

**Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích
Přírodovědecká fakulta**

**Sukcese saproxylických brouků na pasekách v
doubravách Národního parku Podyjí**

Bakalářská práce

Petr Kozel

Školitel: Mgr. Lukáš Čížek, Ph.D.
Konzultant: Mgr. Pavel Šebek

České Budějovice 2015

Kozel, P., 2015: Sukcese saproxylických brouků na pasekách v doubravách v Národním parku Podyjí. [Succession of saproxylic beetles in clearings of oak woods in the National Park Podyjí. Bc. Thesis, in Czech.] – 54 p., Faculty of Science, University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic.

ABSTRACT

There are six pairs of experimental clearings in oak-dominated forests of Podyjí National Park. Six of the clearings are isolated in closed-canopy forest, the other six are connected to forest edge and meadow. Moreover, there are three types of control plots (forest edge, closed forest and open forest) each for one pair of clearings. Data were collected for three years in the clearings and one year in the control plots. Window traps were used to capture saproxylic beetles. Richness and species composition of the beetles were compared among the clearings and the control habitats. Importance of early successional habitats for saproxylic beetles is discussed.

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

Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své bakalářské práce, a to v nezkrácené podobě elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách, a to se zachováním mého autorského práva k odevzdanému textu této kvalifikační práce.

Souhlasím dále s tím, aby toutéž elektronickou cestou byly v souladu s uvedeným ustanovením zákona č. 111/1998 Sb. zveřejněny posudky školitele a oponentů práce i záznam o průběhu a výsledku obhajoby kvalifikační práce. Rovněž souhlasím s porovnáním textu mé kvalifikační práce s databází kvalifikačních prací Theses.cz provozovanou Národním registrem vysokoškolských kvalifikačních prací a systémem na odhalování plagiátů.

České Budějovice, 20. 4. 2015

Poděkování

Děkuji svému vedoucímu práce Mgr. Lukáši Čížkovi Ph.D. za podnětné rady a organizační pomoc při řešení této práce. Děkuji také svému školiteli Mgr. Pavlu Šebkovi za komentáře při psaní této práce, za pomoc se statistickou analýzou a s prací v terénu. Dále děkuji také Mgr. Michalu Plátkovi za pomoc v terénu. Za determinaci brouků děkuji Mgr. Radimu Gabrišovi, Mgr. Filipu Trnkovi, Pavlu Průdkovi, Davidu Hauckovi, Ing. Jiřímu Vávrovi, Petru Božovi, Ing. Martinu Škorpíkovi, Ing. Robertu Stejskalovi Ph.D., Mgr. Jiřímu Procházkovi, Mgr. Kateřině Novákové, MDDr. Adamu Šimovi, Ing. Janu Horákovi, MUDr. Tomáši Sitkovi a Bořivoji Zbuzkovi.

Obsah

1. ÚVOD	5
1.1. Saproxylické organismy	5
1.1.1. Nejpočetnější skupiny saproxylických organismů	6
1.1.2. Diverzita saproxylických brouků	7
1.2. Ekologické nároky saproxylických brouků	7
1.2.1. Fáze rozkladu a typ mrtvého dřeva	7
1.2.2. Množství mrtvého dřeva	10
1.2.3. Typ lesa	11
1.2.4. Otevřenost lesa a osluněnost dřeva	11
1.3. Ohroženost saproxylických brouků	12
1.3.1 Saproxyličtí brouci a legislativa	13
1.3.2. Významné druhy saproxylických brouků	14
1.3.3. Důvody snižování diverzity	15
1.3.4. Význam raných fází sukcese lesa	19
1.4. Cíle experimentální práce	20
2. METODIKA	21
2.1. Charakteristika studovaného území	21
2.2. Design experimentu	21
2.3. Nárazová past	24
2.4. Nasbíraný materiál a analýza dat	25
3. VÝSLEDKY	26
3.1. Druhová bohatost	27
3.2. Druhové složení	30
4. DISKUZE	33
4.1. Obecné trendy na pasekách a kontrolních stanovištích	33
4.2. Významné skupiny saproxylických brouků	35
4.3. Význam aktivního hospodaření v NP Podýjí	40
5. ZÁVĚR	42
6. LITERATURA	43

1. ÚVOD

Úbytek biodiverzity je problémem nejen České republiky, ale i celé planety. Jednou z hlavních příčin je vliv moderních lesnických nebo zemědělských postupů na krajinu. Homogenizace lesů spojená s jednolitou druhovou a věkovou skladbou nebo intenzivní výsadba doprovázená hlubokými technickými zásahy do prostředí je stručným shrnutím negativních prvků ovlivňující druhovou bohatost našich lesů.

