů možný pokles. Sečteme-li druhy s průkazným a pravděpodobným vzestupem (24 druhů, 26,1%), respektive poklesem (39 druhů, 41,3%), vidíme převahu ubývajících a

pravděpodobně ubývajících druhů nad přibývajícími a pravděpodobně přibývajícími druhy.

Ve skupině 76 druhů bez průkazného trendu se nachází prakticky všechny všeobecně hojně druhy zaznamenávané na transektech ve velkých abundancích. Přístupují k nim tažné druhy známé výraznými meziročními fluktuacemi (např. *Colias erate*, *Pontia daplidice*, *Vanessa cardui*). Drtivou většinu této skupiny však zaujímají specializovanější motýli (např. *Aphantopus hyperanthus*, *Coenonympha arcania*, *Lycaena tityrus*), včetně druhů řazených do červených seznamů (*Colias alfacariensis*, *Polyommatus coridon*, *Scolitantides orion*). Je výmluvné, že v podskupině druhů s pravděpodobným poklesem bylo 8 druhů z Červeného seznamu, kdežto v podskupině s pravděpodobným vzestupem bylo takových druhů jen 3.

Mezi devíti druhy z průkazným vzestupem bylo překvapením zastoupení dvou druhů z červeného seznamu: (*Boloria euphrosyne*) a (*Iphiclides podalirus*). Naopak mezi druhy s průkazným poklesem byly zastoupeny některé druhy, které v Červeném seznamu nefigurují (*Apatura ilia*, *Arícia eumedon*, *Lycaena hippothoe*) a dokonce motýli, u nichž bylo v posledních letech zaznamenáno zvětšování areálu – šíření od jihu k severu (*Cupido decoloratus*, *Lycaena dispar*).

Tab. III: - Časové trendy motýlů České republiky. PP – průkazný pokles, PV – průkazný vzrůst MV – možný vzrůst MP – možný pokles NT – bez trendu.

Druh	Celkem ks	Time AIC	Time Wald	Linear AIC	Linear Wald	Linear slope	Trend
Nymphalidae							
<i>Vanessa atalanta</i>	2171,00	8,24	12,33 *	12,69	3,41 NS	0,03	NT
<i>Polygonia c-album</i>	1125,00	-74,43	9,04 NS	-79,56	2,49 NS	-0,03	NT
<i>Vanessa cardui</i>	1416,00	42,95	62,57***	168,52	0,19 NS	0,01	NT
<i>Nymphalis polychloros</i>	59,00	-19,48	14,74*	-28,64	8,60 **	0,12	PV
<i>Aglais urticae</i>	2371,00	319,49	24,68***	516,88	3,77 NS	0,07	MV
<i>Nymphalis antiopa</i>	100,00	-29,71	8,86 NS	-36,79	0,01 NS	0,00	NT
<i>Inachis io</i>	4952,00	1218,65	2,11 NS	1247,80	0,42 NS	-0,02	NT
<i>Araschnia levana</i>	2908,00	331,66	4,58 NS	360,64	20,39***	-0,13	MP
<i>Apatura ilia</i>	105,00	-22,31	15,05*	-25,72	33,02***	-0,23	PP
<i>Melitaea aurelia</i>	88,00	5,67	0,52 NS	3,35	1,55 NS	-0,30	PP
<i>Melitaea athalia</i>	931,00	25,23	9,36 NS	38,07	5,81 *	-0,09	NP

<i>Boloria selene</i>	741,00	60,62	5,26 NS	68,14	1,30	0,04	MV
<i>Boloria euphrosyne</i>	156,00	0,00	39,64***	-1,74	5,13*	0,34	PV
<i>Brenthis ino</i>	1085,00	2,32	3,68 NS	-10,80	85,34***	0,26	PV
<i>Issoria lathonia</i>	907,00	-1,37	4,80 NS	-4,12	5,29 *	0,06	PV
<i>Boloria dia</i>	1280,00	271,20	24,99***	483,84	10,15 **	0,22	MV
<i>Argynnis adippe</i>	464,00	-15,74	45,52***	65,77	9,47**	-0,17	MP
<i>Argynnis paphia</i>	1067,00	-31,30	11,87*	-17,73	1,50 NS	-0,02	NT
<i>Argynis aglaja</i>	705,00	40,62	31,05***	185,76	6,41 *	-0,19	NP
Pieridae							
<i>Leptidea sinapis</i>	134,00	-0,42	2,76 NS	-2,38	0,62 NS	-0,04	MP
<i>Leptidea reali</i>	2040,00	75,46	20,73***	129,28	0,06 NS	-0,01	NT
<i>sinapis-reali</i>	1674,00	100,57	19,97 **	240,81	3,39 NS	-0,07	MP
<i>Pieris napi</i>	9840,00	686,03	20,90***	868,63	51,14***	-0,1419	MP
<i>Pieris rapae</i>	18433,00	1403,49	66,10***	2524,55	0,33 NS	-0,01	NT
<i>Anthocharis cardamines</i>	1195,00	8,10	15,93**	35,58	3,47 NS	-0,06	MP
<i>Pontia daplidice</i>	205,00	-16,56	21,15***	-4,60	0,02 NS	0,01	NT
<i>Pieris brassicae</i>	3543,00	249,31	28,84***	417,11	0,00 NS	0,00	NT
<i>Colias hyale</i>	584,00	2,35	18,46**	35,55	0,09 NS	-0,01	NT
<i>Colias crocea</i>	575,00	-10,06	8,49 NS	2,77	4,07*	-0,07	MP
<i>Colias alfacariensis</i>	303,00	0,00	22,99***	-1,10	0,26 NS	0,03	NT
<i>Colias alfacariensis/hylae</i>	1504,00	60,62	5,26 NS	68,14	1,30 NS	0,04	MV
<i>Gonepteryx rhamni</i>	1978,00	-21,33	10,16 NS	-0,31	1,96 NS	0,03	NT
<i>Colias erate</i>	76,00			-9,06	0,07 NS	0,03	NT
Lycaenidae							
<i>Maculinea nausithous</i>	602,00	51,35	11,15*	95,17	0,23 NS	0,04	MV
<i>Aricia eumedon</i>	73,00	-3,14	9,78 NS	-5,28	0,45 NS	-0,12	PP
<i>Plebejus argus</i>	6587,00	361,70	83,34***	778,55	21,60***	-0,15	MP
<i>Polyommatus daphnis</i>	366,00	12,17	22,12***	25,38	2,79 NS	-0,06	MP
<i>Polyommatus icarus</i>	11206,00	1693,55	8,31 NS	1836,76	0,15 NS	0,01	NT
<i>Polyommatus bellargus</i>	339,00	-14,78	49,96***	34,24	2,39 NS	-0,09	MP
<i>Glaucopsyche alexis</i>	432,00	3,99	15,17**	44,38	34,74***	-0,28	MP
<i>Celastrina argiolus</i>	383,00	-60,31	10,50 NS	-59,93	6,35*	0,07	MV
<i>Cyaniris semiargus</i>	316,00	2,55	8,00 NS	6,42	23,77***	0,24	MV
<i>Cupido minimus</i>	1209,00	4,58	56,38***	150,02	1,56 NS	-0,04	MP
<i>Maculinea teleius</i>	402,00	33,79	1,14 NS	30,80	1,01 NS	0,07	MV
<i>Plebejus argyrognomon</i>	855,00	124,81	1,72 NS	125,06	3,72 NS	0,18	MV
<i>Scolitantides orion</i>	61,00	0,00	1,18 NS	-0,05	0,03 NS	-0,03	NT
<i>Cupido argiades</i>	1038,00	-15,52	31,70***	59,53	11,75***	-0,09	MP
<i>Aricia agestis</i>	511,00	-50,22	12,46*	-38,84	1,66 NS	-0,04	MP
<i>Cupido decoloratus</i>	210,00	4,64	2,95 NS	-0,76	2,65 NS	-0,09	PP
<i>Polyommatus amandus</i>	502,00	46,41	13,00 *	50,03	0,87 NS	0,04	MV
<i>Polyommatus thersites</i>	82,00			4,05	5,71*	-0,59	MP
<i>Polyommatus coridon</i>	2817,00	258,10	13,55 *	415,33	0,40 NS	-0,03	NT
<i>Lycaena virgaureae</i>	127,00	-9,07	7,04 NS	-9,18	0,32NS	0,05	NT
<i>Lycaena dispar</i>	266,00	-37,39	4,71 NS	-42,84	8,22**	-0,15	PP
<i>Lycaena phlaeas</i>	636,00	-57,49	10,09 NS	-59,83	0,24 NS	-0,0143	NT
<i>Lycaena tityrus</i>	723,00	-42,99	32,56 ***	-29,98	7,14 **	-0,10	MP
<i>Lycaena hippothoe</i>	318,00	-19,89	1,11 NS	-29,23	5,55*	-0,07	PP
<i>Thecla betulae</i>	96,00	-14,54	29,03 ***	3,12	15,24***	-0,32	MP
<i>Satyrrium pruni</i>	139,00	0,14	7,09 NS	6,12	6,65**	0,1992	MV
Satyrinae							
<i>Melanargia galathea</i>	9795,00	1654,80	20,64***	1844,43	0,03 NS	-0,01	NT
<i>Lasiommata maera</i>	85,00	-23,40	3,33 NS	-31,87	2,04 NS	0,04	PV
<i>Erebia aethiops</i>	168,00			0,76	18,30***	-0,53	MP
<i>Arethusana arethusa</i>	58,00	0,00	0,07 NS	-3,69	3,12 NS	-0,04	PP
<i>Maniola jurtina</i>	29626,00	3754,04	18,67 **	4541,93	0,81 NS	0,02	NT
<i>Minois dryas</i>	631,00	0,00	159,74***	199,90	4,73*	-0,22	MP
<i>Coenonympha pamphilus</i>	17472,00	2527,58	39,86 ***	3665,85	0,38 NS	-0,02	NT

<i>Aphantopus hyperanthus</i>	12610,00	1557,94	9,87 NS	1696,14	15,80***	-0,09	MP
<i>Pararge aegeria</i>	565,00	-47,17	16,31**	-30,31	1,25 NS	0,03	MV
<i>Erebia medusa</i>	543,00	44,45	3,58 NS	45,78	1,28 NS	-0,07	MP
<i>Coenonympha arcania</i>	936,00	15,21	8,60 NS	6,64	10,82**	-0,08	MP
<i>Coenonympha glycerion</i>	2505,00	313,46	14,74*	432,19	0,28 NS	0,02	NT
<i>Brintesia circe</i>	409,00	-8,53	9,77 NS	-0,59	0,07 NS	-0,01	NT
<i>Lasiommata megera</i>	906,00	-16,30	12,42*	-4,31	4,42*	0,05	MV
Papilionidae							
<i>Papilio machaon</i>	369,00	-91,42	21,38***	-96,25	0,12 NS	-0,01	NT
<i>Iphiclides podalirius</i>	398,00	-36,79	12,49*	-38,40	2,60 NS	0,05	PV
Hesperiidae							
<i>Thymelicus lineola</i>	6145,00	1152,82	3,24 NS	1165,32	8,89**	-0,09	MP
<i>Hesperia comma</i>	282,00	2,56	25,29***	42,35	0,41 NS	0,04	MV
<i>Heteropterus morpheus</i>	244,00	-3,30	25,29***	33,86	0,11 NS	-0,02	NT
<i>Pyrgus malvae</i>	524,00	-27,74	7,06 NS	-20,46	5,35*	0,08	MV
<i>Carterocephalus palaemon</i>	459,00	-32,09	8,23 NS	-26,02	0,05 NS	-0,01	NT
<i>Erynnis tages</i>	1292,00	95,85	6,35 NS	107,55	1,06 NS	-0,04	MP
<i>Thymelicus sylvestris</i>	4256,00	861,81	7,75 NS	937,41	4,85*	0,08	MV
<i>Ochlodes sylvanus</i>	1921,00	124,87	4,90 NS	134,78	1,40 NS	-0,03	NT
<i>Spialia sertorius</i>	96,00	0,00	0,74 NS	-3,34	9,69**	-0,17	PP
Zygaenidae							
<i>Zygaena carniolica</i>	94,00	-8,86	5,95 NS	-13,83	2,84 NS	-0,10	MP
<i>Zygaena ephialtes</i>	95,00	-12,37	11,17*	-14,70	1,86 NS	0,05	PV
<i>Zygaena angelicae</i>	355,00	77,73	9,27 NS				
<i>Zygaena filipendulae</i>	1488,00	238,37	6,62 NS	272,95	0,81 NS	-0,03	NT
<i>Zygaena lonicerae</i>	362,00	73,22	17,97**	181,31	0,32 NS	0,06	MV
<i>Zygaena loti</i>	701,00	69,28	12,43*	113,92	5,92*	-0,13	MP
<i>Zygaena purpuralis</i>	198,00	0,00	17,74***	26,44	0,65 NS	-0,15	MP
<i>Zygaena minos/purpuralis</i>	103,00			-4,53	0,43 NS	0,03	NT
<i>Adscita statures</i>	82,00	-5,23	13,36**	3,23	0,45 NS	-0,17	MP
<i>Zygaena viciae</i>	627,00	79,56	7,33 NS	108,13	0,37 NS	0,04	MV
Arctiidae							
<i>Amata phegea</i>	533,00	1,89	7,77 NS	19,41	36,55***	-0,21	MP
<i>Euplagia quadripunctaria</i>	75,00	1,91	0,38 NS	-0,87	0,59 NS	-0,12	PP

4.3 Časové trendy v chráněných a nechráněných územích

Z transektů vedených v chráněných územích bylo možné odhadnout trendy pro 80 druhů (Tab. IV). Z nich 7 (8.8%) vykázalo průkazný vzestup a 9 (11.3%) průkazný pokles. Mezi 64 druhy bez průkazného trendu převažovaly druhy s možným poklesem (29 druhů, 36,3%) nad těmi s možným vzestupem (15 druhů, 18,8%).

