

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE
FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ
KATEDRA EKOLOGIE



**Vliv struktury krajiny na lokální diverzitu denních
motýlů**

The effect of landscape mosaic on the local diversity of
butterflies

BAKALÁŘSKÁ PRÁCE

BAKALANT: NIKOLA PAZDEROVÁ

VEDOUCÍ PRÁCE: Mgr. TOMÁŠ KADLEC, Ph.D.

2020

ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Nikola Pazderová

Krajinářství
Územní technická a správní služba

Název práce

Vliv struktury krajiny na lokální diverzitu denních motýlů.

Název anglicky

The effect of landscape mosaic on the local diversity of butterflies.

Cíle práce

Struktura krajiny, jemnost krajinného zrna a zastoupení konkrétních typů habitatů v krajinné mozaice hrají klíčovou roli v procesech ovlivňujících druhovou bohatost. Efekty jako je izolovanost habitatů a jejich fragmentace silně reflektují využívání a historii krajinného zrna. V rámci bakalářské práce bude formou literární rešerše provedena rekapitulace poznatků o vlivech struktury krajinné mozaiky na diverzitu hlavně denních motýlů, jako modelové skupiny organismů. V rámci praktické části si práce pokládá tyto otázky:

- (i) Má složení krajinného zrna vliv na diverzitu denních motýlů?
- (ii) Může historická struktura krajiny ovlivnit současnou diverzitu druhů?

Metodika

V rámci teoretické části bakalářské práce bude formou literární rešerše dostupných vědeckých zdrojů rekapitulováno dosavadní poznání o zkoumané problematice.

Praktická část práce bude pozůstat z analýzy krajinného zrna jednak historické krajiny 50. let 20. století, a také krajiny současné (2016). Pro tyto potřeby bude vybráno několik faunistických čtverců, ve kterých bude z dostupných ortofotomap zkoumána krajina z hlediska složení krajinného zrna – jak stav historický, tak i stav současný. V každém čtverci bude počítán počet krajinných zrn konkrétního habitatu (zemědělské plochy, lesní celky, sídla, vodní plochy, ostatní nelesní plochy atd.). Jako skupina reflektující danou krajinnou mozaiku bude vybrána skupina motýlů denních. Data o diverzitě této skupiny (historická do 50. až 80. let 20. století, současná od roku 1995 do současnosti) pro konkrétní faunistické čtverce budou excerpovány z Databáze mapování motýlů, zpravované EntÚ AV ČR v Českých Budějovicích. V rámci statistických analýz bude vysvětlován vztah historické i současné druhové diverzity a druhového složení k struktuře krajiny vybraných faunistických čtverců.

Doporučený rozsah práce

cca 30-40 stran

Klíčová slova

krajinná mozaika, změna krajinného využití, fragmentace, Lepidoptera

Doporučené zdroje informací

- Atauri JA, de Lucio JV (2001) The role of landscape structure in species richness distribution of birds, amphibians, reptiles and lepidopterans in Mediterranean landscapes. *Landscape Ecology* 16: 147-159.
- Beneš J, Konvička M, Dvořák J, Fric Z, Havelda Z, Pavlíčko A, Vrabec V, Weidenhoffer Z (eds.) (2002) *Motýli České republiky: Rozšíření a ochrana I, II*. SOM, Praha.
- Dainese M, Isaac NJB, Powney GP, Bommarco R, Ockinger E et al. (2017) Landscape simplification weakens the association between terrestrial producer and consumer diversity in Europe. *Global Change Biology* 203: 3040-3051.
- Dover J, Settele J (2009) The influences of landscape structure on butterfly distribution and movement: a review. *Journal of Insect Conservation* 13: 3-27.
- Konvička M, Benes J, Polakova S (2016) Smaller ields support more butterlies: comparing two neighbouring European countries with diferent socioeconomic heritage. . *Journal of Insect Conservation* 20: 1113-1118.
- Konvička M, Fric Z, Benes J (2006) Butterfly extinctions in European states: do socioeconomic conditions matter more than physical geography? *Global Ecology and Biogeography* 15: 82-92.

Předběžný termín obhajoby

2019/20 LS – FŽP

Vedoucí práce

Mgr. Tomáš Kadlec, Ph.D.

Garantující pracoviště

Katedra ekologie

Elektronicky schváleno dne 6. 3. 2018

doc. Ing. Jiří Vojar, Ph.D.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 6. 3. 2018

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Děkan

V Praze dne 22. 06. 2020

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci na téma "Vliv struktury krajiny na lokální diverzitu denních motýlů" vypracovala samostatně a citovala jsem všechny informační zdroje, které jsem v práci použila a které jsem rovněž uvedla na konci práce v seznamu použitých informačních zdrojů.

Jsem si vědoma, že na moji bakalářskou práci se plně vztahuje zákon č.121/2000 Sb., o právu autorském, o právech souvisejících s právem autorským a o změně některých zákonů, ve znění pozdějších předpisů, především ustanovení § 35 odst. 3 tohoto zákona, tj. o užití tohoto díla.

Jsem si vědoma, že odevzdáním bakalářské práce souhlasím s jejím zveřejněním podle zákona č. 111/1998 Sb., o vysokých školách a o změně a doplnění dalších zákonů, ve znění pozdějších předpisů, a to i bez ohledu na výsledek její obhajoby.

Svým podpisem rovněž prohlašuji, že elektronická verze práce je totožná s verzí tištěnou a že s údaji uvedenými v práci bylo nakládáno v souvislosti s GDPR.

V Praze dne

..... ..

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala Mgr. Tomáši Kadlecovi, Ph.D., za vedení a poskytování cenných rad při psaní této bakalářské práce. Dále bych chtěla poděkovat panu Jiřímu Benešovi z Entomologického ústavu AV ČR v Českých Budějovicích za poskytnutí dat o historickém i současném výskytu denních motýlů ve vybraných čtvercích, jež byla čerpána z Databáze mapování motýlů České republiky, spravované ENTÚ AV ČR. Ráda bych také poděkovala svým blízkým za podporu během studia.

ABSTRAKT

Bakalářská práce se zabývá vlivem skladby krajinného zrna a její změny na diverzitu denních motýlů a zároveň vlivem historické struktury krajiny na současnou diverzitu druhů.

V teoretické části jsou v podobě literární rešerše shrnuty dosavadní znalosti a informace týkající se dané problematiky. V posledních desetiletích je patrný úbytek motýlů v evropských státech. Hlavní příčinou je špatný stav krajiny, mikroklimatu a nedostatek potravních zdrojů. Rovněž není zabezpečena heterogenita stanovišť. Na základě rešerše je patrné, že pro řešení těchto problémů je nutné zachovat a pokud možno navrátit jemnou mozaiku krajiny s výskytem různých typů vegetace.

Praktická část představuje práci s pěti vybranými faunistickými čtverci (5656, 5751, 5754, 6468, 7165), v nichž se z dostupných ortofotomap prováděl výzkum krajiny s ohledem na skladbu krajinného zrna. Porovnával se stav historické krajinné mozaiky (50. léta 20. století) s recentním obdobím (rok 2017). Pro každý čtverec byla také shromážděna dostupná pozorování denních motýlů z Databáze mapování motýlů ČR. Z nich byla pro každý čtverec vyjádřena druhová diverzita (jak v historickém, tak i současném období) a také zastoupení habitatové specializace. Na základě těchto údajů byl hodnocen vliv změny krajinné struktury sledovaných čtverců na diverzitu a zastoupení habitatových specialistů denních motýlů.

Od 50. let 20. století probíhaly zásadní změny v hospodářství – intenzifikace krajiny a kolektivizace zemědělství, docházelo ke scelování malých polí a jemná mozaika krajiny byla zničena. Druhová diverzita denních motýlů byla v současném období nižší ve srovnání s 50. léty. Tyto změny lze vysvětlit změnou skladby krajinného zrna. V krajině došlo ke zvětšení těchto zrn a zároveň k poklesu heterogenity. Zaniklé nebo fragmentací poškozené biotopy nemohou dále zachovat populace hmyzu, které se k nim váží. Z výsledků této bakalářské práce vyplývá, že habitatoví specialisté mají vztah k historickému stavu krajiny, a to nejen k velikosti plošek, ale i ke kvalitě porostů. Pro zlepšení této situace v krajině je třeba využívat přírodní zdroje v souladu s trvale udržitelným rozvojem. V této problematice by bylo vhodné se zaměřit na zkoumání kvality přírodních biotopů, které jsou důležité pro zvýšení diverzity motýlů.

Klíčová slova:

krajinná mozaika, změna krajinného využití, fragmentace, *Lepidoptera*

ABSTRACT

The bachelor thesis deals with influence of structure of landscape grain and its change of daily butterfly diversity and at the same time with influence of historical landscape structure on recent species diversity.

The theoretical part includes a literature review, where is summed recent knowledge and information related to the topic. In the last decades decline of butterflies in European states is obvious. The main cause is bad condition of landscape and microclimate, shortage of food resources and lack of heterogeneity. According to the review it is obvious that to solve these problems, it is necessary to keep and if it is possible, to return the mild landscape mosaic with presence of various vegetation types.

The practical part includes working with five selected faunistic squares (5656, 5751, 5754, 6468, 7165), where a landscape research was done, with help of available orthophotomaps. The landscape grain structure was taken in account. The historical conditions (the 50s of the 20. century) were compared with recent period (2017). For each square available observing of daily butterflies from monitoring Database of butterflies in the Czech Republic was collected. Species diversity and presence of habitat specialization for each square in historical and recent period was expressed from this data.

Based on this data, influence of change in landscape structure of examined squares on diversity and presence of habitat specialists of daily butterflies were evaluated.

Since the 50s of the 20th century basic changes in management have been carried out – landscape intensification and agriculture collectivization, unifying of small fields. The mild landscape mosaic has been destroyed. The species diversity of daily butterflies has recently been lower, compared with the 50s. These changes can be explained by change in landscape grain composition. The size of landscape grain has increased, and diversity has declined. Biotopes which are extinct or damaged by fragmentation are not able to keep insect populations, connected with them. The results of this bachelor thesis show that habitat specialists had relationship with historical condition of the landscape, not only with paths sizes, but also with land cover quality. To improve this situation, it is necessary to use natural resources according to permanently sustainable development. It would be useful to focus on research of natural biotopes quality which is important for butterfly diversity increase.

Key words:

landscape mosaic, change of land use, fragmentation, *Lepidoptera*

OBSAH

1	ÚVOD	10
2	CÍLE PRÁCE	12
3	ZMĚNY A VÝVOJ KRAJINY	13
3.1	STRUKTURA KRAJINY V ZÁKLADNÍCH POJMECH	13
3.2	VÝVOJ KRAJINY STŘEDNÍ A ZÁPADNÍ EVROPY PO DRUHÉ SVĚTOVÉ VÁLCE	14
3.3	VÝVOJ URBANIZACE A SUBURBANIZACE	15
3.4	ZEMĚDĚLSTVÍ	16
4	FRAGMENTACE KRAJINY	18
4.1	FRAGMENTACE KRAJINY A JEJÍ VLIV NA KRAJINNÉ ZRNO	18
4.2	VLIV FRAGMENTACE KRAJINY NA BIODIVERZITU MOTÝLŮ	19
5	VLIV STRUKTURY KRAJINY NA LOKÁLNÍ DIVERZITU DENNÍCH MOTÝLŮ	23
5.1	METODIKA	23
5.1.1	MODELOVÁ SKUPINA DENNÍCH MOTÝLŮ A DATA O MOTÝLECH	23
5.1.2	VÝBĚR ZÁJMOVÝCH ÚZEMÍ	25
5.1.3	VYTVOŘENÍ VRSTEV KRAJINNÝCH ZRN	27
5.1.4	STATISTICKÁ ANALÝZA DAT	28
5.2	VÝSLEDKY	29
5.2.1	ZMĚNA DRUHOVÉ DIVERZITY DENNÍCH MOTÝLŮ MEZI SLEDOVANÝMI OBDOBÍMI	29
5.2.2	ZMĚNY STRUKTURY KRAJINY MEZI SLEDOVANÝMI OBDOBÍMI	32
5.2.3	VLIV ZMĚNY KRAJINNÉ STRUKTURY NA ZASTOUPENÍ HABITATOVÝCH SPECIALISTŮ DENNÍCH MOTÝLŮ	34
6	DISKUSE	35
7	ZÁVĚR	39

8	<u>SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY A DALŠÍCH PRAMENŮ</u>	40
9	<u>SEZNAM PŘÍLOH</u>	46
9.1	SEZNAM POUŽITÝCH ZKRATEK	46
9.2	SEZNAM TABULEK	46
9.3	SEZNAM OBRÁZKŮ	47
10	<u>PŘÍLOHY</u>	48

1 ÚVOD

Krajina je dnes vnímána jako ekologicky heterogenní část zemského povrchu, skládající se ze souboru vzájemně se ovlivňujících ekosystémů, který se v dané části povrchu v podobných formách opakuje. Jde o část zemského povrchu o rozměrech několika kilometrů čtverečních až po tisíce kilometrů čtverečních, která se svými specifickými rysy a znaky odlišuje od svého okolního prostředí (Forman et Godron, 1993). Podle zákona O ochraně přírody a krajiny č. 114/1992 Sb. je krajina definována jako „část zemského povrchu s charakteristickým reliéfem, tvořená souborem funkčně propojených ekosystémů a civilizačních prvků.“ Krajina je také formulována jako dlouhodobě ustálený a relativně propojený celek přírodních a člověkem ovlivněných charakteristik, které se vztahují na daný reliéf se společným historickým základem (Cílek et al., 2011). Každé období lidských dějin odráží i stav lidské společnosti v krajině. Jde o technologický pokrok, sociální, politickou a ekonomickou situaci. V některých případech se rozvoj společnosti projeví ve změnách v krajině a jejím využíváním okamžitě, jindy až následovně, s jistým časovým odstupem. Z tohoto důvodu podává krajinná struktura v daném historickém údobí informace o společnosti, jejím hospodaření, o změnách způsobených přírodními či lidskými faktory (Němec et Pojer, 2007). Již od počátků průmyslové revoluce tento kontrast narůstá a přírodní prostředí není již dále schopno důsledky vnějších zásahů vyrovnávat (Daily, 1997). Dochází k výrazným změnám v krajině a její struktuře, z nichž k nejznámějším náleží znečištění vzduchu a vody, zhoršování kvality půdy, zvětšování krajinného zrna, mizení některých habitatů a s tím související pokles biodiverzity (Donald et Evans, 2006). Znepokojujícím faktorem je fakt, že pokud nedojde ke změnám v zacházení s krajinou, bude dosažena tzv. limitní hodnota těchto změn a přirozené procesy již nebudou schopny samostatné obnovy (Metzger et al., 2008). Krajina je intenzivně využívána a zemědělství a lesnictví se rozvíjejí v takové míře, že tento nárůst zároveň znamená zmenšování biotopů pro život živočichů, zejména hmyzu (Konvička et al., 2006). Úbytek hmyzu se v posledních desetiletích stává globálním problémem. Podle některých modelů pro nejbližší desetiletí je 40 % druhů hmyzu ohroženo vyhynutím (Hallmann et al., 2017). Nejmarkantnější je úbytek abundance hmyzu bez ohledu na druh a zároveň rozsáhlé vymírání jednotlivých druhů. Tyto efekty jsou ve vzájemné souvislosti, protože pokles počtu jedinců a hmyzích populací znamená,

že vyhynutí je více pravděpodobné. Pokles biodiverzity a abundance hmyzu podle odhadů povede k nepříznivým důsledkům pro trofické řetězce a oslabení funkcí ekosystému (Delattre et al., 2013). Úbytek hmyzu pravděpodobně stojí nebo způsobí i úbytky živočišných druhů, pro které je potravou (Hallmann et al., 2017). Řada těchto změn v hmyzích společenstvech lze vysvětlit právě změnami v struktuře krajiny (Atauri et Lucio, 2001).