Já se ve své práci zabývám vlivem aktivního hospodaření na diverzitu saproxylických brouků na uměle vytvořených pasekách v 1. zóně Národního parku Podyjí. Předchozí výzkum objasnil, které biotopy jsou v této oblasti nejbohatší na saproxylické brouky i jiné skupiny organismů. Předmětem mé bakalářské práce bude sledovat diverzitu saproxylických druhů brouků v dalších letech sekundární sukcese na místech, kde byl proveden management.

1.1. Saproxylické organismy

Mrtvé dřevo je nedílnou součástí přirozeného cyklu látek v přírodních ekosystémech. Poskytuje substrát dekompozitorům, jejichž činností se navrací živiny obsažené ve dřevě zpět do koloběhu látek. Velké množství energie a živin, akumulované v žijícím stromě, se tak navrací do půdy (Grove 2002). Kromě toho, mrtvé dřevo působí také jako důležitý zásobník uhlíku (Cooke & Rayner 1984, Mackensen & Bauhus 1999, Luysaert a kol. 2008). Mrtvé dřevo je přirozená součást ekosystému a je na něj vázáno velké množství organismů a tedy i světové biodiverzity.

Saproxylické organismy jsou organismy závislé na mrtvém dřevě. Speight (1989) definuje saproxylické bezobratlé, jako organismy, kteří jsou během jakékoliv části svého životního cyklu závislí na mrtvém či odumírajícím dřevě, na umírajících a mrtvých stromech (padlých i stojících), nebo na dřevorozkladných houbách či přítomnosti jiných saproxylických organismů. Podobnou definici používají i Schmidl a Bussler (2004) pro brouky. V širším pojetí však dnes pojem „saproxylický“ nezahrnuje pouze bezobratlé živočichy. Jde o širokou škálu organismů, od mikroorganismů a hub, které většinou stojí na počátku rozkladu dřeva, až po bezobratlé a obratlovce, kteří mrtvé dřevo nebo na něm závislé houby využívají jako zdroj potravy, nebo jen jako úkryt (Grove 2002). Saproxylické organismy využívají živiny ze dřeva a urychlují jeho

rozklad (Takamura 2001). Nepůsobí jen na mrtvé dřevo, ovlivňují i okolní prostředí, produkci dřeva nebo druhové složení ostatních živočichů (Ulyshen a kol. 2013). Na základě odhadů se předpokládá, že na Zemi může být 0,4 až 1 milion saproxylických organismů (Stokland a kol. 2012). Můžeme je rozdělit na fakultativní a obligátní. Obligátní saproxylické organismy závisí přímo na mrtvém dřevě a bez něj by nepřežily. Fakultativní organismy využívají dřevo často nepřímo a není pro ně mrtvé dřevo nezbytně nutné k životu, protože mají také jinou alternativu životní strategie (Stokland a kol. 2012).

1.1.1. Nejpočetnější skupiny saproxylických organismů

Organismy závislé na mrtvém dřevě můžeme rozdělit na dvě hlavní taxonomické skupiny. Bazálnější houby (*Fungi*), které jsou většinou závislé přímo na dřevních pletivech a živočichy (*Animalia*), kteří využívají dřevní hmotu k potravě, úkrytu apod.

Houby

Houby představují velice diverzifikovanou skupinu organismů. Jsou často primárními kolonizátory mrtvého dřeva (Lassauce a kol. 2011) a též jedněmi z nejdůležitějších organismů při rozkladném procesu. Často svými enzymy rozloží dřevo do té míry, že je využitelné pro další skupiny organismů, především živočichy. Nejdůležitější skupinou hnilobných hub jsou houby stopkovýtrusné (*Basidiomycota*), které reprezentují řády kožovkotvarých (*Hymenochaetales*), kornatcovitých (*Corticiales*) nebo chorošotvarých (*Polyporales*). Početní jsou i zástupci hub vřeckovýtrusných (*Ascomycota*), kam patří například i třída *Saccharomycetes* (Stokland a kol. 2012). Lignikolní houby jsou u nás nejohroženějšími druhy hub (Holec & Beran 2006). Většina hub jsou dekompozitoři, ale některé skupiny mají úplně odlišnou ekologickou roli (Stokland a kol. 2012).

Živočichové

Hlavní skupiny živočichů závislých na mrtvém dřevě představují zástupci hmyzu, přičemž nejdůležitější jsou čtyři klíčové skupiny: brouci (*Coleoptera*), dvoukřídlí (*Diptera*), blanokřídlí (*Hymenoptera*) a nadřád všekazi a švábi (*Dictyoptera*). Další řády hmyzu se saproxylickými zástupci jsou motýli (*Lepidoptera*), polokřídlí (*Hemiptera*), třásnokřídlí (*Thysanoptera*), dlouhošíjky (*Raphidioptera*) a drobnělky (*Zoraptera*). Z řad ostatních členovců můžeme

jmenovat roztoče (*Acari*) nebo štírky (*Pseudoscorpionida*). Z ostatních bezobratlých pak například hlísty (*Nematoda*). K saproxylickým organismům patří také ptáci (*Aves*), především datlovití (*Picidae*), také netopýři (*Microchiroptera*), a dokonce i obojživelníci (*Amphibia*) a plazi (*Reptillia*) (Stokland a kol. 2012).

