



Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta životního prostředí

Katedra ekologie

Vliv lesního managementu na společenstvo motýlů

Forest management and its impact on butterfly communities
of woodlands

Bakalářská práce

Vedoucí práce: Ing. Lada Jakubíková

Bakalant: Lada Scollon

2016

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Katedra ekologie

Fakulta životního prostředí

ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Lada Scollon

Aplikovaná ekologie

Název práce

Vliv lesního managementu na společenstvo motýlů

Název anglicky

Forest management and its impact on butterfly communities of woodlands

Cíle práce

Souhrn poznatků o faktorech ovlivňujících výskyt motýlů v různě obhospodařovaných evropských lesích. Zvláštní pozornost bude věnována specialistům ze světlých lesů střední Evropy a managementu vhodnému k jejich ochraně.

Metodika

Vypracování literární rešerše na dané téma. Použity budou zahraniční i tuzemské zdroje informací.

Doporučený rozsah práce

cca 30 stran

Klíčová slova

ochrana motýlů, tradiční lesní hospodaření, pařezení, lesní pastva, Lepidoptera

Doporučené zdroje informací

- Benes J, Cizek O, Dovala J & Konvicka M (2006). Intensive game keeping, coppicing and butterflies: The story of Milovický Wood, Czech Republic. *Forest Ecology and Management* 237: 353-365.
- Fartmann T, Müller C & Poniatowski D (2013). Effects of coppicing on butterfly communities of woodlands. *Ecological Conservation* 159: 396-404.
- Freese A, Benes J, Bolz R, Cizek O, Dolek M, Geyer A, Gros P, Konvicka M, Liegl A & Stettmer C (2006). Habitat use of the endangered butterfly *Euphydryas maturna* and forestry in Central Europe. *Animal Conservation* 9: 388-397.
- Ibbe M, Milberg P, Tunér A & Bergman KO (2011). History matters: Impact of historical land use on butterfly diversity in clear-cuts in a boreal landscape. *Forest Ecology and Management* 261: 1885-1891.
- Merckx T, Feber RE, Hoare DJ, Parsons MS, Kelly CJ, Bourn NAD & Macdonald DW (2012). Conserving threatened Lepidoptera: Towards an effective woodland management policy in landscapes under intense human land-use. *Biological Conservation* 149: 32-39.
- Streitberg M, Hermann G, Kraus W & Fartmann T (2012). Modern forest management and the decline of the Woodland Brown (*Lopinga achine*) in Central Europe. *Forest Ecology and Management* 269: 239-248.

Předběžný termín obhajoby

2014/06 (červen)

Vedoucí práce

Ing. Lada Jakubíková

Elektronicky schváleno dne 13. 12. 2013

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 18. 12. 2013

prof. Ing. Petr Sklenička, CSc.

Děkan

V Praze dne 12. 05. 2015

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem tuto bakalářskou práci vypracovala samostatně, pod vedením Ing. Lady Jakubíkové a uvedla jsem všechny literární prameny a publikace, ze kterých jsem čerpala.

V Praze, dne 12. 4. 2016

.....

Lada Scollon

Poděkování

Chtěla bych poděkovat své vedoucí bakalářské práce Ing. Ladě Jakubíkové za odborné vedení, za pomoc, rady a trpělivost při zpracování této práce.

V Praze, dne 12. 4. 2016

.....

Lada Scollon

Abstrakt

Lesy jsou jedním z nejdůležitějších prostředí pro motýlí společenstva, která se vyskytují v Evropě. Vlivem změn v lesním hospodaření během 20. století však motýlích společenstev vázaných na lesy ubývá a přes zvětšující se lesní plochu druhová pestrost v lesích klesá. K nejohroženějším druhům motýlů patří specialisté ze světlých lesů střední Evropy, kteří jsou závislí pestré mozaice světlých a slunných lesních stanovišť. Cílem této bakalářské práce je shrnutí literárních pramenů a poznatků o faktorech, které ovlivňují výskyt společenstev denních motýlů v různě obhospodařovaných evropských lesích. První část popisuje vývoj hospodaření v lesích Evropy, kdy nastala řada změn ve velikosti a struktuře lesů, které měly významný vliv na utváření druhové diverzity lesních společenstev. Hlavní část práce tvoří rešerše literatury vycházející zejména z odborných vědeckých článků, které se zabývají jednak příčinami antropogenně podmíněného mizení motýlů, které je v rámci ochrany přírody ovlivnitelné, jednak vhodným způsobem hospodaření, které by mohlo zlepšit kvalitu biotopů, zvětšit nosnou kapacitu prostředí, a tím posílit současné populace. Získané informace mohou v budoucnu přispět při výběru správných managementových opatření pro ochranu světlinových druhů a biodiverzity.

Klíčová slova: ochrana motýlů, tradiční lesní hospodaření, pařezení, lesní pastva, Lepidoptera

Abstract

Woodlands are among the most important habitats for butterflies in Europe. However, despite a continuous increase of forest cover, woodland butterfly populations are in decline throughout the continent, a trend that can mainly be attributed to largescale changes in woodland-management techniques introduced in the 20th century. The most endangered species of European butterflies are those that are light-demanding and whose habitat features scattered and heterogeneous resources that are sun-reliant yet are found in woodlands. The aim of this thesis is to provide a summary of literature and findings related to forest-management activities that have had an impact on woodland butterfly communities. The first section describes the development of forest-management approaches in Europe that have shaped the structure and composition of woodlands and influenced the species diversity of forest communities. The main section summarizes conventional approaches to forest management, based on existing research and observations, that address the human factors most responsible for the decline of woodland butterflies. The employment of proper conservation-management strategies and activities aimed at improving quality of habitat, increasing environmental carrying capacity and strengthening existing woodland butterfly populations can reverse the negative consequences of previous efforts. The conclusions reached in this thesis are intended to facilitate the selection of the proper woodland-management techniques in seeking to protect light-demanding species and maintain biodiversity.

Keywords: butterfly conservation, traditional forest management, coppicing, wood pasture, Lepidoptera

Obsah

1. Úvod.....	9
2. Cíle.....	10
3. Historie lesního hospodaření v evropských lesích.....	11
4. Disturbance, lesní hospodaření a biodiverzita.....	15
5. Motýlí společenstva vázaná na lesy.....	17
5.1 Historické rozšíření motýlů a změny v početnosti.....	17
5.2 Nároky na stanoviště ohrožených druhů.....	22
5.3 Faktory negativně ovlivňující lesní motýly.....	24
5.3.1 Odklon od tradičního hospodaření a zalesňování.....	24
5.3.2 Eutrofizace bylinného patra lesních porostů.....	25
5.3.3 Fragmentace krajiny.....	26
5.4 Management vhodný k ochraně lesních motýlů.....	28
5.4.1 Výmladkové hospodaření.....	28
5.4.2 Lesní pastva.....	29
5.4.3 Lesní cesty.....	30
5.4.4 Vnější lemy lesa.....	31
5.4.5 Nelesní enklávy.....	32
6. Diskuze.....	34
7. Závěr.....	36
8. Seznam literatury.....	37

1. Úvod

Mezi hlavní faktory ovlivňující vývoj lesních ekosystémů obecně řadíme klima a vývoj lesních půd (Fanta 2007a). Na vývoj prehistorické vegetace v Evropě měla nezanedbatelný vliv i přítomnost velkých býložravců a od příchodu prvních osadníků i člověk, jehož přítomnost postupně vyvolala řadu změn v rozloze i struktuře lesů (Buckley 1992, Peterken 1993).

Během 20. století však prošlo hospodaření v evropských lesích výraznými změnami (Rackham 2008, Müllerová et al. 2014). Po druhé světové válce zanikla řada tradičních hospodářských postupů, které po staletí udržovaly řídkou a rozvolněnou strukturu zejména v listnatých lesích nížin a pahorkatin, jako výmladkové hospodaření, hrabání steliva nebo pastva dobytka (Oates 1995, Konvička 2006). Specializované světlomilné lesní druhy vázané na mozaiky různých sukcesních stádií tak v současných evropských lesích výrazně ubývají a dostávají se mnohdy na pokraj vymření (Konvička 2006). Ke světlomilným druhům, u kterých byl od 80. let minulého století zaznamenán nejdramatičtější populační pokles, patří lesní motýli (van Swaay et al. 2010). Jako jedna z hlavních příčin jejich úbytku se uvádí právě odklon od tradičního hospodaření nahrazený intenzivním hospodařením v lesích, který vede k likvidaci biotopů polopřirozeného charakteru či jejich fragmentaci (Fahrig 2003).

V posledních desetiletích proto studie mnoha biologů a ekologů poukazují na důležitost zavedení aktivního managementu na historicky tradičně obhospodařovaných stanovištích, kde stále přežívají izolované populace ohrožených druhů motýlů či jiných světlinových druhů (Konvička et al. 2005). Zvolením vhodného způsobu hospodaření je možné výrazně zlepšit kvalitu biotopů, zvrátit negativní trend a posílit populace, které na jednotlivých územích dosud přežívají (Clark et al. 2011). Předložená práce má za cíl shrnout rešeršní cestou informace o faktorech ovlivňující výskyt motýlů v různě obhospodařovaných lesích Evropy a managementu vhodnému k jejich ochraně.

2. Cíle práce

Cílem této bakalářské práce je formou literární rešerše shrnout poznatky o faktorech ovlivňujících výskyt motýlů v různě obhospodařovaných evropských lesích. Zvláštní pozornost bude věnována specialistům ze světlých lesů střední Evropy a managementu vhodnému k jejich ochraně.

3. Historie lesního hospodaření v evropských lesích

Prehistorická podoba lesů evropského mírného pásu v nepřítomnosti člověka je stále diskutovaným tématem (Rackham 1998). Již v roce 1936 Frederic Clements publikoval koncept klimatického klimaxu, v rámci kterého se domnívá, že všechna společenstva daného regionu směřují k rovnováze vyjádřené určitým druhovým složením a strukturou a ovlivněné regionálním klimatem. Klimaxovou vegetací střední a západní Evropy by pak měly být husté a tmavé lesy s poměrně omezeným druhovým bohatstvím (Ellenberg 1988). Existují však názory, že míra zalesnění nebyla zdaleka tak komplexní. Na vývoj vegetace v Evropě mělo velký dopad jednak vypásání velkými spásáči, jako např. pratur (*Bos primigenius* (Bojanus, 1827)), bizon stepní (*Bison priscus* (Bojanus, 1827)), zubr evropský (*Bison bonasus* (Linné, 1758)) a divoký kůň (*Equus ferus* (Boddaert, 1785)), kteří byli značně početní až do konce pleistocénu (Dostál et al. 2014), a také nejružnější přírodní disturbance, jako např. polomy větrem, lesní požáry, povodně, sesuvy půdy či gradace lesních škůdců (Wohlgemuth et al. 2001). S hypotézou, že prehistorické lesy měly spíše rozvolněnou parkovou strukturu, přišel i Frans Vera (2000), neboť dle pylového záznamu z této doby je prokázáno vysoké zastoupení pylu lísky, která nekvete ve stinných lesních podmínkách.