Z transektů vedených mimo chráněná území bylo možné odhadnout trendy pro 75 druhů. Z nich 7 (9.3%) vykázalo průkazný vzestup a 9 (11.7%) průkazný pokles. Mezi 59 druhy bez průkazného trendu opět převažovaly druhy s možným poklesem (19 druhů, 25,3%) nad těmi s možným vzestupem (14 druhů, 18,7%).

Přestože pro transekty z chráněných území bylo možno trendy odhadnout pro méně druhů než pro transekty z volné krajiny, zastoupení druhů v jednotlivých kategoriích se nelišilo (kontingenční tabulka: $\chi^2 = 2.74$, $P = 0,60$).

Lišily se však druhy, které obsadily jednotlivé kategorie. Některé případy zaujmou již při inspekci tabulky IV. Například babočka bílé c (*Polygonia c-album*) a ohniváček černokřídlý (*Lycaena phlaeas*) vykazovali průkazný pokles v rezervacích, ale žádný trend v nechráněné krajině. Ještě nápadnější byli otakárek ovocný (*Iphiclides podalirius*) a modrásek podobný (*Plebejus argyrognomon*) s průkazným vzestupem v rezervacích a průkazným poklesem v nechráněné krajině. Naopak ohniváček celíkový (*Lycaena virgaureae*) průkazně stoupal v rezervacích a vykazoval možný pokles mimo ně, kdežto perleťovec velký (*Argynnis aglaja*) a perleťovec dvanáctitečný (*Boloria selene*) průkazně přibývali v nechráněné krajině a možná klesali v rezervacích.

Tab. IV: Trendy a sklony pro druhy v chráněné a nechráněné přírodě. PP – průkazný pokles, PV – průkazný vzrůst MV – možný vzrůst MP – možný pokles NT – bez trendu.

druh	chráněné	trend	druh	nechráněné	trend
Nymphalidae	Linear		Nymphalidae	Linear	
<i>Vanessa atalanta</i>	0,043	MV	<i>Vanessa atalanta</i>	0,0414	MV
<i>Polygonia c-album</i>	-0,059	PP	<i>Polygonia c-album</i>	-0,0253	NT
<i>Vanessa cardui</i>	0,056	PV	<i>Vanessa cardui</i>	-0,0003	NT
<i>Aglais urticae</i>	0,182	MV	<i>Aglais urticae</i>	0,0443	MV
<i>Nymphalis antiopa</i>	-0,029	NT	<i>Nymphalis antiopa</i>	0,0148	NT
<i>Inachis io</i>	-0,035	NT	<i>Inachis io</i>	-0,0166	NT
<i>Araschnia levana</i>	-0,015	NT	<i>Araschnia levana</i>	-0,2062	MP
<i>Melitaea athalia</i>	-0,085	MP	<i>Melitaea athalia</i>	-0,0943	PP
<i>Boloria selene</i>	-0,184	MP	<i>Boloria selene</i>	0,1054	PV
<i>Brenthis ino</i>	-0,001	NT	<i>Brenthis ino</i>	0,2719	MV
<i>Issoria lathonia</i>	0,097	MV	<i>Issoria lathonia</i>	0,0507	MV
<i>Boloria dia</i>	0,435	MV	<i>Boloria dia</i>	0,0384	MV
<i>Argynnis paphia</i>	-0,046	MP	<i>Argynnis paphia</i>	0,00	NT
<i>Argynnis aglaja</i>	-0,369	MP	<i>Argynnis aglaja</i>	0,0445	PV
Pieridae			Pieridae		
<i>Leptidea sinapis</i>	-0,035	MP	<i>Leptidea sinapis</i>		N/A

<i>Leptidea reali</i>	0,063	MV	<i>Leptidea reali</i>	-0,0606	PP
<i>Pieris napi</i>	-0,098	MP	<i>Pieris napi</i>	-0,1703	MP
<i>Pieris rapae</i>	-0,050	MP	<i>Pieris rapae</i>	-0,0045	NT
<i>Anthocharis cardamines</i>	-0,147	MP	<i>Anthocharis cardamines</i>	-0,0104	NT
<i>Pontia daplidice</i>	0,003	NT	<i>Pontia daplidice</i>	0,0151	NT
<i>Pieris brassicae</i>	-0,013	NT	<i>Pieris brassicae</i>	0,008	NT
<i>Colias hyale</i>	-0,258	MP	<i>Colias hyale</i>	0,0097	NT
<i>Colias alfacariensis</i>	0,027	NT	<i>Colias alfacariensis</i>		N/A
<i>Colias erate</i>		N/A	<i>Colias erate</i>	-0,0151	NT
Lycaenidae			Lycaenidae		
<i>Maculinea nausithous</i>	-0,090	MP	<i>Maculinea nausithous</i>	0,137	MV
<i>Aricia eumedon</i>		N/A	<i>Aricia eumedon</i>	-0,0994	PP
<i>Plebejus argus</i>	-0,067	MP	<i>Plebejus argus</i>	-0,1754	MP
<i>Polyommatus daphnis</i>	-0,055	MP	<i>Polyommatus daphnis</i>	-0,0666	MP
<i>Polyommatus bellargus</i>	-0,138	MP	<i>Polyommatus bellargus</i>	0,007	NT
<i>Glauropsyche alexis</i>	-0,278	MP	<i>Glauropsyche alexis</i>		N/A
<i>Celastrina argiolus</i>	0,113	MV	<i>Celastrina argiolus</i>	0,021	NT
<i>Cupido minimus</i>	-0,058	MP	<i>Cupido minimus</i>	0,0771	MV
<i>Maculinea teleius</i>	0,070	PV	<i>Maculinea teleius</i>		N/A
<i>Plebejus argyrognomon</i>	0,237	PV	<i>Plebejus argyrognomon</i>	-0,0559	PP
<i>Aricia agestis</i>	-0,028	NT	<i>Aricia agestis</i>	-0,0358	PP
<i>Cupido decoloratus</i>	0,044	MV	<i>Cupido decoloratus</i>		N/A
<i>Polyommatus amandus</i>	0,041	MV	<i>Polyommatus amandus</i>	0,0268	NT
<i>Polyommatus coridon</i>	-0,031	NT	<i>Polyommatus coridon</i>	-0,0384	PP
<i>Lycaena virgaureae</i>	0,164	PV	<i>Lycaena virgaureae</i>	-0,1006	MP
<i>Lycaena dispar</i>	-0,244	MP	<i>Lycaena dispar</i>	-0,1015	PP
<i>Lycaena phlaeas</i>	-0,135	PP	<i>Lycaena phlaeas</i>	0,0085	NT
<i>Satyrium acaciae</i>	-0,123	PP	<i>Satyrium acaciae</i>		N/A
<i>Callophrys rubi</i>		N/A	<i>Callophrys rubi</i>		N/A
Satyrinae			Satyrinae		
<i>Maniola jurtina</i>	0,073	MV	<i>Maniola jurtina</i>	-0,0374	MP
<i>Hipparchia fagi</i>	-0,036	PP	<i>Hipparchia fagi</i>		N/A
<i>Minois dryas</i>	-0,224	MP	<i>Minois dryas</i>		N/A
<i>Coenonympha pamphilus</i>	-0,072	MP	<i>Coenonympha pamphilus</i>	0,0156	NT
<i>Pararge aegeria</i>	0,000	NT	<i>Pararge aegeria</i>	0,0455	MV

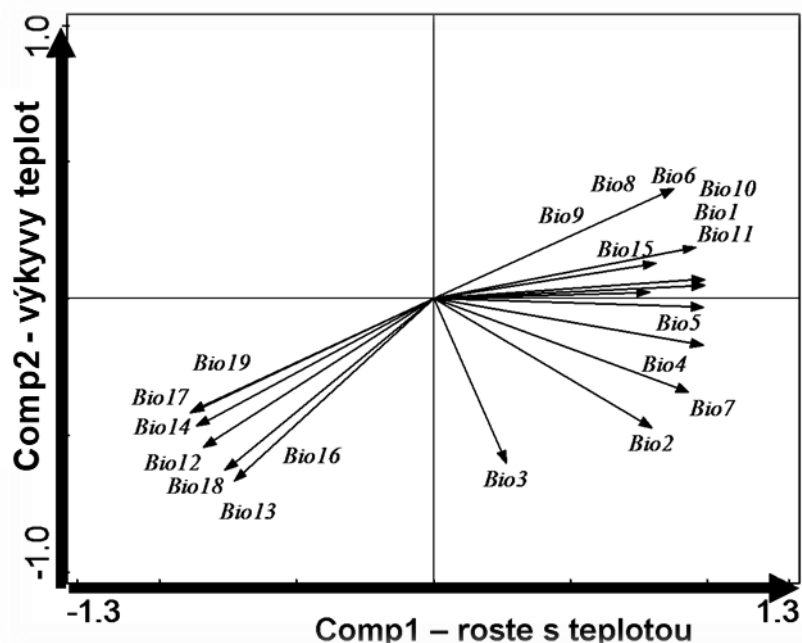
<i>Erebia medusa</i>	-0,186	PP	<i>Erebia medusa</i>	-0,0022	NT
<i>Coenonympha arcania</i>		N/A	<i>Coenonympha arcania</i>	-0,0352	MP
<i>Coenonympha glycerion</i>	0,061	MV	<i>Coenonympha glycerion</i>	-0,023	NT
<i>Brintesia circe</i>	-0,020	NT	<i>Brintesia circe</i>	-0,0051	NT
<i>Lasiommata megera</i>	-0,024	NT	<i>Lasiommata megera</i>	0,0788	PV
Papilionidae			Papilionidae		
<i>Papilio machaon</i>	-0,050	PP	<i>Papilio machaon</i>	0,0162	NT
<i>Iphiclides podalirius</i>	0,105	PV	<i>Iphiclides podalirius</i>	-0,1108	PP
Hesperiidae			Hesperiidae		
<i>Thymelicus lineola</i>	-0,140	MP	<i>Thymelicus lineola</i>	-0,0129	NT
<i>Hesperia comma</i>	0,036	MV	<i>Hesperia comma</i>	0,0767	MV
<i>Heteropterus morpheus</i>	-0,012	NT	<i>Heteropterus morpheus</i>	-0,0731	MP
<i>Carterocephalus palaemon</i>	-0,119	MP	<i>Carterocephalus palaemon</i>	0,0416	PV
<i>Erynnis tages</i>	-0,004	NT	<i>Erynnis tages</i>	-0,0701	MP
<i>Thymelicus sylvestris</i>	0,223	MV	<i>Thymelicus sylvestris</i>	-0,0593	MP
<i>Ochlodes sylvanus</i>	-0,016	NT	<i>Ochlodes sylvanus</i>	-0,0754	MP
Zygaenidae			Zygaenidae		
<i>Zygaena angelicae</i>	-0,011	NT	<i>Zygaena angelicae</i>	0,0485	PV
<i>Zygaena filipendulae</i>	-0,068	MP	<i>Zygaena filipendulae</i>	-0,0062	NT
<i>Zygaena loti</i>	-0,048	MP	<i>Zygaena loti</i>	-0,2352	PP
<i>Zygaena minos/purpuralis</i>		N/A	<i>Zygaena minos/purpuralis</i>	0,0272	NT
<i>Zygaena statices</i>		N/A	<i>Zygaena statices</i>	-0,3195	MP
<i>Zygaena viciae</i>	0,004	NT	<i>Zygaena viciae</i>	-0,3879	MP
Arctiidae			Arctiidae		
<i>Amata phegea</i>	-0,218	MP	<i>Amata phegea</i>	0,0368	MV
<i>Euplagia quadripunctaria</i>	-0,214	MP	<i>Euplagia quadripunctaria</i>		N/A

To, že trendy v rezervacích a mimo ně nebyly v rámci druhů korelovány, ukázala Kendall-tau korelace sklonů z TRIMu. Pokud jsem druhy, pro něž nebylo možno jeden z trendů spočítat, nahradil nulovými hodnotami (celkem jsem pak koreloval 90 druhů), byl korelační koeficient $\tau = 0.017$, $P = 0.82$. Pokud jsem takové druhy vyloučil z analýzy, získal jsem $\tau = 0.036$, $P = 0.67$ ($N = 67$).

4.4 Vztah trendů početnosti k bionomii a rozšíření druhů

Z výsledků jednocestných regresí (Tab. V) vidíme, že lineární sklon z programu TRIM nevysvětlila žádná bionomická vlastnost. Ukázal se jen silný vztah k počtu obsazených čtverců v ČR, přičemž ještě silnější byl tento vztah ve formě kvadratického polynomu. To znamená, že nejvíce přibývají druhy se středně velkým rozšířením, naopak druhy všeobecně rozšířené a málo rozšířené buď nevykazovaly žádný trend, nebo klesaly.