1.1.2. Diverzita saproxylických brouků

Brouci představují jednu z nejpočetnějších skupin živočichů vázaných na mrtvé dřevo (Stokland a kol. 2012). Podle Köhlera (2000) se ve střední Evropě nachází přes 6 000 druhů brouků, z nichž přibližně 1 300 druhů je saproxylických, podle jiných to může být až 1 600 druhů (Bouget a kol. 2008b). Je to také nejvíce prostudovaná skupina saproxylických organismů (Stokland a kol. 2012). V dalších částech své práce se budu zabývat již pouze saproxylickými brouky.

1.2. Ekologické nároky saproxylických brouků

Mezi důležité faktory ovlivňující výskyt a vývoj saproxylických brouků patří fáze rozkladu dřeva, typ mrtvého dřeva, dále pak množství mrtvého dřeva a v neposlední řadě typ lesa. Jednotlivé druhy saproxylických brouků se mohou ve svých ekologických nárocích velmi lišit.

1.2.1. Fáze rozkladu a typ mrtvého dřeva

Mrtvé dřevo při svém rozkladu prodělává několik fází, které jsou charakterizovány různým množstvím a kvalitou odumřelé biomasy a tedy i různým složením saproxylických druhů. Stokland (2001) stanovil šest fází (5+1 nultá) rozkladu stromu. Zde je jejich popis:

- 0) oslabený strom zelený – ještě žijící, 100 % živé biomasy,
- 1) nedávno odumřelý strom - kůra začíná opadat, nerozložené dřevo, 95 – 100 % živé biomasy,
- 2) slabě rozložený strom - bez kůry či padlý strom, rozklad do hloubky 3 cm, 75 – 95 % živé biomasy,
- 3) středně rozložený strom - stále tvrdý, dutiny, rozklad do hloubky nad 3 cm, 50 – 75 % živé biomasy
- 4) velmi rozložený strom - bez tvrdých částí, kmen rozložený, 25 - 50 % živé biomasy

5) skoro rozložený strom - některé části jsou úplně rozložené, 0 – 25 % živé biomasy.

Různí autoři definovali různý počet fází rozkladu ve vztahu k bezobratlým. Např. Dajoz (1966, 1997, 2000) rozlišil 3 fáze (fáze kolonizace, fáze dekompozice, humifikační fáze). Dále také Ehnström a Walden (1986) odlišili čtyři fáze (Stokland a kol. 2012). Intenzita kolonizace mrtvého dřeva se během střídání fází rozkladu mění podle ekologických nároků jednotlivých druhů. Bylo například pozorováno, že kolonizace hmyzu (v počtu druhů a jedinců) na dubu se mírně zvýší mezi první a druhou fází podle definice fází Stoklanda. U borovice je značný nárůst druhů mezi první a třetí fází z 29 % na 51 % (Brin a kol. 2013). V práci Lassauce a kol. (2011) však nebyl pozorován významný rozdíl v druhové diverzitě mezi fázemi rozkladu.

Kromě fáze rozkladu je důležité, jakým způsobem k rozkladu dochází. Důležitá část rozkladu dřeva probíhá za pomoci hnilobných hub. Obecně rozlišujeme dva typy hniloby: bílá a hnědá. Bílá hniloba (angl. white rot), která rozkládá prakticky všechny formy dřeva temperátních a tropických lesů, zejména listnatých, avšak některé druhy rozkládají i dřevo stromů jehličnatých. Bílá hniloba rozkládá lignin a celulózu. Důsledkem toho má dřevo vlhký, měkký houbovitý charakter s viditelnými vlákny, často je dřevo světle nebo bíle zbarvené. Hnědá hniloba (angl. brown rot nebo také red rot) rozkládá pouze celulózu a hemicelulózu a specializuje se na jehličnany. V důsledku hnědé hniloby dřevo tmavne a postupně se kostkovitě rozpadá. Bývá velmi křehké a suché (Stokland a kol. 2012).

Mezi fázemi rozkladu dřeva se mění druhové složení společenstev kolonizátorů. Průběh dekompoziční sukcese hraje důležitou roli ve vývoji společenstev saproxylických organismů. Například studie o polomech (Bouget & Duelli 2004) popisuje sukcesi saproxylických brouků a jiných organismů na lesních pasekách vzniklých otevřením porostu v důsledku vichřice. Bylo např. zjištěno, že vichřice vytvářejí různé formy padlých nebo ještě stojících stromů a vytváří se různověká mozaika ploch. Právě tato mozaika hraje poté roli v osidlování těchto míst. Na takto disturbovaných místech se nachází mnoho hrubých zbytků dřeva (angl. coarse woody debris, CWD). Prvními kolonizátory těchto míst jsou kůrovci (*Scolytinae*). Ti napadají floém nebo xylém na slabších stromech a zahajují sukcesi rozkladu. Produkují zvláštní feromony, atraktanty, které vábí další a další jedince, takto mohou být přilákány až tisíce jedinců (Raffa a kol. 2008). Tito brouci s sebou přinášejí také houby, které přispívají k úhynu stromu. Díky těmto aspektům

jsou kůrovci, kteří napadají živé stromy, také nazýváni jako agresivní druhy (Stokland a kol. 2012).