Středoevropská krajina před nástupem zemědělství (tj. před 6000 – 9500 lety) byla proto na základě dnešních poznatků spíše proměnlivou mozaikou klimaxové vegetace s celky různých sukcesních stádií, které vytvářely často specifické životní podmínky pro řadu druhů organismů (Bengtsson et al. 2000). Od příchodu prvních osadníků v polovině holocénu začíná stav a rozlohu lesů ve střední Evropě silně ovlivňovat člověk (Price 2000). Na jednu stranu sice značně přispěl k vymření velkých savců, na druhou stranu ale hrál významnou roli v udržení různých stepních elementů díky vypásání lesů, vypalování a kácením dříví na otop či na stavby (Darby 1956, Bengtsson et al. 2000). Palynologický výzkum ukázal maloplošné odlesňování či spíše prosvětlování lesa již v mezolitickém období na celé řadě evropských lokalit (Ložek 2007), přičemž během doby železné bylo ve střední a západní Evropě odlesněno už kolem 10 až 60 % území, a to zejména v nížinách

(Kaplan et al. 2009). K dalšímu odlesnění a fragmentaci lesů pak došlo v době pod vlivem Římanů (Kaplan et al. 2009) zejména kvůli získávání další zemědělské půdy, palivového dřeva na hutnickou a železářskou výrobu, pro stavby a opevnění (Visser 2015). Po pádu Římské říše v období stěhování národů a s ním spojeného období válek a nepokojů pak následovalo období zvětšování plochy lesů na úkor bezlesí, a to především v důsledku úbytku obyvatelstva (Fanta 2007b, Williams 2010).

V raném středověku (kolem roku 850) se odhaduje, že zemědělská půda zaujímal na území tehdejších českých zemí cca 10 % plochy, ve 12. st. pak asi 15 % (Kaplan et al. 2009). Dle archivních zdrojů došlo k největší remodelaci terénu v důsledku odlesnění již ve 13. a 14. století (Fanta 2007b). Nejčastějším typem hospodaření bylo v té době výmladkové hospodaření a toulavá těžba, při které se vybíraly pouze stromy, které se nejlépe hodily účelu spotřeby (Hédl et al. 2011). Výmladkový les s krátkými intervaly obmýtí (7–40 let) měly buď tvar lesa nízkého s převažujícím podílem vegetativní obnovy, nebo tvar lesa středního, ve kterém byly v pařezinách ponechávány generativně obnovené výstavky některých dřevin, především dubu. Existence výmladkových lesů byla založena na schopnosti dřevin obnovit se ze spících nebo adventivních pupenů na pařezech nebo na kořenech listnatých druhů dřevin. Využívání lesa výmladkovým způsobem bylo proto rozšířené v oblasti nížin a teplých pahorkatin (Fanta 2007b, Müllerová et al. 2014). Na Moravě bylo v pozdním středověku takto hospodařeno až na 26 % území, a to převážně v dubohabrových lesích (Szabo et al. 2015). Les se využíval jednak pro palivové a stavební dříví (Szabo et al. 2015), ale také pro lesnická řemesla jako uhlířství, smolařství či dehtářství (Woitsch 2009). S lesy však byly spojeny i další činnosti jako sběr lesních plodů a klestí, hrabání steliva, pastva dobytka aj. (Oates 1995, Fanta 2007b, Bürgi et al. 2013). Nárůst plošné těžby dřeva a nezabývání se obnovou lesa měl za následek zmenšování a rozrušování dosud souvislých lesních porostů (Wanner 2008).

Organizované lesní hospodářství bylo v Evropě započato kolem roku 1291 (Fanta 2007c), kdy se začala vyměřovat rozloha lesů, stanovila se minimální doba obmýtí a po smýcení byla zakázána pastva dobytka po dobu tří let (Müllerová et al. 2014). V průběhu 16. století došlo k dalšímu hospodářskému rozvoji, který vedl

k další přeměně lesa na louky a pole a přinesl znovu zvýšenou poptávku po dřevě, zejména pro znovu se rozvíjející hutnictví a hornictví. Současná velká spotřeba dříví pro výstavbu sídel a energetické využití vedla k největší míře odlesnění a k všeobecné nouzi o dřevo. Z tohoto důvodu se začala věnovat větší pozornost obnově lesů, která se řešila především ponecháním výstavků a výsadbou převážně borovice, smrku a dubu (Nožička 1957, Fanta 2007c).

Na počátku 18. století vzniká v Německu a dále pak v dalších evropských státech lesnictví jako specializovaný obor. V období vlády Marie Terezie se stává lesní hospodářství zákonem řízenou a limitovanou činností (Fanta 2007c). V druhé polovině 18. století se lesnictví začalo přednostně orientovat na produkci dříví s důrazem na zabezpečení trvalosti produkce a její ekonomické maximalizace (maximalizace pozemkové renty), a proto docházelo k zakládání výnosných smrkových a borových monokultur, čímž se zásadně změnila jak druhová, tak výšková skladba tehdejších porostů (Utínek 2014). Od 19. století se podstatně snížila výměra výmladkového lesa ve prospěch lesa vysokokmenného (Schuler 1998). V druhé polovině 19. století se objevují nové cíle v lesním hospodaření, a to ochrana lesů před přírodními i antropogenními disturbancemi s cílem zvýšit jejich stabilitu (Kuusela 1994).

Jak z výše uvedeného textu vyplývá, využití lesů se měnilo v každém historickém období, nicméně během 20. století proběhlo mnoho radikálních změn ve velmi rychlém sledu. Výmladkové hospodaření bylo pozastaveno v 50. letech 20. století v mnoha zemích Evropy, kdy dříví na otop bylo nahrazeno uhlím (Sieferle 2001) a zbylé existující pařeziny byly převedeny na vysokokmenné lesy (Rackham 2008). Společně se zalesňováním převážně jehličnatými monokulturami (většinou smrkovými) došlo k výrazným změnám v druhovém složení bylinného patra a vymizení některých druhů rostlin a živočichů (Smallidge et Leopold 1997). Lesy ve střední Evropě tak postupně stárnou, mají větší zapojení horního stromového patra a hromadí více živin (Hédl et al. 2010). Mnoho druhů se nestačilo adaptovat na vzniklé změny v jejich biotopech a současná fragmentace a izolovanost biotopů jim pak znemožnila si najít nové vhodné stanoviště (Clarke et al. 2011).

Počátek 20. století sebou přinesl i vyhlášení prvních devíti národních parků v Evropě a později i dalších chráněných území (Kupper 2014). Péče na těchto územích však od 50. let 20. století spočívala v kompletní konzervaci a vyloučení jakéhokoliv obhospodařování, což vedlo mnohdy k zániku cenných ekosystémů vlivem negativního směru dynamiky (Sádlo 2009). Od 80. let se situace začíná zlepšovat a objevují se první pokusy o aktivní management v péči o ZCHÚ, avšak pro ochranu bezobratlých včetně motýlů, kteří potřebují k přežití sukcesní stádia je tato péče stále nedostatečná (Machar et al. 2012). Navíc 82 % rozlohy evropských lesů se nachází mimo chráněná území (Parviainen et al. 2011), např. v ČR zabírají lesy zvláštního určení 23% z celkové plochy lesů (MZE 2014). Samotné rezervace (zvláště chráněná území) proto k účinné ochraně lesních motýlů nepostačí, neboť v chráněných biotopech žije pouze zhruba polovina druhů, které ochranu potřebují (Konvička 2005).

Koncem 20. století nastal i v hospodářských lesích odklon od pouhé orientace na produkci dříví a začaly se prosazovat i mimoprodukční ekologické a sociální funkce lesa, pro které je důležité vedle péče o produktivitu zachovat v lesích i jejich biodiverzitu, regenerační schopnost a vitalitu (Vančura K. 2008). S těmito mimoprodukčními funkcemi lesa jsou spojené i návrhy na obnovení výmladkového hospodaření, zejména z důvodu ochrany přírody, ale také kvůli potenciální vysoké produkci palivového dříví v hospodářských souborech s krátkým obmýtím (Merckx et al. 2012). Podpora výroby energie z obnovitelných zdrojů jednotlivými vládami států EU ještě více umocňuje zájem o nízké a střední lesy (Roedl 2010).

4. Disturbance, lesní hospodaření a biodiverzita

V moderní ekologii se zdůrazňuje dynamická rovnováha ekosystémů, v nichž disturbance nejsou ničím cizorodým. Na přírodní režim disturbancí je možné nahlížet jako na prostředek, který udržuje heterogenitu prostředí a zabraňuje dosažení klimaxových stádií. Navíc v lesích, kde disturbance hrály důležitou roli během vývoje lesních druhů, je jejich zachování obzvláště důležité, neboť při jejich absenci dojde i k vymizení těchto druhů (Holling et al. 1995). Disturbační procesy a na ně navazující sukcese jsou v těchto lesích klíčem k druhové rozmanitosti (Attiwill 1994, White et Jentsch 2001). Disturbance mohou být antropogenního původu, který zahrnuje celou sféru lidské činnosti, nebo původu přírodního (Attiwill 1994). V lesích střední a západní Evropy jsou přírodními disturbancemi hlavně polomy větrem, antropogenní disturbance pak ovlivňovaly hlavně lesy nížinné (Falinski 1986, Wohlgemuth et al. 2001).

Obecně lze říci, že velké nebo časté disturbance diverzitu lesů snižují a ke snížení diverzity také dochází brzo po disturbanci (Bengtsson 2000). Nicméně s časem od disturbance počet druhů roste a dosahuje svého maxima v raných a středních fázích sukcese (Palmer et al. 2000, Wohlgemuth et al. 2001). Poznání disturbačního režimu, který by byl na daném místě přirozený, může být využito i v lesním managementu. Čím více budou strategie pro ochranu biodiverzity podobné přírodním dějům, tím větší je šance na jejich úspěch. Organismy se vždy lépe přizpůsobují podmínkám, které jsou podobné těm, ve kterých se vyvinuly. Umělé disturbance, které napodobují přirozené disturbance, tak mohou pomoci udržet nebo obnovit heterogenitu v porostu, která pozitivně ovlivňuje biodiverzitu lesních ekosystémů (Niemela 1997, Lindenmayer et al. 2006). Při vhodném lesním managementu je možné navíc ovlivnit intenzitu antropogenních disturbancí a jejich vliv na společenstva rostlin a živočichů, popř. zvolit vhodnou alternativu, která bude brát zřetel na ekologické i ekonomické funkce lesa (Wohlgemuth et al. 2001). Podle Lindenmayera et al. (2006) lze popsat 5 základních principů pro ochranu biodiverzity, které mohou být široce aplikovány v lesních ekosystémech: 1) udržení spojitosti (zachovávat biologickou prostupnost krajiny návrhem vhodných liniových

interakčních prvků), 2) udržení různorodosti krajiny (vytvářet dostatečně velká chráněná území a využívat působení přirozených disturbancí), 3) udržení komplexity porostní struktury (udržet druhovou pestrost porostů i během těžeb a upřednostňovat maloplošné hospodaření pro podporu biodiverzity), 4) udržení nedotčených vodních ekosystémů (zachovávat a vytvářet pobřežní koridory a chránit vodní stanoviště i mimo rezervace) a 5) využití přírodních disturbancí jako vodítka pro disturbance způsobené lidmi.