2 CÍLE PRÁCE

Práce má dvě části – teoretickou a praktickou. V teoretické části je cílem vytvořit literární rešerši dosavadních základních vědeckých poznatků o studované problematice. Literární rešerše se zabývá v první části změnou struktury a vývojem krajiny, vlivem sub/urbanizace a rozvojem zemědělství. V druhé části se zabývá fragmentací krajiny a jejím vlivem na krajinné zrno a vlivem fragmentace krajiny na biodiverzitu motýlů. Cílem praktické části je odpovědět na otázky, zda má složení krajinného zrna a její změna vliv na diverzitu a zastoupení habitatových specialistů denních motýlů a zda může historická struktura krajiny ovlivnit současnou diverzitu druhů.

Za účelem splnění cílů praktické části bylo analyzováno krajinné zrno pěti vybraných faunistických čtverců z 50. let 20. století a ze současnosti v roce 2017. Studie předpokládá, že pozorovaná změna kvality krajinné mozaiky bude mít negativní dopad jak na diverzitu, tak na prezenci habitatových specialistů denních motýlů.

3 ZMĚNY A VÝVOJ KRAJINY

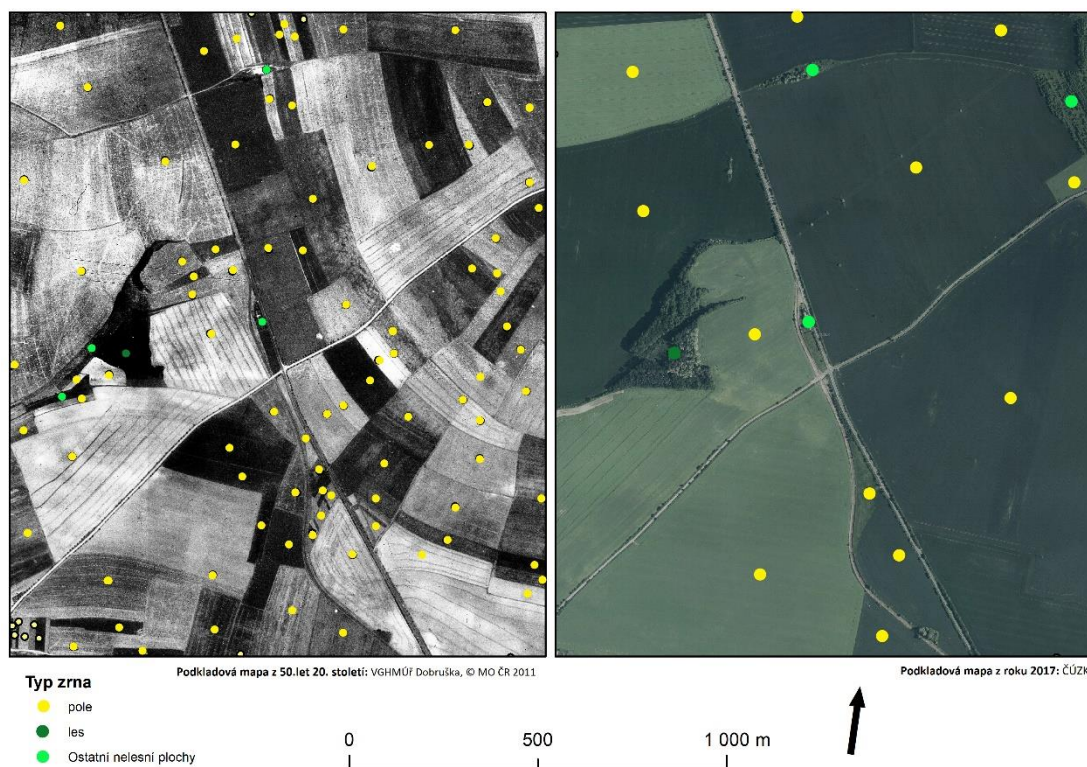
3.1 STRUKTURA KRAJINY V ZÁKLADNÍCH POJMECH

Struktura krajiny představuje prostorové vztahy mezi jednotlivými ekosystémy. Popisuje rozdělení hmoty, energie a rostlinných a živočišných druhů v poměru k velikosti, počtu, typům a konkrétnímu uspořádání těchto ekosystémů (Leitão et al., 2006). Mezi základní součásti struktury krajiny patří dle Formana et Gordona (1993) krajinná matrice, krajinné enklávy a koridory (Obr.1).

Krajinná matrice (matrix) představuje prostorově největší a nejpropojenější typ krajinné složky. Plocha, která se liší od okolních enkláv svojí strukturou a druhovým složením, často tyto plošky obklopuje. Příkladem matrice jsou lány polí nebo klimaxový les.

Krajinné enklávy (plošky – „patches“) jsou plošné neliniové části povrchu, které se svým vzhledem odlišují od svého okolí (matrice). Mohou mít různou velikost, tvar, stáří, typ plošky, heterogenitu i hranice. V krajině jsou plošky obývané rostlinnými a živočišnými společenstvy (soubory druhů). Některé plošky mají ale biologická společenstva zastoupená jen v malé míře, jelikož jsou tvořené z těžko kolonizovatelných struktur, jako jsou převážně skály, často disturbovaná půda, budovy či pozemní komunikace.

Koridory (biokoridory) jsou úzké pruhy v krajině, liniové prvky, které se po obou stranách odlišují od krajinné matrice. V přirozené podobě je jejich hlavní funkcí pohyb jedinců, látek a informací. Mohou být tvořeny výhradně izolovanými pásy, ale mohou též navazovat na plošku s podobnou vegetací. Příkladem koridoru jsou živé ploty, které mohou být zcela obklopeny otevřenou krajinou, ale zpravidla alespoň na jedné straně navazují na les. Koridory jsou nejzřetelnější v krajině, kde se silně projevuje vliv člověka.



Obrázek 1: Srovnání krajiny s velkým počtem zrn (historické – 1950) se silně zemědělskou krajinou (recentní – 2017).

3.2 VÝVOJ KRAJINY STŘEDNÍ A ZÁPADNÍ EVROPY PO DRUHÉ SVĚTOVÉ VÁLCE

Druhá světová válka přinesla zásadní změny ve společnosti jak z hlediska politického systému, tak i obyvatelstva. Industrializace urychlila migraci pracovních sil do měst, urbanizaci krajiny a ovlivnila změny tradičního využití zemědělské půdy a lesů různými metodami intenzifikace. Tyto procesy radikálně změnilý charakter původní mozaikovitě krajiny (Donald et Evans, 2006). Zintenzivnění zemědělských postupů v západní i střední Evropě mělo za následek dramatický pokles krajinné diverzity. Nárůst využití strojů znamenal úbytek ve využití zvířecí práce, a tudíž i s tím úbytek píce, ovsa a dalších krmných plodin (Potter, 1997).

V některých zemích střední Evropy, ve kterých došlo ke změně z tržního na centrálně řízené hospodářství, byly zásahy do krajiny větší. Nepřihlíželo se k místním specifickým podmínkám na daném území, nýbrž hlavní důraz byl kladen na to, aby se z půdy získaly maximální výnosy (Löw et Míchal, 2003). Ve 2. polovině 20. století nastaly velké změny ve struktuře krajiny, rázem se z pestré krajiny s drobnými poli oddělenými remízky, mezemi a polními cestami (Obr.1) stala

uniformní krajina s velkými lány, čímž došlo k odstranění roztroušené zeleně a krajina změnila během několika desítek let svoji strukturu. Vznikem velkých lánů se zásadním způsobem změnil vzhled a kulturní i ekologické hodnoty krajiny (Lipský, 1995). Důsledkem politických změn v bývalém Československu v roce 1948 došlo k znárodnování půdy a násilné likvidaci osobního vlastnictví, což se projevilo scelováním pozemků, likvidací důležitých ekosystémů či redukcí krajinné heterogenity. Na mnohých místech střední Evropy vznikly obdoby jednotných zemědělských družstev (JZD) a krajina se stala „lidovým“ vlastnictvím, aniž by byla jasně určena odpovědnost za péči o ni (Salašová, 2014).

Hlavním cílem uvedených změn vedoucích k vyšším výnosům byla maximalizace ploch orné půdy a zjednodušení tvarů polí tak, aby bylo možno v maximální míře využívat mechanizaci. S těmito změnami docházelo k úbytku trvalých travních porostů, k odvodňování luk podél řek, k jejich rozorání a přeměně v lány (Lipský, 1995). Další negativní následky se dostavily v podobě degradace půdní struktury, zhutnění podorniční vrstvy, snížení organické hmoty v půdě, zvýšení zasolení a koncentrace cizorodých látek. Změnil se rovněž vztah lidí k půdě a venkovu, jejich smysl pro přírodu a snaha přičinit se o pozitivní vývoj v krajině, podrobněji viz kapitola 3.4 ZEMĚDĚLSTVÍ (Löw et Míchal, 2003).

3.3 VÝVOJ URBANIZACE A SUBURBANIZACE

Se změnami krajinné heterogenity úzce souvisí i sub/urbanizace. Jedná se o přetvoření zemědělských a lesních ploch, mokřadů a vodních objektů na urbanizovanou, tedy zastavěnou, a industriální neboli průmyslovou plochu (Feranec et al, 2010). V demografickém slova smyslu je urbanizace chápána jako zvyšování podílu obyvatel měst v rámci celé populace a k shlukování lidí, do větších sídel (Horská et al., 2002).

K významným změnám došlo po konci druhé světové války. Bylo to období nejrychlejšího růstu sub/urbanizace v dějinách, které bylo částečně způsobeno vysokou mírou natality v dané době. V žebříčku indexu městského růstu v letech (1950-1990) byl index růstu nejvyšší ve východní Evropě, až poté následovaly země z jižní, západní a severní Evropy (Enyedi, 1992).

Druhá polovina 50. let 20. století znamenala počátek výstavby panelových domů buď přímo v historických centrech chátrajících měst, nebo na jejich okrajích.

Panelová výstavba se nevyhnula ani řadě vesnic (Vaishar et al., 2013). Změnila se struktura osídlení, formovala se rozsáhlá urbanizovaná území kolem velkých průmyslových center. Ve venkovských obcích vzrostl podíl nezemědělské výroby. Do reliéfu krajiny zasáhla výstavba nových komunikací dálničního typu, budování přehradních nádrží a celých vodohospodářských soustav. K ohrožení krajiny a narušení její rovnováhy a schopnosti autoregulace přispěla zejména přestavba průmyslu (hornictví, hutnictví, strojírenství) s vysokou spotřebou energie a využíváním nekvalitních surovin (např. produkce kyseliny sírové, uhlí a jiné emise) (Kubačák, 1994). Nejen u Pražanů, ale i u obyvatel dalších velkoměst se projevila specifická charakteristika tehdejšího způsobu života, kterou byl víkendový odpočinek za hranicemi měst a seberealizace při zvelebování chat a chalup na venkově. Dalším důvodem pro trávení volných dní mimo město byla i snaha o pobyt ve zdravějším prostředí. Na okrajích velkých měst bylo v té době kvalitnější životní prostředí a snadné dojíždění za prací. K sub/urbanizaci výrazně přispěla také omezená možnost cestovat, neuspokojivá bytová situace a proměna prostoru ve velkých městech (Illner et Andrlé, 1994).

Koncem 20. století se v některých státech střední Evropy velká plocha krajiny zastavěla velkými hypermarkety, sklady a průmyslovými halami, které měly mnohem větší podíl na přeměně krajiny než rodinné domy. To mělo za následek vyšší dopravní zátěž, zabor zemědělské půdy a pokračování ve fragmentaci krajiny (Sýkora, 2002).

3.4 ZEMĚDĚLSTVÍ

Počátkem 20. století představovala zemědělská půda ve většině zemích střední a západní Evropy více než 70 %. V českých zemích byl podíl zemědělské půdy přes 75 %, v nejproduktivnějších regionech dokonce dosahoval až 80 %. Naopak v druhé polovině století se výměra zemědělské půdy postupně snižovala. Například mezi lety 1961 až 2016 se na území dnešní České republiky snížila z 60 % na 53 %; v Německu z 55 % na 48 % (The World Bank, 2016). Rozloha zalesněné plochy zůstávala téměř beze změny, ale mnohé rybníky a pastviny byly přeměněny v ornou půdu. Ve vlhkých aluviálních naplaveninových oblastech a údolních nivách byly v omezeném rozsahu ponechány louky. Rozdíly v krajině během století nebyly dány ale jen celkovým zastoupením krajinných typů, ale také charakterem krajinné

mozaiky. Začátkem století byl dopad velké rozlohy zemědělské půdy zmírněn a vyrovnán strukturou jemného krajinného zrna (mnoho malých políček). Tento stav byl zmírněn a vyrovnán strukturou jemného krajinného zrna. Rozmanitost krajinné struktury, tvořené mozaikou malých plošek oddělených lineárními prvky, hrála rozhodující úlohu ve stabilizaci zemědělské krajiny do poloviny 20. století. Od 50. let 20. století vnesla intenzifikace zemědělství do krajiny velkou řadu změn, které nemají v historii zatím obdoby, co se týče rychlosti a rozsahu jejich uskutečnění. Podle oficiálních vládních nařízení byly sjednoceny orné půdy, rozorány meze, rušily se staré sítě cest a porosty keřů a další krajinné elementy znemožňující efektivní půdní kultivaci (Lipský, 1998). V 70. letech po sjednocení družstev začala ještě větší intenzifikace zemědělství. Začalo se s pěstováním monokultur na velkých plochách, chemizací zemědělské výroby, používáním těžké mechanizace a melioracemi (odvodňování krajiny), které byly ve velké míře nedostatečně promyšlené (Lipský, 1998). Později se projeví negativní účinky zemědělské techniky. Jeden z hlavních negativních vlivů bylo zhutnění půdy těžkou technikou, a tím snížení její úrodnosti. Dalším problémem bylo obdělávání půdy po spádnici a pěstování širokořádkových plodin. Tento postup uspíšil intenzivní větrnou i vodní erozi půdy, kde byly obdělávány dlouhé nepřerušené svahy. Tomuto procesu dříve zabraňovaly právě meze, remízky a trvalá travní společenstva, které bránily odlivu živin a úrodné vrstvy (Moldan, 1990).