Na konci první fáze jsou společenstva kůrovců nahrazena jinými saproxylickými brouky např. z čeledí *Curculionidae* nebo *Cerambycidae*, ti mají od předchozích kůrovců připravený substrát (Stokland a kol. 2012). Po příchodu kůrovců lze očekávat také příchod jejich predátorů (např. *Thanasimus formicarius*). Dalšími kolonizátory jsou pak např. rody *Rhagium*, *Prionus*, čeledi *Nitidulidae*, *Cetoniidae* a *Lucanidae*. V druhé fázi rozkladu je strom kolonizován např. larvami rodů *Pyrochroa*, *Schizotus*, *Dendroides* (*Pyrochroidae*), larvami rodu *Pytho* (*Pythidae*) anebo *Cucujus*, *Dendrophagus*, *Laemophloeus* (*Cucujidae*). Poté s rozvojem hub přichází i brouci, jež se na houbách živí *Ciidae*, *Cryptophagidae*, *Erotylidae*, *Mycetophagidae* (Bouget & Duelli 2004). Třetí fáze rozkladu je charakterizována fungivory a xylofágy, larvami brouků čeledí *Cerambycidae*, *Lucanidae*, *Trogossitidae* a v sušším dřevě také larvami čeledí *Anobiidae* a *Buprestidae* (Stokland a kol. 2012). V posledních fázích rozkladu je mrtvé dřevo kolonizováno zástupci čeledí *Elateridae* a *Lucanidae* (Speight 1989, Stokland a kol. 2012).

Úzký vztah k fázím rozkladu dřeva má také typ dřeva. Způsob, jakým strom uhynie má často vliv na jeho rozklad především v prvních fázích rozkladu (Stokland a kol. 2012). Kombinace tohoto faktoru se sukcesí rozkladu může mít velký vliv na biodiverzitu v mrtvém dřevě (Stokland a kol. 2012). K úhynu stromů může docházet nejen přirozeným stárnutím stromu nebo kompeticí s ostatními stromy, ale i náhle, v důsledku jiných abiotických faktorů, vlivem větru, sucha, mrazu, záplav, ohně atd. Příčiny vzniku mrtvého dřeva mohou být různé, avšak vždy vedou k podobné finální fázi rozkladu (Stokland a kol. 2012).

V mrtvém dřevě, ale i na ještě žijících stromech můžeme najít různé typy mikrohabitátů, jejichž základem je mrtvé dřevo. Jedná se například o dutiny, na které jsou vázány například zástupci čeledí *Scarabaeidae* (*Osmoderma eremita*, *Protaetia aeruginosa*, *Potosia fieberi*, *Gnorimus variabilis*), *Elateridae* (*Limoniscus violaceus*, *Ischnodes sanguinicollis*) (Konvička a kol. 2006, Bouget a kol. 2013, Regnery a kol. 2013) a mnoho dalších. Dutiny jsou rovněž důležité i pro obratlovce. Poskytují úkryt pro různé ptáky, plazy nebo obojživelníky (Gibbons & Lindenmayer 2002). Dalším typem mikrohabitátu jsou odumírající nebo částečně ulomené větve. V těch se vyvíjí např. kravec *Acmaeoderella flavofasciata* (Bílý 1989), který preferuje odumřelé větve dubů. V korunách stromů se vyskytuje kravec *Agrilus grandiceps*, jehož vývoj larvy probíhá v koncových větvích dubů (Bílý 1989). Důležitým mikrohabitátem jsou také pařezy.

Pařezy jsou hodnotným substrátem například pro ohroženého roháče obecného *Lucanus cervus* (Zahradník 2008), ale i pro další druhy brouků (např. tesaříky *Morimus funereus* či *Leptura rubra*) (Javorek 1964). Proto je třeba tento mikrohabitat chránit, stejně jako další hrubé zbytky dřeva (Brin a kol. 2013). Je rovněž rozdíl mezi padlým mrtvým dřevem, padlými kládami a stojícími pahýly, či vysokými pařezy. Každý z těchto typů dřeva vyhledávají různé druhy (Brin a kol. 2013). Dalším důležitým mikrohabitatem pro saproxylické brouky jsou také plodnice saproxylických hub, které poskytují substrát fungivorním a mykobiontním broukům (*Ciidae*, *Mycetophagidae*, *Erotylidae* atd.). Často jsou tyto brouci specializováni pouze na určitý druh houby, např. *Endomychus coccineus* žije na povrchu houby *Chondrosterum purpureum* (Schigel 2012). Důležitá jsou také obnažená místa bez kůry, s obnaženým dřevem, které vyhledává ohrožený kravec dubový *Eurythyrea quercus* (Bílý 1989). Dalším mikrohabitatem je i kůra a podkorní oblast (*Scolytinae*, *Cucujidae*, *Monotomidae*). Bohatá zásoba odlišných typů dřeva a rovněž mikrohabitatů je jedním z nejdůležitějších předpokladů pro vysokou biodiverzitu v lesních ekosystémech (Dahlberg & Stokland 2004, Bouget a kol. 2014).

