

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra zoologie a rybářství

**Vliv lučního managementu na migrační chování
vybraných druhů motýlů**

.....
doktorská disertační práce

Autor: Ing. Terezie Bubová

Školitel: prof. Ing. Iva Langrová, CSc.

Konzultant: Dr. hab. Piotr Nowicki, JU, INoS
Mgr. Vladimír Vrabec, Ph.D., KZR

Praha 2016

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem disertační práci práci na téma „Vliv lučního managementu na migrační chování vybraných druhů motýlů“ vypracovala samostatně a použila jen pramenů a literatury, které cituji a uvádím v příloženém Seznamu použité literatury.

V Praze dne

.....

Ing. Terezie Bubová

Poděkování

Poděkování patří především mému konzultantovi práce Mgr. Vladimíru Vrabcovi Ph. D, který mě po celou dobu magisterského a doktorského studia odborně vedl. Děkuji za jeho cenné rady, připomínky, trpělivost a hlavně za zasvěcení do světa Lepidopterologie. Díky němu jsem se seznámila s motýly a vším co se tohoto oboru týká.

Obrovské poděkování patří také mému druhému konzultantovi disertační práce Dr. hab. Piotru Nowickému, který mě vřele přivítal na Jagellonské univerzitě v Krakowě, kde mě seznámil se statistickými programy a odborně pomáhal při publikacích.

Také bych chtěla poděkovat mé školitelce prof. Ing. Ivě Langrové, CSc., za cenné rady a milá léta na katedře zoologie a rybářství.

Poděkovat bych chtěla také vedení AOPK Labské pískovce za umožnění realizace výzkumu mé disertační práce.

V neposlední řadě mé poděkování patří rodičům, sestřám, celé rodině a příteli Antonínovi, kteří mi byli během studií nedocenitelnou oporou.

Obsah

1	Úvod.....	1
2	Přehled o současném stavu problematiky	2
2.	1 Taxonomické zařazení.....	2
2.	2 Ochranařský status	4
2.	3 Rozšíření.....	5
2.	4 Živná rostlina.....	9
2.	5 Myrmekofilie a hostitelští mravenci	12
2.	6 Vývojový cklus	15
2.	7 Populační charakteristiky modrásků <i>P. nausithous</i> a <i>P. teleius</i>	17
2.	7. 1 Migrace modrásků rodu <i>Phengaris</i>	18
2.	8 Management lučních porostů	22
2.	8. 1 Přehled historického vývoje krajiny z hlediska managementu	22
2.	8. 1. 1 Původní obhospodařování a nástup tradičního zemědělství	22
2.	8. 1. 2 Intenzivní zemědělství a současná Evropská politika ochrany motýlů.....	24
2.	8. 1. 3 Aplikované typy managementů	24
2.	9 Management pro modrásky	25
2.	9. 1 Charakteristika biotopů <i>P. nausithous</i> a <i>P. teleius</i>	25
2.	9. 2 Nastavení managementu pro modrásky.....	26
3	Vědecké hypotézy a cíle práce.....	27
4	Materiál a metody	28
4.	1 Popis jednotlivých ploch	29
4.	2 Metoda monitoringu	33
4.	3 Výpočet populačních charakteristik	35
4.	3. 1 Výpočet velikosti populace	35
4.	3. 2 Výpočet migrací	39
4.	4 Výpočet vlivu managementu na emigrační chování	39
4.	4. 1 Statistické zpracování vlivu managementu na emigrační chování.....	40
5	Výsledky	41
5.	1 Populační charakteristiky	41
5.	1. 1 Velikost populace	41
5.	1. 2 Migrace	49
5.	2 Vliv managementu na emigrační chování.....	50

5.	2. 1	Statistické výsledky vlivu managementu na emigrační chování	61
6		Diskuse.....	63
6.	1	Diskuse k velikosti populace a populačním charakteristikám	63
6.	2	Diskuse k migracím.....	65
6.	3	Diskuse k vlivu managementu na emigrační chování	69
6.	3. 1	Diskuse ke statistickým výsledkům vlivu managementu na emigrace.....	70
7		Závěry a doporučení pro využití poznatů v praxi	73
8		Seznam použité literatury.....	75
9		Seznam obrázků, tabulek, grafů.....	95
10		Přílohy.....	97

1 Úvod

Migrace jsou klíčovým procesem a jednou ze základních biologických vlastností, které umožňují živým organismům přežít ve fragmentovaných krajinách (Bowne a Bowers, 2004; Matter et al., 2005; Hovestadt et al., 2011; Boneli et al., 2013; Habel et al., 2015). Pomocí migrací dokážou organismy kolonizovat neosídlené oblasti, vyhledávat důležité zdroje potravy, partnery a vyhnout se nepříznivým podmínkám (Fric et Konvička, 2007), čímž je zajištěna metapopulační stabilita i přes občasné vyhynutí lokální populace (Hanski et al., 1996). Migrace umožňují tok genů, což snižuje možnost ztráty genetické variability u populací v důsledku genetického driftu a inbreedingu (Nowicki et al., 2014; Habel et al., 2015) a celkově migrace zvyšují možnost dlouhodobého přežití populací v krajině (Cassel-Lundhagen et Sjögren-Gulve, 2007; Boneli et al., 2013).

Vliv lučního managementu na migrační chování bylo studováno u modráška bahenního – *Phengaris nausithous* (Bergsträsser, 1779) a modráška očkovaného – *Phengaris teleius* (Bergsträsser, 1779). Modrásci rodu *Phengaris* (dříve *Maculinea*) jsou stěžejními druhy Evropy pro ochranu motýlů na otevřených loukách (Spitzer et al., 2009; Thomas et al., 2009; van Swaay et al., 2010).

Od roku 1990 se populace motýlů snížila o 70 % (EEA, 2011) hlavně z důvodu ztráty přirozeného prostředí, špatného využívání krajiny, intenzivního zemědělství a nevhodného managementu, který nepodporuje migrace, což způsobuje nemožnost populačního šíření.

Pro svou klíčovou roli při fungování metapopulačních systémů jsou migrace předmětem nesčetných modelových studií (Hanski, 1999; Clobert et al., 2004; Bowler a Benton, 2005) a proto, vzhledem k současné problematice ohroženosti a vymírání modrášků rodu *Phengaris*, bylo téma disertační práce zaměřeno na experimentální výzkum cíleného ovlivnění migrací. Působení na migrace je z hlediska ochrany a dlouhodobého udržení metapopulací různého typu velice důležité např. v případě, že potřebujeme některou z osídlených kolonií ze systému vyřadit za účelem jiného hospodářského využití stanoviště. Obvykle není problém najít nebo upravit v okolí potenciálně vhodný náhradní biotop, avšak zajistit jeho osídlení je vždy problematické. Tomu by mohlo napomoci záměrné vyvolání emigrace z kolonií v okolí, které jsou více početné. Již dlouho se spekuluje o tom, že pokosení louky v době letu imag vyvolá v důsledku ztráty zdrojů emigraci, avšak žádná konkrétní data, ani důkazy tohoto faktu v případě modrášků zatím nebyly v úplnosti předloženy.

2 Přehled o současném stavu problematiky

2. 1 Taxonomické zařazení

Modrásek bahenní (*Phengaris nausithous*, Bergsträsser, 1779) a modrásek očkovaný (*Phengaris teleius*, Bergsträsser, 1779) náleží do čeledi modráskovití – Lycaenidae, podčeledi Lycaeninae, tribusu modrásci – Polyommataini a do rodu *Phengaris* Doherty, 1891 (Macek et al., 2015).

Rod *Phengaris* zahrnuje čtyři druhy vyskytující se v Evropě. Všechny čtyři druhy jsou přítomny také v České republice. Jsou to *Phengaris arion* (Linnaeus, 1758), *P. nausithous* (Bergsträsser, 1775), *P. teleius* (Bergsträsser, 1779) a *P. alcon* (Denis & Schiffermüller, 1775). Dřívější klasifikace rozpoznávala a řadila jako samostatný druh v rámci rodu *Phengaris* modráška *P. rebeli* (Hirschke, 1904). Rozdělení na dva samostatné druhy bylo podporováno hlavně ekologickou rozdílností druhů *P. alcon* a *P. rebeli* (živná rostlina, hostitelští mravenci). Avšak postavení *P. rebeli* jako samostatného druhu bylo zpochybněno mnoha autory (Als et al., 2004; Sielezniew et al. 2012) a studie genetické diferenciacce neprokázaly významné rozdíly mezi druhy *P. alcon* a *P. rebeli* (Pecsenye, 2007). Ovšem mnoho autorů usiluje o samostatné druhové uznání *P. rebeli* hlavně z důvodu důsledků pro ochrannářskou politiku, neboť *P. alcon* je v Evropském červeném seznamu (van Swaay et al., 2010) uveden v kategorii nižší riziko (LC), ale skutečné ohrožení druhu *P. rebeli* je vyšší a IUCN ho řadila v roce 2008 do kategorie zranitelný (VU), zatímco nyní není v IUCN uveden vůbec (Czekes et al., 2014).

Rodová klasifikace modrásků prošla v posledním desetiletí zásadní změnou. Fylogenetické studie na základě morfologických a ekologických znaků doporučily změnu dřívějšího velmi rozšířeného rodového jména *Maculinea* Van Eecke, 1915 na *Phengaris*. Studie Pech et al. (2004) ukazuje na to, že rod *Phengaris* je odvozená skupina, která je vnořena do rodu *Maculinea* a dále, že rod *Maculinea-Phengaris* je pravděpodobně vnořen do rodu *Glaucopsyche* Scudder, 1872. Studie o tom, že *Maculinea* patří mezi *Glaucopsyche* je strašit, to že se jedná o rod *Phengaris* bylo zjištěno až poté. Z toho vyplývá, že rod *Maculinea* je parafyletický vzhledem k rodu *Phengaris*, a protože rodové jméno *Phengaris* je starším, než *Maculinea*, tak všechny druhy rodu *Maculinea* by měly být označovány rodovým jménem *Phengaris*. Také celková analýza důkazů založená na kombinaci morfologických a ekologických znaků Fric et al. (2007) ukazuje na potřebu generického překlasifikování rodu *Maculinea* na *Phengaris*. Avšak požadavky na toto překlasifikování přinesly vlnu ohlasů. Balletto et al. (2010) vystoupili u komise ICZN (International Commission on Zoological Nomenclature – Case 3508) s požadavkem o zachování široce rozšířeného rodového jména *Maculinea* a navrhují, aby se

tomuto jménu dala vždy přednost. Jako důvody proti překlasifikování uvádějí prevenci před nemonklatorickými nejistotami vzhledem k historickému významu rodového jména *Maculinea*, které je velmi rozšířeným synonymem pro ochranu motýlů v Evropě a je zahrnuto do legislativy. Také vyzdvihují používání tohoto jména téměř po století ve starší a novější vědecké literatuře. S čímž je spjat další argument proti překlasifikování, a to je vyšší procento vyhledávání jména *Maculinea*, než *Phengaris* v databázích. Proti těmto tvrzením předstupuje Fric et al. (2010b) a poukazují na to, že použití jména *Maculinea* nebylo stabilní během posledního století, kdy bylo pozorováno použití různých názvů. A ve skutečnosti nejasnosti v nomenklatuře pocházely ze zavedení rodového jména *Maculinea* van Eecke (1915), kdy uvádějí, že van Eecke si nebyl vědom existence rodu *Glaucopsyche*, ani *Phengaris*. Argument týkající se vyhledávacích databází pak vyvracejí jako nereprezentativní, neboť ke změně rodového jména z *Maculinea* na *Phengaris* došlo před třemi lety (Fric et al., 2007) a počty vyhledávacích záznamů proto není možné porovnávat. Z těchto důvodů doporučují u komise ICZN Fric et al. (2010b) zamítnutí návrhu Balletto et al. (2010). Tyto návrhy (Case 3508) vyvolaly mnoho dalších ohlasů. Ve většině případů se ostatní lepidopterologové přiklání k zachování rodového jména *Maculinea*. Hlavně pak z důvodů, že rodové jméno *Maculinea* je běžně rozšířeno a změna by způsobila mnoho nejasností, jak ve světě odborníků, tak i u široké veřejnosti (Hubble, 2010; Kalashian, 2010; Morris et Barclay, 2011; Eeles, 2013; Paclt, 2013; Phillips, 2013; Simcox, 2013). Bálint (2013) však uvádí, že obě rodová jména je možné využívat a neexistují důvody pro zavržení *Phengaris*. Jména *Maculinea* by dle autora mělo být považováno jako subjektivního synonyma. V současné době jsou používána obě rodová jména. Záleží na konkrétním autorovi, kterému názvosloví dává přednost, ale vždy je v publikacích uvedeno (v závorkách či v textu) také druhého jména. Vzhledem k tomu, že jsem se s modrásky seznámila, až po uvedení důvodných argumentů pro přerážení z rodového jména *Maculinea* do *Phengaris*, osvojila jsem si již ve své diplomové práci a následně publikacích, používání rodového jména *Phengaris*, které také budu uvádět v celé své disertační práci.

2. 2 Ochranařský status

Během dvacátého století došlo k významnému snížení populací modrásků rodu *Phengaris*. Tento pokles byl zdokumentován v celé Evropě (Czeke et al., 2014). Pro uvědomění si tohoto faktu u široké veřejnosti přispěl svým intenzivním výzkumem modrásků J. A. Thomas (Thomas, 1980; Thomas, 1984), který zkoumal jejich specializovaný životní cyklus, kvůli němuž jsou náchylní k vyhynutí závislém na změnách biotopu. Následné vyhynutí a reintrodukční program v Holandsku upozornil na potřebu tyto druhy chránit (Wynhoff et al., 1998). Modrásci rodu *Phengaris* se stali uznávanou skupinou a ikonou pro ochranu hmyzu napříč Evropou i Asií.

Phengaris nausithous a *P. teleius* jsou v současnosti chápáni jako vlajkové druhy („flagships“) pro ochranu biodiverzity travních porostů v Evropě (Thomas et Settele, 2004; van Swaay et al., 2012). Jedná se o druhy s vysokým zájmem Evropského společenství a jsou součástí mnoha směrnic a nařízení (EEA 2011, NATURA 2000, Convention on biodiversity (CBD), The EU Biodiversity Strategy to 2020) (Schmeller et al. 2009; Maes et al. 2013). V rámci světového Červeného seznamu IUCN jsou řazeni *P. nausithous* i *P. teleius* do kategorie téměř ohrožený (near threatened) (IUCN, 2015). Evropský červený seznam je řadí do kategorie téměř ohrožený – near threatened (*P. nausithous*) a zranitelný – vulnerable (*P. teleius*) (van Swaay et al., 2010). V Červeném seznamu České republiky je ochranařský status pro oba druhy shodný s Evropským (Farkač et al., 2005).

Obr. 1 a 2: Dospělci *P. nausithous* a *P. teleius* na živné rostlině (foto vlastní)



2. 3 Rozšíření

Světové

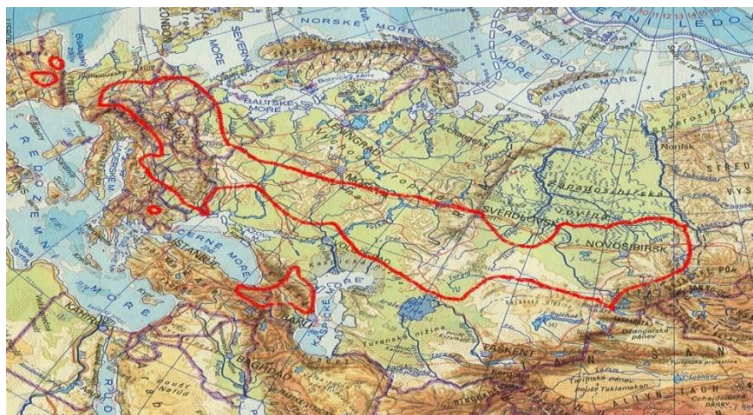
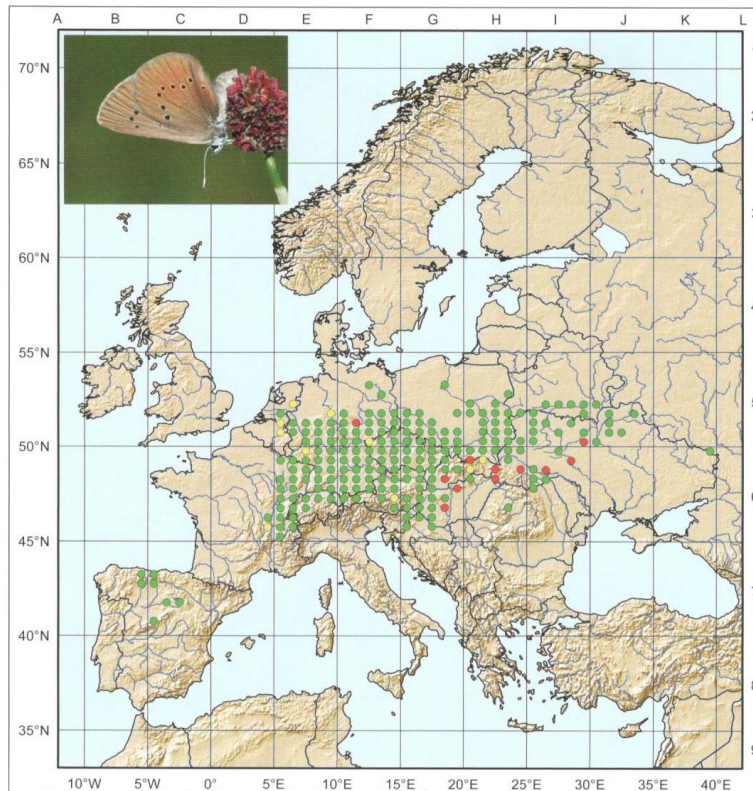
Areál rozšíření *Phengaris nausithous* a *P. teleius* je jak v Evropě, tak v asijských státech poměrně rozsáhlý. Oba druhy jsou eurosibiřské. Údaje o aktuálním rozšíření v evropských státech podává nejnovější vydání evropského atlasu rozšíření Kudrna et al. (2015) Distribution Atlas of European Butterflies et Skippers.

Phengaris nausithous

Jedná se o druh s plošně menším a užším areálem rozšíření. Vyskytuje se od východní Francie přes centrální a východní Evropu, mírně zasahuje od jižní k centrální Sibiři. Izolované populace jsou známy v severním Španělsku a Turecku (Kudrna et al., 2015). Konkrétně je pak výskyt mapován od Španělska, kde se nachází v horských oblastech a v severní části Iberského poloostrova (Romo et al., 2015). Je zde znám v severní části Leonu, Sorie a nedaleko Madridu (Munguria et Martin, 1993; Jiménez-Valverde et al., 2008). Nejnověji byla nalezena nová místa výskytu ve Španělských provinciích Palencia a Burgos (Jubete et Román, 2016). Vyskytuje se v severní části Balkánského poloostrova (Kolev, 2002). Nejjižnějším areálem rozšíření je východní Turecko (Hesselbarth et al. 1995). Dále se nachází ve východní Francii (Arnaldo et al., 2013). V centrální Evropě se pak vyskytuje v Holandsku (Wynhoff, 1998), kde byl reintrodukován, Švýcarsku, Lucembursku či v Německu s mnoha populacemi. Stabilní populace jsou známy v Bulharsku (Arnaldo et al., 2013), Polsku (Buszko et Masłowski, 2008), České republice (Beneš et al., 2002), Slovenské republice (Babálová et Štrbová, 2014), Rakousku (van Swaay et al., 2010), Maďarsku (Batáry et al., 2009; Kőrösi et al., 2012), zachované populace jsou hlášeny z Rumunska (Rákosy et Voda 2008; Voda et al., 2010). Dále se vyskytuje na Slovinsku (Zakšek, 2005), Ukrajině, Bělorusku, Chorvatsku, Kazachstánu, evropské části Ruska, kde však přesné rozšíření není známé (Arnaldo et al., 2013, Fauna Europaea, 2016).

Phengaris nausithous však zcela chybí v Panonské nížině a na východ od Dunaje. Není znám v Itálii, Řecku, jižních ostrovech, dále pak v Portugalsku, Velké Británii, Belgii, Finsku, Norsku (Wynhoff 1998, Arnaldo et al., 2013, Fauna Europaea, 2016).

Obr. 3, 4: Evropské a pravděpodobné světové rozšíření *P. nausithous* (Kudrna et al., 2015; Vrabc 2012)



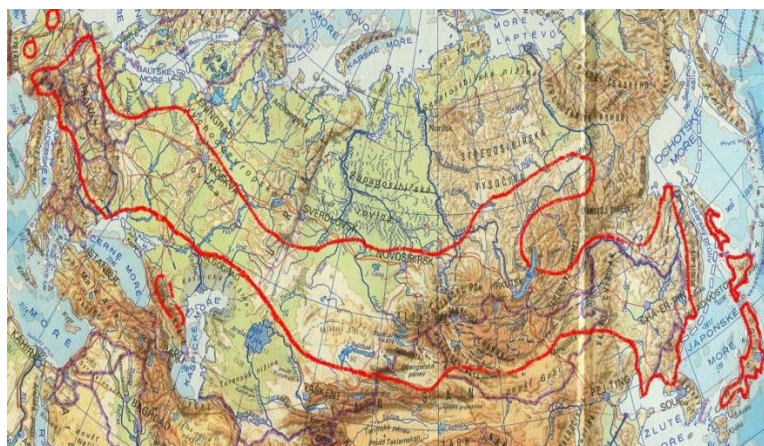
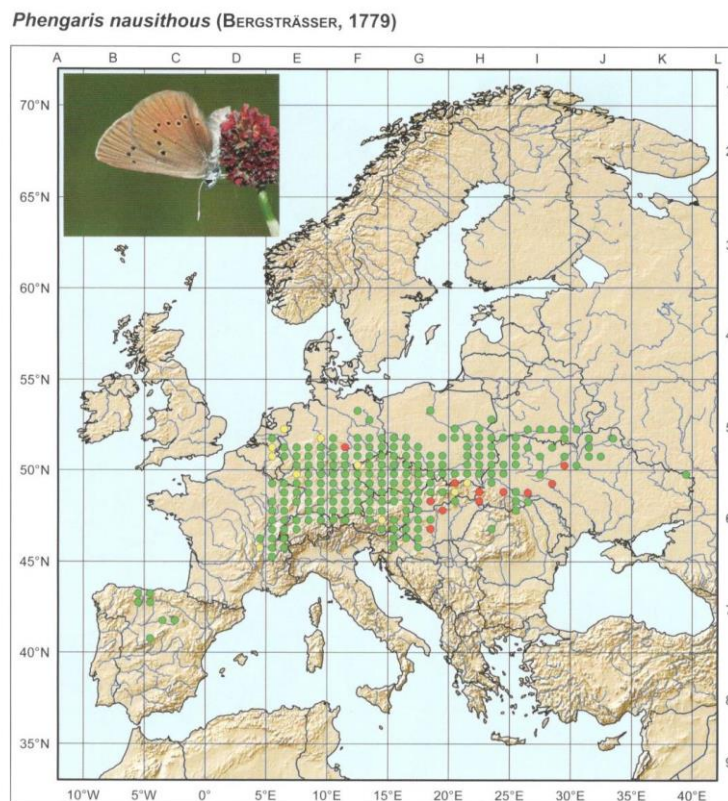
P. teleius

Rozšíření *P. teleius* je mapováno od západní Francie přes centrální a východní Evropu, zasahuje do Asie a Japonska (Kudrna et al., 2015). V Evropě je mnohem vzácnější, než *P. nausithous*, ale často se vyskytují oba druhy souběžně (Rákosy et Voda 2008; Arnaldo et al., 2013). Druh je znám ve Španělsku, Francii, Švýcarsku (Lütolf et al., 2006), Holandsku (Wynhoff 1998), Německu, Rakousku, Maďarsku (Bálint et al., 2006), Rumunsku (Rákosy et Voda 2008), Slovinsku (Verovnik et al., 2012), Chorvatsku, nové lokality byly nalezeny v severním Srbsku (Popović et al., 2014). Dále se vyskytuje v České republice (Beneš et al., 2002), Slovenské republice (Vávrová et al., 2005), Polsku (Buszko et Masłowski, 2008), Pobaltských státech, na

Ukrajíně, Kazachstánu, Rusku přes západní a jižní Sibiř, kde však není znám přesný stav populací.

Oproti *P. nausithous* je *P. teleius* rozšířen i v Itálii a Belgii, ale není znám z Turecka či Bulharska a stejně jako *P. nausithous* se nevyskytuje v Portugalsku, Velké Británii, Belgii, Finsku, Norsku (Arnaldo et al., 2013, Fauna Europaea, 2016). Rozšíření přesahuje dále hranice Evropy. Široké rozšíření je známo v Severní Číně (Gao et al., 2016), Korei a Japonsku (Tolman et Levington, 2008).

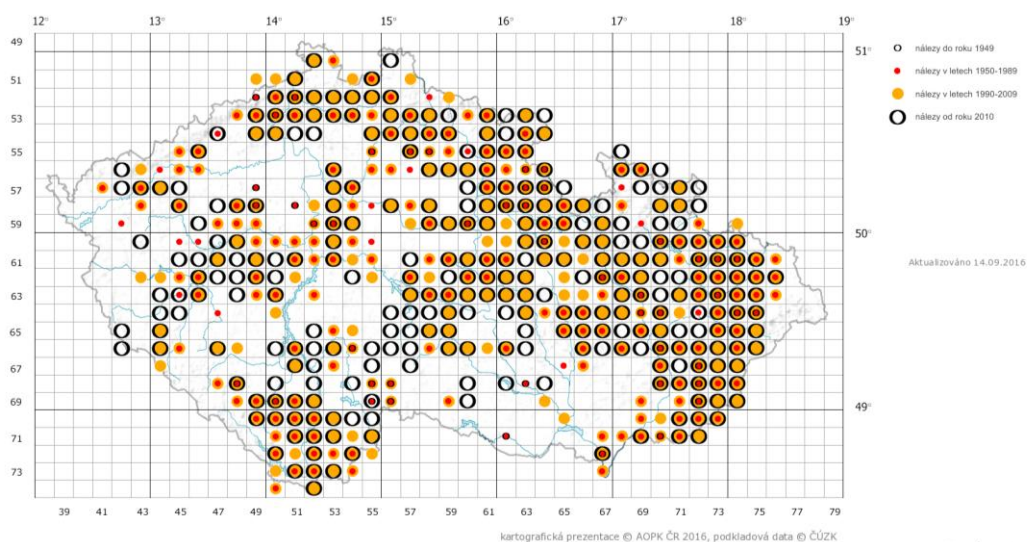
Obr. 5, 6: Evropské a pravděpodobné světové rozšíření *P. teleius* (Kudrna et al., 2015; Vrabec 2012)



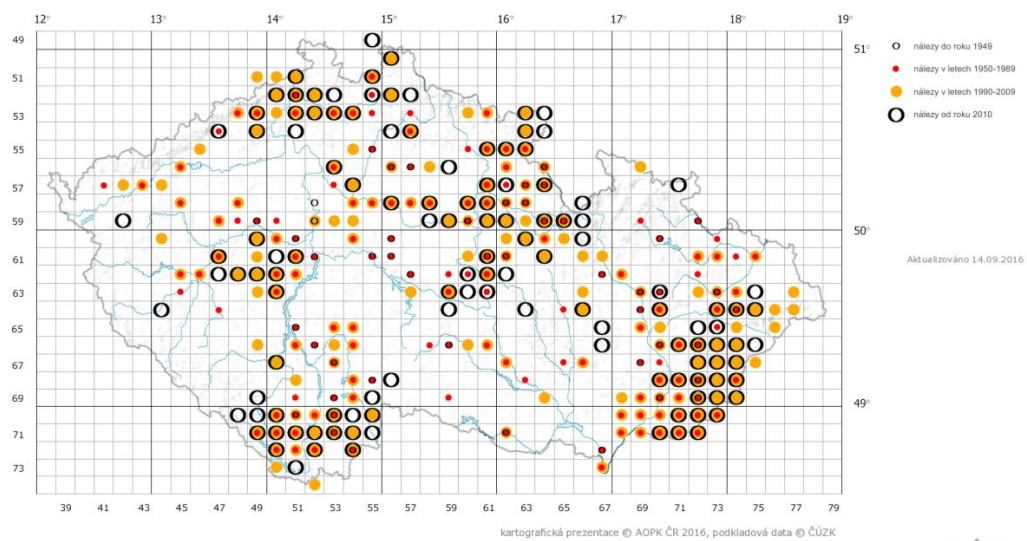
V České republice

Dle posledního atlasu Motýli České republiky: Rozšíření a ochrana (Beneš et al. 2002) je pro *P. nausithous* znám výskyt v 294 faunistických čtvrcích. Záznamy od roku 1950 potvrzují úbytek těchto obsazených kvadrátů až o 24 %. Kritičtější situace je hlášena u druhu *P. teleius*. Úbytek lokalit je především ve středních Čechách a na severní Moravě. Historické záznamy hlásí trend úbytku až o 47 % obsazených kvadrátů. V současnosti je připravován aktualizovaný Červený seznam druhů motýlů České republiky s doplňujícími informacemi o současném rozšíření a úbytku lokalit.

Obr. 7: Rozšíření *P. nausithous* v České republice (AOPK, 2016)



Obr. 8: Rozšíření *P. teleius* v České republice (AOPK, 2016)



2. 4 Živná rostlina

Modrásci *Phengaris nausithous* a *Phengaris teleius* se řadí k monofágům. Jedinou živnou rostlinou v západní a střední Evropě, která umožňuje vývoj jejich housenek je krvavec toten - *Sanguisorba officinalis* (Linnaeus, 1753) (Thomas, 1984 a naprostá většina následných autorů). Tato rostlina je řazena do čeledi růžovitých (Rosaceae) (Pech et al., 2004). Nicméně Tshikolovets (2003) uvádí u *P. nausithous* jako živnou rostlinu ještě štírovník růžkatý (*Lotus corniculatus*), což je s největší pravděpodobností omyl, který vznikl při přípravě jeho knihy. Oba druhy modrásků pro sání nektaru využívají ještě další rostliny: vikev ptačí (*Vicia cracca*); bukvice lékařská (*Betonica officinalis*); pcháč rolní (*Cirsium arvense*) a rozrazil dlouholistý (*Pseudolysimachion maritimum*), kladení ale probíhá pouze na krvavec toten (Sielezniew a Stankiewicz-Fiedurek 2013; Nowicki et al., 2014).

Krvavec toten (*Sanguisorba officinalis*) je řazen do řádu Rosales (růžotvárné), čeledi Rosaceae (růžovité), podčeledi Rosaideae - růžovité vlastní a do rodu *Sanguisorba* (krvavec) (Novák et Skalický, 2012). Rod se skládá z přibližně 27 druhů, které jsou distribuovány v subarktické oblasti severní polokoule (Lee et al., 2011). U nás je ze zmíněného rodu volně v přírodě znám ještě druh *S. minor* (Scopoli, 1772), který však není živnou rostlinou modrásků. Řád růžotvárné (*Rosales*) jsou dřeviny a byliny s listy zpravidla střídavými, jednoduchými nebo složenými, s palisty nebo bez nich. Oboupohlavné květy vyrůstají jednotlivě nebo skládají nahloučená květenství (Novák et Skalický, 2007). Čeleď růžovité (Rosaceae) jsou stromy, keře a většinou vytrvalé byliny se střídavými a obvykle palistnatými listy, jednoduchými nebo složenými. Květy mají většinou oboupohlavné, aktinomorfní, 5(4)četné, opylované hmyzem. Pod květem je u některých kalíšek palistového původu. Dostí častá je redukce počtu tyčinek (původně mnoho – 5 n) nebo pesíků. V květech je zřetelná tendence k radiálnímu srůstu bází květních orgánů buď v miskovitou češuli nebo při srůstu receptaculum s gynaeceem a vytváří spodní semeník. U některých je pod květem kalíšek, někdy koruna abortuje. Apokarpické gynaeceum tvoří velké množství pestíků umístěných na plochém, kuželovitém nebo baňkovitém květním lůžku (někdy dužnatí). Počet tyčinek a pesíků může být redukován na 1 nebo 2 (Novák et Skalický, 2012).

Obr. 9: Louka se živnou rostlinou modrásků *Sanguisorba officinalis* (autorka práce)



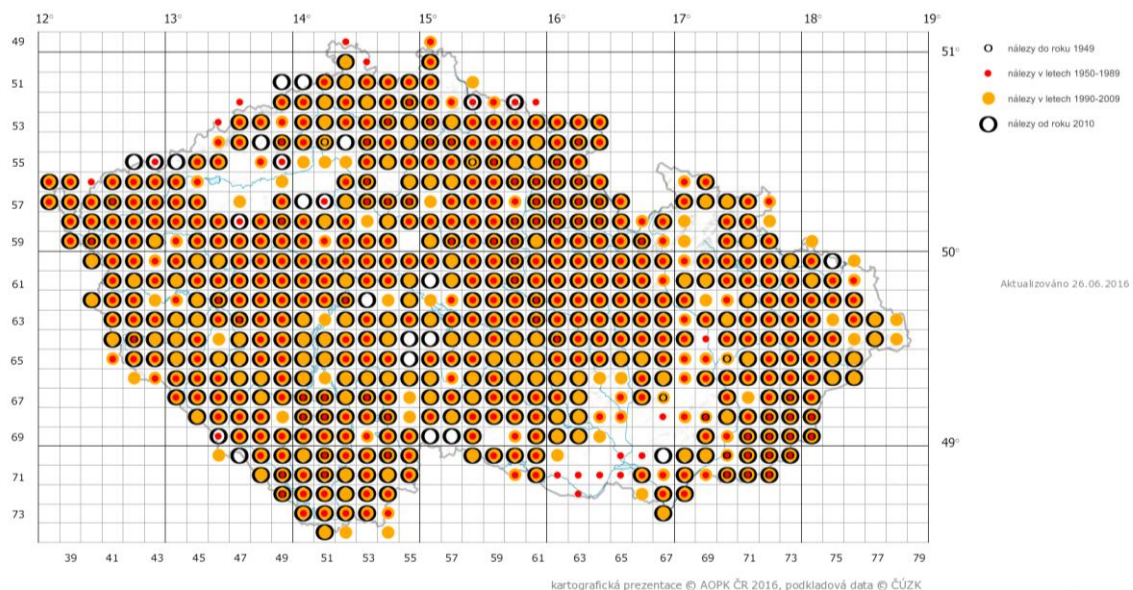
Krvavec toten je dlouhověká a vytrvalá bylina o výšce 30–120 cm, se silným, krátkým a rozvětveným oddenkem. Lodyha je v horní části rozvětvená, brázditá, nejvýše se 3 až 4 lodyžními listy. Listy přízemní růžice jsou 20–40 cm dlouhé, lichozpeřené s přirostlými palisty. Řapíky těchto listů jsou 10–20 cm dlouhé. Listky jsou ve 3 až 4 párech, podlouhle vejčité, na bázi srdčité, na okraji se špičatými zoubky, na rubu silně žilkované (Randuška., 1983). Květenství strboul nebo klas drobných oboupohlavních nebo mnohomanželných květů, podepřených blanitým chlupatým listenem a 2 listenci, někdy nedokonale vyvinutými. Češule džbánkovitá, 4 hranná nebo 4 křídla se 4 za plodu opadavými kališními cípy (lístky); kalíšek a koruna chybějí; tyčinek 0–50, pylová zrna 3 kolporátní, subproláttní; pestíky 1–2, semeníky v dutině češule, blizna terminální, bliznová ramena klubíčkovitě shloučená nebo štětičkovitě rozestálá, vajíčka obrácená, jednoobalná. Zralé češule suché, zdřevnatělé, 4hranné až 4křídle, popř. s dalšími skulpturami; plod 1–2 (-3) nažky, zpravidla hnědé, hladké (Skalický., 1995).