K bioklimatickým vlastnostem se ukázal velký počet průkazných vztahů. Jak ale ukázala analýza hlavních komponent (Obr. 6), bioklimatické proměnné byly silně prokorelovány podél 1. a 2. ordinační osy. První osa souvisela s teplotou (vyšší v kladných hodnotách), druhá s teplotní variabilitou (vyšší v kladných hodnotách). Z výsledných dvou syntetických proměnných, comp1 a comp2, měla ke sklonům druhů vztah jen 1. ordinační osa, a to negativní, což znamená, že přibývá spíše chladnomilných druhů, kdežto druhy teplomilné spíše ubývají.



Obr. 6: Nepřímá (PCA) analýza bioklimatických proměnných. Ordinační diagram, 1. a 2. osa. Hodnoty 1. osy (eigenvalue: 0.897) stoupají směrem od vysoké vlhkosti k vysokým teplotám, kdežto hodnoty druhé osy (eigenvalue: 0.099) stoupají od vyrovnaných teplot k teplotním výkyvům.

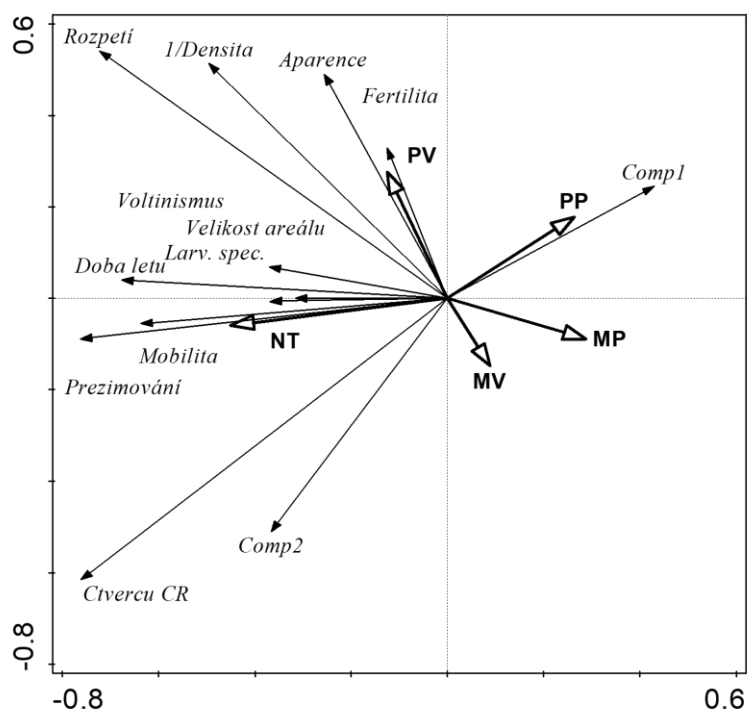
Tab. V: Jednocestné regrese.

Název traitu	beta	Deviance	AIC
Null bio traitu	-	184.29	303.11
Rozpětí	2.662.e ⁻⁰²	184.21	305.07
Aparence ŽR	5.704.e ⁻⁰²	183.92	304.94
Voltinismus	1.177.e ⁻⁰¹	182.77	304.43
Fertilita	-1.520.e ⁻⁰²	184.26	305.1
Mobilita	1.362.e ⁻⁰¹	181.88	304.03
Čtverce ČR	2.930.e ⁻⁰¹	174.89	300.82
Polynom čtverce ČR	4.211	157.15	294.05
Velikost areálu	-2.723.e ⁻⁰²	184.14	305.04
1/densita	3.416.e ⁻⁰²	184.13	305.04
Délka doby letu	1.588.e ⁻⁰¹	180.77	303.53
Přezimování	1.871.e ⁻⁰¹	179.85	303.11
Larv. spec	6.266.e ⁻⁰²	183.26	304.65
Bioclim1	-3.447.e ⁻⁰¹	168.86	297.94
Bioclim2	-3.743.e ⁻⁰¹	165.59	296.33
Bioclim3	-2.094.e ⁻⁰¹	175.57	301.14
Bioclim4	-3.535.e ⁻⁰¹	167.87	297.46
Bioclim5	-3.654.e ⁻⁰¹	166.70	296.88
Bioclim6	-3.028.e ⁻⁰¹	171.13	299.03
Bioclim7	-3.468.e ⁻⁰¹	167.99	297.52
Bioclim8	-3.570.e ⁻⁰¹	167.68	297.36
Bioclim9	-0.28692	169.41	298.2
Bioclim10	-3.570.e ⁻⁰¹	167.68	297.36
Bioclim11	-3.397.e ⁻⁰¹	168.72	297.87
Bioclim12	2.020.e ⁻⁰¹	178.34	302.42
Bioclim13	1.835.e ⁻⁰¹	178.86	302.65

Bioclim14	1.741.e ⁻⁰¹	180.07	303.21
Bioclim15	-1.410.e ⁻⁰¹	181.66	303.93
Bioclim16	2.009.e ⁻⁰¹	178.03	302.28
Bioclim17	1.736.e ⁻⁰¹	180.21	303.27
Bioclim18	2.009.e ⁻⁰¹	178.03	302.28
Bioclim19	1.930.e ⁻⁰¹	179.29	302.85
comp1	-4.383.e ⁻⁰¹	169.37	298.19
comp2	2.807.e ⁻⁰¹	182.26	304.2

Ordinační analýza vykreslující sklony z TRIMu proti binomickým a bioklimatickým vlastnostem druhů naznačila pro druhy s kladnými sklony delší dobu letu, přezimování v pozdních vývojových stadiích, velkou mobilitu, větší velikost těla a fertilitu. jakož i tendenci tvořit populace o nízké denzitě. Jednalo se o druhy spíše chladnomilnější. Vztah sklonu k této ordinaci však vysvětlil jen minimální množství variability (1.7%) a nebyl statisticky významný ($F = 1.4$, $P = 0.205$).

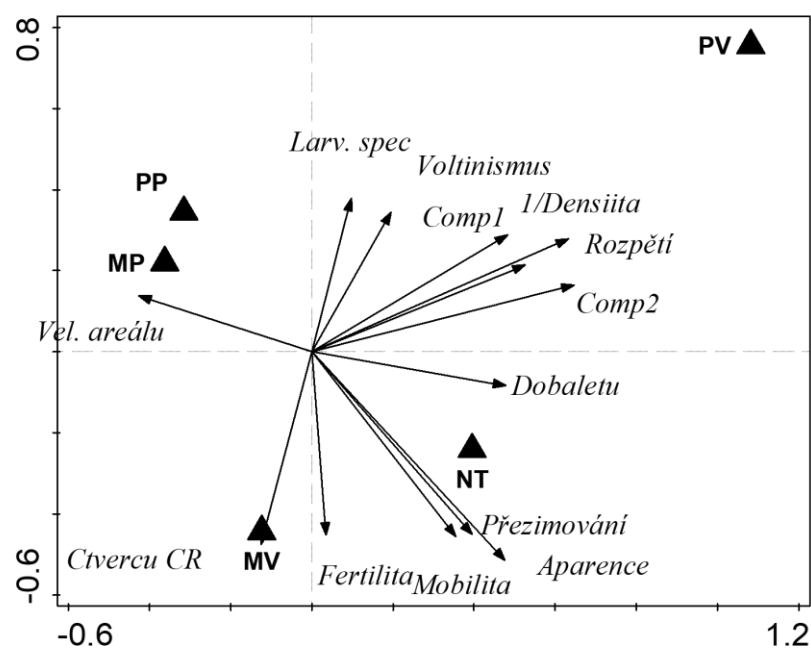
Analýza, do níž byl výsledný trend vykreslen jako pětistupňový faktor (Obr. 7) vysvětlila celkem 9.9 % variability v datech a statisticky významná byla (1. ordinační osa: $F=6.3$, $P=0.008$; všechny ordinační osy: $F=2.1$, $P=0.006$). Druhy, jejichž abundance se v čase nemění („bez trendu“; NT) přezimují v pozdním stadiu, vyskytují se v krajině na řídko, jsou málo potravně specializované, jsou vysoce mobilní a mají dlouhou dobu letu. Průkazně vzrůstající druhy obývají velký celkový areál, jsou spíše větší, chladnomilné a často se vyvíjejí na dřevinách. Druhy s průkazným, případně možným poklesem se vyznačují vlastnostmi, jež jsou opakem druhů bez trendu. Obývají malý počet síťových polí, tvoří populace o velkých denzitách, jsou potravní specialisté, mají nízkou fertilitu, krátkou dobu letu a přezimují jako vajíčka nebo housenky. Jsou spíše teplomilné a mají sklon obývat území s většími teplotními výkyvy. Zvláštní postavení zaujaly druhy s možným vzestupem – jejich těžiště bylo blízko středu ordinačního diagramu, blížily se však spíše klesajícím druhům.



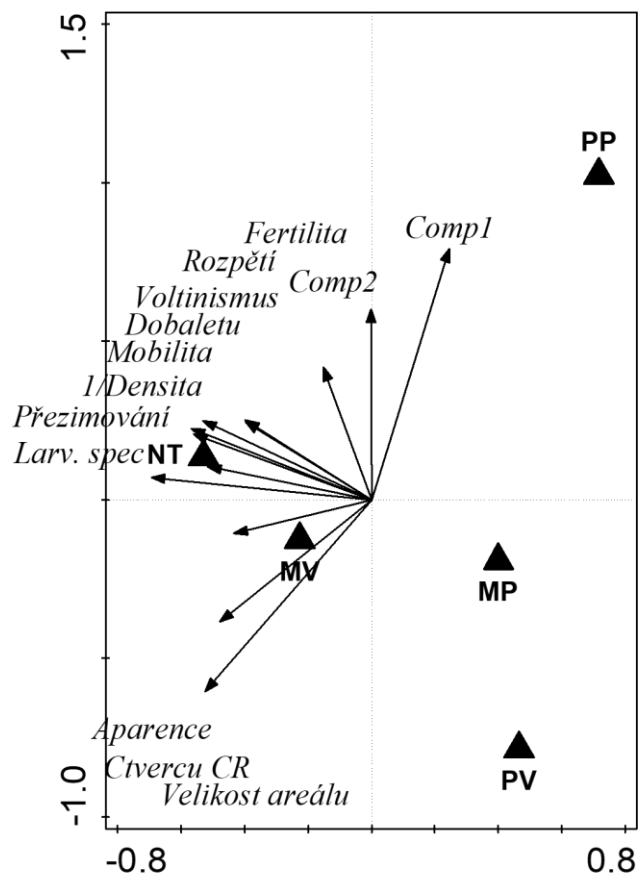
Obr. 7: Přímá ordinační (PCA) analýza trendů proti bionomickým a bioklimatickým vlastnostem. Druhy bez trendu (NT) přezimují v pozdním stadiu, jsou v krajině na řídko, j málo potravně specializované, vysoce mobilní a mají dlouhou dobu letu. Průkazně vzrůstající druhy (PV) obývají velký celkový areál, jsou větší, chladnomilné a vyvíjejí se na dřevinách. Druhy s průkazným nebo možným poklesem (PP, MP), se vyznačují vlastnostmi, opačnými druhů bez trendu (NT)- malý počet síťových polí, tvoří populace o velkých denzitách, jsou potravní specialisté, mají nízkou fertilitu, krátkou dobu letu, přezimují v dřívějších stadiích. Jsou teplomilné, snášejí většími teplotní výkyvy. Druhy s možným vzestupem (MV) se umístily blízko středu ordinačního diagramu. (eigenvalues kánonických os: 0.0752, 0.0156, 0.0070, 0.0016. První ordinační osa: $F=6.3$, $P=0.008$; všechny ordinační osy: $F=2.1$, $P=0.006$).

RDA analýza binomických a bioklimatických vlastností proti sklonům nebyla průkazná ani pro rezervace (eigenvalue jediné kánonické osy: 0,011, $F = 0.7$, $P = 0,703$), ani pro nechráněná území (0,005, $F = 0.4$, $P = 0,915$). RDA proti trendům (Obr. 8) pro rezervace rovněž nebyla signifikantní (eigenvalues kánonických os: 0,031; 0,016; 0,010; 0,006; F / P první kánonické osy: 1,8 / 0,058; F a P všech kánonických os: 0,9 / 0,53). Naopak pro nechráněná území (Obr. 9) výsledek signifikantní byl (eigenvalues: 0,045; 0,0233; 0,006; 0,004; F / P první osy: 3,5 / 0,07; F / P všech os: 1,6 / 0,04). Tento rozdíl v průkaznosti mohl souviset s vyšším počtem transektů z nechráněných území než z území

chráněných. Na obou výsledných ordinačních diagramech (Obr. 8,9) vidíme, že druhy bez trendu jsou asociovány s vlastnostmi, pokládané za vlastnosti generalistů: dlouhou dobou letu, velkou mobilitou, přezimováním v pozdním stadiu apod. Hlavní rozdíl mezi (nesignifikantní) ordinací pro rezervace a (signifikantní) ordinací pro volnou krajinu se týkal bioklimatických vlastností. V rezervacích vykazovaly průkazný vzestup druhy asociované s většími teplotami a menšími teplotními výkyvy, průkazný pokles pak druhy s velkým areálem, krátkou dobou letu, larválním vývojem na bylinách. Ve volné krajině naopak druhy asociované s vyššími teplotami a menšími teplotními výkyvy prokazovaly průkazný pokles, kdežto průkazný vzestup vykazovaly druhy asociované s nižšími teplotami a vyššími teplotními výkyvy, obývající větší areály. Druhy s možným poklesem a možným vzestupem skončily v signifikantní ordinaci pro volnou krajinu poblíž středu ordinačního diagramu.