1.2.2. Množství mrtvého dřeva

Množství mrtvého dřeva je velmi důležitý faktor pro saproxylické brouky. V dnešní době této složky v lesích ubývá (Dahlberg & Stokland 2004). Kvantita dřeva se liší mezi obhospodařovanými a neobhospodařovanými lesy (Dahlberg & Stokland 2004, Stokland a kol. 2012). Podle Národní inventarizace lesů (NIL) je v ČR průměrně 6,7 m³ ležícího rozkládajícího se dřeva na ploše 1 ha, jež se vyskytuje v mladých porostech a v lesních oblastech národních parků či ochranných lesů (Svoboda 2007). Nedostatek mrtvého dřeva není problém jen České republiky, ale i dalších středoevropských a západoevropských zemí s rozvinutým lesním hospodařením (Svoboda 2007). V metanalýze Lassauce a kol. (2011) se uvádí, že druhové bohatství saproxylických brouků v lesích je pozitivně korelováno s objemem mrtvého dřeva. Tento vztah je ale patrný především v boreálních lesích, v lesích mírného pásma. Důvodem může být rozdílnost ve způsobu lesního hospodaření nebo odlišný charakter lesů. V temperátních lesích může mít velký vliv na bohatost druhů spíše přítomnost důležitých mikrohabitatů než samotné množství mrtvého dřeva. I jeden strom v lese obsahující hodně mikrohabitatů může výrazně zvýšit lokální bohatost saproxylických druhů (Bouget a kol. 2014). Vztah mezi druhovou bohatostí saproxylických brouků a objemem mrtvého dřeva byl zjištěn také v práci

Rocca a kol. (2014). Dle studie Lachat a kol. (2012) bylo více indikačních saproxylických druhů nalezeno na místech s větším výskytem mrtvého dřeva (a to bez ohledu na teplotu), než v oblastech s nižším množstvím. Počet jedinců saproxylických brouků nacházejících se ve dřevě není malý. V práci Vodky a kol. (2009) bylo zjištěno, že se v jednom kilogramu dřeva vyskytuje průměrně 8,8 jedinců brouků z čeledí tesaříkovití *Cerambycidae* a krascovití *Buprestidae*.

1.2.3. Typ lesa

Typ lesa je dalším faktorem ovlivňujícím druhovou bohatost a složení saproxylických brouků. Velký rozdíl je například mezi horskými a lužními lesy. Lužní lesy byly člověkem využívány dříve než lesy horské (Horák & Pavlíček 2013) a často různými způsoby hospodaření. Sukcese je zde dána především vodním režimem. Zaplavováním a vysušováním se uchycují různé dřeviny. Druhovú skladbu je ovlivněna také spásáním dobyt看em či množstvím živin v půdě (Svoboda 1952).

Lesy v horských oblastech byly káceny a dřevo se sváželo do nížin (Fanta 2007a). Pastva na horách zmenšila plochu klečových porostů a snížila horní hranici lesa (Svoboda 1952). Většina horských lesů je dnes kontaminována komerčním smrkem (Slodičák 2005). V horských lesích hraje větší roli vítr a bouře (Svoboda 1952). Světlo je zde více strukturované kvůli chladnějšímu mikroklimatu (Bouget a kol. 2014). Bouget a kol. (2014) zjistili také, že více fungivorních brouků si v horských oblastech volí osluněné sušší plodnice hub.

V práci Dahlberga a Stoklanda (2004) bylo zjištěno, že se druhová skladba saproxylických brouků liší mezi jehličnatými a listnatými lesy. 50 % jich obývá pouze listnaté lesy, 27 % obývá pouze jehličnaté lesy. Jen 11 % jsou generalisté, kteří se vyskytují v obou typech lesa. Mezi ně patří například střevlík zlatolesklý *Carabus auronitens* (Horák a kol. 2013), či tesařík piluna *Prionus coriarius*, jehož larvy se vyvíjí v kořenech různých listnatých i jehličnatých stromů. (Javorek 1964).

Jedním z nejdůležitějších faktorů pro společenstva saproxylických brouků, je způsob nebo historie lesního hospodaření. Vliv těchto faktorů na diverzitu brouků je popsán níže.

