

Magisterská diplomová práce
Přírodovědecká fakulta Jihočeské univerzity
v Českých Budějovicích
České Budějovice
2011



**Vliv heterogenity krajiny na složení lokálních
společenstev:
Motýli ve stepních rezervacích jižní Moravy**

Vypracovala: Bc. Jana Šlancarová

Vedoucí práce: doc. Mgr. Martin Konvička, Ph.D.

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Přírodovědecká fakulta
& Biologické centrum AV ČR, v.v.i., Entomologický ústav

Šlancarová, J. (2011). Vliv heterogenity krajiny na složení lokálních společenstev: Motýli ve stepních rezervacích jižní Moravy. (The Impact of Landscape Heterogeneity on the Composition of Local Communities: Butterflies in the Steppe Reserves of South Moravia). MA thesis, in Czech, Faculty of Science, University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic. 62 pp.

Annotation:

This thesis aims to answer the question whether heterogeneity of agricultural landscapes affects the richness of species, and looks at community composition of butterflies inhabiting 38 insular steppe grassland reserves situated in Southern Moravia, Czech Republic, using quantitative butterfly records and digitised data on landscape composition within the reserves and in surrounding perimeters.

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

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

V Českých Budějovicích dne 1. dubna 2011

.....

Poděkování

Mé největší poděkování patří mému školiteli Martinu Konvičkovi za všechno jeho čas a trpělivost, kterou se mnou měl v průběhu sepisování práce, a taky za ony výborné řecké saláty. Velké díky patří také Jiřímu Benešovi, Michalu Kristýnkovi a Pavlu Kepkovi, kteří se podíleli na sběru a zpracování dat a bez nichž by tato práce nemohla vzniknout. Mé poděkování patří samozřejmě i ostatním členům lepidopterologické sekce, zejména Irči Slámové za všelike to mazání.

Zvláštní poděkování si pak zaslouží všichni rodinní příslušníci, zvířecí členové rodiny, kamarádi a jeden „vůl“, a to za neskonalou podporu, opravu přeházených písmeňek, vrnění, vycházky, karpatské výlety a branišovské běhy, díky kterým se vše podařilo zvládnout.

OBSAH

1. ÚVOD	1
1. 1. MĚŘENÍ HETEROGENITY KRAJINY	3
2. METODIKA	5
2. 1. STUDOVANÝ SYSTÉM	5
2. 1. 1. VYMEZENÍ ÚZEMÍ	5
2. 1. 2. MAPOVÁNÍ MOTÝLŮ	5
2. 1. 3. ZPRACOVÁNÍ A ANALÝZA GEOGRAFICKÝCH DAT	6
2. 1. 4. CHARAKTERISTIKY REZERVACE	7
2. 1. 5. BIOTOPY	8
2. 1. 6. MĚŘÍTKA HETEROGENITY	8
2. 2. STATISTICKÉ ANALÝZY	9
3. VÝSLEDKY	11
3. 1. REGRESNÍ ANALÝZY	11
3. 2. ORDINAČNÍ ANALÝZY	12
4. DISKUSE	13
4. 1. VLIV CHARAKTERISTIK PROSTŘEDÍ	13
4. 2. HETEROGENITA A POČET DRUHŮ	14
4. 3. HETEROGENITA A SLOŽENÍ SPOLEČENSTEV	15
4. 4. DŮSLEDKY PRO OCHRANU PŘÍRODY	18
5. ZÁVĚR	21
6. SEZNAM LITERATURY	22
7. PŘÍLOHY	40
7. 1. OBRÁZKY	40
7. 2. TABULKY	44
7. 3. APPENDIX	53

1. ÚVOD

Evropská krajina doznala za poslední půlstoletí nesmírných změn, které byly z hlediska druhového bohatství naší přírody naprosto nešťastné. Lidská sídla se neustále rozrůstala, upustilo se od tradičního hospodaření, nastoupilo velmi intenzivní zemědělství, kde produktivní místa byla ničena přílišným používáním hnojiv a pesticidů a naopak neproduktivní a ekonomicky nevýhodná místa byla opuštěna. To vše mělo za následek ochuzení celoevropské bioty (Burel & Baudry, 1995; Donald et al., 2001; Dormann et al., 2007; Hutton & Giller, 2003; Kleijn et al., 2009; Liu & Koptur, 2003; Maes & Dyck, 2001; Tschardt et al., 2007; Van Swaay & Warren, 1999).

Významným problémem spojeným se změnami evropské venkovské krajiny je její homogenizace (Steffan-Dewenter & Tschardt, 2002). Středoevropská venkovská krajina byla na přelomu 50. a 60. let typická drobnou drážbou půdy a poměrně malými a nezávislými hospodářstvími. Sousedící políčka byla osázena rozličnými plodinami, sklízena v různou dobu a nejrůznějšími technikami. Naopak moderní zemědělství je založeno na velkých plochách pozemků obhospodařovaných uniformně s použitím těžké techniky. Intenzifikace a homogenizace zasáhly celou Evropu, ale různé státy byly ovlivněny různou měrou. Česká Republika, jako bývalý stát východního bloku, má nyní jednu z největších průměrných ploch půdních bloků v Evropě. Tento rozdíl je patrný i z leteckých snímků okolí evropsky významné lokality (EVL) Kamenný vrch, jež byla jednou z rezervací zahrnutých v mé práci (srov. Obrázek 1, Obrázek 2). Získat kvantitativní vyjádření této změny prakticky není možné, ve třech katastrech studované oblasti se průměrná plocha pozemků zvýšila z 0,32 ha v roce 1948 na 17,37 ha v současnosti. Na škodlivý vliv takového scelování poukázali např. Geiger et al. (2010).

Homogenní krajina rychle přichází o druhové bohatství, což se ukázalo nejen na motýlech, jakožto modelové skupině (Conrad et al., 2004; Duelli et al., 1999; Ekroos et al., 2010; Jeanneret et al., 2003a; Jongman, 2002; Tamme et al., 2010), ale i na dalších organismech (Duelli et al., 1998; Jeanneret et al., 2003b). Homogenní krajinné celky tvoří pro motýly migrační bariéry (Baguette et al., 2003). Biotopoví specialisté a druhy s omezenou mobilitou nedokážou využívat nekonečné lány agrocenóz, potřebují propojení menších habitatů, které jsou nedaleko od sebe (D'Eon et al., 2002; Schweiger et al., 2005; Thomas, 1985). V homogenizované krajině chybí úkryty či závětrná místa (Dover & Settele, 2009), jakož i nektar a další zdroje, protože okraje polí, kde jsou zdroje většinou lokalizovány, jsou několikanásobně menší a jsou od sebe řádově dále (Halley & Dempster,

1996). Motýli zde též ztrácejí orientační body, které využívají při přeletech (Dover & Settele, 2009). Postupně dochází k mizení méně mobilních druhů a habitatových specialistů a k homogenizaci celých společenstev (Dormann et al., 2007; Ekroos et al., 2010; Warren et al., 2001). Druhy dobře adaptované na intenzívně obdělávanou krajinu se naopak mohou přemnožovat a stát se škůdci hospodářských plodin (Feber et al., 1997; Cannon, 1998).

Zbytky tradiční venkovské krajiny se snaží chránit rezervace vyhlášené na lokalitách s velkou koncentrací ustupujících druhů. V České republice existuje úctyhodná síť maloplošných rezervací (Veselý, 1954; Petříček & Michal; 1999) poskytující biodiverzitě naprosto nepostradatelná refugia (Samways, 2007; Duelli, 1997; Duelli & Obrist, 2003; Beneš et al., 2003). Jde nicméně o izolované ostrovy, postupně ztrácející své druhové bohatství (Wenzel et al., 2006; Polus et al., 2007). Protože v dlouhodobé perspektivě nemohou celou původní biotu udržet, vzrůstá v posledních letech zájem o biologizaci hospodaření, jež by měla biodiverzitu podporovat (Davis et al., 2007). Tyto snahy se promítají do prosazování tzv. agroenvironmentálních programů (dále AEP) (MŽP, 2004; OECD, 2003). AEP se lépe uplatňují v neproduktivních oblastech, kde představují finančně výhodnou alternativu k tradičnímu zemědělství. Naopak v produktivních oblastech se AEP prakticky neprosazují. Bohužel právě do produktivních oblastí byla v minulosti soustředěna většina biologické rozmanitosti (viz např. Štorch et al., 2003).

Potenciálně funkční alternativou ke snížení intenzity hospodaření může být zvýšení heterogenity krajiny. Proto je důležité vědět, jak heterogenita zemědělské krajiny obklopující ostrovní stepní rezervace ovlivňuje biotu uvnitř rezervace. Dřívější studie vlivu krajinné heterogenity na biotu habitatových ostrovů se omezovaly zejména na malá homogenní území (Soderstrom et al., 2001; Steffan-Dewenter & Tscharrntke, 1999) nicméně recentní studie – podobně jako tento výzkum – zahrnují poměrně široké oblasti (Dormann et al., 2007; Jonason et al., 2010; Ekroos et al., 2010). Mnoho dosud publikovaných studií též pracuje pouze s druhovou bohatostí, ale nikoli s druhovým složením společenstev (Gonzalez, 2000; Helm et al., 2006; Kerr, 2001; Kumar et al., 2009; Roth et al., 2008; Weibull et al., 2003). Hodnocení změn biodiverzity se ale nesmí zakládat pouze na počtu druhů (Ockinger et al., 2010). Biodiverzita má mnoho různých aspektů, např. je důležité vědět, které druhy úplně chybí, anebo naopak, který druh je nejpočetnější. Je tedy třeba se zaměřit i na druhové složení (Huston, 1994). Někteří autoři jasně prokázali, že ačkoli se pod vlivem různého hospodaření nemění druhová diverzita, je významně ovlivněno druhové složení (Aviron et al., 2007; Bergman et al., 2008; Soderstrom et al.,

2001). Proto jsem se věnovala i zhodnocení změn v druhovém složení napříč různě heterogenní krajinou.

Tato práce, pocházející z druhově bohaté a zároveň intenzivně obhospodařované krajiny jižní Moravy, se snaží posoudit vliv heterogenity okolní krajiny na společenstva motýlů obývajících izolované stepní lokality. Otázky, které jsem se snažila svou prací zodpovědět byly tyto:

- 1) Stoupá počet druhů motýlů s heterogenitou krajiny?
- 2) Jak se liší vliv kompoziční a konfigurační heterogenity krajiny?
- 3) Ovlivňuje heterogenita krajiny spíše xerothermní nebo nexerothermní druhy motýlů?
- 4) Ovlivňuje heterogenita i druhové složení motýlů v rezervacích?
- 5) Jaké ekologické skupiny druhů jsou heterogenitou ovlivněny?

1. 1. Měření heterogenity krajiny

Existuje řada možností, jak měřit heterogenitu krajiny. Nejzákladnějším rozdělením je měření za pomoci kategoriálních map a analýzy bodových dat.

Za pomoci kategoriálních map můžeme na daném území vyčlenit plochy podle nejrůznějších kritérií, v závislosti na tom, co přesně potřebujeme zjistit, jak velkou variabilitu uvnitř dané plochy si můžeme dovolit či na tom, jak velkou mapovací jednotku volíme (Addicott et al., 1987; Suarez-Seoanne & Baudry, 2002; Wiens, 1976). Máme-li relativně homogenní prostředí nebo prostředí s určitou kontinuální proměnnou, pak je vhodné použít bodová data (Kotliar & Wiens, 1990), u kterých nejsou přesně ohraničené plochy.

Ne vždy je heterogenita, kterou lze změřit, ekologicky dobře interpretovatelná (Turner, 1989). Kategoriální mapy se interpretují snadněji než bodová data (Gustafson, 1998), nicméně ta nám naopak mohou pomoci zodpovědět otázku, jaké je vhodné měřítko či zda jde o náhodnou, shlukovitou nebo rovnoměrnou distribuci (Gustafson, 1998; Nekola & Kraft, 2002). Mállokdy je heterogenita jednoho území měřena oběma přístupy, nicméně jelikož nám každý způsob může poskytnout právě ten druh informace, který přístup druhý neposkytuje, je nanejvýš vhodné je užívat zároveň (Griffith, 2004; Gustafson, 1998).

Dalším aspektem je měřítko, které si zvolíme (Gustafson, 1998; Qi & Wu, 1996; Wagner & Fortin, 2005). Budeme-li stát uprostřed pole a zkoumat heterogenitu zemědělské

krajiny, téměř žádnou nepostřehneme, pokud se však podíváme z nejvyššího bodu v okolí, jistě bude hodnocení heterogenity krajiny příznivější, nicméně z vesmírné lodě bude heterogenita opět velmi nízká. Pro každý zájmový druh je třeba zvolit vhodné měřítko a zrnitost (tj. minimální mapovací jednotka, počet pixelů) a rozsah pozorovaného území či čas, během něhož bude pozorování probíhat (O'Neill et al., 1986; Urban et al., 1987).

Proměnné používané pro měření za pomoci kategoriálních map lze dále rozdělit na tzv. kompoziční a konfigurační (Gustafson, 1998; Li & Reynolds, 1995).

Příkladem kompoziční proměnné je prostý počet biotopů. Ten ale není jako měřítko heterogenity příliš vhodný, protože v sobě neobsahuje informaci o vyrovnanosti či rovnoměrnosti rozložení biotopů. Existuje však několik indexů, které tento problém zohledňují. Prvním je Simpsonův index diverzity (Simpson, 1949), který zjišťuje, zda se ve vzorku vyskytují silně dominantní kategorie, nebo je-li vzorek vyrovnaný, přičemž dává váhu běžným kategoriím druhů na úkor kategorií vzácných. Pravděpodobně nejpoužívanějším indexem diverzity (Grill et al., 2005; Krauss et al., 2003; Krauss et al., 2004; Steffan-Dewenter et al., 2002; Thies & Tschardtke, 1999) je ovšem Shannon-Wienerův index založený na informační teorii (Shannon, 1948). Na rozdíl od Simpsonova indexu dává větší váhu vzorkům s velkým počtem kategorií. Na zhodnocení různých vlivů je vždy lepší mít více separátních indexů (Gotmark et al., 1986).

Indexy diverzity rostou s vyrovnaností daných kategorií v krajině, důležitým ukazatelem však může být i členitost krajiny jako taková. Tu lze lépe charakterizovat za pomoci konfiguračních proměnných. Těmi pak bývají např. velikost, tvar a hustota jednotlivých ploch, jejich konektivita, fraktálovitost, délka hranic a další geometrické charakteristiky (Li & Reynolds, 1994).

Ve své práci jsem použila metodu kategoriálních dat s využitím dat z geografických informačních systémů (GIS), přičemž – na rozdíl od jiných autorů – pracuji jak s kompozičními, tak konfiguračními proměnnými.

2. METODIKA

2. 1. Studovaný systém

2. 1. 1. Vymezení území

Výzkum byl prováděn v oblasti jižní Moravy (Obrázek 3, Tabulka 1) na 38 stepních lokalitách, jejichž celková plocha činila přibližně 670 ha. Jedná se o nížinu až nízkou pahorkatinu s teplým klimatem, s horkými léty a relativně mírnými zimami. Průměrná rozloha rezervace byla 17,7 ha (rozpětí od 1,3–102 ha), průměrná nadmořská výška byla 287 m n. m. (rozpětí od 177–287 m n. m.). Rozpětí průměrných ročních teplot činí 7,8 °C (Mohelno) – 8,8 °C (Bzenec); rozpětí průměrných ročních srážek se pohybuje mezi 518–514 mm (Amet, 2010). Přes 60 % regionu je zemědělsky obhospodářováno. Hustota zalidnění je díky některým větším městům spíše vyšší – od 99 obyvatel/km² (okres Vyškov) až po 1 604 obyvatel/km² (okres Brno-město).

Druhové bohatství oblasti klesá poměrně strmě od jihozápadu k severovýchodu (Beneš et al., 2003), což se odráží ve vymezení hranic mezi panonskou a kontinentální oblastí Evropy (Chytrý et al., 2001). Většina studovaných lokalit je chráněna (zahrnuto bylo asi 30 % ze všech maloplošných chráněných území v regionu), některé jsou k ochraně navrženy (Tabulka 1). V dalším textu je všechny označuji jako „rezervace“. Byly vybrány tak, aby pokryly různé rozlohy a také různé typy substrátů.

2. 1. 2. Mapování motýlů

Terénní data byla shromážděna Jiřím Benešem a Martinem Konvičkou v letech 2000–2004. V rezervacích byla sledována heliofilní společenstva denních motýlů (Papilionoidea + Hesperioidea), vřetenuškovitých (Zygaenidae) a běloskvrnáčů (Syntominae, Arctiidae). Všechny skupiny jsou dále označovány jako „motýli“, nomenklatura je podle práce Laštůvka & Liška (2005).

Každá rezervace byla navštívena celkem pětkrát tak, aby se podařilo zachytit většinu fenologicky důležitých aspektů: jarní (květen), pozdně jarní (pozdní květen/časný červen), časně letní (pozdní červen), plně letní (červenec), a pozdně letní (srpen). Trvání každé návštěvy bylo škálováno podle rozlohy rezervace následovně: < 10 ha: 60 min., < 100 ha: 90 min., > 100 ha: 180 min. Během každé návštěvy se procházelo celou rezervací tak, aby byly pokryty všechny biotopy a bylo zaznamenáno co nejvíce druhů. Přesná trasa byla při každé návštěvě téměř totožná, lišila se jen v detailech, aby bylo možné prozkoumat místa

se sezónně zvýšenou nabídkou nektaronosných rostlin. Pořadí návštěv v rámci sezónního období bylo znáhodněno mezi obdobími. Návštěvy probíhaly mezi 10.00– 16.00 hod. a jen za příznivého počasí (nad 17 °C, slunečno, bezvětří či mírný vítr). U dvojic druhů, které nebylo možno určit přímo v terénu (*Colias byale-alfacariensis*, *Leptidea sinapis-reali*, *Plebeius idas-argyrognomon*, *Zygaena minos-purpuralis*, *Adscita spp.*, *Jordanita spp.*), bylo sebráno do 5 jedinců za návštěvu k laboratorní preparaci genitálií.

2. 1. 3. Zpracování a analýza geografických dat

Vektorizace biotopů v rezervacích a jejich okolí byla provedena Ing. Michalem Kristýnkem v programu MicroStation 7.1 (Bentley, 2002). Následné analýzy byly provedeny v modulu Geographics programu MicroStation 7.1 a ESRI ArcView GIS verze 3.2 (ESRI, 1999) s napojením na databázi Microsoft Access (Microsoft, 2007).