5. Motýlí společenstva vázaná na lesy

5.1 Historické rozšíření motýlů a změny v početnosti

Motýli jsou velmi atraktivní skupinou hmyzu, která vždy přitahovala pozornost jak laické, tak i odborné veřejnosti. Exaktní poznatky o mizení motýlů se objevují v Evropě až v 80. letech minulého století (Konvička 2006a). Při srovnání rozšíření motýlů v celoevropském měřítku se pak potvrzuje skutečnost, že za posledních 25 let došlo k úbytku denních motýlů o 11 % (van Swaay et al. 2006). Největší a nejdramatičtější úbytek motýlů se týká hlavně vzácných specialistů se specifickou vazbou na prostředí, avšak v poslední době byl zaznamenán i pokles motýlů s širší ekologickou nikou, tzv. generalistů (van Dyck 2009). Pokles početnosti u denních motýlů, kteří obývají světlé lesy a lesní světliny, byl pak pozorován o 14 % během posledních 25 let (van Swaay et al. 2006). Největší pokles motýlů je zaznamenáván ve státech západní Evropy jako Belgie, Dánsko, Nizozemí a severní Francie (Dennis et al. 2002), ale také v Německu a střední Evropě (van Swaay et al. 2010). Ze studie Konvičky z roku 2006 vyplývá silná spojitost mezi hustotou železniční sítě, která vznikala s rozvojem industrializace v Evropě, a mizením motýlů nejprve ze západní a následně pak i ze střední Evropy.

V Evropě se v současnosti vyskytuje 482 druhů denních motýlů a z toho je v ČR registrováno 140 druhů (van Swaay et al. 2010). Konvička ve své práci (2006b) dále uvádí, že světlé lesy a lesní světliny u nás obývá asi 40 druhů, přičemž 26 druhů vyhledává především tato stanoviště. Mezi tyto druhy motýlů patřily i čtyři již vyhynulé druhy, a to bělopásek jednořadý (*Limenitis reducta* (Staudinger, 1901)) a bělopásek hrachorový (*Neptis sappho* (Pallas, 1771)), okáč hnědý (*Coenonympha hero* (Linnaeus, 1761)) a i pravděpodobně vymřelý bělásek východní (*Leptidea morsei* (Fenton, 1881)). Na prahu vymření jsou dnes druhy lesních motýlů jako např. jasoň dymnivkový (*Parnassius mnemosyne* (Linnaeus, 1758)), okáč jílkový (*Lopinga achine* (Scopoli, 1763)) a hnědásek osikový (*Euphydryas maturna* (Linnaeus, 1758)) (Konvička 2006b)

Mezi denní motýly s vazbou na světlé lesy, u kterých byl v posledních letech zaznamenán největší pokles v rámci Evropy (van Swaay et al. 2005) a ČR (Beneš et al. 2002, Konvička 2006b) lze zahrnout zejména následující druhy:

E. maturna je rozšířen od střední Francie na východ přes střední a východní Evropu a dále v mírném pásu Asie po Mongolsko (Čížek et Konvička 2009, Rákosy 2012). V západní a střední Evropě vymizel již z více než 75 % lokalit v důsledku upuštění od hospodářských tvarů nízkých a středních lesů a převody těchto typů porostů na tvar lesa vysokého (MŽP 2011). V ČR se dříve vyskytoval v listnatých lesích ve středním Polabí, v dolním Poodří a ve všech rozsáhlejších lesních komplexech jižní a střední Moravy. V současnosti však přežívá jen v jediné populaci ve středním Polabí (Beneš et al. 2002). *E. maturna* je vázaný na prosluněné listnaté lesy nížin a pahorkatin, respektive jejich raná sukcesní stadia s nízkým zápojem stromového patra a bohatým bylinným i keřovým patrem (MŽP 2011). Navíc jeho mobilita je silně limitovaná a není tak schopen delších dálkových přeletů, a proto vyžaduje poměrně rychlou obnovu raných stadií biotopu (cca po 15-20 letech) na vzájemně propojených plochách (Freese et al. 2006).

L. achine byl v minulosti rozšířen ve většině rozsáhlých nížinných lesů mírného pásma, dnes se vyskytuje velmi sporadicky od Pyrenejí přes střední Evropu a východní Evropu po Dálný východ a Japonsko (Beneš et al. 2002). V ČR je jeho současný výskyt znám pouze na jediné jihomoravské lokalitě (Konvička 2008). Hlavní příčinou je změna lesního hospodaření a nástup moderního intenzivního lesnictví a s tím související tmavnutí porostů a příliš velké a mikroklimaticky nevhodné paseky (Beneš et al. 2002). Vzhledem k vazbě na ostrice jako živné rostliny je pro tento druh podstatný nejen řídký zápoj, ale také zachování půd chudých na živiny (Konvička 2008).

Populace *P. mnemosyne* se vyskytují ostrůvkovitě od Pyrenejí přes střední a východní Evropu po jižní Skandinávii, a na východ až po Ťan-Šan (Beneš et al. 2002). V západní části areálu motýl ustupuje a je ohrožen v důsledku změny lesního hospodaření, zalesňování a odvodňováním nelesních enkláv, příliš intenzivní pastvou a používáním hnojiv (Ebert et Rennwald 1991). Zvláště špatná je situace v severní a střední Evropě (Välimäki et Itämielä 2003). V Čechách zcela vyhynul, na

Moravě se dosud vyskytuje pouze v Litovelském Pomoraví, v oblasti Milovického lesa a Podyjí (Konvička 2006b). *P. mnemosyne* patří mezi sedentární málo mobilní druhy (Välimäki et Itämies 2003), které jsou závislé na dostatečném výskytu lesních světlin v různém stadiu sukcese pospojovaných osluněnými koridory lesních cest (Greatorex-Davis et al. 1993).

Okáč kluběnkový (*Erebia aethiops* (Esper, 1777)) v Evropě obýval relativně souvislý pruh táhnoucí od se Skotska a severní Francie přes střední a východní Evropu po Sibiř (Beneš et al. 2002). V nedávné minulosti však začal obzvláště ve střední Evropě rychle ubývat v důsledku sukcese ke stinným křovinám a lesům (Slámová et al. 2013). V ČR se vyskytoval od pošumavských vápenců a údolí Vltavy po teplé lesnaté oblasti středních Čech, dnes přežívá izolovaná populace v řídkých lesích bývalého VVP Milovice - Mladá a několik málo nepočetných kolonií na Moravě (Beneš et al. 2002). Slámová et al. (2013) ve své studii uvádějí, že limitujícím faktorem pro aktivitu motýla jsou vysoké teploty a oteplování klimatu by tak poslední izolované populace mohlo velmi ohrozit. Pro své přežití potřebuje krajinu s mozaikou nejrůznějších sukcesních stádií, zesvětlení a zlepšení prostupnosti lesa (Beneš et al. 2002).

Okáč bělopásný (*Hipparchia alcyone* (Denis & Schiffermüller, 1775)) se roztroušeně vyskytuje od Španělska a Francie po Litvu a západní Ukrajinu. Limitujícím faktorem je struktura a především přílišné zakmenění lesních porostů po převodu pařezin na vysoké lesy a po ukončení lesní pastvy, celoevropsky tak ustupuje, a to především ve střední Evropě. V současnosti je v Čechách známo již jen několik kolonií ve středním Povltaví (skalnatý kaňon Vltavy) a na Sedlčansku (Beneš et al. 2002).

Bělopásek dvouřadý (*Limenitis camilla* (Linnaeus, 1764)) se vyskytuje od severního Španělska přes západní, střední a východní Evropu a v celém mírném pásu po Dálný východ a Japonsko. Přestože je v lesích střední Evropy stále relativně početný, z řady oblastí ustupuje v důsledku zarůstání osluněných světlin a vysazování tmavých smrkových monokultur (Nilsson et al. 2013). V ČR se dříve vyskytoval v teplých pahorkatinách po celém území, dnes obývá pouze oblasti

především ve středních (Karlštejnsko, Křivoklátsko, Podbrdí, Povltaví aj.) a jižních Čechách (Kaplicko, Českobudějovicko a Novohradské hory) (Beneš et al. 2002).

Ostruháček česvinový (*Satyrium ilicis* (Esper, 1779)) se objevuje ve střední a jižní Evropě až po Malou Asii a Blízký východ. Severní hranici výskytu má v jižní Skandinávii (Ebert et Rennwald 1991). Po přechodu na vysokokmenné hospodaření ustoupil a stal se v západní a střední Evropě velmi ohrožený. V Čechách i na Moravě byl dříve součástí doubrav nížin a pahorkatin, dnes však již pouze na několika lokalitách. V západních i jižních Čechách již vyhynul. Má omezenou disperzní schopnost a ke svému přežití potřebuje jemnozrnnou mozaiku menších ploch s dostatkem sukcesních ploch (Beneš et al. 2002)

Ostruháček jilmový (*Satyrium w-album* (Knoch, 1782)) se nachází od severního Španělska přes celou Evropu a dále na východ v opadavých lesích mírného pásu až po Japonsko (Ebert et Rennwald 1991). Dříve jeden z nejběžnějších druhů motýlů neboť není příliš náročný ve vztahu k biotopu, přesto může být brzy v Evropě velmi ohrožený. Podmínkou jeho výskytu je přítomnost jilmů, které se masově kácí z důvodu napadení grafiózou (Beneš et al. 2002, Konvička 2008).

Pestrobarvec petrklíčový (*Hamearis lucina* (Linnaeus, 1758)) se vyskytuje od severu Pyrenejského poloostrova přes střední Evropu až po Ural. Chybí v severním Německu, jižní Itálii a na středomořských ostrovech. V Čechách a na Moravě je rozšířen v málopočetných koloniích zejména v oblasti vlhčích listnatých lesů nížin a pahorkatin (Beneš et al. 2002). Jeho populace po celé Evropě však výrazně v klesají neboť velkoplošná a věkově uniformní obnova lesů mu nevyhovuje (van Swaay et al. 2010). Je vázán na pozdější, avšak ne zcela zapojená sukcesních stádia a otevřené paseky a loučky (Beneš et al. 2002).

Perleťovec prostřední (*Argynnis adippe* (Denis & Schiffermüller, 1775)) je rozšířený od severozápadní Afriky přes většinu Evropy a temperátní Asii po Japonsko. Dříve se běžně nacházel v lesnatých oblastech nížin a pahorkatin, od 80. let 20. stol byl však zaznamenán jeho významný pokles. V ČR je hojnější jen v několika oblastech (Český kras, Doupovské hory, vojenský výcvikový prostor Boletice a Bílé Karpaty). Je vázán na paseky ve světlých lesích, přechody na rozhraní

ekosystémů typu les-louka nebo les-step či disturbované plochy ve vojenských prostorech (Beneš et. al 2002).

5.2 Nároky na stanoviště ohrožených druhů

Porozumění životnímu cyklu motýlů, zdrojům, které potřebují pro svůj vývoj, a procesům, které tyto zdroje zajišťují, je základní podmínkou pro jejich ochranu (Clark et al. 2011). Pro motýly jsou limitujícími zdroji především živné rostliny housenek, místa k hibernaci a kuklení nedospělých stádií, nektar pro dospělé, párovací stanoviště a úkryty pro dospělé jedince. Nejohroženější druhy často vyžadují různorodé zdroje nacházející se v dostatečné blízkosti (Konvička 2010). Obecně lesní motýli vyžadují stanoviště slunná a světlá pro kladení vajíček, zároveň však s dostatkem chráněných míst pro úkryty dospělců. Délky vývojových stadií různých druhů se však mohou značně odlišovat a s tím souvisí i rozdílné nároky na stanoviště (Smallidge et Leopold 1997).