Obr. 8: Přímá redundanční (RDA) analýza trendů proti bionomickým a bioklimatickým vlastnostem pro druhy v rezervacích. Druhy bez trendu (NT) spíše vlastnosti generalistů. Průkazný vzestup (PV) druhy asociované s většími teplotami a menšími teplotními výkyvy, průkazný pokles (PP) druhy s velkým areálem, krátkou dobou letu, larválním vývojem na bylinách. Eigenvalues kánonických os: 0,031; 0,016; 0,010; 0,006; F / P první kánonické osy: 1,8 / 0,058; F a P všech kánonických os: 0,9 / 0,53)



Obr. 9: Přímá redundanční (RDA) analýza trendů proti bionomickým a bioklimatickým vlastnostem pro druhy v nechráněné přírodě. Vlastnosti generalistů (dlouhá doba letu, velká mobilita, přezimování v pozdním stadiu, řídké rozmístění apod. bez trendu (NT) Druhy asociované s vyššími teplotami a menšími teplotními výkyvy měly průkazný pokles (PP), druhy s nižšími teplotami a vyššími teplotními výkyvy, obývající větší areály měly průkazný vzestup (PV). Druhy s možným poklesem (MP) a možným vzestupem (MV) poblíž středu ord. diagramu. (eigenvalues: 0,045; 0 .0233; 0.006; 0.004; F / P první osy: 3,5 / 0,07; F / P všech os: 1,6 / 0,04

5 Diskuse

Ve své práci shrnuji vůbec první výsledky transektového monitoringu denních motýlů České republiky. Stanovuji relativní abundance denních motýlů ve volné krajině a jejich meziroční populační trendy, které jsem schopen spočítat i pro chráněnou a nechráněnou krajinu a výsledky porovnat s bioklimatickými a bionomickými vlastnostmi jednotlivých monitorovaných druhů. Jedná se o data za prvních sedm let monitoringu, nacházíme se tedy na počátku celého úsilí. S přibývajícimi lety by měly přibývat i počty transektů, monitorovatelů a dat. S robustnějšími daty by se měly i zpřesňovat odhadnuté trendy početnosti.

5.1 Relativní počty monitorovaných motýlů

Pět nejpočetnějších druhů je pouze zlomek (3,9%) ze všech druhů a přesto obsáhl 46.3 % veškerých pozorování, toto množství řádově překračuje abundance méně početných druhů. Zároveň 17 % nejpočetnějších druhů tvoří přibližně 80 procent abundance celkového počtu všech jedinců. Graf abundancí jednotlivých druhů motýlů (Obr. 2) tedy odpovídá přibližně log-lineárnímu modelu (srov. např. Blackburn *et al.* 1998).

O druzích s vysokými abundancemi lze tvrdit, že jim naše krajina umožňuje vytvořit početné a plošně rozšířené populace. Druhy, obsazující první příčky abundancí i v jednotlivých letech monitoringu jsou většinou široce rozšíření generalisté, dosud nacházející množství vhodných biotopů (nejčastěji mezofilní až ruderalizované trávníky), a to navzdory změnám v krajině a úbytku hmyzu posledních desetiletí (Čížek *et al.* 2012; Konvička *et al.* 2016b) Jsou to např. okáč bojínkový (*Melanargia galathea*), o. luční (*Maniola jurtina*), modrásek jehlicový (*Polyommatus icarus*). U druhu agrocenóz běláška řepového (*Pieris rapae*) se lze domnívat, že mu vyhovuje masové pěstování řepky olejky v posledních letech (srov. Rotem, Agrawal & Kott 2003). Následovaly druhy, které se v některých letech prosadily i mezi první pěticí a jež mohou být i náročnější, ale spojuje je společná schopnost tvořit početné lokálně ohraničené populace, vázané na lokalitu, nebo živnou rostlinu. Takovými případy jsou např. modrásek černolemý (*Plebejus argus*), nebo m. vikvicový (*Polyommatus coridon*), oba vázaní na stepi, vřesoviště a písčiny (srov. Brereton *et al.* 2008; Rosin *et al.* 2011). V této skupině se objevovaly i motýli migrující (babočka admirál (*Vanessa atalanta*), bělásek zelný (*Pieris brassicae*)), či široce rozšíření, obývající hojná stanoviště typu lesních světlin, lemů a podobně (např. babočka paví oko

(*Inachis io*), žluťásek řešetlákový (*Gonopteryx rhamni*) (Mapování a ochrana motýlů České republiky 2017).

Druhy, jež dosáhly vysokých frekvencí (vyskytly se na vysokém podílu transektů, Obr. 3), nemusejí být ve skutečnosti početné. Mohou tvořit řidší populace, žijící však v krajině plošně. Neplatí to samozřejmě vždy, motýli dosahující masových počtů, jako např. bělásek řepový (*Pieris rapae*) nebo okáč luční (*Maniola jurtina*), nutně musejí obsadit první příčky obou kritérií. Platí pro ně, že nacházejí v krajině dosud dostatek stanovišť a krajina je pro ně současně prostupná (Schultz *et al.* 2017). Vysokých frekvencí při relativně nízkých abundancích dosahovaly migrující druhy, jako babočka bodláková (*Vanessa cardui*). Ta sice byla vidána na všech 36 transektech, ale celkově pouze v počtu 1416 jedinců. V poslední době bylo publikováno několik prací, které si všimly, že abundance motýlů nemusí být s frekvencí v krajině příliš silně korelovány, případně že tato dvě kritéria hojnosti mohou být v rozporu (Cowley, Thomas & Roy 2001; Päivinen *et al.* 2005; Bartoňová, Beneš & Konvička 2014). Nejnověji ukázali Schultz *et al.* (2017) že vztah mezi abundancí a rozšířením jednotlivých druhů je výslednicí nabídky preferovaných biotopů v krajině a prostupnosti krajiny mezi nimi.

Některé druhy byly zaznamenány jen na malém počtu transektů a v nízkém počtu jedinců. Nemusí se jednat pouze o motýly na našem území chráněné, ohrožené, či nepočetné. Transektový monitoring nedokáže správně podchytit například druhy kryptické, případně obývající specializované niky. Takovým případem je bělopásek topolový (*Limenitis populi*), který žije ve stromovém patře (Živa – Co víme a nevíme o bělopáscích rodu *Limenitis*? 2017) a pro jeho sledování není transektový monitoring vhodnou metodou (viz kap. 2.2). Biotopový specialisté jako bělopásek tavolníkový (*Neptis rivularis*) (Konvička, Nedvěd & Fric 2002), hnědásek rozrazilový (*Melitaea diamina*) (Fric *et al.* 2010) nebo horští okáči rodu *Erebia* (srov. Beneš, Kuras & Konvička 2000) jsou vázání na speciální stanoviště, kde mohou být velmi početní nebo vytvářet masové lokální populace (v prvním případě mokřady jihočeských pánví, ve druhém rašelinné louky na jihozápadě republiky, ve třetím horské oblasti nad cca 700 m. n. m. srov. Beneš *et al.* 2002). Jsou zde ale samozřejmě i druhy vzácné či ohrožené, jejichž nízké abundance i frekvence skutečně poskytují informaci o jejich skutečných stavech. Jedná se o motýly, jako např. perleťovec maceškový (*Argynnis niobe*), který je vázaný na rozsáhlá území tradičně obhospodařované pastevní krajiny, a patří mezi naše nejrychleji ustupující motýly

(Spitzer, Beneš & Konvička 2009). Stejně rychle ubývají soumračník bělopásný (*Pyrgus alveus*), druh oligotrofních podhorských pastvin vyžadující plošky obnažené horniny; modrásek komonicový (*Polyommatus dorylas*) přežívající na poslední lokalitě v Bílých Karpatech; jasoň červenooký (*Parnassius apollo*), žijící na jediné reintrodukované lokalitě (Konvička & Kuras 1999); nebo teplomilný pestrokřídlec podražcový (*Zerynthia polyxena*) (Beneš *et al.* 2002).

Pokud základní statistiky vypočteme pouze pro lokality, které měly více než 50 návštěv (Tab. II), zjistíme, že se mezi prvních 5 druhů opět dostali stejní generalisté (*Maniola jurtina*, *Pieris rapae*, *Coenonympha pamphila*, *Aphantopus hyperantus* a *Polyommatus icarus*). Nejfrekventovanějšími byli opět druhy plošně rozšířené, oproti prvnímu datasetu zde navíc byla v přírodě všudypřítomná babočka admirál (*Vanessa atalanta*), nebo dosud hojně rozšířený bělásek řeřichový (*Anthocharis cardamines*) obývajících nivní nebo vlhčí louky pahorkatin a podhůří. Po redukci dat na transektu chozené po celých 7 let (116 druhů) na prvních příčkách abundancí nahradil okáče prosíčkového (*Aphantopus hyperantus*) jiný hojný okáč, o. bojínkový (*Melanargia galathea*) (6,9 %), jehož hranice výskytu se v posledních letech posouvá i do horských oblastí (Mapování a ochrana motýlů České republiky 2017).

Prvních pět nejpočetnějších druhů i pro oba tyto případy upravených dat zaujalo téměř 50 procent celkové početnosti motýlů (47.5 % a 47.4 %; Tab. II). I takto redukovaná data tudíž poskytují shodný obraz jako data celková. Odstranění transektů, které nedosahovaly minimálního počtu 50 návštěv, případně nebyly navštěvovány po celou dobu transektového sčítání, by mělo v případě dlouhodobého monitoringu celková data „zpřesnit“, na druhé straně by každá další redukce dat ztížila výpočet časových trendů. Proto se pro další výpočty používala data celková.

5.2 Celkové trendy

Rigorózní určení časových trendů, založené na tom, že početnost druhu v čase stoupala nebo klesala a současně byl lineární trend pro vysvětlení abundancí vhodnější než meziroční fluktuace, ukázalo na průkazný pokles nebo vzestup u pouhých devíti a sedmi druhů denních motýlů (Tab. III). U 30 motýlů pak nebyl žádný pokles či vzrůst zjištěn (nebo byl jeho sklon tak malý, že jsem ho nepokládal za biologicky významný). Touto logikou zbylo 46 druhů, u nichž nelze vrůst nebo pokles početnosti v čase vyloučit,

současně však nelze rozhodnout, zda není projevem meziročních fluktuací početnosti. Tyto druhy jsem klasifikoval jako motýly s „možnými“ trendy. Jde samozřejmě o hodnocení velmi předběžné, které zpřesní jen další léta monitoringu a zvýšení počtu transektů. Motýli s „možnými“ trendy nějaké směřované posuny početnosti vykazovali, sedm let však je velmi krátká doba na rozhodnutí, jak jsou tyto posuny spolehlivé. Kdybych tyto druhy označil za druhy bez trendu, působila by česká fauna motýlů pozoruhodně neměnně ve srovnání se zjištěními ze zemí, kde transektový monitoring probíhá po mnoho let. Naopak, když jsem sečetl průkazný a možný vrůst, respektive pokles, získal jsem 24 druhů (26,1%), jejichž početnost vzrostla a 38 druhů (41,3%), jejichž početnost klesla. Takový poměr je bližší výsledkům z mnoha evropských zemí (Thomas 2005; Van Dyck *et al.* 2009; Ekroos *et al.* 2010) a je i v souladu s poznatky o jiných skupinách organismů středoevropské krajiny (Svensson *et al.* 2000; Hallmann *et al.* 2017; Donald, Green & Heath 2001).

Ke druhům s jednoznačně či pravděpodobně klesajícím trendem patřili jak motýli ohrožení (např. okáč kluběnkový (*Erebia aethiops*) či modrásek kozincový (*Glaucopsyche alexis*) (Hejda, Farkač & Chobot 2017), tak druhy pokládané za všeobecně hojné (např. babočka síťkovaná (*Araschnia levana*) nebo soumračník čárečkovaný (*Thymelicus lineola*); srov. Čížek *et al.* 2012). I v této skupině byly druhy, které se na transektech vyskytovaly ve vysokých abundancích (např. modrásek černolemý (*Plebejus argus*) či s velkou frekvencí (např. bělásek řepkový (*Pieris napi*), okáč prosíčekový (*Aphantopus hyperantus*)).

Obdobně pro druhy se stoupajícími trendy neplatí, že by se jednalo o sourodou skupinu s podobnými nároky na prostředí. Byli zde jak motýli tvořící nepříliš početné sedentární populace, jako modrásek podobný (*Plebejus argyrognomon*) druhy, které jsou legislativně chráněny, jako např. otakárek ovocný (*Iphiclides podalirius*), modrásek očkovaný (*Phengaris teleius*) a m. bahenní (*Phengaris nausithous*) (v případě modrásků rodu *Phengaris* dokonce evropskou legislativou). Samozřejmě sem spadly mnohé všeobecně rozšířené druhy – například soumračník metlicový (*Thymelicus sylvestris*) (Mapování a ochrana motýlů České republiky 2017) – jakož i druhy hojné a migrující (např. babočka kopřivová (*Aglais urticae*), (Konvička *et al.* 2003).