Byly vytvořeny tyto nové zdrojové vrstvy ve formátu ESRI Shapefile v souřadnicovém systému S-JTSK:

1) Vrstva biotopů

Vrstva byla nově vektorizována nad leteckými snímky ze zdrojů AOPK (černobílé snímkování v letech 1999–2000, v rozlišení 40–60 cm/px a barevné snímkování v letech 2001–2002, v rozlišení 50 cm/px). Jako další podklady byly použity: vektorová vrstva vrstevnic a digitalizované mapy ZM 10 z balíku dat ZABAGED®.

Na základě konfrontace leteckých snímků a situace v terénu byly rozpoznávány tyto kategorie biotopů: orná půda, louka, stepní trávník, intenzívně obhospodařovaný vinohrad, extenzívně obhospodařovaný vinohrad, zastavěná plocha, silnice, zahrada či záhumenek, železnice, intenzívně obhospodařovaný sad, extenzívně obhospodařovaný sad, jehličnatý les, listnatý les, smíšený les, stepní rudérál, zapojené křoviny, solitérní stromy a keře, alej či stromořadí, břehová zeleň, skála, vodní plocha a potok či řeka. Vytvořená vrstva obsahovala 3 988 polygonů biotopů.

2) Vektorová vrstva hranic rezervací, jejich centroidů a okolí (*bufferů*)

Na podkladě leteckých snímků byly manuálním zákresem vytvořeny polygony obvodů všech rezervací. Bylo použito též vrstvy hranic rezervací ze zdrojů AOPK. Po grafickém a topologickém vyčištění byly vygenerovány centroidy rezervací a vytvořena vrstva rezervací

(dále v textu 0 m). Dále byla vytvořena vrstva okolí rezervací ve vzdálenostech 100, 500 a 1 000 m od hranic rezervací (Obrázek 4).

3) Digitální model terénu (DEM)

Střední výška pro každý biotop byla vypočtena za použití digitálního modelu terénu, vygenerovaného z vrstvy souřadnic z balíku ZABAGED®. Vrstevnicový krok byl 10 m a výsledný DEM měl rozlišení 30–50 m/px. Ke každému polygonu byly z DEM spočteny následující údaje: střední nadmořská výška [m], střední svažitost [°], převažující expozice terénu a plošný podíl expozice ke čtyřem světovým stranám [%].

Průnikem okolí s vrstvou biotopů byl vytvořen základní dataset pro následující analýzy. Vlastní dataset byl vytvořen jak pro rezervace samotné, tak pro každé okolí bez plochy rezervace, přičemž menší okolí bylo vždy součástí většího. Pro obě vrstvy pak byly dopočteny základní prostorové informace jednotlivých polygonů: souřadnice centroidů, obvod a plocha.

Nad touto vrstvou byla provedena finální analýza geografických dat s výpočty vzdáleností od centroidů rezervací k centroidům biotopů, od hranic rezervací k hranicím biotopů a také specializované analýzy pro filtraci nejbližších vybraných druhů biotopů a kontrolu zjištěných informací.

2. 1. 4. Charakteristiky rezervace

Charakteristiky rezervací byly vybrány *a priori*, na základě literatury popisující faktory ovlivňující xerothermní společenstva motýlů (Bennie et al., 2008; Jarošík et al., 2011; Kadlec et al., 2008; Krauss et al., 2004), ale zároveň tak, aby se daly získat přímo v terénu nebo z GISových dat.

Každá rezervace byla charakterizována substrátem (dvě kategorie, kyselý a zásaditý), rozlohou, délkou hranic, členitostí (mapová plocha dělená délkou hranic), zeměpisnou šířkou a zeměpisnou délkou, svažitostí (střední hodnota svažitosti všech trojúhelníků daného regionu), převýšením (rozdíl mezi minimální a maximální nadmořskou výškou), převažující expozicí (škála 1–5, kde 1 = S a SZ, 2 = V a SZ, 3 = rovinatý terén, 4 = JV a Z, 5 = J a JZ) a biotopem.

2. 1. 5. Biotopy

K redukci počtu biotopových proměnných jsem použila analýzu hlavních komponent (PCA), lineární neomezenou ordinační metodu, která sloučila biotopové proměnné do čtyř hlavních komponent. Analýzy jsem provedla v programu Canoco (Braak & Šmilauer, 2002), data jsem centrovala dle druhů a netransformovala. Druhovými daty byly rozlohy jednotlivých biotopů.

Výsledná PCA měla vlastní hodnoty (*eigenvalues*) kanonických os 0,934, 0,032, 0,014, 0,013. Podstatnou část variability tudíž vysvětlila první ordinační osa, jejíž hodnoty stouply s přítomností stepních trávníků; gradient druhé osy šel od křovin, včetně vinogradů, směrem k vlhkým biotopům; třetí osa odlišovala lineární struktury, jako jsou silnice a železnice od lesů a křovin a čtvrtá osa vyčleňovala solitérní stromy od všech ostatních biotopů. Kanonické osy jsem dále používala jako prediktory biotop 1–biotop 4 (Scheiner & Gurevitch, 2001).

2. 1. 6. Měřítko heterogenity

S využitím dat z geografického informačního systému jsem získala rozlohy různých biotopů v jednotlivých rezervacích. Z těchto dat jsem v programu Estimates (Colwell, 2009) spočítala Simpsonův index diverzity a Shannon-Wienerův index diverzity (Jost, 2006; Jost 2007), které sloužily jako kompoziční měřítko. Třetím měřítkem tohoto druhu pak byl počet zastoupených biotopů v každé rezervaci.

GIS data jsem využila také k výpočtu délky hranic každé plošky daného biotopu v určité rezervaci, tyto délky jsem pak sečetla pro jednotlivé rezervace a použila jako konfigurační měřítko heterogenity – délka hranic. Dalším konfiguračním měřítkem byl počet všech plošek různých biotopů v jednotlivých rezervacích.

Následně jsem spočítala jednocestné regrese s počtem druhů jako závislou proměnnou a jednotlivými měřítky heterogenity jako prediktory. K výběru vhodnějšího prediktoru jsem použila Akaikova informačního kritéria (AIC). Jako kompoziční, resp. konfigurační měřítko (dále v textu kompoziční, resp. konfigurační heterogenita) jsem vybrala prediktor, který lépe vysvětloval počet druhů (více snížil AIC modelu) – tedy Simpsonův index diverzity a délku hranic.

2. 2. Statistické analýzy

K analýzám faktorů ovlivňujících druhové bohatství jsem užíla jednocestné regrese, zatímco druhové složení jsem hodnotila na základě mnohorozměrných ordinačních technik. Regresní analýzy jsem provedla zvláště pro všechny druhy, xerothermní druhy a nexerothermní druhy. Ordinační analýzy jsem provedla pouze pro kategorii všech druhů. Druhy jsem rozdělila do jednotlivých kategorií dle klasifikace v Beneš et al. (2002).

Počty druhů jsem analyzovala v programu R (R Development Core Team, 2009) za použití metody obecných lineárních smíšených modelů (*Generalized Linear Mixed Models*), a to konkrétně glmmPQL funkce. Pro výběr modelů jsem užívala postupné selekce (*forward selection*), vhodnost modelů jsem hodnotila pomocí AIC. Do všech modelů byl zahrnut náhodný faktor NÁVŠTĚVA.

Nejprve jsem definovala nulový model. Pak jsem spočetla jednocestné regrese ze všech charakteristik rezervací (= kovariát). Dále jsem z jednotlivých prediktorů pomocí postupné selekce vytvořila *kovariátový model*, definovaný jako model, který nelze zlepšit přidáním žádné proměnné a jehož všechny členy se od sebe liší na hladině významnosti 0.05. Byl to tedy model nejlépe vysvětlující závislou proměnnou za užití charakteristik rezervace, ale ignorující vliv heterogenity okolí.

Následně jsem provedla dva typy analýz. V první jsem testovala vliv různých druhů heterogenity ve všech uvažovaných vzdálenostech (0 m, 100 m, 500 m, 1 000 m), ve druhé jsem testovala efekt stejných proměnných na reziduálech z příslušného *kovariátového modelu*.

Ordinační analýzy jsem provedla v programu CANOCO (Ter Braak & Šmilauer, 2002), za pomoci kanonické korespondenční analýzy (CCA). Jde o unimodální metodu, která uspořádává vzorky na základě jejich druhového složení, ale s omezením podle vnějších environmentálních proměnných.

Pro druhová data jsem použila funkci logaritmické transformace a také snížení váhy vzácných druhů (*downweighting of rare species*). Použila jsem split-plot permutační design, v němž bylo pět následných návštěv na jedné lokalitě považováno za časovou řadu, zatímco rezervace byly napříč návštěvami permutovány náhodně. Průkaznost jednotlivých modelů jsem testovala za pomoci Monte-Carlo permutačního testu (999 permutací).

Analýzy jsem provedla analogicky regresním analýzám. Nejprve jsem otestovala samostatné vlivy jednotlivých prediktorů, následně jsem vytvořila *kovariátový model* a poté jsem testovala vliv měřítek heterogenity, a to v modelech bez kovariát i v *kovariátových*

modelech. Výsledky z ordinačních analýz jsem následně užila k testování hypotézy, že heterogenita prostředí má odlišný vliv na druhy s různými nároky na prostředí.

Jelikož se má práce týká stepních rezervací, rozčlenila jsem druhy dle Beneš et al. (2002) na xerothermní, nexerothermní a ubikvistní. Předpokládala jsem, že xerothermní druhy jsou „specialisté“ rezervací a závisejí jen na stepních trávnicích, zatímco nexerothermní druhy jsou pak buď „specialisté“ odlišných biotopů, nebo „generalisté“ využívající i jiné typy habitatů. Dále byly druhy kategorizovány také na ohrožené a neohrožené dle práce Farkač et al. (2005).

Dle druhového skóre na 1. ordinační ose jsem druhy v jednotlivých průkazných analýzách rozdělila rovnoměrně do dvou stejně velkých skupin. Šlo tedy o množiny druhů se stoupající (1–2) potřebou heterogenní krajiny. Poté jsem v každé skupině spočítala poměr xerothermních, nexerothermních a ubikvistních druhů a obdobně také ohrožených a neohrožených druhů. Průkaznost výsledků jsem testovala za pomoci Pearsonova chí-kvadrát testu v programu Statistica 9.0 (StatSoft, 2010).

3. VÝSLEDKY

Bylo zaznamenáno celkem 112 druhů (Tabulka 2; Appendix 1), což je 78 % z existující fauny denních motýlů České republiky, stav k roku 2002 (Beneš et al., 2002), v přibližně 60 000 jedincích. Průměrný počet druhů na rezervaci byl 41,8 (\pm 6,22 SE), v rozmezí od 22 (Bzenec) do 60 (Ždánice). Průměrný počet ohrožených druhů byl 7,6 (\pm 2,97 SE), v rozmezí od 0 (Hněvotín 2) po 14 (Hády, Pouzdřany); průměrný počet xerothermních specialistů pak 16,7 (\pm 4,08 SE), v rozmezí od 6 (Bzenec, Hněvotín 2) po 26 (Pouzdrány).

3. 1. Regresní analýzy

Počet druhů

Jednocestné regrese ukázaly na mnoho průkazných prediktorů (Tabulka 3). Jednotlivé průkazné proměnné byly podobné pro všechny i xerothermní druhy. Počet druhů vždy stoupal s převýšením, expozicí ke slunci a svažitostí a klesal směrem k severu. Počet všech druhů byl ovlivněn rozlohou, délkou hranic a zřetelný byl také vliv biotopu 4. Pouze u xerothermních druhů byl znatelný vliv substrátu. Počet nexerothermních druhů stoupal k východu.

Do *kovariátových modelů* se dostaly také některé prediktory neprůkazné v jednocestných modelech, což je důsledek interakcí mezi prediktory (vliv některého prediktoru může být významný až pro reziduální variabilitu získanou na jiném prediktoru). *Kovariátový model* pro všechny druhy zahrnoval tyto prediktory: délka hranic, svažitost, zeměpisná délka, převýšení a biotopy 1, 3, 4. Pro xerothermní druhy odfiltroval vliv substrátu, expozice a také převýšení. Jediným prediktorem zahrnutým do *kovariátového modelu* nexerothermních druhů byl vliv zeměpisné délky.

Samostatné testy vlivu kompoziční a konfigurační heterogenity prokázaly, že heterogenita krajiny zvyšuje druhové bohatství (Tabulka 4). Podstatné je, že zvýšení druhového bohatství se projevilo i po zahrnutí kovariát do modelů (Tabulka 4). Na toto zvýšení má vliv jak konfigurační heterogenita krajiny v blízkém okolí rezervace (Obrázek 5), tak heterogenita ve vzdálenějším okolí (Obrázek 6).

Kompoziční heterogenita ovlivňovala druhové bohatství i všech i xerothermních druhů téměř ve všech vzdálenostech, s výjimkou 500 m vzdálenosti, kde se průkazný vliv neprojevil, nicméně pro xerothermní druhy byl výsledek marginálně průkazný.

U nexerothermních druhů vliv kompoziční heterogenity se vzdáleností klesal, až v 1 000 m okolí vymizel úplně.

Konfigurační heterogenita ovlivňovala všechny druhy průkazně ve 100 m a v 1 000 m okolí. Xerothermní druhy byly ovlivněny ve všech vzdálenostech s výjimkou nulového okolí. Naopak nexerothermní druhy byly konfigurační heterogenitou ovlivněny pouze v nejbližším okolí (1 000 m).

3. 2. Ordinační analýzy

Druhové složení

Při jednocestných ordinacích měly na druhové složení společenstva všech motýlů obývajících rezervaci průkazný vliv všechny prediktory s výjimkou členitosti, expozice a biotopů 2, 3 a 4 (Tabulka 5). *Kovariátový model* zahrnoval vliv substrátu, zeměpisných koordinát a převýšení.

I zde se projevil průkazný vliv heterogenity krajiny na druhové složení, jak v modelech bez kovariát (Tabulka 6), tak po odfiltrování vlivu kovariát (Tabulka 6). V modelech obsahujících kovariáty se ukázalo, že kompoziční heterogenita neměla na druhové složení průkazný vliv. Naopak konfigurační heterogenita měla průkazný vliv od 100 m okolí a její vliv postupně sílil.

Na první pohled se nezdá, že by rezervace s heterogenním okolím obývaly nějaké ekologicky definované skupiny druhů. Na Obrázku 7 lze vidět nejednoznačné rozdělení xerothermních, nexerothermních a ubikvistních druhů ve vztahu ke konfigurační heterogenitě krajiny. Při taxonomickém definování skupin druhů je rozložení také nezřetelné, např. rody *Poylommatus* či *Zygaena* se umístily na různých místech ordinačního diagramu. Druhy s nejvýraznější potřebou heterogenity a naopak druhy indiferentní k heterogenitě krajiny shrnuje Tabulka 7.

Výše uvedené je zřejmé i z formálních testů. V žádné vzdálenosti se neukázal vliv konfigurační heterogenity na zastoupení xerothermních, nexerothermních či ubikvistních druhů (100 m: $\chi^2 = 0,31$, $df = 2$, $p = 0,855$; 500 m: $\chi^2 = 1,36$, $df = 2$, $p = 0,507$; 1 000 m: $\chi^2 = 2,40$, $df = 2$, $p = 0,302$). Zato se ukázal vliv na zastoupení ohrožených a neohrožených druhů. V blízkosti rezervace tento vliv ještě nebyl patrný (100 m: $\chi^2 = 1,47$, $df = 1$, $p = 0,224$), nicméně od vzdálenosti 500 m již průkazný byl. Ohrožené druhy se spíše vyskytovaly v rezervacích obklopených heterogennější krajinou (500 i 1 000 m: $\chi^2 = 4,1$, $df = 1$, $p = 0,043$) (Obrázek 8).

4. DISKUSE

Dosavadní studie vlivu heterogenity v zemědělské krajině napříč jednotlivými taxony, např. pro ptáky (Donald et al., 2001), obojživelníky (Hartel et al., 2010), ale i v rozsáhlých meziskupinových srovnáních, v jednotlivých regionech (D'Eon et al., 2002) či napříč Evropou (Kleijn et al., 2009; Schweiger et al., 2005), jednoznačně dokazují, že heterogenní krajina, nezasážená příliš intenzivním zemědělstvím, hostí vyšší druhové bohatství. Také tato práce, zabývající se denními motýly, potvrzuje, že heterogenita krajiny v okolí rezervace vede k detekovatelnému zvýšení diverzity a že rezervace v heterogennější krajině vykazují jiné druhové složení společenstev než rezervace v krajinně homogenní.

4. 1. Vliv charakteristik prostředí

Jednocestné testy nám poskytly přehled o nejdůležitějších charakteristikách rezervací ovlivňujících jak druhovou diverzitu, tak druhové složení společenstev.

Charakter substrátu ovlivňoval pouze druhové složení a počet xerothermních druhů. Ty byly spíše v rezervacích s vápenatým podložím, což je u xerothermních druhů poměrně častý jev (Ravensroft & Young, 1996; Thomas, 1983).

Rozloha bývá, společně s délkou hranic, zpravidla velmi dobrým prediktorem počtu druhů (Kumar et al., 2009; Krauss et al., 2003; Steffan-Dewenter & Tschardt, 2000; Wettstein & Schmid, 1999). Vliv byl ale zřetelný pouze pro počet (a druhové složení) všech druhů. Naopak neprůkazný byl vliv rozlohy u xerothermních druhů. Mohlo to být dáno tím, že většina rezervací obsahovala i nějaký podíl jiných než stepních biotopů a celková plocha rezervací tak nekorelovala s rozlohou stepních trávníků uvnitř rezervací. Ze stejných důvodů měla rozloha rezervace jen malý vliv na ohrožené (nejčastěji xerothermní) motýly v práci srovnávající faunu a flóru xerothermních rezervací velké Prahy (Jarošík et al., 2011). Studie, které prokázaly úzký vztah mezi rozlohou území a různě definovanými specialisty pracovaly s homogennějším výběrem studovaných území (např. vápenaté pastviny: Krauss et al., 2004; horské mokřady: Wettstein & Schmid, 1999). Naopak Beneš & Konvička (2006) a Ockinger & Smith (2006), kteří pracovali s heterogenními rezervacemi, nezjistili vliv rozlohy rezervace na počet druhů motýlů. Druhové složení pak může být rozlohou ovlivněno buď zprostředkovaně – přes počet druhů (Ockinger & Smith, 2006) –, nebo přímo – přes absenci druhů vyžadujících velké minimální plochy biotopů (Kumar et al., 2009).