Bylinné patro je důležité hlavně pro sedentární druhy, živné rostliny housenek jsou většinou druhy původní, zatímco zdroj nektaru mohou poskytovat i druhy nepůvodní (Smallidge et Leopold 1997). Podle Konvičky et al. (2006c) není u mnoha denních motýlů otevřených lesních stanovišť tolik limitujícím faktorem floristické složení vegetace, jako prostorová struktura stanovišť. Kladení vajíček na živné rostliny je u mnoha druhů podmíněno specifickými mikrostanovištními podmínkami. Nastává většinou pouze tehdy, nachází-li se živné rostliny v řídkém zápoji, který poskytuje larvám dostatek slunečního záření. Rostliny, které se nacházejí příliš ve stínu nebo příliš na slunci, nejsou motýly využívány (Freese et al. 2006). Také Fartmann et. al. (2013) ve své studii píše, že nejdůležitějšími činiteli ovlivňujícími druhovou pestrost a populační hustotu lesních motýlů jsou hlavně sluneční světlo a zdroj nektaru.

Druhová pestrost lesních motýlích společenstev většinou klesá se zvyšujícím se zastoupením křovin (Fartmann et al. 2013). Pro světlomilné lesní druhy jako např. *H. alcyone* je ideální zakmenění (hustota) lesních porostů do stupně 0,6, avšak ideální je zakmenění ještě nižší (Beneš et al. 2002). Otevřený zápoj, historicky udržovaný např. výmladkovým hospodařením či lesní pastvou, je proto spolu s velikostí vhodných plošek a jejich vzdáleností jedním z nejdůležitějších faktorů ovlivňujících existenci světlomilných lesních motýlů (Thomas et al. 2001).

Mnoho druhů denních motýlů je citlivých na změny prostředí a reagují na ně rychleji než ostatní organismy (např. rostliny). Mohou tak sloužit jako indikátory změny prostředí či klimatu (Wikstroem et al. 2009). Podle studie Camilly Parmesan et al. (1999) byl v důsledku oteplování během 20. století patrný výrazný geografický posun oblasti výskytu u 63 % z 35 monitorovaných sedentárních druhů evropských motýlů směrem na sever v rozmezí 35–240 km. Zástupcem druhů citlivých na oteplování klimatu je např. celoevropsky ohrožený *L. achine* (Settele et al. 2008, van Swaay et al. 2010). Změny klimatických podmínek mohou mít však kromě expanze druhů na sever vliv i na změnu délky trvání a načasování jednotlivých vývojových stádií (van Swaay et al. 2010).

5.3 Faktory negativně ovlivňující lesní motýly

Antropogenně podmíněné mizení bezobratlých v lesích má několik příčin, které se dají rozdělit do dvou skupin. Jednak jde o globální a lokální změny životního prostředí jako znečištění ovzduší a prostředí, eutrofizace prostředí a oteplování klimatu. Tento soubor příčin je při současných možnostech ochrany přírody regionálně téměř neovlivnitelný (Rackham 2008, Verheyen et al. 2012). Vymírání řady lesních druhů má však i jiné příčiny, které jsou v rámci ochrany přírody ovlivnitelné. Jedná se o intenzivní lesní hospodaření a zásahy do lesních ekosystémů, jakými jsou např. terénní změny a odvodnění, které vedou k likvidaci biotopů přirozeného charakteru či jejich fragmentaci (Fahrig 2003).

5.3.1 Odklon od tradičního hospodaření a zalesňování

Lesy jsou jedním z nejdůležitějších prostředí pro motýlí společenstva, která se vyskytují v Evropě. V posledních 150 letech však nastal odklon od tradičního lesního hospodaření a začal se upřednostňovat intenzivní způsob lesnictví (Rackham 2008). Výmladkovým hospodařením, které ještě v 17. a 18. století bylo běžným způsobem hospodaření, se dnes hospodaří především v jižní a východní Evropě, a to přibližně na 16% z celkové plochy lesů Evropy (Nicolescu et al. 2014). V České republice jsou dnes lesy obhospodařovány tímto způsobem pouze na 0,5 % z celkové plochy (MZE 2014). Převod světlých různověkých listnatých lesů na husté smrkové monokultury, meliorace a zalesňování širokých květnatých lesních lemů a luk má za následek úbytek nejen motýlích populací (Čížek et al. 2007, Konvička 2006b).

V dnešní době je 65 % evropských lesů obhospodařováno jako stejnověké porosty, různověké porosty pak zauímají pouze 13 % plochy lesů (Puumalainen 2001). Změny v lesním hospodaření mají negativní vliv na 63 % ohrožených druhů vázaných na lesy a přes zvětšující se lesní plochu druhová pestrost v lesích klesá (Wulf 2003). Na jedné straně jsou vhodná stanoviště obhospodařována až na samou mez únosnosti a na stranu druhou méně úrodné plochy přestaly být

obhospodařovány úplně a postupně zarůstají náletem. Motýli otevřených lesních stanovišť tak byli vytlačeni na lemy cest, lesní loučky a okraje (Konvicka 2006b). Wohlgemuth et al. (2002) ve své studii uvádějí, že od 30. let 20. století zmizelo z lesů až 40 % motýlích druhů z důvodu zanechání výmladkového hospodaření, lesní pastvy a hrabání steliva. Malé fragmenty různověkých smíšených lesních porostů jsou navíc ve větší míře ovlivněny negativními zásahy jako odvodnění nebo hnojení okolní zemědělské půdy (Wulf 2003).

Záměrné zalesňování původně bezlesých stanovišť je navíc velkým ohrožením pro původní obyvatele těchto biotopů jako např. jasoně červenookého (*Parnassius apollo* (Linnaeus, 1758)) (Nakonieczny 2007).

5.3.2 Eutrofizace bylinného patra lesních porostů

Ačkoliv dusík patří mezi důležité biogenní prvky, jeho přebytek v půdě a ve vzduchu má neblahý vliv na lesní ekosystémy. Eutrofizace prostředí způsobená činností člověka narušuje přírodní koloběh dusíku a má již dnes silně negativní dopad na přírodní ekosystémy (Vitoušek 1994). Navíc se předpokládá, že imisní hodnoty oxidů dusíku budou i nadále stoupat (Dentener et al. 2006). Atmosférickou depozicí (imisí zachycených nebo uložených na zemském povrchu nebo lesním ekosystému) se oxidy dusíku (NO_x) a amoniakální dusík (NH₃) dostávají zpět do půdního prostředí a zásadním způsobem mění chemismus lesní půdy (Bobbink et al. 2010). Koncentrace dusíku v evropských lesích se pohybuje mezi 0,5 a 6,0 g N/m² za rok (Pilegaard 2013). Iva Hůmová et al. (2016) ve své studii dokonce uvádějí, že 70 % lesů v ČR mělo v roce 2008 depozici 3 až 4 g N/m² za rok. Koncentrace imisí dusíku na přízemní lesní vegetaci může být až dvojnásobně vyšší než u jiných rostlinných společenstvech (Pilegaard et al. 2006).

Zpracováním dat z hodnocení přízemní vegetace z 23 studií z osmi zemí Evropy o úrovni depozic bylo potvrzeno, že imise dusíku mají vliv na změny v druhovém složení přízemní vegetace. Studie ukázala, že přibližně jedna třetina původních rostlin byla nahrazena nitrofilními druhy (Verheyen et al. 2012). Zvýšená dostupnost dusíku dává výhodu eutrofním druhům s velkou konkurenční

schopností, které následně vytlačují hostitelské rostliny motýlů s malou konkurenční schopností, a způsobuje tak homogenizaci květeny (Bobbink et al. 2010). Avšak lesní motýli vyhledávají především stanoviště vegetačně velmi heterogenní, homogenní stanoviště hostí motýlů málo (Konvička 2006b). Streiberger et al. (2011) při studii *L. achine* zjistili, že na plochách, kde byl zaznamenán jeho výskyt, měly nitrofilní rostliny pouze malé zastoupení a to kolem 9 %. Podle Konvičky et al. (2008), právě eutrofizace mohla hrát velkou roli ve vymizení *L. achine* z dříve obývaných lokalit na Moravě (Bílé Karpaty a Boří les).

Akumulace dusíku navíc ovlivňuje rychlost tvorby nadzemní biomasy a přispívá k rychlejšímu uzavření korunového zápoje (Hedwall et al. 2010). Motýlí společenstva jsou tak ohrožena i nepřímo, neboť většina larválních živných rostlin lesních motýlů je světlomilných (Dennis 1992, Feest et al. 2014). Hromadění organické hmoty, a tím i akumulaci dusíku bránilo dříve hrabání steliva, travaření a regulovaná lesní pastva (Glatzel 1991). Výmladkové lesy navíc ve srovnání s lesem vysokým odčerpávají z půdy více dusíku a utvářejí životní podmínky pro takové druhy rostlin a živočichů, které jsou schopné žít na chudých půdách s nedostatkem živin, včetně dusíku (Šrámek et al. 2005).

5.3.3 Fragmentace krajiny

Listnaté lesy střední Evropy jsou často izolovány do relativně malých celků (Wulf 2003). Intenzifikace lesnictví a homogenizace lesních porostů má negativní vliv na početnost a genetickou strukturu lesních druhů, které jsou závislé na polopřirozených a přirozených biotopech s ranými sukcesními stádii (Wallenius et al. 2010). Fragmentované habitaty znemožňují genetický tok mezi lokálními populacemi, zvyšují v nich nebezpečí inbreedingu a jejich vyhynutí v důsledku snížené rezistence na náhodné nepříznivé podmínky (Hanski 1998). Čím více jsou jednotlivé plošky menší a izolovanější, tím problematičtější je i jejich ochrana a management. Uvádí se, že minimální velikost plochy se obecně pohybuje mezi 0,5 až 20 ha (Warren 1992). Baguette et Stevens (2013) ve své studii poukazují na

pozitivní korelaci mezi velikostí křídel jednotlivých druhů a minimální rozlohou vhodného stanoviště.

Většina druhů motýlů vytváří metapopulace, které jim pomáhají vyrovnat se s náhlými nepříznivými vlivy prostředí. Migrující jedinci mohou kolonizovat nová vhodná stanoviště, doplňovat slabší populace nebo rekolonizovat opuštěné plochy po zániku místních populací (Hanski 1998). Pro ohrožené druhy motýlů je však důležitá vzdálenost a velikost vhodných ploch od současných přežívajících populací a vhodné lineární prvky jako lesní cesty a lemy, které zvyšují konektivitu vhodných stanovišť (Donald et Evans 2006). Konvička et al. (2005) ve své studii zjistili, že např. u druhu *E. maturna* překoná vzdálenost 500 m méně než 15 % populace a do 1 km se přesunou pouze 4 % jedinců. Podobně jsou na tom však i další druhy jako např. *L. achine* (Konvička et al. 2008) či *P. mnemosyne* (Konvička et al. 2006c). Obecně se tedy doporučuje, že by vzdálenost mezi jednotlivými stanovišti neměla být větší než 300 metrů (Smallidge et Leopold 1997). Jeden z důvodů úbytku lesních motýlů se spojuje právě se změnou struktury lesů a špatnou spojitostí oblastí s výskytem vhodných stanovišť (Wulf 2003). Změna lesní mozaiky ovlivňuje různé druhy lesních motýlů různě. Provedené studie ukázaly, že nejvíce jsou fragmentací ovlivněny sedentární a úzce specializované druhy, které se tak postupně z krajiny vytrácí a dochází k ochuzení druhového spektra motýlí fauny (Brückmann et al. 2010, Ekroos et al. 2013).