Krvavec toten se vyskytuje napříč palearktickou oblastí, dále pak přes západní Evropu, Aljašku a Japonsko. Ve střední Evropě je charakteristickým druhem vlhkých luk či pastvin (Musche et al., 2008). Ve vyšších polohách ho najdeme v travinných porostech zejména podél komunikací. Nejlépe prospívá na půdách hlubokých, střídavě vlhkých, vlhkých nebo mírně zrašeliněných, avšak nejčastěji roste na hlinité až jílovitě, slabě alkalické až mírně kyselé půdě, která je chudší na dusík (Skalický, 1995). Randuška (1983) dále uvádí, že se může vyskytovat sporadicky i na kyselějších ostřicových loukách a v olšinách.

Hlavním biotopem, na kterém se vyskytují modrásci *Phengaris* jsou vlhké a podmáčené pastviny, naprosto typicky s krvavcem totemem. Tento typ biotopu je v Evropě vážně ohrožen. Jako jeden z hlavních důvodů ohrožení uvádějí Romo et al. (2015) změny klimatu. Nedostatek vody či vysoké teploty v budoucnosti mohou způsobit nedostupnost květenství pro kladení vajíček a larvální výživu. Také lidské zásahy (rekultivace, kosení, použití herbicidů) v blízkosti vodních toků, tedy na vlhkých loukách, snižují množství rostlin (Wärner et al., 2014). I když na luční kosení reaguje krvavec totem poměrně dobře a rostliny z luk nekosených si zachovávají svůj potenciál a vyrovnávají se těm z luk kosených (Musche et al., 2010). Proto ochrana vlhkých luk by se měla zaměřit na zlepšení kvality biotopu, které lze dosáhnout příležitostným kosením na loukách, kde je krvavec hojný a zapojením různých metod managementu (Musche et al., 2008).

V České republice se krvavec totem (*Sanguisorba officinalis*) vyskytuje po celém území. Od nížin do podhůří je spíše na vlhčích stanovištích, v horách do 900 metrů jsou to hlavně mezofilní oblasti, vzácně je rozšířen ve vyšších polohách do 1000 metrů, kde ho najdeme především v travinných lemech komunikací. Zcela výjimečně se může objevit ve vyšších polohách. Dříve se jednalo o velice hojný druh, dnes v důsledku meliorací luk je na stanovištích silně potlačen, přesto je jeho výskyt v České republice doposud častý anebo je alespoň v některých místech roztroušen (Skalický, 1995). Z mapy výskytu (viz obr. 10) je patrné, že není znám na severozápadě od Prahy a také jihovýchodně od Brna.

Obr. 10: Rozšíření živné rostliny na území České republiky (AOPK, 2016)



Krvavec toten (*Sanguisorba officinalis*) kvete od konce června do konce září (Randuška, 1983; Musche et al., 2008) a to přesně odpovídá době létání a kladení u *P. nausithous* a *P. teleius*. Jedná se především o měsíc červenec (Thomas et al., 1998a). Optimální délka období ovipozice trvá přibližně 30 až 40 dnů a každá jednotlivá květní hlávka živných rostlin zachovává vhodnost ke kladení vajíček v rozmezí 2 až 5 dnů. Většina jednotlivých rostlin obsahuje alespoň několik vhodných květních hlávek 5 až 15 dnů (Thomas et Elmes, 2001).

2. 5 Myrmekofilie a hostitelští mravenci

Úzké soužití s mravenci, zvané myrmekofilie, je široce rozšířené v rámci čeledi Lycaenidae (Fiedler et al., 1996; Van Dyck et al., 2000). Myrmekofilie může být rovněž považována za zvláštní typ „potravní vybíravosti“ Zavedený termín myrmekofilie je zavádějící. Ve skutečnosti jde o „modráskofilii“ mravenců, kteří housenkám nejenže neublíží, ale dokonce je chrání proti útokům predátorů či parazitoidů. U některých druhů motýlů jsou známy i případy ochrany mravenčími vojáky, někdy si mravenci housenky přímo chovají, případně jim umožňují kuklení přímo v hnízdech (Fiedler et al., 1996; Beneš et al., 2002; Čechmánek et Hrabák, 2006). Housenky jim za to poskytují velké množství sladkého a na aminokyseliny bohatého sekretu, které mravenci sají (Landman, 1999; Wardlaw et al., 2000).

Vazba na mravence je různě specifická. Může se jednat o pouhou koexistenci až po specifický mutualismus či dokonce parazitismus (Thomas et al., 1991; Van Dyck et al., 2000). Vztahy s mravenci mohou být úzké, jedná se tedy o situace, kdy mravenci od vývojových stádií motýla občas odeženou parazitoida či predátora (fakultativní myrmekofilie), až po takzvanou obligátní myrmekofilii, kdy modrásek nemůže bez mravenců ukončit svůj vývoj. I obligátní myrmekofilie může být různě úzká, počínaje volným vztahem motýla k celé řadě mravenců, až po specializovanou vazbu daného druhu modráška na jiný druh mravence. (Beneš et al., 2002). Modrásci *P. nausithous* a *P. teleius* jsou řazeni do skupiny druhů s obligátní myrmekofilií, kteří nemohou dokončit svůj vývoj bez přítomnosti mravenců. Pro zprostředkování tohoto vztahu je nezbytné vylučování sekretů speciálními epidermálními žlázami. Přenos živin (sacharidů, aminokyselin) z housenky na mravence je velice důležitý, avšak nezbytnou roli hraje také manipulativní komunikace prostřednictvím pachových signálů (Fiedler et al., 1996). Byly také studovány další systémy komunikace, jako jsou například zvuky vydávané housenkami, které se podobají zvukům mravenců (DeVries et al., 1993). Housenky modrášků se v mraveništech nacházejí od čtvrtého instaru (L4), až po dospělce, který mraveniště ihned po vykuklení opouští (Beneš et al., 2002).

Z hlediska úzkosti vazby k mravencům existuje mezi modrásky rozdíl (Elmes et al., 1998). Po proniknutí housenek modrásků (podrobněji rozebráno v kapitole Vývojový cyklus) existují dvě strategie chování v mraveništi. Tyto strategie byly prvotně sledovány a popsány ve studiích (Elmes et al., 1991; 1992; Thomas et al., 1991; Thomas et Wardlaw, 1992). Prvním druhem je takzvaná kukaččí strategie. Do této skupiny jsou řazeni hořcoví modrásci rodu *Phengaris* a to taxony *P. alcon* a *P. rebeli*. Princip přežití u housenek modrásků spočívá ve věrohodném napodobování mravenčího plodu a housenky jsou krmeny přímo dělnicemi, stejně jako plod hostitelského mraveniště. Uvnitř mraveniště je možné přežití více housenek modrásků, než u následující strategie. Cenou je však užší specializace na mravenčí hostitele (Elmes et al., 1991; 1992; Thomas et Elmes, 1998). Zkoumání modrásci *P. nausithous* a *P. teleius*, spolu s příbuzným *P. arion* využívají druhou strategii, a to obligátně predátorského, neboli dravého typu. Tyto druhy se v mraveništi živí přímo larvami a kuklami mravenců. Strategie je považována za méně efektivní a je možný vývoj pouze omezeného množství jedinců motýla. Ale ve většině případů motýli nemají tak úzkou specializaci na mravence (Thomas et al., 1991; Thomas et Wardlaw, 1992).

Z hlediska úzké hostitelské specifity (viz. níže) druhu *P. nausithous* a vysokému procentu přežití larev v mraveništi v prvotním období, podobně jak je tomu u *P. alcon* a *P. rebeli*, bylo naznačeno (Patricelli et al., 2010), že by mohl být tento druh řazen spíše do skupiny kukaččí strategie nebo, že se zde vyvinul určitý typ obojetné strategie (Thomas et Settele, 2004).

Na základě veškerých dostupných pramenů, je jediným mravenčím rodem, který je schopný hostit modrásky rod *Myrmica* (Latreille, 1804) (Thomas et al., 1989). Tito mravenci si obvykle budují svá mraveniště přímo v zemi, někdy také žijí pod kameny nebo pod shnilým dřevem. Velikost kolonií kolísá a je závislá na konkrétním druhu mravenců *Myrmica* a na podmínkách oblasti, kde je mraveniště umístěno. Většina druhů disponuje kolonií s 300 až 800 dělnicemi. Veškeré druhy *Myrmica* jsou polygynní, to znamená, že v mraveništích přebývá více královen (Elmes et Thomas, 1991).

Kvůli nedostatečné znalosti hostitelské specializace docházelo v průběhu let k různým výkladům, hlavně pak u *Phengaris teleius*. Dlouho byl za jediného hostitele tohoto druhu modráska považován *Myrmica scabrinodis* (Thomas et al., 1989; Elmes et Thomas, 1992;). Avšak novější studie vyvracejí tyto důkazy o hostitelské specifitě (Pech et al., 2007). V současné době jsou uznány jako hostitelské čtyři druhy mravenců rodu *Myrmica*, a to: *Myrmica scabrinodis* (Nylander, 1846), *M. rubra* (Linnaeus, 1758), *M. ruginodis* (Nylander, 1846) a *M. rugulosa* (Nylander, 1846) (Stankiewicz et Sielezniew 2004; Woyciechowski et al., 2006; Witek et al., 2008; 2010; 2013). U druhu *P. nausithous* byla dokázána silná hostitelská

specifita s mravenci druhu *Myrmica rubra* (Thomas et al., 1989; Stankiewicz et Sielezniew, 2004; Tartally et Varga, 2005; Witek et al., 2008; Batary et al., 2009; Patricelli et al., 2010; Solazzo et al., 2013; 2014). Avšak na některých lokalitách byly housenky *P. nausithous* objeveny i v hnízdech *M. scabrinodis*. Tento druh se ve většině případů stává hostitelem, pokud se na lokalitě nenachází preferovaný druh *M. rubra* (Pech et al., 2007; Tartally et al., 2008; Jansen et al., 2012).

Obr. 11: Housenka *P. nausithous* ve stádiu LIV zatím v živné rostlině (foto vlastní)



Důležitá je i hustota mravenišť, struktura společenstva, tedy množství a zastoupení druhů mravenců, velikost plochy. Struktura je dána především množstvím a kvalitou dostupných ploch pro mraveniště (Elmes et al., 1998). *Phengaris teleius* vyžaduje vyšší hustotu mravenišť. Pokud není hustota dostatečná, jsou populace motýla náchylné k poklesu genetické proměnlivosti (Figurny et al., 2000). Studie Nowicki et al. (2007) tvrdí, že negativní vliv hustoty stanovišť, stejně tak hustoty motýlů je odvozen z rozdílů početnosti mravenčích hostitelů *Myrmica*. Podstatné je také rozmístění mravenišť. Druh *M. rubra*, který je hostitelem *P. nausithous* se nachází hlavně na okrajových částech v místech stromových porostů, která jsou částečně zastíněná (Jansen et al., 2012).

2. 6 Vývojový cklus

P. nausithous a *P. teleius* patří do skupiny univoltinních motýlů, tedy motýlů vytvářejících jednu generaci za rok. Páření probíhá od července do srpna (Thomas et al., 1998a). Délka ovipozice je 30 až 40 dnů (Thomas et Elmes, 2001). Samice obou druhů kladou vajíčka do květních hlávek své živné rostliny krvavce totenu (*Sanguisorba officinalis*) (Thomas, 1984). Výzkum Figurny et Woyciechowski (1998) dokládá, že samice *P. teleius* a *P. nausithous* upřednostňují ke kladení jinou růstovou fázi hlávky. *P. teleius* volí především mladé květní hlávky, které jsou kratší a tedy blíže k zemi, zatímco modrásek bahenní *P. nausithous* dává přednost starším květním hlávkám, které jsou vyšší, čímž je omezena konkurence, ke které by mohlo docházet při výběru květních hlávek pro kladení (Figurny et Woyciechowski, 1998). Také bylo dokázáno, že samice *P. teleius* se vyznačují nechutí klást vajíčka na květní hlávku krvavce totenu v případě, že živná rostlina již obsahuje nějaká dříve nakladená vajíčka (van Dyck et al., 2000). Dle nejnovějších studií, se předpokládá, že samice při kladení vajíček vylučují odrazující feromony (ODP), které zabezpečí dostatek krmiva pro jejich potomstvo (Sielezniew et al., 2013). Samice *P. teleius* snesou obvykle pouze jediné vajíčko a na různé rostliny během hodiny dokáží snést až 20 vajíček (Sielezniew et al., 2013). Zatímco u *P. nausithous* samice klade až pět vajíček na jednu květní hlávku (Figurny et Woyciechowski, 1998). Při výběru hlávek krvavce totenu pro kladení také závisí na velikosti hlávky. Nejčastěji jsou pro kladení vybírány hlávky střední velikosti přibližně 2,4 cm vysoké. Samice také vyhledávají ke kladení častěji rostliny více rozvětvené, a to dle vlastního pozorování takové, kdy na rostlině je alespoň 6 květních hlávek - strboulů. (Bubová et Vrabc, 2013).

Obr. 12, 13: Kopulace u druhu *P. nausithous* a kladení u *P. teleius* (foto vlastní)



Thomas et al. (1998a) se zabývali výběrem živné rostliny pro kladení vajíček z hlediska závislosti na přítomnosti mravenců druhů *Myrmica* a došli k závěrům, že oba druhy kladou svá vajíčka nezávisle na tom, zda se krvavec vyskytuje v dosahu mravenišť *Myrmica* (srov, též Thomas et Elmes, 2001; Musche et al., 2006). Avšak Wynhoff et al. (2008) naopak dokládají, že samice obou druhů kladou vajíčka častěji na živnou rostlinu v blízkosti mravenců, než na rostlinu bez mravenců též (van Langevelde et Wynhoff 2009). Tato otázka není dosud spolehlivě zodpovězena.

Housenky se v květenstvích krvavce líhnou přibližně za týden (Thomas et al., 1998a). Po vylíhnutí se živí pletivy živné rostliny (Pech et al., 2007). Fytofágně žijí 2 až 4 týdny. V tomto období procházejí rychlým vývojem, ale i přesto v tomto stadiu nabydou housenky pouze 1 % z konečné hmotnosti (Hochberg et al., 1992). Růst housenek neprobíhá plynule, nýbrž stupňovitě, po jednotlivých instarech. Na rostlině dochází u *P. nausithous* a u *P. teleius* k růstu až do 4 instaru (L4) (Wynhoff, 2001). Po dosažení posledního instaru, housenky spadnou na zem a vyčkávají, až je objeví dělnice mravenců *Myrmica* (Thomas et al., 1998a).

Larvy *P. nausithous* a *P. teleius* jsou si značně podobné, a proto je jejich identifikace obtížná. První a druhý instar *P. teleius* (L1 až L2) můžeme rozpoznat podle brv rozmístěných rovnoměrně po celé ploše těla. Jsou ale umístěny nepravidelně a průměrná vzdálenost mezi nimi je přibližně 50–100 μm . Brvy jsou tmavé a mírně prohnuté. Instar L3 je zpravidla podobný předchozím, ale u hlavy nalezneme malé kutikulární záhyby. *P. nausithous* je pokryt ve všech třech instarech brvami mnohem delšími a rovnoměrněji rozmístěnými (Sliwinska et al., 2006). Čtvrtý instar je charakterizován delšími a silnějšími brvami, než u L3 (délka brv je přibližně 300–700 μm). Brvy rostou řídce, ale pravidelně na dorzální straně hrudi a zadečku. Kutikulární záhyb pokrývá asi tři čtvrtiny hlavy a zcela pokrývá spojení mezi hlavou a hrudí. Vzhledem k tomu, že se larvální pokožka rozpíná během růstu v mraveništi, hustota brv se snižuje. Brvy se často během růstu oddělí. Tvar těla je nejprve mírně protáhlý a těsně před kuklením se mění do zakulacenější, soudečkové podoby. Barva je tmavá-dočervena. *P. nausithous* má čtvrtý instar brv delší, housenky jsou v této fázi mnohem menší a tvar těla je kulatější než *P. teleius* (Sliwinska et al., 2006). Housenky se ve čtvrtém instaru, kdy opouštějí svou hostitelskou rostlinu, výrazně liší také v hmotnosti. Průměrná larva *P. nausithous* váží pouze 1,15 mg, zatímco hmotnost *P. teleius* je mnohem vyšší a to až 4,32 mg (New, 1993).

Po dosažení čtvrtého instaru dochází k opuštění živné rostliny a k přenesení housenek *P. nausithous* a *P. teleius* do mravenišť mravenců *Myrmica* (Witek et al., 2010). Před přenesením probíhá tzv. adopční obřad, kdy housenky vylučují směs cukrů a aminokyselin z dorzální Newcomerovy žlázy a svým zkroucením napodobují mravenčí larvy (Beneš et al., 2002).

Chemické látky, které vypouštějí housenky z povrchu těla, čímž napodobují plod hostitelských mravenců, mají klíčovou roli při adopci (Elmes et al., 1991). Ve studii Solazzo et al. (2015) bylo provedeno testování u druhu *P. nausithous* a bylo zjištěno, že látka, která iniciuje přijetí housenek hostitelskými mravenci je tetrakosan (alkan uhlovodíku). Byly provedeny také experimenty, které dokládají, že právě svlečené L4 housenky aktivně vyhledávají mraveniště pomocí feromonových stop mravenčích dělníků (Schroth at Maschwitz, 1984). A tak jsou housenky mravenci *Myrmica* mylně pokládány za mravenčí larvy a přeneseny zpět do mraveniště. Housenky se nemohou rozptýlit více než několik centimetrů od své živné rostliny a hynou, pokud se ocitnou mimo nevelký sběrný dosah (cca 2 metry) mravenců *Myrmica*. Místa vzdálenější od živné rostliny představují fyzické refugium mravenců rodu *Myrmica* (Thomas et al, 1998a). Výživa v mraveništi se odvíjí dle strategie, kterou modrásci využívají (viz. výše). V mraveništi žijí housenky 10 až 22 měsíců (Hochberg et al., 1992; Thomas et al., 1998b; Sliwinska et al., 2006). Během vývoje v mraveništi je růst housenek na podzim přerušen. Teprve až na jaře následuje zvýšení tělesné hmotnosti. Zvýšení hmotnosti nastává těsně před zakuklením housenky. Ke kuklení housenek modrásků dochází v mraveništi (Elmes et Thomas, 1991). Kukla *Phengaris teleius* je zakulacená, krátká, se silnou a matnou pokožkou. Je velmi podobná kukle *Phnegaris nausithous* a proto se od sebe nesnadno odlišují. Těsně před vylíhnutím je možno přes kutikulu kukly spatřit barevnost a kresbu křídel (Sliwinska et al., 2006). Líhnutí probíhá většinou v ranních hodinách, tedy v době, kdy mravenci nejsou příliš aktivní (Čechmánek et Hrabák, 2006). Jedná se především o 7 až 9 hodinu ranní. V této době dojde k prasknutí kukly. Mravenci v blízkosti kukly začnou být rozrušeni a tahají za již uvolněný obal kukly. O několik vteřin později je motýl v mraveništi zcela volný. A během minuty se v rychlosti dostává ven z mraveniště (Elmes et Thomas, 1991). Motýl stoupá a usedá na podklad. Křídla tedy vypíná až po bezpečném opuštění mraveniště (Čechmánek et Hrabák, 2006).

2. 7 Populační charakteristiky modrásků *P. nausithous* a *P. teleius*

U obou druhů modrásků je prokázána mírná protandrie (Thomas et al., 1998a). Poměr pohlaví je vyrovnaný, lehce ve prospěch samic (Nowicki et al., 2005a; b; c; e). Ve studii Kőrösi et al. (2012) byl u druhu *P. nausithous* zjištěn poměr pohlaví ve prospěch samců. Zřejmě vždy záleží na konkrétní letové sezóně, statistické výchylky poměru pohlaví lze předpokládat. Období letové sezóny začíná většinou v červenci, kdy existuje různá variabilita dle regionů (Bátary et al., 2009; Kőrösi et al., 2012; 2014) a počátek letu se liší dle počasí o 1,2 až 3 týdny (Johst et

al., 2006). Období letové sezóny trvá přibližně 4 týdny (Binzenhöfer & Settele 2000). Konkrétní hodnoty délky letové periody uvádí Nowicki et al. (2005c) pro druh *P. nausithous* 23 až 40 dní (Pfeifer et al., 2000) a pro druh *P. teleius* je to od 28 až 48 dní (Nowicki et al., 2005b;d). U modrásků *P. nausithous* a *P. teleius* je zjištěná krátká délka života jedince v porovnání s délkou letové sezóny. Pro oba druhy je udávána délka života 2 až 3 dny (Nowicki et al., 2005a; c; d).

2. 7. 1 Migrace modrásků rodu *Phengaris*

Migrace modrásků *P. nausithous* a *P. teleius* jsou ovlivněny mnoha faktory. Pro pochopení migračních charakteristik byly sledovány průměrné letové vzdálenosti, maximální doletové vzdálenosti, mortalita během migrací, vliv krajinné matrix a kvality stanoviště, působení koridorů, využití okrajových částí, přítomnost živné rostliny a hostitelských mravenců, fragmentace krajiny, to vše v závislosti na pohlaví.

Průměrně v rámci populace u obou druhů dle studií Nowicki et al. (2005a) migruje až 25 % jedinců. Avšak tato hodnota je vysoce variabilní. Procento celkových migrantů variuje dle letové sezóny na různých lokalitách. Nowicki et al. (2005e) uvádí, že nižší procenta migrací (okolo 10 %) jsou charakteristické pro stabilní populace. Podobně Skórka et al. (2013b) dokládá pro *P. teleius* 10 % celkových migrací. Dále Nowicki et al. (2005c) uvádí, že migrace vyšší, než 20 % je ojedinělá. Avšak Hovestadt et al. (2011) zjistili až 40 % migrací u druhu *P. nausithous*, čímž tvrzení Nowicki et al. (2005e, 2007) zpochybňují. To vedlo k potřebě dalšího výzkumu, kdy Nowicki et Vrabc (2011) doložili pro lokalitu Přelouč na základě sedmiletého výzkumu procento celkových migrantů v množství 20-30 % a podali vysvětlení, čím je ovlivněno vyšší procento migrací. V některých letových sezónách dosáhla výše migrací až 55 %, jednalo se o sezóny, kdy metapopulace dosáhla svého maxima. Tímto byl dokázán vliv populační hustoty na migrační schopnost modrásků *P. nausithous* a *P. teleius*.

Co se týče migrační úspěšnosti v závislosti na pohlaví, má se za prokázané, že u obou druhů migrují více samice, než samci (Skórka 2013a,b, Kőrösi et al., 2012). Populace *P. nausithous* a *P. teleius* se vyznačují vyrovnaným poměrem pohlaví (1:1) Migrační úspěšnost samic se týká také delších vzdáleností, které během rozptylu překonají (Kőrösi et al., 2012). Tento fakt byl výrazný hlavně pro druh *P. teleius* ve studii Skórka et al. (2013a), kteří sledovali vztah tělesných proporcí k závislosti na délce migrací a zjistili, že samice jsou sice těžší, ale jejich velikost křídel je větší, čímž vyrovnají negativní vliv tělesné hmotnosti na rozptylové vzdálenosti. Nowicki et Vrabc (2011) dokazují, že při vysoké hustotě populace jsou migrace výhodné zvláště pro samice, protože jim dávají možnost naklást část svých vajíček na plochy s menší

hustotou obydlí, kde má potomstvo mnohem lepší předpoklady k přežití z důvodu nižší vnitrodruhové konkurence. Větší mobilita samic také zaručuje účinnou kolonizaci prázdných ploch (Bergman et Landin, 2002).

Několik studií prokázalo vyšší migrační úspěšnost z hlediska průměrné délky migrací pro druh *P. teleius* (přehled udává Nowicki et al., 2005c, e, nově Kőrösi et al., 2012, Skórka et al. 2013a). Avšak v souhrnné studii, která se týkala vlivu krajiny na délky migrací na šesti rozdílných lokalitách, uvádějí Nowicki et al. (2014), že druh *P. nausithous* se ukázal více mobilní a byly zjištěny delší maximální vzdálenosti během migrací, potvrdili v této souvislosti dřívější výsledek (Nowicki et Vrabc 2011).

Mortalita během migrací je ovlivněna řadou faktorů, hlavní je pak tvar krajiny. U studovaných druhů byla prokázána nízká migrační úmrtnost. Nowicki et Vrabc (2011) uvádějí pro druh *P. nausithous* 12% mortalitu během disperzí a pro druh *P. teleius* je to 28 %, u řady studovaných sezón v této publikaci byla zjištěna i nulová mortalita. Úmrtnost během migrací je u motýlů obecně nízká a podobná pro obě pohlaví (Petit et al., 2001, Matter 2006, Rabasa et al., 2007, Fric et al., 2010a). Významný vliv krajiny na mortalitu v průběhu migrací prokázali Nowicki et al. (2014), který zjistil velmi nízkou úmrtnost pro otevřenou krajinu, která byla u druhu *P. nausithous* 5% a u *P. teleius* 8%, na rozdíl od toho v zalesněné krajině byla úmrtnost mnohonásobně vyšší a u *P. nausithous* dosáhla až 43 % a pro *P. teleius* to bylo 28 %.

Sledování průměrné vzdálenosti, kterou jsou modrásci schopni překonat během migrací je důležité pro pochopení, jakým způsobem vnímají krajinu. Tato informace je jednou ze zásadních pro vytváření vhodného managementu a tvarování krajiny, tím způsobem, aby migrace byly podpořeny a byla udržena zdravá a životaschopná populace. Ohledně průměrné délky migrací *P. nausithous* a *P. teleius* poskytují souhrnné informace Nowicki et al. (2005c), kde uvádí pro dané letové sezóny v jižním Polsku v roce 2002 pro druh *P. nausithous* a stejně pro druh *P. teleius* průměrnou délku migrační vzdálenosti 80-300 m (Nowicki et al., 2005a), dále pak v práci Nowicki et al., (2005e) pro stejnou lokalitu v roce 2003 pro *P. nausithous* průměrně 100–200 m a u *P. teleius* 100–350 m překonané vzdálenosti během migrací. Podobné průměrné délky migračních letů uvádí Binzenhöfer et Settele (2000) v severním Steigerwaldu pro *P. nausithous* 100–400 m a pro *P. teleius* 200–400 m. Při dlouholetém monitoringu Nowicki et Vrabc (2011) v Přelouči byly zjištěny průměrně pro letové sezóny 2004–2010 délky migrací u *P. nausithous* 150–270 m a u *P. teleius* 80–220 m. Poměrně nízké hodnoty migračních vzdáleností uvádí pro západní Maďarsko Kőrösi et al. (2012) pro oba druhy modrásků, kdy pro *P. nausithous* je to 58–68 m a pro *P. teleius* 52–71 m. S tímto souhlasí studie Skórka et al. (2013a) v jižním Polsku, kdy průměrné migrace pro oba druhy uvádějí méně, než 40 m. Tato

práce zjišťovala souvislost migrací s tělesnou velikostí, či délkou křídel. Avšak stejný autor v dřívější publikaci Skórka et al. (2005) udává pro *P. nausithous* 602 m a pro *P. teleius* 706 m. Také Zakšek et al. (2005) zmiňují, že samci obou druhů běžně překonávají 500-600 m, avšak maximální hodnota přeletu samice *P. teleius* byla pouze 279 m, přičemž přelet samice *P. nausithous* nebyl pozorován. Vyšší hodnoty průměrných délek migračních vzdáleností udává Hovestadt et al. (2005) v severním Bavorsku, kdy pro *P. nausithous* byla průměrná disperzní vzdálenost 420 m a u *P. teleius* se blížila 500 m, podobně Hovestadt et al. (2011) u *P. nausithous* uvádí průměrnou délku migrací až 600 m, avšak medián přeletů činil 390 m. Nejnovější poznatky o průměrných vzdálenostech, které vykonají modrásci, jsou doloženy v publikaci Nowicki et al. (2014), která zjišťovala působení nehostinné matrix na délky migrací. A vypovídá o tom, že průměrné rozptylové vzdálenosti jsou v zalesněných krajinách několikrát vyšší, než v krajinách otevřených. Podrobněji se publikaci budu věnovat při zdůraznění vlivu krajinné matrix na migrační chování. Bylo tedy jasně doloženo, že průměrná délka migrací se pro oba druhy modrásků (*P. nausithous* a *teleius*) pohybuje v otevřené krajině od 100–200 m a v zalesněné krajině je to průměrně 500–1500 m.

Neméně důležité je také sledování maximálních (tj. rekordních) doletových vzdáleností, což souvisí podobně, jak tomu bylo u průměrných délek migrací s možností vytvoření vhodných podmínek pro vyšší disperzní úspěšnost u modrásků. Publikace Wynhoff (2001) poskytuje základní informace o migracích modrásků a jako maximální doletové vzdálenosti udává 3000 m. Podobné hodnoty maximálních doletových vzdáleností uvádí i Binzenhöfer et Settele (2000) a to pro druh *P. nausithous* 5,1 km a pro *P. teleius* 2,4 km. Dále Zakšek et al. (2005) pro oba druhy udává maximální disperzní délku 2,5 km a podle Nowicki et al. (2005a) nepřesáhne vzdálenost disperzí 5,7 km. Avšak Hovestadt et al. (2011) zjistili pro druh *P. nausithous* nejdelší migraci dokonce 5,8 km, ale průměrně se maximální migrace pohybovaly okolo 3,8 km. Zatím velmi nízké maximální doletové vzdálenosti zjistili Skórka et al. (2013a) v jižním Polsku, kde maximální disperze byla u druhu *P. nausithous* 515 m a u *P. teleius* 423 m. A také Kőrösi et al. (2012) uvádějí u *P. nausithous* maximální migraci pouze 190 m a u *P. teleius* překonali jen dva jedinci vzdálenost mírně vyšší, než 200 m. V již citované publikaci Nowicki et al. (2014) jsou uvedeny maximální rozptylové vzdálenosti pro otevřenou krajinu a to u *P. nausithous* činí 1,07 km a u *P. teleius* 0,96 km, zatímco v zalesněné krajině byly zjištěny značně vyšší hodnoty migračních vzdáleností pro *P. nausithous* to bylo 5,03 km a pro *P. teleius* 2,94 km. Tyto výsledky jasně ukazují na fakt, že vzhled krajiny významně ovlivňuje migrační schopnosti dvou modrásků rodu *Phengaris*.

Míra a úspěšnost migrací v populaci modrásků je dána především prostorovou konfigurací a kvalitou jednotlivých ploch (Clarke et al., 1997, Rabasa et al., 2007, Fric et al., 2010a, Nowicki et al., 2014). Významným ukazatelem z hlediska kvality plochy je její velikost (Matter et al., 2005; Schtickzelle et al., 2006) a to především tak, že motýli pravděpodobněji opustí malou plochu, než plochu velkou (Wahlberg et al., 2002). Také je velmi důležitá i vzdálenost mezi jednotlivými plochami. Většina migrací je vykonána na kratší vzdálenosti a na plochy, které jsou blízko u sebe (Hovestadt et al., 2011). Je zapotřebí, aby maximální vzdálenosti mezi jednotlivými plochami byly ideálně okolo 100–300 metrů (Skórka et al., 2013b). Velice významný je pak samostatný vzhled krajiny, čímž je myšleno rozdělení krajinné matrix na vhodné a nevhodné plochy, které dohromady vytváří pestrou síť krajinné mozaiky (Nowicki et al., 2014). V případě modrásků *P. nausithous* a *P. teleius*, kteří jsou typicky lučnými motýly lze zásadní rozdíl očekávat při migracích v zalesněné a otevřené krajině (Roland et al., 2000, Ricketts, 2001). Při rozptylu v lesním prostředí čelí modrásci řadě odlišných aspektů, než je tomu v otevřené krajině. Největší rozdíl je v nepřítomnosti slunečního světla a jejich živné rostliny. Některé jedince tyto faktory odradí, ale během rozšíření v zalesněné krajině dochází k ovlivnění letové aktivity migrantů (Dreisig, 1995). Ovlivnění hlavních disperzních parametrů v otevřené a zalesněné krajině prokázali Nowicki et al. (2014). Míra migrací, průměrná disperzní vzdálenost a mortalita během migrací se jasně odlišovaly mezi otevřenou a zalesněnou krajinou. Výsledky naznačují, že nehostinné lesní plochy snižují míru migrací (Nowicki et al., 2014). Na síle migračních schopností se významně podílí také průletové koridory (Schtickzelle et Baguette, 2003), dále pak také způsob, jakým využívají druhy *P. nausithous* a *P. teleius* okrajové části či vnitřní plochy luk (Nowicki et al., 2013). Při rozptylu v krajině dává druh *P. nausithous* přednost plochám, které obsahují lesní okraje, zatímco druh *P. teleius* vyhledává otevřenější krajiny a vyskytuje se hlavně uvnitř luk (Bátary et al., 2009, Kőrösi et al., 2012, Jansen et al., 2012, Nowicki et al., 2013). Důležitou roli při migracích hrají také lineární prvky v krajině (Morón et al., 2014), čímž chápeme například okraje železničních tratí, které mohou působit jako rozptylové koridory, které se nacházejí mezi jednotlivými plochami a usnadňují motýlům migraci z hlediska možného odpočinku (Dennis et al., 2013; Slade et al., 2013).

Diskutovaným faktorem, který pravděpodobně působí na výběr plochy při migracích modrásků je přítomnost živné rostliny a mravenců rodu *Myrmica*. V základní studii Thomas et Elmes (2001) bylo zjištěno, že samice vybírají plochu náhodně, bez ohledu na přítomnost hostitelských druhů mravenců. Ke stejným závěrům došli také Musche et al. (2006) u druhu *P. nausithous*. Avšak jiné studie naznačují, že oba druhy modrásků vybírají vhodnou plochu právě

kvůli přítomnosti dvou zdrojů, které jsou nezbytné pro jejich vývoj (van Dyck et al., 2000). Předněji pak samice kladou svá vajíčka na rostliny, které jsou v blízkosti hnízda hostitelských mravenců (Wynhoff et al., 2008, van Langevelde et Wynhoff 2009).