Topografické proměnné (expozice, svažítost, převýšení) byly významnými prediktory jak pro počet všech i xerothermních druhů motýlů, tak pro druhové složení, což je v souladu i s mnoha recentními pracemi na různých taxonech (např. Illan et al., 2010; Marini et al., 2009 a,b). Topografická heterogenita je jednou z nejdůležitějších složek krajinné heterogenity (Pe'er et al., 2004; Neve et al., 1996). Ovlivňuje nejen pohyb organismů (Kuussaari et al., 1996) či obstarávání potravy (Bustamante et al., 1997), ale poskytuje i různorodé mikrohabitáty, což může být rozhodující pro larvání vývoj (Weiss et al., 1988). Naopak neprůkazný vliv členitosti napříč všemi kategoriemi je v souladu s prací Stoner & Joern (2004), u nichž členitost neovlivňovala druhové složení různých taxonů s výjimkou slunéčkovitých (*Coccinellidae*). U vlivu geografických proměnných je zajímavé poukázat na vliv zeměpisné délky u xerothermních druhů, jež naznačuje, že jejich počet stoupá k východu. To je pravděpodobně důsledek toho, že rezervace na východě hraničily s druhově bohatými karpatskými oblastmi (srov. Klimeš, 1995; Králíček & Gottwald, 1984).

4. 2. Heterogenita a počet druhů

Počet druhů bývá častěji ovlivněn heterogenitou krajiny ve větším měřítku (Weibull et al., 2000). Také tato práce tento vliv potvrdila, zásadním zjištěním ovšem byl rozdílný vliv kompoziční a konfigurační heterogenity lišící se v závislosti na vzdálenosti od rezervace. Kompoziční heterogenita měla vliv na diverzitu všech i xerothermních druhů téměř ve všech vzdálenostech, ale síla vztahu klesala se zahrnutím širšího úseku krajiny. Naopak vliv konfigurační heterogenity se stoupající vzdáleností od rezervace sílil.

Obdobný vliv kompoziční heterogenity, představující v zásadě diverzitu dostupných biotopů, tj. jejich počet a rovnovážné zastoupení (v mé práci představovaný Simpsonovým indexem) ukázal i Krausse et al. (2003). Nicméně bylo zjištěno, že i tento vliv může být taxonově specifický (Steffan-Dewenter et al., 2002): zatímco počet samotářských včel byl silně korelován s heterogenitou stanovišť až do vzdálenosti 750 m, diverzita čmeláků ani včel medonosných ovlivněná nebyla. Takovýto vliv kompoziční heterogenity lze vysvětlit tím, že i když se zvětšujícím se měřítkem roste rozloha jednotlivých biotopů, celkový počet možných biotopových typů je v dané krajině konečný (tj., ve větších vzdálenostech od rezervace se již kompoziční heterogenita nezvyšuje).

Vliv konfigurační heterogenity, tedy rozčleněnosti krajiny do různých stanovišť (v této práci představované délkou hranic biotopových segmentů) je pro motýly důležitý

z hlediska prostupnosti krajiny. V narušených habitatech, jako jsou pole či intenzivní louky, je vliv krajinných prvků významnější, než na stabilních polopřirodních pastvinách (Weibull & Ostman, 2003). Jednotlivé druhy mají různé disperzní schopnosti a podle nich na heterogenitu krajiny reagují. Nejvíce jsou ovlivněny mobilní druhy (Weibull & Östman, 2003), nicméně narušíme-li habitat sedentárních druhů, nejsou schopny v homogenní krajině nalézt v dostatečné blízkosti jiný vhodný habitat (Thomas & Hanski, 1997) a ubývají více než mobilní druhy (Maes & Dyck, 2001).

U xerothermních druhů bylo schéma odlišné. Jak kompoziční, tak konfigurační heterogenita měla vliv téměř ve všech vzdálenostech, i když v jednom případě jen marginální, což naznačuje nejen to, že tyto specialisté potřebují stepní místa v širokém okolí (Pocewitz, 2009), ale také to, že mezi těmito místy musí být dobrá konektivita.

4. 3. Heterogenita a složení společenstev

Obecně se předpokládá, že druhové složení motýlů na lokalitách závisí hlavně na heterogenitě stanovišť v blízkém okolí (Weibull et al., 2000; Krauss et al., 2003; Krauss et al., 2004). To je v rozporu s mými výsledky, jež poukázaly to, že se vzdávající vzdáleností vliv heterogenity krajiny na druhové složení sílí. Je mi známa jen jedna studie, která prokázala podobný vliv na čmelácích (Steffan-Dewenter et al., 2002).

Druhové složení se zkoumá převážně na nejrůznějších funkčních skupinách, jako jsou např. herbivoři, predátoři či dekompozitoři (Attwood et al., 2008; Kruess & Tschamntke, 1994; Stoner & Joern, 2004), ale také na skupinách druhů charakteristických určitými vlastnostmi, např. ohrožení, neohrožení nebo specialisté a generalisté (Ekroos et al., 2010; Jonsen & Fahrig, 1997; Stoner & Joern, 2004; Weibull & Ostman, 2003). Ačkoli se kritéria pro kategorizaci „specialistů“ a „generalistů“ často různí (srov. Ekroos et al., 2010; Krauss et al., 2003; Warren et al., 2001), poskytují nám informace o vztahu širších skupin k prostředí. Proto jsem i já rozdělila druhy na xerothermní, nexerothermní, ubikvistní a alternativně také na ohrožené a neohrožené.

V této práci nebyl zaznamenán průkazný vliv heterogenity krajiny na xerothermní, nexerothermní a ubikvistní druhy motýlů, což je v souladu se závěry Steffan-Dewenter & Tschamntke (2002). Nicméně jiné studie průkazný vliv heterogenity krajiny v blízkém okolí rezervace na xerothermní druhy potvrzují (Krauss et al., 2003; Krauss et al., 2004), nexerothermní druhy (generalisté) bývají pak ovlivněny spíše heterogenitou ve větší vzdálenosti (Jonsen & Fahrig, 1997).

Vliv heterogenity krajiny na ohrožené a neohrožené (popř. vzácné a nevzácné) druhy různých taxonů není vždy jednoznačný. Například Grill et al. (2005) i Thomas & Warren (1992) prokázali jasný pozitivní vliv heterogenity nejen na endemické, ale i na ohrožené druhy motýlů, naproti tomu Weibull & Ostman (2003) žádný vliv heterogenity krajiny na ohrožené motýly, střevlíky ani rostliny neprokázali. Společenstva motýlů v rezervacích jižní Moravy byla jasně ovlivněna pestrostí krajiny v širším okolí rezervace a na základě jiných studií (Bergman et al., 2008; Burel, 1989) lze předpokládat, že na větších vzdálenostech by byl vliv ještě markantnější.

Společenstva v heterogenní krajině se tedy různí od těch v krajině homogenní, nicméně odpovědět jednoznačně, čím se různí, není vůbec snadné. Mnohé ohrožené druhy často obývaly i rezervace v homogenní krajině a výsledný test byl poměrně slabý (na 0,05 hladině významnosti). Nicméně podíváme-li se na extrémy – druhy s nejužším a naopak nejvolnějším vztahem k heterogenitě (na základě kovariátového modelu konfigurační heterogenity v 1 000 m vzdálenosti), určité trendy vysledovat lze (Tabulka 7). Xerothermní druhy vyžadující heterogenní krajinu jsou známé relativně dobrou disperzí (např. *H. comma*) (Davies et al., 2005) nebo obývají hlavně lemy a různá sukcesní stádia (např. *S. ilicis* a *M. didyma*) (např. *S. ilicis* často obývá pařezinové lesy: Beneš et al., 2002). I nexerothermní druhy inklinující k heterogenní krajině byly často druhy lemových přechodných biotopů (např. *M. athalia*, *H. lucina*, *B. selenae*). Naopak nexerothermní druhy indiferentní k heterogenitě krajiny (např. *P. amandus*, *L. maera*), často žijí v relativně homogenních biotopech (v prvním případě na mezofilních loukách, v druhém případě v řídkých lesích a na pasekách: Beneš et al., 2002). Konečně, některé xerothermní druhy indiferentní k heterogenitě (*S. sertorius* či *A. geryon*) jsou známy schopností přežít i na relativně malých územích (Beneš et al., 2002).

Mechanismy, jimiž heterogenita zvyšuje druhové bohatství, mohou být v zásadě dvojí:

Heterogenní krajina může nabízet více zdrojů, dostupných v těsnější blízkosti (Oliver et al., 2010; Rabasa et al., 2005). Motýli s živnou rostlinou, která je silně vázána na konkrétní vegetační typ nebo je na určitém místě hojná, budou reagovat na pestrost krajiny na větším prostorovém měřítku jinak než druhy, které mají živnou rostlinu rozprostřenou v krajině rovnoměrně (O’Neil et al., 1988; Pöcowitz, 2009). Heterogenní krajina také nabízí větší množství habitatů (Duelli & Obrist, 2003). Různé taxony vyžadují pro různá fenologická stadia či specifické činnosti, jako je ovipozice, rozlišné biotopy a v heterogenní

krajinně mají mnohem větší šanci vhodný biotop nalézt (Duelli, 1997; Kumar et al., 2009; Rabasa et al., 2005).

Druhým mechanismem je pak zlepšení konektivity, to jest dosažitelnosti rezervací pro migrující jedince (Metzger, 2000). Pohyb druhu může být usnadněn nebo naopak znemožněn, když je část krajiny relativně homogenní s malými strukturními rozdíly a jiná část heterogenní s velkými kontrasty (Forman & Gordon, 1986). Může tak být ovlivněna např. možnost úniku před predátorem či možnost nalezení partnera (Rabasa et al., 2005), ale také zakládání nových kolonií (Lawton, 1999) a jejich stabilita (Oliver et al., 2010). Vlastnosti habitatu samozřejmě mohou pomoci přetrvání druhu na daném místě (Thomas et al., 2001), ale jen v případě, že je na krajinné škále možná dobrá prostorová populační dynamika (Hanski & Gilpin, 1997). V neposlední řadě má pestrost krajiny pozitivní vliv i na genetickou vitalitu kolonie, inbrední populace má totiž vyšší pravděpodobnost vymření (Nieminen et al., 2001; Saccheri et al., 1998).

Výsledky této práce naznačují, že jde o kombinaci obou mechanismů. Zatímco heterogenní krajinu vyžadovaly relativně pohyblivé xerothermní druhy a nexerothermní druhy, které dokážou využívat celou krajinu, k rezervacím obklopeným homogenní krajinou inklinovaly druhy s opačnými vlastnostmi. Je obecně známo, že heterogenita krajiny funguje na různých škálách, ale také různé druhy vznikají heterogenitu krajiny různě (Jeanneret et al., 2003b; Pöcowitz et al., 2009; Soderstrom et al., 2001; Tamme et al., 2010).

Určitá nejednoznačnost výsledků může souviset s tím, že práce může být zkreslena hned několika faktory:

1) *Samotný výběr a správné použití určitého měřítka heterogenity krajiny.* V našem případě fungovala jen konfigurační heterogenita, nicméně jak by fungovaly jiné metody měření heterogenity, např. bodová metoda, nevíme.

2) *Vzdálenost od rezervace.* Zatímco zde pokládám za velkou vzdálenost 1 000 m, některé studie pracovaly i se vzdálenostmi 5 000 m (Bergman et al., 2008). S těmito pracemi se lze jen těžko srovnávat, nicméně práce Krauss et al. (2003), Steffan-Dewenter et al. (2002) i další jsou s mou prací plně srovnatelné.

3) *Kategorie druhů.* Každý druh má svá specifika a i naše dělení na xerothermní, nexerothermní, ubikvistní i ohrožené a neohrožené jsou vlastně jen umělé kategorie. Vyhnout se těmto umělým kategoriím by vyžadovalo pracovat přímo s vlastnostmi (*species traits*) jednotlivých druhů, což je v poslední době hodně prosazovaný přístup (Kuster et al., 2008; Pavlíková & Konvička, in press; Shreeve et al., 2001; Webb et al., 2009). Někteří

autoři poukazují na to, že pokud posuzovali jen početnost jedinců, nedocházeli k žádnému konkrétnímu závěru, nicméně jestliže aplikovali tento doposud méně používaný přístup, objevily se jasné a průkazné výsledky (Tropek et al., 2008). Analýza takovýchto vlastností by však překračovala rámec této práce.

Jednoznačným výsledkem je tedy „pouze“ to, že heterogenní krajinu vyžadují spíše ohrožené druhy, což je dobrý argument pro ochranu přírody, nicméně neposkytuje mnoho biologického vhledu, proč tyto ohrožené druhy heterogenitu potřebují.

4. 4. Důsledky pro ochranu přírody

I omezený výsledek dovoluje některé závěry pro ochranu přírody. Cíle ochrany přírody mohou být rozličné, např. udržet rozpětí ekologických podmínek (Morris, 1981), procesů, specifických trofických interakcí (Steffan-Dewenter & Leschke, 2003) či zachování endemických druhů nebo typických druhů a krajiny (Usher, 1986). Základní principy, pomocí nichž můžeme těchto cílů dosáhnout, shrnul ve své práci Samways (2006). Jsou jimi síť správně vedených rezervací, udržení heterogenní krajiny mezi nimi, zredukování kontrastů mezi rezervacemi a sousední krajinou, jež by měla být využívána co nejšetrněji, občasné simulování disturbancí a v neposlední řadě také dobrá konektivita ploch v krajině.

Jedním z cílů v hospodářsky intenzivně využívané krajině by mělo být zvýšení biodiverzity nebo alespoň zmírnění jejich ztrát. Výsledky AEP, vzniklých za tímto účelem jsou ale často nejednoznačné. Zatímco v některých studiích nebyl prokázán žádný pozitivní ani negativní vliv na zvýšení druhové diverzity (Kleijn et al., 2001), mnoho prací prokázalo na různých taxonech bezobratlých živočichů pozitivní vliv takto nastavené péče (srov. např. Burel & Baudry, 1995; Brereton et al., 2008; Dover et al., 2009; Feber et al., 1996), někteří dokonce sledovali vliv i na větší zvířata, jako jsou savci (MacDonald et al., 2007). Bohužel v České republice jsou tyto dotační programy nastaveny nevhodně, neboť nevedou k diverzifikaci homogenních krajinných celků a naopak uniformním managementem přispívají k degradaci krajiny (Zimmermann, 2011). Nechvalně proslulý je případ vyhynutí žlutáška barvoměnného (*Colias myrmidone*) v Bílých Karpatech (Konvička et al., 2008). Také v jiných zemích byl prokázán neblahý vliv špatně nastolené péče (Johst et al., 2006; Maes & Dyck, 2001). Zásadní věc, na které se shodují téměř všichni autoři, je správné nastavení agroenvironmentálních programů (Albrecht et al., 2007; Konvička et al., 2008; McDonald et al., 2007; Merckx et al., 2009).

Nicméně samotná úprava managementu mnohdy nestačí (Duelli et al., 1999). Merckx et al. (2009) prokázali, že tradiční pojetí agroenvironmentálních programů (v měřítku habitatu) je v rámci nočních motýlů efektivní pouze pro málo mobilní druhy. Tím, co opravdu pozitivně ovlivňuje společenstva motýlů, je heterogenita krajiny (Aviron et al., 2007; Duelli et al., 1999; Jeanneret et al., 2003a,b; Pocewicz et al., 2009). Když tyto programy přetransformujeme tak, aby zajišťovaly heterogenitu krajiny na větší škále, mohlo by dojít k pozitivnímu ovlivnění všech druhů, nezávisle na jejich disperzních schopnostech (Merckx et al., 2009).

Jak s touto informací nakládat v kontextu dnešní homogenní, hospodářsky využívané krajiny, by již mělo být zřejmé. Nejen modelovací studie (Schultz & Crone, 2005; Tschardt et al., 2002) potvrzují, že téměř jakékoli rozčlenění současných „mamutích celků“ a konsekventní propojení vhodných habitatů může umožnit lepší přežití jinak izolovaných populací (Bennett, 1999).

Takovým rozčleněním může být například liniová zeleň (*hedges, hedgerows*). V mnoha studiích bylo totiž potvrzeno, že tyto krajinné prvky (v podobě trávníků, mezí, břehů, polních cest, příkopů, ale i alejí) mohou zmírnit škodlivé následky lidské činnosti a působí na druhovou diverzitu velmi pozitivně (Croxtton et al., 2005; Ouin & Burel, 2002; Samways et al., 2010; Walker et al., 2006). Tyto krajinné prvky ovlivňují lokální mikroklima (Gardiner & Dover, 2008), slouží jako zdroje potravy (Smart et al., 2000), úkryty či místa k odpočinku; tvoří také bariéry a v neposlední řadě je živočichové využívají také jako orientační body při migracích (Jelínek, 2006; Hess & Fisher, 2001). Je-li liniová zeleň dostatečně plošně zastoupena, může být pro některé živočichy celým habitatem (Jelínek, 2006; Hess & Fisher, 2001). Také zatravněné pásy či úhorové hospodaření jsou velmi účinnou alternativou (Balmer & Erhardt, 2000; Field et al., 2005; Field et al., 2007). Nechceme-li či nemůžeme-li si dovolit takového pásy, lze organismům pomoci alespoň ohleduplnější péčí, ve smyslu menšího množství použitých pesticidů a insekticidů na okrajích polí, čímž vzniknou tzv. *buffer zones* (Cilgi & Jepson, 1995; Dover, 1997).

Tyto prvky byly dříve v krajině běžné, bohužel za posledních 50 let došlo v české krajině k jejich značnému úbytku (místy až 80 %) (Jelínek, 2009). V některých zemích je podpora liniové zeleně prosazována do agroenvironmentálních schémat (Davey et al., 2007; Field et al., 2005; Gardiner & Dover, 2008; MacDonald et al., 2007), čímž bychom se jednoznačně měli nechat inspirovat. Finanční ztráty za ekologické hospodaření v úrodné oblasti jsou sice značné, nicméně postupné členění krajiny by nemuselo být v rozporu s intenzivním zemědělstvím. Ztráty vzniklé vytvořením liniových prvků v krajině by mohly

být kompenzovány z dotačních prostředků, navíc tyto prvky slouží jako biologická ochrana proti škůdcům (Garcia-Salazar et al., 2007), což je pro zemědělce také ekonomicky příznivé.