V současné době znehodnocování krajiny stále pokračuje, rozloha krajinných plošek ani objem produkce se nezměnil. Jasně ohraničené celky slouží k intenzivní zemědělské anebo lesnické produkci. Louky se v mnohých případech intenzivně hnojí, aby byly několikrát za rok posečeny a sklizeny. Pastviny s intenzivním spásáním jsou také obhospodařovány s cílem dosáhnout maximálního výnosu (Sádlo, 2005). Snaha o získání maximálního užítku bez ohledu na cit pro přírodu a krajinu vyplývá z toho, že na půdě většinou hospodaří uživatel, a ne její vlastník. Velcí vlastníci půdy mnohdy nemají všechny své pozemky na souvislém území jednoho katastru. Jsou tudíž odloučeni od svého majetku. Pouze výjimečně se tito vlastníci po restitucích vrací k obdělávání půdy na svém pozemku. Důvodem je mnoho překážek, např. nedostupnost z okolní zástavby nebo nevhodné rozměry polí. Pro vlastníka je nejvýhodnější poté svůj pozemek pronajmát větším společnostem, avšak tyto

zemědělské společnosti upřednostňují zisk před péčí o tento pronajatý pozemek (Sklenička, 2011).

4 FRAGMENTACE KRAJINY

4.1 FRAGMENTACE KRAJINY A JEJÍ VLIV NA KRAJINNÉ ZRNO

Fragmentace krajiny je umělý proces, při kterém je ucelená část krajiny rozdělována na menší plochy a plošky pomocí plošných nebo liniových bariér, a tím ztrácí svou původní kvalitu. (EEA, 2011).

Fragmentace krajiny je způsobena dvěma hlavními typy bariér:

a) průmyslové areály a lidská sídla, které se rozšiřují do volné krajiny mimo obce,

b) budování dopravních infrastruktur, zejména dálnic, silnic a železnic,

V důsledku budování zástavby a dopravních sítí (bariér) dochází k narušení vazeb a vztahů mezi ekosystémy a rozdělování biotopů na menší části.

Krajiny složené z elementárně malých plošných útvarů se vyznačují jemným zrnem, zatímco krajiny, které jsou složeny převážně z velkých ploch, disponují hrubým zrnem (Kovář, 2014). V průběhu posledních desetiletí došlo k zásadní změně ve velikosti a počtu krajinných zrn. Krajinné zrně se podstatně zvětšilo a došlo k poklesu heterogenity.

Původní krajina evropského kontinentu se vyznačovala pestrou mozaikou biotopů, avšak dnes existuje krajina v podobě pouhých ostrůvků hodnotných stanovišť. Jedná se o luční, stepní, skalní a mokřadní biotopy a též rašeliniště a lesní louky. Následkem těchto procesů dochází k redukci kapacity vzniklých fragmentů, ale zároveň narůstá nebezpečí vymizení místních populací. Migrace živočichů je velmi obtížná, mnohdy nemožná, a tudíž nelze uskutečnit rekolonizaci opuštěných stanovišť (Anděl et al., 2010).

Je tedy zřejmé, že fragmentace krajiny mění přirozené prostředí řady organismů, proto je v současné době jedním z hlavních problémů ochrany přírody (Jaeger et al., 2005). Není ovšem snadné vytvořit jednotnou koncepci pro řešení ochrany rostlin a živočichů, která by se dala aplikovat na veškeré organismy, jelikož

v krajině žije velké množství organismů s rozdílnými nároky na prostředí. Možným řešením je zaměřit se individuálně na organismy, které jsou fragmentací krajiny zasaženy nejvíce a zabývat se jejich specifickými problémy (Anděl et al., 2010).

4.2 VLIV FRAGMENTACE KRAJINY NA BIODIVERZITU MOTÝLŮ

Mnohé taxony jsou v důsledku fragmentací přírodě blízkých biotopů a postupným zmenšováním jejich fragmentů omezeny na miniaturní a izolované plošky a biodiverzita krajiny v současnosti prochází zásadní změnou ve svém složení (Ockinger et al., 2012). Ekologická společenstva ztrácejí svá stanoviště a jsou odsouzena k pouhému přežívání na jejich pozůstatcích, čímž dochází k poklesu životaschopnosti populací (Delattre et al., 2013). V důsledku využívání půdy pro zemědělské účely a rozšiřování měst dochází ke ztrátám přírodních biotopů (Soga et al., 2015). Fragmentace krajiny je považována za jeden z hlavních parametrů ohrožujících biodiverzitu hmyzu a ve velké míře byla studována zejména na modelové skupině denních motýlů (Ockinger et al., 2012).

Je prokázáno, že čím jsou plošky rozlehlejší, tím větší je pravděpodobnost, že budou obsazeny vyšším počtem jedinců než ty méně rozlehlé (Hill et al., 1996). Velikost a kvalita fragmentů a specifické charakteristiky druhů (například mobilita) ovlivňují možnosti jednotlivých druhů přežít a reprodukovat se. Mezi fragmenty vznikají bariéry, a tudíž omezený životní prostor a snížení množství potravních zdrojů. Řada druhů se nedokáže dostat z izolovaných plošek, jelikož vzniká vyšší riziko predace. Pokud v některém izolovaném fragmentu určitý druh vyhyne, dochází ke snížení pravděpodobnosti imigrace z jiných plošek a výsledkem je vymizení druhů v této určité plošce (Samways, 2007). Některé populace jsou ohrožené právě tímto jevem, protože jsou málo početné a nejsou obohacovány genem jediného imigranta za generaci. Tento jev pak nevyhnutelně vede k poklesu genetické diverzity (plemenitbě či genetickému driftu) a následnému vymření (Lande et al., 2003). Také musíme brát v potaz, že rozdílné druhy mohou stejnou krajinu využívat odlišným způsobem (Wang et al., 2004). Druhy specialistů a generalistů se liší v tom, jak reagují na velikost krajinného zrna a heterogenitu krajiny (zejména zastoupení vzácných biotopů). Důsledkem změn ve využívání krajiny dochází v posledních letech k většímu zastoupení generalistů na úkor specialistů. Generalisté mohou při zániku

jejich preferovaných stanovišť využít i suboptimální biotopy stále přítomné v krajině, zatímco specialisté jsou vázáni na své specifické atributy, jež plošky musí splňovat (přítomnost specifické živné rostliny, struktury vegetace, typ biotopu atd.) (Steffan-Dewenter et Tschardtke, 2000). Některým druhům motýlů, vyskytujícím se spíše ve vysoce pozměněných, zjednodušených (až antropomorfních) krajinách, nebrání izolace plošek významným způsobem v obsazení plošek sousedních. Jsou schopny odhalit vhodný habitat, který se nachází ve vzdálenosti až 150 m, a rozptýlit se nenáhodným způsobem. Prostorové uspořádání krajinných prvků může podporovat nebo naopak omezovat pohyb, vést k agregaci jedinců a může dokonce působit jako tlumící faktor environmentální stochastiky (Karlsson et Wiklund, 2005). Některé druhy v důsledku snížené konektivity ztrácejí schopnost rozptylu, obzvláště v zemědělsky rekultivovaných krajinách je pro ně důležitá tvorba zelených koridorů (Delattre et al., 2013).

Bylo zjištěno, že hustotu populací ve spojovaných ploškách zvyšují biokoridory umožňující migraci, rekolonizaci, disperzi či jiné přemístění mezi stanovišti (Davies et al., 2005). Koridory jsou využívány druhy, které je potřebují k tomu, aby překonaly území, které nepatří do jejich habitatu. Významné jsou rovněž neošetřované okraje zemědělských ploch a také menší plochy jako jsou například malé mokřadní tůňky, stezky, lesní lemy atd. Vhodné mohou být i biokoridory typu „nášlapné kameny“, které také slouží jako oblast přechodného výskytu motýlů (Langevelde et Wynhoff, 2009). Jednou z dalších příčin poklesu biodiverzity motýlů na celém světě je ztráta přirozených lesů a nahrazením jehličnatých monokultur a jejich fragmentací. V důsledku fragmentace lesních porostů dochází k intenzivnějšímu vanutí větrů, snižuje se relativní vlhkost vzduchu, a naopak na okrajích lesa teplota vzduchu stoupá. Jde o tzv. okrajové efekty, které jsou mnohdy patrné až 250 m do hloubi lesa. Z hlediska ekotonu vznikají na okrajích lesa specifická společenstva, která se liší od společenstev nacházejících se přímo uvnitř daného stanoviště. Některé druhy, jejichž výskyt je zcela podmíněn stálými podmínkami prostředí (teplota, světlo, vlhkost), vnímají fragmentaci krajiny mnohem výrazněji a dochází též k jejich vymizení z konkrétního fragmentu (Summerville et Crist, 2005). Velkým pozitivem pro motýly jsou fragmenty lesů nacházející se v zemědělské krajině, které usnadňují pohyb motýlů a slouží také jako úkryt (Samways, 2007).

Tak jako matrice celkově, i specifické krajinné prvky mohou mít negativní vliv na pohyb motýlů v krajině a mohou mít menší permeabilitu pro ně (Karlsson et Wiklund, 2005). Nejsilnějšími bariérami jsou zřejmě rozlehlá území, která nemají charakter biotopu (městské zástavby, intenzivní polní plochy). Různé krajinné prvky mají různou míru prostupnosti, která závisí na charakteru prvku, jeho rozsahu a specifických rysech daného druhu motýla, který tyto bariéry překonává. Propustnost krajinného prvku se může rovněž měnit v čase (Ricketts, 2001). Řada motýlů žije v metapopulačních strukturách a potřebují tudíž dostatek plošek vhodného biotopu v dostupné vzdálenosti. Některé motýli opouštějí stanoviště, jelikož je zde nízká hustota populace, a dochází k jejich emigraci do míst, kde je více jedinců stejného druhu. Avšak tento jev má vliv na vymírání lokálních, izolovaných populací (Beneš et al, 2002). Zastánci této domněnky předpokládají, že energie o zachování enkláv musí být směřována pouze na malý počet snadno identifikovaných a zároveň vysoce kvalitních plošek. Na druhou stranu, při zachování co možná nejvíce plošek, které nedosahují optimální kvality, (tzv. suboptimální plošky) a současně plošek ostrůvkových, lze očekávat rozptýlení druhů a více jemnozrnnou krajinu, v níž může biodiverzita celkově prosperovat (Dennis et Hardy, 2007).

Samways (2007) nastiňuje tři hlavní charakteristiky, které by měly být brány v úvahu, pokud se mají vyvíjet zdravé populace:

- 1) velké plošky habitatu
- 2) dobrá kvalita plošek
- 3) snížená izolace plošek

Zároveň je třeba se řídit určitými pravidly, která by se měla při činnostech vedoucích k zachování biodiverzity použít:

- 1) udržovat rezervy (zdrojové populace)
- 2) udržovat vysokou heterogenitu krajiny
- 3) snižovat kontrast mezi ploškami (stupeň krajinné modifikace)
- 4) uplatňovat vhodný a šetrný management
- 5) simulovat přirozené podmínky a disturbance
- 6) spojovat vysoce kvalitní plošky

Mnohé z těchto principů spolu navzájem souvisí. Je však třeba si uvědomovat stále potenciální nebezpečí, že lokální vyhubení výjimečných druhů by mohlo nastat i se značným zpožděním po zjednodušení krajiny. Monitoring vztahů mezi diverzitami těchto taxonů může sloužit jako včasný varovný signál pro zachování zdraví ekosystému (Valiente-Banuet et al., 2015).

5 VLIV STRUKTURY KRAJINY NA LOKÁLNÍ DIVERZITU DENNÍCH MOTÝLŮ

Předpokládá se, že struktura krajiny (zejména počet a hustota krajinných zrn) má velký význam na druhou skladbu bezobratlých (Atauri et Lucio, 2001). Tento předpoklad byl otestován na vlastním experimentu, kdy na pěti faunistických čtvercích byla sledována změna diverzity a skladby specialistů denních motýlů ve vztahu ke změně struktury krajiny v časovém horizontu půl století. Z toho důvodu byly ve vybraných čtvercích Kartierung Flora Mitteleuropas (Ehrendorfer et Hamann, 1965) rozeznány, klasifikovány a spočítány krajinné plošky jak pro rok 2017, tak pro stav v 50. letech 20. století. Takto získaná data o krajinných ploškách byla následně porovnána s výskytem denních motýlů v těchto čtvercích pro zkoumané časové horizonty.

5.1 METODIKA

5.1.1 MODELOVÁ SKUPINA DENNÍCH MOTÝLŮ A DATA O MOTÝLECH

V praktické části bakalářské práce byla vybrána skupina denních motýlů („Rhopalocera“), která reprezentuje v řádu Lepidoptera osobitou homogenní skupinu. Samotní denní motýli se rozdělují do dvou příbuzných nadčeledí Hesperioidea a Papilionoidea. První skupina Hesperioidea zahrnuje čeleď soumračníkovití (Hesperiidae). Nadčeď Papilionoidea se skládá z čeledí běláskovití (Pieridae), otakárkovití (Papilionidae), babočkovití (Nymphalidae) a modráskovití (Lycaenidae) (Beneš et al., 2002).

Motýli jsou v prostředí České republiky pro tuto studii nejvhodnější zástupci hmyzu, protože v republice je jejich rozšíření pečlivě a podrobně zkoumáno již od minulého století. Taktéž máme kromě jejich rozšíření o nich dostatek informací jak v bionomii, tak i v ekologii (Beneš et al., 2002). Motýli svojí popularitou jsou důležitým ukazatelem změn životního prostředí. Jsou často nazývány jako deštníkové druhy (umbrella species) neboli indikační druhy pro měření změn biodiverzity a určování kvality stanovišť, poněvadž velice rychle a citlivě reagují na změny v krajině (Redhead et al., 2016). Jejich účinná aktivní ochrana může zastřešit ochranu většiny druhového bohatství terestrických bezobratlých (Konvička et al., 2006). Vzhledem k vazbě na specifické podmínky a strukturu habitatů rychle reagují

na změny krajiny (Steffan-Dewenter et Tschardtke, 2000). Na základě znalostí jejich historického i současného rozšíření je známo, že na našem území vyhynulo 11 % ze 161 druhů denních motýlů a pro dalších 9,9 % se změnilo na tolik jejich stanoviště, že jsou prakticky postupně na vymření (Beneš et al., 2002).

Jak je již patrné z předešlých kapitol, biotopová vazba neboli rozsah biotopů musí splňovat specifické podmínky pro dané druhy motýlů. Většina druhů motýlů je poměrně vybíravá (biotopoví specialisté, druhy stenoekní) až na několik výjimek takzvaných generalistů (druhy euryekní), se kterými se můžeme setkat prakticky všude (Beneš et al., 2002).