Jedním ze současných problémů, který působí na snížení míry migrací a způsobuje kritické ohrožení modrásků, je izolovanost krajiny. Fragmentace stanovišť je jednou z hlavních příčin ohroženosti motýlů (Krauss et al., 2005). Ve fragmentované krajině jsou populace druhů rozmístěné na oddělených stanovištích vhodného prostředí obklopené více či méně nepříznivým krajinným matrix (Petit et al., 2001). Vzdálenosti se zvyšují, plochy se stávají izolovanější a počet emigrací a imigrací klesá (Hanski, 1998; Schtickzelle et Baguette, 2003; Matter et al., 2005; van Langevelde et Wynhoff, 2009). Izolace metapopulace vylučuje jakýkoliv příliv emigrantů (zároveň jejich genů), tím dochází ke snížení míry schopnosti přežít. Obecně fragmentace biotopů způsobuje vážné dopady na vnitrodruhovou variabilitu populací a tak hraje klíčovou roli v ochraně modrásků (Hovestadt et al., 2011, Boneli et al., 2013, Habel et al., 2015).

V neposlední řadě významně ovlivňuje migrace vhodný management (Hanski, 1998) a zřejmě i načasování lučních zákroků na pozemku (Morris, 2000).

2. 8 Management lučních porostů

Na loukách a otevřených travních porostech, které jsou bohaté na rostliny, je závislá většina druhů evropských motýlů (van Swaay, 2002; Jansen, 2012). Způsob obhospodařování těchto porostů je jedním ze základních faktorů, který působí na denzitu populací motýlů (Wallis de Vries et al., 2007; D'Aniello, 2011). Během posledního desetiletí došlo ke změnám v obhospodařování.

Louky jsou intenzivně využívány. Vlivem intenzifikace zemědělství a opouštění od tradičních typů využití půdy dochází ke snížení biologické rozmanitosti (Kruess, 2002; Benton 2003; Saarinen et Jantunen, 2005; Young et al., 2005; Kőrösi et al., 2014;). Intenzifikace zvyšuje fragmentaci, která je považována za hlavní hrozbu snížení počtu druhů motýlů (Krauss et al., 2005; Poyry, 2007). Avšak úplné opuštění zemědělských zákroků na loukách vede k nástupu sukcese (Hula et al., 2004; Skórka 2007).

2. 8. 1 Přehled historického vývoje krajiny z hlediska managementu

2. 8. 1. 1 Původní obhospodařování a nástup tradičního zemědělství

Důležitou roli v historii a zásadní význam měla pastva velkých býložravců specializovaných na bylinnou vegetaci, zajišťovala velmi různorodý disturbanční režim a přírodu tak udržovala ve

stavu neustálé změny. Byla charakteristická tím, že probíhala nepřetržitě, v malých úsecích, kde se na několika metrech střídala různá zvířata (Morris 2000; Saarinen et Jantunen 2005; Öckinger et al. 2006; Rösch et al. 2013; Jirků 2015) Tato tradiční pastva velkých býložravců měla vliv na vyšší druhovou bohatost rostlin a různorodou výšku vegetace. Pozitivně působil také sešlap a přirozené hnojení půdy. V neposlední řadě pastva zvířat bránila v růstu lesa (Konvička et al. 2005; Krauss et al. 2005; Pöyry et al. 2005; Stefanescu et al. 2009). Obecně lze říci, že velcí býložravci mají resp. v Evropě spíše měli významný vliv na vysokou biologickou rozmanitost hmyzu (van Klink et al. 2015). Z hlediska historické pastvy je důležité také zmínit již v současné době vyhynulé velké spásáče, kterými byli v Evropě pratur, zubr evropský a divoký kůň (Bakker et al. 2004; van Klink et al. 2015; Jirků, 2015). Jejich činnost je téměř nemožné nahradit konvenčním managementem. V současnosti existují v Evropě programy s koňovitými a velkými tury, které přinášejí velmi pozitivní výsledky na zvýšení biologické rozmanitosti nejen motýlů (Jirků, 2015). Jmenované velké spásáče na loukách nahradil domácí dobytek.

Pro zemědělství minulého století bylo charakteristické extenzivní využívání půdy. Zemědělství drobných vlastníků půdy a jejich technické možnosti a prostředky udržovaly různorodou mozaiku květnatých luk, extenzivně pasených strání, polních cest a mezí, které byly koseny v různých termínech (Balmer et Erhardt 2000; Morris 2000; Konvička et al. 2005; Uchida et Ushimaru 2015). Lesní plochy, které jsou druhým nejdůležitějším biotopem pro motýly (Warren et Bourn 2011), byly tradičně prořezávány, čímž bylo dosaženo dostatečného počtu slunných míst (Kodandaramaiah et al. 2012; Fartmann et al. 2013; Slámová et al. 2013). Nejednalo se o cílený management ze strany zemědělců, ale o nemožnost pokosení stovky hektarů v jednom termínu (Konvička et al. 2005; Henle et al. 2008). Nástup moderních strojů v minulém století byl počátkem éry intenzivního zemědělství (Young et al. 2005; Wrbka et al. 2008; Kőrösi et al. 2014). Původní extenzivní pastva a tradiční přepásání domácího dobytka byly na konci minulého století změnou zemědělské politiky nahrazeny velkoplošnou intenzivní pastvou (Konvička et al. 2005; Kleijn et al. 2009; Čizek et al. 2012). Byly zvýšeny stavy a pastva krav oproti pastvě koní, ovcí a koz (van Klink et al. 2015), došlo ke snížení rostlinné bohatosti (Rösch et al. 2013; Uchida et Ushimaru 2015) a snížení biologické rozmanitosti motýlů (Dover et al. 2010; Horák et al. 2013; Loos et al. 2014). Pro zmírnění dopadů intenzivní pastvy je navrhován návrat tradiční pastvy, zavedení pastvy rotační, zaměření se na udržitelné pastevní systémy (Fonderflick et al. 2014), výběr vhodného druhu pasených zvířat (podpora vyšší pastvy koní a koz) a určení nejvhodnější doby pastvy pro jednotlivé druhy motýlů (Pöyry

et al. 2006; Wallis De Vries et al. 2007; Čizek et al. 2012; Van Noordwijk et al. 2012; Johst et al. 2015).

2. 8. 1. 2 Intenzivní zemědělství a současná Evropská politika ochrany motýlů

Změna zemědělské politiky a využívání půdy byla spojena se zvýšením používání hnojiv a pesticidů, zavedením systémů zavlažování, meliorace a moderních strojů (Wätzold et al. 2008; Kleijn et al. 2009; Čizek et al. 2012). Tyto faktory vedou k tomu, že úrodné půdy jsou v současnosti intenzivně využívány nebo naopak méně úrodné jsou opouštěny, což způsobilo nejvýznamnější ztrátu biologické rozmanitosti (Dover et al. 2010; Horák et al. 2013; Loos et al. 2014; Uchida et Ushimaru 2015). Od roku 1990 se populace motýlů snížila o 70 % (EEA, 2011). Pro jejich záchranu mnoho zemí EU ustanovilo rozsáhlá území přírodními rezervacemi či národnímu parky. Byly vydány směrnice na vytvoření sítě lokalit NATURA 2000. Přesto však početnost motýlů závratně klesá (Henle et al. 2008; Warren et Bourn 2011). Jeden z nejdůležitějších nástrojů EU pro snížení negativních dopadů zemědělství jsou agroenvironmentální programy (AES). Ty vyplácejí zemědělcům dotace za udržování krajiny, aplikaci vhodného managementu a podporu tradičního způsobu využívání krajiny (Konvička et al. 2005; Wätzold et al. 2008; Wrba et al. 2008). Tomuto cíli byla uzpůsobena také Společná zemědělská politika (Common Agricultural Policy) (CAP), která byla reformována. V současnosti je zaměřena na maximální soulad mezi produkcí potravin a podporou biologické rozmanitosti (Henle et al. 2008; Wrba et al. 2008; EEA, 2011). Existují další Evropské směrnice pro ochranu přírody například Convention on biodiversity (CBD) nebo dokument The EU Biodiversity Strategy to 2020, který shrnuje 6 cílů zaměřených na rozvoj biologické rozmanitosti, kterých by mělo být dosaženo do roku 2020 (Schmeller et al. 2009; EEA, 2011; Maes et al. 2013). Základem veškeré podpory pro zvýšení biologické rozmanitosti motýlů je propojení práce zemědělců a ochranářů. Není možné tradičně ošetřovat všechny lokality s výskytem motýlů, ale je potřebné se zaměřit na prioritní oblasti, podporovat komplexní monitoring a působit na zemědělskou politiku (Schmeller et al. 2009; van Swaay et al. 2010; EEA 2011; Warren et Bourn 2011; Diffendorfer et al. 2014).

2. 8. 1. 3 Aplikované typy managementů

Aktivní ochrana daných druhů motýlů spočívá v pochopení jejich požadavků a nároků, jako jsou hlavní potřebné zdroje a rozložení těchto zdrojů (Dennis et al., 2006; Jansen, 2012). S přihlédnutím na požadavky motýlů lze obecně aplikované managementy dělit na vhodné a nevhodné (Bubová et al., 2015). Mezi vhodné způsoby ošetření pozemků, které podporují populační rozvoj u motýlů, je možné zařadit: rotační seč (Saarinen et Jantunen 2005; Farruggia

et al. 2012), extenzivní pastvu (Morris 2000; Pöyry et al. 2006), sešlap (Kruess et Tschardtke 2002), občasný výpal (McIver & Macke 2014), dočasné ponechání pozemku ladem (Skórka et al. 2007; Schirmel et Fartmann 2014) a údržbu řídkých lesních porostů, keřů a pasek u lesních druhů motýlů (Kodandaramaiah et al. 2012; Slámová et al., 2013). Mezi nevhodné zásahy, které způsobují početní snížení motýlů patří: zalesňování (Cassel et al. 2008; Augenstein et al. 2012), odvodňování hlavně lučních ploch (Kati et al. 2012), intenzivní zemědělství z hlediska využívání pozemků (Pöyry 2007) a intenzivní lesnictví, které snižuje množství vhodných ploch pro lesní motýly (Slámová et al., 2013).

2. 9 Management pro modrásky

2. 9.1 Charakteristika biotopů *P. nausithous* a *P. teleius*

Typickým biotopem jsou vlhké krvavcové louky se zachovalým vodním režimem. Jsou to spíše podhorské oblasti, kde tyto motýly preferují slunná stanoviště chráněná před větrem. Modrásci *P. nausithous* a *P. teleius* jsou hygrofilní. Beneš et al. (2002) charakterizuje biotop jako louky a mokřady, které jsou nezávislé na pastvě. Vhodné stanoviště je charakterizováno dostupností živné rostliny (*Sanguisorba officinalis*) a mravenců *Myrmica* (Elmes et Thomas, 1992; Wynhoff, 1998; Nowicki et al., 2007). Sympatricky žijící druhy *Phengaris teleius* a *Phengaris nausithous* se často vyskytují na stejných stanovištích, a proto jsou jejich požadavky a nároky na stanoviště velmi podobné (Dierks et Fischer, 2009). Existují však určité rozdíly, mezi tím, jakým způsobem tyto druhy motýlů využívají krajinu. Každý z nich klade vajíčka na rostliny, jejichž poupata se nacházejí výhradně v určité fenologické fázi (Thomas et Elmes, 2001). Dle studií Kőrösi et al. (2012) *P. nausithous* využívá především zalesněné okraje luk, zatímco *P. teleius* nevykazuje žádné preference pro tyto zalesněné okraje. *P. teleius* tedy upřednostňuje hlavně vnitřní oblasti luk (Batáry et al., 2009). Zajímavým poznatkem je také, schopnost přežití *P. nausithous* na jediné izolované louce, zatímco *P. teleius* vyžaduje systém propojený, takzvanými průletovými koridory (Nowicki et al., 2007). Studie Dierks et Fischer (2009) poukazují na celkově vyšší náročnost druhu *P. teleius* ohledně využívání krajiny. Ať už se jedná o vyšší nároky, které jsou u tohoto druhu kladeny na výskyt hostitelské rostliny, či rozšíření mravenišť mravenců *Myrmica*. Kdy při poklesu hustoty osídlení mravenišť jsou populace *P. teleius* náchylné k poklesu genetické proměnlivosti (Figurny et al., 2000; Bereczki et al., 2015). Výzkumy, které se zabývaly reintrodukcí *P. teleius* a *P. nausithous* v Nizozemí také dokazují nižší schopnost osídlování stanovišť druhem *P. teleius* (Wynhoff, 1998). U jednotlivých ploch tedy velmi záleží na jejich velikosti a tvaru (Nowicki et al., 2007). Udržení populací motýlů je

tedy závislé především na uspořádání biotopů a také ploch i přesto, že motýli mají určitou schopnost přeletu po oblasti (Clarke et al., 1997).

2. 9. 2 Nastavení managementu pro modrásky

Pro výběr a nastavení vhodného managementu luk pro modrásky je zapotřebí sledování mnoha faktorů, které ovlivňují schopnost přežití a velikost populace (van Langevelde et al., 2009). Důležité je zapojení pestré sítě lučních porostů a také okrajových části pozemků (Hanski et al., 1994; Nowicki et al., 2013). Tato opatření snižují fragmentaci a prospívají hustému metapopulačnímu systému (Nowicki et al., 2014). Nezbytné je správné načasování provedení a množství úprav na loukách modrásků. Nejvhodnější je kosit louky jednou ročně, možné je také jednou za dva až tři roky (Johst et al., 2006; Novák et al., 2007; Vrabec et al., 2008). Kosení dvakrát do roka má dle Dierks et al. (2009) negativní dopad na modrásky. Louky kosíme z pravidla v květnu či v září (Beneš et al., 2002; Konvička et al., 2005). Optimální období kosení pro *P. teleius* je dle Kőrösi et al. (2014) září. Kosení uprostřed letové sezóny je nevhodné a působí přímo skrze ničení vajíček a larvální mortalitu a nepřímo u dospělých motýlů prostřednictvím ztráty zdroje nektaru a možností kladení vajíček na živné rostlině (Johst et al., 2006; Dover 2010). Proto je důležité provést první kosení dostatečně včas, aby došlo k obnovení živné rostliny před počátkem letové sezóny (Dierks, 2009). Správné načasování kosení působí také na hostitelské mravence (Wynhoff et al., 2011; Kőrösi et al., 2014). Kosení v druhé polovině září a později dle Grill et al. (2008) zvyšuje hojnost mravenců *Myrmica* na loukách. Pro louky modrásků je doporučována mozaikovitá seč (Beneš et al., 2002; Konvička et al., 2005). Tento způsob kosení nahrazuje tradiční zemědělství (Pöyry, 2007). V tomto případě jsou ponechány dlouhé nekosené porosty, tak porosty krátké a kosené v různé době (Morris 2000; Saarinen et Jantunen, 2005; Farruggia et al., 2012). Nevhodné je ponechání luk bez managementu. Dochází k nástupu pozdějších sukcesních stadií, tedy zarůstání pozemků keři a následně stromy (Provoost., 2009; Schirmel et Fartmann, 2014).

3 Vědecké hypotézy a cíle práce

Cílem je aplikovaný výzkum směřující ke kompromisnímu řešení obhospodařování luk, tak aby byla zachována možnost jejich zemědělského využití a přesto bylo umožněno přežití vzácných lučních organismů. Bude otestována možnost řízeného vyvolání migrace imag motýlů a jejího využití při managementu lučních porostů.

Hypotézy:

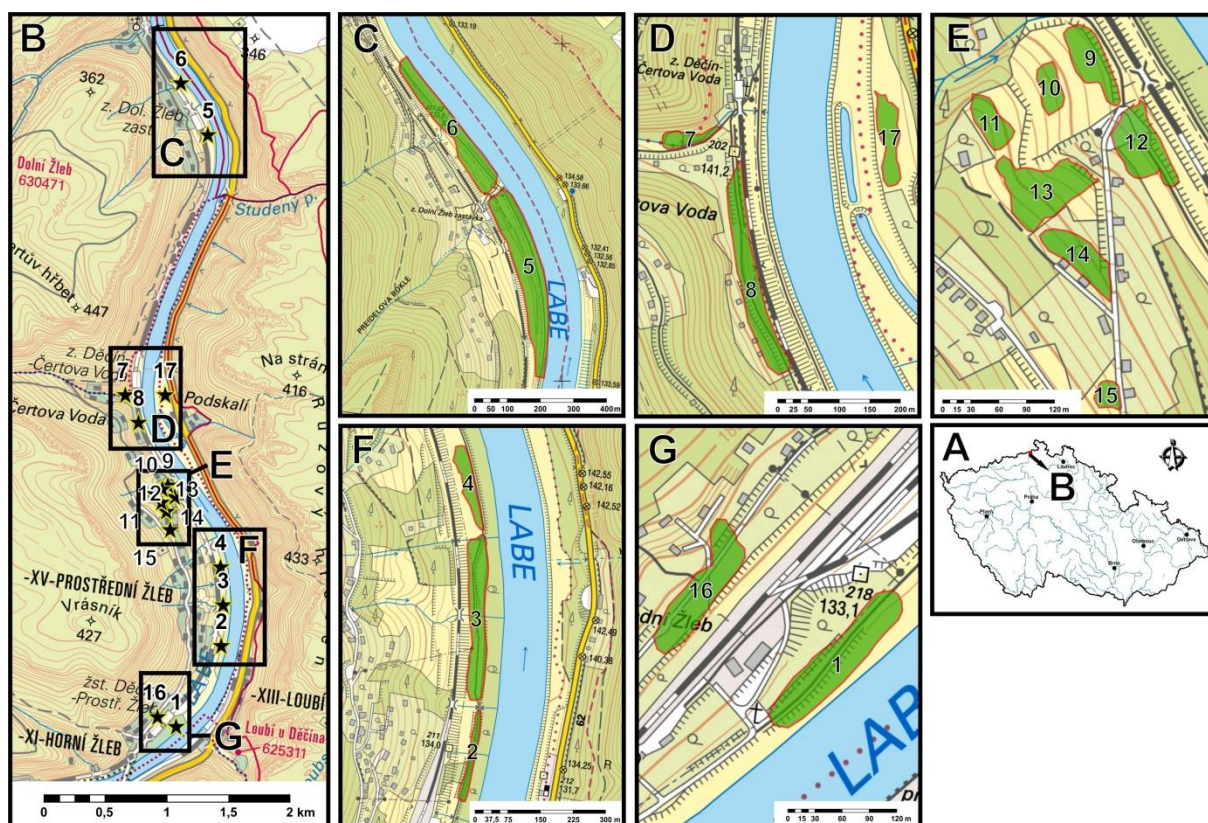
- 1 Ztráta zdrojů po pokosení louky zvyšuje migrační aktivitu přítomných imag motýlů
- 2 Vhodným načasováním seče lze uměle vyvolat migrační aktivitu (vhodné při snahách o přesídlení populace)
- 3 Při uměle vyvolané migraci jsou primárně kolonizovány nejbližší dostupné plochy (bez rozdílu úrovně dostupných zdrojů podle pravděpodobné doletové vzdálenosti)

4 Materiál a metody

Výzkum vlivu lučního managementu na migrační chování dvou druhů motýlů rodu *Phengaris* probíhal na území CHKO Labské pískovce v oblasti Dolního Labe v blízkosti města Děčín (souřadnice zhruba na střed území jsou 50°48'56"N/14°13'14"E, čtyřúhelník faunistického mapování 5151). Tuto oblast tvoří z největší části křídové druhohorní sedimenty. K základním tvarům území patří údolí tvaru soutěsek a kaňonů, obklopené věžemi a masivy místy tvořícími skalní města. Důvodem k vyhlášení CHKO v této oblasti byla ochrana krajinného reliéfu, ovlivňujícího i výskyt vzácných druhů rostlin a živočichů (AOPK.cz). Pro výzkum a zásahy do vývojového cyklu modrásků je na této lokalitě udělena výjimka „Výzkum a monitoring druhů rodu *Maculinea* (*Phengaris*) a mravenců rodu *Formica* na území CHKO Labské pískovce“ z ochranných podmínek dle zákona 114/1992 Sb (10131/LP/2012/AOPK). Studie modrásků *Phengaris nausithous* a *Phengaris teleius* zde probíhá již od roku 2008, experimenty v souvislosti s touto prací pak byly zahájeny v roce 2013. Nespornou výhodou je znalost dané lokality a také získaná a zpracovaná data. V předchozích letech byly zpracovány především populační parametry. Byla zjišťována hustota celkové populace, počty jedinců v koloniích a poměry samců a samic a následně i migrační schopnosti obou druhů.

V roce 2008 bylo sledováno šest stanovišť (patch), pro naše účely označovaných jako „plochy“. V letech 2009 a 2010 byly do pozorování zahrnuty další plochy s výskytem *P. nausithous* a *P. teleius*. V těchto letech probíhal monitoring na šestnácti plochách. V roce 2011 byla přidána další plocha pro pozorování. Celkově je tedy v současné době monitorováno sedmnáct ploch. Většina ploch se táhne podél Labe v okolí komunikace, která spojuje Děčín s Dolním Žlebem v úseku přibližně šesti kilometrů. Velikost ploch se pohybuje od 140 m² do 19 084 m². Maximální vzdálenost mezi loukami je 5,21 km. Plocha sedmnáct se jako jediná nachází na protějším břehu řeky Labe v blízkosti vesnice Podskalí a hlavní komunikace směřující do Hřenska.

Obr. 14: Zkoumaná lokalita Dolní Labe s vyznačením sledovaných ploch (Bubová et al., 2016a)



4. 1 Popis jednotlivých ploch

Vzhled ploch se v jednotlivých letových sezónách liší, v popisu je uveden současný stav ploch. Tabulka pod popisem ploch shrnuje manažetové zásahy v letových sezónách 2013–2015 na lokalitě Dolní Labe.

Plocha 1: Prostřední Žleb - zpustlý sad na protější straně cyklostezky, říční kilometr zhruba 97,6. Krvavec řídice a izolovaně ve shlucích. Louka v blízkosti Labe – kravavec toten velmi ojedinele, převažuje zárůst kopřivami. Průměrná nadmořská výška: 135 m n. m. GPS souřadnice na střed plochy: 50°47'603"N/14°13'946"E.

Plocha 2: Prostřední Žleb – velmi malá ploška na říčním kilometru 98,5. Krvavec zde zcela vymizel z důvodu zásrůstání maliním. Ve spolupráci s ŘVC byla plocha na podzim roku 2015 celoplošně zmulčována a byl nastaven plán její údržby do dalších let. Průměrná nadmořská výška: 135 m n. m. GPS souřadnice na střed plochy: 50°47'901"N/14°14'118"E.

Plocha 3: Prostřední Žleb – deprese vpravo od cesty směrem po proudu u říčního kilometru 99. Louka pravidelně kosena alespoň jednou za rok, ve většině případu rotační sečí na jaře. Krvavec v současnosti velmi hojný. Průměrná nadmořská výška: 128 m n. m. GPS souřadnice na střed plochy: 50°48'216"N/14°14'084"E.

Plocha 4: Prostřední Žleb – území navazující na plochu 3, ale vymezené cestou a tratí - vlevo od cesty a dál po proudu až asi k říčnímu kilometru 99,4. Situace s kosením je obdobná jako u plochy č. 3. V letech 2013–2015 byla tato louka v rámci experimentu disertační práce pokosena vždy uprostřed letové sezóny modrásků. Krvavec toten je na louce velmi hojný. Průměrná nadmořská výška: 125 m n. m. GPS souřadnice na střed plochy: 50°48'288"N/14°14'028"E.

Plocha 5: Dolní Žleb – louka pod osadou od říčního kilometru 102,7 po asi 103,3 k silničce odbočující pod trať. Krvavec velmi hojný, osídlení motýly však slabé. Louka je kosena v nevhodných termínech a nevhodným způsobem (soukromý majitel). V minulosti zorána či vypálena. Průměrná nadmořská výška: 120 m n. m. GPS souřadnice na střed plochy: 50°50'038"N/14°13'576"E.

Plocha 6: Dolní Žleb – pokračování stanoviště 5 za silničkou, louka pod osadou od říčního kilometru 103,3 po asi 103,5 tj. po hřiště a kousek za něj směrem k přivozu. Krvavec obdobně jako na ploše 5. Kosení zde probíhá v nevhodném termínu (soukromý majitel). Modrásci i přesto ve všech letových sezónách velmi hojní. Průměrná nadmořská výška: 128 m n. m. GPS souřadnice na střed plochy: 50°50'346"N/14°13'286"E.

Plocha 7: Čertova Voda. Plocha jde k severovýchodu otevřené zahrádky ve stráni v údolí potoka západně od železniční zastávky. Vzhledem k tomu, že jde o soukromé pozemky, které jsou oploceny, je možno provádět monitoring pouze před a v těsném okolí plotu. Přibližně na konci letové sezóny bývá pravidelně pokosena. Osídlení krvavcem a motýly nízké. Průměrná nadmořská výška: 116 m n. m. GPS souřadnice na střed plochy: 50°48'963"N/14°13'205"E.

Plocha 8: Mez u silnice nad tratí a zahrádky domů a chat, které se zde nalézají. Výskyt krvavce ohniskový, v některých místech hojný. Udržováno kosením, často v nevhodnou dobu (soukromé pozemky). Osídlení krvavcem a motýly nízké. Průměrná nadmořská výška: 126 m n. m. GPS souřadnice na střed plochy: 50°48'866"N/14°13'333"E.

Plocha 9: Okraj cesty pod ulicí V Dolině. Plocha neudržována, krvavec zde ojediněle, avšak ostrůvky na okraji plochy jsou osídlené hojně motýly. Průměrná nadmořská výška: 135 m n. m. GPS souřadnice na střed plochy: 50°48'579"N/14°13'625"E.

Plocha 10: Louky výše ve stráni v bývalém sadu mezi ovocnými dřevinami nad plochou 9. Od plochy 9 odděleny pásem břízy a vysazeným mladým smrkovým porostem. Velmi málo kvetoucích krvavců a motýlů. Průměrná nadmořská výška: 150 m n. m. GPS souřadnice na střed plochy: 50°48'565"N/14°13'575"E.

Plocha 11: Nejvýše položená louka nad plochami 9 a 10, od těchto oddělena pásem vzrostlého lesního porostu. Minimální výskyt krvavce, několik málo rostlin pouze v cípu mezi lesem a

zahradou. Velmi bohatý výskyt nektarodárných rostlin využívaných modrásky (*Vicia* sp.). Průměrná nadmořská výška: 170 m n. m. GPS souřadnice na střed plochy: 50°48'561"N/14°13'529"E.

Plocha 12: Jde o stanoviště s několika málo rostlinami krvavce vedle hřiště nad tratí pod ulicí V Dolině. Význam místa pro celkovou populaci modrásků *Phengaris* je malý, spíše se uplatňuje jako tzv. stepping stone. Louka je kosena několikrát za sezónu v nevhodném termínu. Průměrná nadmořská výška: 145 m n. m. GPS souřadnice na střed plochy: 50°48'534"N/14°13'695"E.

Plocha 13: Louka položená vysoko nad ulicí V Dolině. Plocha hraničí s Plochou 11, od které je oddělena pásem křovin podél spádnice. Krvavec toten a teké osídlení plochy motýly je hojně. Průměrná nadmořská výška: 172 m n. m. GPS souřadnice na střed plochy: 50°48'528"N/14°13'537"E.

Plocha 14: Oplocené i neoplocené okolí domů a zahrádky v okolí ulice V Dolině, níže pod odbočkou doleva k ploše 13 při sjezdu směrem dolů. Vysoká hustota krvavce. Tato plocha není udržována (soukromý pozemek), velmi zřídka jsou pokoseny pouze okraje a dochází k celkovému zárůstu hlavně maliníkem. Průměrná nadmořská výška: 172 m n. m. GPS souřadnice na střed plochy: 50°48'464"N/14°13'658"E.

Plocha 15: Neoplocený pozemek trojúhelníkového tvaru nad odbočkou k ploše 13 vlevo v ulici V Dolině. Vysoká hustota krvavce i motýlů, avšak v posledních letech se snižuje počet krvavce a převažuje maliník. Průměrná nadmořská výška: 188 m n. m. GPS souřadnice na střed plochy: 50°48'410"N/14°13'653"E.

Plocha 16: Plocha 16 je nad plochou 1, od které je oddělena tratí a železniční zastávkou. Jde o bývalé i současné sady či zahrady výše ve stráni nad železniční zastávkou v Prostředním Žlebu. Průměrná nadmořská výška: 164 m n. m. GPS souřadnice na střed plochy: 50°47'609"N/14°13'765"E.

Plocha 17: Nachází se na protějším břehu řeky Labe v blízkosti vesnice Podskalí a hlavní komunikací směřující do Hřenska. Nejbližšími plochami jsou plochy 7 a 8 a poté více vzdálená plocha č. 4 na protějším břehu. Krvavec je zde velmi hojný, taktéž motýli. Průměrná nadmořská výška: 154 m n. m. GPS souřadnice na střed plochy: 50°48'991"N/14°13'495"E.

Tab. 1: Managementové zásahy na plochách 1 až 17 pro *P. nausithous* a *P. teleius* v Dolním Labe v letových sezónách 2013–2015

plocha rok	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
2013	i ^{ac}	iii	i ^{ac}	i ^{ac}	ii	ii	ii	ii	iii	iii	iii	ii	iii	iii	iii	iii	i ^{ad}
2014	i ^{ac}	iii	i ^{bc}	i ^{ad}	ii	ii	ii	ii	i ^{ad}	iii	i ^{ac}	ii	i ^{ac}	iii	iii	iii	i ^{ad}
2015	i ^{ac}	iii	i ^{ac}	i ^{bc}	ii	ii	ii	ii	i ^{ac}	iii	i ^{ac}	ii	i ^{ac}	iii	iii	iii	i ^{ad}

- (i) kosení 1x ročně (^akosení celé plochy, ^brotační seč), kosení na ^cjaře, kosení na ^dpodzim
(ii) kosení v nevhodném termínu (v průběhu letové sezóny)
(iii) plocha bez managementových zásahů (Bubová et al., 2016a)

Tab. 2: Rozlohy ploch na lokalitě Dolní Labe

Plocha č.	Rozloha [m ²]
1	5406
2	285
3	6216
4	7588
5	19084
6	13850
7	622
8	3567
9	1296
10	1596
11	1693
12	569
13	6255
14	140
15	5983
16	6471
17	4447
Total	80621

Tab. 3: Vzdálenost mezi plochami [km] na lokalitě Dolní Labe

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
1	x	0.77	1.12	1.36	4.80	5.21	2.72	2.50	1.93	1.93	1.88	1.83	1.79	1.68	1.49	0.19	2.33
2	0.77	x	0.39	0.64	4.12	4.54	2.14	1.92	1.32	1.34	1.31	1.22	1.22	1.08	0.91	0.79	2.19
3	1.12	0.39	x	0.25	3.74	4.16	1.79	1.57	0.97	0.99	0.98	0.86	0.90	0.75	0.59	1.11	1.77
4	1.36	0.64	0.25	x	3.49	3.91	1.56	1.34	0.74	0.78	0.78	0.64	0.70	0.55	0.43	1.33	1.42
5	4.80	4.12	3.74	3.49	x	0.45	2.19	2.37	2.88	2.90	2.95	2.97	3.04	3.13	3.31	4.73	2.17
6	5.21	4.54	4.16	3.91	0.45	x	2.55	2.74	3.28	3.29	3.34	3.37	3.43	3.53	3.71	5.12	2.46
7	2.72	2.14	1.79	1.56	2.19	2.55	x	0.22	0.83	0.81	0.84	0.93	0.94	1.06	1.25	2.61	0.33
8	2.50	1.92	1.57	1.34	2.37	2.74	0.22	x	0.61	0.59	0.62	0.71	0.72	0.84	1.03	2.40	0.36
9	1.93	1.32	0.97	0.74	2.88	3.28	0.83	0.61	x	0.07	0.14	0.10	0.18	0.25	0.44	1.85	0.75
10	1.93	1.34	0.99	0.78	2.90	3.29	0.81	0.59	0.07	x	0.08	0.14	0.15	0.25	0.44	1.84	0.78

11	1.88	1.31	0.98	0.78	2.95	3.34	0.84	0.62	0.14	0.08	x	0.17	0.10	0.24	0.41	1.79	0.85
12	1.83	1.22	0.86	0.64	2.97	3.37	0.93	0.71	0.10	0.14	0.17	x	0.16	0.16	0.34	1.75	0.85
13	1.79	1.22	0.90	0.70	3.04	3.43	0.94	0.72	0.18	0.15	0.10	0.16	x	0.15	0.32	1.69	0.92
14	1.68	1.08	0.75	0.55	3.13	3.53	1.06	0.84	0.25	0.25	0.24	0.16	0.15	x	0.19	1.60	0.95
15	1.49	0.91	0.59	0.43	3.31	3.71	1.25	1.03	0.44	0.44	0.41	0.34	0.32	0.19	x	1.41	1.06
16	0.19	0.79	1.11	1.33	4.73	5.12	2.61	2.40	1.85	1.84	1.79	1.75	1.69	1.60	1.41	x	2.43
17	2.33	2.19	1.77	1.42	2.17	2.46	0.33	0.36	0.75	0.78	0.85	0.85	0.92	0.95	1.06	2.43	x

4. 2 Metoda monitoringu

Monitorování a výzkum *Phengaris nausithous* a *Phengaris teleius* byl uskutečněn pomocí metody zpětných odchyť značených jedinců Mark-Release-Recapture (Beneš et al., 2002). Tato metoda umožňuje měření a hodnocení migračních parametrů s maximální věrohodností. Metoda zpětných odchyť značených jedinců poskytuje informace o odhadech úmrtnosti v rámci ploch, úmrtnosti během migrací a to za předpokladu, že migrace ovlivňují zdrojovou populaci. Tato metoda je vhodná pro studie, které zahrnují 10 nebo více populací, které se nacházejí na rozdílných plochách a jsou různě izolované, také je vhodná pro studie stanovišť, na kterých bylo zachyceno a označeno několik set jedinců (Hanski et al., 2000; Nowicki et Settele 2005).

Odchyt motýlů v rámci výzkumu vlivu lučního managementu na migrační chování probíhal v termínech: 2013 (5. 7. – 15. 8.), 2014 (3. 7. – 18. 8.) a 2015 (6. 7. – 14. 8.). V těchto letových sezónách byly sledovány všechny louky na lokalitě, každý den v závislosti na počasí (žádný déšť). Odchyt byl realizován entomologickými sítěmi. Neoznačení jedinci byli odchyceni, zafixováni pomocí pinzety a popsáni lihovými fixy o tloušťce hrotu 0,6–1,0 mm. Každá osoba účastnící se značení měla vlastní číselnou řadu a identifikační písmeno. Motýl byl tedy popsán univerzálním kódem na ventrální straně křídla. Následně bylo zjištěno pohlaví a motýl byl vypuštěn na místě odchyty. Do záznamových archů (viz. příloha č. 1) byl zapsán čas odchyty, pohlaví motýla, olétanost (stáří), počasí, větrnost, chování motýla a plocha, na které byl zachycen.