5. ZÁVĚR

Tato práce se zabývá vlivem heterogenity krajiny na druhovou diverzitu a druhové složení společenstev motýlů obývajících 38 stepních rezervací na jižní Moravě. Heterogenní krajina hostí vyšší počet všech, xerothermních i ohrožených druhů, přičemž vliv různých typů heterogenity se liší. V bližším okolí rezervace má vliv zejména kompoziční heterogenita, zatímco se zvětšující se vzdáleností od rezervace nabývá na vlivu konfigurační heterogenita krajiny. Dále bylo zjištěno, že také druhové složení je ovlivněno heterogenitou krajiny. Členitější krajinu preferují xerothermní specialisté s dobrými disperzními schopnostmi, zatímco druhy žijící jen na malé ploše dokážou obývat i rezervace v homogenní krajině. Zvýšení heterogenity jinak velmi intenzivně obhospodařované krajiny tedy přispívá k ochraně biodiverzity motýlů.

6. SEZNAM LITERATURY

Addicott, J. F., Aho, J. M., Antolin, M. F., Padilla, D. K., Richardson, J. S., Soluk, D. A., 1987. Ecological Neighborhoods – Scaling Environmental Patterns. *Oikos* 49, 340–346.

Albrecht, M., Duelli, P., Muller, C., Kleijn, D., Schmid, B., 2007. The Swiss agri-environment scheme enhances pollinator diversity and plant reproductive success in nearby intensively managed farmland. *Journal of Applied Ecology* 44, 813–822.

Amet, 2010. URL: www.amet.cz

Attwood, S. J., Maron, M., House, A. P. N., Zammit, C., 2008. Do arthropod assemblages display globally consistent responses to intensified agricultural land use and management? *Global Ecology and Biogeography* 17, 585–599.

Aviron, S., Jeanneret, P., Schupbach, B., Herzog, F., 2007. Effects of agri-environmental measures, site and landscape conditions on butterfly diversity of Swiss grassland. *Agriculture Ecosystems & Environment* 122, 295–304.

Baguette, M., Mennechez, G., Petit, S., Schtickzelle, N., 2003. Effect of habitat fragmentation on dispersal in the butterfly *Proclissiana eunomia*. *Comptes Rendus Biologies* 326, S200–S209.

Balmer, O., Erhardt, A., 2000. Consequences of succession on extensively grazed grasslands for central European butterfly communities: Rethinking conservation practices. *Conservation Biology* 14, 746–757.

Beneš J., Konvička M., (eds), 2002. *Motýli české republiky: rozšíření a ochrana I a II*
Butterflies of the Czech Republic: Distribution and Conservation I and II. Společnost pro ochranu motýlů, Praha.

Beneš, J., Kepka, P., Konvička, M. 2003. Limestone quarries as refuges for European xerophilous butterflies. *Conservation biology* 17, 1058–2003.

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

Bennett, A. F., 1999. *Linkages in the Landscape: The Role of Corridors and Connectivity in Wildlife Conservation*. IUCN (World Conservation Union), Gland.

Bennie, J., Huntley, B., Wiltshire, A., Hill, M. O., Baxter, R., 2008. Slope, aspect and climate: Spatially explicit and implicit models of topographic microclimate in chalk grassland. *Ecological Modelling* 216, 47–59.

Bentley. 2002. MicroStation version 7. 1. Available URL: <http://www.bentley.com/en-US/Products/MicroStation/>

Bergman, K. O., Ask, L., Askling, J., Ignell, H., Wahlman, H., Milberg, P., 2008. Importance of boreal grasslands in Sweden for butterfly diversity and effects of local and landscape habitat factors. *Biodiversity and Conservation* 17, 139–153.

Braak, C. J. F., Šmilauer, P., 2002. *CANOCO 4.56 Reference Manual and Canodraw for Windows User's Guide*. Ceske Budejovice, Biometris – Plant Research International. Wageningen. The Netherlands.

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.

Bruun, H. H., 2000. Patterns of species richness in dry grassland patches in an agricultural landscape. *Ecography* 23, 641–650.

Burel, F., 1989. Landscape structure effects on carabid beetles spatial patterns in western France. *Landscape Ecology* 2, 215–226.

Burel, F., Baudry, J., 1995. Species biodiversity in changing agricultural landscapes: A case study in the Pays d'Auge, France. *Agriculture Ecosystems & Environment* 55, 193–200.

Bustamante, J., Donazar, J. A., Hiraldo, F., Ceballos, O., Travaini, A., 1997. Differential habitat selection by immature and adult Grey Eagle-buzzards *Geranoaetus melanoleucus*. *Ibis* 139, 322–330.

Cannon, R. J. C., 1998. The implications of predicted climate change for insect pests in the UK, with emphasis on non-indigenous species. *Global Change Biology* 4, 785–796.

Cilgi, T., Jepson, P., 1995. The Risks Posed by Deltamethrin Drift to Hedgerow Butterflies (Vol 87, Pg 1, 1995). *Environmental Pollution* 87, 378–378.

Colwell, R. K. 2009. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 8.2. User's Guide and application published at: URL://purl.oclc.org/estimates.

Conrad, K. F., Woiwod, I. P., Parsons, M., Fox, R., Warren, M. S., 2004. Long-term population trends in widespread British moths. *Journal of Insect Conservation* 8, 119–136.

Croxtton, P. J., Hann, J. P., Greatorex-Davies, J. N., Sparks, T. H., 2005. Linear hotspots? The floral and butterfly diversity of green lanes. *Biological Conservation* 121, 579–584 .

D'Eon, R. G., Glenn, S. M. G, Parfitt, I., Fortin, M. J., 2002. Landscape Connectivity as a Function of Scale and Organism Vagility in a Real Forested Landscape. *Conservation Ecology*, 6–10.

Davey, C. M., Vickery, J. A., Boatman, N. D., Chamberlain, D. E., Siriwardena, G. M., 2010. Entry Level Stewardship may enhance bird numbers in boundary habitats. *Bird Study* 57, 415–420.

Davis, J. D., Debinski, D. M., Danielson, B. J., 2007. Local and landscape effects on the butterfly community in fragmented Midwest USA prairie habitats. *Landscape Ecology* 22, 1341–1354.

- 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.
- 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 of London Series B-Biological Sciences* 268, 25–29.
- Dormann, C. F., Schweiger, O., Augenstein, I., Bailey, D., Billeter, R., de Blust, G., DeFilippi, R., Frenzel, M., Hendrickx, F., Herzog, F., Klotz, S., Liira, J., Maelfait, J. P., Schmidt, T., Speelmans, M., van Wingerden, W. K. R. E., Zobel, M., 2007. Effects of landscape structure and land-use intensity on similarity of plant and animal communities. *Global Ecology and Biogeography* 16, 774–787.
- Dover, J. W., 1997. Conservation headlands: Effects on butterfly distribution and behaviour. *Agriculture Ecosystems & Environment* 63, 31–49.
- Dover, J., Settele, J., 2009. The influences of landscape structure on butterfly distribution and movement: a review. *Journal of Insect Conservation* 13, 3–27.
- Dower, J. V., Clarke, S. A., Rew, L., 1992. Habitats and movement pattern of satyrid butterflies (Lepidoptera: Satyridae) on arable farmland. *Entomologists's Gazette* 43, 29–44.
- Duelli, P., 1997. Biodiversity evaluation in agricultural landscapes: An approach at two different scales. *Agriculture Ecosystems & Environment* 62, 81–91.
- Duelli, P., Obrist, M. K., Schmatz, D. R., 1999. Biodiversity evaluation in agricultural landscapes: above-ground insects. *Agriculture Ecosystems & Environment* 74, 33–64.
- Duelli, P., Obrist, M. K., 2003. Regional biodiversity in an agricultural landscape: the contribution of seminatural habitat islands. *Basic and Applied Ecology* 4, 129–138.
- Ekroos, J., Heliola, J., Kuussaari, M., 2010. Homogenization of lepidopteran communities in intensively cultivated agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology* 47, 459–467.

ESRI (Environmental Systems Research Institute). 1999. ArcView GIS Version 3.2. Redlands, California.

Farkač, J., Král, D., Škorpík, M., [eds.], 2005. Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Bezobratlí. List of threatened species in the Czech Republic. Invertebrates. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR. Praha. 760 pp.

Feber, R. E., Smith, H., Macdonald, D. W., 1996. The effects on butterfly abundance of the management of uncropped edges of arable fields. *Journal of Applied Ecology* 33, 1191–1205.

Feber, R. E., Firbank, L. G., Johnson, P. J., Macdonald, D. W., 1997. The effects of organic farming on pest and non-pest butterfly abundance. *Agriculture Ecosystems & Environment* 64, 133–139.

Field, R. G., Gardiner, T., Mason, C. F., Hill, J., 2005. Agri-environment schemes and butterflies: the utilisation of 6 m grass margins. *Biodiversity and Conservation* 14, 1969–1976.

Field, R. G., Gardiner, T., Mason, C. F., Hill, J., 2007. Agri-environment schemes and butterflies: the utilisation of two metre arable field margins. *Biodiversity and Conservation* 16, 465–474.

Forman R. T. T., Godron M., 1986. *Landscape ecology*. Wiley, New York.

Garcia-Salazar, C., Gut, L. J., Whalon, M. E., 2007. Hedgerow barriers and other reduced-risk controls for managing Oriental fruit moth, *Grapholitha molesta* (Busck) (Lepidoptera : Tortricidae) in apples. *Renewable Agriculture and Food Systems* 22, 181–188.

Gardiner, T., Dover, J., 2008. Is microclimate important for Orthoptera in open landscapes? *Journal of Insect Conservation* 12, 705–709.

Geiger, F., Bengtsson, J., Berendse, F., Weisser, W. W., Emmerson, M., Morales, M. B.,

- Ceryngier, P., Liira, J., Tschardtke, T., Winqvist, C., Eggers, S., Bommarco, R., Part, T., Bretagnolle, V., Plantegenest, M., Clement, L. W., Dennis, C., Palmer, C., Onate, J. J., Guerrero, I., Hawro, V., Aavik, T., Thies, C., Flohre, A., Hanke, S., Fischer, C., Goedhart, P. W., Inchausti, P., 2010. Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland. *Basic and Applied Ecology* 11, 97–105.
- Gonzalez, A., 2000. Community relaxation in fragmented landscapes: the relation between species richness, area and age. *Ecology Letters* 3, 441–448.
- Gotmark F., Ahlund M., Eriksson, M. O. G., 1986. Are indices reliable for assessing conservation value of natural areas? An avian case study. *Biological Conservation* 38, 55–73.
- Griffith, J., 2004. The role of landscape pattern analysis in understanding concepts of land cover change. *Journal of Geographical Sciences*, 14. 3–17.
- Grill, A., Knoflach, B., Cleary, D. F. R., Kati, V., 2005. Butterfly, spider, and plant communities in different land-use types in Sardinia, Italy. *Biodiversity and Conservation* 14, 1281–1300.
- Gustafson, E. J., 1998. Quantifying landscape spatial pattern: What is the state of the art? *Ecosystems* 1, 143–156.
- Halley, J. M., Dempster, J. P., 1996. The spatial population dynamics of insects exploiting a patchy food resource: A model study of local persistence. *Journal of Applied Ecology* 33, 439–454.
- Harrison, S., Bruna, E., 1999. Habitat fragmentation and large-scale conservation: what do we know for sure? *Ecography* 22, 225–232.
- Hartel, T., Schweiger, O., Ollerer, K., Cogalniceanu, D., Arntzen, J. W., 2010. Amphibian distribution in a traditionally managed rural landscape of Eastern Europe: Probing the effect of landscape composition. *Biological Conservation* 143, 1118–1124.

Helm, A., Hanski, I., Partel, M., 2006. Slow response of plant species richness to habitat loss and fragmentation. *Ecology Letters* 9, 72–77.

Hess, G. R., Fischer, R. A., 2001. Communicating clearly about conservation corridors. *Landscape and Urban Planning* 55, 195–208.

Huston, M. A., 1994. *Biological Diversity*. Cambridge University Press, Cambridge.

Hutton, S. A., Giller, P. S., 2003. The effects of the intensification of agriculture on northern temperate dung beetle communities. *Journal of Applied Ecology* 40, 994–1007.

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

Illan, J. G., Gutierrez, D., Wilson, R. J., 2010. Fine-scale determinants of butterfly species richness and composition in a mountain region. *Journal of Biogeography* 37, 1706–1720.

Jarošík, V., Konvička, M., Pyšek, P., Kadlec, T., Beneš, J., 2011. Conservation in a city. Do the same principles apply to different taxa? *Biological Conservation* 144, 490–499.

Jeanneret, P., Schupbach, B., Luka, H., 2003. Quantifying the impact of landscape and habitat features on biodiversity in cultivated landscapes. *Agriculture Ecosystems & Environment* 98, 311–320.

Jeanneret, P., Schupbach, B., Pfiffner, L., Walter, T., 2003. Arthropod reaction to landscape and habitat features in agricultural landscapes. *Landscape Ecology* 18, 253–263.

Jelínek, R., 2006. Zhodnocení stavu trvalé krajinné zeleně v současné krajině západního Kroměřížska. In: ZO ČSOP Veronica. 2006. Venkovská krajina – sborník příspěvků. ZO ČSOP Veronica, Brno, květen 2006.

Jelínek, R., 2009. Možnosti využití Územních systémů ekologické stability v myslivecké praxi. Dissertation thesis, in Czech. Faculty of Forestry and Wood Technology, Mendel University in Brno, Brno, Czech Republic., 138 pp.

- Johst, K., Drechsler, M., Thomas, J., Settele, J., 2006. Influence of mowing on the persistence of two endangered large blue butterfly species. *Journal of Applied Ecology* 43, 333–342.
- Jonason, D., Milberg, P., Bergman, K. O., 2010. Monitoring of butterflies within a landscape context in south-eastern Sweden. *Journal for Nature Conservation* 18, 22–33.
- Jongman, R. H. G., 2002. Homogenisation and fragmentation of the European landscape: ecological consequences and solutions. *Landscape and Urban Planning* 58, 211–221.
- Jonsen, I. D., Fahrig, L., 1997. Response of generalist and specialist insect herbivores to landscape spatial structure. *Landscape Ecology* 12, 185–197.
- Jost, L., 2006. Entropy and diversity. *Oikos* 113, 363–375.
- Jost, L., 2007. Partitioning diversity into independent alpha and beta components. *Ecology* 88, 2427–2439.
- Kadlec, T., Beneš, J., Jarošík, V., Konvička, M., 2008. Revisiting urban refuges: Changes of butterfly and burnet fauna in Prague reserves over three decades. *Landscape and Urban Planning* 85, 1–11.
- Kerr, J. T., 2001. Butterfly species richness patterns in Canada: Energy, heterogeneity, and the potential consequences of climate change. *Conservation Ecology* 5, 10 pp.
- Kleijn, D., Berendse, F., Smit, R., Gilissen, N., 2001. Agri-environment schemes do not effectively protect biodiversity in Dutch agricultural landscapes. *Nature* 413, 723–725.
- Kleijn, D., Kohler, F., Baldi, A., Batary, P., Concepcion, E. D., Clough, Y., Diaz, M., Gabriel, D., Holzschuh, A., Knop, E., Kovacs, A., Marshall, E. J. P., Tscharrntke, T., Verhulst, J., 2009. On the relationship between farmland biodiversity and land-use intensity in Europe. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* 276, 903–909.

- Klimeš, L., 1995. Small-scale distribution of species richness in a grassland (Bile Karpaty Mts, Czech Republic). *Folia Geobotanica & Phytotaxonomica* 30, 499–510.
- Konvička, M., Beneš, J., Cizek, O., Kopecek, F., Konvička, O., Vitaz, L., 2008. How too much care kills species: Grassland reserves, agri-environmental schemes and extinction of *Colias myrmidone* (Lepidoptera: Pieridae) from its former stronghold. *Journal of Insect Conservation* 12, 519–525.
- Kotliar, N. B., Wiens, J. A., 1990. Multiple Scales of Patchiness and Patch Structure – a Hierarchical Framework for the Study of Heterogeneity. *Oikos* 59, 253–260.
- Králíček, M., Gottwald, A., 1984. Motýli jihovýchodní Moravy I. [Butterflies of Southeast Moravia I.]. Muzeum Uherský Brod & OV ČSOP, Uherské Hradiště.
- Krauss, J., Steffan-Dewenter, I., Tschardtke, T., 2003. How does landscape context contribute to effects of habitat fragmentation on diversity and population density of butterflies? *Journal of Biogeography* 30, 889–900.
- Krauss, J., Klein, A. M., Steffan-Dewenter, I., Tschardtke, T., 2004. Effects of habitat area, isolation, and landscape diversity on plant species richness of calcareous grasslands. *Biodiversity and Conservation* 13, 1427–1439.
- Kruess, A., Tschardtke, T., 1994. Habitat Fragmentation, Species Loss, and Biological-Control. *Science* 264, 1581–1584.
- Kumar, S., Simonson, S. E., Stohlgren, T. J., 2009. Effects of spatial heterogeneity on butterfly species richness in Rocky Mountain National Park, CO, USA. *Biodiversity and Conservation* 18, 739–763.
- Kuster, E. C., Kuhn, I., Bruelheide, H., Klotz, S., 2008. Trait interactions help explain plant invasion success in the German flora. *Journal of Ecology* 96, 860–868.
- Kuussaari, M., Nieminen, M., Hanski, I., 1996. An experimental study of migration in the Glanville fritillary butterfly *Melitaea cinxia*. *Journal of Animal Ecology* 65, 791–801.

Laštůvka Z., Liška, J., 2005. Seznam motýlů České republiky (Checklist of Lepidoptera of the Czech Republic) (Insecta: Lepidoptera). <http://www.lepidoptera.wz.cz>

Lawton, J. H., 1999. Are there general laws in ecology? *Oikos* 84, 177–192.

Li, H. B., Reynolds, J. F., 1994. A Simulation Experiment to Quantify Spatial Heterogeneity in Categorical Maps. *Ecology* 75, 2446–2455.

Li, H. B., Reynolds, J. F., 1995. On Definition and Quantification of Heterogeneity. *Oikos* 73, 280–284.

Liu, H., Koptur, S., 2003. Breeding system and pollination of a narrowly endemic herb of the Lower Florida Keys: Impacts of the urban-wildland interface. *American Journal of Botany* 90, 1180–1187.

MacDonald, D. W., Tattersall, F. H., Service, K. M., Firbank, L. G., Feber, R. E., 2007. Mammals, agri-environment schemes and set-aside – what are the putative benefits? *Mammal Review* 37, 259–277.

Maes, D., Van Dyck, H., 2001. Butterfly diversity loss in Flanders (north Belgium): Europe's worst case scenario? *Biological Conservation* 99, 263–276.