Protože ale byla data chráněné krajiny, kde jsou transekty vybírány záměrně analyzována dohromady s daty pro volnou krajinu, bylo vhodné je rozdělit na dva soubory a analýzu zopakovat.

5.3 výsledky trendů po rozdělení na chráněnou a nechráněnou krajinu

Po rozdělení dat na transekty z chráněných území a nechráněné krajiny bylo možné určit trendy pro menší počet druhů (80 chráněná území, 75 nechráněná krajina). To je dáno menším počtem transektů a tím pádem i pozorování druhů (Tab. IV).

V chráněných územích dle trendů ubývá babočka bílé c (*Polygonia c-album*), a ohniváček černokřídlý (*Lycaena phlaeas*). Abundance těchto druhů se zároveň nemění v nechráněné krajině. Babočka bílé c je druh obývající křovinaté biotopy a současně jeden z motýlů, který rychle postupuje k severu vlivem globálního oteplení (Parmesan *et al.* 1999; Fox *et al.* 2001). Ohniváček černokřídlý je tažný druh, jehož housenky se živí různými šťovíky (*Rumex*), které zarůstají zejména neudržované plochy, s jejichž úbytkem v různých krajích Evropy klesá jeho abundance (León-Cortés, Cowley & Thomas 2000). Ve volné krajině přibývají perleťovec velký (*Argynnis aglaja*), a perleťovec dvanáctitečný (*Boloria selene*), druhy žijící na lesních prolukách, mezofilních loukách či v křovinaté, zarůstající krajině. V rezervacích naopak přibývá otakárek ovocný (*Iphiclides podalirius*), vázaný na výslunné stráně, holé skalky a stepi, a modrásek podobný (*Plebejus argyrognomon*), žijící na stepních až lesostepních biotopech. Tito dva motýli v nechráněné krajině ubývají. Dalším druhem, který průkazně v nechráněné přírodě ubývá a v rezervacích nemá žádný trend je modrásek tmavohnědý (*Aricia agestis*). Vyhovuje mu mozaikovitá krajina, obývá spíše zarůstající lomy nebo stepi pozdějších sukcesních stadií, možná proto neměl na území rezervací žádný trend (Mapování a ochrana motýlů České republiky 2017).

Popisované rozdíly mezi rezervacemi a volnou krajinou by mohly ukazovat, že v monitorovaných rezervacích péče o tato území, zejména údržba bezlesí prováděná čím dál častěji mozaikovitou formou, s ohledem na hmyz (srov. Davies *et al.* 2007; van Swaay *et al.* 2012; Bubová *et al.* 2016) vyhovuje citlivějším druhům motýlů nelesních stanovišť. Naopak v nechráněné krajině prosperují motýli degradovanějších trávníků, ruderálních porostů, lesních lemů a podobně. V chráněné krajině se např. zjišťoval vliv seče, pastvy, opuštění a různých kombinací těchto zásahů na biodiverzitu cévnatých rostlin a živočichů na 34 plochách. Výsledky ukázaly, že složení druhů rostlin bylo ovlivněno sečením, pasením a smíšeným managementem, zatímco složení motýlů sečí a pasením. To může naznačovat, že konzervační management by měl zahrnovat tradiční postupy, které historicky přispěly k tvorbě biologické rozmanitosti polopřírodních louček, že ne všechny

typy managementu (pastva x seč) jsou vhodné jak pro motýly, tak pro vegetaci a důležitá je hlavně heterogenita a mozaika v jejich použití (Melliger, Rusterholz & Baur 2017).

Öckinger *et al.* (2006) objevili podobné výsledky jako my. Zjistili, že na území rezervací a nechráněné krajiny ve Švédsku ubývá přibližně stejný počet druhů motýlů, a že s tím, jak se zvyšuje pokrytí stromy a křovinami, ubývá počet druhů. Příliš intenzivní management není vhodný, počty druhů nejrychleji stoupají v ranně sukcesních stadiích nebo během pastvy, ale jakmile lokalita opět zarůstá, začnou klesat. Pouze vhodný management na území rezervací nedokáže zabránit degradaci biodiverzity až extinkci. Warren (1993) proto doporučuje zajistit zejména ve fragmentované krajině vhodný počet biokoridorů a propojení mezi polopřirodními motýlími stanovišti. Ve Velké Británii se ukazuje, že druhy motýlů a ptáků, které se momentálně šíří k severu, při svém pohybu často využívají stávající chráněná území, která splňují ekologické požadavky mnoha živočichů. U sedmi druhů motýlů a ptáků, pro které se studie dělala, se kolonizace chráněného území potvrdila průměrně 4,2 x častěji, než se očekávalo. Také se zjistilo, že 40 % všech kolonizací nového území zabíralo pouze 8 % povrchu, který byl zároveň chráněným územím. Vhodné je tedy věnovat pozornost lokalitám, které by mohly posloužit jako budoucí habitat kolonizujícího druhu. I když druh tuto lokalitu může jistě využít neohledě na její právní status, její ochrana zvýší pravděpodobnost, že se tak opravdu stane (Thomas *et al.* 2012). Důkazů o potřebnosti heterogenní krajiny pro hmyz je z poslední doby celá řada (Šlancarová *et al.* 2014; Samu *et al.* 2016) a dokonce i v lesní krajině jsou co do abundance a diverzity hmyzu bohatší světliny a lemy, než homogenní úseky stinného lesa (Konvička, Čížek & Benes 2004, Šebek *et al.* 2016).

5.4 Porovnání trendu s bionomickými a bioklimatickými vlastnostmi

Zajímavým zjištěním z porovnání trendů jednotlivých druhů s jejich bioklimatickými a bionomickými vlastnostmi byla praktická absence statisticky významných výsledků pro bionomii (jediným nalezeným vztahem byl vztah k počtu obsazených mapových polí v ČR, což není bionomická vlastnost v pravém slova smyslu), ve srovnání s vlastnostmi bioklimatickými. I když opět může jít o vliv malého počtu transektů, silný vliv „klimatických nik“ druhů na jejich rozšíření se prokázal i v nových analýzách, srovnávající ohrožení motýlů s jejich bionomií na škále celé Evropy (Essens *et al.* 2017). Citovaná práce zjistila vedle klimatu statistickou závislost jen pro dvě bionomické vlastnosti, a to pro velikost těla a počet vajíček, obojí však až na sekundární ordinační ose.

Slabá vypovídací hodnota bionomických proměnných je překvapivá především proto, že Bartoňová, Beneš & Konvička (2014) ukázali na slabý, ale statisticky významný vztah mezi bionomickými vlastnostmi (pojatými jako kontinuum od specialistů ke generalistům) a rozšířením, stejně jako změnou v rozšíření, denních motýlů v ČR. Rozšíření měřila počtem obsazených čtverců. Mnou zjištěný odlišný výsledek na úrovni abundancí může být dán i tím, že prakticky všechny druhy, pro něž bylo možné spočítat trendy, jsou druhy středně až velmi široce rozšířené. Bylo by vhodné zjistit, zda se vlastnosti, jež rozhodují o meziroční abundanci hojných druhů, neliší od vlastností, které souvisejí s přežíváním na posledních lokalitách (srov. Franzén *et al.* 2013). Hypoteticky by meziroční abundanci mohly ovlivňovat bionomické vlastnosti, které Bartoňová, Beneš & Konvička (2014) nezahrnuli do tabulky vlastností – nabízí se potravní nároky dospělců (Hardy *et al.* 2007), jejich dlouhověkost (Bubová *et al.* 2016) a podobně.

Srovnání trendů a vlastností (Obr. 7, 8, 9) ukázalo, že druhy, jejichž abundance se nemění, spojují vlastnosti typické pro klasické generalisty. Jinými slovy, mobilní druhy s širokou potravní valencí, vysokou fertilitou, přezimováním v pozdních stádiích atd., abundanci neměnily, respektive fluktovaly s takovým rozptylem, že u nich sedmileté trendy nešly detekovat. To je v rozporu s prvními zjištěními z britského Butterfly Monitoring Scheme, publikovanými v 70. – 80. letech minulého století (Heath *et al.* 1984), kdy právě úbytky hojných druhů vyprovokovaly zájem o ochranu motýlů v Anglii a zbytku západní Evropy. Neměnný stav u generalistů v ČR oproti Británii a Holandsku 70-90. let lze předběžně vysvětlit několika faktory. Za prvé, v Británii (a částečně Nizozemí) sice detekovali úbytky hojných druhů po několika málo letech monitoringu, ale protože měli (ve srovnání s dneškem) mnohem primitivnější statistické metody a současně analyzovali kvalitnější terénní data. Monitorovalo se jednou týdně, bez vynechaných návštěv a podobně. V takových datech mohly být trendy lépe detekovatelné. Dále, první monitorovací projekty pocházejí ze 70. - 80. let, což byla podle Post War Agriculture (2017) doba nejrychlejšího vzrůstu intenzifikace zemědělství všude v Evropě. Tehdy mohly být změny na fauně skutečně markantní i v relativně krátkých časových úsecích. Konečně, i mnohé z tehdy zjištěných trendů se v delších časových úsecích ukázaly být pouhými fluktuacemi početnosti. Odlišit tyto dvě možnosti právě dnešní statistické programy umožňují poměrně spolehlivě.

Naproti tomu vztah k bioklimatickým vlastnostem ukázal na pokles teplomilnějších druhů. Tento výsledek jako by byl v rozporu s mnoha zjištěními ohledně globálního oteplování, podle nichž by teplomilných druhů mělo naopak přibývat (Hughes 2000; Berthe *et al.* 2015). Na různých skupinách, zejména na ptácích, se ale ukázalo, že je třeba brát v potaz interakci měnícího se klimatu (typicky oteplování) a měnící se krajiny. Opouštění venkovské krajiny, vzrůst rozlohy lesů a podobně totiž všude v Evropě podporuje druhy pozdějších sukcesních stadií (ptáci Evropy: Gregory *et al.* 2007, ptáci ČR: Reif *et al.* 2008). To že v důsledku změny klimatu a vlivu člověka dochází k výrazným změnám, potvrdila i novější práce, zjišťující změny biodiverzity celé avifauny Finska mezi lety 1974–1989 a 2006–2010. Ukazuje, že se složení ptačích společenstev výrazně změnilo, 37,0% druhů vykazovalo nárůst a 34,9% pokles počtu obsazených čtverců, a celkem 95,7% všech druhů (225/235) vykazovalo změny buď v počtu obsazených čtverců, nebo došlo ke změně jejich rozšíření (Virkkala & Lehikoinen 2017). Podobná práce, ale týkající se motýlů v severněji položených areálech Balkánu zjistila, že se zarůstáním krajiny dochází k expanzi eurosibiřských (tedy „severních“) druhů, které mají méně generací, přezimují v dřívějších stadiích a rozvíjejí se na keřích, dřevinách nebo travinách. Tyto druhy mají tendenci nahrazovat na lokální úrovni druhy mediteránní (Šlancarová *et al.* 2016).

Srovnání výsledků pro chráněnou a nechráněnou krajinu tedy napovídá, že v běžné nechráněné krajině pokračuje působení faktorů, které podporují mezofilní druhy a druhy pokročilejších sukcesních stadií proti druhům teplomilnějším a že zarůstání krajiny jako by pufrovalo vlivy teplejšího klimatu. Bohužel jsou výsledky nedostatečně průkazné, což může být dáno malým objemem dat. Rozhodně se však jedná o pozoruhodnou „stopu“, kterou by měly příští analýzy sledovat.

Za samostatné úsilí by rovněž stála analýza trendů z transektů procházejících různými typy biotopů. Ne všechny rezervace jsou stejné a mají podobný management, mohou se i podobat nechráněné krajině. Bylo by proto záhodno rezervace a nechráněnou přírodu kategorizovat na základě společných vlastností a habitatu a poté provést porovnání s bionomickými a bioklimatickými vlastnostmi. Nízký počet transektů by však umožnil jen tu nejhrubší kategorizaci (lesní a nelesní krajina, případně pole – louky – les). Dokud se počet transektů nepodaří zvýšit, budou takto sofistikované analýzy zajímavým statistickým cvičením, ale těžko mohou aspirovat na odhalení klíčových jevů ovlivňujících českou či středoevropskou přírodu.

5.5 Doporučení pro budoucí monitoring

Pro budoucí léta monitoringu je naprosto nutné zvýšit počet transektů, nejen umístěných do různých typů prostředí chráněné i nechráněné krajiny, ale i umístit více transektů do zajímavých lokalit. Malý počet transektů umístěných do zvláštních oblastí výskytu zkrusuje informace o skutečné velikosti populací lokálně jinak hojných druhů. Bylo by vhodné transekty vézt i horskými oblastmi, případně mokřady či rašelinnými loukami, aby se podchytily i abundance druhů, jež byly v mé práci neanalyzovatelné, případně v datech úplně chyběly.

Pro zvýšení efektivity především doporučuji zakládat kratší transekty. Transekty vedené v České republice jsou v průměru delší, než ty např. ve Velké Británii (Pollard & Yates 1993) a jejich monitoring zabere přibližně 2 hodiny času. Připočteme-li k tomu dopravu na místo a návrat (ne všechny transekty jsou založeny jako okružní trasy), mohou 3-4 hodiny, tedy vlastně půlden trávený na transektu třikrát do měsíce, časem nemotivovat i toho nejmotivovanějšího dobrovolníka. Dle mého soudu by transekt neměl trvat víc než 2 hodiny i s dopravou, aby je monitorovatelé mohli zvládnout po běžné pracovní době a nemuseli jim obětovat např. víkendy.