Obr. 15, 16: Označení zafixovaného jedince *P. teleius* unikátním kódem (foto vlastní)

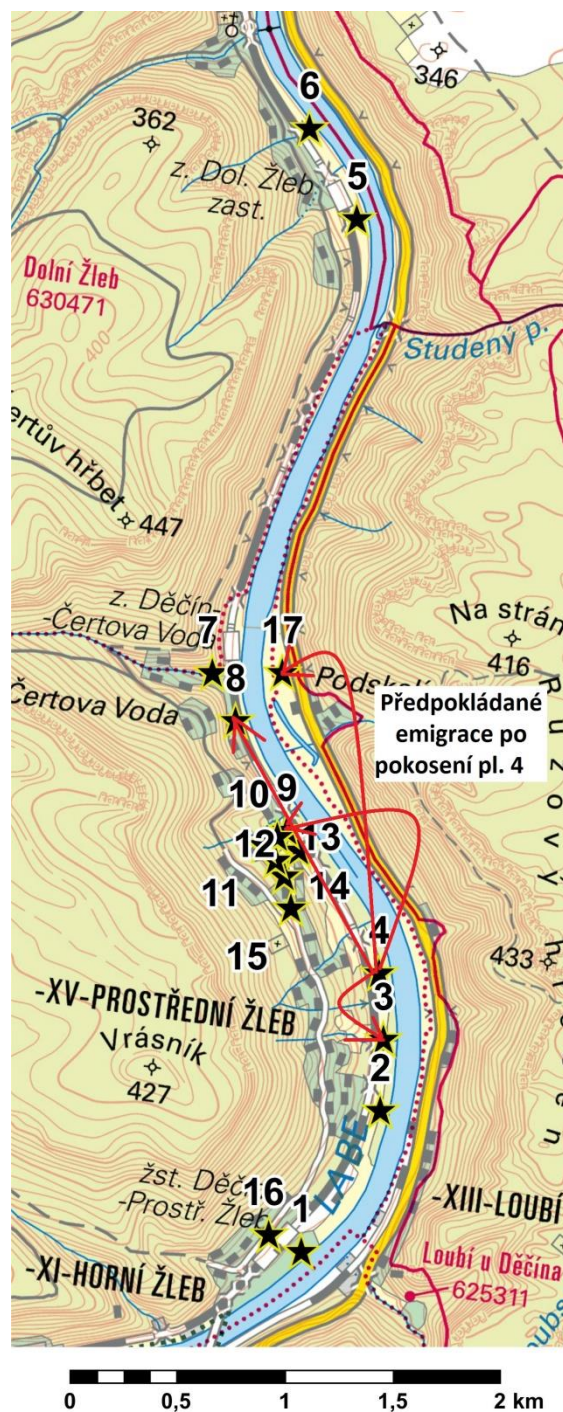


V průběhu monitorování byli odchyťováni také již označení jedinci. V tomto případě byl proveden zápis do záznamových archů obdobným způsobem. Odchyt a značení probíhal do druhé třetiny července. Zhruba v polovině letové sezóny byla zvolená louka s managementovým plánem pokosena. Kosení bylo provedeno ve spolupráci s místním zemědělcem za použití lištvé sekačky se zvýšenou lištou (Marhoul et al., 2007), aby nedošlo k poškození hnízd hostitelských mravenců (Konvička et al., 2005). Bezprostředně po zákroku bylo ve druhé polovině letového období (konec července až polovina srpna) na okolních plochách denně sledováno množství emigrantů ze stanoviště, které bylo zbaveno zdrojů.

Pro ověření vlivu managementu na migrační chování motýlů byla pro kosení zvolena plocha č. 4. Hlavním kritériem výběru této plochy byla velikost populace v předcházejících letech, kdy plocha č. 4 se v letových sezónách vyznačovala vysokou a stálou populací modrásků. Dalším kritériem bylo také umístění plochy. Tato plocha se nachází ve středu lokality Dolní Labe, v doletové vzdálenosti od všech ostatních ploch. V nejbližší blízkosti této plochy se nachází plochy č. 3, 9, 8 a 17 (viz obr. č. 17), na kterých bylo prvotně předpokládáno navýšení emigrantů po pokosení plochy č. 4.

Zjištěná data v letových sezónách 2013–2015 před kosením a po kosení, byla přepsána z terénních záznamových archů do předpřipravených tabulek programu Excel do tzv. „jednonulek“, které umožňují následné zpracování programem MARK 8.1 a dále zjištění imigračních a emigračních charakteristik.

Obr. 17: Plocha č. 4 a nejpravděpodobnější emigrace motýlů po jejím pokosení (Bubová et al., 2016a)



4. 3 Výpočet populačních charakteristik

4. 3. 1 Výpočet velikosti populace

Po přepsání záznamových archů do programu Excel byl zjištěn skutečný počet označených jedinců pro celou lokalitu Dolní Labe za jednotlivé letové sezóny 2013–2015 pro oba druhy.

Dále byl zjištěn počet skutečně označených samců a samic na celé lokalitě a také na jednotlivých plochách

Populační velikost modrásků byla vypočtena pomocí programu MARK 8.1 (White et Burnham 1999; Cooch et White, 2007). Výpočet byl realizován zvlášť pro jednotlivé letové sezóny a druh motýla. V programu Excel byly zaznamenané údaje z terénu prvotně zpracovány. Základním krokem zde bylo roztřídění jednotlivých dat, o denních údajích odchyťů, do optimální a suboptimální periody z hlediska letové sezóny. Optimální periodu reprezentují vysoké počty znovu zachycených samců a samic v průběhu sezóny. Suboptimální perioda je vybrána dle znovu zachycených jedinců obou pohlaví. Po utřídění dat o denních odchycích byly vytvořeny konečné údaje pro zpracování programem MARK 8.1 (data ve formě 1 nebo 0 představující reálný odchyt, ve formátu přípony inp.). Pro analýzu našich dat v programu MARK 8.1 byl zvolen Cormack-Jolly-Seber model. Jedná se o analytický model poskytující informace o odhadech velikosti populace po sobě jdoucím období a dále poskytující informace o přežitelnosti, nově narozených jedincích či o nově zachycených jedincích. Základními předpoklady tohoto modelu je stejná pravděpodobnost přežití všech označených jedinců do dalšího období záchytu, kdy odchyťová období musí být co nejkratší. Základními údaji pro výpočet jsou:

i = perioda

φ_i = přežitelnost

p_i = možnost odchyty

\hat{B}_i = nově příchozí jedinci

$n_{1(i)}$ = jedinci zachycení každý den

\hat{N}_i = jedinci, kteří byli chyceni a přežili do další periody

Pomocí těchto údajů jsou dále zjišťovány základní parametry modelu Cormack-Jolly-Seber:

$\hat{\varphi}_i$ = pravděpodobnost přežití

\hat{p}_i = pravděpodobnost odchyťů

Z nich jsou nadále odvozeny:

-populační velikost $\hat{N}_i = n_{1(i)} / \hat{p}_i$

-nově příchozí jedinci $\hat{B}_i = \hat{N}_{i+1} - \hat{\varphi}_i \hat{N}_i$

- kdy $\hat{\varphi}_i$ a \hat{p}_i je stejná pro každý den.

Pro výpočet populační velikosti pomocí modelu Cormack-Jolly-Seber je klíčový výběr nejvhodnějšího modelu. Standartní vzory Cormack-Jolly-Seber modelu předpokládají různé varianty modelů, které jsou:

(.) – první model: parametr je konstantní v čase a stejný pro všechny skupiny.

(g) – druhý model: parametr je konstantní v čase, ale různý pro skupiny.

(t) – třetí model: parametr mění se v průběhu času, ale stejný pro všechny skupiny.

(g*t) – čtvrtý model: parametr mění se v čase a rozdílný mezi skupinami.

(g+t) – pátý model: parametr se mění v čase i u skupin, ale odhad v čase je stálý.

Celkově pak program MARK 8.1 v modelu Cormack-Jolly-Seber zpracovává 25 různých kombinací modelů. Z těchto všech možných kombinací modelů je vybrán ten, který je pro naše údaje (pro konkrétní letovou sezónu) nejvhodnější. Výsledkem analýzy pomocí modelu Cormack-Jolly-Seber je tabulka (viz obr. 18).

Obr. 18: Výsledná tabulka analýzy modelu Cormack-Jolly-Seber

Program MARK Interface - nausit-2013-decin-p4-17 (C:\Users\lmrichov\Desktop\Terka\DOKTORANT ADATA\KRAKOW\Final\txt\Nausit-Decin-2013\NAUSIT-DECIN-2013-P4-17.
File Delete Order Output Retrieve PIM Design Run Simulations Tests Adjustments Window Help

Results Browser: Live Recaptures (CJS)

Model	AICc	Delta AICc	AICc Weight	Model Likelihood	No. Par.	Deviance
{Phi(g) p(.) Design Matrix}	599.0223	0.0000	0.36211	1.0000	3	263.7775
{Phi(.) p(g) Design Matrix}	599.6274	0.6051	0.26758	0.7389	3	264.3825
{Phi(.) p(.) Design Matrix}	600.3612	1.3389	0.18540	0.5120	2	267.1603
{Phi(g) p(g) Design Matrix}	600.4329	1.4106	0.17887	0.4940	4	263.1291
{Phi(g+t) p(.) Design Matrix}	608.3590	9.3367	0.00340	0.0094	18	240.5609
{Phi(g+t) p(g) Design Matrix}	610.5738	11.5515	0.00112	0.0031	19	240.4708
{Phi(t) p(.) Design Matrix}	611.2471	12.2248	0.00080	0.0022	17	245.7360
{Phi(t) p(g) Design Matrix}	611.6698	12.6475	0.00065	0.0018	18	243.8717
{Phi(g) p(t) Design Matrix}	618.2673	19.2450	0.00002	0.0001	18	250.4692
{Phi(.) p(g+t) Design Matrix}	618.6597	19.6374	0.00002	0.0001	18	250.8615
{Phi(.) p(t) Design Matrix}	619.3745	20.3522	0.00001	0.0000	17	253.8634
{Phi(g) p(g+t) Design Matrix}	619.8767	20.8544	0.00001	0.0000	19	249.7737
{Phi(.) p(g^T) Design Matrix}	628.6093	29.5870	0.00000	0.0000	33	224.2554
{Phi(g) p(g^T) Design Matrix}	628.8864	29.8641	0.00000	0.0000	34	221.9349
{Phi(g^T) p(.) Design Matrix}	631.2706	32.2483	0.00000	0.0000	33	226.9167
{Phi(g^T) p(g) Design Matrix}	633.7789	34.7566	0.00000	0.0000	34	226.8274
{Phi(g+t) p(t) Design Matrix}	637.1708	38.1485	0.00000	0.0000	33	232.8169
{Phi(t) p(g+t) Design Matrix}	638.9360	39.9137	0.00000	0.0000	33	234.5821
{Phi(t) p(t) Design Matrix}	639.3333	40.3110	0.00000	0.0000	32	237.5557
{Phi(g+t) p(g+t) Design Matrix}	639.6611	40.6388	0.00000	0.0000	34	232.7096
{Phi(t) p(g^T) Design Matrix}	649.9343	50.9120	0.00000	0.0000	48	204.2356
{Phi(g+t) p(g^T) Design Matrix}	651.7662	52.7439	0.00000	0.0000	49	203.1177
{Phi(g^T) p(t) Design Matrix}	662.2467	63.2244	0.00000	0.0000	48	216.5481
{Phi(g^T) p(g+t) Design Matrix}	664.9352	65.9129	0.00000	0.0000	49	216.2867
{Phi(g^T) p(g^T) Design Matrix}	686.6988	87.6765	0.00000	0.0000	64	190.4806

V prním řádku tabulky je zobrazen daný model. Další údaje tabulky představují:

AICc = Akaike's information criterion – čím je tato hodnota menší, tím je model lepší.

Delta AICc = informuje o kolik je rozdílná hodnota od AICc.

Weight AICc = zobrazuje váhu modelu, tzn. na kolik % je model lepší.

Model likelihood = stejný údaj jako předchozí, ale vytvořen z hlediska trojčlenky.

No. par = kolik je parametrů modelu.

Deviance = míra „doladění“ i když je model nejnížší, nemusí být vždy nejlepší.

Nejvhodnější model je vybrán pomocí hodnoty delta AICc. Optimální jsou ty s hodnotami do dvou a nejlepší model má nejnížší hodnotu No. par. Pomocí zvoleného modelu byly vypočteny

parametry: $\hat{\varphi}_i$ = pravděpodobnost přežití a \hat{p}_i = pravděpodobnost odchyť. Pro výpočet skutečné velikosti populace \hat{N}_{total} dále postupujeme pomocí vzorců:

$$N_i = n_i / \hat{p}_i$$

N_i jsou jedinci, co se skutečně vyskytují na lokalitě v daný den.

n_i je počet jedinců v daný den na lokalitě

\hat{p}_i představuje pravděpodobnost odchyty v daný den

Toto však není údaj o konečné velikosti populace, kdy je zapotřebí reálně počítat s tím, že v daný den byli na lokalitě noví i staří jedinci. Je zapotřebí vypočíst kolik bylo nových a starých jedinců každý den. Proto je zapotřebí vypočíst nově příchozí jedince \hat{B}_i neboli přibývání:

$$B_i = N_i + 1 - \hat{\varphi}_i N_i$$

N_i jsou jedinci, co se skutečně vyskytují na lokalitě v daný den.

$\hat{\varphi}_i$ pravděpodobnost přežití z předchozích dnů

Avšak v průběhu letové sezóny nemusí být odloveny všechny konkrétní dny. Program MARK 8.1 spočte údaje přežití na další den, ale nebere v potaz intervaly (dny), kdy nebyli motýli chytáni. Proto je pro konečný výsledek zapotřebí použít upravený vzorec pro výpočet \hat{B}_i :

$$B_i = N_i + 1 - \hat{\varphi}_i^{1/\delta_i} N_i$$

δ_i představuje interval mezi odchyťovými dny

Pro konečný výsledek velikosti populace \hat{N}_{total} je zapotřebí přihlídnout ještě k další skutečnosti. Pokud je interval mezi odchyty delší, než dva dny (déle, než dva dny nebyli motýli chytáni) mohlo dojít k tomu, že mezi dny, kdy neprobíhal odchyt se mohli na lokalitě vyskytnout noví jedinci, kteří nemuseli přežít do dalšího chytání, mohli zemřít v průběhu jednoho či dvou dnů. Proto je zapotřebí dale upravit vzorec pro \hat{B}_i :

$$B_i = \delta_i B_i (\hat{\varphi}_i - 1) / \hat{\varphi}_i^{1/\delta_i} - 1$$

Po vypočtení všech vzorců dále zjistíme \hat{N}_{total} , která je.

$$N_{total} = \sum B_i$$

Stejný postup je využíván pro výpočet celkové populační velikosti a populační velikosti na jednotlivých plochách. Pro dopočet velikosti populace na plochách s nízkým počtem motýlů postupujeme již podle základního vzorce populační velikost: $\hat{N}_i = n_i / \hat{p}_i$, kdy počet označených jedinců na ploše (n_i) je znám a jako pravděpodobnost odchyty (\hat{p}_i) slouží průměrná hodnota všech \hat{p}_i , která byla zjištěna u ploch vypočtených. Dále jsou vypočteny pro jednotlivé plochy hodnoty vylihlých jedinců v průběhu sezóny a počty imigrantů.

Výše uvedený postup výpočtu je zjednodušený, uváděný pouze pro nastínění. Konkrétní popis výpočtu je uveden v Nowicki et al. (2005a).

4. 3. 2 Výpočet migrací

Pro zjištění všech migrací v průběhu letové sezóny bylo zapotřebí upravit data v programu Excel v systému tabulek 0-1, kde 1 znamená záchyt jedince. Všechna data z jednotlivých ploch musely být ve stejném formátu pro vytvoření souhrnné tabulky. V tabulce byly jedničky zaměněny za písmeno, pro každou plochu odlišné (1 = a; 2 = b; 3 = c...). Po přejmenování všech ploch byla celková tabulka seřazena dle pořadového čísla motýla, které se vyskytuje ve sloupci B. Pomocí funkce „když Bx = By“ byly vyhledány migrace (x a y představují řádky v programu Excel). Po zadání funkce byla zjištěna stejná pořadová čísla u těch motýlů, kteří migrovali a vyskytovali se na více, než na jedné ploše. V případě nálezů shodných pořadových čísel (migrantů) bylo zapotřebí vytvořit pouze jeden záznam o výskytu motýla. Abecední písmena, která odpovídala novému pojmenování, byla ze dvou (tří) řádků sjednocena do jednoho řádku, aby záznam o výskytu daného jedince obsahoval informace o všech plochách, na kterých se motýl během svého života vyskytoval. Tímto postupem dojde ke zjištění všech přesunů na lokalitě a nemůže nastat chyba při ručním vyhledávání.

Pro takto vyhledané migrace již nebyl problém zjistit přesný počet všech migrantů a také migrujících samic a samců. S konkrétními hodnotami byly vypočteny procenta migrantů (celkem, samců a samic) pro všechny letové sezóny na celé lokalitě Dolní Labe.

Dalším krokem byl výpočet vzdáleností, na kterou motýli migrovali. K tomu byla použita tabulka 2. Ke každé migraci byla zapsána konkrétní vzdálenost, kterou jedinec urazil. V případě několikanásobného přesunu, či přesunu na více lokalit byly vzdálenosti sečteny. Jednotlivé vzdálenosti byly sečteny pro všechny motýly, pro samce a samice. Dále pak byla z hlediska počtu migrujících motýlů vypočtena průměrná vzdálenost migrací všech motýlů, samců a samic.

4. 4 Výpočet vlivu managementu na emigrační chování

K výpočtu vlivu managementu na emigrační chování byly použity tabulky, jejichž úpravu popisují v předchozím odstavci. Základním krokem bylo rozdělení tabulek dle letové sezóny na období před kosením a po kosení plochy č. 4 a následně byly u všech ploch spočteny emigrace motýlů před a po kosení plochy č. 4. Po zjištění reálných hodnot emigrací u všech ploch byly vypočteny procenta emigrací před kosením (emigrace před kosením*100/celkový počet označených motýlů na ploše) a po kosení (emigrace po kosení*100/celkový počet označených motýlů na ploše) plochy č. 4. Z těchto procent emigrací byl vypočten průměr emigrací ploch nekosených (1 až 17 kromě 4) před a po kosení. Dále byla jako průměr u kosené plochy č. 4 doplněna vypočtená hodnota procent emigrací před a po kosení této plochy.

Z průměrných hodnot emigrací před kosením a po kosení na plochách kosených a na ploše nekosené byly sestaveny grafy zobrazující vliv managementu (kosení) na emigrační chování modrásků. Výsledné grafy zobrazují procenta navýšení či snížení emigrací po managementovém zákroku.

4. 4. 1 Statistické zpracování vlivu managementu na emigrační chování

Cílem statistického výpočtu bylo zjištění vlivu kosení na emigrace. Pro výpočet byly použity zjištěné emigrace pro všechny kosené plochy a nekosenou plochu před a po kosení. Z těchto hodnot byla vypočtena změna v emigracích (EZ) pro všechny plochy, jako rozdíl mezi emigracemi po kosení a před kosením: $EZ = E(\text{po kosení}) - E(\text{před kosením})$. Pomocí programu Statistica 13 byl vypočten průměr (P) změny v emigracích a směrodatná chyba průměru (SCH) změn v emigracích pro všechny nekosené plochy. V dalším kroku byl pro výpočet stanoven 95% interval spolehlivosti a pro každou nekosenou plochu byla zjištěna dolní (95% DIS) a horní (95% HIS) mez spolehlivosti:

- $95\% \text{ DIS} = \text{Průměr (EZ)} - 1,96 * \text{SCH (EZ)}$
- $95\% \text{ HIS} = \text{Průměr (EZ)} + 1,96 * \text{SCH (EZ)}$
(hodnota 1,96 představuje: 97,5 procentní kvantil normovaného normálního rozdělení).

Tyto výsledky byly použity v posledním kroku a tím bylo porovnání ploch nekosených s emigračními změnami plochy kosené.

5 Výsledky

Pro ověření vlivu lučního managementu na migrační chování modrásků *P. nausithous* a *P. teleius* byly louky koseny tři letové sezóny za sebou (2013, 2014 a 2015). Kosení probíhalo dle zvolených hypotéz uprostřed letové sezóny. V případě nepříznivého počasí bylo nutné, kosení posunout. V letové sezóně 2013 bylo provedeno kosení plochy č. 4 dne 12. 8. 2013, následně v roce 2014 kosení proběhlo dne 27. 7. 2014 a v poslední sledované sezóně 2015 byla louka pokosena dne 26. 7. 2015. Výsledky jsou dále pro přehlednost rozděleny do několika kapitol.

5. 1 Populační charakteristiky

5. 1. 1 Velikost populace

Celkově bylo v roce 2013 označeno *P. nausithous* 568 jedinců (294 samců/274 samic) a *P. teleius* 160 jedinců (87 samců/73 samic). V roce 2014 došlo ke zvýšení počtu označených jedinců a druhu *P. nausithous* bylo označeno 926 jedinců (483 samců/443 samic) a u *P. teleius* to bylo 215 jedinců (102 samců/113 samic). V letové sezóně roku 2015 bylo označeno druhu *P. nausithous* 410 jedinců (232 samců/178 samic) a *P. teleius* 210 (93 samců/117 samic). Počty označených jedinců na všech plochách za letové sezóny 2013, 2014 a 2015 jsou uvedeny v tabulce 4 a 5.

Tab. 4: Celkový počet označených jedinců na jednotlivých plochách na lokalitě Dolní Labe pro letové sezóny 2013, 2014 a 2015 pro druh *P. nausithous*

		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	celkem
2013	♂	20	13	33	86	4	29	5	2	56	0	1	0	34	10	50	7	0	294
	♀	38	17	19	98	7	33	10	4	36	0	1	0	19	14	23	6	0	274
	celkem	58	30	52	184	11	62	15	6	92	0	2	0	53	24	73	13	0	568
2014	♂	37	0	129	73	36	173	15	8	18	1	17	0	53	10	18	8	17	483
	♀	27	0	124	46	45	147	12	8	26	1	7	0	46	10	19	4	5	443
	celkem	64	0	253	119	81	320	27	16	44	2	24	0	99	20	37	12	22	926
2015	♂	15	0	84	23	18	37	8	1	18	0	6	0	25	14	19	0	1	232
	♀	8	0	62	11	23	36	4	2	8	4	3	0	25	9	13	1	0	178
	celkem	23	0	146	34	41	73	12	3	26	4	9	0	50	23	32	1	1	410

Tab. 5: Celkový počet označených jedinců na jednotlivých plochách na lokalitě Dolní Labe pro letové sezóny 2013, 2014 a 2015 pro druh *P. teleius*

		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	celkem
2013	♂	3	3	0	9	0	1	0	2	19	0	5	0	12	8	32	6	0	87
	♀	7	4	4	17	0	0	2	2	14	0	2	0	4	6	19	2	0	73
	celkem	10	7	4	26	0	1	2	4	33	0	7	0	16	14	51	8	0	160
2014	♂	7	0	13	15	1	3	10	4	13	0	5	0	29	11	10	0	3	102
	♀	4	0	19	20	8	12	3	1	12	1	6	0	25	7	10	1	2	113
	celkem	11	0	32	35	9	15	13	5	25	1	11	0	54	18	20	1	5	205
2015	♂	0	0	52	11	1	4	1	6	4	1	5	0	15	2	0	2	1	93
	♀	1	0	52	19	4	3	2	4	7	0	3	0	20	12	5	2	1	117
	celkem	1	0	104	30	5	7	3	10	11	1	8	0	35	14	5	4	2	210

Byly spočteny hodnoty populačních velikostí \hat{N}_{total} pro oba druhy za všechny tři letové sezóny. V roce 2013 a 2015 byl pro parametr přežití (φ) a pravděpodobnosti odchyty (p) vybrán model (.)(.). Tento model je konstantní v čase a pohlaví a má stejnou denní přežitelnost a pravděpodobnost zachycení. Dále byl pro druh *P. teleius* v roce 2014 vybrán model (t)(t), tj. model s varírující denní přežitelností a pravděpodobností odchyty varírující v jednotlivé dny. Jedná se o model měnící se v průběhu času, ale je stejný pro všechny skupiny (samce a samice). A v roce 2014 byl pro *P. nausithous* vybrán model (.) (t), pro který je konstantní denní přežitelnost a varírující pravděpodobnost odchyty, kdy pravděpodobnost odchyty je měnící v průběhu času, ale stejná pro pohlaví. V roce 2013 byla vypočtená skutečná populační velikost pro druh *P. nausithous* 952 motýlů a u *P. teleius* 406. V roce 2014 bylo pomocí programu MARK, zjištěna populační velikost u druhu *P. nausithous* 1486 a u druhu *P. teleius* 391 motýlů. V poslední sledované letové sezóně 2015 to bylo u druhu *P. nausithous* 602 a u *P. teleius* 371 motýlů. Podrobné výsledky ukazují tabulky 6 – 11.

Tab. 6: Výsledky analýzy MRR dat pro *P. nausithous*, Dolní Labe 2013

Plocha	Zachycení jedinci n	Parametry pro výpočet		Odhad sezónní velikosti populace				Sezónní pravděpodobnost odchytu \hat{p}_{total}	Odhadovaný počet jedinců	
		denní přežitelnost $\varphi(.)^a$	průměrná pravděpodobnost odchytu $p(.)^a$	\hat{N}_{total}	SE	95%CI-	95%CI+		vylíhlí jedinci v průběhu sezóny	imigranti
1	58	0.74	0.53	102	9	18	57	0.57	81	21
2 ^b	30	-	-	60	-	-	-	0.50 ^b	49	11
3 ^b	52	-	-	104	-	-	-	0.50 ^b	62	42
4	184	0.77	0.28	410	*	*	*	0.45	282	128
5 ^b	11	-	-	22	-	-	-	0.50 ^b	22	0
6	62	0.82	0.23	184	17	55	126	0.34	133	51
7 ^b	15	-	-	30	-	-	-	0.50 ^b	12	18
8 ^b	6	-	-	12	-	-	-	0.50 ^b	9	3
9	92	0.78	0.57	137	4	48	64	0.67	99	38
10 ^b	0	-	-	0	-	-	-	0.50 ^b	0	0
11 ^b	2	-	-	4	-	-	-	0.50 ^b	1	3
12 ^b	0	-	-	0	-	-	-	0.50 ^b	0	0
13	53	0.81	0.42	91	34	132	267	0.58	55	36
14 ^b	24	-	-	48	-	-	-	0.50 ^b	11	37
15	73	0.84	0.30	161	36	163	306	0.45	123	38
16 ^b	13	-	-	26	-	-	-	0.50 ^b	18	8
17 ^b	0	-	-	0	-	-	-	0.50 ^b	0	0
Suma				1391					957	434
Všechny plochy	538	0,81	0,23	952	*	*	*	0,51		

^a Uváděno pouze pro účely porovnání, zdali použitý model nebral v úvahu konstantní denní přežitelnost ani konstantní pravděpodobnost odchytu.

^b \hat{p}_{total} bylo dopočteno bez odhadů MRR pomocí průměru 0.50, * Výpočet nebylo možné provést.

Migrace mezi plochami, založené na poměru chycených jedinců, kteří migrovali: 49 %. Migrace mezi plochami, založeno na základě předpokládaného celkového počtu imigrantů: 39 %.

Tab. 7: Výsledky analýzy MRR dat pro *P. teleius*, Dolní Labe 2013

Plocha	Zachycení jedinci n	Parametry pro výpočet		Odhad sezónní velikosti populace				Sezónní pravděpodobnost odchytu \hat{p}_{total}	Odhadovaný počet jedinců	
		denní přežitelnost $\varphi(.)^a$	průměrná pravděpodobnost odchytu $p(.)^a$	\hat{N}_{total}	SE	95%CI-	95%CI+		vylíhlí jedinci v průběhu sezóny	imigranti
1 ^b	10	-	-	40	-	-	-	0,25 ^b	4	36
2 ^b	7	-	-	28	-	-	-	0,25 ^b	12	16
3 ^b	4	-	-	16	-	-	-	0,25 ^b	0	16
4 ^b	26	-	-	104	-	-	-	0,25 ^b	24	80
5 ^b	0	-	-	0	-	-	-	0,25 ^b	0	0
6 ^b	1	-	-	4	-	-	-	0,25 ^b	4	0
7 ^b	2	-	-	8	-	-	-	0,25 ^b	8	0
8 ^b	4	-	-	16	-	-	-	0,25 ^b	16	0
9	33	0,84	0,36	106	*	*	*	0,31	46	60
10 ^b	0	-	-	0	-	-	-	0,25 ^b	0	0
11 ^b	7	-	-	28	-	-	-	0,25 ^b	28	0
12 ^b	0	-	-	0	-	-	-	0,25 ^b	0	0
13 ^b	16	-	-	64	-	-	-	0,25 ^b	32	32
14 ^b	14	-	-	56	-	-	-	0,25 ^b	0	56
15	51	0,81	0,12	249	11	29	74	0,20	210	39
16 ^b	8	-	-	32	-	-	-	0,25 ^b	32	0
17 ^b	0	-	-	0	-	-	-	0,25 ^b	0	0
Suma				751					416	335
Všechny plochy	160	0,81	0,27	406	6	78	101	0,26	4	36

^a Uváděno pouze pro účely porovnání, zdali použitý model nebral v úvahu konstantní denní přežitelnost ani konstantní pravděpodobnost odchytu

^b \hat{p}_{total} bylo dopočteno bez odhadů MRR pomocí průměru 0,25, * Výpočet nebylo možné provést.

Migrace mezi plochami, založené na poměru chycených jedinců, kteří migrovali: 80 %. Migrace mezi plochami, založeno na základě předpokládaného celkového počtu imigrantů: 33 %.

Tab. 8: Výsledky analýzy MRR dat pro *P. nausithous*, Dolní Labe 2014

Plocha	Zachycení jedinci n	Parametry pro výpočet		Odhad sezónní velikosti populace				Sezónní pravděpodobnost odchyту \hat{p}_{total}	Odhadovaný počet jedinců	
		denní přežitelnost $\varphi(.)^a$	průměrná pravděpodobnost odchyту $p(.)^a$	\hat{N}_{total}	SE	95%CI-	95%CI+		vylíhli jedinci v průběhu sezóny	imigranti
1	64	0,81	0,22	151	*	*	*	0,42	106	45
2 ^b	0	-	-	0	-	-	-	0,50 ^b	0	0
3	252	0,78	0,33	474	*	*	*	0,53	278	196
4	119	0,81	0,41	182	*	*	*	0,65	114	68
5	81	0,74	0,31	158	*	*	*	0,51	91	67
6	321	0,81	0,37	617	*	*	*	0,52	534	83
7	28	0,82	0,46	59	*	*	*	0,47	35	24
8 ^b	16	-	-	32	-	-	-	0,50 ^b	25	7
9	44	0,70	0,42	87	*	*	*	0,51	37	50
10 ^b	2	-	-	4	-	-	-	0,50 ^b	0	4
11	24	0,67	0,60	34	*	*	*	0,71	5	29
12 ^b	0	-	-	0	-	-	-	0,50 ^b	0	0
13	99	0,66	0,49	168	*	*	*	0,59	108	60
14 ^b	20	-	-	40	-	-	-	0,50 ^b	33	7
15	37	0,72	0,39	63	*	*	*	0,59	38	25
16 ^b	12	-	-	24	-	-	-	0,50 ^b	20	4
17 ^b	22	-	-	44	-	-	-	0,50 ^b	40	4
Suma				2137					1465	672
Všechny plochy	928	0,82	0,34	1486				0,55		

^a Uváděno pouze pro účely porovnání, zdali použitý model nebral v úvahu konstantní denní přežitelnost ani konstantní pravděpodobnost odchyту

^b \hat{p}_{total} bylo dopočteno bez odhadů MRR pomocí průměru 0,50. Výpočet nebylo možné provést.

Migrace mezi plochami, založené na poměru chycených jedinců, kteří migrovali: 46 %. Migrace mezi plochami, založeno na základě předpokládaného celkového počtu imigrantů: 39 %.

Tab. 9: Výsledky analýzy MRR dat pro *P. teleius*, Dolní Labe 2014

Plocha	Zachycení jedinci n	Parametry pro výpočet		Odhad sezónní velikosti populace				Sezónní pravděpodobnost odchytu \hat{p}_{total}	Odhadovaný počet jedinců	
		denní přežitelnost $\varphi(.)^a$	průměrná pravděpodobnost odchytu $p(.)^a$	\hat{N}_{total}	SE	95%CI-	95%CI+		vylíhlí jedinci v průběhu sezóny	imigranti
1 ^b	11	-	-	24	-	-	-	0,45 ^b	20	5
2 ^b	0	-	-	0	-	-	-	0,45 ^b	0	0
3	32	0,86	0,23	75	34	26	171	0,43	45	30
4	35	0,85	0,43	75	*	*	*	0,47	57	18
5 ^b	9	-	-	20	-	-	-	0,45 ^b	15	5
6 ^b	15	-	-	33	-	-	-	0,45 ^b	14	20
7 ^b	13	-	-	29	-	-	-	0,45 ^b	16	13
8 ^b	5	-	-	11	-	-	-	0,45 ^b	8	3
9	25	0,49	0,41	60	*	*	*	0,42	50	10
10 ^b	1	-	-	2	-	-	-	0,45 ^b	2	0
11 ^b	11	-	-	24	-	-	-	0,45 ^b	14	10
12 ^b	0	-	-	0	-	-	-	0,45 ^b	0	0
13	54	0,70	0,55	83	3	32	43	0,65	62	21
14	18	0,91	0,24	45	12	21	72	0,40	26	19
15 ^b	20	-	-	44	-	-	-	0,45 ^b	30	15
16 ^b	1	-	-	2	-	-	-	0,45 ^b	2	0
17 ^b	5	-	-	11	-	-	-	0,45 ^b	11	0
Suma				540					371	169
Všechny plochy	215	0,74	0,36	391	*	99	99	0,47		

^a Uváděno pouze pro účely porovnání, zdali použitý model nebral v úvahu konstantní denní přežitelnost ani konstantní pravděpodobnost odchytu

^b \hat{p}_{total} bylo dopočteno bez odhadů MRR pomocí průměru 0,45. Výpočet nebylo možné provést.

Migrace mezi plochami, založené na poměru chycených jedinců, kteří migrovali: 46 %. Migrace mezi plochami, založeno na základě předpokládaného celkového počtu imigrantů: 42 %.

Tab. 10: Výsledky analýzy MRR dat pro *P. nausithous*, Dolní Labe 2015

Plocha	Zachycení jedinci n	Parametry pro výpočet		Odhad sezónní velikosti populace				Sezónní pravděpodobnost odchyту \hat{p}_{total}	Odhadovaný počet jedinců	
		denní přežitelnost $\varphi(.)^a$	průměrná pravděpodobnost odchyту $p(.)^a$	\hat{N}_{total}	SE	95%CI-	95%CI+		vylíhlí jedinci v průběhu sezóny	imigranti
1	23	0,74	0,62	28	2	10	18	0,82	28	0
2 ^b	0	-	-	0	-	-	-	0,60 ^b	0	3
3	146	0,81	0,46	238	0	82	82	0,61	194	44
4	34	0,88	0,44	64	2	21	31	0,53	36	28
5	41	0,92	0,07	92	14	11	80	0,45	64	28
6	73	0,77	0,47	126	3	19	34	0,58	109	17
7 ^b	12	-	-	20	-	-	-	0,60 ^b	17	3
8 ^b	3	-	-	5	-	-	-	0,60 ^b	5	6
9	26	0,96	0,47	34	3	9	22	0,76	28	6
10 ^b	4	-	-	7	-	-	-	0,60 ^b	1	6
11 ^b	11	-	-	18	-	-	-	0,60 ^b	13	6
12 ^b	0	-	-	0	-	-	-	0,60 ^b	0	0
13	50	0,63	0,49	80	3	17	28	0,63	66	14
14	23	0,78	0,44	40	*	*	*	0,58	21	19
15	32	0,77	0,38	61	9	23	60	0,52	50	11
16 ^b	1	-	-	2	-	-	-	0,60 ^b	2	0
17 ^b	1	-	-	2	-	-	-	0,60 ^b	2	0
Suma				816					636	189
Všechny plochy	410	0,78	0,39	602	71	798	1078	0,61		

^a Uváděno pouze pro účely porovnání, zdali použitý model nebral v úvahu konstantní denní přežitelnost ani konstantní pravděpodobnost odchyту

^b \hat{p}_{total} bylo dopočteno bez odhadů MRR pomocí průměru 0,60. Výpočet nebylo možné provést.