V poslední letech si můžeme sami povšimnout, že motýlů v evropských státech značně ubylo. Hlavní příčinou je špatný stav krajiny, mikroklimatu a nedostatek potravních zdrojů a poměrné výšky různých bylin. U motýlů nelze jednoznačně spojit příslušné druhy na konkrétní vegetační formaci, ale je zapotřebí zabezpečit heterogenitu stanovišť. V praxi to znamená zachovat mozaiky o velkém počtu typů vegetace nebo stádií sukcese v těsné blízkosti. Rovněž je třeba zařadit přechodné plochy. Jako východiska ke zkoumání tohoto problému byly využity následující poznatky několika dříve provedených analýz. Jejich cílem bylo rozlišit účinky fyzicko-geografických a společenskoekonomických podmínek na vymírání motýlů v Evropě. Porovnávají faktory ovlivňující vymírání motýlů a faktory, které ovlivňují druhové bohatství (Konvička et al., 2006).

1. Větší oblasti obsahují více zdrojů, včetně více typů biotopů, a tudíž dovolují, aby více druhů vytvářelo životaschopné populace (Gaston et Blackburn, 2000). Z toho vyplývá, že ztráta biotopů nebo změny využití půdy by měly ovlivnit více druhů spíše v malých státech než velkých.
2. Heterogenní oblasti také poskytují útočiště více typům biotopů a poskytují více útulků, které mohou chránit před zánikem druhů (Kerr et Packer, 1997).
3. Regiony, které mají více sluneční energie, podporují více druhů (Turner, 1990).

U jednotlivých druhů byla určena jejich specializace podle převažující biotopové vazby, na základě kategorizace dle Beneše et al. (2002). Jedná se o tyto skupiny biotopových vazeb (habitatových specialistů):

U – ubikvista: generalisté schopni žít na všech biotopech včetně ruderálů, agrocenóz a intravilánu obcí

M1 – mezofil-1: druhy žijící na otevřených biotopech, především na mezofilních loukách

M2 – mezofil-2: druhy preferující rozhraní lesních a lučních biotopů: lesní louky, paseky, světliny, lesní okraje, křovinné lemy apod.

M3 – mezofil-3: druhy žijící v lesních biotopech

X1 – xerotermofil-1: druhy žijící na otevřených xerotermních biotopech, převážně na krátkostébelných stepních trávnících a skalních stepích

X2 – xerotermofil-2: druhy žijící na křovinatých stepích a lesostepích (druhy zarůstajících suchých trávníků, teplomilných lemů, teplomilných křovin a rozvolněných xerotermních lesů)

X3 – xerotermofil-3: druhy žijící v borových lesích, které se nachází na písčitém podlaží

H – hygofil: druhy žijící na podmáčených loukách a slatiništích (eutrofních mokřadech)

T – tyrfofil: druhy oligotrofních mokřadů, a to jak tyrfobiontní (žijící pouze na rašeliništích), tak i tyrfofilní druhy (preferující rašeliniště)

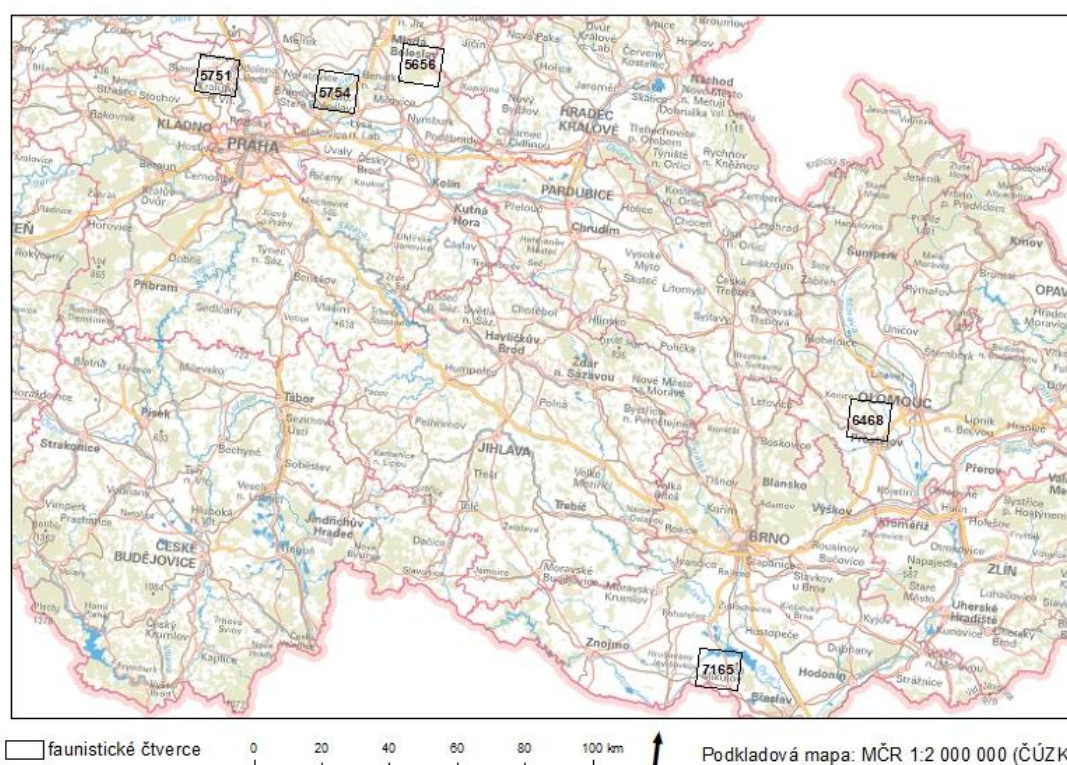
A – alpínský: druhy vysokohorských biotopů nad hranicí lesa

5.1.2 VÝBĚR ZÁJMOVÝCH ÚZEMÍ

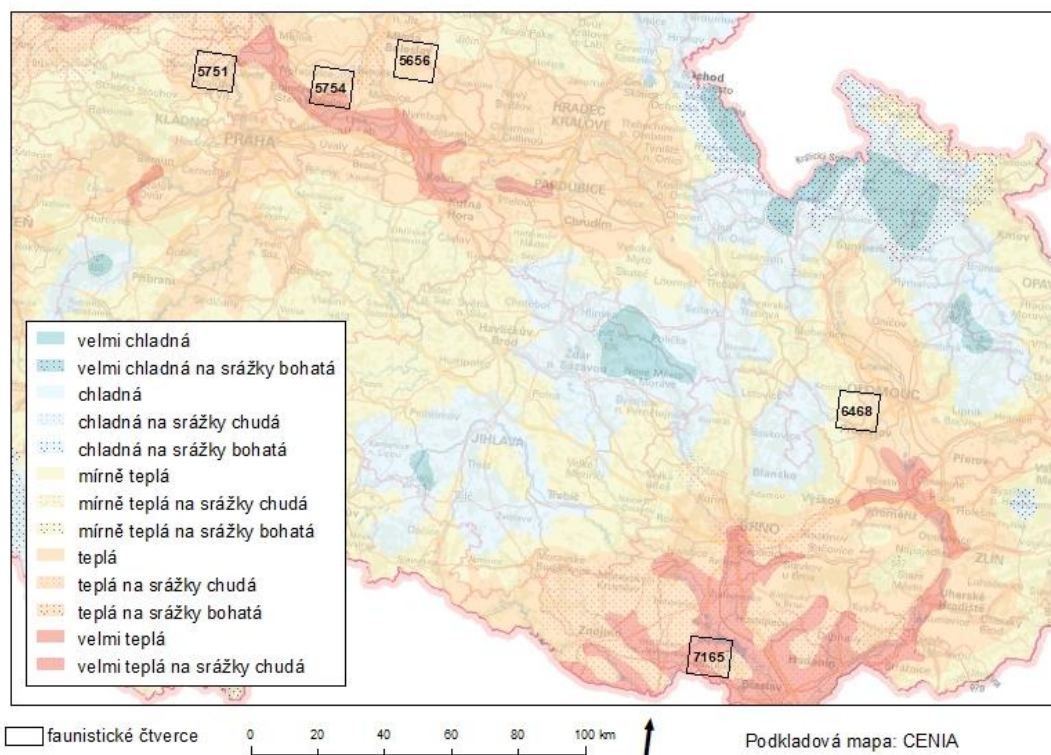
Změny krajiny v podobě změn krajinných zrn a změny v diverzitě denních motýlů probíhaly ve vybraných faunistických čtvrcích systému síťového mapování biologických druhů – Kartierung Flora Mitteleuropas (KFME). Původně vzniklo pro mapování rostlin (Kartierung Flora Mitteleuropas) a je používáno zejména ve střední Evropě (Ehrendorfer et Hamann, 1965). Území jednotlivých států jsou rozdělena do sítě čtverců s rozměry jednoho čtverce 10 minut zeměpisné délky a 6 minut zeměpisné šířky, přibližně odpovídá délkám stran čtverců 11,1 x 12,0 km (133,2 km²). Každý čtverec má svůj čtyřmístný číselný kód, kde první dvě číslice označují zeměpisnou délku a druhé dvě zeměpisnou šířku. Území České republiky je

tímto členěno do 675 čtverců (Ehrendorfer et Hamann, 1965). Pro tuto studii bylo na území České republiky vybráno celkem pět těchto čtverců č.: 5656, 5751, 5754, 6468, 7165 (Obrázek 2). Tyto faunistické čtverce byly vybrány, neboť je pro ně k dispozici velké množství historických i současných dat o výskytu denních motýlů. Tyto oblasti lze tedy považovat za objektivně dobře zmapované v obou zájmových obdobích. Zároveň tyto čtverce leží v oblastech s relativně podobným klimatem (všechny leží v nížinatých regionech v teplejší části ČR, Obr.3), který patří ke stěžejním faktorům ovlivňujícím

výskyt denních motýlů v krajině (Beneš et al., 2002). Navíc jsou čtverce situovány v zemědělské krajině, která doznala mezi sledovanými obdobími největších strukturálních změn (viz. kapitola 3. ZMĚNY A VÝVOJ KRAJINY). Čtverce 5751, 5754 a 5656 leží do 60 km od sebe (Obrázek 3). Zbývající dva čtverce jsou od této skupiny vzdálené přibližně 200 km a jejich vzdálenost od sebe navzájem je přibližně 80 km.



Obrázek 2: Geografická poloha zájmových čtverců 5751, 5754, 5656, 6468 a 7165 vybraných pro studii změn krajinné mozaiky.



Obrázek 3: Klimatické oblasti zájmových faunistických čtverců (5751, 5754, 5656, 6468 a 7165) vybraných pro tuto studii.

5.1.3 VYTVOŘENÍ VRSTEV KRAJINNÝCH ZRN

Data byla zpracována v programu ArcMap 10.5.1. Pro stanovení krajinné struktury z 50. let 20. století byly použity soudobé letecké měřické snímky, jež poskytl výhradně pro mojí bakalářskou práci VGHMÚř Dobruška, © MO ČR 2011 přes Fakultu životního prostředí ČZU v Praze. Recentní stav krajinné struktury byl vytvořen ze současných leteckých snímků pořízených v roce 2017 (podkladová vrstva aktuální ortofotomapy České republiky; ČÚZK, 2017). V každém jednotlivém čtverci byly vizuálně rozeznány jednotlivá krajinná zrna. Za krajinná zrna byly považovány veškeré plošné objekty, které byly z leteckých snímků rozeznatelné a odlišitelné od okolí například strukturou, nebo barvou (v případě archivních snímků se jednalo o stupeň šedi). Zrna byla zaznamenána tím, že se v každém z těchto zrn vytvořil bod. Zároveň byl pro každé zrno určen typ půdního krytu (ang. land-cover; urbanizované plochy, orná půda, ostatní nelesní plochy, lesní porosty a vodní plochy). Za ostatní nelesní plochy byly považovány zejména trvalé travní porosty (TTP), sady, stráně, neplodná půda atd. Pro validaci nejednoznačných výsledků bylo pro současnost možné

použít Základní mapu 1:10 000 (ČÚZK), kde jsou od sebe rozeznávány TTP a orná půda. Pro validaci nejednoznačných zrn z 50. let bylo využito možností náhledu archivních Státních map odvozených z 50. let, což umožňuje ČÚZK. Pro každý čtverec KFME byl následně zjištěn počet zrn jednotlivých kategorií (pomocí funkcí Intersect a Summarize) a celkový počet krajinných zrn.

5.1.4 STATISTICKÁ ANALÝZA DAT

Změna v celkových počtech druhů denních motýlů v jednotlivých čtvercích mezi zkoumanými obdobími („staré“ – data o výskytu denních motýlů do r. 1980, „recentní“ - od r. 1995 až do současnosti – 2017) byla testována pomocí párového t-testu. Stejným testem byla testována i změna v zastoupení počtů druhů habitatových specialistů (kategorie „X1“, „X2_3“, „M1“, „M2“, „M3“, „H1“, „H2“; viz Beneš et al., 2002). Jelikož celkový počet druhů specialistů xerothermních lesních porostů – X3 – byl značně nízký, byly v analýzách druhy této kategorie přiřazené k druhům křovinatých xerothermů – X2; tím byla vytvořena kategorie X2_3, jež zahrnuje druhy polootevřených až uzavřených xerothermních stanovišť. Párové t-testy byly spočítány v prostředí statistického programu RStudio (RStudio team 2015).

V dalším kroku byly pomocí analýzy DCA (detrended correspondence analysis) srovnány sledované mapovací čtverce v obou sledovaných obdobích, a to na základě struktury jejich krajiny (zastoupení krajinných zrn různého typu: „les“ – počet krajinných zrn s lesními porosty, „pole“ – počet bloků orné půdy, „zástavba“ – zastavěné plochy a intravilány obcí, „nelesní“ – ostatní nelesní plochy – neplodná půda, pastviny, remízky, sady atd., „voda“ – počet vodních ploch ve čtverci). Změna ve struktuře krajiny vybraných čtverců mezi sledovanými obdobími byla testována pomocí přímé RDA (redundancy analysis) analýzy (závislé proměnné – zastoupení krajinných zrn různého typu, vysvětlující proměnná – mapovací období: „staré“, „recentní“).

V posledním kroku byl pomocí přímé RDA analýzy testován vliv struktury krajiny čtverců (z obou mapovacích období; vysvětlující proměnné – počty krajinných zrn různého typu v jednotlivých čtvercích) na zastoupení habitatových specialistů různých kategorií specialistů (závislé proměnné – počty druhů habitatových specialistů různých kategorií v jednotlivých čtvercích).

5.2 VÝSLEDKY

5.2.1 ZMĚNA DRUHOVÉ DIVERZITY DENNÍCH MOTÝLŮ MEZI SLEDOVANÝMI OBDOBÍMI

Celkem byl na základě získaných dat ve vybraných čtvercích potvrzen výskyt 139 druhů (86,33 % fauny denních motýlů v ČR z celkového počtu 161 druhů; viz Příloha 1). Více druhů bylo zachyceno ve čtvercích během staršího mapovacího období (viz Tabulka 1). Taktéž z pohledu habitatových specialistů bylo průměrně zaznamenáno více druhů ve všech jednotlivých kategoriích v starším mapovacím období (viz Tabulka 1). Největší úbytek (o 11 % druhů) byl pozorován v případě kategorii X1 (tedy druhů suchých otevřených habitatů; viz Tabulka 1).