Je nutné udržet minimálně stejný počet transektů, ještě lépe jejich počet zvyšovat. Pro lepší výsledky monitoringu je nutno jednotlivé transekty monitorovat po co nejvíce let a nevynechávat návštěvy. Je třeba aktivněji informovat amatérskou i odbornou veřejnost a získat tak mezi řady monitorovatelů nové lidi. V souvislosti s tím budou výsledky formou článku odeslány do sb. Příroda, připravuje se časopis Živa a Fórum ochrany přírody. Úspěšné monitorovací projekty informují své spolupracovníky každý rok o průběžných výsledcích (formou dopisu, malého sborníčku). Pro český systém 36 transektů se každoroční vydávání sborníčku zdá zatím zbytečné, jakmile však počet transektů násobně vzroste, bude nezbytné. Otázkou též je dlouhodobé financování projektu. V letech 2011-2016 financoval monitoring Operační program Životního prostředí, rok 2017 byl financován ze zdroje Entomologického ústavu Biologického centra AV ČR a připravuje se nový OPŽP.

6 Závěr

V práci byly zjištěny trendy 92 druhů denních motýlů a trendy 80 druhů motýlů na území chráněné a nechráněné krajiny. Tyto trendy byly porovnány i s bionomickými a bioklimatickými vlastnostmi druhů. Byť se jedná zatím pouze o výsledky ze začátku transektového monitoringu motýlů v České republice, lze je brát jako jakýsi přehled toho, jak se bude s daty v budoucnu pracovat, jaké metody, analýzy a postupy se budou používat. Práce ukázala, že se jedná o data nepochybně cenná, poskytující první vhled a varování v případě druhů, u kterých doposud ubývání nebylo pozorováno, nebo pokládaných za všeobecně hojně. Práce obsahuje doporučení, jak by bylo vhodné monitoring v budoucnu vylepšit a jak s daty pracovat.

7 Zdroje

- Akaike, H. (1974) A new look at the statistical model identification. *IEEE Transactions on Automatic Control*, **19**, 716–723.
- Antrop, M. (2004) Landscape change and the urbanization process in Europe. *Landscape and Urban Planning*, **67**, 9–26.
- Art Shapiro's Butterfly Site [online]. [cit. 2017-12-07]. Dostupné z: <http://butterfly.ucdavis.edu/>
- Barlow, J., Gardner, T. A., Araujo, I. S., Ávila-Pires, T. C., Bonaldo, A. B., Costa, J. E., ... & Hoogmoed, M. S. (2007). Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary, and plantation forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **104**, 18555-18560.
- Bartoňová, A., Beneš, J. & Konvička, M. (2014) Generalist-specialist continuum and life history traits of Central European butterflies (Lepidoptera) - are we missing a part of the picture? *European Journal of Entomology*, **111**, 543–553.
- Beneš, J., Čížek, O., Dovala, J. & Konvička, M. (2006) Intensive game keeping, coppicing and butterflies: The story of Milovický Wood, Czech Republic. *Forest Ecology and Management*, **237**, 353–365.
- Beneš, J., Kuras, T. & Konvička, M. (2000) Assemblages of mountainous day-active Lepidoptera in the Hruby Jeseník Mts, Czech Republic. *Biologia*, **55**, 159–167.
- Beneš J., Konvička M., Dvořák J., Fric Z., Havelda Z., Pavlíčko A., V.V. & Z., W. (2002) *Motýli České Republiky: Rozšíření a Ochrana*.
- Beneš, J., Kepka, P. & Konvička, M. (2003) Limestone Quarries as Refuges for European Xerophilous Butterflies. *Conservation Biology*, **17**, 1058–1069.
- Berthe, S.C.F., Derocles, S.A.P., Lunt, D.H., Kimball, B.A. & Evans, D.M. (2015) Simulated climate-warming increases Coleoptera activity-densities and reduces community diversity in a cereal crop. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **210**, 11–14.

- Blackburn, T.M., Gaston, K.J., Greenwood, J.J.D. & Gregory, R.D. (1998) The anatomy of the interspecific abundance-range size relationship for the British avifauna: II. Temporal dynamics. *Ecology Letters*, **1**, 47–55.
- Bleser, C.A. & Swengel, A.B. (1993) *Status Survey, Management and Monitoring Activities for the Karner Blue Butterfly (Lycaeides Melissa Samuelis) in Wisconsin, 1990-1992*. Bureau of Endangered Resources, Wisconsin Department of Natural Resources.
- Bonebrake, T.C. & Sorto, R. (2009) Butterfly (Papilionoidea and Hesperioidea) rapid assessment of a coastal countryside in El Salvador. *Tropical Conservation Science*, **2**, 34–51.
- Carroll, S. S., & Pearson, D. L. (1998). Spatial modeling of butterfly species richness using tiger beetles (Cicindelidae) as a bioindicator taxon. *Ecological Applications*, **8**, 531-543.
- Ter Braak, C.J.F. & Smilauer, P. (2012) CANOCO (version 5): Software for multivariate data exploration, testing and summarization. *Microcomputer Power, Ithaca, NY, USA*.
- Brereton, T.M., Warren, M.S., Roy, D.B. & Stewart, K. (2008) The changing status of the Chalkhill Blue butterfly *Polyommatus coridon* in the UK: The impacts of conservation policies and environmental factors. *Journal of Insect Conservation*, **12**, 629–638.
- Brown, J. a & Boyce, M.S. (1998) Line transect sampling of Karner blue butterflies (*Lycaeides melissa samuelis*). *Environmental and Ecological Statistics*, **5**, 81–91.
- Brussard, P.F. & Ehrlich, P.R. (1970) Contrasting population biology of two species of butterfly. *Nature*, **227**, 91–92.
- Bubová, T., Kulma, M., Vrabec, V. & Nowicki, P. (2016) Adult longevity and its relationship with conservation status in European butterflies. *Journal of Insect Conservation*, **20**, 1021–1032.
- Čížek, O., Bakesová, A., Kuras, T., Beneš, J. & Konvička, M. (2003) Vacant niche in alpine habitat: The case of an introduced population of the butterfly *Erebia epiphron* in the Krkonoše Mountains. *Acta Oecologica*, **24**, 15–23.

- Čížek, O., Zámečník, J., Tropek, R., Kočárek, P. & Konvička, M. (2012) Diversification of mowing regime increases arthropods diversity in species-poor cultural hay meadows. *Journal of Insect Conservation*, **16**, 215–226.
- Čížek O., Malkiewicz A., Beneš J. & Tarnawski D. (eds) (2015): *Denní motýli v Krkonoších, atlas rozšíření / Motyle dzienne w Karkonoszach, atlas rozmieszczenia*.
- Cowley, M., Thomas, C.D. & Roy, D.B. (2001) Density – distribution relationships in British butterflies . I . The effect of mobility and spatial scale. *Journal of Animal Ecology*, **70**, 410–425.
- Davies, H., Brereton, T.M., Roy, D.B. & Fox, R. (2007) Government targets for protected area management: Will threatened butterflies benefit? *Biodiversity and Conservation*, **16**, 3719–3736.
- Davies, Z.G., Wilson, R.J., Brereton, T.M. & Thomas, C.D. (2005) The re-expansion and improving status of the silver-spotted skipper butterfly (*Hesperia comma*) in Britain: A metapopulation success story. *Biological Conservation*, **124**, 189–198.
- 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., Isaac, N.J.B., Roy, D.B., Hardy, P.B., Fox, R. & Asher, J. (2006) The effects of visual apparency on bias in butterfly recording and monitoring. *Biological Conservation*, **128**, 486–492.
- Devries, P.J., Murray, D. & Lande, R. (1997) Species diversity in vertical , horizontal , and temporal dimensions of a fruit-feeding butterfly community in an Ecuadorian rainforest. , 343–364.
- DeVries P, Murray D, L.R. (1997) Species diversity in vertical, horizontal, and temporal dimensions of a fruit-feeding butterfly community in an Ecuadorian rainforest. *Biological Journal of the Linnean Society*, **62**, 343–364.
- Disney, R.H.L. (1982) Collecting methods and the adequacy of attempted fauna surveys, with reference to the Diptera. *Field Studies*, **5**, 607–621.

- Donald, P.F., Green, R.E. & Heath, M.F. (2001) Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, **268**, 25–29.
- DOVER, J., SOTHERTON, N. & GOBBETT, K. (1990) Reduced pesticide inputs on cereal field margins: the effects on butterfly abundance. *Ecological Entomology*, **15**, 17–24.
- Van Dyck, H., Van Strien, A.J., Maes, D. & Van Swaay, C.A.M. (2009) Declines in common, widespread butterflies in a landscape under intense human use. *Conservation Biology*, **23**, 957–965.
- Ehrlich, P.R. & Hanski, I. (2004) *On the Wings of Checkerspots: A Model System for Population Biology*. Oxford University Press.
- Ekroos, J., Heliölä, J. & Kuussaari, M. (2010) Homogenization of lepidopteran communities in intensively cultivated agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology*, **47**, 459–467.
- Essens, T., van Langevelde, F., Vos, R.A., Van Swaay, C.A.M. & WallisDeVries, M.F. (2017) Ecological determinants of butterfly vulnerability across the European continent. *Journal of Insect Conservation*, **21**, 439–450.
- Fick, S.E. & Hijmans, R.J. (2017) WorldClim 2: new 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, **37**, 4302–4315.
- Fleishman, E., Austin, G.T. & Weiss, A.D. (1998) An empirical test of Rapoport's rule: Elevational gradients in montane butterfly communities. *Ecology*, **79**, 2482–2493.
- Ford, E.B. (1945) Butterflies. *Butterflies*.
- Forister, M.L. & Shapiro, A.M. (2003) Climatic trends and advancing spring flight of butterflies in lowland California. *Global Change Biology*, **9**, 1130–1135.
- Fox, R., Brereton, T., Asher, J., Botham, M.S., Middlebrook, I., Roy, D.B. & Warren, M.S. (2015) The State of the UK's Butterflies 2015. *Butterfly Conservation*.
- Fox, R., Warren, M., Harding, P., Asher, J., Jeffcoate, G. & Jeffcoate, S. (2001) The millennium atlas of butterflies in Britain and Ireland. *British Wildlife*, **12**, 173–178.

- Franzén, M., Nilsson, S.G., Johansson, V. & Ranius, T. (2013) Population Fluctuations and Synchrony of Grassland Butterflies in Relation to Species Traits. *PLoS ONE*, **8**.
- Fric, Z., Hula, V., Klímová, M., Zimmermann, K. & Konvička, M. (2010) Dispersal of four fritillary butterflies within identical landscape. *Ecological Research*, **25**, 543–552.
- 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.
- Garden Butterfly Survey 2017* [online]. [cit. 2017-11-07]. Dostupné z: <https://web69.secure-secure.co.uk/gardenbutterflysurvey.org/index.php>
- Gregory, R.D., Voríšek, P., Van Strien, A., Gmelig Meyling, A.W., Jiguet, F., Fornasari, L., Reif, J., Chylarecki, P. & Burfield, I.J. (2007) Population trends of widespread woodland birds in Europe. *Ibis*, pp. 78–97.
- Gripenberg, S., Hamer, N., Brereton, T., Roy, D.B. & Lewis, O.T. (2011) A novel parasitoid and a declining butterfly: Cause or coincidence? *Ecological Entomology*, **36**, 271–281.
- Hallmann, C.A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., Stenmans, W., Müller, A., Sumser, H., Hörren, T., Goulson, D. & De Kroon, H. (2017) More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLoS ONE*, **12**.
- Hamer, K.C., Hill, J.K., Benedick, S., Mustaffa, N., Sherratt, T.N., Maryati, M. & Chey, V.K. (2003) Ecology of butterflies in natural and selectively logged forests of northern Borneo: The importance of habitat heterogeneity. *Journal of Applied Ecology*, **40**, 150–162.
- Hardy, P.B., Sparks, T.H., Isaac, N.J.B. & Dennis, R.L.H. (2007) Specialism for larval and adult consumer resources among British butterflies: Implications for conservation. *Biological Conservation*, **138**, 440–452.
- Harker, R.J. & Shreeve, T.G. (2008) How accurate are single site transect data for monitoring butterfly trends? Spatial and temporal issues identified in monitoring *Lasiommata megera*. *Journal of Insect Conservation*, **12**, 125–133.