Marini, L., Fontana, P., Battisti, A., Gaston, K. J., 2009. Agricultural management, vegetation traits and landscape drive orthopteran and butterfly diversity in a grassland-forest mosaic: a multi-scale approach. *Insect Conservation and Diversity* 2, 213–220.

Marini, L., Fontana, P., Klimek, S., Battisti, A., Gaston, K. J., 2009. Impact of farm size and topography on plant and insect diversity of managed grasslands in the Alps. *Biological Conservation* 142, 394–403.

Merckx, T., Feber, R. E., Dulieu, R. L., Townsend, M. C., Parsons, M. S., Bourn, N. A. D., Riordan, P., MacDonald, D. W., 2009. Effect of field margins on moths depends on species mobility: Field-based evidence for landscape-scale conservation. *Agriculture Ecosystems & Environment* 129, 302–309.

Metzger, J. P., 2000. Tree functional group richness and landscape structure in a Brazilian tropical fragmented landscape. *Ecological Applications* 10, 1147–1161.

Microsoft Corporation. 2007. Microsoft Office Access 2007. Part of Microsoft Office Enterprise.

Morris, M. G., 1981. Responses of Grassland Invertebrates to Management by Cutting. 4. Positive Responses of Auchenorhyncha. *Journal of Applied Ecology* 18, 763–771.

MŽP, 2004. Agroenvironmentální programy České republiky. Programy na ochranu a obnovu životního prostředí v zemědělství. Ministerstvo životního prostředí ve spolupráci s ministerstvem zemědělství. Praha. 1–23.

Nekola, J. C., Kraft, C. E., 2002. Spatial constraint of peatland butterfly occurrences within a heterogeneous landscape. *Oecologia* 130, 53–61.

Neve, G., Mousson, L., Baguette, M., 1996. Adult dispersal and genetic structure of butterfly populations in a fragmented landscape. *Acta Oecologica-International Journal of Ecology* 17, 621–626.

Nieminen, M., Singer, M. C., Fortelius, W., Schops, K., Hanski, I., 2001. Experimental confirmation that inbreeding depression increases extinction risk in butterfly populations. *American Naturalist* 157, 237–244.

Ockinger, E., Smith, H. G., 2006. Landscape composition and habitat area affects butterfly species richness in semi-natural grasslands. *Oecologia* 149, 526–534.

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

OECD, 2003. *Agri-environmental Policy Measures: Overview of Developments*. Ordination for Economic Cooperation and Development, Paris.

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

O’Neil R. V., DeAngelis, D. L., Waide, J. B., Allen, T. F. H., 1986. *A hierarchical concept of ecosystems*. Princeton. Princeton University. 253 pp.

O’Neil R. V., Milne, B. T., Turner, M. G., Gardner, R. H., 1988. Resource utilization scales and Landscape pattern. *Landscape Ecology* 2, 63–69.

Ouin, A., Burel, F., 2002. Influence of herbaceous elements on butterfly diversity in hedgerow agricultural landscapes. *Agriculture Ecosystems & Environment* 93, 45–53.

Pavlíková, A., Konvička, M., in press. An ecological classification of Central European macromoths: habitat associations and conservation status returned from life history attributes. *Journal of Insect Conservation*.

Pe’er, G., Saltz, D., Thulke, H. H., Motro, U., 2004. Response to topography in a hilltopping butterfly and implications for modelling nonrandom dispersal. *Animal Behaviour* 68, 825–839.

Petříček, V., Michal, I., 1999. *Péče o chráněná území I. Nelesní společenstva*. AOPK, Praha.

Pocewicz, A., Morgan, P., Eigenbrode, S. D., 2009. Local and landscape effects on butterfly density in northern Idaho grasslands and forests. *Journal of Insect Conservation* 13, 593–601.

- Polus, E., Vandewoestijne, S., Choutt, J., Baguette, M., 2007. Tracking the effects of one century of habitat loss and fragmentation on calcareous grassland butterfly communities. *Biodiversity and Conservation* 16, 3423–3436.
- Qi, Y., Wu, J. G., 1996. Effects of changing spatial resolution on the results of landscape pattern analysis using spatial autocorrelation indices. *Landscape Ecology* 11, 39–49.
- R Development Core Team, 2009. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. URL: <http://www.R-project.org>.
- Rabasa, S. G., Gutierrez, D., Escudero, A., 2005. Egg laying by a butterfly on a fragmented host plant: a multi-level approach. *Ecography* 28, 629–639.
- Ravenscroft, N. O. M., Young, M. R., 1996. Habitat specificity, restricted range and metapopulation persistence of the slender scotch burnet moth *Zygaena loti* in western Scotland. *Journal of Applied Ecology* 33, 993–1000.
- Roth, T., Amrhein, V., Peter, B., Weber, D., 2008. A Swiss agri-environment scheme effectively enhances species richness for some taxa over time. *Agriculture Ecosystems & Environment* 125, 167–172.
- Saccheri, I., Kuussaari, M., Kankare, M., Vikman, P., Fortelius, W., Hanski, I., 1998. Inbreeding and extinction in a butterfly metapopulation. *Nature* 392, 491–494.
- Samways, M. J., 2007. Insect conservation: A synthetic management approach. *Annual Review of Entomology* 52, 465–487.
- Samways, M. J., Bazelet, C. S., Pryke, J. S., 2010. Provision of ecosystem services by large scale corridors and ecological networks. *Biodiversity and Conservation* 19, 2949–2962.
- Shannon C. E., 1948. A mathematical theory of communication. *Bell System Technical Journal* 27, 379–423, 623–656.

Shreeve, T. G., Dennis, R. L. H., Roy, D. B., Moss, D., 2001. An ecological classification of British butterflies: Ecological attributes and biotope occupancy. *Journal of Insect Conservation* 5, 145–161.

Scheiner, S. M., Gurevitch, J., 2001. Design and analysis of experiments. Second edition. Oxford University Press, Oxford, UK.

Schultz, C. B., Crone, E. E., 2005. Patch size and connectivity thresholds for butterfly habitat restoration. *Conservation Biology* 19, 887–896.

Schweiger, O., Maelfait, J. P., Van Wingerden, W., Hendrickx, F., Billeter, R., Speelmans, M., Augenstein, I., Aukema, B., Aviron, S., Bailey, D., Bukacek, R., Burel, F., Diekotter, T., Dirksen, J., Frenzel, M., Herzog, F., Liira, J., Roubalova, M., Bugter, R., 2005. Quantifying the impact of environmental factors on arthropod communities in agricultural landscapes across organizational levels and spatial scales. *Journal of Applied Ecology* 42, 1129–1139.

Simpson, E. H., 1949. Measurement of diversity. *Nature* 163, 688.

Smart, S. M., Firbank, L. G., Bunce, R. G. H., Watkins, J. W., 2000. Quantifying changes in abundance of food plants for butterfly larvae and farmland birds. *Journal of Applied Ecology* 37, 398–414.

Soderstrom, B., Svensson, B., Vessby, K., Glimskar, A., 2001. Plants, insects and birds in semi-natural pastures in relation to local habitat and landscape factors. *Biodiversity and Conservation* 10, 1839–1863.

StatSoft, Inc., 2010. STATISTICA (data analysis software system), version 9.1. www.statsoft.com.

Steffan-Dewenter, I., Tschardtke, T., 1999. Effects of habitat isolation on pollinator communities and seed set. *Oecologia* 121, 432–440.

Steffan-Dewenter, I., Tschardtke, T., 2000. Butterfly community structure in fragmented habitats. *Ecology Letters* 3, 449–456.

- Steffan-Dewenter, I., Munzenberg, U., Burger, C., Thies, C., Tschardtke, T., 2002. Scale-dependent effects of landscape context on three pollinator guilds. *Ecology* 83, 1421–1432.
- Steffan-Dewenter, I., Tschardtke, T., 2002. Insect communities and biotic interactions on fragmented calcareous grasslands—a mini review. *Biological Conservation*, 104, 275–284.
- Steffan-Dewenter, I., Leschke, K., 2003. Effects of habitat management on vegetation and above-ground nesting bees and wasps of orchard meadows in Central Europe. *Biodiversity and Conservation* 12, 1953–1968.
- Stoner, K. J. L., Joern, A., 2004. Landscape vs. local habitat scale influences to insect communities from tallgrass prairie remnants. *Ecological Applications* 14, 1306–1320.
- Štorch, D., Konvička, M., Beneš, J., Martinková, J., Gaston, K. J., 2003. Distribution patterns in butterflies and birds of the Czech Republic: separating effects of habitat and geographical position. *Journal of Biogeography* 30, 1195–1205.
- Suarez-Seoane, S., Baudry, J., 2002. Scale dependence of spatial patterns and cartography on the detection of landscape change: relationships with species' perception. *Ecography* 25, 499–511.
- Tamme, R., Hiiesalu, I., Laanisto, L., Szava-Kovats, R., Partel, M., 2010. Environmental heterogeneity, species diversity and co-existence at different spatial scales. *Journal of Vegetation Science* 21, 796–801.
- Thies, C., Tschardtke, T., 1999. Landscape structure and biological control in agroecosystems. *Science* 285, 893–895.
- Thomas, J. A., 1983. The Ecology and Conservation of *Lysandra-Bellargus* (Lepidoptera, Lycaenidae) in Britain. *Journal of Applied Ecology* 20, 59–83.
- Thomas, C. D., 1985. The Status and Conservation of the Butterfly *Plebejus-Argus* L. (Lepidoptera, Lycaenidae) in North-West Britain. *Biological Conservation* 33, 29–51.

Thomas, C. D., Thomas, J. A., Warren, M. S., 1992. Distributions of Occupied and Vacant Butterfly Habitats in Fragmented Landscapes. *Oecologia* 92, 563–567.

Thomas, C. D., Hanski, I., 1997. Butterfly metapopulations. In: Hanski, I., Gilpin, M. E., (eds). *Metapopulation biology: ecology, genetics and evolution*. Academic Press, San Diego, California. 359–386.

Tropek, R., Spitzer, L., Konvička, M., 2008. Two groups of epigeic arthropods differ in colonising of piedmont quarries: the necessity of multi-taxa and life-history traits approaches in the monitoring studies. *Community Ecology* 9, 177–184.

Tscharntke, T., Steffan-Dewenter, I., Kruess, A., Thies, C., 2002. Contribution of small habitat fragments to conservation of insect communities of grassland-cropland landscapes. *Ecological Applications* 12, 354–363.

Tscharntke, T., Tylianakis, J. M., Wade, M. R., Wratten, S. D., Bengtsson, J., Kleijn, D., 2007. Insect conservation in agricultural landscapes. *Insect Conservation Biology*. The Royal Entomological Society, 16, 383–404.

Turner, M. G., 1989. Landscape Ecology – the Effect of Pattern on Process. *Annual Review of Ecology and Systematics* 20, 171–197.

Urban, D. L., O'Neill, R. V., Shugart, H. H., 1987. Landscape Ecology. *Bioscience* 37, 119–127.

Usher, M. B., 1986. *Wildlife conservation evaluation*. Chapman and Hall Ltd., London. UK. 3–44.

Van Swaay C. A. M., Warren M. S., 1999. *Red Data Book of European Butterflies (Rhopalocera)*. Nature and Environment Series, 99. Council of Europe, Strasbourg.

Veselý, J., 1954. *Ochrana československé přírody a krajiny 1 & 2*. Nakladatelství ČSAV, Praha.

- Wagner, H. H., Fortin, M. J., 2005. Spatial analysis of landscapes: Concepts and statistics. *Ecology* 86, 1975-1987.
- Walker, M. P., Dover, J. W., Sparks, T. H., Hinsley, S. A., 2006. Hedges and green lanes: Vegetation composition and structure. *Biodiversity and Conservation* 15, 2595–2610.
- Warren, M. S., Hill, J. K., Thomas, J. A., Asher, J., Fox, R., Huntley, B., Roy, D. B., Telfer, M. G., Jeffcoate, S., Harding, P., Jeffcoate, G., Willis, S. G., Greatorex-Davies, J. N., Moss, D., Thomas, C. D., 2001. Rapid responses of British butterflies to opposing forces of climate and habitat change. *Nature* 414, 65–69.
- Webb, T. J., Tyler, E. H. M., Somerfield, P. J., 2009. Life history mediates large-scale population ecology in marine benthic taxa. *Marine Ecology Progress Series* 396, 293–306.
- Weibull, A. C., Bengtsson, J., Nohlgren, E., 2000. Diversity of butterflies in the agricultural landscape: the role of farming system and landscape heterogeneity. *Ecography* 23, 743–750.
- Weibull, A. C., Ostman, O., 2003. Species composition in agroecosystems: The effect of landscape, habitat, and farm management. *Basic and Applied Ecology* 4, 349–361.
- Weibull, A. C., Ostman, O., Granqvist, A., 2003. Species richness in agroecosystems: the effect of landscape, habitat and farm management. *Biodiversity and Conservation* 12, 1335–1355.
- Weiss, S. B., Murphy, D. D., White, R. R., 1988. Sun, Slope, and Butterflies – Topographic Determinants of Habitat Quality for *Euphydryas-Editha*. *Ecology* 69, 1486–1496.
- Wenzel, M., Schmitt, T., Weitzel, M., Seitz, A., 2006. The severe decline of butterflies on western German calcareous grasslands during the last 30 years: A conservation problem. *Biological Conservation* 128, 542–552.

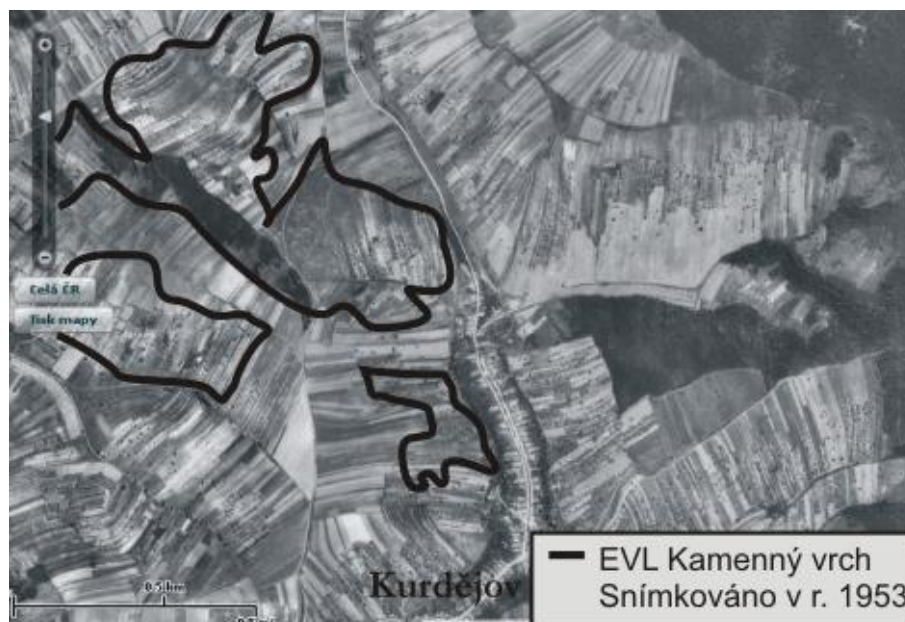
Wettstein, W., Schmid, B., 1999. Conservation of arthropod diversity in montane wetlands: effect of altitude, habitat quality and habitat fragmentation on butterflies and grasshoppers. *Journal of Applied Ecology* 36, 363–373.

Wiens, J. A., 1976. Population responses to patchy environments. *Annual Review of Ecology and Systematics* 7, 81–120.

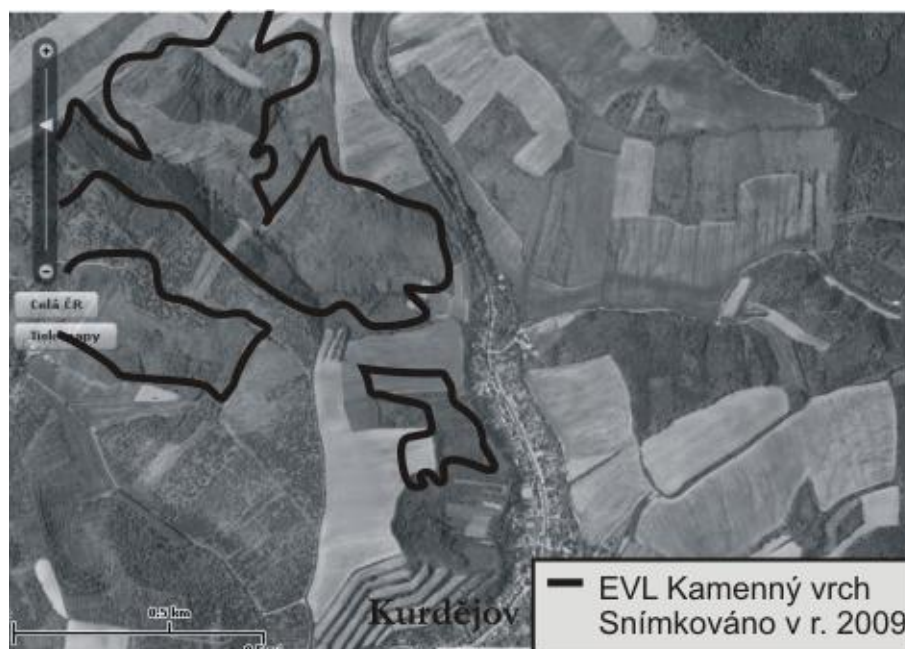
Zimmermann, K., 2011. Ekologie denních motýlů tradičně obhospodařovaných podhorských luk. Dissertation thesis, in Czech. Faculty of Science, University of South Bohemia, Ceske Budejovice, Czech Republic., 49 pp.