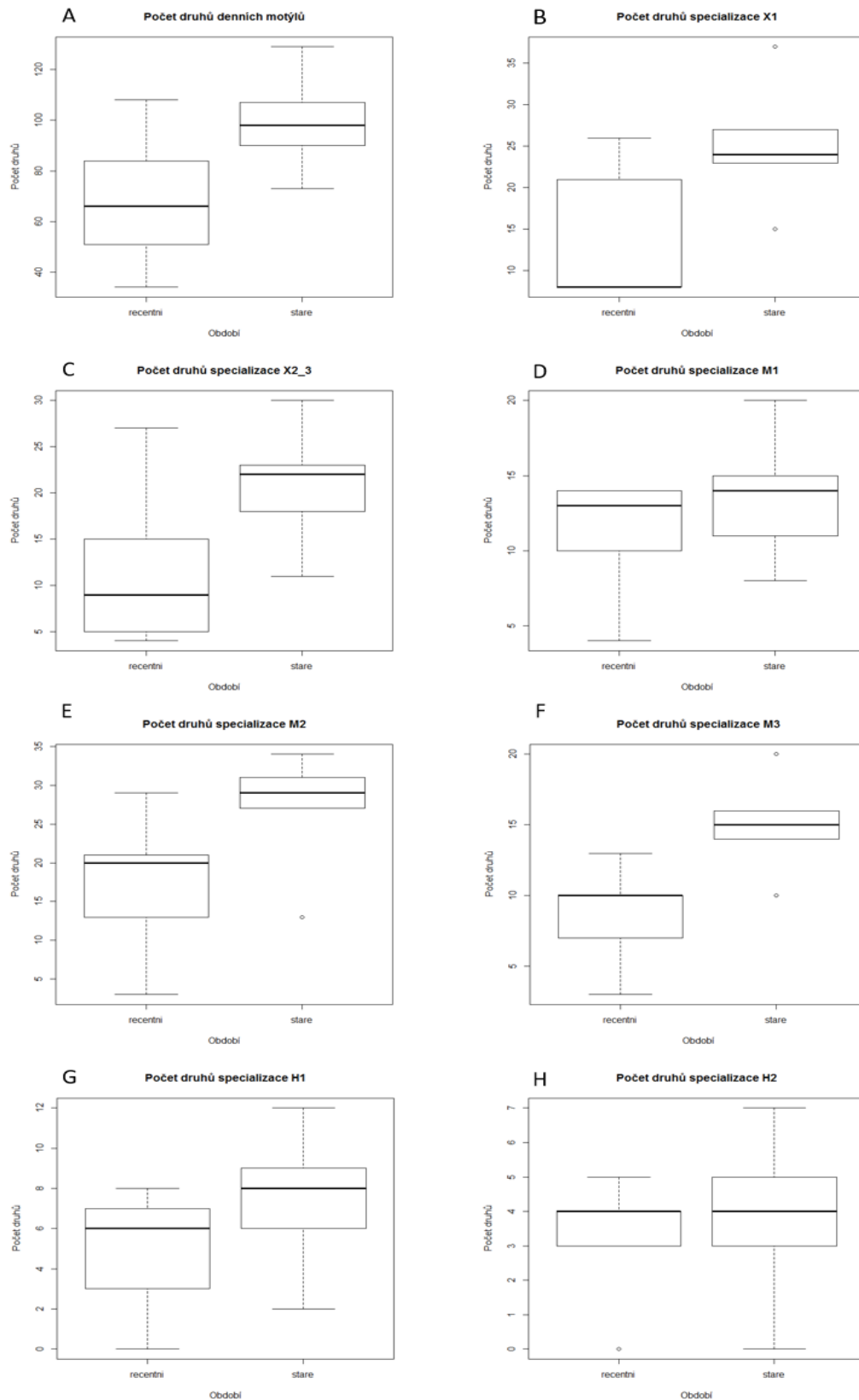
		Počet druhů denních motýlů							
		X1	X2_3	M1	M2	M3	H1	H2	celkem druhů
historické období	průměr	25,2	20,8	13,6	26,8	15,0	7,4	3,8	99,4
	± SD	7,9	7,0	4,5	8,1	3,6	3,7	2,6	20,7
recentní období	průměr	14,2	12,0	11,0	17,2	8,6	4,8	3,2	68,6
	± SD	8,7	9,4	4,2	9,8	3,8	3,3	1,9	28,7

Tabulka 1: Celkové počty druhů denních motýlů a počty druhů jednotlivých habitatových specializací pozorované v obou mapovacích obdobích. Pro vysvětlení zkratk habitatových specializací viz kapitola 5.1 MODELOVÁ SKUPINA DENNÍCH MOTÝLŮ A DATA O MOTÝLECH.

Pozorované změny na základě hrubých dat byly částečně potvrzené i pomocí párových t-testů (Obrázek 3). Výsledky testů ukázaly, že ve starším období bylo pozorováno signifikantně více všech druhů denních motýlů s výjimkou habitatových specialistů kategorie M1 (marginálně signifikantní vztah) a H2 (neprůkazný vztah) (viz Tabulka 2).

Kategorie	t	df	p
Všechny druhy	-5,9674	4	< 0,01
X1	-5,4325	4	< 0,01
X2_3	-3,8443	4	< 0,05
M1	-2,5253	4	< 0,1
M2	-6,6886	4	< 0,01
M3	-9,4363	4	< 0,001
H1	-6,5000	4	< 0,01
H2	-1,0000	4	> 0,1

Tabulka 2: Výsledky párových t-testů srovnávajících počty všech druhů denních motýlů a počty druhů jednotlivých habitatových kategorií (pro charakteristiku jednotlivých skupin viz kapitola 5.1 MODELOVÁ SKUPINA DENNÍCH MOTÝLŮ A DATA O MOTÝLECH.) ve vybraných faunistických čtvrcích mezi sledovanými obdobími (1950 vs. 2017).



Obrázek 4: Srovnání počtu všech druhů denních motýlů a počtů druhů habitatových specialistů vybraných mapovacích čtverců v obou sledovaných obdobích (staré – 1950, recetní – 2017). Zobrazeny jsou hodnoty minima, 1. kvartilu, mediánu, 3. kvartilu a maxima.

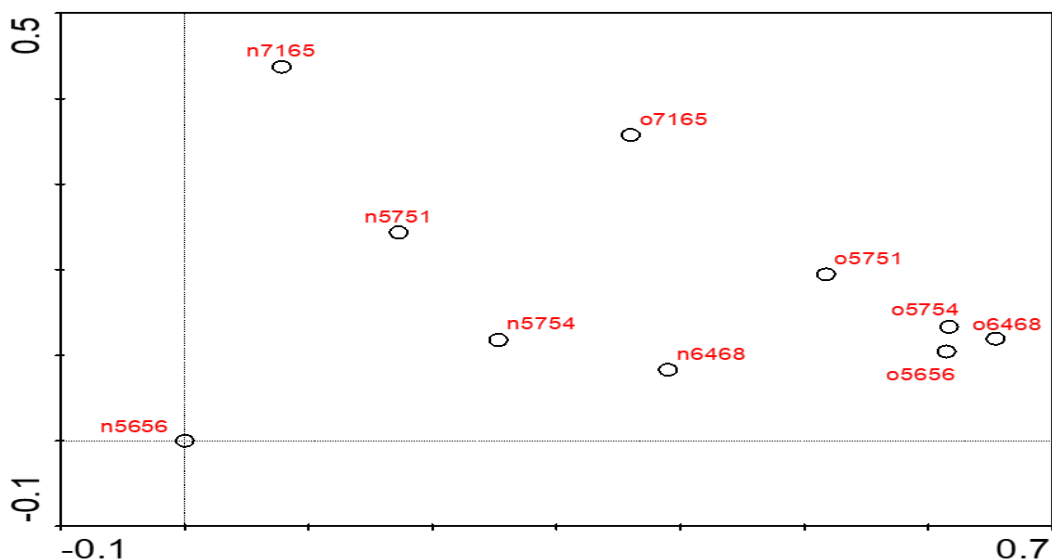
5.2.2 ZMĚNY STRUKTURY KRAJINY MEZI SLEDOVANÝMI OBDOBÍMI

Na základě získaných dat o různých typech krajinných zrn ve sledovaných čtvercích lze říci, že historická krajina byla tvořena jemnější mozaikou zrn s menší rozlohou, než má současná krajina (Tabulka 3). Jak je vidět, celkový průměrný počet zrn ve čtverci klesl téměř na šestinou. Tento pokles byl způsoben především snížením počtu bloků zemědělské půdy, který v průměru klesl téměř na desetinu původního stavu. Některých typů krajinného krytu naopak přibylo. Zejména se to týká zástavby a vodních ploch, nepatrně se zvětšil i počet plošek lesa (Tabulka 3).

		Počet krajinných zrn					
		les	nelesní	pole	voda	zástavba	celkem zrn
historické období	průměr	127,0	867,4	5234,6	26,2	40,6	6295,8
	± SD	48,6	181,1	2321,3	28,3	16,8	2178,9
recentní období	průměr	135,2	349,4	579,2	48,2	52,4	1164,4
	± SD	52,9	208,1	146,6	37,8	13,2	283,1

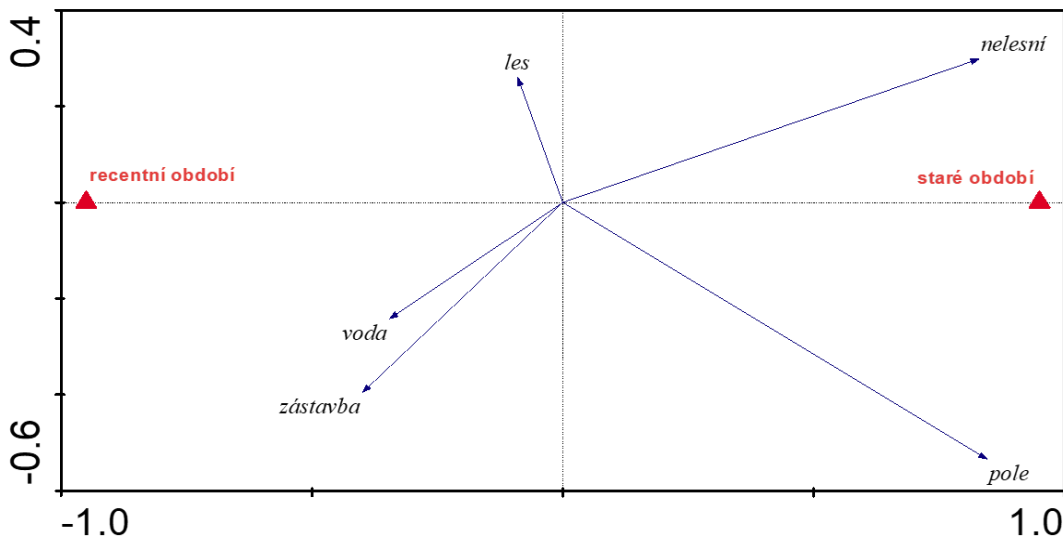
Tabulka 3: Celkový počet krajinných zrn a jednotlivých typů krajinných zrn ve sledovaných mapovacích čtvercích v obou mapovacích obdobích.

Srovnání jednotlivých čtverců v obou mapovacích obdobích podle zastoupení typů krajinných zrn ukazuje na větší podobnost krajiny čtverců v rámci jednotlivých mapovacích období než mezi časovými úseky (Obrázek 5). Můžeme tedy říct, že krajina sledovaných čtverců mezi oběma obdobími se výrazně liší co do složení krajinného zrna. Tento poznatek byl podpořen i přímou RDA analýzou (Monte Carlo permutační test, test první kanonické osy: $F = 19,968$, $p = 0,001$, model vysvětluje 71,4 % variability v druhových datech).



Obrázek 5: DCA diagram srovnávající sledované faunistické čtverce podle podobnosti v zastoupení krajinných zrn různých typů v obou mapovacích obdobích (o- old – starý monitoring; n – new – nový monitoring). Jednotlivé čtverce se rozdělily podél první osy do dvou shluků reprezentující krajiny v různých mapovacích obdobích (1. osa vysvětluje 73,7 % variability v druhových datech, 2. osa 3,3 %).

Zatímco ve starším období byla krajina typická zastoupením vyššího počtu polních a nelesních zrn, v recentním období jsou čteněji zastoupené vodní a zastavěné



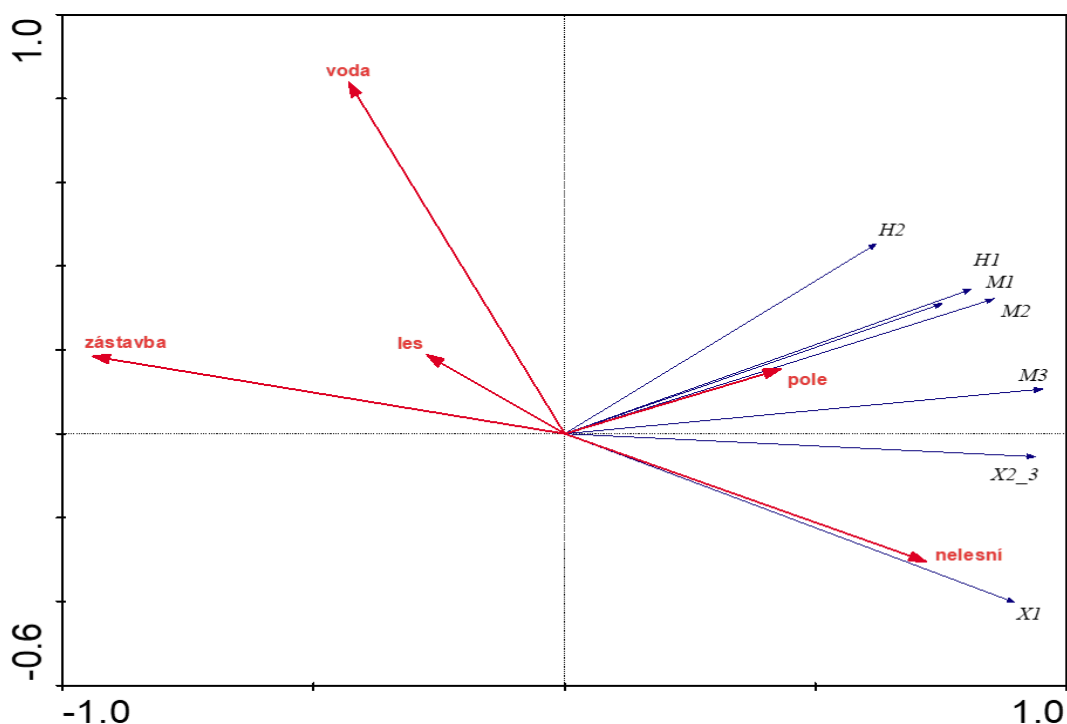
Obrázek 6: RDA diagram zobrazující vztah zastoupení různých typů krajinných zrn v krajině definované sledovanými faunistickými čtverci k oběma mapovacím obdobím (staré – 50. léta 20. století, recentní – 2017).

plochy. V podstatě to znamená, že historická krajina obsahovala řadu malých, hlavně polních zrn, která jsou v recentním období rozlehlejší. Zastoupení lesních zrn se kupodivu téměř neliší a spíše mírně stoupá (Obrázek 6).