5.4 Management vhodný k ochraně lesních motýlů

Pro zachování populací ohrožených druhů motýlů je nezbytná aktivní ochrana jejich stanovišť, tj. jejich uzpůsobení nárokům motýla (Čížek et Konvička 2009). Zvolením vhodného způsobu hospodaření je možné výrazně zlepšit kvalitu biotopů, zvětšit nosnou kapacitu prostředí, a tím posílit populace, které na jednotlivých územích dosud přežívají (Clark et al. 2011). Obnova tradičního hospodaření a rekonstrukce historických porostních tvarů by měla být samozřejmostí tam, kde je ochrana přírody prioritní funkcí lesa, tedy ve vybraných chráněných územích, zejména na lokalitách ohrožených druhů, které bez vhodného aktivního managementu nemají šanci dlouhodobě přežít (Konvička 2006b). V širším okolí lokalit s ohroženými druhy i v hospodářských lesích nížin je pak vhodné zavést minimální aktivní management jako široké lemy lesních cest, široké vnější lemy a údržbu nelesních enkláv, neboť stabilita metapopulace závisí jak na obsazených stanovištích, tak na okolních plochách (Greatorex-Davies et al. 1993, Konvička 2006c).

5.4.1 Výmladkové hospodaření

V posledních desetiletích studie mnoha biologů a ekologů prokázaly přínosnost návratu výmladkového hospodaření do nížinných lesů, kde bylo tradičně celá staletí praktikováno (Fartmann et al. 2013, Vild et al. 2013). Výmladkový les může mít tvar lesa nízkého nebo středního, které jsou charakterizované především vegetativní obnovou (Vyhláška č. 83/1996 Sb.). Nízký les má převažující podíl vegetativní obnovy, a to zejména využitím výmladné schopnosti pařezů a kořenů. Je zde krátký interval obmýtí (maximálně 20–30 let), při kterém se vytěží celý výmladkový porost (Utínek 2014). U lesa středního je převážná většina obnovy také výmladková, s několika etážemi věkově odstupňovaných výstavek, kde se odlišuje způsob hospodaření. V hlavní výmladkové etáži se provádí holoseč s průměrnou dobou obmýtí kolem 40 let. Výstavky, které jsou semenného původu, se obhospodařují výběrným způsobem. Výmladkové porosty jsou listnaté dřeviny,

kteře mají dobrou výmladnost. Většinou se jedná o buky, duby, habry, olše a jasany. Avšak porosty jsou často s příměsí mnoha dalších dřevin. Výstavky jsou většinou hospodářsky hodnotné dřeviny, nejčastěji dub, ale též javory, jilmy či modřínny (Kadavý et al. 2011). Smallidge et Leopold (1997) uvádějí, že složení stromového patra není pro většinu lesních motýlů podstatné, důležitá je přítomnost živných rostlin a zápoj stromového patra, který by obecně neměl být více než 15 vzrostlých výstavků na hektar, nejlépe v malých skupinkách.

Opětný převod vysokého lesa na les výmladkový je vhodný především tam, kde se tímto způsobem po generace hospodařilo a na jejich charakteru je to dodnes patrné (Utínek 2014). Smallidge et Leopold (1997) ve své práci zmiňují velmi dobrou odezvu u rostlin při menším než padesátiletém přerušení. To samé potvrzují i Brown et al. (1991) svou studií, ve které uvádějí poměrně dlouhodobou přítomnost semen typických pro raná sukcesní stádia i ve stinných lesích, kde se dříve hospodařilo výmladkově. Velikost ploch by se pak měla pohybovat mezi 0,5 až 3 ha (Clark et al. 2011) s různou délkou obmýtí, které vytvoří vhodnou mozaiku s dostatečnou vertikální a horizontální strukturou lesního porostu (Warren et Key 1991).

5.4.2 Lesní pastva

Součástí tradičního hospodaření v lesích byla kromě výmladkového hospodaření i lesní pastva (Glatzel 1991). Smallidge et Leopold (1997) uvádí, že kontrolovaná lesní pastva domácích zvířat pomáhá narušováním lesního porostu udržovat rozvolněnou a prosvětlenou strukturu porostů, má vliv na pokryvnost a složení bylinného patra, a tím může významně pomoci v záchraně ohrožených motýlích společenstev. Neexistuje mnoho studií o vlivu znovuzavedení lesní pastvy na motýlí společenstva v dnešních, již zarostlých lesích. Z jiných studií však vyplývá, že za přiměřeného stavu dobytka se vytváří mozaika s různou výškou porostu, která zajišťuje pro motýly nezbytnou rozmanitost prostředí (Oates 1995). Dobytek navíc přednostně spásá některé druhy rostlin a ovlivňuje dostupnost hostitelských rostlin (Mládek et al. 2006). Každý druh hospodářského zvířete upřednostňuje jiné druhy

rostlin, čehož se dá využít pro úpravu stanoviště pro motýlí populace (Smallidge et Leopold 1997). Zatímco skot není vybíravý (pasevní generalista), spásá dobře i vysoký porost a vypásá plochy relativně rovnoměrně, tak ovce a koně jsou ve svém výběru více selektivní a zanechávají vypasené a nevypasené plošky. Kozy se zase rády pasou i na mladých stromcích a keřích a i při malých hustotách na nich dokážou způsobit značné újmy (Mládek et al. 2006, Clarke et al. 2011).

Motýli potřebují pro svůj vývoj vzrostlou vegetaci (jak vývojová stádia, tak dospělci), proto posun pastvy do pozdějších měsíců vegetační sezóny (Oates 1995, Scohier 2013). Vhodný je především mozaikovitý způsob hospodaření, kdy se v průběhu sezóny ponechá i nevypasená vzrostlá vegetace ve fázi kvetení (Mládek et al. 2006).

5.4.3 Lesní cesty

Lesní cesty vznikají pro zpřístupnění lesních pozemků a jsou většinou vnímány jako druh účelové komunikace (Stephens 2005). Po pozastavení výmladkového hospodaření a výsadbě jehličnatých monokultur v původních listnatých a smíšených lesích nabyly okraje lesních cest a zbylé lesní světliny i značného ochrannářského významu, neboť se staly jedním z posledních útočišť pro světlinové lesní druhy živočichů a rostlin (Warren et Fuller 1990). Podle Sparkse a Parishe (1995), se na lesních cestách často vyskytují druhy původního listnatého lesa, který zde byl před převodem na les hospodářský. Druhová diverzita osluněných koridorů může být tedy při vhodném managementu velmi pestrá a proto vhodná údržba lemů lesních cest byla navržena jako jeden z možných způsobů pro zvýšení biodiverzity v hospodářských lesích (Spellerberg et Sawyer 1996).

Clark et al. (2011) ve své práci uvádějí, že lesním motýlům obecně vyhovují lesní cesty se zastíněním menším než 20 %. Zastínění je pak určeno faktory jako je šířka cesty, výška okolních stromů a její směr – např. cesty, které směřují z východu na západ budou mít v letních měsících větší oslunění než cesty směřující ze severu na jih. Cesty situované ve směru východ-západ těžící z delšího oslunění v roce, mají delší vegetační období a uvádějí se jako ochrannářsky hodnotnější (Stephens 2005),

přestože se druhová skladba vegetace nemusí od cest orientovaných jinak nijak odlišovat (Buckley et al. 1997). Pro šířku lesních cest Ferris et Carter (2000) navrhli ve své studii poměr 1:1 (výška stromů/šířka cesty). Tento poměr je však možné použít pouze v rovinných nížinách (Smith et al. 2007). V kopcovitém terénu musí být lesní cesty širší a doporučený poměr alespoň 1:1,5 (Stephens 2005), jiní autoři doporučují i 1:2 (Smallidge et Leopold 1997, Clark et al. 2011). Struktura porostu lesních cest a jejich lemů se dá rozdělit do několika zón (Stephens 2005). Nejčastěji se vyskytují zóny dvě: 1) středové pásmo s travním porostem, které je sečené jednou nebo dvakrát do roka, a 2) pásmo ve vzdálenosti 2–5 m od středu s bylinným patrem, keři a ojediněle i stromy, kde spodní etáž má obmýtlí 5–7 let (Clark et al. 2011). Z pohledu citlivých světlinových organismů by však bylo mnohem lepší vytvoření ještě jednoho pásma, a to ve vzdálenosti 5–10 m na každé straně, kde by se uplatňovalo výmladkové hospodaření s pravidelným mýcením v intervalu 8–20 let (Clark et al. 2011). Takto vzniklé osluněné koridory, které jsou vystavené častým disturbancím, nabízejí často lesním motýlům vhodná stanoviště a v oblastech, kde není možný opětovný převod na nízké a střední lesy, hrají kritickou roli v zachování ohrožených populací motýlů (Warren et Key 1991).

5.4.4 Vnější lemy lesa

V současné době většina nížinných lesů na území ČR postrádá přechodový stupeň mezi lesem a otevřenou krajinou, tzv. lesní lem. Tvrdá hranice mezi lesem a polem, jak ji známe dnes, se ještě na počátku 19. století téměř nevyskytovala (Konvička 2006c). Lesní lemy přitom hrají důležitou roli jak z hlediska ochrany lesa, kdy chrání les proti klimatickým vlivům i proti negativním vlivům intenzivního zemědělství, tak i z hlediska přírodní rozmanitosti, neboť se zde vyskytuje větší počet ekologických nik než v přilehlých společenstvech (Clark et al. 2011). Stephens (2005) uvádí, že do 10 metrů od lesního okraje či lemů cest je obvykle vyšší druhová pestrost i populační hustota většiny druhů. Není to však lem jako takový, ale vertikální struktura jeho vegetace, jenž vytváří vhodná stanoviště pro mnoho druhů rostlin a živočichů (Buckley et al. 1997). Pokud tedy má les plnit i funkci ekologickou,

nemělo by se v rámci lesního hospodářství zapomínat na vytvoření vhodných lemů s heterogenní vegetací, a to lemů širokých, slunných a prořídých (Konvička 2006c).

Při vytváření lesních lemů v hospodářských lesích je důležitá inventarizace druhového složení flóry na okraji lesa, neboť zde často přežívají zbytky původní lesní vegetace, která je žádoucí. Obecné doporučení pro šíři lesního lemu, aby byl atraktivní pro motýlí společenstva, se udává mezi 2 a 15 m (Clark et al. 2011). Wuyts et al. (2009) však k tomuto uvádějí, že vnější lemy lesa širší než 5 m by se měly tvořit spíše rozšířením původního okraje směrem ven, aby se eliminoval okrajový efekt, který vadí zejména citlivým druhům vnitřku lesa, a to obzvláště u lesů menší rozlohy. Většina autorů doporučuje základní rozdělení lemu do tří zón (Stephens 2005, Clark et al. 2011, Wistrom et al. 2014): 1) vnější pásmo s porosty travin a bylin, sečené každé 2–3 roky, 2) pásmo smíšených křovin a travin v poměru 1:1 s obmýtím křovin v rozmezí 4–8 let a 3) pásmo s výmladkovým způsobem hospodaření s pravidelným mýcením v intervalu 8–20 let (Clark et al. 2011).

Udržování rozvolněných lemů lesa zavedením systému tří zón s rozdílným obmýtím, tak nejen zlepší mechanickou stabilitu lesních komplexů, ale napomůže zpomalit i úbytek světlinových druhů včetně ohrožených motýlích společenstev (Wistrom et al. 2014).