1.2.4. Otevřenost lesa a osluněnost dřeva

Otevřenost porostu a oslunění kmenů stromů nebo padlého mrtvého dřeva hraje jednu ze zásadních rolí v druhovém bohatství saproxylických brouků (Bengtsson a kol. 2000, Ranius & Jansson 2000, Franc & Götmark 2008, Rackham 2008, Bouget a kol. 2014).

Práce Horáka a kol. (2014), která se zabývala vlivem otevřenosti krajiny na různé skupiny organismů, ukázala, že většina studovaných taxonů (houby, brouci, někteří blanokřídlí) preferují otevřené a osluněné habitaty. Otevřené prostředí má samozřejmě vliv také na rostliny. V práci Kopeckého a kol. (2013) bylo zjištěno, že pokud bude management nadále vést k uzavírání lesů, mnoho druhů rostlin charakteristických pro evropské nížiny vyhyne. Ve studii Beneše a kol. (2006), kteří studovali motýly v Milovickém lese, bylo zjištěno, že prakticky všichni motýli byli nalézáni na otevřených plochách s různým typem aktivního managementu. Studium brouků čeledi kovaříkovitých (*Elateridae*) prokázala, že většina z nalezených druhů na Křivoklátsku preferuje vyšší osvětlení (Horák & Rébl 2013). Byl zde prokázán vliv gradientu osvětlenosti, s větším osvětlením stoupalo druhové bohatství. Značné množství druhů pozitivně reagovalo na solitérní stromy v úplně otevřené krajině (Horák & Rébl 2013). Při studii habitatových preferencí čeledi krascovitých *Buprestidae* a tesaříkovitých *Cerambycidae* bylo zjištěno, že druhy, které se nacházejí v podrostu, preferují více osluněné lesy (Vodka a kol. 2009). Jedním z nejdůležitějších prvků otevřených lesů jsou mrtvé či umírající stojící solitérní stromy. Mezi saproxylické brouky, kteří tento typ habitatu preferují, patří např. tesařík obrovský *Cerambyx cerdo* (Albert a kol. 2012). Pozitivní vliv otevřenosti porostu byl prokázán také na saproxylické brouky, kteří nachází útočiště v ovocných sadech, kde hraje hlavní roli také plocha těchto ovocných sadů (Horák a kol. 2014). V práci Vodky a Čížka (2013) bylo zjištěno, že více druhů saproxylických brouků se vyskytuje na kraji porostů, než uvnitř lesa a to nezávisle na výšce. Avšak v uzavřeném porostu bylo více druhů nalezeno v korunovém patře než u země. Oslunění a vertikální stratifikace mrtvého dřeva a její vliv na druhovou skladbu xylofágních brouků v nížinných lesích střední Evropy, byl prokázán také v práci Vodky a kol. (2009) nebo Bougeta a kol. (2014).

1.3. Ohroženost saproxylických brouků

Saproxyličtí brouci jsou jednou z nejvíce ohrožených skupin organismů (Grove 2002). Trpí úbytkem vhodných habitatů. Mnoho druhů saproxylických brouků přežívá jen na drasticky ubývajícími a ohroženými habitatech, např. v pařezech, dutinách, padlých kládách nebo hrubých

zbytcích dřeva (Stokland a kol. 2012). Druhové bohatství této skupiny klesá především kvůli intenzivnímu lesnímu hospodaření (Stokland a kol. 2012). Často je příčinou úbytku také špatná ochrana.

1.3.1 Saproxyličtí brouci a legislativa

Saproxylických brouků závislých na mrtvém dřevě v Evropě ubývá (Grove 2002, Stokland a kol. 2012). Zde poukazují na zákony, úmluvy či seznamy, které se zabývají ochranou saproxylických brouků.

Natura 2000 – Evropsky významné druhy

Směrnice 92/43/EHS ze dne 21. května 1992 o ochraně přírodních stanovišť volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin. Dle Natury 2000 je v příloze 2 (Druhy živočichů a rostlin v zájmu společenství, jejichž ochrana vyžaduje vyznačení zvláštních území ochrany) uvedeno 11 druhů brouků, z nichž 8 je saproxylických: kravec *Buprestis splendens*, tesařík obrovský *Cerambyx cerdo*, lesák rumělkový *Cucujus cinnaberinus*, páchník hnědý *Osmoderma eremita*, tesařík alpský *Rosalia alpina*, kovařík fialový *Limoniscus violaceus*, roháč obecný *Lucanus cervus* a kozlíček *Morimus funereus*.

V příloze 4 (Druhy živočichů a rostlin v zájmu společenství, které vyžadují přísnou ochranu) je uvedeno 8 druhů brouků, z nichž 5 je saproxylických: kravec *Buprestis splendens*, tesařík obrovský *Cerambyx cerdo*, lesák rumělkový *Cucujus cinnaberinus*, páchník hnědý *Osmoderma eremita* a tesařík alpský *Rosalia alpina*.