5.2.3 VLIV ZMĚNY KRAJINNÉ STRUKTURY NA ZASTOUPENÍ HABITATOVÝCH SPECIALISTŮ DENNÍCH MOTÝLŮ

RDA analýza testující vliv struktury krajiny (zastoupení různých krajinných zrn ve čtvercích) na diverzitu různých habitatových specialistů denních motýlů poukazuje na signifikantní rozdíly v zastoupení specialistů v různých typech krajiny (Monte Carlo permutační test, test všech kanonických os: $F = 6,562$, $p = 0,01$, model vysvětluje 89,1 % variability v druhových datech).

V podstatě všechny typy specialistů preferují krajinu s vysokým počtem polních a nelesních zrn, přičemž zejména xerothermní specialisté X1 sledují spíše výskyt nelesních zrn v krajině (Obrázek 7). Tento typ krajiny s vysokým podílem polních zrn a ostatní nelesní vegetace byl typický spíše pro 50. léta 20 století (srov. Tabulka 3 a Obrázek 6).



Obrázek 7: RDA diagram zobrazující vztah habitatových specialistů denních motýlů k jednotlivým typům krajinného zrna vybraných mapovacích čtverců. Kategorie specialistů se dělí na: X-xerothermní druhy; M – mezofilní druhy, H-hygrofilní druhy; 1- druhy otevřených stanovišť, 2- druhy polootevřených stanovišť, 3- druhy uzavřených stanovišť (viz kapitola 5.1 MODELOVÁ SKUPINA DENNÍCH MOTÝLŮ)

6 DISKUSE

Praktická část práce přináší poznatky o vlivech změn struktury krajiny na diverzitu a zastoupení habitatových specialistů denních motýlů. Bylo zjištěno, že více druhů bylo zachyceno ve starším mapovacím období (tj. 50. léta 20. století), kdy krajina byla tvořena množstvím krajinných zrn, především polní půdy a nelesní vegetace. Výsledky byly analyzovány pomocí souboru dat o výskytu denních motýlů v pěti mapovacích čtvercích. K dispozici byla jak data historická, tak i současná. Na základě teoretických poznatků byl očekáván pokles počtu druhů motýlů ve sledovaných územích. Na základě těchto výsledků lze konstatovat, že se tento předpoklad potvrdil. Tato zjištění jsou v souladu s dosavadním poznáním z jiných studií, které poukazují na strukturu krajiny ve vztahu k diverzitě organismů. Například obdobně studie z česko-polského pohraničí zjistila výrazný pozitivní efekt jemnějšího zrna krajiny na zastoupení běžných druhů motýlů (Konvička et. al, 2016). Důvodem úbytku motýlů v pozorované krajině mohly být změny v hospodaření, kdy docházelo k zarůstání např. původních luk s květinami. Motýli, kteří jsou vázáni na biotop květnaté louky, v oblasti vymizeli, protože se tento biotop změnil v les. Úbytek motýlů může zároveň znamenat, že v dřívějších dobách se lidé o krajinu lépe starali. Nebyla ještě v tak velké míře rozvinuta urbanizace a lidé věnovali pozornost i početným zahradám s ovocnými stromy, které byly ideálním prostředím pro hmyz (Konvička et al., 2005; Konvička et. al, 2016).

Další studie (Dover et Settele, 2009) dokládá, že jemnější mozaika v krajině je důležitá pro diverzitu hmyzu, konkrétně motýlů. Poznatky o ekologické sukcesi a krajinné ekologii vysvětlují, že kdyby krajina ve střední Evropě nebyla dotčena v takové míře člověkem a nedošlo by k intenzifikaci a změně krajiny, zůstala by zachována pestrá a proměnlivá mozaika různých stádií (Spitzer et al., 2009 b). Jemné zrno krajiny by bylo zárukou toho, že by populace v krajině i přes časté lokální vymírání přežívaly. Avšak v zemědělské krajině došlo ke změně v prostorovém uspořádání, ke zvětšení krajinného zrna a zároveň k poklesu heterogenity (Konvička et. al, 2010).

Na důležitost kvality krajinného zrna upozornila také odborná studie zabývající se změnami ve výskytu jednotlivých druhů vyšších rostlin, ptáků a denních motýlů (Thomas et Settle, 2004). Na rozdíl od ptáků a rostlin, u většiny druhů motýlů se

výrazně snížila velikost území, které obývají, a došlo k vymírání řady druhů. Hlavní příčina této skutečnosti spočívá v tom, že motýli potřebují ke svému životu různorodé zdroje, které se nacházejí v dostupné vzdálenosti od stanoviště, a také to, že u nich existují podstatné výkyvy v populacích. U malých populací je potřeba obohacování staré populace novými jedinci (genetického driftu), jinak postupem času určité populace vymřou. Zda dané stanoviště bude hostit určité druhy motýlů a případně v jakém počtu, je otázkou nejen rozlohy, ale také kvality stanoviště. Bohužel dochází k degradaci stanovišť. Nejzávažnější je opouštění a zarůstání luk, mokřadů a stepí, změna pastevního režimu a seče, změna vodního režimu, likvidace biotopů nebo invaze nepůvodních organismů (Konvička et al., 2010).

Studované čtverce se výrazně lišily zastoupením různých krajinných zrn v různých mapovacích obdobích. Zatímco v období 50. let 20. století byla krajina jemnozrná s vysokým podílem menších polních ploch a nelesní vegetace, v současné krajině jsou polní bloky sice méně početné, ale rozlehlejší. Zároveň fragmenty nelesní vegetace jsou méně početné. Ze studie Thomase a Setteleho (2004) obdobně vyplývá, že mnoho biotopů zůstalo v krajině zachováno v důsledku dodržování obvyklých hospodářských postupů pouze do 50. let 20. století. Poté docházelo k jejich zániku jako výsledku sukcesních změn, nebo byly nevratně poškozeny antropogenní činností. Ze shromážděných dat lze vyvodit, že zcela zaniklé nebo fragmentací poškozené biotopy nemohou již dále zachovat určité populace hmyzu, které se k nim váží. Z pohledu zastoupení jednotlivých specialistů vyplývá, že v podstatě všechny skupiny habitatových specialistů měly vztah k historickému stavu krajiny, a to včetně lesních druhů (kategorie M3) i přes to, že počet lesních fragmentů se ve čtvercích změnil jen nevýrazně. Je ale pravděpodobné, že se změnila kvalita lesních porostů. Lokálně se vyskytující biotopy řídkých dubin a borů na svazích kaňonů řek kdysi hostily populace lesních specialistů jako např. okáč běloпасný – *Hipparchia alcyone* (Denis et Schiffermüller, 1775) a hnědásek osikový – *Euphydryas maturna* (Linnaeus, 1758). Tyto druhy nezůstaly zachovány ani v jednom z pěti zkoumaných čtverců. Lesní specialisté vymizeli nejspíše kvůli změně hospodaření v lesích. Pastevní a řídkší výmladkové lesy, které se vyznačovaly listnatými stromy, už prakticky neexistují a nahradily vysokokmenné smrkové monokultury (Turčáni et al, 2009).

Z nelesních, v současné době vzácných biotopů, lze zmínit písčiny, které byly dříve běžně využívány k pastvě v okolí některých toků. Tyto oblasti jsou dnes pokryty lesem. Ze zkoumaného souboru dat se ukazuje, že zástupce tohoto biotopu, okáč písečný – *Hipparchia statilinus* (Hufnagel, 1766), na žádném ze sledovaných čtverců nežije. Dříve existoval v oblasti Polabí i moravských úvalů, což jsou nížinná stanoviště, která jsou nyní zalesněna, odvodněna a využívána k těžbě a zástavbě. Původní mozaikovitá krajina disponovala větší rozmanitostí stanovišť a byla pro motýly snáze průchodná než dnešní krajina. Tento fakt vysvětluje skutečnost, že např. žluťásek barvoměnný – *Colias myrmidone* (Esper, 1781) se nevyskytuje ani v jednom ze zkoumaných čtverců. Tento motýl náleží k druhům, které nutně k životu potřebují rozsáhlejší úseky pestré, jemnozrné krajiny (Beneš et al., 2002). Toto zjištění je v souladu s předpokladem, že některé druhy, vnímají fragmentaci mnohem výrazněji (Summerville et Crist, 2005).

Z výsledků této bakalářské práce vyplývá poznatek, že se nezměnila výrazně celková rozloha zemědělské půdy, ale zvětšila se průměrná velikost polí, a tím došlo k zmenšení podílů okrajů v krajině např. různých mezí, polních cest a remízků. Tato stanoviště poskytovala dobré podmínky pro výskyt některých druhů, protože tam mohly růst živné rostliny v požadované kondici, byly mikroklimaticky vhodnější, měly vhodnější strukturu vegetace apod. To může souviset se snížením počtu nelesních fragmentů a proměnou zemědělské krajiny z jemnozrné mozaiky na hrubozrnou (Lipský, 1995). V jemnější mozaikovitě krajině, kde se na jednotlivých políčkách pěstovaly různé druhy zemědělských plodin, mohla být většinou větší šance pro dospělce najít potravu, kterou je nektar kvetoucích rostlin. Avšak v současné době, kdy jsou jednotlivá pole často scelená do velkých uniformně obdělávaných lánů, nemusí být pro všechny druhy jednoduché najít po odkvetení monokultur nezbytnou potravu (Dennis et Hardy, 2007).

V rámci této práce byl dáván do souvislosti s ubývajícím počtem druhů motýlů pouze počet krajinných zrn ve faunistickém čtverci. Spolu s tím je ale nutné i zmínit, že některé druhy motýlů mohou být citlivé na množství používaných chemických prostředků v zemědělství (Brittain et al., 2010), dále na management krajinných zrn (Konvička et al., 2010) a také na méně obvyklé projevy klimatických změn, kterými může být například sucho (Parmesan et al., 1999). Problém zájmových druhů motýlů

ubývajících v krajině je závislý nejenom na kvantitativních faktorech, kterými je například počet plošek, ale i na faktorech kvalitativních. Při pokusech o reintrodukcii vymizelých specializovaných druhů motýlů je tak potřeba ve sledovaných lokalitách zavádět komplexnější opatření než pouhé zvyšování počtu krajinných zrn. Strukturální komplexita stanoviště v sobě zahrnuje nejen vlastnosti stanoviště samotného, ale i prostorové uspořádání v něm. Stanoviště by mělo obsahovat stromy různého stáří, velké pařezy, kmeny, vertikální a horizontální různorodost porostu (Langevelde et Wynhoff, 2009).

Do budoucna by bylo přínosné zkoumat lokální oblasti, kde došlo vlivem změny managementu v krajině k obnovení životních podmínek původních rostlinných a živočišných druhů. Následně by se výzkumník pokusil nalézt vztah mezi počtem jedinců těchto druhů a mezi strukturou krajiny. Z našeho mapování máme pouze data o přítomnosti druhu ve čtverci, bez ohledu na to, jak dobře se určitým druhům ve čtverci daří. Tuto skutečnost klasické faunistické mapování nedokáže zachytit.

Případné rozdíly v diverzitě zkoumaných čtverců mohly vzniknout ale i tím, že se některé druhy motýlů v rámci regionů nemusí vyskytovat pravidelně, mohou být vzácnými migranty apod. (Beneš et al., 2002), a tudíž v době mapování nemuseli být zástupci těchto druhů přítomni.

7 ZÁVĚR

Na základě získaných poznatků mohu konstatovat, že cíle bakalářské práce byly splněny. Byl prokázán vliv složení krajinného zrna a vliv historické struktury krajiny na současnou druhovou diverzitu motýlů. Bylo zjištěno, že průměrný počet motýlů se ve všech zkoumaných faunistických čtvercích zmenšil v průběhu sledovaného období. Rovněž poklesla druhová diverzita habitatových specialistů a lze předpokládat, že tento pokles souvisí se změnami krajinné struktury a vazbou řady motýlů na vzácné biotopy. Největší úbytek byl zaznamenán u kategorie X1.

Došlo také k poklesu počtu krajinných zrn ve čtvercích, což lze vysvětlit změnou hospodaření v krajině, zejména scelováním zemědělské půdy do rozsáhlých bloků a zánikem nelesních fragmentů – mezí, remízků apod. Podstatným faktorem, který přispívá k poklesu diverzity, jsou přibývající zástavby, vodní plochy a plošky monokultur polí.

Získané výsledky práce poukazují na nutnost se této problematice i nadále věnovat, aby se zabránilo vymírání druhů motýlů. Do budoucna by bylo přínosné zaměřit se podrobněji také na menší počet modelových mapovacích oblastí (lišící se klimatem, historií využívání krajiny, dominantním habitatem apod.) a uskutečnit pozorování v kratších pravidelných intervalech, např. ve všech čtyřech obdobích jednoho roku.

Domnívám se, že díky značné medializaci se biodiverzita a zastavení úbytku hmyzu stává důležitým tématem nejen u odborné, ale i u laické veřejnosti a volených zástupců. Nelze si nepovšimnout, že ve městech vznikají motýlí louky a stoupá množství parkových ploch, které nejsou sečeny zcela nakrátko. Mezi veřejností rovněž stoupá obliba tzv. „hmyzích hotelů“. Doufám, že v tomto trendu se bude i nadále pokračovat a ochrana přírody bude jednou z hlavních priorit ve společnosti. V budoucnu by mohla obecný zájem o tuto problematiku ještě více podpořit, a to zejména u mladší generace, například vhodná mobilní aplikace, která by umožnila rozšiřování Databáze mapování motýlů ČR.

8 SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY A DALŠÍCH PRAMENŮ

Anděl P., Petržílka L., Gorčicová I., 2010: Indikátory fragmentace krajiny: metodická příručka. Evernia, Liberec. S. 60, ISBN 9788090378773.

Atauri, J. A., Lucio J. V., 2001. The role of landscape structure in species richness distribution of birds, amphibians, reptiles and lepidopterans in Mediterranean landscapes. *Landscape Ecology* 16: 147–159.

Beneš J., Konvička M., Dvořák J., Fric Z., Havelda Z., Pavlíčko A., Vrabec V., Weidenhoffer Z. (eds.) 2002: Motýli České republiky: Rozšíření a ochrana I., II.. SOM, Praha, S. 857. ISBN 80-903212-0-8.

Brittain C.A., Vighi M., Bommarco R., Settele J., Potts S.G., 2010: Impacts of a pesticide on pollinator species richness at different spatial scales. *Basic and Applied Ecology* 11: 106–115.

Cílek V., Ložek V., Mudra P., 2011: Obraz krajiny: pohled ze středních Čech. Dokořán, Praha, 312 s. ISBN 978-80-7363-205-2.