5.4.5 Nelesní enklávy

Součástí většiny lesních porostů byly dříve i drobné plošky trvalého bezlesí, nepříznivé pro růst zapojeného lesa (Smith et al. 2007). Tyto zvláštní biotopy nelesních společenstev na lesní půdě přispívají k biologické rozmanitosti a jejich zalesnění v minulosti mělo často fatální vliv na vzácné a ohrožené druhy organismů na ně vázané (Rolková 2009). Ze zástupců lesních motýlů je to např. *H. lucina*, který je vázán na mozaiku zarostlejších ploch (s mladými stromy do výšky ca 5 metrů) a otevřených vlhkých pasek či louček (Beneš et al. 2002). Nelesní enklávy většinou nejsou lineární, a proto nejsou tak ohroženy nedostatkem slunečního záření jako lesní cesty, což má vliv i na vyšší druhovou bohatost společenstev, které se zde vyskytují (Smith et al. 2007). Přesto i zde je třeba realizovat citlivá hospodářská

opatření, aby byla zachována společenstva raných sukcesních stádií. Clark et al. (2011) uvádějí, že obecně pro lesní motýlí společenstva jsou nejvhodnější enklávy se zapojením menším než 10 % a že je třeba pravidelně vyřezávat náletové dřeviny. Důležité je také prostorové rozmístění enkláv s vhodnými stanovišti v rámci lesa. Jako vhodnější stanoviště se udávají plochy, které jsou navzájem propojené lesními cestami (Stephens 2005, Clark et al. 2011). Z pohledu lesních motýlích společenstev proto autoři doporučují tvořit tzv. „rohové enklávy“ (“box junction”) na křižovatce dvou lesních cest o minimální velikosti alespoň 0,25–2 ha (Clark et al. 2011). Takto vytvořené světliny jsou relativně plošně nenáročné a mohou kompenzovat nemožnost vytvořit široké lemy lesních cest v lesích malé rozlohy (Stephens 2005). Strategická tvorba mozaiky osluněných malých lesních světlin, pasek a kotlíků, kde každá rohová sekce má jiný mýtní režim, může výrazně pomoci populacím světlinových společenstev (Clark et al. 2011).

6. Diskuze

Mezi nejhroženější motýly patří druhy vázané na řídké světlé lesy (van Swaay 2010). Odborníci z řad biologů a ekologů se shodují na tom, že tradičně obhospodařované nízké a střední lesy dříve těmto druhům poskytovaly ideální útočiště. Současné lesnické hospodaření preferující stinné vysokokmenné porosty však nedává těmto motýlům mnoho šancí na přežití (Smallidge et Leopold 1997, Konvička 2006b, Clark et al. 2011). Konvička (2006b) zdůrazňuje proto nutnost rekonstrukce historických porostních tvarů zvláště v chráněných územích, kde jsou předmětem ochrany světlinová společenstva vázaná na různá sukcesní stádia. Cílem by však dále mělo být, aby populace motýlů mohly žít i ve volné krajině, ne pouze na několika místech v chráněných územích, a proto je důležité aplikovat vhodná opatření i v širším okolí.

Většina studií, které byly na toto téma provedeny, došla k závěru, že rekonstrukce středních a nízkých lesů je jedním z nejvhodnějších aktivních opatření, která mohou zlepšit kvalitu biotopů a posílit ohrožené populace (Vild et al. 2013). Je však třeba zmínit i práce, které se zabývají možnými úskalími, která s sebou výmladkové hospodaření může přinést. Radke et al. (2013) ve své studii publikovali, že plochy vystavené častým disturbancím, jako je výmladkové hospodaření, jsou častěji kolonizovány invazivními druhy pajasanem žláznatým (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle) a trnovníkem akátem (*Robinia pseudoacacia* L.), a proto je třeba při obnově lesů nízkých a středních invazivní druhy monitorovat a zabránit tak jejich případnému šíření. Některé práce zabývající se managementem nížinných lesů však často zdůrazňují nutnost bezzásahovosti i na těchto územích (Schnitzler 2014, Vrška 2015), která však přivede místní sukcesi až k tmavým lesním porostům. Východiskem by v tomto případě mohlo být rozdělení lokalit na několik dílčích ploch s odlišným hospodařením. A v neposlední řadě je zde otázka omezených finančních prostředků, kdy není možné uplatnit výmladkové hospodaření na velkých plochách (např. v bývalých vojenských újezdech). Dostál et al. (2014) pro tyto případy navrhuje návrat velkých kopytníků, např. zebra a losa, do evropské přírody jako dlouhodobě udržitelnou alternativu pro uchování disturbančně-sukcesní mozaiky

na těchto územích. I zde je však třeba si uvědomit, že ne vždy lesní pastva přináší pouze pozitivní efekt. Beneš et al. (2006) se zabývali vlivem oborového chovu zvěře na stanoviště motýlů. Zjistili, že po zavedení oborového chovu vymizely hnědásci rodu *Melitaea* (Fabricius, 1807) a při nejvyšších hustotách zvěře (v 80. letech) vymizely i některé běžnější druhy, jako např. okáč rosičkový (*Erebia medusa* (Denis et Schiffermüller, 1775)), který je citlivý na zvýšenou přítomnost živin v půdě (Schmitt 1993). K podobným závěrům došel i Buckley et al. (1997), který ve své práci uvádí, že současné přemnožené stavy spárkaté zvěře svým selektivním vypásáním mají velmi negativní vliv na složení vegetace v podrostu a motýlům i dalším lesním společenstvům škodí. Hustota spásačů (ať už divokých či domácích) musí být vždy taková, aby pastva pomáhala utvářet jemnou mozaiku a byla ekologicky udržitelná (Konvička 2006b). Managementová opatření proto musí být variabilní v závislosti na místních (porostních, klimatických, krajinných) podmínkách (Smallidge et Leopold 1997). Podle Hédla et al. (2009) je důležité nechat působit přirozené disturbance tam, kde určují přirozenou dynamiku vývoje lesa, což se týká hlavně lesů v horských oblastech, kde se druhová diverzita vyvíjela většinou samovolně, tj. bez vlivu člověka. Naopak v nížinných lesích, kde antropogenní disturbance byly historicky jejich součástí, je třeba zavést i aktivní hospodaření, které bude mít za cíl zachovat biodiverzitu a zastavit vymírání velkého počtu živočichů.

Výskyt motýlích populací v krajině nebyl nikdy fixní (Wahlberg et al. 2002). Uvedené ohrožené druhy však zůstaly izolovány ve zbytcích přírodních lokalit, většinou chráněných území, kde často není dostatečně zajištěno, aby populace v krajině mohly dlouhodobě existovat navzdory náhodným procesům lokálních vymírání (Thomas et al. 2001, Öckinger et al. 2013). Konvička (2005) ve své studii píše, že mají-li být populace hmyzu zabezpečeny proti výkyvům abiotických faktorů, měla by jejich početnost dosahovat okolo 5000 jedinců v každé generaci. Vedle náhodných katastrof a genetického ochuzení může navíc populace ohrozit také nevhodná péče o lokality (Konvička 2006b).

7. Závěr

Ještě před příchodem zemědělských kultur existovala v evropské krajině mozaika krátkodobě i trvaleji otevřených ploch různých sukcesních stádií (Bengtsson et al. 2000). Přítomnost velkých kopytníků a působení nejrůznějších přírodních disturbancí mělo vliv na vznik heterogenního prostředí a rostlinných společenstev v evropských lesích (Vera 2000). Od příchodu prvních osadníků v polovině holocénu začíná stav a rozlohu lesů ve střední Evropě silně ovlivňovat člověk (Price 2000). Na jednu stranu sice značně přispěl k vymření velkých savců, na druhou stranu však nahradil jejich vliv svým hospodařením jako pařezení, hrabání steliva nebo pastva dobytka a udržoval v krajině jemnozrnnou dynamickou mozaiku, jež je podmínkou prosperity mnoha druhů (Bengtsson et al. 2000). To platilo až do 20. století, kdy výmladkové hospodaření bylo pozastaveno, zbylé existující pařeziny byly převedeny na vysokokmenné lesy a původní lesy nahrazovány převážně jehličnatými monokulturami (Rackham 2008). Intenzivní lesní hospodaření a zásahy do lesních ekosystémů způsobily likvidaci biotopů přirozeného charakteru či jejich fragmentaci, a tím vymizení některých druhů rostlin a živočichů včetně denních motýlů obývajících lesní stanoviště (Smallidge et Leopold 1997, Fahrig 2003). Jedinou cestou, jak zvrátit negativní trend ubývání světlinových druhů motýlů a dalších druhů se stejnou ekologií, je zavedení aktivního managementu jako výmladkové formy hospodaření, extenzivní pastvy, údržby nelesních enkláv a vhodné údržby lemů lesních cest, které jednotlivá stanoviště spojují, a to zejména na lokalitách ohrožených druhů (Konvička 2006b). Je nutné si však uvědomit, že není možné uplatnit jeden univerzální model a obecná opatření musí být variabilní v závislosti na místních (porostních, klimatických, krajinných) podmínkách (Smallidge et Leopold 1997).

Tato práce shrnuje poznatky o negativních i pozitivních faktorech, které ovlivňují výskyt motýlů v lesích mírného pásu Evropy. Zjištěné informace mohou v budoucnu pomoci při výběru správných managementových opatření pro ochranu světlinových druhů a biodiverzity.

8. Seznam literatury

Attiwill P.M., 1994: The disturbance of forest ecosystems: the ecological basis for conservative management. *Forest Ecology and Management* 63: 247–300.

Baguette M., Stevens V., 2013: Predicting minimum area requirements of butterflies using life-history traits. *Journal of Insect Conservation* 17:645–652.

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

Beneš J., Čížek O., Dovala J., Konvička M., 2006: Intensive game keeping, coppicing and butterflies: The story of Milovický Wood, Czech Republic. *Forest Ecology and Management* 237: 353–365.

Bengtsson J, Nilsson S.G., A. Franc A., Menozzi P., 2000: Biodiversity disturbances, ecosystem function and management of European forests, *Forest Ecology and Management* 132: 39–50.

Bobbink R, Hicks K, Galloway J, Spranger T, Alkemade R, Ashmore M, Bustamante M, Cinderby S, Davidson E, Dentener F, Emmett B, Erisman JW, Fenn M, Gilliam F, Nordin A, Pardo L, De Vries W., 2010: Global assessment of nitrogen deposition effects on terrestrial plant diversity: a synthesis. *Ecological Applications* 20:30–59.

Brown, V.K., 1991: The effects of changes in habitat structure during succession in terrestrial communities. In: Bell S.S., McCoy E.D., Mushinsky H.R. (eds): *Habitat Structure: The Physical Arrangement of Objects in Space*. Chapman & Hall, London: 141–168.

Brückmann S.V., Krauss J. and Steffan-Dewenter I., 2010: Butterfly and plant specialists suffer from reduced connectivity in fragmented landscapes. *Journal of Applied Ecology* 47/4: 799–809.

Buckley G.B. (ed), 1992: *The Ecological Effects of Coppicing*. Chapman & Hall, London.

Buckley G.P., Howell R., Watt T.A., Ferris-Kaan R., Anderson M.A., 1997: Vegetation succession following ride edge management in lowland plantations and woods. 1. The influence of site factors and management practices. *Biological Conservation* 82/3: 289–304.

Bunnell F.L., 1998: Setting goals for biodiversity in managed forests: 115–153, in F.L. Bunnell and J.F. Johnson (eds.): The living dance: policy and practices for biodiversity in managed forests. University of British Columbia Press, Vancouver.

Clarke S.A., Green D. G., Bourn N. A., Hoare D. J., 2011: Woodland Management for butterflies and moths: a best practice guide, Butterfly Conservation, Dorset.