Červený seznam

Pro saproxylické druhy brouků není vytvořen žádný kompletní červený seznam. Nejrozsáhlejší je práce Nieta a Alexandera (2010), ve které je z vybraných 436 saproxylických brouků, 11 % (46 druhů) v Evropě ohroženo. Nejčastějším důvodem ohrožení těchto druhů je úbytek vhodných habitatů. Ohroženost saproxylických brouků v Evropské unii je 14 % (57 druhů). 13 % druhů spadá do kategorie téměř ohrožený „near threatened“, NT (56 druhů). Pro více než jednu čtvrtinu druhů (28 %; 122 druhů) nemáme dostatek informací pro klasifikaci (tzv. „data deficient“).

Je odhadováno, že téměř 14 % populací saproxylických brouků klesá, 27 % jich je stabilních, pouze 2 % rostou a pro 57 % (249 druhů) je nedostatek informací (Nieto & Alexander 2010).

Saproxyličtí brouci jsou tradiční součástí různých mezinárodních úmluv. Jednou z nich je Bernská úmluva, ve které je v přílohách 2 a 3, uvedeno 6 saproxylických druhů brouků. Jedná se o podobné deštníkové druhy, jako v případě Naturey 2000 (Informační systém úmluvy o biologické rozmanitosti 2015). Ochrana saproxylických brouků je zakotvena také v legislativě České republiky. Jedná se o zákon o ochraně přírody a krajiny České republiky (114/1992 Sb.). Nejdůležitější částí je příloha III vyhlášky 395/1992 sb. V té se nachází seznam zvláště chráněných živočichů, kde je v různých kategoriích ohrožení uvedeno 22 druhů saproxylických brouků. (Zákon č.114/1992 Sb.).

1.3.2. Významné druhy saproxylických brouků

Pro představu ekologických nároků a důvodů ohrožení saproxylických brouků představuji několik významných druhů. Jedná se o známé, dobře prozkoumané druhy, často považované za indikátory prostředí nebo deštníkové druhy.

Páchník hnědý (*Osmoderma eremita* s.l.) (*Scarabaeidae*)

Páchník hnědý, je jedním z nejlépe prostudovaných brouků v Evropě. Obývá dutiny listnatých stromů. Druh byl dříve běžný v nížinách řídkých lesů, v hlavatých vrbách a solitérních stromech na pastvinách. Postupně byl vytlačen do parků, obor, hrází rybníků, alejí a podobně (Konvička a kol. 2006). Obývá většinou dutiny dubu, jilmu, lípy a vrby. Samice snášejí vajíčka do trouchu dutin, zřídka i do tlejících pařezů a do trouchnivějících zbytků silných větví (Balthasar 1956). Páchník je ohrožen především odstraňováním starých stromů z krajiny, likvidací alejí, vypalováním a sanací dutých stromů (biomonitoring.cz 2015).

Roháč obecný (*Lucanus cervus*) (*Lucanidae*)

Larvy roháče se vyvíjejí v kořenových částech starých dubových pařezů nebo ve spodních částech starých dubových kmenů (Javorek 1964). Najdeme ho především v nižších polohách teplých dubových lesů. Dnes roháč obývá často přestárlé, dávno neobhospodařované pařeziny

(Konvička a kol. 2006) s dostatkem stromů a starých pařezů, nebo parky a aleje se starými duby. Důvodem ohrožení roháče je hlavně nevhodné lesní hospodaření, přeměna bývalých pařezin na plantáže, odstraňování starých pařezů a plošná příprava půdy (biomonitoring.cz 2015).

Kovařík fialový (*Limoniscus violaceus*) (*Elateridae*)

Vyskytuje se v původních dubových a bukových lesích, kde obývá přizemní dutiny stromů s trouchem (Gouix a kol. 2015). Druh je dnes znám především z pastevních lesů nebo přestárých pařezin, kde je dostatečný výskyt stromů s přizemními dutinami (Gouix a kol. 2015). Podobně jako u výše uvedených druhů je tento brouk ohrožen úbytkem tradičních lesů a změnou hospodaření.

Tesařík obrovský (*Cerambyx cerdo*) (*Cerambycidae*)

Tesařík obrovský je vázán na osluněné kmeny starých dubů. Druh lze najít především na mohutných soliterních stromech bývalých pastevních lesů, v parcích a alejích. Larvy tesaříka obrovského se vyvíjejí v podkorních částech kmene. Druh je považován za ekosystémového inženýra, neboť v důsledku jeho aktivity vznikají mikrostanoviště vhodná pro jiné saproxylické druhy (Buse a kol. 2008). Druh je ohrožen úbytkem vhodných dubů, spojeným s upouštěním od tradičních způsobů hospodaření v lesích, zvyšováním lesního zápoje a likvidací starých dubů. (biomonitoring.cz 2015).