Daily G. C., 1997: Introduction: What are Ecosystem Services? In: Daily, G.C. (ed.): *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Island Press, Washington, D.C., P. 1-10.

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 (2): 189–198. doi: 10.1016/j.biocon.2005.01.029

Delattre T., Vernon P., Burel F., 2013: An agri-environmental scheme enhances butterfly dispersal in European agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 166: 102-109. ISSN 01678809. doi: 10.1016/j.agee.2011.06.018.

Donald P. F., Evans A. D., 2006: Habitat connectivity and matrix restoration: the wider implications of agri-environment schemes. *Journal of Applied Ecology* 43: 209–218.

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

Ehrendorfer F., & Hamann U., 1965: Vorschläge zu einer Floristischen Kartierung von Mitteleuropa. *Berichte Deutsche Botanische Gesellschaft* 78: 35–50.

European Environment Agency, 2011: Landscape fragmentation in Europe: Joint EEA – FOEN Report. ISBN 978-92-9213-215-6. doi:10.2800/78322.

Enyedi G., 1992: „Urbanisation in East Central Europe: Social Processes and Societal Responses in the State Socialist System.“ *Urban Studies*, 29: 869-880.

Feranec et al. 2010: Determining changes and flows in European landscapes 1990-2000 using CORINE land cover data. *Applied Geography*, vol. 30, Elsevier Science Ltd., pp. 19–35

Forman R. T. T., Godron, M., 1993: *Krajinná ekologie*. Academia, Praha, 583 s. ISBN 80-200-0464-5.

Gaston K. J., Blackburn T. M., 2000: *Pattern and process in macroecology*. Blackwell, Oxford.

Hallmann C. A., Sorg M., Jongejans E., Siepel H., Hofland N., Schwan H., Stenmans W., Müller A, Sumser H., Hörren T., Goulson D., de Kroon H., 2017: More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLoS ONE* 12 (10): e0185809.

<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0185809>

Hill J. K., Thomas C. D., Lewis O. T., 1996: Effects of habitat patch size and isolation on dispersal by *Hesperia comma* butterflies: implications for metapopulation structure. *Journal of Animal Ecology* 65: 725–735.

Horská P., Maur E., Musil J., 2002: *Zrod velkoměsta – Urbanizace českých zemí a Evropa*. Paseka, Litomyšl.

Illner M., Anderle A., 1994: The Regional Aspect of Post-Communist Transformation in the Czech Republic. *Czech Sociological Review* 2: 107-127.

Jaeger J. A. G., Bowman J., Brennan J., Fahrig L., Bert D., Bouchard J., Charbonneau N., Frank K., Gruber B., von Toschanowitz K. T., 2005: Predicting when animal populations are at risk from roads: an interactive model of road avoidance behavior. *Ecological Modelling* 185 (2-4): 329–348. ISSN 03043800.

Karlsson B, Wiklund C., 2005: Butterfly life history and temperature adaptations; dry open habitats select for increased fecundity and longevity. *Journal of Animal Ecology* 74: 99–104.

Kerr J. T., Packer L., 1997: Habitat heterogeneity as a determinant of mammal species richness in high-energy regions. *Nature* 385: 252–254.

Konvička M., Beneš J., Fric Z., 2010: Ochrana denních motýlů v České republice – Analýza stavu a dlouhodobá strategie (online). PřF Jihočeské univerzity a Entomologickým ústavem BC AV ČR. [cit. 2020.05.10] Dostupné z < http://www.lepidoptera.cz/file_download/49/Konvicka_Ochrana+dennich+motylu+CR2010_MZP_fin.pdf >

Konvicka M., Benes J., Polakova S., 2016: Smaller fields support more butterflies: comparing two neighbouring European countries with different socioeconomic heritage. *Journal of Insect Conservation*. 20. 10.1007/s10841-016-9940-4.

Konvicka M., Fric Z., Benes J., 2006: Butterfly extinctions in European states: do socioeconomic conditions matter more than physical geography? *Global Ecology and Biogeography* 15: 82–92.

Konvička M., Čížek O., Filipová L., Fric Z., Beneš J., Krupka M., Zámečník J., Dočkalová Z., 2005: For whom the bells toll: Demography of the last population of the butterfly *Euphydryas maturna* in the Czech Republic. *Biologia* 60: 551–557.

Kovář P., 2014: Ekosystémová a krajinná ekologie. Karolinum, Praha. ISBN 978-80-246-2788-5.

Kubačák A., 1994: Dějiny zemědělství v českých zemích. Ministerstvo zemědělství ČR, Praha, 191 s. ISBN 80-7084-109-5.

Lande R., Engen S., Saether B. E., 2003: *Stochastic Population Dynamics in Ecology and Conservation*. Oxford University Press, Oxford, UK, 222 s.

Langevelde V. F., Wynhoff, I., 2009: What limits the spread of two congeneric butterfly species after their reintroduction: Quality or spatial arrangement of habitat? *Animal Conservation*, 12(6): 540–548. doi: 10.1111/j.1469-1795.2009.00281.x

- Leitão A. B., Miller J., Ahern J., McGarigal K., 2006: Measuring landscapes: a planner's handbook. Island Press, Washington. P. 272.
- Lepš J., Šmilauer P., 2003: Multivariate analysis of ecological data using CANOCO. Cambridge University Press, New York. ISBN 978-0-521-89108-0.
- Lipský Z., 1995: The changing face of the Czech rural landscape. *Landscape and Urban Planning* 31 (1): 39–45.
- Lipský, Z., 1998: Krajinná ekologie pro studenty geografických oborů. Karolinum, Praha.
- Löw J., Míchal I., 2003: Krajinný ráz. Lesnická práce, Kostelec nad Černými lesy. ISBN 80-86386-27-9.
- Metzger M. J., Schröter D., Leemans R., Cramer W., 2008: A Spatially Explicit and Quantitative Vulnerability Assessment of Ecosystem Service Change in Europe. *Regional Environmental Change* 8(3): 91–107.
- Moldan B., 1990: Životní prostředí České republiky: Vývoj a stav do konce roku 1989. Academia, Praha, 284 s. ISBN 8020002928.
- Němec J., Pojer F. (eds.), 2007: Krajina v České Republice. Consult, Praha. 399 s. ISBN 80-903482-3-8.
- Ockinger E., Bergman K. O., Franzen M., Kadlec T., Krauss J., Kuussaari M., Poyry J. Smith H. G., Steffan-Dewenter I., Bommarco R., 2012: The landscape matrix modifies the effect of habitat fragmentation in grassland butterflies. *Landscape Ecology* 27: 121–131.
- Parmesan C., Ryrholm N., Stefanescu C., Hill J.K., Thomas C.D., Descimon H., Huntley B., Kaila L., Kullberg J., Tammaru T., Tennent W.J., Thomas J.A., Warren M., 1999: Poleward shifts in geographical ranges of butterfly species associated with regional warming. *Nature* 399: 579–583.
- Potter C., 1997: Europe's changing farmed landscapes. In: Pain D., Pienkowski M. W. (eds.): *Farming and Birds in Europe: The Common Agriculture Policy and its Implications for Bird Conservation*. Academic Press, London: 25-42.

- Redhead J. W., Fox R., Brereton T., Oliver T. H., 2016: Assessing species' habitat associations from occurrence records, standardised monitoring data and expert opinion: A test with British butterflies. *Ecological Indicators* 62: 271–278. ISSN 1470160x. Doi: 10.1016/j.ecolind.2015.11.004.
- Ricketts T. H., 2001: The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes. *The American Naturalist* 158: 87–99.
- Sádlo J., 2005: Krajina a revoluce: významné přelomy ve vývoji kulturní krajiny českých zemí. Malá Skála, Praha. ISBN 80-86776-02-6.
- Salašová A., 2014. Nauka o krajině II. Mendelova univerzita v Brně, Brno. ISBN 978 80 7509 186 4.
- Samways M. J., 2007: Insect conservation: a synthetic management approach. *Annual Review of Entomology* 52: 465–487.
- Sklenička P., 2011: Pronajatá krajina. Centrum pro krajinu s.r.o., Praha, 137 s.
- Soga M., Kawahara T., Fukuyama K., Sayama K., Kato T., Shimomura M., Itoh T., Yoshida T., Ozaki K., 2015: Landscape versus local factors shaping butterfly communities in fragmented landscapes: Does host plant diversity matter? *Journal of Insect Conservation* 19: 781-790. Doi: 10.1007/s10841-015-9799-9.
- Steffan-Dewenter I., Tscharntke T., 2000: Butterfly community structure in fragmented habitats. *Ecology Letters* 3: 449–456.
- Summerville K. S., Crist T. O., 2003: Determinants of lepidopteran community composition and species diversity in eastern deciduous forests: roles of season, eco-region and patch size. *Oikos*: 134–148.
- Sýkora L., 2002: Suburbanizace a její sociální, ekonomické a ekologické důsledky. Ústav pro ekopolitiku, Praha, 191 s. ISBN 80-901914-9-5.
- Thomas J. A., Settele J., 2004: Butterfly mimics of ants. *Nature* 432: 283–284.
- Turčáni M., Patočka J., Kulfan M., 2009: How do lepidopteran seasonal guilds differ on some oaks (*Quercus* spp.) – A case study. *Journal of Forest Science* 55: 578–590.
- Turner M. G., 1990: Spatial and temporal analysis of landscape patterns, *Landscape Ecology* 4: 21–30.

Vaishar A., Štastná M., Vavrouchová H., Křenovská I., Pákozdiová M., Žitňáková J., 2013: Změny krajiny na okraji velkých měst. Je suburbanizovaný venkov ještě venkovem? Mendelova univerzita v Brně, 100 s. ISBN 978-80-7375-768-7.

Valiente-Banuet A., Aizen M. A., Alcántara J. M., Arroyo J., Cocucci A., Galetti M., García M. B., García D., Gómez J. M., Jordano P., Medel R., Navarro L., Obeso J. R., Oviedo R., Ramírez N., Rey P. J., Traveset A., Verdú M., Zamora R., 2015: Beyond species loss: the extinction of ecological interactions in a changing world. *Functional Ecology* 29: 299–307. doi: 10.1111/1365-2435.12356

Wang R., Wang Y., Chen J., Lei G. C., Xu R., 2004: Contrasting movement patterns in two species of chequerspot butterflies, *Euphydryas aurinia* and *Melitaea phoebe*, in the same patch network. *Ecological Entomology* 29: 367–374.

Internetové zdroje:

Český úřad zeměměřičský a katastrální, 2018: WMS – Ortofoto. Geoportál ČÚZK (online) [cit. 2018.04.28], dostupné z
<<http://geoportal.cuzk.cz/geoprohlizec/?wmcid=2012>>

Seznam.cz, 2018: Mapy.cz (online) [cit. 2018.04.28], dostupné z
<<https://mapy.cz/>>

The World Bank, 2020: Agricultural land (% of land area) (online) [cit. 2018.06.12], dostupné z
<https://data.worldbank.org/indicator/AG.LND.AGRI.ZS?end=2016&fbclid=IwAR3J0Fi0e7w53_ZJZVTsmFi0sgahj4E4ID9FDYBJDS7zGU-oRNo7y4mlxi8&name_desc=false&start=1961&view=chart>

Legislativní předpisy:

Zákon č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, v platném znění.

Podkladové letecké měřické snímky z 50. let poskytl VGHMÚř Dobruška, © MO ČR 2011

Podkladová vrstva recentní ortofotomapy České republiky; zdroj: cuzk.cz

9 SEZNAM PŘÍLOH

9.1 SEZNAM POUŽITÝCH ZKRATEK

- DCA detrendovaná korespondenční analýza
- EEA European Environment Agency
- GDPR General Data Protection Regulation
- RDA redundanční analýza
- SD standard deviation (směrodatná odchylka)

9.2 SEZNAM TABULEK

Tabulka 1: Celkové počty druhů denních motýlů a počty druhů jednotlivých habitatových specializací pozorované v obou mapovacích obdobích. Pro vysvětlení zkratk habitatových specializací viz kapitola 5.1 MODELOVÁ SKUPINA DENNÍCH MOTÝLŮ A DATA O MOTÝLECH.	30
Tabulka 2: Výsledky párových t-testů srovnávajících počty všech druhů denních motýlů a počty druhů jednotlivých habitatových kategorií (pro charakteristiku jednotlivých skupin viz kapitola 5.1 MODELOVÁ SKUPINA DENNÍCH MOTÝLŮ A DATA O MOTÝLECH.) ve vybraných faunistických čtvercích mezi sledovanými obdobími (1950 vs. 2017).	30
Tabulka 3: Celkový počet krajinných zrn a jednotlivých typů krajinných zrn ve sledovaných mapovacích čtvercích v obou mapovacích obdobích.....	32

9.3 SEZNAM OBRÁZKŮ

Obrázek 1: Srovnání krajiny s velkým počtem zrn (historické – 1950) se silně zemědělskou krajinou (recentní – 2017).	14
Obrázek 2: Geografická poloha zájmových čtverců 5751, 5754, 5656, 6468 a 7165 vybraných pro studii změn krajinné mozaiky.	26
Obrázek 3: Klimatické oblasti zájmových faunistických čtverců (5751, 5754, 5656, 6468 a 7165) vybraných pro tuto studii.	27
Obrázek 4: Srovnání počtu všech druhů denních motýlů a počtů druhů habitatových specialistů vybraných mapovacích čtverců v obou sledovaných obdobích (staré – 1950, recentní – 2017). Zobrazeny jsou hodnoty minima, 1. kvartilu, mediánu, 3. kvartilu a maxima.	31
Obrázek 5: DCA diagram srovnávající sledované faunistické čtverce podle podobnosti v zastoupení krajinných zrn různých typů v obou mapovacích obdobích (o- old – starý monitoring; n – new – nový monitoring). Jednotlivé čtverce se rozdělily podél první osy do dvou shluků reprezentující krajiny v různých mapovacích obdobích (1. osa vysvětluje 73,7 % variability v druhových datech, 2. osa 3,3 %).	33
Obrázek 6: RDA diagram zobrazující vztah zastoupení různých typů krajinných zrn v krajině definované sledovanými faunistickými čtverci k oběma mapovacím obdobím (staré – 50. léta 20. století, recentní – 2017.	33
Obrázek 7: RDA diagram zobrazující vztah habitatových specialistů denních motýlů k jednotlivým typům krajinného zrna vybraných mapovacích čtverců. Kategorie specialistů se dělí na: X-xerothermní druhy; M – mezofilní druhy, H-hygrofilní druhy; 1- druhy otevřených stanovišť, 2- druhy polootevřených stanovišť, 3- druhy uzavřených stanovišť (viz kapitola 5.1 MODELOVÁ SKUPINA DENNÍCH MOTÝLŮ)	34