Migrace mezi plochami, založené na poměru chycených jedinců, kteří migrovali: 30 %. Migrace mezi plochami, založeno na základě předpokládaného celkového počtu imigrantů: 29 %.

Tab. 11: Výsledky analýzy MRR dat pro *P. telei*, Dolní Labe 2015

Plocha	Zachycení jedinci n	Parametry pro výpočet		Odhad sezónní velikosti populace				Sezónní pravděpodobnost odchytu \hat{p}_{total}	Odhadovaný počet jedinců	
		denní přežitelnost $\varphi(.)^a$	průměrná pravděpodobnost odchytu $p(.)^a$	\hat{N}_{total}	SE	95%CI-	95%CI+		vylíhlí jedinci v průběhu sezóny	imigranti
1 ^b	1	-	-	2	-	-	-	0,45 ^b	2	0
2 ^b	0	-	-	0	-	-	-	0,45 ^b	0	0
3	104	0,87	0,3	220	42	417	582	0,47	180	40
4	30	0,93	0,25	90	4	7	25	0,33	60	30
5 ^b	5	-	-	11	-	-	-	0,45 ^b	6	5
6 ^b	7	-	-	16	-	-	-	0,45 ^b	6	10
7 ^b	3	-	-	7	-	-	-	0,45 ^b	2	5
8 ^b	10	-	-	22	-	-	-	0,45 ^b	22	0
9 ^b	11	-	-	24	-	-	-	0,45 ^b	24	0
10 ^b	1	-	-	2	-	-	-	0,45 ^b	2	0
11 ^b	8	-	-	18	-	-	-	0,45 ^b	8	10
12 ^b	0	-	-	0	-	-	-	0,45 ^b	0	0
13	35	0,75	0,55	59	2	7	16	0,59	39	20
14 ^b	14	-	-	31	-	-	-	0,45 ^b	21	10
15 ^b	5	-	-	11	-	-	-	0,45 ^b	11	0
16 ^b	4	-	-	9	-	-	-	0,45 ^b	9	0
17 ^b	2	-	-	4	-	-	-	0,45 ^b	4	0
Suma				527					398	128
Všechny plochy	210	0,78	0,35	371	70	543	817	0,47		

^a Uváděno pouze pro účely porovnání, zdali použitý model nebral v úvahu konstantní denní přežitelnost ani konstantní pravděpodobnost odchytu

^b \hat{p}_{total} bylo dopočteno bez odhadů MRR pomocí průměru 0,45. Výpočet nebylo možné provést. Migrace mezi plochami, založené na poměru chycených jedinců, kteří migrovali: 32 %. Migrace mezi plochami, založeno na základě předpokládaného celkového počtu imigrantů: 23 %.

5. 1. 2 Migrace

Celkově v průběhu celé letové sezóny 2013 migrovalo 95 motýlů druhu *P. nausithous* (52 samců/43 samic) na průměrnou vzdálenost 1,07 km (0,89 km samci/1,25 km samice). U druhu *P. teleius* v této letové sezóně migrovalo 19 motýlů (13 samců/6 samic), průměrná vzdálenost migrací byla 0,63 km (0,45 km samci/1,03 km samice). V roce 2014 druhu *P. nausithous* migrovalo 186 jedinců (114 samců/72 samic). Průměrná vzdálenost migrací činila 1,50 km (1,56 km samci/1,41 km samice). U motýlů *P. teleius* migrovalo 34 jedinců (20 samců/14 samic) na průměrnou vzdálenost 0,92 km (0,59 samci/1,40 samice). V letové sezóně 2015 migrovalo u druhu *P. nausithous* 66 jedinců (36 samců/ 30 samic), průměrná vzdálenost migrací činila 1,02 km (1,12 km samci/0,90 km samice). U *P. teleius* bylo migrujících 28 jedinců (12 samců/16 samic). Průměrná migrační vzdálenost byla u tohoto druhu 0,88 km (1,24 km samci/0,61 km samice).

Tab. 12: Souhrnné výsledky migrací a vzdáleností migrací za letové sezóny 2013–2015 pro druhy *P. nausithous* a *P. teleius* na lokalitě Dolní Labe

		<i>P. nausithous</i> 2013	<i>P. nausithous</i> 2014	<i>P. nausithous</i> 2015
migrace	celkem	95	186	66
	♂	52	114	36
	♀	43	72	30
% migrací	celkem	16,73	20,09	16,10
	♂	17,69	23,60	15,52
	♀	15,69	16,25	16,85
vzdálenost migrací (km)	celkem	99,87	279,34	67,35
	♂	46,15	177,80	40,33
	♀	53,72	101,54	27,02
průměrná vzdálenost migrací (km)	celkem	1,07	1,50	1,02
	♂	0,89	1,56	1,12
	♀	1,25	1,41	0,90
		<i>P. teleius</i> 2013	<i>P. teleius</i> 2014	<i>P. teleius</i> 2015
migrace	celkem	19	34	28
	♂	13	20	12
	♀	6	14	16
% migrací	celkem	11,88	15,81	13,08
	♂	14,94	19,61	12,90
	♀	8,22	12,39	13,68
vzdálenost migrací (km)	celkem	11,95	31,37	24,72
	♂	5,78	11,79	14,92
	♀	6,17	19,58	9,8
průměrná vzdálenost migrací (km)	celkem	0,63	0,92	0,88
	♂	0,45	0,59	1,24
	♀	1,03	1,40	0,61

5. 2 Vliv managementu na emigrační chování

Pro kosení uprostřed letové sezóny s účelem záměrného vyvolání emigrací byla zvolena plocha č. 4. Na této ploše bylo v letové sezóně 2013 označeno celkově 184 jedinců *P. nausithous* ($410 \hat{N}_{total}$). U druhu *P. Teleius* bylo na ploše č. 4 označeno 26 jedinců ($104 \hat{N}_{total}$). V roce 2014 bylo na ploše č. 4 označeno *P. nausithous* 119 ($182 \hat{N}_{total}$) a u *P. teleius* to bylo 35 jedinců ($75 \hat{N}_{total}$). Následně v roce 2015 bylo na kosené louce označeno 34 *P. nausithous* ($64 \hat{N}_{total}$) a *P. teleius* 30 jedinců ($90 \hat{N}_{total}$).

Po dobu tří let byly sledovány všechny emigrace, a to před a po kosení plochy č. 4. V roce 2013 u druhu *P. nausithous* bylo zjištěno u ploch nekosených 88 emigrací před kosením a 5 emigrací po kosení plochy č. 4. Na kosené ploše č. 4 bylo před kosením zaznamenáno 23 emigrací a po kosení 3 emigrace. Ve stejném roce emigrovalo před kosením u druhu *P. teleius* 21 jedinců na loukách nekosených a 1 jedinec na kosené louce č. 4. Co se týče emigrací po kosení v tomto roce, nebyly u druhu *P. teleius* zjištěny žádné. V letové sezóně 2014 emigrovalo na nekosených loukách před kosením u druhu *P. nausithous* celkově 117 motýlů, po kosení pak 77. Na kosené ploše č. 4 bylo zaznamenáno před kosením 42 emigrantů a po kosení 17. U druhu *P. teleius* emigrovalo na nekosených plochách před kosením 42 jedinců a po kosení 4 jedinci. U plochy č. 4 před kosením bylo zjištěno 35 emigrací a po kosení 1 emigrace. V posledním roce výzkumu u druhu *P. nausithous* na plochách nekosených emigrovalo před kosením 20 motýlů a po kosení to bylo 65 jedinců. K nárůstu došlo i na kosené ploše č. 4, kdy před kosením bylo zaznamenáno 6 emigrantů a po kosení 10. Ve stejném roce 2015 u druhu *P. teleius* emigrovalo z ploch nekosených před kosením 20 jedinců a 14 po kosení. U plochy č. 4 bylo zjištěno před kosením 10 emigrací a po kosení 3. Přehledně ukazují výsledky tabulky 13 – 18.

Tab. 13: Výsledky emigrací *P. nausithous* v roce 2013 na lokalitě Dolní Labe

<i>Phengaris nausithous</i> 2013									
	počet jedinců n	emigrace (jedinci)		% emigrací				změny v emigracích pro stat. výpočet	
		před kosením	po kosení	před kosením	průměr % emigrací ploch nekosených před kosením	po kosení	průměr % emigrací ploch nekosených po kosení		
Plochy nekosené	1	58	10	0	17,24		0,00	-10	
	2	30	5	0	16,67		0,00	-5	
	3	52	15	2	28,85		3,85	-13	
	5	11	1	0	9,09		0,00	-1	
	6	62	1	0	1,61		0,00	-1	
	7	15	2	0	13,33		0,00	-2	
	8	6	0	0	0,00		0,00	0	
	9	92	15	0	16,30	16,23	0,00	0,96	-15
	10	0	0	0	0,00		0,00	0	
	11	2	1	0	50,00		0,00	-1	
	12	0	0	0	0,00		0,00	0	
	13	53	8	2	15,09		3,77	-6	
	14	24	9	0	37,50		0,00	-9	
	15	73	17	0	23,29		0,00	-17	
	16	13	4	1	30,77		7,69	-3	
	17	0	0	0	0,00		0,00	0	
						průměr % emigrací ploch pokosených před kosením		průměr % emigrací ploch pokosených po kosením	
Plochy kosené	4	184	23	3	12,50	12,50	1,63	1,63	-20

Tab. 14: Výsledky emigrací *P. telexus* v roce 2013 na lokalitě Dolní Labe

<i>Phengaris nausithous</i> 2013									
	počet jedinců n	emigrace (jedinci)		% emigrací			změny v emigracích pro stat. výpočet		
		před kosením	po kosení	před kosením	průměr % emigrací ploch nekosených před kosením	po kosení		průměr % emigrací ploch nekosených po kosení	
Plochy nekosené	1	10	1	0	10,00		0,00	0,00	
	2	7	0	0	0,00		0,00	0,00	
	3	4	2	0	50,00		0,00	0,00	
	5	0	0	0	0,00		0,00	0,00	
	6	1	0	0	0,00		0,00	0,00	
	7	2	0	0	0,00		0,00	0,00	
	8	4	0	0	0,00		0,00	0,00	
	9	33	3	0	9,09	8,88	0,00	0,00	0,00
	10	0	0	0	0,00		0,00	0,00	
	11	7	2	0	28,57		0,00	0,00	
	12	0	0	0	0,00		0,00	0,00	
	13	16	2	0	12,50		0,00	0,00	
	14	14	2	0	14,29		0,00	0,00	
	15	51	9	0	17,65		0,00	0,00	
	16	8	0	0	0,00		0,00	0,00	
	17	0	0	0	0,00		0,00	0,00	
						průměr % emigrací ploch pokosených před kosením		průměr % emigrací ploch pokosených po kosením	
Plochy kosené	4	26	1	0	3,85	3,85	0,00	0,00	0,00

Tab. 15: Výsledky emigrací *P. nausithous* v roce 2014 na lokalitě Dolní Labe

		<i>Phengaris nausithous</i> 2014							
		emigrace (jedinci)		% emigrací				změny	
		počet jedinců n	před kosením	po kosení	před kosením	průměr % emigrací ploch nekosených před kosením	po kosení	průměr % emigrací ploch nekosených po kosení	v emigracích pro stat. výpočet
Plochy nekosené	1	64	9	6	14,06		9,38		-3
	2	0	0	0	0,00		0,00		0
	3	252	39	13	15,48		5,16		-26
	5	81	7	10	8,64		12,35		3
	6	321	16	9	4,98		2,80		-7
	7	28	1	1	3,57		3,57		0
	8	16	2	4	12,50		25,00		2
	9	44	2	8	4,55		18,18		6
	10	2	0	1	0,00	11,76	50,00	12,71	1
	11	24	6	6	25,00		25,00		0
	12	0	0	0	0,00		0,00		0
	13	99	20	9	20,20		9,09		-11
	14	20	7	2	35,00		10,00		-5
	15	37	4	4	10,81		10,81		0
	16	12	4	1	33,33		8,33		-3
	17	22	0	3	0,00		13,64		3
						průměr % emigrací ploch pokosených před kosením		průměr % emigrací ploch pokosených po kosením	
Plochy kosené	4	119	42	17	35,29	35,29	14,29	14,29	-25

Tab. 16: Výsledky emigrací *P. teleiis* v roce 2014 na lokalitě Dolní Labe

<i>Phengaris teleiis</i> 2014									
	počet jedinců n	emigrace (jedinci)		% emigrací				změny v emigracích pro stat. výpočet	
		před kosením	po kosení	před kosením	průměr % emigrací ploch nekosených před kosením	po kosení	průměr % emigrací ploch nekosených po kosení		
	1	11	1	0	9,09		0,00		-1
	2	0	0	0	0,00		0,00		0
	3	32	7	0	21,88		0,00		-7
	5	9	2	1	22,22		11,11		-1
	6	15	1	0	6,67		0,00		-1
	7	13	2	0	15,38		0,00		-2
	8	5	4	2	80,00		40,00		-2
	9	25	0	0	0,00		0,00		0
	10	1	0	0	0,00	16,15	0,00	3,76	0
	11	11	4	1	36,36		9,09		-3
	12	0	0	0	0,00		0,00		0
	13	54	13	0	24,07		0,00		-13
	14	18	5	0	27,78		0,00		-5
	15	20	3	0	15,00		0,00		-3
	16	1	0	0	0,00		0,00		0
	17	5	0	0	0,00		0,00		0
						průměr % emigrací ploch pokosených před kosením		průměr % emigrací ploch pokosených po kosením	
Plochy nekosené	4	35	8	1	22,86	22,86	2,86	2,86	-7
Plochy kosené									

Tab. 17: Výsledky emigrací *P. nausithous* v roce 2015 na lokalitě Dolní Labe

		<i>Phengaris nausithous</i> 2015							
		emigrace (jedinci)		% emigrací				změny	
		počet jedinců n	před kosením	po kosení	před kosením	průměr % emigrací ploch nekosených před kosením	po kosení	průměr % emigrací ploch nekosených po kosení	v emigracích pro stat. výpočet
Plochy nekosené	1	23	0	0	0,00		0,00		0
	2	0	0	0	0,00		0,00		0
	3	146	11	9	7,53		6,16		-2
	5	41	5	7	12,20		17,07		2
	6	73	1	11	1,37		15,07		10
	7	12	0	2	0,00		16,67		2
	8	3	0	1	0,00		33,33		1
	9	26	1	2	3,85	1,88	7,69	17,34	1
	10	4	0	2	0,00		50,00		2
	11	11	0	6	0,00		54,55		6
	12	0	0	0	0,00		0,00		0
	13	50	1	12	2,00		24,00		11
	14	23	0	10	0,00		43,48		10
	15	32	1	3	3,13		9,38		2
	16	1	0	0	0,00		0,00		0
	17	1	0	0	0,00		0,00		0
	Plochy kosené					průměr % emigrací ploch pokosených před kosením		průměr % emigrací ploch pokosených po kosením	
4		34	6	10	17,65	17,65	29,41	29,41	4

Tab. 18: Výsledky emigrací *P. telei* v roce 2015 na lokalitě Dolní Labe

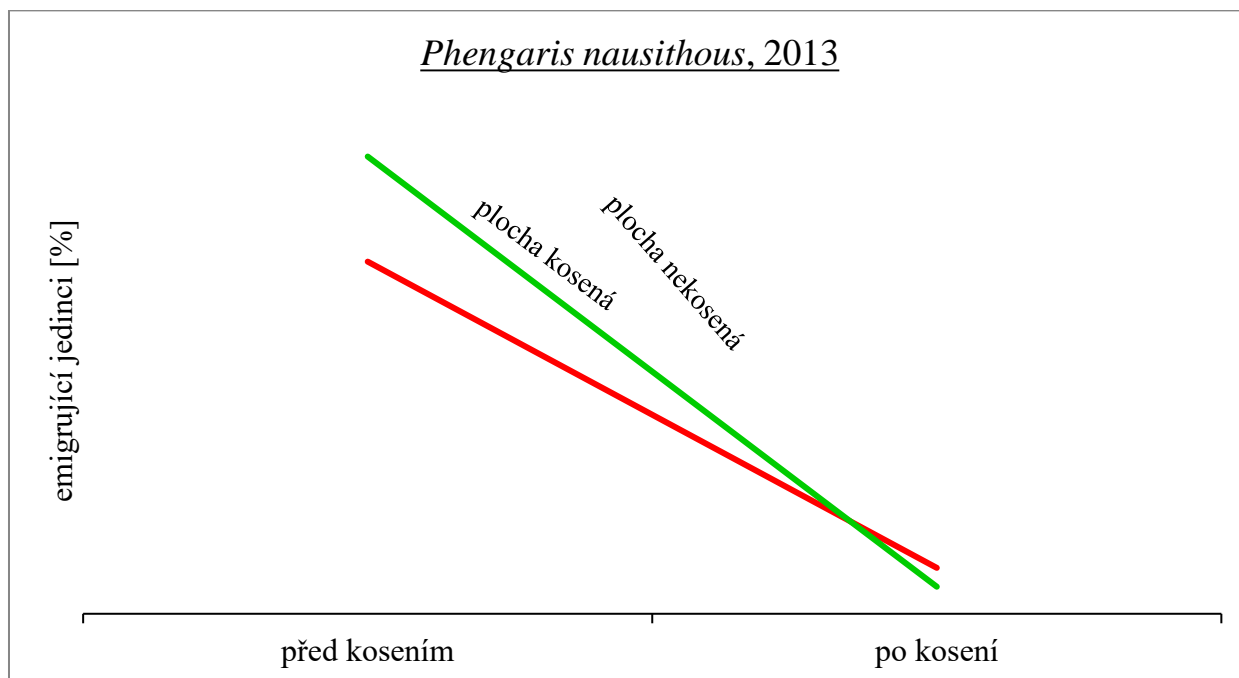
<i>Phengaris telei</i> 2015									
	počet jedinců n	emigrace (jedinci)		% emigrací				změny v emigracích pro stat. výpočet	
		před kosením m	po kosení	před kosením m	průměr % emigrací ploch nekosených před kosením	po kosení	průměr % emigrací ploch nekosených po kosení		
Plochy nekosené	1	1	0	0,00		0,00		0	
	2	0	0	0,00		0,00		0	
	3	104	17	4	16,35		3,85		-13
	5	5	0	0	0,00		0,00		0
	6	7	0	1	0,00		14,29		1
	7	3	0	1	0,00		33,33		1
	8	10	1	1	10,00		10,00		0
	9	11	0	0	0,00		0,00		0
	10	1	0	0	0,00	2,61	0,00	6,90	0
	11	8	1	3	12,50		37,50		2
	12	0	0	0	0,00		0,00		0
	13	35	1	4	2,86		11,43		3
	14	14	0	0	0,00		0,00		0
	15	5	0	0	0,00		0,00		0
	16	4	0	0	0,00		0,00		0
	17	2	0	0	0,00		0,00		0
	Plochy kosené					průměr % emigrací ploch pokosených před kosením		průměr % emigrací ploch pokosených po kosením	
4		30	10	3	33,33	10,00	10,00	-7	

Změny v emigracích

Výsledná hodnota změn v emigracích byla zjištěna vydělením procent emigrací po kosení a před kosením. Pro plochy nekosené (1 až 17 kromě4) byly změny v emigracích zprůměrovány. Výsledné hodnoty byly zaneseny do grafu.

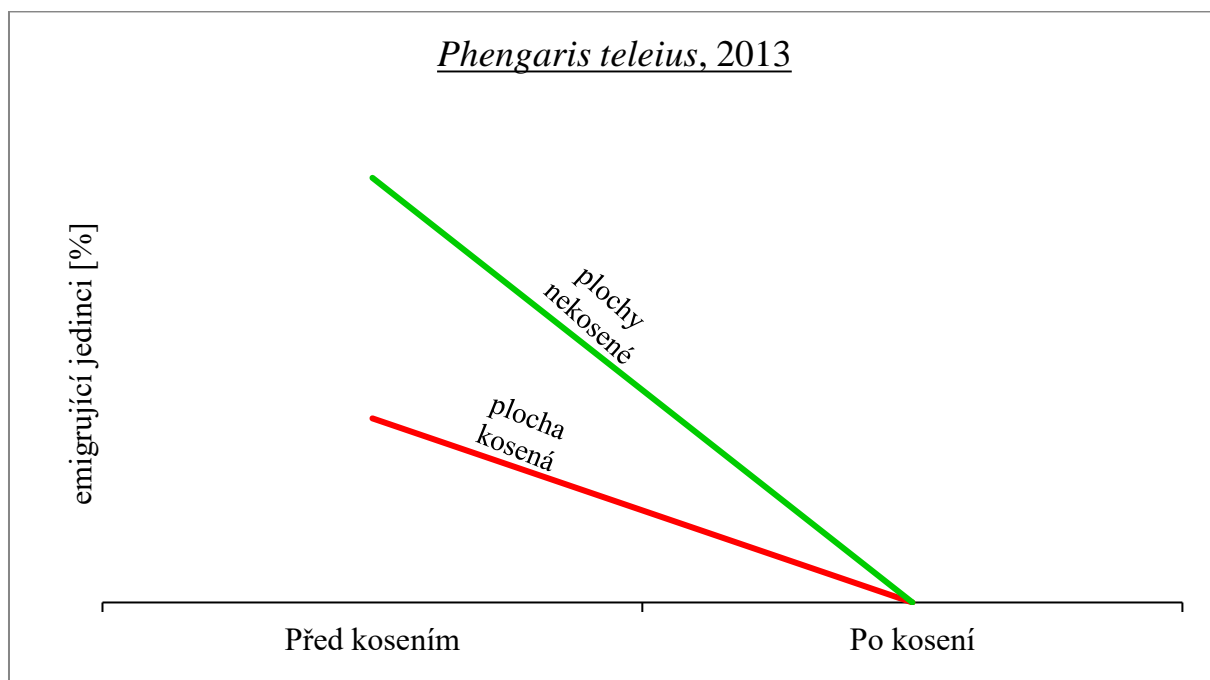
U druhu *P. nausithous* v letové sezoně v roce 2013 emigrovalo více jedinců před kosením mezi plochami nekosenými. Hodnoty změn v emigracích byly v této sezóně velmi nízké. Po pokosení plochy č. 4 emigrovalo málo jedinců, čemuž odpovídá i graf 1, který ukazuje snížení počtu emigrací po pokosení. K výraznějšímu snížení došlo u ploch nekosených.

Graf 1: Změny v emigracích po pokosení plochy č. 4 u ploch nekosených a plochy kosené v letové sezóně 2013 u druhu *P. nausithous*



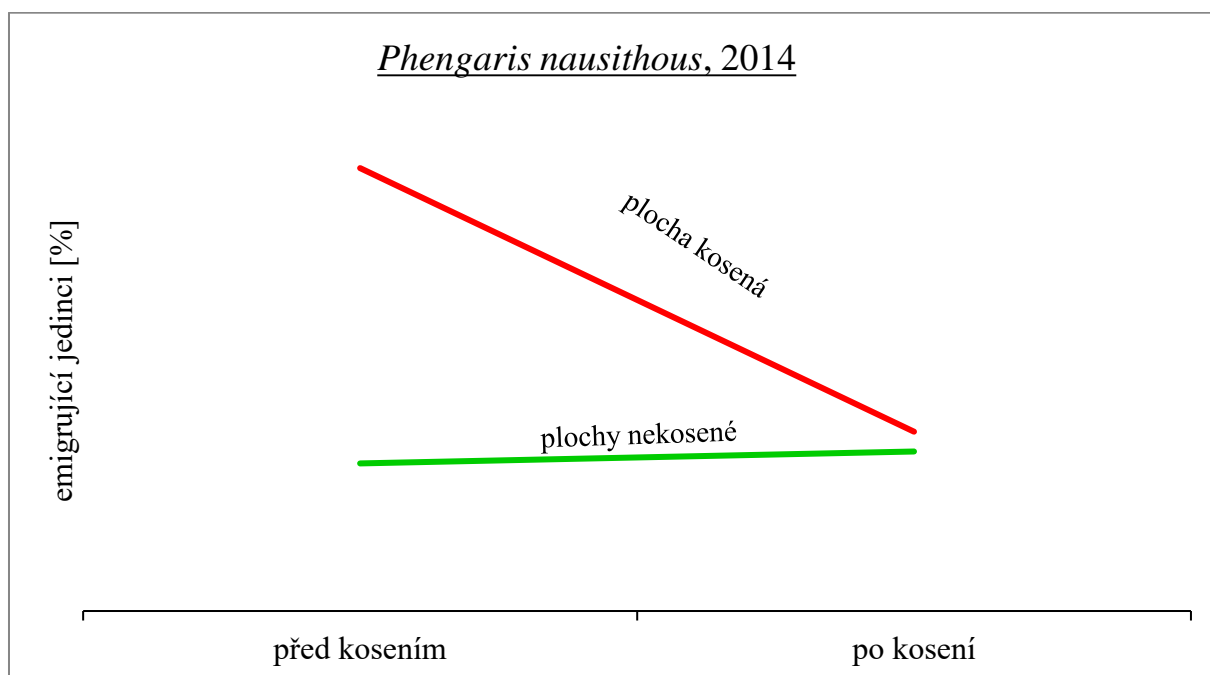
U druhu *P. teleius* byly v roce 2013 vyšší procenta emigrací před kosením také na plochách nekosených. V této letové sezóně nebyly po pokosení plochy č. 4 zaznamenány žádné emigrace ani u jedné skupiny ploch, čemuž odpovídá i grafické znázornění grafu 2.

Graf 2: Změny v emigracích po pokosení plochy č. 4 u ploch nekosených a plochy kosené v letové sezóně 2013 u druhu *P. teleius*



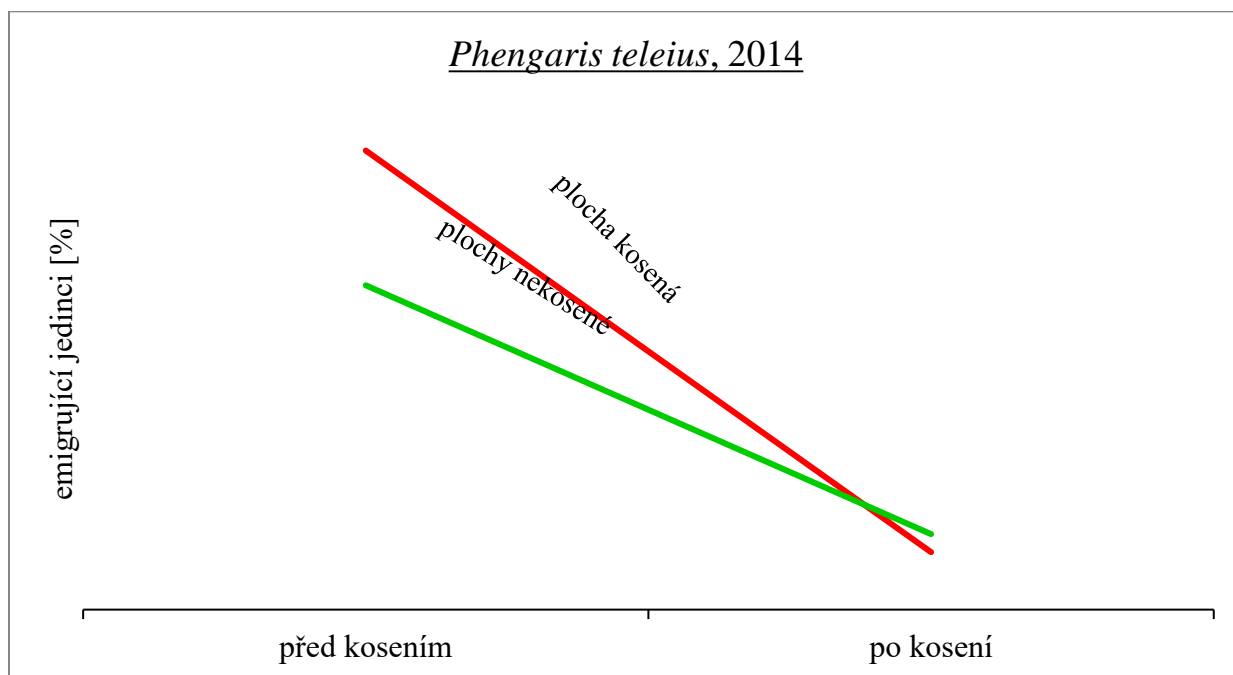
Zajímavé výsledky přinesl rok 2014. U druhu *P. nausithous* bylo zjištěno více emigrací před pokosením u plochy kosené, avšak po pokosení došlo u této plochy k snížení emigrací. Snížení nebylo ale tak výrazné jako v předchozím roce. U ploch nekosených došlo po pokosení k mírnému nárůstu emigrací, který vidíme na grafu 3.

Graf 3: Změny v emigracích po pokosení plochy č. 4 u ploch nekosených a plochy kosené v letové sezóně 2014 u druhu *P. nausithous*



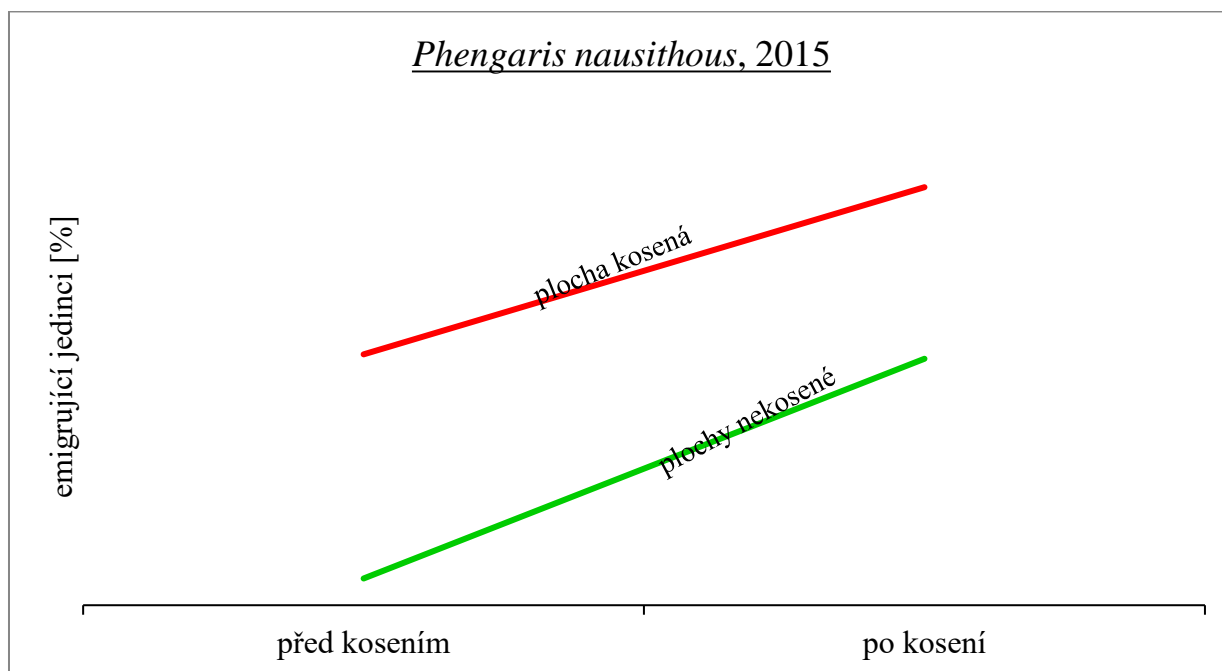
Více emigrací před pokosením bylo zjištěno i u plochy kosené u druhu *P. teleius* v roce 2014. Po pokosení této plochy došlo ke snížení emigrací. Snížení emigrací po pokosení bylo zaznamenáno také u ploch nekosených.

Graf 4: Změny v emigracích po pokosení plochy č. 4 u ploch nekosených a plochy kosené v letové sezóně 2014 u druhu *P. teleius*



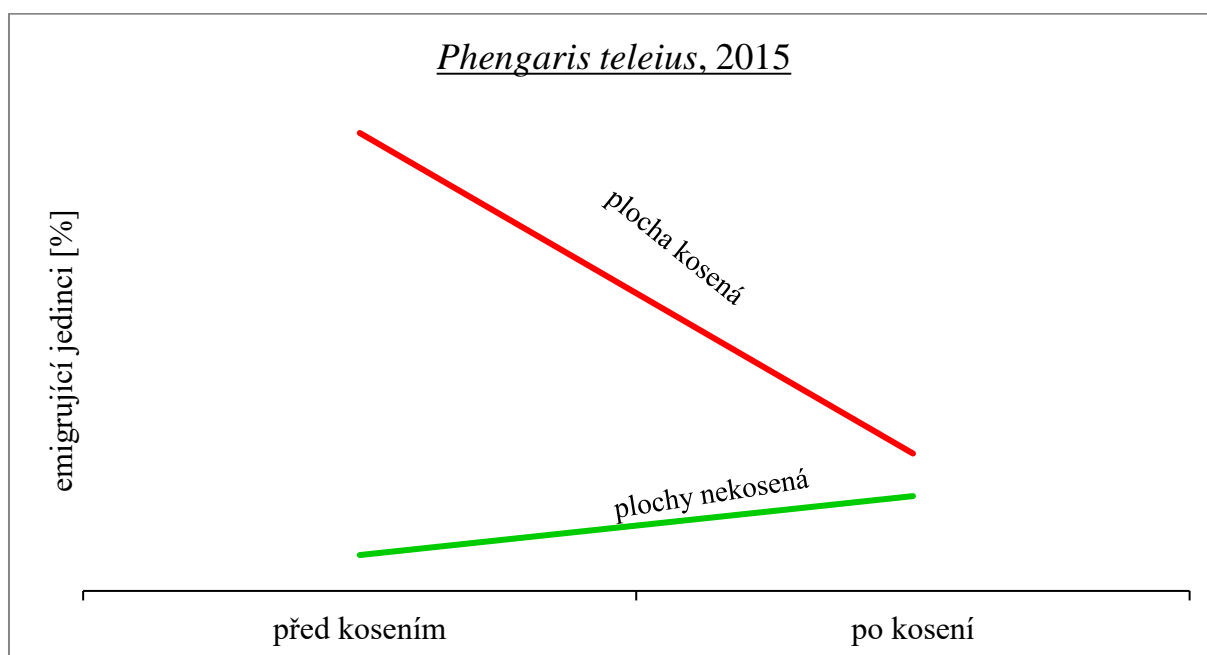
V letové sezóně v roce 2015 u druhu *P. nausithous* došlo po pokosení plochy č. 4 ke zvýšení emigrací u plochy kosené i u ploch nekosených. Vyšší procento emigrací bylo zaznamenáno u plochy kosené. Změny v emigracích byly po pokosení výraznější u ploch nekosených – nárůst o 15,46 %, zatímco u ploch kosených byl nárůst změn emigrací o 11,76 %.