Čížek L., Roleček J., Danihelka J., 2007: Celoplošná příprava půdy v lesích a její důsledky pro biodiverzitu. *Živa* 6: 266–268.

Čížek O., Konvička M., 2009: Náš nejvzácnější lesní motýl asi brzy vyhyne. *Živa* 6: 271– 273.

Darby H.C., 1956: The clearing of woodland in Europe, In: Thomas (ed.), Man's Role in Changing the Face of the Earth, University of Chicago Press.

Dennis R.L.H. (eds), 1992: The Ecology of butterflies in Britain. Oxford University Press, Oxford.

Dennis R.L.H., Shreeve T.G., Sparks T.H., Lhonore J.E., 2002: A comparison of geographical and neighbourhood models for improving atlas databases. The case of the French butterfly atlas. *Biological Conservation*, 108: 143–159.

Dentener F., Drevet J., Lamarque J.F., Bey I., Eickhout B., Fiore A.M., Hauglustaine D., Horowitz L.W., Krol M., Kulshrestha U.C., Lawrence M., Galy-Lacaux C., Rast S., Shindell D., Stevenson D., Van Noije T., Atherton C., Bell N., Bergman D., Butler T., Cofala J., Collins B., Doherty R., Ellingsen K., Galloway J., Gauss M., Montanaro V., Müller J.F., Pitari G., Rodriguez J., Sanderson M., Solomon F., Strahan S., Schultz M., Sudo K., Szopa S., Wild O., 2006: Nitrogen and sulfur deposition on regional and global scales: A multimodel evaluation. *Global biogeochemical cycles* 20: 1–21.

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

Dostál D., Konvička M., Čížek L., Šálek M. Robovský J., Horčíčková E., Jirků M., 2014: Divoký kůň (*Equus ferus*) a pratur (*Bos primigenius*): klíčové druhy pro formování české krajiny. Česká krajina, Kutná Hora.

van Dyck H., van Strien A.J., Maes D., van Swaay C.A.M., 2009: Declines in Common, Widespread Butterflies in a Landscape under Intense Human Use. *Conservation Biology* 23/4: 957–965.

- Ebert G., Rennwald E., 1991:** Die Schmetterlinge Baden-Württembergs. Band 1: Tagfalter 1. Ulmer, Stuttgart.
- Ekroos J., Rundlöf M., Smith H., 2013:** Trait-dependent responses of flower-visiting insects to distance to semi-natural grasslands and landscape heterogeneity. *Landscape Ecology* 28: 1283–1292.
- Ellenberg H., 1988:** Vegetation ecology of Central Europe, 4 edition. Cambridge University Press, Cambridge.
- Fahrig L., 2003:** Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual review of ecology, evolution, and systematics* 34: 487-515.
- Falinski J.B., 1986:** Vegetation dynamics in temperate lowland primeval forest. *Ecological studies in Bialowieza forest*. Geobotany 8: 1–537.
- Fanta J., 2007a:** Lesy a lesnictví ve střední Evropě: I. Přírodní podmínky pro existenci lesa. *Živa* 1: 18–21.
- Fanta J., 2007b:** Lesy a lesnictví ve střední Evropě: II. Z dávné historie využívání lesu. *Živa* 2: 65–68.
- Fanta J., 2007c:** Lesy a lesnictví ve střední Evropě: III. Počátky organizovaného hospodářství. *Živa* 3: 112–115.
- Fartmann T., Müller C., Poniowski D., 2013:** Effects of coppicing on butterfly communities of woodlands. *Biological Conservation* 159: 396–404.
- Feest A., van Swaay C., van Hinsberg A., 2014:** Nitrogen deposition and the reduction of butterfly biodiversity quality in the Netherlands. *Ecological Indicators* 39: 115–119.
- Ferris R., Carter C., 2000:** Managing Rides, Roadsides and Edge Habitats in Lowland Forests. Forestry Commission Bulletin 123. Forestry Commission, Edinburgh.
- Freese A., Beneš J., Bolz R., Čížek O., Dolek M., Geyer A., Gros P., Konvička M., Liegl A., Stettmer C., 2006:** Habitat use of the endangered butterfly *Euphydryas maturna* and forestry in Central Europe. *Animal Conservation* 9: 388–397
- Glatzel G., 1991:** The impact of historic land use and modern forestry on nutrient relations of Central European forest ecosystems. *Fertilizer Research* 27: 1–8.

Greatorex-Davies J.N., Sparks T.H., Hall M.L., Marrs R.H., 1993: The influence of shade on butterflies in rides of coniferised lowland woods in southern England and implications for conservation management. *Biological Conservation* 63: 31–41.

Hanski I., 1998: Metapopulation dynamics. *Nature* 396: 41–49.

Hédl R., Roleček J., Boublík K., Douda J., 2009: Prohlášení České botanické společnosti k biologickým a ekologickým aspektům hospodaření v českých lesích. Praha, online: http://www.hedl.net/veda/prohlaseni_CBS_lesy.pdf, cit. 31.3. 2016.

Hédl R., Kopecký M., Komárek J., 2010: Half a century of succession in a temperate oakwood: from species-rich community to mesic forest. *Diversity and Distributions* 16: 267–276.

Hédl R., Szabó P., Riedl V. & Kopecký M., 2011: Tradiční lesní hospodaření ve střední Evropě I. Formy a podoby. *Živa* 2: 61–63.

Hedwall P.-O., Nordin A., Brunet J., Bergh J., 2010: Compositional changes of forest-floor vegetation in young stands of Norway spruce as an effect of repeated fertilisation. *Forest Ecology and Management* 259: 2418–2425.

Holling C.S., Schindler D.W., Walker B.W., Roughgarden J., 1995: Biodiversity in the functioning of ecosystems: an ecological synthesis. In: Perrings C, Mäler K.-G., Folke C., Holling C.S., Jansson B.-O., editors. Biodiversity loss: economic and ecological issues. Cambridge University Press, New York: 44–83.

Hůnová I., Kurfürst P., Vlček O., Stráník V., Stoklasová P., Schováňková J., Srbová D., 2016: Towards a better spatial quantification of nitrogen deposition: A case study for Czech forests. *Environmental Pollution*, In Press, Corrected Proof.

Kadavý J., Flora M., Hurt V., Kantor P., Kneifl M., Knott R., Servus M., 2011: Nízký a střední les jako plnohodnotná alternativa hospodaření malých a středních vlastníků lesa. Lesnická práce, Brno.

Kaplan J.O., K.M. Krumhardt, N. Zimmermann, 2009: The prehistoric and preindustrial deforestation of Europe. *Quaternary Science Reviews* 28: 3016–3034.

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

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

Konvička M., Čížek L., Beneš J., 2006b: Ohrožený hmyz nížinných lesů: ochrana a management. Sagittaria, Olomouc.

Konvička M., Vlašánek P., Hauck D., 2006c: Absence of forest mantles creates ecological traps for *Parnassius mnemosyne* (Papilionidae). *Nota lepidopterologica* 29: 145–152.

Konvička M., Novák J., Beneš J., Fric Z., Bradley J., Keil P., Hrček J., Chobot K., Marhoul P., 2008: The last population of the Woodland Brown butterfly (*Lopinga achine*) in the Czech Republic: habitat use, demography and site management. *Journal of Insect Conservation* 12: 549–561.

Kupper P., 2014: Creating Wilderness: A Transnational History of the Swiss National Park. Berghahn Books, Oxford.

Kuusela, K., 1994: Forest Resources in Europe. European Forest Institute Research Report 1. Cambridge University Press, Cambridge.

Lindenmayer D.B., Franklin J.F., Fischer J., 2006: General management principles and a checklist of strategies to guide forest biodiversity conservation. *Biological Conservation* 131: 433–445.

Ložek V., 2007: Zrcadlo minulosti: Česká a slovenská krajina v kvartéru. Dokořán, Praha.

Luyssaert S., Ciais P., Piao S. L., Schulze E. D., Jung M., Zaehle S., Schelhaas M. J., Reichstein M., Churkina G., Papale D., Abril G., Beer C., Grace J., Loustau D., Matteucci G., Magnani F., Nabuurs G. J., Verbeeck H., Sulkava M., van der Werf G. R., Janssens I. A., Team C.-I. S., 2010: The european carbon balance, Part 3: Forests, Global Change. *Biology* 16: 1429–1450.

Machar I, Drobilová L. et al., 2012: Ochrana přírody a krajiny v České republice: Vybrané aktuální problémy a možnosti jejich řešení I. díl. Univerzita Palackého v Olomouci, Olomouc.

Mládek J., Pavlů V., Hejcman M., Gaisler J. (eds), 2006: Pastva jako prostředek údržby trvalých travních porostů v chráněných. VÚRV, Praha.

Merckx T., Feber R.E., Hoare D.J., Parsons M.S., Kelly C.J., Bourn N.A.D., Macdonald D.W. 2012: Conserving threatened Lepidoptera: Towards an effective woodland management policy in landscapes under intense human land-use. *Biological Conservation*, 149: 32–39.

- Müllerová J., Szabó P., Hédl R. 2014:** The rise and fall of traditional forest management in southern Moravia: A history of the past 700 years. *Forest Ecology and Management* 331: 104 – 115.
- MZE, 2014:** Zpráva o stavu lesa a lesní hospodaření 2014. Ministerstvo zemědělství ČR, Praha.
- MŽP, 2011:** Záchranný program hnědáka osikového (*Euphydryas maturna*) v České republice, Ministerstvo Životního Prostředí ČR, Praha.
- Nakonieczny M., Kedziorski A., Michalczyk K., 2007:** Apollo Butterfly (*Parnassius apollo* L.) in Europe – its History, Decline and Perspectives of Conservation. *Functional Ecosystems and Communities* 1/1: 56–79.
- Nicolescu V.N., Barčić D., Carvalho J.P.F., Dimitriou I., Dohrenbusch A., Dubravac T., Ertekin M., Folcz A., Frank N., Hernea C., Jansen P., Löf M., Molnár D., Nordfjell T., Özel H.B., Rodrigues A., Trajkov P., Šimon D.C., Weih M., 2014:** Ecology and silvicultural management of coppice forests in Europe. Florence, online:
https://www.eurocoppice.unifreiburg.de/intern/pdf/conference_1/nicolescu-ecology-and-silvicultural-management, cit. 31.3. 2016.
- Niëmela J., 1997:** Invertebrates and boreal forest management. *Conservation Biology* 11: 601–610.
- Nilsson S.G., Franzén M., Pettersson L.B., 2013:** Land-use changes, farm management and the decline of butterflies associated with semi-natural grasslands in southern Sweden. *Nature Conservation* 18: 31–48.
- Nožička J., 1957:** Přehled vývoje našich lesů, SZN, Praha.
- Oates M.R., 1995:** Butterfly conservation within the management of grasslands habitats. In: Pullin, A.S. (ed.), *Ecology and the Conservation of Butterflies*. Chapman and Hall, London: 98–112.
- Öckinger E., Schweiger O., Crist T.O., Debinski D.M., Krauss J., Kuussaari M., Petersen J.D., Pöyry J., Settele J., Summerville K.S., Bommarco R., 2013:** Life-history traits predict species responses to habitat area and isolation: a cross-continental synthesis. *Ecology Letters* 13: 969–979.
- Palmer M.W., McAlister S.D., Arevalo J.R., DeCoster J.K., 2000:** Changes in the understory during 14 years following catastrophic windthrow in two Minnesota forests. *Journal of Vegetation Science* 11: 841–854.