10 PŘÍLOHY

Čeled'	Druh	o.5656	n.5656	o.5751	n.5751	o.5754	n.5754	o.6468	n.6468	o.7165	n.7165
Hesperiidae	<i>Carcharodus alceae</i> (Esper, 1780)	1	0	1	0	1	0	1	1	1	1
Hesperiidae	<i>Carterocephalus palaemon</i> (Pallas, 1771)	1	1	0	0	1	1	0	1	1	1
Hesperiidae	<i>Erynnis tages</i> (Linnaeus, 1758)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Hesperiidae	<i>Hesperia comma</i> (Linnaeus, 1758)	1	1	1	0	1	0	1	1	1	1
Hesperiidae	<i>Heteropterus morpheus</i> (Pallas, 1771)	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
Hesperiidae	<i>Ochlodes sylvanus</i> (Esper, 1777)	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1
Hesperiidae	<i>Pyrgus alveus</i> (Hübner, 1803)	1	0	0	0	1	0	1	0	1	1
Hesperiidae	<i>Pyrgus armoricanus</i> (Oberthür, 1910)	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
Hesperiidae	<i>Pyrgus carthami</i> (Hübner, 1813)	1	1	1	0	1	0	1	0	1	1
Hesperiidae	<i>Pyrgus malvae</i> (Linnaeus, 1758)	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1
Hesperiidae	<i>Pyrgus serratulae</i> (Rambur, 1839)	1	0	1	0	1	0	1	0	1	1
Hesperiidae	<i>Spialia sertorius</i> (Hoffmannsegg, 1804)	0	0	1	0	1	0	1	1	1	1
Hesperiidae	<i>Thymelicus acteon</i> (Rottemburg, 1775)	1	1	1	0	1	0	1	0	1	1
Hesperiidae	<i>Thymelicus lineola</i> (Ochsenheimer, 1808)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Hesperiidae	<i>Thymelicus sylvestris</i> (Poda, 1761)	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1
Lycaenidae	<i>Aricia agestis</i> (Den. & Schiff., 1775)	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1
Lycaenidae	<i>Aricia artaxerxes</i> (Fabricius, 1793)	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0
Lycaenidae	<i>Aricia eumedon</i> (Esper, 1780)	1	1	1	0	1	0	1	1	1	1
Lycaenidae	<i>Callophrys rubi</i> (Linnaeus, 1758)	1	1	1	0	0	0	1	1	1	1
Lycaenidae	<i>Celastrina argiolus</i> (Linnaeus, 1758)	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1
Lycaenidae	<i>Cupido alcetas</i> (Hoffmannsegg, 1804)	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
Lycaenidae	<i>Cupido argiades</i> (Pallas, 1771)	1	0	1	0	1	0	1	1	1	1
Lycaenidae	<i>Cupido decoloratus</i> (Staudinger, 1886)	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1
Lycaenidae	<i>Cupido minimus</i> (Fuessly, 1775)	1	0	1	0	1	0	1	1	1	1
Lycaenidae	<i>Cyaniris semiargus</i> (Rottemburg, 1775)	1	0	1	0	1	0	1	0	1	1
Lycaenidae	<i>Glaucopsyche alexis</i> (Poda, 1761)	0	0	0	0	1	0	1	1	1	1
Lycaenidae	<i>Hamearis lucina</i> (Linnaeus, 1758)	1	0	1	0	1	0	1	1	1	1
Lycaenidae	<i>Lampides boeticus</i> (Linnaeus, 1767)	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lycaenidae	<i>Lycaena alciphron</i> (Rottemburg, 1775)	1	1	0	0	0	0	1	1	1	0
Lycaenidae	<i>Lycaena dispar</i> (Haworth, 1803)	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1
Lycaenidae	<i>Lycaena helle</i> (Den. & Schiff., 1775)	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
Lycaenidae	<i>Lycaena hippothoe</i> (Linnaeus, 1761)	1	1	0	0	0	0	1	1	1	0
Lycaenidae	<i>Lycaena phlaeas</i> (Linnaeus, 1761)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Lycaenidae	<i>Lycaena thersamon</i> (Esper, 1784)	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Lycaenidae	<i>Lycaena tityrus</i> (Poda, 1761)	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1
Lycaenidae	<i>Lycaena virgaureae</i> (Linnaeus, 1758)	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1
Lycaenidae	<i>Maculinea alcon</i> (Den. & Schiff., 1775)	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Lycaenidae	<i>Maculinea arion</i> (Linnaeus, 1758)	0	1	0	0	1	0	1	0	1	0
Lycaenidae	<i>Maculinea nausithous</i> (Bergsträsser, 1779)	1	1	0	0	1	1	1	1	1	0

Lycaenidae	<i>Maculinea teleius</i> (Bergsträsser, 1779)	1	1	0	0	1	1	1	0	0	0
Lycaenidae	<i>Neozephyrus quercus</i> (Linnaeus, 1758)	1	1	1	0	1	0	1	1	1	1
Lycaenidae	<i>Plebeius argus</i> (Linnaeus, 1758)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Lycaenidae	<i>Plebeius argyrognomon</i> (Bergsträsser, 1779)	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1
Lycaenidae	<i>Plebeius idas</i> (Linnaeus, 1761)	0	0	0	0	1	0	1	1	1	1
Lycaenidae	<i>Polyommatus amandus</i> (Schneider, 1792)	0	1	1	0	0	1	0	1	1	1
Lycaenidae	<i>Polyommatus bellargus</i> (Rottemburg, 1775)	1	0	1	0	1	0	1	1	1	1
Lycaenidae	<i>Polyommatus coridon</i> (Poda, 1761)	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1
Lycaenidae	<i>Polyommatus damon</i> (Den. & Schiff., 1775)	0	0	1	0	1	0	1	0	1	1
Lycaenidae	<i>Polyommatus daphnis</i> (Den. & Schiff., 1775)	1	0	0	1	1	1	1	0	1	1
Lycaenidae	<i>Polyommatus dorylas</i> (Den. & Schiff., 1775)	0	0	1	0	0	0	1	0	1	1
Lycaenidae	<i>Polyommatus eroides</i> (Frivaldszky, 1835)	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Lycaenidae	<i>Polyommatus icarus</i> (Rottemburg, 1775)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Lycaenidae	<i>Polyommatus thersites</i> (Cantener, 1834)	0	0	1	0	0	0	1	1	1	1
Lycaenidae	<i>Pseudophilotes vicrama</i> (Moore, 1865)	0	0	1	0	1	0	0	1	1	0
Lycaenidae	<i>Satyrium acaciae</i> (Fabricius, 1787)	1	0	0	1	1	0	1	1	1	1
Lycaenidae	<i>Satyrium ilicis</i> (Esper, 1779)	1	1	1	0	1	0	1	0	1	1
Lycaenidae	<i>Satyrium pruni</i> (Linnaeus, 1758)	1	1	1	0	1	0	1	1	1	1
Lycaenidae	<i>Satyrium spini</i> (Den. & Schiff., 1775)	0	0	0	1	1	0	1	0	1	1
Lycaenidae	<i>Satyrium w-album</i> (Knoch, 1782)	0	0	1	0	1	0	1	0	1	1
Lycaenidae	<i>Scolitantides orion</i> (Pallas, 1771)	0	0	0	1	0	0	1	1	1	1
Lycaenidae	<i>Syntarucus pirithous</i> (Linnaeus, 1767)	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Lycaenidae	<i>Thecla betulae</i> (Linnaeus, 1758)	1	1	1	0	1	0	1	1	1	1
Nymphalidae	<i>Aglais urticae</i> (Linnaeus, 1758)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Nymphalidae	<i>Apatura ilia</i> (Den. & Schiff., 1775)	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1
Nymphalidae	<i>Apatura iris</i> (Linnaeus, 1758)	1	1	1	0	0	0	1	1	1	0
Nymphalidae	<i>Aphantopus hyperantus</i> (Linnaeus, 1758)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Nymphalidae	<i>Araschnia levana</i> (Linnaeus, 1758)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Nymphalidae	<i>Arethusana arethusa</i> (Den. & Schiff., 1775)	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1
Nymphalidae	<i>Argynnis adippe</i> (Den. & Schiff., 1775)	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1
Nymphalidae	<i>Argynnis aglaja</i> (Linnaeus, 1758)	1	1	0	0	1	0	1	1	1	1
Nymphalidae	<i>Argynnis niobe</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	1	0	1	0	1	1
Nymphalidae	<i>Argynnis pandora</i> (Den. & Schiff., 1775)	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1
Nymphalidae	<i>Argynnis paphia</i> (Linnaeus, 1758)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Nymphalidae	<i>Boloria dia</i> (Linnaeus, 1767)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Nymphalidae	<i>Boloria euphrosyne</i> (Linnaeus, 1758)	1	0	0	0	1	0	1	0	1	1
Nymphalidae	<i>Boloria selene</i> (Den. & Schiff., 1775)	1	1	0	0	1	0	1	1	1	1
Nymphalidae	<i>Brenthis ino</i> (Rottemburg, 1775)	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1
Nymphalidae	<i>Brintesia circe</i> (Fabricius, 1775)	0	0	0	0	1	0	1	1	1	1
Nymphalidae	<i>Coenonympha arcania</i> (Linnaeus, 1761)	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1

Nymphalidae	<i>Coenonympha glycerion</i> (Borkhausen, 1788)	1	1	0	0	1	0	1	1	1	1
Nymphalidae	<i>Coenonympha hero</i> (Linnaeus, 1761)	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nymphalidae	<i>Coenonympha pamphilus</i> (Linnaeus, 1758)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Nymphalidae	<i>Erebia aethiops</i> (Esper, 1777)	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0
Nymphalidae	<i>Erebia ligea</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Nymphalidae	<i>Erebia medusa</i> (Den. & Schiff., 1775)	1	0	0	0	1	1	1	0	1	1
Nymphalidae	<i>Euphydryas maturna</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
Nymphalidae	<i>Hipparchia alcyone</i> (Den. & Schiff., 1775)	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Nymphalidae	<i>Hipparchia fagi</i> (Scopoli, 1763)	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1
Nymphalidae	<i>Hipparchia semele</i> (Linnaeus, 1758)	1	0	1	0	1	0	1	0	1	1
Nymphalidae	<i>Hipparchia statilinus</i> (Hufnagel, 1766)	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0
Nymphalidae	<i>Hyponphele lycaon</i> (Rottemburg, 1775)	0	0	1	0	1	0	1	1	1	1
Nymphalidae	<i>Chazara briseis</i> (Linnaeus, 1764)	1	0	1	0	1	0	1	0	1	1
Nymphalidae	<i>Inachis io</i> (Linnaeus, 1758)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Nymphalidae	<i>Issoria lathonia</i> (Linnaeus, 1758)	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1
Nymphalidae	<i>Lasiommata maera</i> (Linnaeus, 1758)	1	0	0	0	1	1	1	1	1	1
Nymphalidae	<i>Lasiommata megera</i> (Linnaeus, 1767)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Nymphalidae	<i>Limenitis camilla</i> (Linnaeus, 1764)	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1
Nymphalidae	<i>Limenitis populi</i> (Linnaeus, 1758)	1	1	0	0	1	0	1	0	1	1
Nymphalidae	<i>Lopinga achine</i> (Scopoli, 1763)	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0
Nymphalidae	<i>Maniola jurtina</i> (Linnaeus, 1758)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Nymphalidae	<i>Melanargia galathea</i> (Linnaeus, 1758)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Nymphalidae	<i>Melitaea athalia</i> (Rottemburg, 1775)	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1
Nymphalidae	<i>Melitaea aurelia</i> Nickerl, 1850	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1
Nymphalidae	<i>Melitaea britomartis</i> Assmann, 1847	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
Nymphalidae	<i>Melitaea cinxia</i> (Linnaeus, 1758)	1	0	0	0	0	0	1	0	1	1
Nymphalidae	<i>Melitaea didyma</i> (Esper, 1779)	1	0	0	0	1	0	1	1	1	1
Nymphalidae	<i>Melitaea phoebe</i> (Den. & Schiff., 1775)	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1
Nymphalidae	<i>Melitaea trivia</i> (Den. & Schiff., 1775)	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Nymphalidae	<i>Minois dryas</i> (Scopoli, 1763)	1	0	0	0	1	0	1	0	1	1
Nymphalidae	<i>Neptis sappho</i> (Pallas, 1771)	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Nymphalidae	<i>Nymphalis antiopa</i> (Linnaeus, 1758)	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1
Nymphalidae	<i>Nymphalis polychloros</i> (Linnaeus, 1758)	1	1	1	0	1	0	1	1	1	1
Nymphalidae	<i>Nymphalis vaualbum</i> (Den. & Schiff., 1775)	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Nymphalidae	<i>Nymphalis xanthomelas</i> (Den. & Schiff., 1775)	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
Nymphalidae	<i>Pararge aegeria</i> (Linnaeus, 1758)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Nymphalidae	<i>Polygonia c-album</i> (Linnaeus, 1758)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Nymphalidae	<i>Pyronia tithonus</i> (Linnaeus, 1767)	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Nymphalidae	<i>Vanessa atalanta</i> (Linnaeus, 1758)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Nymphalidae	<i>Vanessa cardui</i> (Linnaeus, 1758)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Papilionidae	<i>Iphiclides podalirius</i> (Linnaeus, 1758)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Papilionidae	<i>Papilio machaon</i> Linnaeus, 1758	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1

Papilionidae	<i>Parnassius mnemosyne</i> (Linnaeus, 1758)	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1
Papilionidae	<i>Zerynthia polyxena</i> (Den. & Schiff., 1775)	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
Pieridae	<i>Anthocharis cardamines</i> (Linnaeus, 1758)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Pieridae	<i>Aporia crataegi</i> (Linnaeus, 1758)	1	0	0	0	1	0	1	0	1	1
Pieridae	<i>Colias alfacariensis</i> Ribbe, 1905	0	0	1	1	0	0	1	1	1	1
Pieridae	<i>Colias crocea</i> (Fourcroy, 1785)	1	0	1	1	1	0	1	1	1	1
Pieridae	<i>Colias erate</i> (Esper, 1805)	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1
Pieridae	<i>Colias hyale</i> (Linnaeus, 1758)	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1
Pieridae	<i>Colias chrysotheme</i> (Esper, 1781)	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0
Pieridae	<i>Colias myrmidone</i> (Esper, 1781)	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0
Pieridae	<i>Gonepteryx rhamni</i> (Linnaeus, 1758)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Pieridae	<i>Leptidea morsei</i> Fenton, 1881	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Pieridae	<i>Leptidea sinapis-reali</i>	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1
Pieridae	<i>Pieris brassicae</i> (Linnaeus, 1758)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Pieridae	<i>Pieris mannii</i> (Mayer, 1851)	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Pieridae	<i>Pieris napi</i> (Linnaeus, 1758)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Pieridae	<i>Pieris rapae</i> (Linnaeus, 1758)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Pieridae	<i>Pontia daplidice</i> (Linnaeus, 1758)	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1

Příloha 1: Souhrnný přehled všech pozorovaných druhů denních motýlů ve faunistických čtvrcích č.: 5656, 5751, 5754, 6468, 7165 v obou mapovacích obdobích (o-old – historické – 50. léta 20. století; n-new – recentní r. 2017; 0 – druh v daném čtvrci a období nezaznamenán, 1 – zaznamenán). Z dat získaných z Databáze mapování motýlů ČR.