Graf 5: Změny v emigracích po pokosení plochy č. 4 u ploch nekosených a plochy kosené v letové sezóně 2015 u druhu *P. nausithous*



U druhu *P. teleius* došlo v roce 2015 ke zvýšení emigrací pouze u ploch nekosených. Nárůst emigrací u těch ploch byl 4,29 %. U plochy kosené byly naopak zjištěny vyšší procenta emigrací před kosením a po jejím pokosení emigrace poklesly.

Graf 6: Změny v emigracích po pokosení plochy č. 4 u ploch nekosených a plochy kosené v letové sezóně 2015 u druhu *P. teleius*



5. 2. 1 Statistické výsledky vlivu managementu na emigrační chování

Pro porovnání managementových zákroků mezi plochami nekosenými a plochou kosenou za účelem zjištění statisticky významného efektu kosení byl použit program Statistica 13. Výsledky jsou zaznamenány v tabulce 19. pro letové sezóny 2013 až 2015 pro druh *P. nausithous* a *P. teleius*. V tabulce je dále uveden 95% dolní a horní interval spolehlivosti. Při porovnání 95% dolního a horního intervalu spolehlivosti ploch kosených se změnou v emigracích u plochy nekosené byl zjištěn výsledný efekt kosení na emigrace. Při statistickém šetření byly zjištěny čtyři různé významné efekty na emigrace.

- EZ (plochy kosené) > 95%DIS = nebyl zjištěn statisticky významný rozdíl mezi loukami kosenými a nekosenými, tzn. nebyl zjištěn žádný efekt kosení
-
- EZ (plochy kosené) < 95%HIS = nebyl zjištěn statisticky významný rozdíl mezi loukami kosenými a nekosenými, tzn. nebyl zjištěn žádný efekt kosení
-
- EZ (plochy kosené) > 95%HIS = emigrace z pokosené plochy se statisticky významně navýšily po kosení
-
- EZ (plochy kosené) < 95%DIS = emigrace z pokosené plochy se statisticky významně snížily po kosení

Tab. 19: Statistické zpracování efektu kosení na emigrace modrásků rodu *Phengaris* v letových sezónách 2013 až 2015

	P(np) ¹	SCH(np) ¹	95%DIS ²	95%HIS ³	EZ(kp)	porovnání EZ(kp) ⁴
<i>P. nausithous</i> 2013	-5,18750	1,458363	-8,04589	-2,32911	-1	EZ(kp)<95% DIS EZ(kp)<95% HIS
<i>P. nausithous</i> 2014	-2,50000	1,879716	-6,18424	1,184244	-7	EZ(kp)<95% DIS EZ(kp)<95% HIS
<i>P. nausithous</i> 2015	2,812500	1,025584	0,802355	4,822645	-7	EZ(kp)>95% DIS EZ(kp)<95% HIS
<i>P. teleius</i> 2013	-1,31250	0,575317	-2,44012	-0,18488	-20	EZ(kp)>95% DIS EZ(kp)<95% HIS
<i>P. teleius</i> 2014	-2,37500	0,870225	-4,08064	-0,66936	-25	EZ(kp)<95% DIS EZ(kp)<95% HIS
<i>P. teleius</i> 2015	-0,375000	0,870225	-2,08064	1,330641	4	EZ(kp)<95% DIS EZ(kp)<95% HIS

P-průměr, SCH-směrodatná chyba průměru, np-nekosené plochy, kp-kosené plochy, DIS-dolní interval spolehlivosti, HIS-horní interval spolehlivosti, EZ-změny v emigracích

¹výsledky ze Statistica 13

²95 % DIS = P(EZ) - 1,96 * SCH(EZ)

³95 % HIS = P(EZ) + 1,96 * SCH(EZ)

⁴EZ(kp) = E(po kosení) - E(po nekosení)

Po porovnání změn v emigracích u plochy kosené s vypočtenými hodnotami ploch nekosených bylo zjištěno, že kosení nemělo statisticky významný vliv na zvýšení emigrací v žádné letové sezóně ani u jednoho druhu modráška.

6 Diskuse

Pro výzkum vlivu lučního managementu na migrační chování byla zvolena lokalita Dolní Labe, na které byl monitoring modrásků rodu *Phengaris* zahájen v roce 2008. Od tohoto roku byly sledovány populační parametry motýlů ve všech letových sezónách. Díky dlouhodobé znalosti lokality byl navržen experiment disertační práce, který probíhal v letech 2013 – 2015. Veškeré výsledky a diskuze jsou zaměřeny pouze a výhradně na tyto tři roky výzkumu, na což považují za nutné zde výslovně upozornit.

6. 1 Diskuse k velikosti populace a populačním charakteristikám

Největší skutečná velikost populace u druhu *P. nausithous* byla zjištěna v letové sezóně roku 2014. U druhu *P. teleius* to bylo v roce 2013. Celková početnost populací obou druhů je na studované lokalitě Dolní Labe na hranici existenčního minima (Reed et al., 2003). Průměrná sezónní velikost skutečného odhadu velikosti populace (\hat{N}_{total}) byla u druhu *P. nausithous* za letové sezóny 2013–2015 vypočtena na 1013 jedinců a u *P. teleius* na 389 jedinců. Nižší velikost populace u *P. teleius*, v porovnání s *P. nausithous*, na lokalitě Dolní Labe odpovídá zařazení druhu do kategorie Evropského i Českého červeného seznamu. Vyšší stupeň ohrožení (VU) je v obou seznamech přiřazen druhu *P. teleius* (Farkač et al., 2005; van Swaay et al., 2010). Vzhledem k tomu, že lokalita Dolní Labe je monitorována již roku 2008 (Bubová et al., 2012; Bubová et Vrabec 2013; Bubová et al., 2003; 2014; 2016 a, 2016b; Nowicki et al., 2014) je zde znám dlouhodobý trend vývoje velikosti populace. U populací modrásků rodu *Phengaris* se tu z dlouhodobého hlediska projevuje typická sezónní dynamika s různými sezónními výkyvy, které naznačují možný budoucí vývoj populací. Avšak dlouhodobé pozorování velikosti populace není tématem této disertační práce.

Z hlediska populačních charakteristik za letové sezóny 2013–2015 byl poměr pohlaví na lokalitě Dolní Labe spíše vyrovnaný. U druhu *P. nausithous* byl lehce ve prospěch sameců a naopak u *P. teleius* byl ve prospěch samic. Tyto výsledky odpovídají studii Körösi et al. (2012) v západním Maďarsku, avšak Nowicki et al. (2005a) při studiu v jižním Polsku uvádí u obou druhů poměr pohlaví lehce ve prospěch samic. Délka letové sezóny po dobu tří let pozorování trvala u druhu *P. nausithous* průměrně 40 dní. Průměrná délka života byla u tohoto druhu 2,2 dny. Z dostupné literatury, která uvádí průměrnou délku letové sezóny a délku života (Pfeifer et al., 2000; Nowicki et al. 2005a, b; Pfeifer et al. 2007; Vodě et al. 2010) byly zpracovány průměrné hodnoty těchto parametrů (Bubová et al. 2016b) a za průměrnou délku letové sezóny uvedeno u *P. nausithous* 38,72 dnů a průměrná délka života konstatována 3,26 dní. Podobně byly parametry zpracovány i pro *P. teleius* a průměrné hodnoty v literatuře (Nowicki et al.

2005a, b; Nowicki et al. 2009; Vodá et al. 2010) po sečtení Bubová et al. (2016b) uvádí průměrnou délku letové sezóny pro tento druh 39,14 dnů a průměrnou délku života 2,8 dní. Podobné hodnoty průměrné délky letové sezóny byly pro *P. teleius* zjištěny za tři roky výzkumu i na lokalitě Dolní Labe, a to 38 dní, zatímco průměrná délka života zde byla nižší a činila 1,96 dnů.

Nejvíce motýlů u *P. nausithous* bylo pro letové sezóny 2013–2015 zachyceno na ploše č. 6, u druhu *P. teleius* pak na ploše č. 3. Osídlení ploch modrásky rodu *Phengaris* je úzce spjato s přítomností živné rostliny krvavce totenu a mravenců rodu *Myrmica*. Botanický výzkum na lokalitě Dolní Labe s konkrétním zaměřením na živnou rostlinu modrásků zde v uvedených letech neprobíhal. Avšak z přímého pozorování v průběhu výzkumu je možné konstatovat, že na ploše č. 3 a 6 je živná rostlina hojně zastoupená. Druhovým zastoupením mravenců se na lokalitě Dolní Labe věnovala diplomová práce z roku 2012 (Černá, 2012). Na obou plochách byli mravenci rodu *Myrmica* nalezeni, a to pomocí metody pastí s cukernou návnadou. V početnějším zastoupení byli odchyceni na ploše č. 3, méně pak na ploše č. 6. Densita motýlů na plochách je také ovlivněna způsobem obhospodařování luk (Wallis de Vries et al., 2006; D'Aniello, 2011). Tabulka 1 shrnuje typy managementových zásahů na všech plochách v letech 2013–2015 (srov. Bubová et al. 2016a). Pro představu o složitosti celé problematiky je vhodné upozornit zejména na situaci dlouhodobě sledovaných ploch s největší populací zájmových druhů *Phengaris*: č. 3 a 6. Plocha č. 3 byla po celou dobu výzkumu kosena v režimu „vhodného managementu“, což znamená jednou ročně, ve všech případech na jaře před začátkem letové sezóny, v letech 2013 a 2015 celoplošně a v roce 2014 byla aplikována mozaikovitá seč. Tento způsob kosení doporučuje mnoho autorů (Johst et al., 2006; Novák et al., 2007; Grill et al., 2008). Možné je kosit také na podzim, dle Körösi et al. (2014) je optimální kosení v září. Zatímco plocha č. 6 byla zařazena do režimu „nevhodného managementu“. Ve všech letech výzkumu byla pokosena vždy uprostřed letové sezóny a obhospodařována intenzivním způsobem nevhodným pro modrásky (Bubová et al., 2015). V dřívějších letech (2011) byla louka také vypálena. Občasný výpal louky však dle Nowicki et al. (2015) modráskům neškodí. Výsledky porovnání aplikovaných managementů na lokalitě Dolní Labe (Bubová et al., 2016a) prokázaly jednoznačně pro oba druhy jako nejvhodnější management kosení jednou ročně mimo letovou sezónu, v jejichž režimu je obhospodařována plocha č. 3. Avšak nejhojnější výskyt druhu *P. teleius* na ploše č. 6, která neodpovídá vhodným podmínkám je diskutabilní. Možným vysvětlením je dřívější počátek letové sezóny u tohoto druhu (Beneš et al., 2002). Dospělci se líhnou již začátkem července, a kosení na těchto loukách většinou proběhla až po dosažení vrcholu letové sezóny *P. teleius*, tudíž většina samic již stihla naklást vajíčka a

housenky se přesunuly do mravenišť. Zatímco vrchol letové sezóny u *P. nausithous* je o pár dní posunut, tudíž housenky zůstaly stále na rostlině a kosení zasáhlo do vývojového cyklu (Johst et al., 2006). I přesto je populace *P. nausithous* na této ploše také početná a domnívám se, že kdyby nedocházelo k úmyslnému kosení, mohla by být plocha jednou z populačně nejsilnějších na celé lokalitě. Vhodné kosení nelze bohužel zajistit, jelikož louka patří soukromému majiteli a i přes domluvy či pokuty ze strany AOPK, kosení je realizováno každý rok.

Dlouhodobý vývoj kosené plochy č. 4 je známý už od počátku monitoringu na lokalitě Dolní Labe od roku 2008. Z hlediska výzkumu vlivu managementu na emigrační chování je vývoj v letových sezónách 2013 až 2015 komentován v poslední části diskuse.

6. 2 Diskuse k migracím

Dlouhodobě jsou na lokalitě Dolní Labe monitorovány migrace. V disertační práci jsem se zaměřila na zpracování % migrujících jedinců a vzdáleností, které motýli vykonají během migrací; na maximální doletové vzdálenosti a v diskuzi na plochy, které jsou nejčastěji využívány motýly z hlediska migrací za letové sezóny 2013–2015.

Na lokalitě Dolní Labe je prokázána komunikace jednotlivých ploch prostřednictvím přeletujících jedinců. Prakticky pro každou plochu byla zjištěna propojenost s populačním systémem migranty. Což je pozitivní pro zajištění silné metapopulační stability (Hanski et al., 1996). Zjištěná míra migrací je pro oba druhy za tři letové sezóny 13,85 %. V základní studii o migracích uvádí Nowicki et al. (2005a), že průměrně u *P. nausithous* a *P. teleius* migruje až 25 % jedinců. Tuto hodnotu migrací potvrdili i Nowicki et Vrabc (2011), kteří na lokalitě Přelouč v České republice zjistili míru migrací pro oba druhy 20 až 30 %. Další studie uvádějí míru migrací pro každý druh zvlášť. Hovestadt et al. (2011) zjistili u *P. nausithous* až 40 % migrací. Tato míra migrací je v rozporu s výsledky na lokalitě Dolní Labe, kde byla zjištěna míra migrací u *P. nausithous* za tři letové sezóny pouze 16,26 %. Hodnota se spíše blíží výsledkům Skórky et al. (2013b), který uvádí pro druh *P. teleius* míru migrací 10 %. V našem případě byla na lokalitě Dolní Labe pro *P. teleius* hodnota obdobná a za tři letové sezóny migrovalo u tohoto druhu 11,43 % jedinců. Vysvětlení různé míry migrací podávají Nowicki et Vrabc (2011), kteří prokázali vliv hustoty populace na migrační schopnosti obou druhů. Vysoké míry migrací se objevují v letových sezónách v případě, kdy metapopulace dosáhne svého maxima. Tento fakt je možné dokázat pouze u lokalit s dlouhodobým monitoringem. V našem případě, kdy jsme provedli srovnání předchozích letových sezón, je možné tuto teorii potvrdit jen zběžně, protože letové sezóny 2013–2015 nebyly zdaleka nejsilnější za dobu devítiletého monitoringu lokality Dolní Labe. Z výsledků zde předložené studie byla také potvrzena vyšší migrační

úspěšnost u druhu *P. nausithous*. Tato migrační úspěšnost souvisí hlavně s vyšším počtem migrujících jedinců k celkové velikosti své populace. Výsledky většina autorů dokládá společně v závislosti na délce migrací, které budou diskutovány níže.

Ve všech třech sledovaných letových sezónách na lokalitě Dolní Labe u druhu *P. nausithous* migrovali více samci, než samice. U samců činily průměrně migrace 18,94 % a u samic to bylo 16,26 %. Stejně tomu bylo i pro druh *P. teleius*, kdy rozdíl mezi procenty migrací byl u samců výraznější. U samců migrovalo 15,81 % a u samic 11,43 %. Zde se vlastní výsledky rozcházejí se studiemi Kőrösi et al. (2012) a Skórka et al. (2013a), kteří přisuzují vyšší migrační úspěšnost samicím. Nowicki et Vrabc. (2011) vysvětlují vyšší migrační poměr u samic tím, že díky nim mají lepší možnost naklást vajíčka na nejvhodnější plochy, což pomáhá maximalizovat přežití potomstva (Bergman et Landin, 2002). Nižší míra migrací u samic na lokalitě Dolní Labe s největší pravděpodobností souvisí s tím, že u většiny sledovaných letových sezón bylo samců na lokalitě o něco málo více, tudíž samci migrovali více kvůli vyhledávání samic k páření. Druhé možné vysvětlení je, že plochy byly tak kvalitní a zdrojů takový dostatek, že samice necítili potřebu vyletovat (tj. opak zdůvodnění vyšších migrací v Nowicki et Vrabc 2011).

Významným migračním ukazatelem je průměrná vzdálenost, kterou motýli během migrací vykonají. Znalosti o překonaných vzdálenostech nám umožňují lépe porozumět tomu, jak motýli vnímají krajinu, čímž můžeme nastolit pro ně nejvhodnější podmínky pro ochranu. Průměrnými migračními vzdálenostmi se zabývalo mnoho autorů. Vlastní výsledky průměrných migračních vzdáleností za letové sezóny 2013 až 2015 pro druh *P. nausithous* vysoce překračují dříve publikované hodnoty. Konkrétní průměrné vzdálenosti se v jednotlivých studiích různí. Autoři uvádějí hodnoty od 40 m (Kőrösi et al., 2012; Skórka et al., 2013a) až po 600 m (Hovestadt et al., 2011). Na lokalitě Dolní Labe činila za 3 letové sezóny průměrná migrační vzdálenost 1000 až 1500 m. Nowicki et al. (2014) lokalitu Dolní Labe (konkrétně letovou sezónu 2010) zahrnul do sledování vlivů matrixu krajiny na délky migrací. Vybrané lokality rozdělil do dvou typů. Prvním typem byly lokality s krajinou otevřenou a druhým lokality zalesněné, druhý typ reprezentuje Dolní Labe. Pro zalesněnou krajinu uvádí průměrnou migrační vzdálenost 500 až 1500 m. Tyto hodnoty jsou dle Nowicki et al. (2014) typické pro nehostinné zalesněné krajiny, kde musí motýl překonat delší vzdálenosti pro vyhledání vhodné plochy. Delší průměrné migrační vzdálenosti byly zjištěny pro druh *P. nausithous* u samců. Avšak rozdíl mezi samicemi je velmi nízký (♂ 1190 m; ♀ 1187 m). Přesto tento výsledek potvrzuje výše uvedený fakt o vyšší migrační úspěšnosti samců na lokalitě Dolní Labe. Nižší průměrné migrační vzdálenosti za tři letové sezóny byly zjištěny pro druh *P. teleius*, a to v rozmezí od 600 do 900 m. Naše výsledky průměrných migračních

vzdáleností nejvíce odpovídají publikaci Skórka et al. (2005), který uvádí pro *P. nausithous* 602 m a pro *P. teleius* 706 m. My jsme však u druhu *P. teleius* zjistili kratší doletové vzdálenosti, což se shoduje s Kőrösi et al. (2012). Velice nízké průměrné doletové vzdálenosti udává Skórka et al. (2013a) a to pouze kolem 40 metrů pro oba druhy, což je v rozporu s našimi výstupy. Ale na rozdíl od druhu *P. nausithous* migrovaly na delší vzdálenosti u druhu *P. teleius* samice (♂ 760 m; ♀ 1013 m). Avšak v rozdílu mezi procentuální hodnotou migrací samců a samic, výrazně převyšovali samci, tudíž bych se přikláníla ke stejným závěrům, jako u *P. nausithous*, a to, že samci byli z hlediska migrací úspěšnější.

V rámci migrací byly sledovány také maximální doletové vzdálenosti. Tento údaj je z pravidla omezen velikostí lokality a vzdáleností jednotlivých ploch. Pomocí něj je možné i vytvořit schéma fungujících metapopulací na nových lokalitách (Popović et al., 2014). Maximální vzdálenost mezi plochami na lokalitě Dolní Labe je 5,21 km, což je zde také maximální zjištěná doletová vzdálenost. Jedná se o přelet mezi plochami č. 1 a č. 6. Tato nejdelší migrace byla vykonána pouze *P. nausithous* v letové sezóně roku 2014 a překonali jí dva samci a dvě samice. U *P. teleius* byla zaznamenána nejdelší doletová vzdálenost v roce 2015 a činila 4,16 km, byla vykonána samcem mezi plochami č. 3 a č. 6. Naše výsledky odpovídají základní literatuře, která uvádí jako maximální doletové vzdálenosti pro oba druhy 5 km (Nowicki et al., 2005a; van Langevelde et Wynhoff 2009). Hovestadt et al. (2011) uvádí pro druh *P. nausithous* nejdelší vzdálenost dokonce 5,7 km. Nízké maximální doletové vzdálenosti zaznamenali pro oba druhy Kőrösi et al. (2012) a Skórka et al. (2013a) a ty se pohybovaly pouze od 190 do 515 m, přičemž na lokalitě Dolní Labe jsou za letové sezóny 2013–2015 doloženy vyšší i průměrné vzdálenosti migrací. Motýli na lokalitě mohou migrovat i několikrát během svého života na různé plochy. U těchto jedinců se pak maximální přeletové vzdálenosti zvyšují. Nejvyšší zjištěná nalétaná vzdálenost na lokalitě Dolní Labe u druhu *P. nausithous* byla 8,32 km a vykonaly jí samice v letové sezóně 2013 a 2015. V obou letových sezónách se jednalo o migrace z plochy č. 3 na plochu č. 6 a z ní zpět na plochu číslo 3, což jsou již dříve zmiňovány nejvíce osídlené plochy. U druhu *P. teleius* byla nejdelší vzdálenost v průběhu života motýla 5,25 km. Byla vykonána samcem v roce 2014 a jednalo se o přelet z plochy č. 1 na plochu č. 5 a následně na plochu č. 6.

Ve všech sledovaných migračních parametrech vlastní výsledky jednoznačně potvrzují vyšší mobilitu druhu *P. nausithous*. U tohoto druhu migrovalo vyšší procento jedinců na delší vzdálenosti. Jedná se o jasné potvrzení toho, na jaký druh je potřeba se zaměřit z důvodu ochrany, protože nízká míra kolonizace a mobility jsou základní charakteristiky, která jsou typické pro ohrožené druhy motýlů (Kotiaho et al., 2005; Mattila et al., 2006; Nylin at

Bergström 2009; Habel et al., 2015). Bubová et al. (2016b) prokázali vliv i tohoto faktoru na vyšší stupeň ohrožení motýlů.

Mobilitu a šíření motýlů je možné ovlivnit hlavně způsobem obhospodařování a kvalitou jednotlivých ploch. Ne na všech plochách je možné zajistit management nejvhodnější pro modrásky. Některé plochy jsou ve vlastnictví soukromých majitelů a v některých letových sezónách chybí finanční prostředky pro zajištění pokosení ploch. Na základě dostupných informací a znalosti emigrační aktivity motýlů je možné objasnit volbu ploch během emigrací modrásků, což souvisí s managementem ploch (srov. Bubová et al. 2015, 2016a). Výběr nejčastěji preferované plochy pro emigrace v letové sezóně 2013 u druhu *P. nausithous* i *P. teleius* byl poměrně zajímavý. Neatraktivnější byla pro přistěhovalce plocha č. 15, která je již dlouhodobě zařazena do kategorie nevhodného managementu. Tato plocha nebyla již mnoho let kosena, zarůstá náletem a množstvím živné rostliny zde ubývá. Ačkoliv existuje mnoho druhů motýlů, kterým vyhovuje prvotní stádium sukcese, což je charakteristické pro tuto plochu (van Swaay et al., 2011) modrásci do této skupiny nepatří, ale také jim přímo zásadně neškodí zalesňování (Bubová et al., 2015), spíše intenzivní zemědělství a odvodňování (Wynhoff et al., 2011; Kajzer-Bonk et al., 2013). Avšak plocha č. 15 byla u modrásků nejpreferovanější pro emigrace pouze v této letové sezóně, v minulých ani následujících tomu tak nebylo. Proto je pravděpodobné, že vyšší zájem plyne spíše z přirozeného populačního vývoje a časových křivek výskytu populace. V následující letové sezóně byly nejvyhledávanější plochy č. 3 a 13 pro oba druhy modrásků. Ty byly v roce 2014 obhospodařovány vhodným způsobem managementu. Plocha č. 3 byla kosena na jaře rotační sečí a plocha č. 13 také na jaře celoplošně. Tento typ managementu doporučuje mnoho autorů (Johst et al., 2006; Kőrösi et al., 2009) a jeho správnost byla potvrzena množstvím emigrantů také v letové sezóně 2015 opět u obou druhů. V tomto roce vhodný management pokračoval. Na obou plochách se vyskytuje dostatek živné rostliny, která je nepostradatelná pro vývoj modrásků (Musche et al., 2008). V dřívějších studiích bylo prokázáno, že počet a velikost hostitelské rostliny neovlivňuje hojnost motýlů (Nowicki et al., 2007; Popović et al., 2014), ale určitě přizpívá k výši emigrantů, kdy nejčastěji samice emigrují kvůli vyhledávání živné rostliny, která bude vhodná pro naklazení vajíček (Bergman et Landin, 2002). Jednou z hlavních předností obou nejvyhledávanějších ploch je bezesporu jejich velikost, protože je známo, že během disperze opustí motýli spíše louku malou, než velkou (Wahlberg et al., 2002). Rozloha obou se pohybuje kolem 6200 m² a patří mezi 5 největších na lokalitě Dolní Labe. Pokud bude pokračovat nastavený management i v dalších sezónách je pravděpodobné, že modrásci budou tyto louky vyhledávat pro své emigrace i nadále.

6. 3 Diskuse k vlivu managementu na emigrační chování

Hlavním cílem disertační práce bylo prokázání vlivu lučního managementu na emigrace u modrásků rodu *Phengaris*. Druhy *P. nausithous* a *P. teleius* patří mezi motýly k nejprostudovanějším druhům z hlediska disperzního chování. Migračními charakteristikami se zabývalo mnoho autorů (Nowicki et al., 2005; 2014; Kőrösi et al. 2012), avšak o cíleném vyvolání emigrací pokosením louky v době letu imag neexistují žádné údaje. Potvrzení těchto údajů by přineslo převratnou schopnost cílené manipulace s disperzemi modrásků hlavně z hlediska ochrany a dlouhodobého přežití metapopulací. Praktické využití ovlivnění emigrací by se uplatnilo v případech nutného vyřazení kolonie či systému ploch, které vytvářejí ucelenou metapopulacize stavebních důvodů či jiného hospodářského využití. Takovým příkladem je teoreticky i zplavnění úseku Labe u Přelouče (Vrabec et al., 2008; 2016).

Tři roky výzkumu, po které probíhalo záměrné pokosení plochy v době letu motýlů, přinesly zajímavé informace. Pro dlouhodobý vliv těchto zákroků na populace modrásků by bylo zapotřebí další roky výzkumu, Pokus byl zaměřen na sledování všech emigrací v průběhu letové sezóny, detailněji pak po provedení kosení na vybrané ploše č. 4. Za zásadní považuji diskuzi k jednotlivým letovým sezónám a konkrétním postupu aplikování managementových zákroků.

První rok pokusu v letové sezóně 2013 byla sezóna modrásků zahájena klasicky na počátku července. Termín pokosení byl dle metodiky naplánován přibližně na polovinu letové sezóny modrásků. Konečné datum pokosení mělo být určeno dle aktuálního počtu motýlů na lokalitě. Z dřívějších let výzkumu a znalosti literatury ohledně délky letové sezóny (Pfeifer et al., 2000; Nowicki et al., 2005a; 2007; Pfeifer et al., 2007; Voda et al., 2010), která se pohybuje v různém rozmezí, jsme však vrchol letu modrásků odhadli na pozdní termín. Kosení zvolené plochy č. 4 bylo provedeno až dne 12. 8. 2013. Pozdní termín kosení se výrazně projevil hlavně u druhu *P. teleius*. Po tomto termínu již nebyla zjištěna žádná emigrace a letová sezóna byla ukončena. U tohoto druhu po pokosení plochy č. 4 nebyl zjištěn žádný vliv managementu na emigrační chování. Při výpočtu procent emigrací byl pak zřejmý propad emigrační křivky. U druhu *P. nausithous* byly po pokosení plochy zjištěny nízké hodnoty emigrací na všech plochách. A podobně jako u druhu *P. teleius* grafická křivka porovnání procent emigrací před a po pokosení plochy ukázala výrazné snížení odletů na všech plochách. První letová sezóna pokusu tedy nepřinesla příznivé výsledky, ale zato důležité informace o potřebě dřívějšího kosení. V roce 2014 jsme se již spolehli na průměrné výpočty vrcholů letových sezón a ne na aktuální situaci na lokalitě. Byl stanoven pevný termín a záměrné nevhodné kosení plochy č. 4 proběhlo dříve - dne 27. 7. 2014. Na následující dny bylo na lokalitě zajištěno dostatečné množství terénních

pracovníků, aby se zajistilo důkladné prolovení všech emigrací. Avšak ihned po kosení výzkum emigrací přerušily nepříznivé podmínky pro monitoring a let modrásků, protože 4 dny po kosení v okolí lokality Dolní Labe intenzivně pršelo a motýli neaktivovali. Monitoring pomocí metody zpětných odchytů značených jedinců je možné realizovat pouze za příznivého počasí, což předpokládá žádný déšť (Hanski et al., 2000; Zimmermann et al., 2011; Nowicki et al., 2014). Je pravděpodobné, že špatné počasí ovlivnilo prvotní záchyt emigrací ihned po pokosení, avšak u obou druhů byly v dalších dnech určité emigrace zachyceny. U druhu *P. teleius* byla situace obdobná jako v letové sezóně roku 2013 a po pokosení bylo zjištěno pouze malé procento emigrací. Porovnání emigrací před kosením a po kosení opět ukázalo snížení emigrací po pokosení plochy č. 4 na všech plochách. U *P. nausithous* bylo i přes nepříznivé počasí sledováno po pokosení poměrně vyšší procento emigrací. U ploch nekosených došlo v tomto roce dokonce o mírný nárůst procent emigrací po pokosení, než tomu bylo před kosením. Zdali byl nárůst statisticky průkazný na vliv emigrací, bude oddiskutováno v následující kapitole. U plochy kosené počet emigrací opět poklesl. Vliv počasí má zcela zjevně na aktivitu motýlů výrazný dopad. Zpravidla je tento vliv sledován z hlediska dlouhodobých klimatických změn (Maes et al. 2010; Novacek and Cleland 2001), což je v našem případě tří let výzkumu nepodstatné.

Při prokázání vlivu kosení a zvýšení procent emigrací alespoň u ploch nekosených jsme v letové sezóně 2015 zvolili opět podobný termín kosení. To proběhlo dne 26. 7. 2015 a podmínky pro monitoring motýlů byly na lokalitě Dolní Labe ideální. V této letové sezóně byl zjištěn nárůst emigrací u ploch kosených i u plochy nekosené u druhu *P. nausithous*, statisticky význam tohoto nárůstu bude okomentován opět v další kapitole diskuze. U druhu *P. teleius* došlo poprvé za dobu pokusu také k nárůstu emigrací po pokosení, ale pouze na plochách nekosených. U plochy pokosené se emigrace opět snížily. Podmínky v tomto roce byly nastaveny vhodným způsobem a možný vliv, na to, že se neprojevil nárůst emigrací na ploše pokosené, může mít nízká početnost populace *P. teleius* v této letové sezóně (hranice statistické chyby). Hlavně pak bylo velmi málo motýlů tohoto druhu právě na kosené ploše č. 4. Snížení počtu druhu na této ploše bude dále diskutováno.

6. 3. 1 Diskuse ke statistickým výsledkům vlivu managementu na emigrace

Po provedení statistických výpočtů, které se zakládaly na porovnání hodnot emigrací na ploše pokosené a na plochách nekosených byly možné čtyři varianty výsledků. Vypočtené hodnoty prezentovaly, zdali byl zjištěn statisticky významný rozdíl v emigracích mezi plochami kosenými a plochou nekosenou před a po aplikaci managementového zákroku, který měl

emigrace vyvolat. Další statistické zjištění také poukázaly na to, jestli se emigrace po kosení průkazně navýšily nebo snížily. Výsledky ukázaly, že kosení v době letu imág s cílem záměrně vyvolat emigrace, nebylo v žádné letové sezóně statisticky průkazné. I když v roce 2015 bylo zjištěno u ploch nekosených i u plochy kosené vyšší procento emigrací po pokosení, nebyl ani v tomto případě vliv statisticky průkazný.

V závěru diskuse považují za důležité nastínit vývoj populace modrásků *P. nausithnou* a *P. teleius* na kosené ploše č. 4 po třech letech aplikace experimentu. Přesto, že je z mnoha studií známý nepříznivý vliv kosení v době letu imag, rozhodli jsme se experiment uskutečnit s vyhlídkami pozitivních závěru k dosažení všech cílů a hypotéz. V modelové publikaci o způsobu správného kosení pro modrásky rodu *Phengaris* uvádí Johst et al. (2006) fakt, že kosení uprostřed letové sezóny motýlů způsobuje ničení vajíček, larvální mortalitu a ztrátu zdrojů pro dospělé. K podobným závěrům s přihlédnutím na vhodné podmínky pro hostitelské mravence rodu *Myrmica*, došli také Grill et al. (2008), kteří podporují variantu aplikovat kosení ve druhé polovině září. Kosení v září je také nejvhodnější dle Kőrösi et al. (2014). V této studii byly louky zpravovány čtyřmi rozdílnými managementy a sledovány po dobu tří let. Louky byly koseny jednou ročně v květnu nebo v září, další pak dvakrát ročně v květnu a v září a v posledním případě nebyl na louce aplikován žádný management. Neoptimálnější bylo kosení v již zmíněném září. Avšak přímým důsledkem kosení v období letu imag se na počátku našeho výzkumem nezabývala žádná z publikací. Osídlení jednotlivých ploch Dolního Labe modrásky *Phengaris* je poměrně rovnoměrné a proto jsme předpokládali, že nevhodné kosení jedné z ploch nebude mít alarmující důsledky na velikost celkové populace, zvláště pokud si uvědomíme, že zásobní pool housenek motýlů v mraveništích se udržuje až dva roky (prodloužení vývoje housenek v mraveništích až na 22 měsíců viz Sliwinska et al., 2006). Avšak vliv kosení v době letu imág se na velikosti populace na kosené ploše č. 4 projevil. U obou druhů modrásků došlo ke snížení populace na této ploše. Při závěrech vycházíme z hodnot \hat{N}_{total} vypočtených pomocí programu MARK. Snížení velikosti populace se výrazně projevilo hlavně u druhu *P. nausithous*, kdy v roce 2013 byla skutečná velikost populace 410 jedinců. V následující letové sezóně to bylo 182 jedinců a v roce 2015 pak byla skutečná velikost populace na kosené ploše č. 4 pouze 64 jedinců. U tohoto druhu se jedná až o 84,4 % snížení velikosti populace. U *P. teleius* nebylo snížení tak výrazné. V roce 2013 byla skutečná velikost populace 104 jedinců, v následující letové sezóně 2014 to bylo 75 jedinců a v roce 2015 pak 90 jedinců, což je pokles o 14,08 %. Důležité je poznamenat, zdali došlo ke snížení celkové

metapopulace modrásků vlivem kosení v letech experimentu 2013 až 2015. V letové sezóně 2013 byla skutečná velikost celkové populace u druhu *P. nausithous* 952 jedinců v následujícím roce výzkumu 2014 došlo k navýšení populace a celková skutečná velikost populace byla 1486 jedinců, což odpovídá nárůstu o 56,09 %. V posledním roce výzkumu 2015 došlo ke snížení velikosti populace a skutečná velikost byla 602 jedinců, to při porovnání s prvním rokem výzkumu ukazuje na snížení o 36,76 %. Tyto výsledky u druhu *P. nausithous* naznačují, že snížení celkové velikosti populace bylo v letových sezónách 2013 až 2015 nižší, než snížení skutečné velikosti populace na kosené ploše č. 4. Důležitý je pak také nárůst skutečné velikosti populace v letové sezóně 2014, což jasně dokazuje, že z hlediska celkové populace se jedná o fluktuaci celé populace, která je u modrásků rodu *Phengaris* běžná. U druhu *P. teleius* činila skutečná velikost populace na celé lokalitě 406 jedinců. V dalším roce výzkumu to bylo 391 jedinců, což odpovídá poklesu o 3,69 %. V poslední letové sezóně 2015 byla skutečná velikost celkové populace 371 jedinců a odpovídá to snížení velikosti populace v porovnání s prvním rokem výzkumu o 8,62 %. Tyto hodnoty snížení u celkové velikosti populace také nepřesahují zjištěné výsledky poklesu modrásků na kosené ploše č. 4 a podobně jako u *P. nausithous* odpovídá vývoj celkové velikosti populace na lokalitě Dolní Labe klasickým vlivům fluktuace. Je tedy jasné, že ke snížení velikosti populace došlo pouze na louce kosené. Avšak zjištěné výsledky Popović et al. (2014) v publikaci o distribuci *P. teleius* v severním Srbsku naznačují, že kosení, které prováděli v červenci, shledali pro tento druh také přijatelné a dokonce výhodné. Zjistili, že i na loukách pokosených v červenci se do konce letové sezóny objeví produktivní výhonky hostitelské rostliny. Dodávají však, že tento fakt by měl být používán s opatrností a absence modrásků na některých loukách v Srbsku může být přímým důsledkem nevhodných režimů kosení. Přesto, že mnohé studie dokládají, že druh *P. teleius* je náchylnější k vymírání a nevhodným podmínkám (Figurny et al., 2000; Wynhoff et al., 2001; Bereczki et al., 2015), naše data a publikace Popović et al. (2014) ukazují, že s kosením v době letu se tento druh může vyrovnat lépe, než *P. nausithous*. Pro podpoření tohoto tvrzení by bylo zapotřebí provedení podrobnějšího výzkumu. Avšak v konečném závěru se přikláníme v naší studii k dřívějším autorům (Johst et al., 2006; Kőrösi et al., 2014) a podporujeme kosení spíše mimo letové období modrásků.