Parviainen J., Schuck A., 2011: Maintenance, Conservation and Appropriate Enhancement of Biological Diversity in Forest Ecosystems. In FOREST EUROPE, UNECE and FAO: State of Europe's Forests 2011. Status and Trends in Sustainable Forest Management in Europe. Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe, Aas.

Parmesan C., Ryrholm N., Stefanescu C., Hill J.K., Thomas C.D., Descimon H., Huntley B., Kaila L., Kullberg J., Tammaru T., Tennent W.J., Thomas J.A., Warren M., 1999: Poleward shifts in geographical ranges of butterfly species associated with regional warming. *Nature* 399: 579–583.

Peterken G.F., 1993: Woodland Conservation and Management. Chapman and Hall, London.

Pilegaard K., Skiba U., Ambus P., Beier C., Brüggemann N., Butterbach-Bahl K., Dick J., Dorsey J., Duyzer J., Gallagher M., Gasche R., Horvath L., Kitzler B., Leip A., Pihlatie M. K., Rosenkranz P., Seufert G., Vesala T., Westrate H., Zechmeister-Boltenstern S., 2006: Factors controlling regional differences in forest soil emission of nitrogen oxides (NO and N₂O). *Biogeosciences* 3: 651–661.

Pilegaard K., 2013: Processes regulating nitric oxide emissions from soils. *Phil. Trans. R. Soc. B* 368: 1–8.

Price T.D., 2000: Europe's First Farmer. Cambridge University Press, Cambridge.

Puumalainen J., 2001: Structural, compositional and functional aspects of forest biodiversity in Europe. Environment and GEOinformation Unit, JRC - European Commission. United Nations, Geneva.

Rackham O., 2008: Ancient woodlands: modern threats. *New Phytologist* 180: 571–586.

Radtke A., Ambraß S., Zerbe S., Tonon G., Fontana V., Ammer C., 2013: Traditional coppice forest management drives the invasion of *Ailanthus altissima* and *Robinia pseudoacacia* into deciduous forests. *Forest Ecology and Management* 291: 308–317.

Rákósy L., Pecsénye K., Mihali C., Tóth A., Varga Z., 2012: Taxonomic review of *Euphydryas maturna* (Linnaeus, 1758) (Lepidoptera, Nymphalidae) with description of a new subspecies from Dobrogea (Romania) and notes on conservation biology. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* 58/2: 145–161.

Roedl A., 2010: Production and energetic utilization of wood from short rotation coppice - a life cycle assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment* 5/6: 567–578.

Rolková J., 2009: Vývoj vegetačního a krajinného pokryvu v opuštěném pohraničí Českého lesa. Magisterská práce, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, České Budějovice, online:
http://botanika.prf.jcu.cz/thesis/pdf/RolkovaJ_Mgr09.pdf, cit. 31.3. 2016.

Sádlo J., 2009: Bezzásahovost takřikajíc nechtěná – Samovolné sukcesní procesy v krajině současnosti. *Ochrana přírody* 5: 22–25.

Settele J., Kudrna O., Harpke A., Kühn I., van Swaay C., Verovnik R., Warren M., Wiemers M., Hanspach J., Hickler T., Kühn E., van Halder I., Veling K., Vliegthart A., Wynhoff I., Schweiger O., 2008: Climatic Risk Atlas of European Butterflies. Pensoft Publishers, Sofia.

Sieferle R.P., 2001: The Subterranean Forest: Energy Systems and the Industrial Revolution. The White Horse Press, Cambridge.

Slamova I., Klecka J., Konvicka M., 2013: Woodland and grassland mosaic from a butterfly perspective: habitat preferences of *Erebia aethiops* (Lepidoptera: Satyridae). *Insect Conservation and Diversity* 6: 243–254.

Smallidge P.J., Leopold D.J., 1997: Vegetation management for the maintenance and conservation of butterfly habitats in temperate human-dominated landscapes. *Landscape and Urban Planning* 38: 259–280.

Smith G.F., Iremonger S., Kelly D.L., O'Donoghue S., Mitchell F.J.G., 2007: Enhancing vegetation diversity in glades, rides and roads in plantation forests. *Biological conservation* 136: 283–294

Sparks T.H., Parish T., 1995: Factors affecting the abundance of butterflies in field boundaries in Swavesey fens, Cambridgeshire, *Biological Conservation* 73: 221–227.

Spellerberg I.F., Sawyer J.W.D, 1996: Standards for Biodiversity: a Proposal Based on Biodiversity Standards for Forest Plantations. *Biodiversity and Conservation* 5: 447–459.

Stephens P.C., 2005: Guide to managing woodland rides and glades for wildlife. Forestry Commission, online: [http://www.forestry.gov.uk/pdf/ewgs-on011-ride-mangt.pdf/\\$FILE/ewgs-on011-ride-mangt.pdf](http://www.forestry.gov.uk/pdf/ewgs-on011-ride-mangt.pdf/$FILE/ewgs-on011-ride-mangt.pdf), cit. 31.3. 2016.

- Szabó P., Müllerová J., Suchánková S., Kotačka M., 2015:** Intensive woodland management in the Middle Ages: spatial modelling based on archival data. *Journal of Historical Geography* 48: 1–10.
- Schnitzler A., 2014:** Towards a new European wilderness: Embracing unmanaged forest growth and the decolonisation of nature. *Landscape and Urban Planning* 126: 74–80.
- Schuler A., 1998:** Sustainability and biodiversity – forest historical notes on two main concerns of environmental utilisation. In: Bachmann P., Köhl M., Päivinen R. (eds.): *Assessment of Biodiversity for Improved Forest Planning*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht: 353–560.
- Schoier A., Ouin A., Farruggia A., Dumont B. 2013:** Is there a benefit of excluding sheep from pastures at flowering peak on flower-visiting insect diversity? *Journal of Insect Conservation* 17: 287–294.
- Šrámek M., Volařík D., Ertas A., Matula R., 2015:** The effect of coppice management on the structure, tree growth and soil nutrients in temperate Turkey. *Journal of Forest Science* 61: 27–34.
- Thomas J.A., Bourn N.A.D, Clarke R.T., Stewart K. E., Simcox D. J., Pearman G. S., Curtis R., Goodger B., 2001:** The quality and isolation of habitat patches both determine where butterflies persist in fragmented landscapes. *The Royal Society* 268: 1791–1796
- Utínek D., 2014:** Střední a nízký les – proč a jak ? *Ochrana přírody* 4, 12–15.
- van Swaay C.A.M., Warren M.S. and Loïs G., 2006:** Biotope use and trends of European butterflies. *Journal of Insect Conservation* 10: 189–209.
- van Swaay C.A.M., Cuttelod A., Collins S., Maes D., López Munguira M., Šašić M., Settele J., Verovnik R., Verstrael T., Warren M., Wiemers M., Wynhof I., 2010:** European Red List of Butterflies. Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- Vančura K. 2008:** Ministerské konference o ochraně lesů v Evropě, 1990 – 2007. Ústav pro hospodářskou úpravu lesů Brandýse nad Labem, Brandýs n. L.
- Välimäki P., Itämies J., 2003:** Migration of the clouded Apollo butterfly *Parnassius mnemosyne* in a network of suitable habitats – effects of patch characteristics. *Ecography* 26: 679–691.

Vera F.W.M., 2000: Grazing Ecology and Forest History. CAB International, Wallingford.

Verheyen K., Baeten L., De Frenne P., Bernhardt-Römermann M., Brunet J., Cornelis J., Decocq G., Dierschke H., Eriksson O., Hédli R., Heinken T., Hermy M., Hommel P., Kirby K., Naaf T., Peterken G., Petřík P., Pfadenhauer J., van Calster H., Walther G.-R., Wulf M., Verstraeten G., 2012: Driving factors behind the eutrophication signal in understorey plant communities of deciduous temperate forests. *Journal of Ecology* 100: 352–365.

Vild O., Roleček J., Hédli R., Kopecký M., Utinek D., 2013: Experimental restoration of coppice-with-standards: Response of understorey vegetation from the conservation perspective. *Forest Ecology and Management* 310: 234–241.

Visser R. M., 2015: Imperial timber? Dendrochronological evidence for large-scale road building along the Roman limes in the Netherlands. *Journal of Archaeological Science* 58: 243–254.

Vitoušek P.M., 1994: Beyond global warning: ecology and global change. *Ecology* 75: 1861–1876.

Vrška T., 2015: Proč potřebujeme bezzásahová území – argument vědy. *Fórum ochrany přírody* 4: 11–13.

Vyhláška č. 83/1996 Sb., o zpracování oblastních plánů rozvoje lesů a vymezení hospodářských souborů.

Wallenius T., Niskanen L., Virtanen T., Hottola J., Brumelis G., Angervuori A., Julkunen J., Pihlström M., 2010: Loss of habitats, naturalness and species diversity in Eurasian forest landscapes. *Ecological Indicators* 10: 1093–1101.

Wanner, H., Beer, J., Bütikofer, J., Crowley, T.J., Cubasch, U., Flückiger, J., Goosse, H., Grosjean, M., Joos, F., Kaplan, J.O., Küttel, M., Müller, S.A., Prentice, I.C., Solomina, O., Stocker, T.F., Tarasov, P., Wagner, M., Widmann, M., 2008: Mid- to Late Holocene climate change: an overview. *Quaternary Science Reviews* 27: 791–1828.

Wahlberg N., Klemetti T., Hanski I., 2002: Dynamic populations in a dynamic landscape: the metapopulation structure of the marsh fritillary butterfly. *Ecography* 25: 224–232.

Warren M.S., Fuller R.J., 1990: Woodland Rides and Glades: Their Management for Wildlife. Nature Conservancy Council, Peterborough.

- Warren M.S., Key R.S., 1991:** Woodlands: past, present and potential for insects. In: Collins N.M. and Thomas J.A. (eds.): *The Conservation of Insects and Their Habitats*. Academic Press, London: 155–211.
- Warren M.S., 1992:** Butterfly population. In: Dennis, R.L.H. *The Ecology of Butterflies in Britain*. Oxford University Press, Oxford: 73–92.
- White P.S., Jentsch A., 2001:** The search for generality in studies of disturbance and ecosystem dynamics. *Progress in Botany* 62: 399–449.
- Williams M., 2000:** Dark ages and dark areas: global deforestation in the deep past. *Journal of Historical Geography* 26/1: 28–46.
- Wikstroem L., Milberg P., Bergman K.-O., 2009:** Monitoring of butterflies in semi-natural grasslands: diurnal variation and weather effects. *Journal of Insect Conservation* 13/2: 203–211.
- Wiström B., Nielsen A.B., 2014:** Effects of planting design on planted seedlings and spontaneous vegetation 16 years after establishment of forest edges. *New Forests* 45: 97–117.
- Wohlgemuth T., Burgi M., Scheidegger C., Schutz M., 2002:** Dominance reduction of species through disturbance – a proposed management principle for central Europe forests. *Forest Ecology and Management* 166: 1–15.
- Woitsch J., 2009:** K hospodářskému využití lesa v raném novověku. „Lesní řemesla“ v 17.–18. století. Disertační práce, Univerzita Karlova v Praze, Praha.
- Wulf M., 2003:** Forest policy in EU and its influence on the plant diversity of woodland. *Journal of Environmental Management* 67: 15–25.
- Wuyts K., De Schrijver A., Vermeiren F., Verheyen K., 2009:** Gradual forest edges can mitigate edge effects on throughfall deposition if their size and shape are well considered. *Forest Ecology and Management* 257: 679–687.