7. PŘÍLOHY

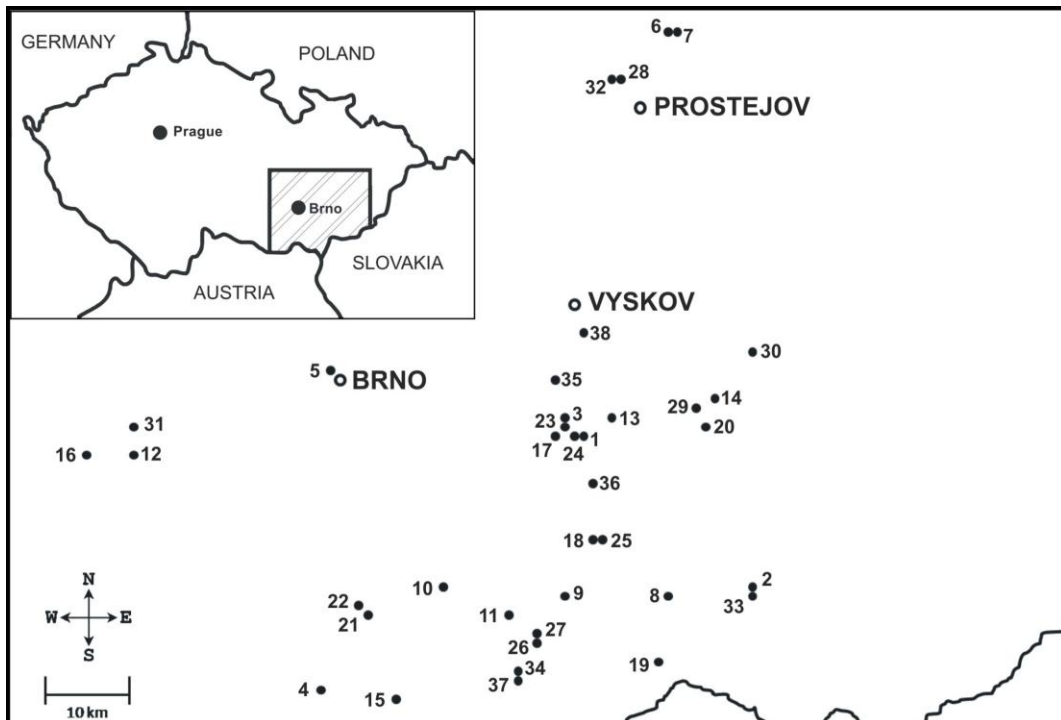
7. 1. Obrázky



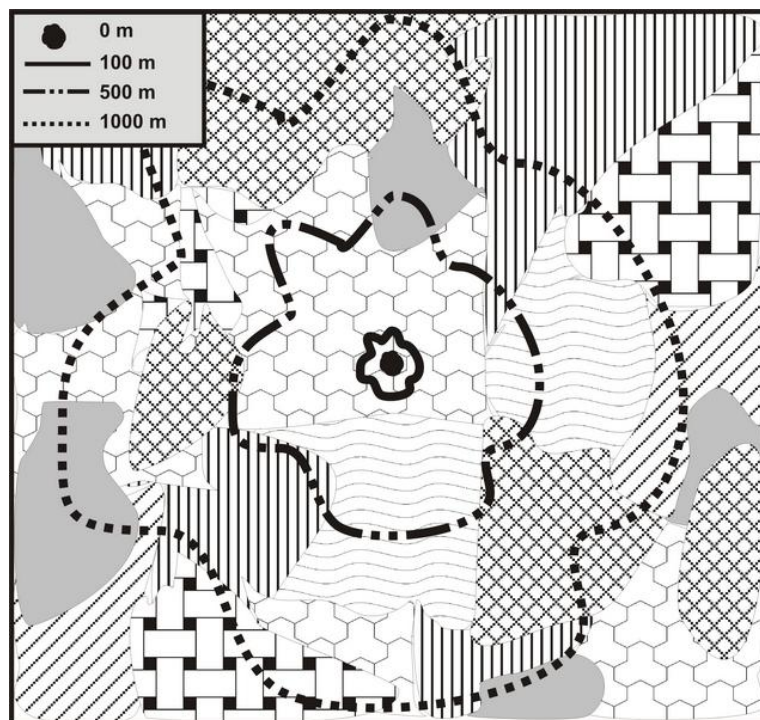
Obrázek 1. Letecký snímek okolí obce Kurdějov s vyznačenou hranicí EVL Kamenný vrch z roku 1953.



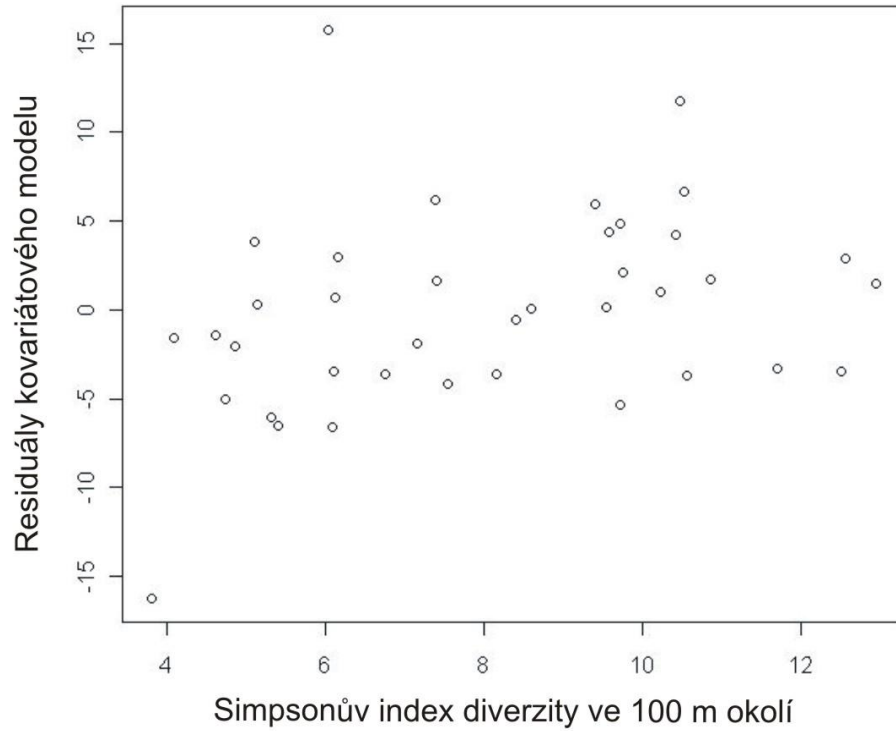
Obrázek 2. Letecký snímek okolí obce Kurdějov s vyznačenou hranicí EVL Kamenný vrch z roku 2009.



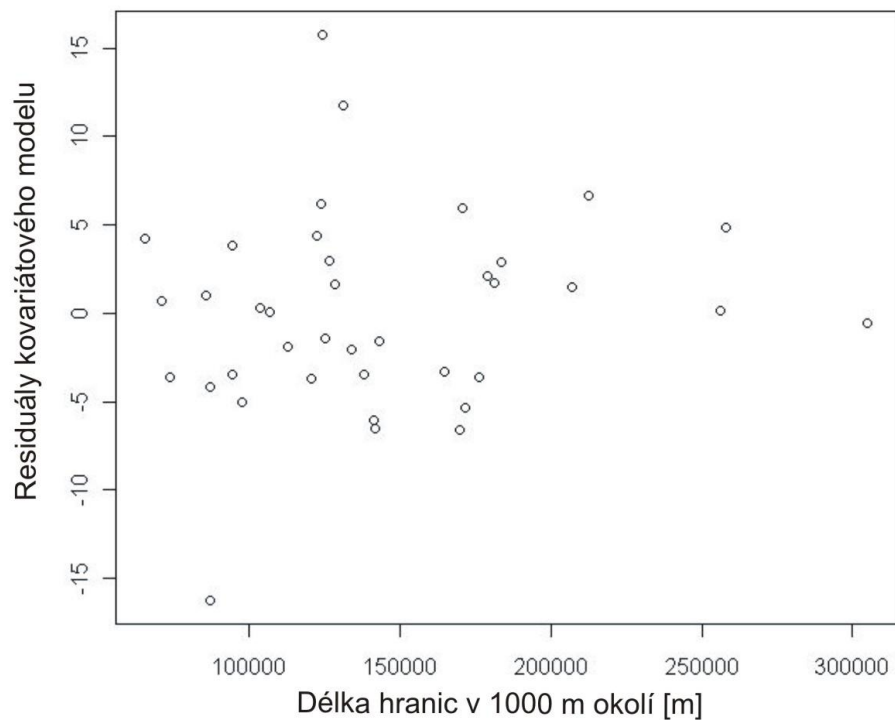
Obrázek 3. Mapa zkoumaného území s vyznačenými rezervacemi. Názvy a základní charakteristiky rezervací v Tabulce 1.



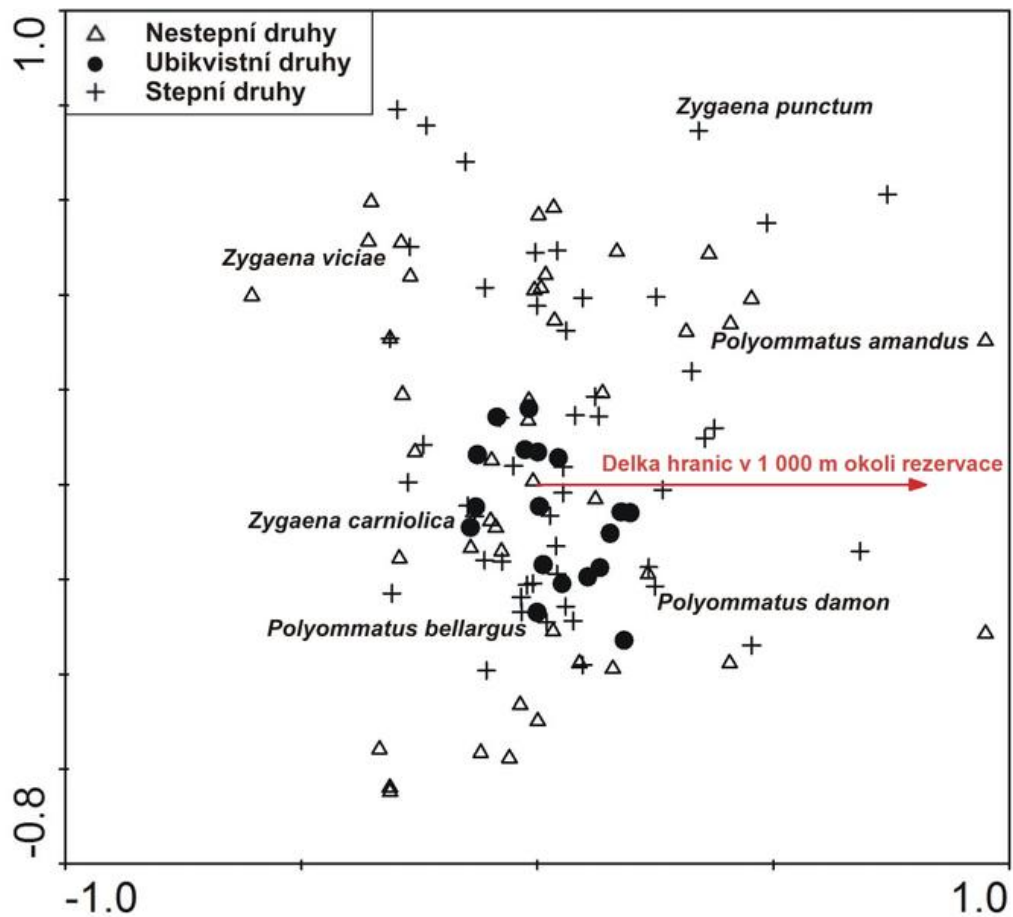
Obrázek 4. Schematický náčrtek metodiky měření heterogenity krajiny v okolí rezervace. Heterogenita byla měřena v rezervaci (0 m) a dále ve 100 m, 500 m a 1 000 m okolí od hranic rezervací.



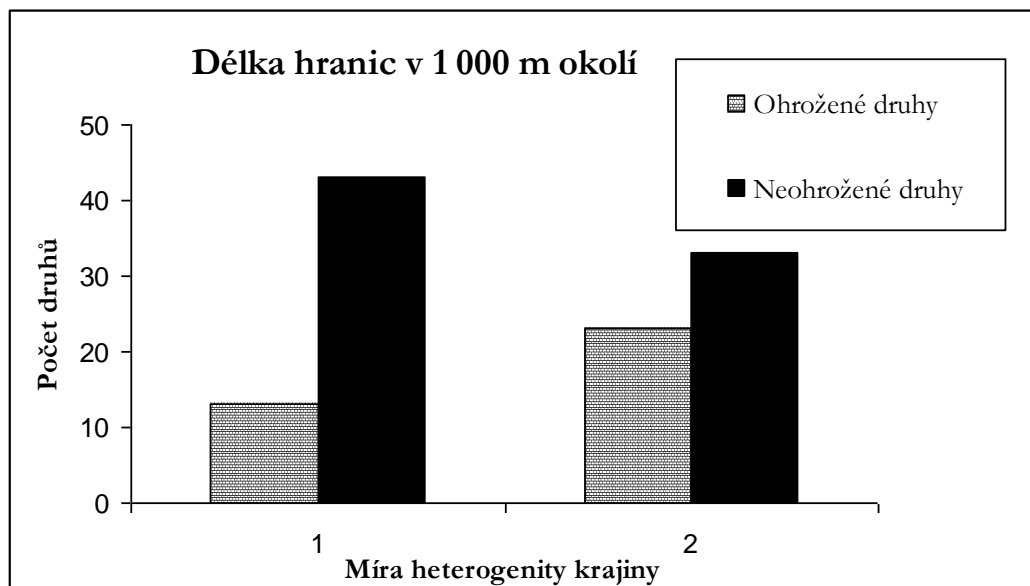
Obrázek 5. Vliv kompoziční heterogenity (Simpsonův index diverzity) ve 100 m okolí rezervace na počet všech druhů motýlů zobrazený jako residuály po nařazení kovariátového modelu (glmmPQL).



Obrázek 6. Vliv konfigurační heterogenity (Simpsonův index diverzity) v 1 000 m okolí rezervace na počet všech druhů motýlů zobrazený jako residuály po nařazení kovariátového modelu (glmmPQL).



Obrázek 7. Rozložení xerothermních, nexerothermních a ubikvistních druhů. Ordinační analýza provedena na kovariátovém modelu analýzy měřítka konfigurační heterogenity v 1000 m vzdálenosti.



Obrázek 8. Přehled poměru ohrožených a neohrožených druhů v homogennější a více heterogenní krajině v 1 000 m vzdálenosti (CCA, kovariátový model).

7. 2. Tabulky

Tabulka 1. Seznam zkoumaných rezervací a jejich základní charakteristiky. Označení druhů dle: V – všechny druhy; X – xerothermní druhy; N – nexerothermní druhy.

Číslo	Název rezervace	Chráněno/ nechráněno	Substrát	Rozloha [ha]	Zeměpisné koordináty		Počet druhů		
					N	E	V	X	N
1	Baračka	Ano	Zásaditý	2,59	49°7'43,342"	17°1'11,483"	39	18	21
2	Bzenec	Ano	Kyselý	37,11	54° 33' 20,0"	19° 33' 20,0"	22	6	16
3	Člupy	Ano	Zásaditý	4,72	49° 9' 10,4"	16° 57' 29,6"	41	19	22
4	Dunajovické kopce	Ano	Zásaditý	79,83	48° 50' 45,1"	16° 33' 24,5"	45	19	26
5	Hády	Ano	Zásaditý	15,00	49° 13' 0,2"	16° 40' 35,1"	53	22	31
6	Hněvotín 1	Ne	Zásaditý	1,29	49° 33' 29,3"	17° 10' 18,1"	34	9	25
7	Hněvotín 2	Ano	Zásaditý	5,20	49° 33' 20,2"	17° 10' 34,7"	28	6	22
8	Horky	Ano	Zásaditý	20,29	48° 56' 31,9"	17° 8' 2,8"	39	12	27
9	Hovoranské louky	Ano	Zásaditý	10,55	48° 57' 52,0"	16° 58' 16,0"	36	11	25
10	Kamenný vrch	Ano	Zásaditý	15,99	48° 57' 56,9"	16° 45' 20,6"	47	21	26
11	Kobylí	Ne	Zásaditý	15,58	48° 56' 30,6"	16° 52' 24,7"	48	22	26
12	Kozenek	Ano	Kyselý	10,35	49° 6' 39,7"	16° 14' 27,8"	49	17	32
13	Malhotky	Ano	Zásaditý	7,11	49° 8' 52,8"	17° 3' 17,1"	49	23	26
14	Malínské hony	Ne ¹⁾	Zásaditý	6,31	49° 10' 6,9"	17° 10' 17,4"	43	18	25
15	Milovická stráž	Ano	Zásaditý	2,06	48° 50' 55,2"	16° 41' 32,6"	43	18	25
16	Mohelno	Ano	Zásaditý	42,62	49° 6' 25,9"	16° 10' 54,5"	50	21	29
17	Mušenice	Ano	Zásaditý	15,09	49° 6' 52,0"	16° 56' 42,8"	49	22	27
18	Na Adamcích	Ano	Zásaditý	8,81	49° 0' 25,4"	16° 59' 56,6"	47	23	24
19	Pánov	Ne ²⁾	Kyselý	101,63	48° 53' 18,9"	17° 8' 15,5"	42	15	27
20	Podsedky	Ano	Zásaditý	2,43	49° 8' 59,3"	17° 11' 11,2"	33	15	18
21	Popice	Ne	Zásaditý	20,49	48° 56' 24,3"	16° 40' 14,9"	46	22	24
22	Pouzdrány	Ano	Zásaditý	57,16	48° 56' 39,5"	16° 38' 37,5"	57	26	31
23	Rašovický zlom - Chobot	Ano	Zásaditý	19,56	49° 7' 36,6"	16° 56' 1,8"	36	14	22
24	Šévy	Ano	Zásaditý	6,07	49° 8' 1,6"	16° 58' 16,2"	38	16	22
25	Sovince	Ano	Zásaditý	2,05	49° 0' 30,3"	17° 0' 36,7"	40	18	22
26	Špidláky 1	Ano	Zásaditý	2,07	48° 55' 1,0"	16° 57' 28,6"	44	14	30
27	Špidláky 2	Ano	Zásaditý	3,06	48° 54' 56,4"	16° 57' 47,6"	37	11	26
28	Státní lom	Ano	Zásaditý	6,93	49° 31' 56,5"	17° 5' 10,5"	50	19	31
29	Strabišov Oulehla	Ano	Zásaditý	3,79	49° 10' 14,8"	17° 12' 39,4"	45	21	24
30	Tesánky	Ne ¹⁾	Zásaditý	19,88	49° 13' 7,1"	17° 17' 2,0"	37	11	26
31	Udolí Oslavy	Ano	Kyselý	20,31	49° 8' 1,8"	16° 14' 41,9"	39	11	28
32	Vápenice	Ano	Zásaditý	18,85	49° 32' 25,1"	17° 5' 30,8"	44	17	27
33	Vatě Písky	Ano	Kyselý	33,07	48° 55' 29,3"	17° 15' 56,5"	43	15	28
34	Velké Bílovice	Ne	Zásaditý	4,43	48° 52' 14,4"	16° 55' 51,1"	29	13	16
35	Větrníky	Ano	Zásaditý	29,21	49° 11' 47,8"	16° 58' 54,0"	41	15	26
36	Ždánice	Ne	Zásaditý	13,43	49° 4' 51,0"	17° 2' 0,1"	60	26	34
37	Zámarský	Ano ²⁾	Zásaditý	3,09	48° 52' 32,0"	16° 53' 8,8"	32	13	19
38	Zouvalka	Ano	Zásaditý	3,71	49° 14' 57,4"	17° 1' 8,1"	33	17	16

¹⁾ navržené jako rezervace v době výzkumu

²⁾ nechráněné v době výzkumu, avšak vyhlášený jako Evropsky významné lokality

Tabulka 2. Přehled motýlů zaznamenaných ve 38 stepních rezervacích jižní Moravy, statut jejich ochrany, biotopová vazba, celková zaznamenaná abundance a počet lokalit na nichž byli detekováni. Nomenklatura dle Laštůvka & Liška (2005).