- Heath, J., Pollard, E. & Thomas, J. (1984) *Atlas of Butterflies in Britain and Ireland*. Viking.
- de Heer, M., Kapos, V. & ten Brink, B.J.E. (2005) Biodiversity trends in Europe: development and testing of a species trend indicator for evaluating progress towards the 2010 target. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, **360**, 297–308.
- Hejda, R., Farkač, J., & Chobot K. (2017): Červený seznam ohrožených druhů české republiky. Bezobratlí (Red list of threatened species of the Czech Republic. Invertebrates). *Příroda*, **36**, 1-612.
- Henry, P.-Y., Manil, L., Cadi, A. & Julliard, R. (2005) Two national initiatives for butterfly monitoring in France. *Studies on the ecology and conservation of butterflies in Europe*, **1**.
- Holloway, J.D., Barlow, H.S., Loong, H.K. & Khen, C.V. (2013) Sweet or Savoury? Adult feeding preferences of Lepidoptera attracted to banana and prawn baits in the oriental tropics. *Raffles Bulletin of Zoology*, 71–90.
- Hughes, J.B., Daily, G.C. & Ehrlich, P.R. (1998) Use of fruit bait traps for monitoring of butterflies (Lepidoptera: Nymphalidae). *Revista de Biología Tropical*, **46**, 697–704.
- Hughes, L. (2000) Biological consequences of global warming: is the signal already apparent? *Trends in Ecology & Evolution*, **15**, 56–61
- Checa, M.F., Rodriguez, J., Willmott, K.R. & Liger, B. (2014) Microclimate Variability Significantly Affects the Composition, Abundance and Phenology of Butterfly Communities in a Highly Threatened Neotropical Dry Forest. *Florida Entomologist*, **97**, 1–13.
- Isaac, N.J.B., Cruickshanks, K.L., Weddle, A.M., Marcus Rowcliffe, J., Brereton, T.M., Dennis, R.L.H., Shuker, D.M. & Thomas, C.D. (2011) Distance sampling and the challenge of monitoring butterfly populations. *Methods in Ecology and Evolution*, **2**, 585–594.

- Jakubíková, L. & Kadlec, T. (2015) Butterfly bait traps versus zigzag walks: What is the better way to monitor common and threatened butterflies in non-tropical regions? *Journal of Insect Conservation*, **19**, 911–919.
- Kadlec, T., Jakubíková, L. & Herman, P. (2016) Larval habitat preferences of vanishing butterfly *Hipparchia semele* L.: Surviving on human-altered habitats in the Czech republic, central Europe. *Polish Journal of Ecology*, **64**, 130–135.
- 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.
- Klečková, I., Vrba, P. & Konvička, M. (2015) Quantitative evidence for spatial variation in the biennial life cycle of the mountain butterfly *Erebia euryale* (Lepidoptera: Nymphalidae) in the Czech Republic. *European Journal of Entomology*, **112**, 114.
- Kočíková, L., Miklisová, D., Čanády, A. & Panigaj, L. (2012) Is colour an important factor influencing the behaviour of butterflies (Lepidoptera: Hesperioidea, Papilionoidea)? *European Journal of Entomology*, **109**, 403–410.
- Konvička, M., Nedvěd, O. & Fric, Z. (2002) Early-spring floods decrease the survival of hibernating larvae of a wetland-inhabiting population of *Neptis rivularis* (Lepidoptera: Nymphalidae). *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*, **48**, 79–88.
- Konvička, M., Beneš, J., Čížek, O., Kuras, T. & Klečková, I. (2016a) Has the currently warming climate affected populations of the mountain ringlet butterfly, *Erebia epiphron* (Lepidoptera: Nymphalidae), in low-elevation mountains? *European Journal of Entomology*, **113**, 295–301.
- Konvička, M., Beneš, J. & Poláková, S. (2016b) Smaller fields support more butterflies: comparing two neighbouring European countries with different socioeconomic heritage. *Journal of Insect Conservation*, **20**, 1113–1118.
- Konvička, M., Novák, J., Beneš, J., Fric, Z., Bradley, J., Keil, P., Hrček, J., Chobot, K. & Marhoul, P. (2008) The last population of the Woodland Brown butterfly (*Lopinga achine*) in the Czech Republic: Habitat use, demography and site management. *Journal of Insect Conservation*, **12**, 549–560.

- Konvička, M., Čížek, L. & Benes, J. (2004) *Ohrožený Hmyz Nižinných Lesů: Ochrana a Management*.
- Konvička, M., Čížek, O., Filipová, L. & Fric, Z. (2005) For whom the bells toll: Demography of the last population of the butterfly *Euphydryas maturna* in the Czech Republic. *Biologia*, **60**, 551–557.
- Konvička, M. & Kuras, T. (1999) Population structure, behaviour and selection of oviposition sites of an endangered butterfly, *Parnassius mnemosyne*, in Litovelske Pomoravi, Czech Republic. *Journal of Insect Conservation*, **3**, 211–223.
- Konvička, M., Maradová, M., Beneš, J., Fric, Z., & Kepka, P. (2003). Uphill shifts in distribution of butterflies in the Czech Republic: effects of changing climate detected on a regional scale. *Global Ecology and Biogeography*, **5**, 403-410.
- Kudrna, O. (1994) Kommentierter Verbreitungsatlas der Tagfalter Tsechiens. *Oedipus* **8**, 1-137.
- Landolt, P.J. & Hammond, P.C. (2001) Species' composition of moths captured in traps baited with acetic acid and 3-methyl-1-butanol, in Yakima County, Washington. *Journal of the Lepidopterists' Society*, **55**, 53–58.
- Laštůvka, Z. & Liška, J.: *Komentovaný seznam motýlů České republiky. Annotated checklist of moths and butterflies of the Czech republic* (insecta: Lepidoptera).
- León-Cortés, J.L., Cowley, M.J.R. & Thomas, C.D. (2000) The distribution and decline of a widespread butterfly *Lycaena phlaeas* in a pastoral landscape. *Ecological Entomology*, **25**, 285–294.
- Létourneau, I., Larrivé, M. & Morin, A. (2012) A comparative analysis of butterfly richness detection capacity of Pollard transects and general microhabitat surveys. *The Canadian Entomologist*, **144**, 727–731.
- Lucci Freitas, A.V., Agra Iserhard, C., Pereira Santos, J., Oliveira Carreira, J.Y., Bandini Ribeiro, D., Alves Melo, D.H., Batista Rosa, A.H., Marini-Filho, O.J., Mattos Accacio, G. & Uehara-Prado, M. (2014) Estudos empleando trampas de cebo para mariposas: Una revision. *Revista Colombiana de Entomologia*, **40**, 203–212.

- Marcus Rowcliffe, J., Carbone, C., Jansen, P.A., Kays, R. & Kranstauber, B. (2011) Quantifying the sensitivity of camera traps: An adapted distance sampling approach. *Methods in Ecology and Evolution*, **2**, 464–476.
- Mapování a ochrana motýlů České republiky [online]. [cit. 2017-11-10]. Dostupné z: <http://lepidoptera.cz/>
- Mattoni, R., Longcore, T., Zonneveld, C. & Novotny, V. (2001) Analysis of transect counts to monitor population size in endangered insects: The case of the El Segundo blue butterfly, *Euphilotes bernardino allyni*. *Journal of Insect Conservation*, **5**, 197–206.
- Melliger, R.L., Rusterholz, H.P. & Baur, B. (2017) Habitat- and matrix-related differences in species diversity and trait richness of vascular plants, Orthoptera and Lepidoptera in an urban landscape. *Urban Ecosystems*, **20**, 1095–1107.
- Menzel, A., Sparks, T.H., Estrella, N. & Roy, D.B. (2006) Altered geographic and temporal variability in phenology in response to climate change. *Global Ecology and Biogeography*, **15**, 498–504.
- Moericke, V. (1952). Farben als Landereize für geflügelte Blattläuse (Aphidoidea). *Zeitschrift für Naturforschung B*, **7(5)**, 304-309
- Molleman, F., Van Alphen, M.E., Brakefield, P.M. & Zwaan, B.J. (2005) Preferences and food quality of fruit-feeding butterflies in Kibale Forest, Uganda. *Biotropica*, **37**, 657–663.
- Moore, N.W. (1975) Butterfly transects in a linear habitat 1964-1973. *Entomologist's Gaz.*, **26**, 71–78.
- Morecroft, M.D., Bealey, C.E., Howells, O., Rennie, S. & Woiwod, I.P. (2002) Effects of drought on contrasting insect and plant species in the UK in the mid-1990s. *Global Ecology and Biogeography*, **11**, 7–22.
- Murphy, D.D. (1988) Are we studying our endangered butterflies to death. *Journal of Research on the Lepidoptera*, **26**, 236–239.
- Norvell, R.E., Howe, F.P., Parrish, J.R. & Thompson III, F. (2003) A seven-year comparison of relative-abundance and distance-sampling methods. *The Auk*, **120**, 1013–1028.

- Öckinger, E., Eriksson, A. K., & Smith, H. G. (2006). Effects of grassland abandonment, restoration and management on butterflies and vascular plants. *Biological Conservation*, **133**, 291-300.
- Oliver, T.H., Brereton, T. & Roy, D.B. (2013) Population resilience to an extreme drought is influenced by habitat area and fragmentation in the local landscape. *Ecography*, **36**, 579–586.
- Oliver, T.H., Roy, D.B., Brereton, T. & Thomas, J.A. (2012) Reduced variability in range-edge butterfly populations over three decades of climate warming. *Global Change Biology*, **18**, 1531–1539.
- Oliver, T., Roy, D.B., Hill, J.K., Brereton, T. & Thomas, C.D. (2010) Heterogeneous landscapes promote population stability. *Ecology Letters*, **13**, 473–484.
- Päivinen, J., Grapputo, A., Kaitala, V., Komonen, A., Kotiaho, J.S., Saarinen, K. & Wahlberg, N. (2005) Negative density-distribution relationship in butterflies. *BMC biology*, **3**, 5.
- Pannekoek, J. & van Strien, A.J. (2005) *TRIM 3 Manual. TRends and Indices for Monitoring Data*. Statistics Netherlands, Voorburg.
- Pardikes, N.A., Shapiro, A.M., Dyer, L.A. & Forister, M.L. (2015) Global weather and local butterflies: Variable responses to a large-scale climate pattern along an elevational gradient. *Ecology*, **96**, 2891–2901.
- Parmesan, C., Ryrholm, N., Stefanescu, C., Hill, J.K., Thomas, C.D., Descimon, H., Huntley, B., Kaila, L., Kullberg, J., Tammaru, T., Tennent, W.J., Thomas, J.A. & Warren, M. (1999) Poleward shifts in geographical ranges of butterfly species associated with regional warming. *Nature*, **399**, 579–583.
- Pellet, J., Bried, J.T., Parietti, D., Gander, A., Heer, P.O., Cherix, D. & Arlettaz, R. (2012) Monitoring butterfly abundance: Beyond pollard walks. *PLoS ONE*, **7**.
- Pollard, E. (1977) A method for assessing changes in the abundance of butterflies. *Biological Conservation*, **12**, 115–134.
- Pollard, E. (1982) Monitoring butterfly abundance in relation to the management of a nature reserve. *Biological Conservation*, **24**, 317–328.

- Pollard, E. & Cooke, A.S. (1994) Impact of muntjac deer *Muntiacus reevesi* on EGG-laying sites of the white admiral butterfly *Ladoga camilla* in a Cambridgeshire wood. *Biological Conservation*, **70**, 189–191.
- Pollard, E. & Yates, T.J. (1993) *Monitoring Butterflies for Ecology and Conservation : The British Butterfly Monitoring Scheme*.
- POLLARD, E. & YATES, T.J. (1992) The extinction and foundation of local butterfly populations in relation to population variability and other factors. *Ecological Entomology*, **17**, 249–254.
- Powney, G.D., Roy, D.B., Chapman, D., Brereton, T. & Oliver, T.H. (2011) Measuring functional connectivity using long-term monitoring data. *Methods in Ecology and Evolution*, **2**, 527–533.
- R Development Core Team. (2016) R: A Language and Environment for Statistical Computing. *R Foundation for Statistical Computing Vienna Austria*, **0**,
- Reif, J., Storch, D., Voříšek, P., Šťastný, K. & Bejček, V. (2008) Bird-habitat associations predict population trends in central European forest and farmland birds. *Biodiversity and Conservation*, **17**, 3307–3319.
- Ribeiro, D.B., Batista, R., Prado, P.I., Brown, K.S. & Freitas, A.V.L. (2012) The importance of small scales to the fruit-feeding butterfly assemblages in a fragmented landscape. *Biodiversity and Conservation*, **21**, 811–827.
- Rosin, Z.M., Skórka, P., Lenda, M., Moron, D., Sparks, T.H. & Tryjanowski, P. (2011) Increasing patch area, proximity of human settlement and larval food plants positively affect the occurrence and local population size of the habitat specialist butterfly *Polyommatus coridon* (Lepidoptera: Lycaenidae) in fragmented calcareous grasslands. *European Journal of Entomology*, **108**, 99–106.
- Rotem, K., Agrawal, A.A. & Kott, L. (2003) Parental effects in *Pieris rapae* in response to variation in food quality: Adaptive plasticity across generations? *Ecological Entomology*, **28**, 211–218.
- Royer, R. a., Austin, J.E. & Newton, W.E. (1998) Checklist and “Pollard Walk” Butterfly Survey Methods on Public Lands. *The American Midland Naturalist*, **140**, 358–371.