7 Závěry a doporučení pro využití poznatů v praxi

Vhodná stanoviště pro motýly v posledních desetiletích razantně ubývají. Důvody jejich snížení jsou hlavně intenzivní zemědělství, zalesňování, průmysl či urbanizace. Pokud by bylo možné pomocí řízeného vyvolání emigrací imág motýlů zajistit přesídlení populace, znamenalo by to průlomové řešení v otázce vymírání ohrožených modrásků *Phengaris nausithous* a *P. teleius*. Základním cílem studie proto bylo vytvoření kompromisního řešení pro nastavení vhodného typu obhospodařování luk z hlediska modrásků rodu *Phengaris*, tak aby mohly být plochy využity k zemědělským či k jiným účelům a přesto bylo zajištěno přežití těchto vzácných lučních motýlů. V disertační práci byla zkoumána možnost záměrného vyvolání přesídlení populace, která by mohla být z jistých příčin odsouzená k zániku.

Pro ověření zvolených hypotéz a prokázání, zdali je možné záměrně vyvolat migrace, byla po dobu tří letových sezón modrásků na lokalitě Dolní Labe kosená jedna plocha uprostřed doby letu imag. V průběhu výzkumu byly podrobně sledovány migrační charakteristiky a po pokosení plochy následně všechny emigrace. Měla být ověřena hypotéza, zdali ztráta zdrojů po pokosení louky zvýší migrační aktivitu motýlů. Tato hypotéza se částečně potvrdila pouze v poslední letové sezóně 2015 u druhu *P. nausithous*, ostatní výsledky jsou statisticky neprůkazné nebo hypotézu vyvracejí. V roce 2015 došlo po pokosení plochy k nárůstu procent emigrací na louce pokosené i na loukách nekosených. Nárůst činil v průměru 15 %. Statistické vyhodnocení, které bylo zaměřené na odhalení potvrzení rozdílu emigrací mezi loukami nekosenými a loukou pokosenou před a po kosení však neprokázalo statisticky významný efekt kosení na emigrace. Tento efekt záměrného kosení nebyl statisticky prokázán v žádné letové sezóně, po které experiment probíhal. Tudiž nebyla potvrzena ani další hypotéza, a to, že vhodným načasováním kosení lze uměle vyvolat migrační aktivitu. Načasování kosení uprostřed letové sezóny nebyl snadný úkol. Což se potvrdilo hlavně v prvním roce výzkumu, kdy u druhu *P. teleius* předčasně skončila letová sezóna a po pokosení nebyla zjištěna žádná emigrace. Nepříznivý vliv na vhodnou dobu pro pokosení mělo také počasí ve druhém roce 2014. Optimální termín kosení byl zvolen v letové sezóně 2015, avšak jak již bylo řečeno i přes navýšení procent emigrací po pokosení, efekt na migrační aktivitu nebyl statisticky prokázán. Poslední hypotéza týkající se kolonizace nových ploch po pokosení byla u většiny letových sezón pro oba druhy modrásků potvrzena. Dle hypotézy jsme předpokládali, že modrásci budou k novému osídlení po pokosení preferovat nejbližší dostupné plochy. Nejčastěji byly emigrace vykonány na plochu, která byla od plochy kosené vzdálena pouze 0,25 km, ostatní plochy v delší vzdálenosti byly osídlovány méně, ale zato vykonané vzdálenosti během těchto migrací

byly vysoké. Ve všech třech letových sezónách jsme při porovnání s dostupnou literaturou prokázali na lokalitě Dolní Labe jedny z nejdelších migrací.

Schopnost záměrně vyvolat emigrace uprostřed letové sezóny, a tím moct manipulovat s migračním chováním modrásků, nebyla prokázána. Největší úskalí spočívalo ve zvolení vhodného termínu kosení, tak aby byl přesně zachycen vrchol letové sezóny u obou druhů. V prvních dvou letech výzkumu byly původní plány narušeny přírodními vlivy, které bohužel ovládnout nelze. A i při optimálních podmínkách v poslední letové sezóně byl nárůst emigrací velmi nízký pro statistické prokázání.

Při výzkumu emigrací modrásků však byl potvrzen velmi významný vliv nevhodných managementových zákroků na populace těchto motýlů. Během tří let experimentu, kdy byla zvolená louka kosena, došlo především u druhu *P. nausithous* k pozorovatelnému snížení skutečné velikosti populace. Toto snížení se projevilo pouze na louce, která byla kosena uprostřed letové sezóny. Z hlediska celkové velikosti populace nebylo však snížení významné, jelikož procentuální úbytek na pokosené louce byl vyšší, než snížení celkové metapopulace. U druhu *P. teleius* došlo také ke snížení, ale v mnohem menší míře, tudíž se s kosením uprostřed letové sezóny dokázal tento druh vypořádat lépe. Zajímavé by bylo ověření, zdali by trend poklesu pokračoval i v dalších letech, nicméně s ohledem na statut obou druhů nepovažujeme za vhodné s takovým experimentem kontinuálně pokračovat. Nicméně poměrně jasným závěrem je to, že jedním z nejdůležitějších nástrojů v ochraně modrásků rodu *Phengaris* je vhodný management, který by měl být cílený pro každou plochu individuálně podle vývoje populací se zaměřením na tradiční způsob obhospodařování a mozaikovitě kosení.

8 Seznam použité literatury

- Als, T. D., Vila, R., Kandul, N. P., Nash, D. R., Yen, S. H., Hsu, Y. F., Mignault, A. A., Boomsma, J. J., Pierce, N. E. 2004. The evolution of alternative parasitic life histories in large blue butterflies. *Nature*. 432 (7015). 386-390.
- AOPK. 2016. Rozšíření *P. nausithous* v České republice. Dostupné z: http://portal.nature.cz/publik_syst/nd_nalez-public.php?idTaxon=97895.
- AOPK. 2016. Rozšíření *P. teleius* v České republice. Dostupné z: http://portal.nature.cz/publik_syst/nd_nalez-public.php?idTaxon=97896.
- AOPK. 2016. Rozšíření *S. officinalis* v České republice. Dostupné z: http://portal.nature.cz/publik_syst/nd_nalez-public.php?idTaxon=39572.
- AOPK. 2016. Labské pískovce. Charakteristika oblasti. Dostupné z <http://www.labskepiskovce.ochranaprirody.cz>
- Arnaldo1, P. S., Rodrigues, M. C., Fonseca, T. F. 2013. Europe's threatened species: the case of endangered *Phengaris (Maculinea)* butterflies (Lepidoptera, Lycaenidae). In book: In: Endangered Species: Habitat, Protection and Ecological Significance, Edition: First, Chapter: Chapter 8, Nova Science Publishers, Inc. New York (e-book). Editors: Manuel Esteban Lucas-Borja. p. 143 -153.
- Augenstein, B., Ulrich, W., Habel, J. C. 2012. Directional temporal shifts in community structure of butterflies and ground beetles in fragmented oligotrophic grasslands of Central Europe. *Basid and Applied Ecology*. 13 (8). 715-724.
- Babálová, M., Štrbová, E. 2014. Influence of grasslands management on diversity of the diurnal butterflies in the vicinity of vlkolínek village (Central Slovakia). *Ecology and noospherology*. 25 (1–2). 83-91.
- Bakker, E., Olf, H., Vandenberghe, C., De Maeyer, K., Smit, R., Gleichman, J., Vera, F. 2004. Ecological anachronisms in the recruitment of temperate light demanding tree species in wooded pastures. *Journal of Applied Ecology*. 41 (3). 571-582.
- Bálint, Z., Gubányi, A. & Pitter, G. 2006 Magyarország védett pillangóalakú lepkéinek katalógusa a Magyar Természettudományi Múzeum Gyűjteménye alapján. A nappali lepkék elterjedése I. Magyar Természettudományi Múzeum. Budapest. p. 180.
- Bálint, Z. 2010. Comment on the proposed precedence of *Maculinea* van Eecke, 1915 over *Phengaris* Doherty, 1891 (Lepidoptera, LYCAENIDAE) (Case 3508; see BZN 67: 129–132). *Bulletin of Zoological Nomenclature* 70 (4). 250-251.

- Balletto, E., Bonelli, S., Settele, J., Thomas J. A., Verovnik R., Wahlberg, N. 2010. *Maculinea* Van Eecke, 1915 (Lepidoptera: lycaenidae): proposed precedence over *Phengaris* Doherty, 1891. Bulletin of Zoological Nomenclature. 67 (2). 129-132.
- Balmer, O., Erhardt, A. 2000. Consequences of succession on extensively grazed grasslands for central European butterfly communities: rethinking conservation practices. Conservation Biology. 14 (3). 746-757.
- Batáry, P., Körösi, A., Örvössy, N., Kövér, S., Peregovits, L. 2009. Species - specific distribution of two sympatric *Maculinea* butterflies across different meadow edges. Journal of insect conservation. 13 (2). 223-230.
- Beneš, J., Konvička, M., Dvořák, J., Fric, Z., Havelda, Z., Pavlíčko A., Vrabec, V., Weidenhoffer, Z. 2002. Motýli České republiky: Rozšíření a ochrana I., II. SOM. Praha. p. 857.
- Binzenhöfer, B., Settele, J. 2000. Vergleichende autökologische Untersuchungen an *Maculinea nausithous* (Bergstr., 1779) und *Maculinea teleius* (Bergstr., 1779) (Lep. Lycaenidae) im nördlichen Steigerwald. UFZ-Bericht. 2. 1-98.
- Benton, T. G., Vickery, J. A., Wilson, J. D. 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? Trends Ecol Evol. 18 (4). 182-188.
- Berczki, J., Rácz, R., Varga, Z., Tóth, J. P. 2015. Controversial patterns of wolbachia infestation in the social. parasitic *Maculinea* butterflies (Lepidoptera: Lycaenidae). Organism Diversity and Evolution. 15 (3). 591–607.
- Bergman, K. O., Landin, J. 2002. Population structure and movements of a threatened butterfly (*Lopinga achine*) in a fragmented landscape in Sweden. Biological Conservation. 108 (3). 361–369.
- Bergman, K. O., 1999. Habitat utilization by *Lopinga achine* (Nymphalidae: Satyrinae) larvae and ovipositing females: implications for conservation. Biological Conservation. 88 (1). 69-74.
- Bonelli, S., Vrabec, V., Witek, M., Barbero, F., Patricelli, D., Nowicki, P. 2013. Selection on dispersal in isolated butterfly metapopulations. Population Ecology. 55 (3). 469-478.
- Bowler, D. E., Benton, T. G. 2005. Causes and consequences of animal dispersal strategies: relating individual behaviour to spatial dynamics. Biological Reviews. 80 (2). 205–225.
- Bowne, D. R., Bowers, M. A. 2004. Interpatch movements in spatially structured populations: a literature review. Landscape. Ecol. 19 (1): 1–20.

- Bubová, T., Břečková, K., Vrabec, V. 2012. Migrace motýlů *Phengaris teleius* a *Phengaris nausithous* (Lepidoptera: Lycaenidae) na Dolním Labi v roce 2011. In: Kubík Š. & Barták M. (eds), Workshop on biodiversity, Jevany, Česká zemědělská univerzita v Praze. p. 21-28.
- Bubová, T., Vrabec, V. 2013. Housenky *Phengaris nausithous* a *Phengaris teleius* v hlávkách hostitelské rostliny *Sanguisorba officinalis*. Workshop on biodiversity, Jevany, Česká zemědělská univerzita v Praze. p. 82-94.
- Bubová, T., Břečková, K., Vrabec, V. 2013. Hodnocení přeletových schopností modrásků *Phengaris teleius* a *P. nausithous* (Lepidoptera: Lycaenidae) v údolí Labe mezi Děčínem a státní hranicí za rok 2011. In: Kuras T., Mazalová M. & Trnka F. (eds.) 2013: VII. Lepidopterologické kolokvium. Sborník abstraktů z konference. p. 28 – 29. Přírodovědecká fakulta Univerzity Palackého v Olomouci, 24. Ledna 2013, Olomouc. p. 44.
- Bubová, T. 2014. Studie přeletů dvou druhů modrásků (*Phengaris nausithous* a *Phengaris teleius*) v letech 2011 – 2013 na lokalitě Dolní Labe (Lepidoptera: Lycaenidae). In: VIII. lepidopterologické kolokvium - sborník abstraktů z konference 28. 2. 2014. Vrabec V., Kadlec T., Hájková Š., Bubová T., Jakubíková L., Česká zemědělská univerzita v Praze. p. 8.
- Bubová, T., Vrabec, V., Kulma, M., Nowicki, P. 2015. Land management impacts on European butterflies of conservation concern: a review. *Journal of Insect Conservation*. 19 (5). 805–821.
- Bubová, T., Kulma, M., Vrabec, V. 2016a. Evaluation of active management applied to meadows with *Phengaris* butterflies occurrence. *Scientia Agriculturae Bohemica*, accepted.
- Bubová, T., Kulma, M., Vrabec, V., Nowicki, P. 2016b. Adult longevity and its relationship with conservation status in European butterflies. *Journal of Insect Conservation*, submitted.
- Bubová, T., Vrabec, et al., Kulma, M. 2016c. Effect of intensive mowing on *Phengaris* (Lepidoptera: Lycaenidae) butterflies populations. International Symposium, Future 4 Butterflies In Europe, Dutch Butterfly Conservation, 31st of March to April 2nd 2016. p. 96.
- Buszko, J., Masłowski, J. 2008. *Motyle dzienne Polski*. Wydawnictwo Koliber. Nowy Sącz. p. 274.
- Cassel – Lundhagen A., Sjögren – Gulve, P. 2007. Limited dispersal by the rare scarce heath butterfly—potential consequences for population persistence. *Springer Science + Business Media*. 11 (2). 113 – 121.
- Cassel, A., Sjögren, P., Berglind, S. Å. 2008. Effects of patch characteristics and isolation on relative abundance of the scarce heath butterfly *Coenonympha hero* (Nymphalidae). *Journal of Insect Conservation*. 12 (5). 477-482.

- Clarke, R. T., Thomas J. A., Elmes G. W., Hochberg, M. E., 1997. The effects of spatial patterns in habitat quality on community dynamics within a site. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*. 264 (1380). 347-354.
- Clobert, J., Ims, R. A., Rousset, F. 2004. Causes, mechanisms and consequences of dispersal. In: Hanski I, Gaggiotti OE (eds) *Ecology, genetics and evolution of metapopulation*. Elsevier Academic Press, San Diego. p. 307–335.
- Cooch E, White G (2007): Program MARK – A gentle introduction, 6th edition. . 338 <http://warnercnr.colostate.edu/~gwhite/fw663/Mark.html>. Accessed 22 September, 2013.
- Czekes, Z., Markó, B., Nash, D. R., Ferencz, M., Lázár, B. Rákósy, L. 2014. Differences in oviposition strategies between two ecotypes of the endangered myrmecophilous butterfly *Maculinea alcon* (Lepidoptera: Lycaenidae) under unique syntopic conditions. *Insect Conservation and Diversity*. 7 (2). 122-131.
- Čechmánek, Z., Hrabák, R. 2006. *Život motýlů střední Evropy*. Granit. Praha. p. 136
- Černá, V. 2012. Mravenčí společenstva vybraných lokalit ve vztahu k myrmekofilním modráskům rodu *Phengaris*. Diplomová práce. Česká zemědělská univerzita. Praha. p. 73.
- Čizek, O., Zamečník, J., Tropek, R., Kočárek, P., Konvička, M. 2012. Diversification of mowing regime increases arthropods diversity in species-poor cultural hay meadows. *Journal of Insect Conservation*. 16 (2). 215-226.
- D’Aniello, B., Stanislao, I., Bonelli, S., Balletto, E. 2011. Haying and grazing effects on the butterfly communities of two Mediterranean-area grasslands. *Biodiversity and Conservation*. 20 (8). 1731-1744.
- Dennis, R. L. H., Shreeve, T. G., Dyck, H. V. 2006. Habitats and resources: the need for a resource-based definition to conserve butterflies. *Biodiversity and Conservation*. 15 (6). 1943–1966.
- Dennis, R. L. H, Dapporto, L., Dover, J. W., Shreeve, T. G. 2013. Corridors and barriers in *Biodiversity and Conservation: a novel resource-based habitat perspective for butterflies*. *Biodiversity and Conservation*. 22 (12). 2709–2734.
- Devries, P. J., Cocroft, R. B., Thomas J. 1993. Comparison of acoustical signals in *Maculinea* butterfly caterpillars and their obligate host *Myrmica* ants. *Biology Journal of the Linnean Society*. 49. 229-238.
- Dierks, A., Fischer, K. 2009. Habitat requirements and niche selection of *Maculinea nausithous* and *M. teleius* (Lepidoptera: Lycaenidae) within a large sympatric metapopulation. *Biodiversity and conservation*. 18 (13).

- Diffendorfer, J. E., Loomis, J. B., Ries, L., Oberhauser, K., Lopez-Hoffman, L., Semmens, D., Semmens, B., Butterfield, B., Bagstad, K., Goldstein, J. 2014. National Valuation of Monarch Butterflies Indicates an Untapped Potential for Incentive-Based Conservation. *Conservation Letters*. 7 (3). 253-262.
- Dover, J.W., Rescia, A., Fungarino, S., Fairburn, J., Carey, P., Lunt, P., Dennis, R. L. H., Dover, C. J. 2010. Can hay harvesting detrimentally affect adult butterfly abundance? *Journal of Insect Conservation*. 14 (4). 413-418.
- Dreisig, H. 1995. Thermoregulation and flight activity in territorial male graylings, *Hipparchia semele* (Satyridae), and large skippers, *Ochlodes venata* (Hesperiidae). *Oecologia*. 101 (2). 169-176.
- EEA. 2011. The EU Biodiversity Strategy to 2020. Luxembourg: Publications Office of the European Union. Belgium. ISBN: 978-92-79-20762-4.
- Eeles, P. R. 2010. Comment on the proposed precedence of *Maculinea* van Eecke, 1915 over *Phengaris* Doherty, 1891 (Lepidoptera, lycaenidae) (Case 3508; see BZN 67: 129–132). *Bulletin of Zoological Nomenclature* 70 (1). 53.
- Elmes, G. W., Thomas, J. A. 1991. Die Biologie und Ökologie der Ameisen der Gattung *Myrmica*. pp. 404-409. In: Geiger W. (ed.) & Lepidopterologen-Arbeitsgruppe SBN 1991. Tagfalter und ihre Lebensräume. Schweizerischer Bund für Naturschutz. Basel. p. 516.
- Elmes, G. W., Thomas, J. A. 1992. Complexity of species conservation in managed habitats: interaction between *Maculinea* butterflies and their hosts. *Biodiversity and Conservation*. 1 (3). 155-169.
- Elmes G. W., Thomas J. A., Wardlaw J. C., Hochberg M. E., Clarke R. T. & Simcox D. J. 1998. The ecology of *Myrmica* ants in relation to the conservation of *Maculinea* butterflies. *Journal of Insect Conservation*. 2 (1). 67-78.
- Farkač, J., Král, D., Škorpík, M. 2005. Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Bezobratlí. List of threatened species in the Czech Republic. Invertebrates. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR. Praha. p. 760.
- Farruggia, A., Dumont, B., Scohier, A., Leroy, T., Pradel, P., Garel, J.P. 2012. An alternative rotational stocking management designed to favour butterflies in permanent grasslands. *Grass and Forage Science*. 67 (1). 136-149.
- Fartmann, T., Müller, C., Poniowski, D. 2013. Effects of coppicing on butterfly communities of woodlands. *Biological Conservation*. 159. p. 396-404.
- Fauna Europaea Web Service 2016: Fauna Europaea. Available online at <http://www.faunaeur.org>.

- Fiedler, K., Holldobler, B., Seufert, P. 1996. Butterflies and ants: the communicative domain. *Experientia*. 52 (1). 14-24.
- Figurny, E., Woyciechowski, M. 1998. Flowerhead Selection for Oviposition by Females of the Sympatric Butterfly Species *Maculinea teleius* and *M. nausithous* (Lepidoptera: Lycaenidae). *Entomologia Generalis*. 23 (3). 215-222.
- Figurny-Puchalska, E., Gadeberg, R. M. E., Boomsma, J. J. 2000. Comparison of genetic population structure of the large blue butterflies *Maculinea nausithous* and *M. teleius*. *Biodiversity and Conservation*. 9 (3). 419 – 432.
- Fric, Z., Konvička, M. 2007. Dispersal kernels of butterflies: Power-law functions are invariant to marking frequency. *Basic and Applied Ecology*. 8 (4). 377 – 386.
- Fric, Z., Wahlberg, N., Pech, P., Zrzavý J. 2007. Phylogeny and classification of the *Phengaris* – *Maculinea* clade (Lepidoptera: Lycaenidae): total evidence and phylogenetic species concepts. *Systematic Entomology*. 32. (3). 558 – 567.
- Fric, Z., Hula, V., Klimova, M., Zimmermann, K., Konvicka, M. 2010a. Dispersal of four fritillary butterflies within identical landscape. *Ecology Research*. 25 (3). 543-552.
- Fric, Z., Kurdna, O., Pech, P., Wiemers, M., Zrzavý, J. 2010b. Comment on the proposed precedence of *Maculinea* van Eecke, 1915 over *Phengaris* Doherty, 1891 (Lepidoptera, Lycaenidae) (Case 3508; see BZN 67: 129–132). *Bulletin of Zoological Nomenclature* 67 (4). 315-319.
- Fonderflick, J., Besnard, A., Beuret, A., Dalmais, M., Schatz, B. 2014. The impact of grazing management on Orthoptera abundance varies over the season in Mediterranean steppe-like grassland. *Acta Oecological*. 60. 7-16.
- Gao, K., Li, X., Chen, F., Guo, Z., Settele, J. 2016. Distribution and habitats of *Phengaris* (*Maculinea*) butterflies and population ecology of *Phengaris teleius* in China. *Journal of Insect Conservation*. 2016. 20 (1). 1-10.
- Grill, A., Cleary, D. F. R., Stettmer, C., Bräu, M., Settele, J. 2008. A mowing experiment to evaluate the influence of management on the activity of host ants of *Maculinea* butterflies. *Journal of Insect Conservation*. 12 (6). 617-627.
- Habel, J. Ch., Brückmann, S. V., Krauss, J., Schwarzer, J., Weig, A., Husemann, M., Steffan-Dewenter, I. 2015. Fragmentation genetics of the grassland butterfly *Polyommatus coridon*: Stable genetic diversity or extinction debt? *Conservation Genetics*. 16 (3). 549-558.
- Hanski, I., Kuussaari, M., Nieminen, M. 1994. Metapopulation structure and migration in the butterfly *Melitaea cinxia*. *Ecology*. 75 (3). 747-762.

- Hanski, I., Moilanen, A., Gyllenberg, M. 1996. Minimum viable metapopulation size. *American Naturalist*. 147 (4): 527–541.
- Hanski, I. 1998. Metapopulation dynamics. *Nature*. 6706 (396): 41 – 49.
- Hanski, I., Alho, J., Moilanen, A. 2000. Estimating The Parameters Of Survival And Migration Of Individuals In Metapopulations. *Ecology*. 81 (1). 239–251.
- Henle, K., Alard, D., Clitherow, J., Cobb, P., Firbank, L., Kull, T., McCracken, D., Moritz, R. F., Niemelä, J., Rebane, M. 2008. Identifying and managing the conflicts between agriculture and Biodiversity and Conservation in Europe—A review. *Agriculture Ecosystems & Environment*. 124 (1-2). 60-71.
- Hesselbarth, G., van Oorschot, H., Wagener S. 1995, *Die tagfalter der Turkei*. Band 1. Selbstverlag Sigbert Wagener. Bocholt. p. 754.
- Hochberg, M. E., Thomas, J. A. & Elmes, G. W. 1992. A modelling study of the population dynamics of a large blue butterfly, *Maculinea rebeli*, a parasite of red ant nests. *Journal of Animal Ecology*. 61 (2). 397-409.
- Horák, J., Peltanová, A., Podavková, A., Šafařová, L., Bogusch, P., Romportl, D., Zasadil, P. 2013. Biodiversity responses to land use in traditional fruit orchards of a rural agricultural landscape. *Agriculture Ecosystems & Environment*. 178. 71-77.
- Hovestadt, T., Binzenhöfer, B., Settele J. 2005. Analysis of inter-patch dispersal data for *Maculinea nausithous* and *M. telejus* in a fragmented landscape in northern Bavaria, Germany. P. 124. In: Settele J., Kühn E. & Thomas J. A, (Eds.) 2005: *Studies on the Ecology and Conservation of Butterflies in Europe*. Vol. 2: *Species Ecology along a European Gradient: Maculinea Butterflies as a Model*. Pensoft Publisher. Sofia – Moscow. p. 289.
- Hovestadt, T., Binzenhofer, B., Nowicki, P., Settele, J. 2011. Do all inter-patch movements represent dispersal? A mixed kernel study of butterfly mobility in fragmented landscapes. *Journal of Animal Ecology*. 80 (5). 1070 – 1077.
- Hubble, D. 2010. Comment on the proposed precedence of *Maculinea* van Eecke, 1915 over *Phengaris* Doherty, 1891 (Lepidoptera, Lycaenidae) (Case 3508; see BZN 67: 129–132). *Bulletin of Zoological Nomenclature* 67 (3). 245.
- Hula, V., Konvicka, M., Pavlicko, A., Fric, Z. 2004. Marsh Fritillary (*Euphydryas aurinia*) in the Czech Republic: monitoring, metapopulation structure, and conservation of an endangered butterfly. *Entomology Fennica*. 15 (4). 231-241.

- Jansen, S. H. D. R., Holmgren, M., van Langevelde, F., Wynhoff, I. 2012. Resource use of specialist butterflies in agricultural landscapes: conservation lessons from the butterfly *Phengaris (Maculinea) nausithous*. *Journal of Insect Conservation*. 16 (6). 921–930.
- Jirků, M. 2015. Návrat velkých býložravců: největší výzva péče o krajinu 21. Století. In: Vrabec V. & Bubová T. (eds) 2015: IX. Lepidopterologické kolokvium. Sborník abstraktů z konference. FAPPZ, Česká zemědělská univerzita v Praze, 18. září 2015, Praha, p. 6.
- 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 (2). 333–342.
- Johst, K., Drechsler, M., Mewes, M., Sturm, A., Wätzold, F. 2015. A novel modeling approach to evaluate the ecological effects of timing and location of grassland conservation measures. *Biological Conservation*. 182. 44–52.
- Jiménez-Valverde, A., Gómez, J. F., Lobo, J. M., Baselga, A., Hortal, J. Challenging species distribution models: the case of *Maculinea nausithous* in the Iberian Peninsula. *Annales Zoologici Fennici*. 45 (3). 200–210.
- Jubete, F., Roma, J. 2016. New large threatened populations of *Phengaris nausithous* discovered in the SW of Europe. *Journal of Insect Conservation*. 20 (1). 155–158.
- Kalashian, M. Y. 2010. Comment on the proposed precedence of *Maculinea* van Eecke, 1915 over *Phengaris* Doherty, 1891 (Lepidoptera, Lycaenidae) (Case 3508; see BZN 67: 129–132). *Bulletin of Zoological Nomenclature* 67 (3). 245.
- Kati, V., Zografou, K., Tzirkalli, E., Chitos, T., Willems, L. 2012. Butterfly and grasshopper diversity patterns in humid Mediterranean grasslands: the roles of disturbance and environmental factors. *Journal of Insect Conservation*. 16 (6). 807–818.
- Kleijn, D., Kohler, F., Báldi, A., Batáry, P., Concepción, E., Clough, Y., Diaz, M., Gabriel, D., Holzschuh, A., Knop, E. 2009. On the relationship between farmland biodiversity and land-use intensity in Europe. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*. 276 (1658). 903–909.
- Kodandaramaiah, U., Konvička, M., Tammaru, T., Wahlberg, N., Gotthard, K. 2012. Phylogeography of the threatened butterfly, the woodland brown *Lopinga achine* (Nymphalidae: Satyrinae): implications for conservation. *Journal of Insect Conservation*. 16 (2). 305–313.
- Kolev, Z. 2002. The species of *Maculinea* van Eecke, 1915 in Bulgaria: distribution, state of knowledge and conservation status (Lycaenidae). *Nota Lepidoptera*. 25(2/3). 177–190.
- Konvička, M., Beneš, J., Čížek, L. 2005. Ohrožený hmyz nelesních stanovišť: ochrana a management. *Sagittaria*, Olomouc. p. 127.

- Kőrösi, Á., Oervoessy, N., Batary, P., Harnos, A., Peregovits, L. 2012. Different habitat selection by two sympatric *Maculinea* butterflies at small spatial scale. *Insect Conservation and Diversity*. 5 (2). 118-126.
- Kőrösi, Á., Szentirmai, I., Batáry, P., Kövér, S., Örvössy, N., Peregovits, L. 2014. Effects of timing and frequency of mowing on the threatened scarce large blue butterfly—A fine-scale experiment. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 196. 24-33.
- Kotiaho, J.S., Kaitala, V, Komonen, A., Päivinen, J. 2005. Predicting the risk of extinction from shared ecological characteristics. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 102 (6). 1963-1967.
- Krauss, J., Steffan-Dewenter, I., Müller, C. B., Tschardtke, T. 2005. Relative importance of resource quantity, isolation and habitat quality for landscape distribution of a monophagous butterfly. *Ecography*. 28 (4). 465-474.
- Kruess, A., Tschardtke, T. 2002. Grazing intensity and the diversity of grasshoppers, butterflies, and trap-nesting bees and wasps. *Conservation Biology*. 16 (6). 1570-1580.
- Kudrna, O., Pennerstorfer, J., Lux, K. 2015. Distribution atlas of European butterflies and skippers. PEKS, Schwanfeld. p. 650.
- Laštůvka, Z., J. Liška. 2010. Seznam motýlů České republiky. Checklist of Lepidoptera of the Czech Republic (Insecta: Lepidoptera). p. 117.
- Lee, S., Heo, K., Cho, J., Lee, Ch., Chen, W., Kim, S. Ch. 2014. New insights into pollen morphology and its implications in the phylogeny of *Sanguisorba L.* (Rosaceae; Sanguisorbeae). *Plant Systematics and Evolution*. 291 (3). 227–242.
- Loos, J., Dorresteyn, I., Hanspach, J., Fust, P., Rakosy, L., Fischer, J. 2014. Low-Intensity Agricultural Landscapes in Transylvania Support High Butterfly Diversity: Implications for Conservation. *PloS one* 9:e103256.
- Lütolf, M., Kienast, F., Guisan, A. A. 2006. The ghost of past species occurrence: improving species distribution models for presence-only data. *Journal of Applied Ecology*. 43. 802-815
- Macek, J., Traxler, L., Laštůvka, Z., Beneš, J. 2015. Motýli a housenky střední Evropy IV. Denní motýli. Academia. Praha. p. 540.
- Maes, D., Titeux, N., Hortal, J., Anselin, A., Declerck, K., Knijf, K. D., Fichet, V., Luoto, M. 2010. Predicted insect diversity declines under climate change in an already impoverished region. *Journal of Insect Conservation*. 14 (5). 485-498.
- Maes et al. 2013. Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services. An analytical framework for ecosystem assessments under action 5 of the EU biodiversity strategy to 2020. Publications office of the European Union, Luxembourg. doi:10.2779/12398.