Vědecké jméno	Statut ochrany	Biotopová vazba	Celková abundance	Počet obsazených rezervací
Zygaenidae				
<i>Adscita geryon</i> (Hübner, 1813)	ohrožený	xerothermní	1	1
<i>Adscita statices</i> (Linnaeus, 1758)	neohrožený	nexerothermní	17	4
<i>Jordanita globulariae</i> (Hübner, 1793)	neohrožený	xerothermní	10	1
<i>Jordanita chloros</i> (Hübner, 1813)	ohrožený	xerothermní	13	2
<i>Jordanita subsolana</i> (Staudinger, 1862)	neohrožený	xerothermní	3	1
<i>Rhagades pruni</i> (Linnaeus, 1758)	neohrožený	nexerothermní	1	1
<i>Zygaena angelicae</i> (Ochsenheimer, 1808)	neohrožený	xerothermní	149	14
<i>Zygaena brizae</i> (Esper, 1800)	ohrožený	xerothermní	49	5
<i>Zygaena carniolica</i> (Scopoli, 1763)	neohrožený	xerothermní	2626	25
<i>Zygaena ephialtes</i> (Linnaeus, 1767)	neohrožený	xerothermní	43	9
<i>Zygaena filipendulae</i> (Linnaeus, 1758)	neohrožený	nexerothermní	628	30
<i>Zygaena laeta</i> (Hübner, 1790)	ohrožený	xerothermní	11	6
<i>Zygaena loniceriae</i> (Scheven, 1777)	neohrožený	nexerothermní	60	3
<i>Zygaena loti</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)	neohrožený	xerothermní	1808	31
<i>Zygaena minos</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)	neohrožený	xerothermní	148	9
<i>Zygaena punctum</i> (Ochsenheimer, 1808)	ohrožený	xerothermní	35	5
<i>Zygaena purpurulis</i> (Brünnich, 1763)	neohrožený	xerothermní	20	1
<i>Zygaena viciae</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)	neohrožený	nexerothermní	74	14
Nymphalidae				
<i>Aglais urticae</i> (Linnaeus, 1758)	neohrožený	ubikvistní	43	20
<i>Apatura ilia</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)	neohrožený	nexerothermní	1	1
<i>Araschnia levana</i> (Linnaeus, 1758)	neohrožený	nexerothermní	25	13
<i>Argynnis aglaja</i> (Linnaeus, 1758)	neohrožený	nexerothermní	22	3
<i>Argynnis paphia</i> (Linnaeus, 1758)	neohrožený	nexerothermní	35	12
<i>Boloria dia</i> (Linnaeus, 1767)	neohrožený	nexerothermní	1187	36
<i>Boloria selene</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)	neohrožený	nexerothermní	10	1
<i>Brintesia circe</i> (Fabricius, 1775)	ohrožený	xerothermní	117	15
<i>Inachis io</i> (Linnaeus, 1758)	neohrožený	ubikvistní	136	32
<i>Issoria lathonia</i> (Linnaeus, 1758)	neohrožený	ubikvistní	116	28
<i>Limnitis camilla</i> (Linnaeus, 1764)	ohrožený	nexerothermní	1	1
<i>Limnitis populi</i> (Linnaeus, 1758)	neohrožený	nexerothermní	1	1
<i>Melitaea athalia</i> (Rottemburg, 1775)	neohrožený	nexerothermní	11	3
<i>Melitaea aurelia</i> (Nickerl, 1850)	ohrožený	xerothermní	72	6
<i>Melitaea cinxia</i> (Linnaeus, 1758)	ohrožený	nexerothermní	5	2
<i>Melitaea didyma</i> (Esper, 1778)	ohrožený	xerothermní	233	4

Tabulka 2. Pokračování.

Vědecké jméno	Statut ochrany	Biotopová vazba	Celková abundance	Počet obsazených rezervací
<i>Nymphalis antiopa</i> (Linnaeus, 1758)	neohrožený	nexerothermní	1	1
<i>Polygonia c-album</i> (Linnaeus, 1758)	neohrožený	nexerothermní	14	10
<i>Vanessa atalanta</i> (Linnaeus, 1758)	neohrožený	ubikvistní	16	15
<i>Vanessa cardui</i> (Linnaeus, 1758)	neohrožený	ubikvistní	332	38
Pieridae				
<i>Anthocharis cardamines</i> (Linnaeus, 1758)	neohrožený	nexerothermní	56	16
<i>Colias alfacariensis</i> (Ribbe, 1905)	neohrožený	xerothermní	229	27
<i>Colias crocea</i> (Geoffroy, 1785)	neohrožený	ubikvistní	4	4
<i>Colias erate</i> (Esper, 1805)	neohrožený	ubikvistní	19	11
<i>Colias hyale</i> (Linnaeus, 1758)	neohrožený	ubikvistní	69	13
<i>Gonepteryx rhamni</i> (Linnaeus, 1758)	neohrožený	nexerothermní	40	20
<i>Leptidea reali</i> (Reissinger, 1989)	neohrožený	nexerothermní	29	9
<i>Leptidea sinapis</i> (Linnaeus, 1758)	ohrožený	xerothermní	397	36
<i>Pieris brassicae</i> (Linnaeus, 1758)	neohrožený	ubikvistní	54	10
<i>Pieris napi</i> (Linnaeus, 1758)	neohrožený	ubikvistní	476	32
<i>Pieris rapae</i> (Linnaeus, 1758)	neohrožený	ubikvistní	2000	38
<i>Pontia edusa</i> (Fabricius, 1777)	neohrožený	ubikvistní	363	33
Lycaenidae				
<i>Aricia agestis</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)	neohrožený	xerothermní	55	12
<i>Aricia eumedon</i> (Esper, 1780)	ohrožený	nexerothermní	3	2
<i>Callophrys rubi</i> (Linnaeus, 1758)	neohrožený	nexerothermní	1610	23
<i>Celastrina argiolus</i> (Linnaeus, 1758)	neohrožený	nexerothermní	47	17
<i>Cupido argiades</i> (Pallas, 1771)	neohrožený	xerothermní	189	29
<i>Cupido decoloratus</i> (Staudinger, 1886)	ohrožený	xerothermní	68	12
<i>Cupido minimus</i> (Fuessly, 1775)	neohrožený	xerothermní	68	16
<i>Glaucopsyche alexis</i> (Poda, 1761)	ohrožený	xerothermní	75	18
<i>Hamearis lucina</i> (Linnaeus, 1758)	ohrožený	nexerothermní	2	1
<i>Lycaena alciphron</i> (Rottemburg, 1775)	ohrožený	nexerothermní	24	4
<i>Lycaena dispar</i> (Haworth, 1802)	neohrožený	nexerothermní	13	13
<i>Lycaena phlaeas</i> (Linnaeus, 1761)	neohrožený	ubikvistní	15	5
<i>Lycaena tityrus</i> (Poda, 1761)	neohrožený	nexerothermní	122	7
<i>Lycaena virgaureae</i> (Linnaeus, 1758)	neohrožený	nexerothermní	1	1
<i>Maculinea rebeli</i> (Hirschke, 1904)	ohrožený	xerothermní	54	5
<i>Neozephyrus quercus</i> (Linnaeus, 1758)	neohrožený	nexerothermní	51	5
<i>Plebejus argus</i> (Linnaeus, 1758)	neohrožený	xerothermní	698	23
<i>Plebejus argyrognomon</i> (Bergsträsser, 1779)	neohrožený	xerothermní	307	26
<i>Plebejus idas</i> (Linnaeus, 1761)	ohrožený	xerothermní	100	2
<i>Polyommatus amandus</i> (Schneider, 1792)	neohrožený	nexerothermní	54	8

Tabulka 2. Pokračování.

Vědecké jméno	Statut ochrany	Biotopová vazba	Celková abundance	Počet obsazených rezervací
<i>Polyommatus bellargus</i> (Rottemburg, 1775)	ohrožený	xerothermní	280	22
<i>Polyommatus coridon</i> (Poda, 1761)	neohrožený	xerothermní	2648	34
<i>Polyommatus damon</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)	ohrožený	xerothermní	67	3
<i>Polyommatus daphnis</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)	ohrožený	xerothermní	412	15
<i>Polyommatus icarus</i> (Rottemburg, 1775)	neohrožený	ubikvistní	1437	38
<i>Polyommatus thersites</i> (Cantener, 1835)	ohrožený	xerothermní	434	18
<i>Satyrrium acaciae</i> (Fabricius, 1787)	ohrožený	xerothermní	278	12
<i>Satyrrium ilicis</i> (Esper, 1779)	ohrožený	xerothermní	3	1
<i>Satyrrium pruni</i> (Linnaeus, 1758)	neohrožený	xerothermní	2	2
<i>Satyrrium spini</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)	ohrožený	xerothermní	52	10
<i>Satyrrium w-album</i> (Knoch, 1782)	ohrožený	nexerothermní	5	3
<i>Scolitantides orion</i> (Pallas, 1771)	ohrožený	xerothermní	20	1
<i>Thecla betulae</i> (Linnaeus, 1758)	neohrožený	nexerothermní	10	4
Satyrinae				
<i>Aphantopus hyperantus</i> (Linnaeus, 1758)	neohrožený	nexerothermní	2158	37
<i>Arethusana arethusa</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)	ohrožený	xerothermní	2343	12
<i>Coenonympha arcania</i> (Linnaeus, 1761)	neohrožený	nexerothermní	757	20
<i>Coenonympha pamphilus</i> (Linnaeus, 1758)	neohrožený	ubikvistní	3660	38
<i>Erebia medusa</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)	neohrožený	nexerothermní	145	4
<i>Hipparchia fagi</i> (Scopoli, 1763)	ohrožený	xerothermní	37	8
<i>Hyponphele lycan</i> (Kühn, 1774)	ohrožený	xerothermní	1	1
<i>Lasiommata maera</i> (Linnaeus, 1758)	neohrožený	nexerothermní	77	11
<i>Lasiommata megera</i> (Linnaeus, 1767)	neohrožený	ubikvistní	140	22
<i>Maniola jurtina</i> (Linnaeus, 1758)	neohrožený	ubikvistní	1752	37
<i>Melanargia galathea</i> (Linnaeus, 1758)	neohrožený	nexerothermní	6770	38
<i>Melanargia galathea</i> (Linnaeus, 1758)	neohrožený	xerothermní	5496	36
<i>Minois dryas</i> (Scopoli, 1763)	ohrožený	xerothermní	966	10
<i>Pararge aegeria</i> (Linnaeus, 1758)	neohrožený	nexerothermní	3	3
Papilionidae				
<i>Iphiclides podalirius</i> (Linnaeus, 1758)	ohrožený	xerothermní	157	23
<i>Papilio machaon</i> (Linnaeus, 1758)	neohrožený	ubikvistní	31	18
Hesperiidae				
<i>Carcharodus alceae</i> (Esper, 1780)	ohrožený	xerothermní	8	5
<i>Carterocephalus palaemon</i> (Pallas, 1771)	neohrožený	nexerothermní	12	8
<i>Erynnis tages</i> (Linnaeus, 1758)	neohrožený	xerothermní	249	29
<i>Hesperia comma</i> (Linnaeus, 1758)	ohrožený	xerothermní	127	9

Tabulka 2. Pokračování.

Vědecké jméno	Statut ochrany	Biotopová vazba	Celková abundance	Počet obsazených rezervací
<i>Heteropterus morpheus</i> (Pallas, 1771)	neohrožený	nexertermní	719	25
<i>Ochlodes venatus</i> (Bremer & Grey, 1853)	neohrožený	xertermní	523	36
<i>Pyrgus carthami</i> (Hübner, 1813)	ohrožený	xertermní	73	4
<i>Pyrgus malvae</i> (Linnaeus, 1758)	neohrožený	nexertermní	156	23
<i>Spialia sertorius</i> (Hoffmannsegg, 1804)	ohrožený	xertermní	31	3
<i>Thymelicus lineola</i> (Ochsenheimer, 1808)	neohrožený	nexertermní	2731	36
<i>Thymelicus sylvestris</i> (Poda, 1761)	neohrožený	nexertermní	888	28
Arctiidae				
<i>Dysauxes ancilla</i> (Linnaeus, 1767)	neohrožený	xertermní	1	1
<i>Syntomis phegea</i> (Linnaeus, 1758)	neohrožený	nexertermní	297	18

Tabulka 3. Vliv charakteristik rezervací na počet všech, xerothermních a nexerothermních druhů motýlů v rezervacích jižní Moravy (glmmPQL, Gaussova distribuce).

Stoupající šipka (↑) ukazuje pozitivní vliv, klesající (↓) negativní vliv. Šedě podbarvené proměnné použité do následných *kovariátových modelů*, zjišťujících vliv heterogenity krajiny. Hladina signifikance dle: **** ≤ 0.0001; *** ≤ 0.001; ** ≤ 0.01; * ≤ 0.05

	Všechny druhy			Xerothermní druhy			Nexerothermní druhy		
	AIC	DF	p	AIC	DF	p	AIC	DF	p
Nulový model	1327,76	5,185		957,679	5,185		999,63	5,185	
Jednocestné testy									
Substrát	1326,09	6,184	0,057	947,28	6,184	***↓	1001,50	6,184	0,721
Rozloha	1322,81	6,184	**↑	959,53	6,184	0,701	1001,37	6,184	0,617
Délka hranic	1315,64	6,184	***↑	957,69	6,184	0,162	1000,82	6,184	0,372
Členitost	1327,03	6,184	0,100	959,68	6,184	0,974	1001,55	6,184	0,788
Expozice	1322,28	6,184	**↑	946,37	6,184	***↑	1001,27	6,184	0,552
Svažitost	1312,25	6,184	****↑	940,64	6,184	****↑	1001,37	6,184	0,617
Zeměpisná šířka	1299,07	6,184	****↓	952,31	6,184	**↓	1000,78	6,184	0,361
Zeměpisná délka	1329,71	6,184	0,824	958,83	6,184	0,360	997,68	6,184	*↑
Zeměpisná délka * zeměpisná šířka	1308,87	7,183	****↑	952,91	7,183	**↑	1001,63	7,183	0,962
Převýšení	1255,88	6,184	****↑	931,57	6,184	****↑	998,93	6,184	0,103
Biotop 1	1327,62	6,184	0,146	959,67	6,184	0,940	1001,42	6,184	0,655
Biotop 2	1328,38	6,184	0,242	959,65	6,184	0,867	1001,62	6,184	0,929
Biotop 3	1328,63	6,184	0,290	958,37	6,184	0,256	999,75	6,184	0,173
Biotop 4	1324,40	6,184	*↑	959,37	6,184	0,582	997,86	6,184	0,054

Tabulka 4. Vliv jednotlivých měřítek heterogenity krajiny na všechny, stepní i nestepní druhy motýlů uvnitř rezervace (0 m), ve 100 m, 500 m a 1000 m okolí rezervace v modelech bez kovariát i v *kovariátových modelech* (glmmPQL, Gaussova distribuce). Jako kovariáty použity šedě podbarvené proměnné z Tabulky 2.

Měřítko heterogenity krajiny	Všechny druhy											
	0 m			100 m			500 m			1000 m		
	AIC	DF	p	AIC	DF	p	AIC	DF	p	AIC	DF	p
Simpsonův index	1276,99	6,184	****↑	1262,95	6,184	****↑	1314,12	6,184	****↑	1320,59	6,184	**↑
Délka hranic	1327,83	6,184	0,167	1303,73	6,184	****↑	1304,31	6,184	****↑	1295,95	6,184	****↑
Xerothermní druhy												
Simpsonův index	948,70	6,184	***↑	930,53	6,184	****↑	950,81	6,184	**↑	946,17	6,184	***↑
Délka hranic	959,33	6,184	0,556	951,87	6,184	**↑	945,45	6,184	***↑	939,16	6,184	****↑
Nexerothermní druhy												
Simpsonův index	992,31	6,184	**↑	991,03	6,184	**↑	997,29	6,184	*↑	1001,60	6,184	0,871
Délka hranic	1001,59	6,184	0,853	1000,73	6,184	0,347	1000,99	6,184	0,426	1000,06	6,184	0,214
<i>Kovariátový model</i>												
Všechny druhy												
<i>Kovariátový model</i>	1208,44	11,179	***↑									
Simpsonův index	1181,41	12,178	****↑	1170,13	12,178	****↑	1208,13	12,178	0,138	1202,33	12,178	**↑
Délka hranic	1210,41	12,178	0,858	1201,81	12,178	**↑	1208,07	12,178	0,133	1199,80	12,178	**↑
Xerothermní druhy												
<i>Kovariátový model</i>	922,59	8,182	*↑									
Simpsonův index	919,27	9,181	*↑	901,02	9,181	****↑	921,20	9,181	0,070	912,40	9,181	***↑
Délka hranic	924,12	9,181	0,501	920,58	9,181	*↑	919,60	9,181	*↑	915,92	9,181	**↑
Nexerothermní druhy												
<i>Kovariátový model</i>	997,68	7,183	*↑									
Simpsonův index	984,89	8,182	****↑	977,51	8,182	****↑	994,37	8,182	*↑	998,85	8,182	0,364
Délka hranic	999,61	8,182	0,792	996,60	8,182	0,082	997,18	8,182	0,117	995,35	8,182	*↑

Tabulka 5. Vliv charakteristik rezervací na druhové složení motýlů v rezervacích jižní Moravy (CCA).