- Rydon, A. (1964) Notes on the use of butterfly traps in East Africa. *Journal of the Lepidopterists' Society*, **18**, 51–58.
- Samu, F., Szabóky, C., Horváth, A., Neidert, D. & Tóth, M. (2016) Traits in Lepidoptera assemblages are differently influenced by local and landscape scale factors in farmland habitat islands. *Community Ecology*, **17**, 28–39.
- Šebek, P., Bace, R., Bartoš, M., Beneš, J., Chlumská, Z., Doležal, J., Dvorský, M., Kovář, J., Machač, O., Mikátová, B., Perlík, M., Plátek, M., Poláková, S., Škorpík, M., Stejskal, R., Svoboda, M., Trnka, F., Vlašín, M., Zapletal, M. & Čížek, L. (2015) Does a minimal intervention approach threaten the biodiversity of protected areas? A multi-taxa short-term response to intervention in temperate oak-dominated forests. *Forest Ecology and Management*, **358**, 80–89.
- Schultz, C.B., Pe'er, B.G., Damiani, C., Brown, L. & Crone, E.E. (2017) Does movement behaviour predict population densities? A test with 25 butterfly species. *Journal of Animal Ecology*, **86**, 384–393.
- SINGER, M.C. & WEDLAKE, P. (1981) Capture does affect probability of recapture in a butterfly species. *Ecological Entomology*, **6**, 215–216.
- Šlancarova, J., Bartoňová, A., Zapletal, M., Kotlínek, M., Fric, Z.F., Micevski, N., Kati, V. & Konvička, M. (2016) Life history traits reflect changes in mediterranean butterfly communities due to forest encroachment. *PLoS ONE*, **11**.
- Šlancarová, J., Beneš, J., Kristynek, M., Kepka, P. & Konvička, M. (2014) Does the surrounding landscape heterogeneity affect the butterflies of insular grassland reserves? A contrast between composition and configuration. *Journal of Insect Conservation*, **18**, 1–12.
- Southwood, T.R.E. & Henderson, P. a. (2000) *Ecological Methods, Third Edition*.
- Sparks, T.H. & Yates, T.J. (1997) The effect of spring temperature on the appearance dates of British butterflies 1883-1993. *Ecography*, **20**, 368–374.
- Spitzer, L., Beneš, J. & Konvička, M. (2009) Oviposition of the Niobe fritillary [*Argynnis niobe* (Linnaeus, 1758)] at submountain conditions in the Czech Carpathians (Lepidoptera, Nymphalidae). *Nachr. Entomol. Ver. Apollo*, **30**, 165–168.

- Stefanescu, C., Páramo, F., Åkesson, S., Alarcón, M., Ávila, A., Brereton, T., Carnicer, J., Cassar, L.F., Fox, R., Heliölä, J., Hill, J.K., Hirneisen, N., Kjellén, N., Kühn, E., Kuussaari, M., Leskinen, M., Liechti, F., Musche, M., Regan, E.C., Reynolds, D.R., Roy, D.B., Ryrholm, N., Schmaljohann, H., Settele, J., Thomas, C.D., van Swaay, C. & Chapman, J.W. (2013) Multi-generational long-distance migration of insects: Studying the painted lady butterfly in the Western Palaearctic. *Ecography*, **36**, 474–486.
- van Strien, a, Pannekoek, J., Hagemeyer, W. & Verstrael, T. (2004) a Loglinear Poisson Regression Method To Analyse Bird Monitoring Data. *Proceeding of International Conference and 13th Meeting of the European Bird Census Council, Pärnu, Estonia*, **13**, 33–39.
- Strong, D., Lawton, J. & Southwood, S. (1984) Insects on plants. Community patterns and mechanisms. *Science*, 168–171.
- Sutcliffe, O.L., Thomas, C.D. & Moss, D. (1996) Spatial Synchrony and Asynchrony in Butterfly Population Dynamics. *Journal of Animal Ecology*, **65**, 85–95.
- Sutcliffe, O.L., Thomas, C.D., Yates, T.J. & Nick Greatorex-Davies, J. (1997) Correlated extinctions, colonizations and population fluctuations in a highly connected ringlet butterfly metapopulation. *Oecologia*, **109**, 235–241.
- Svensson, B., Lagerlöf, J. & G. Svensson, B. (2000) Habitat preferences of nest-seeking bumble bees (Hymenoptera: Apidae) in an agricultural landscape. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **77**, 247–255.
- Van Swaay, C., Collins, S., Dušej, G., Maes, D., Munguira, M.L., Rakosy, L., Ryrholm, N., Šašić, M., Settele, J., Thomas, J., Verovnik, R., Verstrael, T., Warren, M., Wiemers, M. & Wynhoff, I. (2012) Dos and Don'ts for butterflies of the Habitats Directive of the European Union. *Nature Conservation*, **1**, 73–153.
- Van Swaay, C.A.M., Nowicki, P., Settele, J. & Van Strien, A.J. (2008) Butterfly monitoring in Europe: Methods, applications and perspectives. *Biodiversity and Conservation*, **17**, 3455–3469.
- Van Swaay, C.A.M., Plate, C.L. & Van Strien, A.J. (2002) Monitoring butterflies in the Netherlands: how to get unbiased indices. *Proc Exp Appl Entomol*, pp. 21–27.

- Van Swaay, C., Regan, E., Ling, M., Bozhinovska, E., Fernandez, M., Marini-Filho, O.J., Huertas, B., Phon, C.-K., K'orösi, A., Meerman, J., Pe'er, G., Uehara-Prado, M., Sáfián, S., Sam, L., Shuey, J., Taron, D., Terblanche, R. & Underhill, L. (2015) Guidelines for Standardised Global Butterfly Monitoring. *Journal of Chemical Information and Modeling*, **GEO BON Te**, 32.
- Van Swaay, C., Van Strien, A. & Harpke, A. (2013) *The European Grassland Butterfly Indicator: 1990–2011*.
- Swaay, C., Cuttelod, A. & Collins, S. (2010) *European Red List of Butterflies*.
- Swengel, A.B. (1990) Monitoring butterfly populations using the Fourth of July Butterfly Count. *American Midland Naturalist*, **124**, 395–406.
- Swengel, A.B. & Swengel, S.R. (1996) Factors affecting abundance of adult Karner blues (*Lycaeides melissa samuelis*) (Lepidoptera: Lycaenidae) in Wisconsin surveys 1987–95. *Great Lakes Entomologist*, **29**, 93–105.
- Taylor, M. E., & Morecroft, M. D. (2009). Effects of agri-environment schemes in a long-term ecological time series. *Agriculture, ecosystems & environment*, **130**, 9–15.
- Thackeray, S.J., Sparks, T.H., Frederiksen, M., Burthe, S., Bacon, P.J., Bell, J.R., Botham, M.S., Brereton, T.M., Bright, P.W., Carvalho, L., Clutton-Brock, T., Dawson, A., Edwards, M., Elliott, J.M., Harrington, R., Johns, D., Jones, I.D., Jones, J.T., Leech, D.I., Roy, D.B., Scott, W.A., Smith, M., Smithers, R.J., Winfield, I.J. & Wanless, S. (2010) Trophic level asynchrony in rates of phenological change for marine, freshwater and terrestrial environments. *Global Change Biology*, **16**, 3304–3313.
- Thomas, J.A. (2004) Comparative Losses of British Butterflies, Birds, and Plants and the Global Extinction Crisis. *Science*, **303**, 1879–1881.
- Thomas, J.A. (2005) Monitoring change in the abundance and distribution of insects using butterflies and other indicator groups. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, **360**, 339–357.
- Thomas, L., Buckland, S.T., Burnham, K.P., Anderson, D.R., Laake, J.L., Borchers, D.L. & Strindberg, S. (2006) Distance sampling. *Encyclopedia of ...*, **1**, 544–552.

- 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.
- Thomson, J.R., Fleishman, E., Mac Nally, R. & Dobkin, D.S. (2007) Comparison of predictor sets for species richness and the number of rare species of butterflies and birds. *Journal of Biogeography*, **34**, 90–101.
- Tropek, R., Kadlec, T., Hejda, M., Kočárek, P., Skuhrovec, J., Malenovský, I., Vodka, S., Spitzer, L., Baňář, P. & Konvička, M. (2012) Technical reclamations are wasting the conservation potential of post-mining sites. A case study of black coal spoil dumps. *Ecological Engineering*, **43**, 13–18.
- Tropek, R., Kadlec, T., Karešová, P., Spitzer, L., Kočárek, P., Malenovský, I., Baňář, P., Tuf, I.H., Hejda, M. & Konvička, M. (2010) Spontaneous succession in limestone quarries as an effective restoration tool for endangered arthropods and plants. *Journal of Applied Ecology*, **47**, 139–147.
- Uehara-Prado, M. & Freitas, A.V.L. (2009) The effect of rainforest fragmentation on species diversity and mimicry ring composition of ithomiine butterflies. *Insect Conservation and Diversity*, **2**, 23–28.
- Vandenbosch, R. (2003) Fluctuations of *Vanessa cardui* butterfly abundance with El Niño and Pacific Decadal Oscillation climatic variables. *Global Change Biology*, **9**, 785–790.
- Van der Meij, T. (2007). BirdSTATs. *Species Trends Analysis Tool (STAT) for European bird data. Manual. Bioland Informatie, Oegstgeest/Niederlande.*
- Virkkala, R. & Lehikoinen, A. (2017) Birds on the move in the face of climate change: High species turnover in northern Europe. *Ecology and Evolution*, **7**, 8201–8209.
- Warren, M.S. (1993) A review of butterfly conservation in central southern Britain: I. Protection, evaluation and extinction on prime sites. *Biological Conservation*, **64**, 25–35.

- Wikström, L., Milberg, P. & Bergman, K.O. (2009) Monitoring of butterflies in semi-natural grasslands: Diurnal variation and weather effects. *Journal of Insect Conservation*, **13**, 203–211.
- Zimmermann, K., Fric, Z., Jiskra, P., Kopečková, M., Vlašánek, P., Zapletal, M. & Konvička, M. (2011) Mark-recapture on large spatial scale reveals long distance dispersal in the marsh fritillary, *Euphydryas aurinia*. *Ecological Entomology*, **36**, 499–510.
- ZONNEVELD, C. (1991) Estimating death rates from transect counts. *Ecological Entomology*, **16**, 115–121.
- Živa – Co víme a nevíme o bělopáscích rodu *Limenitis*? / What We Have Known and Have Not Known about the Admirals of the Genus *Limenitis*? [online]. [cit. 2017-11-20]. Dostupné z: <http://ziva.avcr.cz/2008-5/co-vime-a-nevime-o-belopascich-rodu-limenitis.html>

8 Přílohy

Příloha 1: Transekty a jejich délka, počet jedinců, souřadnice, počet chozených let, počet návštěv.

transekt	délka (m)	počet jedinců	souřadnice (N)	souřadnice (E)	počet sezón	počet návštěv	území
Bruntál	3177	3896	49,985	17,44	2	24	ne
Bystřany-Doubravka	1733	5336	50,632	13,865	4	48	pp
České Budějovice-Máj	2168	4777	48,992	14,438	5	47	ne
České Budějovice-PR Vrbenské rybníky	3377	2291	48,998	14,439	6	70	PR
Český Krumlov-Vyšný	1436	11453	48,829	14,296	7	87	PP
Halenkov-Lušová	1648	10422	49,357	18,147	4	48	CHKO
Horní Stropnice	2147	1721	48,749	14,728	2	27	ne
Horní Stropnice-Svébohy	2376	1347	48,779	14,716	3	26	ne
Hradiště	5862	4415	49,457	13,063	3	36	ne
Jankovice	2421	5738	49,355	17,633	7	82	ne
Jilové u Prahy	3109	1467	49,899	14,504	2	17	ne
Kopřivnice	1418	5127	49,593	18,131	5	60	PP
Lidečko-Javorníky	2046	946	49,207	18,061	1	12	CHKO
Lidečko-Vizovické vrchy	2216	4109	49,201	18,046	3	36	CHKO
Litoměřice	3345	1990	50,553	14,132	2	24	NPP
Míkovice	2740	18561	49,031	17,51	7	90	ne
Mladá Boleslav	1595	6331	50,434	14,9	4	49	NPP
Nové Dvory u Teplíc	1814	7044	50,623	13,881	5	53	ne
Olomouc-Plané loučky	2174	1184	49,621	17,228	1	10	PR
Oznice	2008	4538	49,435	17,921	4	48	ne
Perná	2098	16425	48,844	16,631	7	82	NPR

transekt	délka (m)	počet jedinců	souřadnice (N)	souřadnice (E)	počet sezón	počet návštěv	území
Police nad Metují	1322	393	50,542	16,248	1	6	CHKO
Praha-Černý most	3598	906	50,098	14,559	1	12	ne
Praha-Letňany	1994	1277	50,138	14,529	2	24	ne
Radějov	1104	5268	48,862	17,328	3	36	PP
Rájec-Jestřebí	3307	16335	49,419	16,647	7	100	ne
Řehlovice-PR Rač	1373	1305	50,622	13,932	3	28	PR
Sedliště ve Slezsku	1691	10837	49,706	18,373	5	60	ne
Srubby	2451	1057	49,988	16,193	2	24	ne
Štěměchy	1997	5595	49,197	15,707	5	59	ne
Tábor	2493	1990	49,405	14,652	6	67	ne
Toužim015	3687	1160	50,073	12,986	1	12	ne
Toužim016	2341	847	50,075	12,985	1	12	ne
Trutnov-Debrné	1705	7463	50,588	15,954	7	98	ne
Uherské Hradiště-Rochus	2455	3982	49,405	14,652	2	26	PP
Uherský Brod-Iešov	1999	2947	49,038	17,667	4	48	ne
V setín-PP Vršky-Díly	2428	12291	49,346	18,006	7	81	PP