- Marhoul, P., Turoňová, D. 2007. Zásady managementu stanovišť druhů v evropsky významných lokalitách soustavy Natura 2000. AOPK. Praha. p. 202.
- Matter, S. F., Roslin, T., Roland, J. 2005. Predicting immigration of two species in contrasting landscapes: effects of scale, patch size and isolation. *Oikos*. 111 (2). 359 – 367.
- Matter, S. F. 2006. Changes in landscape structure decrease mortality during migration. *Oecologia*. 150 (1). 8–16.
- Mattila, N., Kaitala, V., Komonen, A., Kotiaho, J. S., Paeivinen, J. 2006. Ecological determinants of distribution decline and risk of extinction in moths. *Conservation and Biology*. 20 (4). 1161-1168.
- Mennechez, G., Petit, S., Schtickzelle, N., Baguette, M. 2004. Modelling mortality and dispersal: consequences of parameter generalisation on metapopulation dynamics. *Oikos*. 106 (2). 243-252.
- McIver, J., Macke, E. 2014. Short-term butterfly response to sagebrush steppe restoration treatments. *Rangeland Ecology and Management*. 67 (5). 539-552.
- Moroń, D., Skórka, P., Lenda, M., Rozej-Pabijan, E., Wantuch, M., Kajzer-Bonk, J., Celary, W., Mielczarek, Ł. E., Tryjanowski, P. 2014. Railway embankments as new habitat for pollinators in an agricultural landscape. *PloS one* 9. e101297.
- Morris, M. G. 2000. The effects of structure and its dynamics on the ecology and conservation of arthropods in British grasslands. *Biological Conservation*. 95 (2). 129-142.
- Morris, M. G. et Barclay, M. V. L. 2010. Comment on the proposed precedence of *Maculinea* van Eecke, 1915 over *Phengaris* Doherty, 1891 (Lepidoptera, Lycaenidae) (Case 3508; see BZN 67: 129–132). *Bulletin of Zoological Nomenclature* 68 (4). 292-293.
- Munguira, M. L. et Martín, J. 1993. The conservation of endangered lycaenid butterflies in Spain. *Biological Conservation*. 66 (1). 17-22.
- Musche, M., Anton, C., Worgan, A., Settele, J. 2006. No experimental evidence for host ant related oviposition in a parasitic butterfly. *Journal of Insect Behavior*. 19 (5). 631-643.
- Musche, M., Settele, J., Durka, W. 2008. Genetic population structure and reproductive fitness in the plant *Sanguisorba Officinalis* in populations supporting colonies of an endangered maculinea butterfly. *International Journal of Plant Science*. 169 (2). 253-262.
- New, T. R. 2003. *Conservation Biology of Lycaenidae* (Butterflies). IUCN Conservation on Library. Cambridge. UK. 173 p. ISBN 2831701597.
- Novacek, M. J., Cleland, E. E. 2001. The current biodiversity extinction event: scenarios for mitigation and recovery. *Proceedings Of The National Academy Of Sciences Of The United States Of America*. 98 (10). 5466-5470.

- Novák, J., Skalický, M., Hakl, J., Dvořáková, E. 2007. Habitat management for the protected *Maculinea* butterflies: The effect of mowing. *Cereal Research Communications*. 35 (2). 857-860.
- Novák, J., Skalický, M. 2012. *Botanika: cytologie, histologie, organologie a systematika*. PowerPrint. Praha. 3. Ed. p. 336.
- Nowicki, P., Settele, J. 2005. Simplified method of estimating butterfly population size with mark-release-recapture. Pp. 134-135. In: Settele J., Kühn E. & Thomas J. A, (Eds.) 2005: *Studies on the Ecology and Conservation of Butterflies in Europe*. Vol. 2: *Species Ecology along a European Gradient: Maculinea Butterflies as a Model*, Pensoft Publishers. Sofia – Moscow. p. 289.
- Nowicki, P., Witek, M., Skórka, P., Settele, J., Woyciechowski, M. 2005a. Population ecology of the endangered butterflies *Maculinea teleius* and *M. nausithous* and the implications for conservation. *Population Ecology*. 47 (3). 193–202.
- Nowicki, P., Richter, A., Glinka, U., Holzschuh, A., Toelke, U., Henle, K., Woyciechowski, M., Settele, J. 2005b. Less input same output: simplified approach for population size assessment in Lepidoptera. *Population Ecology*. 47 (3). 203–212.
- Nowicki, P., Settele, J., Thomas, J.A., Woyciechowski, M. 2005c. A review of population structure of *Maculinea* butterflies. J. Settele, E. Kühn & J.A. Thomas (Eds). *Studies on the Ecology and Conservation of Butterflies in Europe*. Vol. 2: *Species Ecology along a European Gradient: Maculinea Butterflies as a Model*, 144-149.
- Nowicki, P., Bonelli, S., Barbero, F., Balletto, E. 2005d. Population dynamics in the genus *Maculinea* revisited: comparative study of sympatric *M. alcon* and *M. teleius*. J. Settele, E. Kühn & J.A. Thomas (Eds) 2005, *Studies on the Ecology and Conservation of Butterflies in Europe*, Vol. 2: *Species Ecology along a European Gradient: Maculinea Butterflies as a Model*, 136-139.
- Nowicki, P., Pępkowska, A., Kudłek, J., Skórka, P., Witek, M., Woyciechowski, M. 2005e. Landscape scale research in butterfly population ecology – *Maculinea* case study. J. Settele, E. Kühn & J.A. Thomas (Eds) 2005, *Studies on the Ecology and Conservation of Butterflies in Europe*, Vol. 2: *Species Ecology along a European Gradient: Maculinea Butterflies as a Model*, 140-143.
- Nowicki, P., Pępkowska, A., Kudłek, J., Skórka, P., Witek, M., Settele, J. & Woyciechowski, M. 2007. From metapopulation theory to conservation recommendations: Lessons from spatial occurrence and abundance patterns of *Maculinea* butterflies. *Biological Conservation*. 140 (1-2). 119-129.

- Nowicki, P., Bonelli, S., Barbero, F., Balletto, E. 2009. Relative importance of density-dependent regulation and environmental stochasticity for butterfly population dynamics. *Oecologia*. 161 (2): 227-239.
- Nowicki, P., Vrabec, V. 2011. Evidence for positive density-dependent emigration in butterfly metapopulations. *Oecologia*. 167 (3). 657–665.
- Nowicki, P., Halecki, W., Kalarus, K. 2013. All natural habitat edges matter equally for endangered *Maculinea* butterflies. *Journal of Insect Conservation*. 17 (1). 139-146.
- Nowicki, P., Vrabec, V., Binzenhöfer, B., Feil, J., Zakšek, B., Hovestadt, T., Settele, J. 2014. Butterfly dispersal in inhospitable matrix: rare, risky, but long-distance. *Landscape Ecology*. 29 (3). 401–412.
- Nowicki, P., Marczyk, J., Kajzer-Bonk, J. 2015. Metapopulations of endangered *Maculinea* butterflies are resilient to large-scale fire. *Ecohydrology*. 8 (3). 398-405.
- Nylin, S., Bergström, A. 2009. Threat status in butterflies and its ecological correlates: how far can we generalize? *Biodiversity and Conservation*. 18. 3243-3267.
- Öckinger, E., Eriksson, A. K., Smith, H. G. 2006. Effects of grassland abandonment, restoration and management on butterflies and vascular plants. *Biological Conservation*. 133 (3). 291-300.
- Paclt, J. 2010. Comment on the proposed precedence of *Maculinea* van Eecke, 1915 over *Phengaris* Doherty, 1891 (Lepidoptera, LYCAENIDAE) (Case 3508; see BZN 67: 129–132). *Bulletin of Zoological Nomenclature* 70 (1). 52.
- Patricelli, D., Witek, M., Barbero, F., Casacci, L. P., Bonelli, S., Ballerò, E. 2010. Evidence of High Larval Host Ant (Hymenoptera: Formicidae) Specificity in the First Post-Adoption Phase for the Myrmecophilous Butterfly *Phengaris* (*Maculinea*) *nausithous* (Lepidoptera: Lycaenidae). *Sociobiology*. 5 (3). 861-869.
- Pech, P., Fric, Z., Konvička, M., Zrzavý, J. 2004. Phylogeny of *Maculinea* blues (Lepidoptera: Lycaenidae) based on morphological and ecological characters: evolution of parasitic myrmecophily. *Cladistics*. 20 (4). 362 - 375.
- Pech, P., Fric, Z., Konvička, M. 2007. Species – Specificity of the *Phengaris* (*Maculinea*) – *Myrmica* Host System: Fact or myth? (Lepidoptera: Lycaenidae; Hymenoptera: Formicidae). *Sociobiology*, 50 (3). 1-21.
- Pecsénye, K., Bereczki, J., Tihanyi, B., Tóth, A., Peregovits, L., Varga, Z. 2005. Genetic differentiation among the *Maculinea* species (Lepidoptera: Lycaenidae) in eastern Central Europe. P. 189-191. In: Settele J., Kühn E. & Thomas J. A, (Eds.) 2005: *Studies on the Ecology and Conservation of Butterflies in Europe*. Vol. 2: *Species Ecology along a*

- European Gradient: Maculinea Butterflies as a Model, Pensoft Publishers, Sofia – Moscow, p. 289.
- Pecsenye, K., Bereczki, J., Tihanyi, B., Toth, A., Peregovits, L., Varga, Z. 2007. Genetic differentiation among the *Maculinea* species (Lepidoptera: Lycaenidae) in eastern Central Europe. *Biological Journal of the Linnean Society*. 91 (1). 11-21.
- Petit, P., Moilanen, A., Hanski, I., Baguette, M. 2001. Metapopulation dynamics of the bog fritillary butterfly: movements between habitat patches. *Oikos*. 92 (3). 491–500.
- Pfeifer, M. A., Andrick, U. R., Frey, W., Settele, J. 2000. On the ethology and ecology of a small and isolated population of the dusky large blue butterfly *Glaucopsyche (Maculinea) nausithous* (Bergsträsser, 1779) (Lep., Lycaenidae). *Nota Lepidopterologica*. 23. 147-172.
- Pfeifer, M. A., Henle, K., Settele, J. 2007. Populations with explicit borders in space and time: concept, terminology, and estimation of characteristic parameters. *Acta Biotheor* 55 (4). 305-316.
- Phillips, J. W. 2010. Comment on the proposed precedence of *Maculinea* van Eecke, 1915 over *Phengaris* Doherty, 1891 (Lepidoptera, Lycaenidae) (Case 3508; see BZN 67: 129–132). *Bulletin of Zoological Nomenclature* 70 (1). 52.
- Popović, M., Radaković, M., Aca, D., Filip, F., Verovnik, R. 2014. Distribution and threats of *Phengaris teleius* (Lepidoptera: Lycaenidae) in northern Serbia. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*. 60(2). 173–183.
- Pöyry, J., Lindgren, S., Salminen, J., Kuussaari, M. 2005. Responses of butterfly and moth species to restored cattle grazing in semi-natural grasslands. *Biological Conservation* 122 (3). 465-478.
- Pöyry, J., Luoto, M., Paukkunen, J., Pykälä, J., Raatikainen, K., Kuussaari, M. 2006. Different responses of plants and herbivore insects to a gradient of vegetation height: an indicator of the vertebrate grazing intensity and successional age. *Oikos*. 115(3). 401-412.
- Pöyry, J. 2007. Management of semi-natural grasslands for butterfly and moth communities. Environmental Institute, Academic dissertation. Edita Prima. Helsinki. p. 24.
- Provoost, S., Jones, M. L. M. , Edmondson, S. E. 2011. Changes in landscape and vegetation of coastal dunes in northwest Europe: a review. *Journal of Coastal Conservation*. 15(1). 207-226.
- Rabasa, S. G., Gutiérrez, D., Escudero, A. 2007. Metapopulation structure and habitat quality in modelling dispersal in the butterfly *Iolana iolas*. *Oikos*. 116 (5). 793-806.
- Rákósy, L., Vodă, R. 2008. Distribution of *Maculinea* genus in Romania. *Entomological Romania*. 13(9-17). 9-17.

- Randuška, D. 1983. Barevný atlas rostlin. Obzor. Bratislava. 640 s.
- Reed, D. H., O'Grady, J. J., Brook, B. W., Ballou, J. D., Frankham, R. 2003. Estimates of minimum viable population sizes for vertebrates and factors influencing those estimates. *Biology and Conservation*. 113(1). 23–34.
- Ricketts, T. H. 2001. The Matrix Matters: Effective Isolation in Fragmented Landscape. *The American Naturalist*. 158 (1). 87-99.
- Roland, J., Keyghobadi, N., Fownes S. 2000. Alpine *Parnassius* Butterfly Dispersal: Effects Of Landscape And Population Size. *Ecology*. 81(6). 1642–1653.
- Romo, H., Silvestre, M., Munguira, M. L. 2015. Potential distribution models and the effect of climatic change on the distribution of *Phengaris nausithous* considering its food plant and host ants. *Journal of Insect Conservation*. 19 (6). 1101-1118.
- Rösch, V., Tschardt, T., Scherber, C., Batary, P. 2013. Landscape composition, connectivity and fragment size drive effects of grassland fragmentation on insect communities. *Journal of Applied Ecology*. 50 (2). 387-394.
- Schirmel, J., Fartmann, T. 2014. Coastal heathland succession influences butterfly community composition and threatens endangered butterfly species. *Journal of Insect Conservation*. 18 (1). 111-120.
- Schmeller, D. S., et al. 2009. Advantages of Volunteer-Based Biodiversity Monitoring in Europe. *Conservation Biology*. 23 (2). 307–316.
- Saarinen, K., Jantunen, J. 2005. Grassland butterfly fauna under traditional animal husbandry: contrasts in diversity in mown meadows and grazed pastures. *Biodiversity and Conservation*. 14 (13). 3201-3213.
- Schmeller, D. S., Henry, P.Y., Julliard, R., Gruber, B., Clobert, E. J., Dziock A. F., et al. 2009. Advantages of Volunteer-Based Biodiversity Monitoring in Europe. *Conservation Biology*. 23 (2). 307-316.
- Schroth, M., Maschwitz, U. 1984. Larval Biology And Host Finding Of *Maculinea-Teleius* (Lepidoptera, Lycaenidae), A Parasite Of *Myrmica Laevinodis* (Hymenoptera, Formicidae). *Entomologia Generalis*. 9 (4). 225-230.
- Schtickzelle, N., Baguette, M. 2003. Behavioural responses to habitat patch boundaries restrict dispersal and generate emigration–patch area relationships in fragmented landscapes. *Journal of Animal Ecology*. 72 (4). 533-545.
- Schtickzelle, N., Mennechez, G., Baguette, M. 2006. Dispersal depression with habitat fragmentation in the bog fritillary butterfly. *Ecology*. 87 (4). 1057-1065.

- Sielezniew, M., Rutkowski, R., Ponikwicka- Tyszko, D., Ratkiewicz, M., Dziekańska, I., Švitra, G. 2012. Differences in genetic variability between two ecotypes of the endangered myrmecophilous butterfly *Phengaris* (= *Maculinea*) *alcon*—the setting of conservation priorities. *Insect Conservation and Diversity*. 5 (3). 223-235.
- Sielezniew, M., Stankiewicz-Fiedurek, A. M. 2013. Behavioural evidence for a putative oviposition-detering pheromone in the butterfly, *Phengaris* (*Maculinea*) *teleius* (Lepidoptera: Lycaenidae). *European Journal of Entomology*. 110 (1). 71–80.
- Simcox, D. J. 2010. Comment on the proposed precedence of *Maculinea* van Eecke, 1915 over *Phengaris* Doherty, 1891 (Lepidoptera, Lycaenidae) (Case 3508; see BZN 67: 129–132). *Bulletin of Zoological Nomenclature* 70 (1). 53.
- Skalický, V. 1995. 8. *Sanguisorba L.* – krvavec. In: Slavík, B. (ed.). *Květena České republiky* 4. 1995. Academia. Praha. p. 240 – 246.
- Skórka, P., Witek, M., & Woyciechowski, M. 2005. A simple and nondestructive method for estimation of worker population size in *Myrmica* ant nests. Central European Workshop in Myrmecology – Ceske Budejovice. Book of Abstracts, p. 18.
- Skórka, P., Settele, J., Woyciechowski, M. 2007. Effects of management cessation on grassland butterflies in southern Poland. *Agriculture Ecosystems & Environment*. 121 (4). 319-324.
- Skórka, P., Nowicki, P., Kudłek, J., Pępkowska, A., Śliwińska, E. B., Witek, M., Settele, J., Woyciechowski, M. 2013a. Movements and flight morphology in the endangered Large Blue butterflies. 8 (7). 662-669.
- Skórka, P., Nowicki, P., Lenda, M., Witek, M., Śliwińska, E.B., Settele, J., Woyciechowski, M. 2013b. Different flight behaviour of the endangered scarce large blue butterfly *Phengaris teleius* (Lepidoptera: Lycaenidae) within and outside its habitat patches. *Landscape Ecology*. 28 (3). 533–546.
- Slade, E. M., Merckx, T., Riutta, T., Bebbler, D. P., Redhead, D., Riordan, P., Macdonald, D. W. 2013. Life-history traits and landscape characteristics predict macro-moth responses to forest fragmentation. *Ecology*. 94 (7). 1519–1530.
- Slámová, I., Klecka, J., Konvicka, M. 2013. Woodland and grassland mosaic from a butterfly perspective: habitat use by *Erebia aethiops* (Lepidoptera: Satyridae). *Insect Conservation and Diversity*. 6 (3). 243-254.
- Śliwińska, E. B., Nowicki, P., Nash, D. R., Witek, M., Settele, J., Woyciechowski, M. 2006. Morphology of caterpillars and pupae of European *Maculinea* species (Lepidoptera: Lycaenidae) with an identification table. *Entomologica fennica*. 17 (4). 351 - 358.

- Solazzo, G., Moritz, R. F. A., Settele, J. 2013. Choice behaviour of *Myrmica rubra* workers between ant larvae and larvae of their *Phengaris (Maculinea) nausithous* nest parasites. *Insected Sociaux*. 60 (1). 57–64.
- Solazzo, G., Moritz, R. F. A., Settele, J. 2014. The social parasite *Phengaris (Maculinea) nausithous* affects genetic diversity within *Myrmica rubra* host ant colonies. *Journal of Insect Conservation*. 18 (1). 69–75.
- Solazzo, G., Seidelmann, K., Moritz R. F. A., Settele, J. 2015. Tetracosane on the cuticle of the parasitic butterfly *Phengaris (Maculinea) nausithous* triggers the first contact in the adoption process by *Myrmica rubra* foragers. *Physiological Entomology*. 40 (1). 10–17.
- Stankiewicz, A., Sielezniew, M., & Sawoniewicz, J, 2004. *Neotypus pusillus* Gregor, 1940 (Hymenoptera, Ichneumonidae) endoparasite of *Maculinea nausithous* (Bergsträsser, 1779) (Lepidoptera, Lycaenidae): new data on distribution in Poland with remarks on its biology. *Fragmenta Faunistica*. 74. 115-120.
- Stefanescu, C., PeNuelas, J., Filella, I. 2009. Rapid changes in butterfly communities following the abandonment of grasslands: a case study. *Insect of Conservation and Diversity*. 2 (4). 261-269.
- Spitzer, L., Beneš, J., Dandová, J., Jasková, V ., Konvička, M. 2009. The Large Blue butterfly, *Phengaris [Maculinea] arion*, as a conservation umbrella on a landscape scale: The case of the Czech Carpathians. *Ecology Indic.* 9 (6). 1056-1063.
- Tartally, A., Varga Z. 2005: *Myrmica rubra* (Hymenoptera: Formicidae): the first data on host ant specificity of *Maculinea nausithous* (Lepidoptera: Lycaenidae) in Hungary. *Myrmecologische Nachrichten*. 7. 55-59.
- Tartally, A., Rakosy, L., Vizauer, T. C., Goia, M., Varga, Z. 2008. *Maculinea nausithous* exploits *Myrmica scabrinodis* in transylvania: Unusual host ant species of a myrmecophilous butterfly in an isolated region (Lepidoptera: Lycaenidae; Hymenoptera: Formicidae). *Sociobiology*. 51 (2). 373-380.
- The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015-4. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 17 December 2015.
- Thomas, J. 1980. Why Did the Large Blue Become Extinct in Britain? *Oryx*. 15 (3). 243-247.
- Thomas, J. A. 1984. The Behaviour and Habitat Requirements of *Maculinea nausithous* (the Dusky Large Blue Butterfly) and *M. teleius* (the Scarce Large Blue) in France. *Biological Conservation*, 28 (4). 325-347.
- Thomas, J. A., Elmes, G. W., Wardlaw, J. C., Woyciechowski, M. 1989. Host specificity among *Maculinea* butterflies in *Myrmica* and nests. *Oecologia*. 79 (4). 452-457.

- Thomas, J. A., Munguira, M. L., Martin, J., Elmes, G. W. 1991. Basal hatching by *Maculinea* butterfly eggs: a consequence of advanced myrmecophily? *Biological Journal of the Linnean Society*. London. 44 (2). 175-184.
- Thomas, J. A., Wardlaw, J. C., 1992. The capacity of a *Myrmica* ant nest to support a predacious species of *Maculinea* butterfly. *Oecologia*. 91 (1). 101-109.
- Thomas, J. A., Elmes, G. W. 1998. Higher productivity at the cost of increased host - specificity when *Maculinea* butterfly larvae exploit ant colonies through trophallaxis rather than by predation. *Ecological Entomology*. 23 (4). 457-464.
- Thomas, J. A., Clarke, R. T., Elmes, G. W., Hochberg, M. E. 1998a. Population dynamics in the genus *Maculinea* (Lepidoptera: Lycaenidae). *Insect Populations In theory and in practice*. pp 486 (261 - 290).
- Thomas, J. A., Elmes, G. W., Wardlaw, J. C. 1998b. Polymorphic growth in larvae of the butterfly *Maculinea rebeli*, a social parasite of *Myrmica* ant colonies. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*. 265 (1408). 1895-1901.
- Thomas, J. A., Elmes, G. W. 2001. Food-plant niche selection rather than the presence of ant nests explains oviposition patterns in the myrmecophilous butterfly genus *Maculinea*. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*. 268 (1466). 471-477.
- Thomas, J., A., Settele, J. 2004. Evolutionary biology: butterfly mimics of ants. *Nature*. 432 (7015). 283-284.
- Thomas, J.A., Simcox, D.J., Clarke, R.T. 2009. Successful conservation of a threatened *Maculinea* butterfly. *Science*. 325 (5936). 80-83.
- Tolman, T. et Lewington, R. 2008. *Collins butterfly guide: The most complete guide to the butterflies of Britain and Europe*. Harper Collins Publishers. London. p. 384.
- Tshikolovets, V. V. 2003. *Butterflies of Eastern Europe, Urals and Caucasus*. p. 176.
- Uchida, K., Ushimaru, A. 2015. Land abandonment and intensification diminish spatial and temporal β -diversity of grassland plants and herbivorous insects within paddy terraces. *Journal of Applied Ecology*. 52 (4). 1033-1043.
- van Dyck, H., Oostermeijer, J. G. B., Talloen, W., Feenstra, V., Hidde van der, A., Wynhoff I. 2000. Does the presence of ant nests matter for oviposition to a specialized myrmecophilous *Maculinea* butterfly? *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*. 267 (1446). 861-866.
- van Klink, R., van der Plas, F., van Noordwijk, C., WallisDeVries, M. F., Olff, H. 2015. Effects of large herbivores on grassland arthropod diversity. *Biological reviews*. 90 (2). 347-366.

- van Langevelde, 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.
- van Noordwijk, C., Flierman, D. E., Remke, E., WallisDeVries, M. F., Berg, M. P. 2012. Impact of grazing management on hibernating caterpillars of the butterfly *Melitaea cinxia* in calcareous grasslands. *Journal of Insect Conservation*. 16 (6). 909-920.
- van Swaay, C. 2002. The importance of calcareous grasslands for butterflies in Europe. *Biological Conservation*. 104 (3). 315-318.
- van Swaay, et al. 2010. European red list of butterflies. Publications Office of the European Union, Luxembourg. p. 47.
- van Swaay, C. et al. 2012. Dos and Don'ts for butterflies of the Habitats Directive of the European Union. *Nature Conservation*. 1. 73-153.
- Vávrová, L., Žitňan, D., Kulfan J. 2005. Conservation of *Maculinea* Species in Slovakia. P. 247-248. In: Settele J., Kühn E. & Thomas J. A, (Eds.) 2005: Studies on the Ecology and Conservation of Butterflies in Europe. Vol. 2: Species Ecology along a European Gradient: *Maculinea* Butterflies as a Model, Pensoft Publishers. Sofia – Moscow. p. 289.
- Verovnik, R., Rebeušek, F. & Jež, M. 2012. Atlas of butterflies (Lepidoptera: Rhopalocera) of Slovenia. Centre for Cartography of Fauna and Flora, Slovenia. p. 456.
- Vodá, R., Timuş, N., Paulini, I., Popa, R., Mihali, C., Crişan, A., Rákossy, L. 2010. Demographic parameters of two sympatric *Maculinea* species in a Romanian site (Lepidoptera: Lycaenidae). *Entomologica romanica*. 15:25-32.
- Vrabec, V., Nowicki, P., Boublerova, J., Rychlikova, H., Vesela, H., Antořova, P., Hanouskova, H., Spalova, M., Lalova, H. 2008. Rozdily v migračních schopnostech *Maculinea telejus* a *Maculinea nausithous* (Lepidoptera: Lycaenidae) v okolí Přelouče, p. 27. In: Laštůvka, Z., Šefrova, H. (eds.): III. Lepidopterologicke kolokvium - Program, sbornik referatů a abstraktů, AF MZLU v Brně, 24. ledna 2008, p. 40.
- Vrabec, V. 2012. Pokus o optimalizaci lučního hospodaření a podklady pro management nutný k přežití celoevropsky ohrožených modrásků *Maculinea telejus* a *M. nausithous* v zájmovém území dotčeném velkoplošnou výstavbou. Doktorská disertační práce. Mendolova zemědělská a lesnická univerzita v Brně. p. 138.
- Vrabec, V., Bubová, T., Kulma, M., Nowicki, P. 2016. Long-term monitoring of *Phengaris* (Lepidoptera: Lycaenidae) butterflies in the Přelouč surroundings (Czech Republic). International Symposium, Future 4 Butterflies In Europe, Dutch Butterfly Conservation, 31st of March to April 2nd 2016. p. 98.

- Vodá, R., Timuș, N., Paulini, I., PoPa, R., Mihali, C., Crișan, A., Rákosy, L. 2010. Demographic parameters of two sympatric *Maculinea* species in a Romanian site (Lepidoptera: Lycaenidae). *Entomologica romanica* 15. 25-32.
- Wahlberg, N., Klemetti, T., Hanski, I. 2002. Dynamic populations in a dynamic landscape: the metapopulation structure of the marsh fritillary butterfly. *Ecography*. 25 (2). 224–232.
- Wallis De Vries, M., Parkinson, A., Dulphy, J., Sayer, M., Diana, E. 2007. Effects of livestock breed and grazing intensity on biodiversity and production in grazing systems. 4. Effects on animal diversity. *Grass and Forage Science*. 62 (2). 185-197.
- Wardlaw, J. C., Thomas, J. A., Elmes, G. W. 2000. Do *Maculinea rebeli* caterpillars provide vestigial mutualistic benefits to ants when living as social parasites inside *Myrmica* ant nests? *Entomologia Experimentalis et Applicata*. 95. 97-103.
- Wärner, Ch., Wosniok, W., Diekmann, M. 2014. River corridor plants in North-western Germany are threatened by small population size and short-term environmental events. *Tuexenia* 34. 233-245.
- Warren, M. S., Bourn, N. A. 2011. Ten challenges for 2010 and beyond to conserve Lepidoptera in Europe. *Journal of Insect Conservation*. 15. (1-2). 321-326.
- Wätzold, F., Lienhoop, N., Drechsler, M., Settele, J. 2008. Estimating optimal conservation in the context of agri-environmental schemes. *Ecological Economics*. 68 (1-2). 295-305.
- White, G. C., Burnham, K. P. 1999. Program MARK: survival estimation from populations of 488 marked animals. *Bird study*. 46. S120–S139.
- Witek, M., Sliwinska, B. E., Skorka, P., Nowicki, P., Wantuch, M., Vrabec, V., Settele, J., Woyciechowski, M. 2008. Host ant specificity of large blue butterflies *Phengaris (Maculinea)* (Lepidoptera: Lycaenidae) inhabiting humid grasslands in East-central Europe. *European Journal of Entomology*. 105 (5). 871–877.
- Witek, M., Nowicki, P., Sliwinska, E. B., Skorka, P., Settele, J., Schonrogge, K., Woyciechowski, M. 2010. Local host ant specificity of *Phengaris (Maculinea) teleius* butterfly, an obligatory social parasite of *Myrmica* ants. *Ecological entomology*. 35 (5). 557-564.
- Witek, M., Casacci, L., Barbero, F., Patricelli, D., Sala, M., Bossi, S., Maffei, M., Woyciechowski, M., Balletto, E., Bonelli, S. 2013. Interspecific relationships in co-occurring populations of social parasites and their host ants. *Biological Journal of the Linnean Society*. 109 (3). 699–709.

- Woyciechowski, M., Slowik, J., Muehlenberg, M. 2006. Hosts of the butterfly, *Maculinea teleius*, among *Myrmica* ants in Northern Mongolia (Lepidoptera: Lycaenidae; Hymenoptera: Formicidae). *Biological Sciences*. 48 (2). 493-502.
- Wrbka, T., Schindler, S., Pollheimer, M., Schmitzberger, I., Peterseil, J. 2008. Impact of the Austrian Agri-Environmental Scheme on diversity of landscapes, plants and birds. *Community ecology*. 9 (2). 217-227.
- Wynhoff, I. 1998. Lessons from the reintroduction of *Maculinea teleius* and *M. nausithous* in the Netherlands. *Journal of Insect Conservation*. 2 (1). 47-57.
- Wynhoff, I. 2001. At home on Foreign Meadows: the Reintroduction of two *Maculinea* butterfly species. Wageningen Agricultural University. Netherlands. p. 236.
- Wynhoff, I., Grutters, M., van Langevelde, F. 2008. Looking for the ants: selection of oviposition sites by two myrmecophilous butterfly species. *Animal Biology*. 58 (4). 371-388.
- Wynhoff, I., Van Gestel, R., Van Swaay, C., Van Langevelde, F. 2011. Not only the butterflies: managing ants on road verges to benefit *Phengaris (Maculinea)* butterflies. *Journal of Insect Conservation*. 15 (1). 189-206.
- Young, J. et al. 2005. Towards sustainable land use: identifying and managing the conflicts between human activities and Biodiversity and Conservation in Europe. *Biodiversity and Conservation* 14 (7). 1641-1661.
- Zakšek, V., Malačič, K., Rebeušek, F., Verovnik, R. 2005. Distribution and autecology of *Maculinea teleius* and *M. nausithous* (Lepidoptera: Lycaenidae) in Northeast Slovenia. P. 253-256. In: Settele J., Kühn E. & Thomas J. A, (Eds.) 2005: *Studies on the Ecology and Conservation of Butterflies in Europe*. Vol. 2: *Species Ecology along a European Gradient: Maculinea Butterflies as a Model*, Pensoft Publishers, Sofia – Moscow. p 289.
- Zimmermann, K., Fric, Z., Jiskra, P., Kopeckova, M.; Vlasanek, P., Zapletal, M., Konvicka, M. 2011. Mark–recapture on large spatial scale reveals long distance dispersal in the Marsh Fritillary, *Euphydryas aurinia*. *Ecological Entomology*. 36 (4). 499-510.

9 Seznam obrázků, tabulek, grafů

- Obr. 1 a 2: Dospělci *P. nausithous* a *P. teleius* na živné rostlině (autorka práce)
- Obr. 3, 4: Evropské a světové rozšíření *P. nausithous* (Kudrna et al., 2015; Vrabec 2012)
- Obr. 5, 6: Evropské a světové rozšíření *P. teleius* (Kudrna et al., 2015; Vrabec 2012)
- Obr. 7: Rozšíření *P. nausithous* v České republice (AOPK, 2016)
- Obr. 8: Rozšíření *P. teleius* v České republice (AOPK, 2016)
- Obr. 9: Louka se živnou rostlinou *Sanguisorba officinalis* (autorka práce)
- Obr. 10: Rozšíření živné rostliny na území České republiky (AOPK, 2016)
- Obr. 11: Housenka *P. nausithous* ve stádiu LIV zatím v živné rostlině (autorka práce)
- Obr. 12, 13: Kopulace u druhu *P. nausithous* e a kladení u *P. teleius* (autorka práce)
- Obr. 14: Zkoumaná lokalita Dolní Labe s vyznačením sledovaných ploch (Bubová et al., 2016a)
- Obr. 15, 16: Označení zafixovaného jedince *P. teleius* unikátním kódem (autorka práce)
- Obr. 17: Plocha č. 4 a nejpravděpodobnější emigrace motýlů po jejím pokosení (Bubová et al., 2016)
- Obr. 18: Výsledná tabulka analýzy modelu Cormack-Jolly-Seber (Cooch et White, 2007)
- Tab. 1: Rozlohy ploch na lokalitě Dolní Labe. Plocha č. 17 nebyla prozatím změřena
- Tab. 2: Vzdálenost mezi plochami [km] na lokalitě Dolní Labe
- Tab. 3: Managementové zásahy na plochách 1 až 17 pro *P. nausithous* a *P. teleius* v Dolním Labe v letových sezónách 2013–2015
- Tab. 4: Celkový počet označených jedinců na jednotlivých plochách na lokalitě Dolní Labe pro letové sezóny 2013, 2014 a 2015 pro druh *P. nausithous*
- Tab. 5: Celkový počet označených jedinců na jednotlivých plochách na lokalitě Dolní Labe pro letové sezóny 2013, 2014 a 2015 pro druh *P. teleius*
- Tab. 6: Výsledky analýzy MRR dat pro *P. nausithous*, Dolní Labe 2013
- Tab. 7: Výsledky analýzy MRR dat pro *P. teleius*, Dolní Labe 2013
- Tab. 8: Výsledky analýzy MRR dat pro *P. nausithous*, Dolní Labe 2014
- Tab. 9: Výsledky analýzy MRR dat pro *P. teleius*, Dolní Labe 2014
- Tab. 10: Výsledky analýzy MRR dat pro *P. nausithous*, Dolní Labe 2015
- Tab. 11: Výsledky analýzy MRR dat pro *P. teleius*, Dolní Labe 2015
- Tab. 12: Souhrnné výsledky migrací a vzdáleností migrací za letové sezóny 2013–2015 pro druhy *P. nausithous* a *P. teleius* na lokalitě Dolní Labe
- Tab. 13: Výsledky emigrací *P. nausithous* v roce 2013 na lokalitě Dolní Labe
- Tab. 14: Výsledky emigrací *P. teleius* v roce 2013 na lokalitě Dolní Labe
- Tab. 15: Výsledky emigrací *P. nausithous* v roce 2014 na lokalitě Dolní Labe

Tab. 16: Výsledky emigrací *P. teleius* v roce 2014 na lokalitě Dolní Labe

Tab. 17: Výsledky emigrací *P. nausithous* v roce 2015 na lokalitě Dolní Labe

Tab. 18: Výsledky emigrací *P. teleius* v roce 2015 na lokalitě Dolní Labe

Tab. 19: Statistické zpracování efektu kosení na emigrace modrásků rodu *Phengaris* v letových sezónách 2013 až 2015

Graf 1: Změny v emigracích po pokosení plochy č. 4 u ploch nekosených a plochy kosené v letové sezóně 2013 u druhu *P. nausithous*

Graf 2: Změny v emigracích po pokosení plochy č. 4 u ploch nekosených a plochy kosené v letové sezóně 2013 u druhu *P. teleius*

Graf 3: Změny v emigracích po pokosení plochy č. 4 u ploch nekosených a plochy kosené v letové sezóně 2014 u druhu *P. nausithous*

Graf 4: Změny v emigracích po pokosení plochy č. 4 u ploch nekosených a plochy kosené v letové sezóně 2014 u druhu *P. teleius*

Graf 5: Změny v emigracích po pokosení plochy č. 4 u ploch nekosených a plochy kosené v letové sezóně 2015 u druhu *P. nausithous*

Graf 6: Změny v emigracích po pokosení plochy č. 4 u ploch nekosených a plochy kosené v letové sezóně 2015 u druhu *P. teleius*