Název proměnné	F	p	V
Substrát	4,75	***	0,09
Rozloha	2,13	*	0,04
délka hranic	2,07	*	0,04
Členitost	1,85	0,058	0,04
Expozice	1,83	0,062	0,03
Svažitost	3,15	***	0,06
Zeměpisná šířka	2,36	**	0,04
Zeměpisná délka	3,25	**	0,05
Zeměpisná délka * zeměpisná šířka	2,89	***	0,11
Převýšení	2,43	**	0,05
Biotop 1	2,49	*	0,05
Biotop 2	1,52	0,156	0,03
Biotop 3	1,31	0,352	0,02
Biotop 4	1,48	0,230	0,03

Tabulka 6. Vliv jednotlivých měřítek heterogenity krajiny na druhové složení motýlů uvnitř rezervace (0 m), ve 100 m, 500 m a 1000 m okolí rezervace jak v modelech bez kovariát, tak v *kovariátových modelech* (CCA).

Měřítko heterogenity krajiny	Model bez kovariát											
	0 m			100 m			500 m			1000 m		
	F	p	V	F	p	V	F	p	V	F	p	V
Simpsonův index	1,62	*	0,05	1,70	*	0,05	0,85	0,709	0,02	1,26	0,150	0,04
Délka hranic	1,00	0,336	0,03	1,55	0,084	0,04	1,67	0,055	0,05	1,90	**	0,05
	Kovariátový model											
	F	p	V	F	p	V	F	p	V	F	p	V
<i>Kovariátový model</i>	3,10	***	0,22									
Simpsonův index	1,28	0,131	0,02	1,27	0,107	0,02	0,88	0,652	0,02	1,32	0,094	0,02
Délka hranic	1,39	0,110	0,03	1,47	*	0,03	1,72	*	0,03	2,07	**	0,04

Tabulka 7. Přehled druhů s největší potřebou heterogenity krajiny a naopak druhů nejvíce indiferentních k heterogenitě. * jsou označeny druhy ohrožené.

Největší potřeba heterogenity krajiny			Nejvíce indiferentní k heterogenitě krajiny		
Stepní druhy	Nestepní druhy	Ubikvistní druhy	Stepní druhy	Nestepní druhy	Ubikvistní druhy
<i>Hesperia comma</i> *	<i>Adscita statices</i>		<i>Adscita geryon</i> *	<i>Lasiommata maera</i>	
<i>Jordanita subsolana</i>	<i>Argynnis aglaja</i>		<i>Carcharodus alceae</i> *	<i>Limenitis camilla</i> *	
<i>Melitaea didyma</i> *	<i>Boloria selene</i>		<i>Hyponophele lycaon</i> *	<i>Lycaena virgaureae</i>	
<i>Satyrium ilicis</i> *	<i>Erebia medusa</i>		<i>Jordanita globulariae</i>	<i>Polyommatus amandus</i>	
	<i>Hamearis lucina</i> *		<i>Jordanita chloros</i> *	<i>Rhagades pruni</i>	
	<i>Limenitis populi</i>		<i>Plebejus idas</i> *	<i>Satyrium w-album</i> *	
	<i>Melitaea athalia</i>		<i>Spialia sertorius</i> *		
	<i>Melitaea cinxia</i> *		<i>Zygaena punctum</i> *		
	<i>Pararge aegeria</i>				
	<i>Zygaena lonicerae</i>				

7. 3. Appendix

Appendix 1. Přehled výskytu jednotlivých druhů motýlů ve 38 stepních rezervacích jižní Moravy.

Vědecké jméno/Název lokality	Baračka	Bzenec	Člupy	Dunajovické kopce	Hady	Hněvotín 1	Hněvotín 2	Horky	Hovoranské louky	Kamenný vrch	Kobyli	Koženek	Malhotky	Malínské hony	Milovická strán	Mohelno	Mušenice	Na Adamcích	Pánov	Podsedky	Popice	Pouzdrány	Rašovice zlom - Chobot	Ševy	Sovince	Špidláký 1	Špidláký 2	Státní lom	Strabšov Oulehla	Tešánky	Údolí Oslavy	Vápenice	Váté píský	Velké Bílovice	Větrníky	Ždánice	Zimarky	Zouvalka											
Zygaenidae																																																	
<i>Adscita geryon</i> (Hübner, 1813)									1																																								
<i>Adscita statives</i> (Linnaeus, 1758)														1					1												1			1															
<i>Jordanita globulariae</i> (Hübner, 1793)																						1																											
<i>Jordanita chloros</i> (Hübner, 1813)							1															1																											
<i>Jordanita subsolana</i> (Staudinger, 1862)																																														1			
<i>Rhagades pruni</i> (Linnaeus, 1758)							1																																										
<i>Zygaena angelicae</i> (Ochsenheimer, 1808)	1			1		1						1	1				1				1				1			1		1		1		1		1		1					1		1				
<i>Zygaena brizae</i> (Esper, 1800)															1			1			1					1																				1			
<i>Zygaena carniolica</i> (Scopoli, 1763)	1		1							1	1	1	1		1	1	1	1	1		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		1		1	1	1	1	1			1	1	1	1					
<i>Zygaena ephialtes</i> (Linnaeus, 1767)										1											1	1						1	1		1		1				1		1			1		1		1			
<i>Zygaena filipendulae</i> (Linnaeus, 1758)	1			1	1	1			1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		
<i>Zygaena laeta</i> (Hübner, 1790)				1									1						1												1		1																
<i>Zygaena loniceriae</i> (Scheven, 1777)																																1											1	1					
<i>Zygaena loti</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)	1		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
<i>Zygaena minos</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)													1		1		1		1			1							1	1		1										1				1			
<i>Zygaena punctum</i> (Ochsenheimer, 1808)															1				1																												1		
<i>Zygaena purpuralis</i> (Brünnich, 1763)														1																																			
<i>Zygaena viciae</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)								1	1			1	1	1	1			1							1	1	1		1		1												1				1		

Appendix 1. Pokračování.

Vědecké jméno/Název lokality	Baračka	Bzenec	Člupy	Dunajovické kopce	Hady	Hněvotín 1	Hněvotín 2	Horky	Hovoranské louky	Kamenný vrch	Kobylí	Kozánek	Malhotky	Malínské hony	Milovická stráň	Mohelno	Mušenice	Na Adamcích	Pánov	Podsedky	Popice	Pouzdrány	Rašovice zlom - Chobot	Šévy	Sovince	Spádláky 1	Spádláky 2	Státní lom	Strabišov Oulehla	Těsanky	Údolí Oslavy	Vápenice	Váté písky	Velké Bílovice	Větrníky	Zdánice	Zimarky	Zouvalka			
Nymphalidae																																									
<i>Aglais urticae</i> (Linnaeus, 1758)					1						1																														
<i>Apatura ilia</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1						1	1	1					1		1	1	1					1	1	1	1	1		1			
<i>Araschnia levana</i> (Linnaeus, 1758)	1																																								
<i>Argynnis aglaja</i> (Linnaeus, 1758)					1	1			1					1			1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
<i>Argynnis paphia</i> (Linnaeus, 1758)					1	1	1	1		1		1	1	1		1		1		1		1					1											1			
<i>Boloria dia</i> (Linnaeus, 1767)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Boloria selene</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)												1																													
<i>Brintesia circe</i> (Fabricius, 1775)					1						1	1	1	1	1	1	1	1	1		1						1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
<i>Inachis io</i> (Linnaeus, 1758)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Issoria lathonia</i> (Linnaeus, 1758)	1	1	1	1	1	1	1				1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
<i>Limenitis camilla</i> (Linnaeus, 1764)					1																																				
<i>Limenitis populi</i> (Linnaeus, 1758)																1																									
<i>Melitaea atbalia</i> (Rottemburg, 1775)					1									1																										1	
<i>Melitaea aurelia</i> (Nickerl, 1850)	1											1	1															1										1	1		
<i>Melitaea cinxia</i> (Linnaeus, 1758)												1																												1	
<i>Melitaea didyma</i> (Esper, 1778)					1							1		1																										1	
<i>Nymphalis antiopa</i> (Linnaeus, 1758)																																								1	
<i>Polygonia c-album</i> (Linnaeus, 1758)					1	1	1	1								1										1	1	1											1	1	
<i>Vanessa atalanta</i> (Linnaeus, 1758)					1	1	1	1	1	1	1	1						1	1			1				1	1	1										1			
<i>Vanessa cardui</i> (Linnaeus, 1758)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1

Appendix 1. Pokračování.

Vědecké jméno/Název lokality	Baračka	Bzenec	Člupy	Dunajovické kopce	Hady	Hněvotín 1	Hněvotín 2	Horky	Hovoranské louky	Kamenný vrch	Kobylí	Kozánek	Malhotky	Malínské hony	Milovická stráň	Mohelno	Mušenice	Na Adamcích	Pánov	Podsedky	Popice	Pouzdrány	Rašovice zlom - Chobot	Šévy	Sovince	Spádláky 1	Spádláky 2	Státní lom	Strabišov Oulehla	Těsanky	Údolí Oslavy	Vápenice	Váté písky	Velké Bílovice	Větrníky	Žďánice	Zimarky	Zouvalka					
Pieridae																																											
<i>Anthocharis cardamines</i> (Linnaeus, 1758)	1							1	1			1	1	1	1			1		1	1	1	1	1		1	1		1														
<i>Colias alfacariensis</i> (Ribbe, 1905)	1	1	1	1	1			1	1	1	1	1		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1				1	1				1	1	1			1	1	1	1			
<i>Colias crocea</i> (Geoffroy, 1785)								1				1															1						1										
<i>Colias erate</i> (Esper, 1805)									1	1	1						1	1	1								1	1					1	1		1							
<i>Colias hyale</i> (Linnaeus, 1758)						1		1					1				1					1	1			1	1	1					1	1	1	1							
<i>Gonepteryx rhamni</i> (Linnaeus, 1758)			1					1	1			1	1	1	1	1	1	1				1		1		1	1	1	1			1	1	1	1	1	1			1			
<i>Leptidea reali</i> (Reissinger, 1989)					1			1	1	1	1	1					1											1					1	1		1							
<i>Leptidea sinapis</i> (Linnaeus, 1758)	1	1	1	1	1			1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
<i>Pieris brassicae</i> (Linnaeus, 1758)					1	1	1		1			1					1									1	1						1						1				
<i>Pieris napi</i> (Linnaeus, 1758)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1			1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
<i>Pieris rapae</i> (Linnaeus, 1758)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Pontia edusa</i> (Fabricius, 1777)	1	1	1	1	1			1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Lycaenidae																																											
<i>Aricia agestis</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)								1		1	1	1		1	1	1						1	1		1		1	1															
<i>Aricia eumedon</i> (Esper, 1780)											1																		1														
<i>Callophrys rubi</i> (Linnaeus, 1758)	1	1	1	1				1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1			1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Celastrina argiolus</i> (Linnaeus, 1758)				1	1	1	1							1	1	1	1	1	1		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Cupido argiades</i> (Pallas, 1771)	1	1	1		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Cupido decoloratus</i> (Staudinger, 1886)			1	1				1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1					1	1			1															1	
<i>Cupido minimus</i> (Fuessly, 1775)			1	1	1			1	1								1			1		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1

Appendix 1. Pokračování.

Vědecké jméno/Název lokality	Baračka	Bzenec	Člupy	Dunajovické kopce	Hady	Hněvotín 1	Hněvotín 2	Horky	Hovoranské louky	Kamenný vrch	Kobylí	Kozánek	Malhotky	Malínské hony	Milovická stráň	Mohelno	Mušenice	Na Adamcích	Pánov	Podsedky	Popice	Pouzdrány	Rašovice zlom - Chobot	Šévy	Sovince	Spádláky 1	Spádláky 2	Státní lom	Strabšov Oulehla	Těsanky	Údolí Oslavy	Vápenice	Váté písky	Velké Bílovice	Větrníky	Zdánice	Zimarky	Zouvalka											
<i>Glaucopsyche alexis</i> (Poda, 1761)	1		1	1	1				1	1	1													1															1	1	1								
<i>Hamearis lucina</i> (Linnaeus, 1758)																1																																	
<i>Lycæna alciphron</i> (Rottemburg, 1775)		1																	1						1																								
<i>Lycæna dispar</i> (Haworth, 1802)			1	1	1									1	1				1	1	1	1	1		1	1	1	1	1	1	1											1							
<i>Lycæna phlaeas</i> (Linnaeus, 1761)												1							1								1		1		1		1																
<i>Lycæna tityrus</i> (Poda, 1761)	1							1				1							1						1					1		1		1															
<i>Lycæna virgaureae</i> (Linnaeus, 1758)					1																																												
<i>Maculinea rebeli</i> (Hirschke, 1904)														1		1								1				1															1						
<i>Neozephyrus quercus</i> (Linnaeus, 1758)					1							1	1									1									1																		
<i>Plebejus argus</i> (Linnaeus, 1758)	1	1	1	1		1		1	1	1		1	1			1	1	1					1	1	1		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		
<i>Plebejus argyrognomon</i> (Bergsträsser, 1779)	1	1				1		1	1	1		1	1	1	1	1	1	1				1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
<i>Plebejus idas</i> (Linnaeus, 1761)																												1			1																		
<i>Polyommatus amandus</i> (Schneider, 1792)				1	1				1		1											1	1							1													1						
<i>Polyommatus bellargus</i> (Rottemburg, 1775)	1	1	1	1						1		1	1	1			1	1		1		1	1	1		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
<i>Polyommatus coridon</i> (Poda, 1761)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
<i>Polyommatus damon</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)									1								1							1																									
<i>Polyommatus daphnis</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)	1	1	1						1	1		1				1	1		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
<i>Polyommatus icarus</i> (Rottemburg, 1775)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Polyommatus thersites</i> (Cantener, 1835)	1		1			1	1	1	1							1	1		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1															1	1		1		
<i>Satyrium acaciae</i> (Fabricius, 1787)	1	1	1	1								1	1		1						1	1	1																						1	1			
<i>Satyrium ilicis</i> (Esper, 1779)																1						1	1	1																									

Appendix 1. Pokračování

Vědecké jméno/Název lokality	Baračka	Bzenec	Člupy	Dunajovické kopce	Hady	Hněvotín 1	Hněvotín 2	Horky	Hovoranské louky	Kamenný vrch	Kobylí	Kozének	Malhotky	Malánské hony	Milovická strán	Mohelno	Mušenice	Na Adamcích	Pánov	Podsedky	Popice	Pouzdrany	Rašovice zlom - Chobot	Šévy	Sovince	Špidláký 1	Špidláký 2	Státní lom	Strabíšov Oulehla	Tesanky	Údolí Oslavy	Vápenice	Váté píský	Velké Bílovice	Větrníky	Ždánice	Zimarky	Zouvalka								
<i>Satyrium pruni</i> (Linnaeus, 1758)					1																																				1					
<i>Satyrium spini</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)				1	1					1		1										1	1					1													1					
<i>Satyrium w-album</i> (Knoch, 1782)			1	1											1																															
<i>Scolitantides orion</i> (Pallas, 1771)																						1																								
<i>Thecla betulae</i> (Linnaeus, 1758)								1		1	1																															1				
Satyrinae																																														
<i>Aphantopus hyperantus</i> (Linnaeus, 1758)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		
<i>Arethusa arethusa</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)	1	1	1								1	1			1	1			1	1	1					1															1					
<i>Coenonympha arcania</i> (Linnaeus, 1761)	1			1	1				1	1		1	1	1	1				1	1					1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1			
<i>Coenonympha pamphilus</i> (Linnaeus, 1758)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
<i>Erebia medusa</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)												1				1													1													1				
<i>Hipparchia fagi</i> (Scopoli, 1763)	1											1		1	1				1	1										1	1															
<i>Hyponphele lycaon</i> (Kühn, 1774)																																												1		
<i>Lasiommata maera</i> (Linnaeus, 1758)	1					1			1	1								1	1		1	1		1																		1				
<i>Lasiommata megera</i> (Linnaeus, 1767)			1	1	1	1	1			1	1	1			1	1	1			1	1	1	1	1			1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
<i>Maniola jurtina</i> (Linnaeus, 1758)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Melanargia galathea</i> (Linnaeus, 1758)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Melanargia galathea</i> (Linnaeus, 1758)	1	1	1	1		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Minois dryas</i> (Scopoli, 1763)					1						1	1	1						1	1	1																						1	1	1	
<i>Pararge aegeria</i> (Linnaeus, 1758)	1																									1																			1	

Appendix 1. Pokračování.

Vědecké jméno/Název lokality	Baračka	Bzenec	Člupy	Dunajovické kopce	Hady	Hněvotín 1	Hněvotín 2	Horky	Hovoranské louky	Kamený vrch	Kobylí	Kozánek	Malhotky	Malinské hony	Milovická stráň	Mohelno	Mušenice	Na Adamcích	Pánov	Podsedky	Popice	Pouzdrany	Rašovice zlom - Chobot	Šévy	Sovince	Špidláký 1	Špidláký 2	Státní lom	Strabšov Oulehla	Těšánky	Údolí Oslavy	Vápenice	Váté písky	Velké Bílovice	Větrníky	Ždánice	Zimarky	Zouvalka			
Papilionidae																																									
<i>Ipbiclydes podalirius</i> (Linnaeus, 1758)		1	1	1				1	1	1		1			1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		1			1		1	1	1	1	1	1			
<i>Papilio machaon</i> (Linnaeus, 1758)			1	1	1	1	1			1	1	1				1	1					1					1	1				1	1	1	1			1			
Hesperiidae																																									
<i>Carcharodus alceae</i> (Esper, 1780)				1	1																	1			1	1															
<i>Carterocephalus palaemon</i> (Pallas, 1771)	1						1		1			1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
<i>Erynnis tages</i> (Linnaeus, 1758)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
<i>Hesperia comma</i> (Linnaeus, 1758)												1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
<i>Heteropterus morpheus</i> (Pallas, 1771)	1	1	1					1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Ochlodes venatus</i> (Bremer & Grey, 1853)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Pyrgus carthami</i> (Hübner, 1813)											1	1				1		1																							
<i>Pyrgus malvae</i> (Linnaeus, 1758)			1	1		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
<i>Spialia sertorius</i> (Hoffmannsegg, 1804)					1																						1			1											
<i>Thymelicus lineola</i> (Ochsenheimer, 1808)		1	1	1		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
<i>Thymelicus sylvestris</i> (Poda, 1761)	1	1	1	1		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
Arctiidae																																									
<i>Dysauxes ancilla</i> (Linnaeus, 1767)																							1																		
<i>Syntomis pbegea</i> (Linnaeus, 1758)	1	1	1				1								1	1					1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		