Tesařík alpský (*Rosalia alpina*) (*Cerambycidae*)

Vyskytuje se především v bukových lesích vyšších poloh od 600 – 1000 m n. (Zahradník 2008), ale lze ho najít i v nížinách panonské pánve. Preferuje lesy pralesního charakteru na teplých a jižních svazích (biomonitoring.cz 2015). Nejčastěji ho najdeme na osluněných stranách kmenů (Zahradník 2008). Vyvíjí se hlavně v buku, ale také na jilmu, habru, topolu aj. (Zahradník 2008). Ohroženost je způsobena změnou skladby lesů, plošnou těžbou starých bukových porostů, odstraňováním padlých nebo poraněných stromů a souší z bukových lesů a hlavně ponecháváním vytěženého dřeva z léta až do zimy. Takové dřevo působí jako atraktant pro samice. S odvozem dřeva v zimě jsou odvezena i nakladená vajíčka (biomonitoring.cz 2015).

1.3.3. Důvody snižování diverzity

Jak je znát i z důvodů ohrožení výše popsaných „deštníkových“ druhů, ohroženost saproxylických brouků je spjata především s úbytkem vhodných biotopů. To je v rozporu s faktem, že pokryvnost lesů na území dnešní České republiky od konce 18. století kontinuálně roste. V roce 1800 byla pokryvnost kolem 25 %, dnes se pohybuje kolem 34 %. Důvodem ohroženosti saproxylických brouků tedy není úbytek lesů jako takový, ale přeměna kvality lesů v důsledku změn v lesním hospodaření. Pro pochopení je potřeba se podívat na základní typy tradičního a moderního lesního hospodaření, jmenovitě na lesy výmladkové, pastevní a vysoké.

Výmladkový les (pařezina, nízký a střední les)

V nížinných lesích střední Evropy bylo nejběžnějším typem lesního hospodaření tzv. výmladkové (pařezinové) hospodaření. Pařezení je způsob těžby dřeva, při kterém se pokácí stromy, ale zůstanou ponechány pařezy, které posléze zmlazují a postupně dorůstají původní výše. Obnova lesa se tedy děje přirozenou vegetativní obnovou, ne výsadbou (Hédl a kol. 2011). Kácení se provádělo v lesích rozdělených na části (oddělení), které byly v rotačním systému mýceny vždy najednou (Hédl a kol. 2011) Doba obmýetí v pařezinách se pohybovala mezi 7-20 lety (Szabó 2009). Takové porosty tedy obsahovaly stanoviště v různých fázích sukcese lesa, od světlých, otevřených raně sukcesních stadií po tmavá stadia s úplně uzavřeným zápojem. Tímto způsobem se hospodařilo v listnatých lesích, kde stromy dobře obrážejí. Při mýcení byly pokáceny buď všechny stromy v oddělení (tzv. nízký les), anebo byly některé stromy ponechávány, tzv. výstavky (střední les).

Pastevní les

Pastevní les je kombinací pastviny a lesa, resp. soliterních stromů či jejich skupin. Pastva dobytka neumožňuje přirozené zmlazování porostu (Hédl a kol. 2011). Pastevní les je rovněž mozaika otevřených, pasených stanovišť a zapojených tmavších stanovišť ve stromových hájích. Nicméně v tomto případě je mozaika stálá, nemění se tak intenzivně v čase, jako je tomu u pařezin. Stromy pastevních lesů jsou obvykle velmi staré, často obsahující důležitá mikrostanoviště pro saproxylický hmyz (dutiny, mrtvé větve atd.). Občas je pastva kombinována s ořezáváním stromů (tzv. vrškové hospodaření, angl. „pollarding“) ve výšce 1-3 m nad zemí. Pastevní lesy jsou ale mnohem typičtější pro severní Evropu a středomořskou oblast, např. tzv.

„dehesa“ ve Španělsku (Ramírez-Hernández a kol. 2014). V České republice je pastva v lese zákonem zakázaná (Hédl a kol. 2011).

Les vysoký

Rozvoj pěstování lesů vysokých nastal v 18. století v důsledku industrializace a zvýšené poptávky po stavebním dříví. U vysokého lesa je doba obmýetí přibližně 100 let, strukturu porostu tvoří jednokmenné stejnověké stromy generativního vzrůstu (Hédl a kol. 2011). Prodloužené obmýetí má za následek, že takové lesy jsou tmavé, zastíněné. Vysoký les je formou moderního způsobu hospodaření, ale je znám i z minulosti, kde převažoval v horských nebo špatně přístupných oblastech (Hédl a kol. 2011). Vysoké lesy vznikají převážně výsadbou, v dnešní době často i s předchozí plošnou přípravou půdy (Čížek a kol. 2007, Fanta 2007b), zahrnující odstraňování pařezů. Pěstování lesa vysokého nahradilo postupně tradiční způsoby hospodaření (pařezení a lesní pastvu). Právě tyto hospodářské postupy mají velký negativní vliv na hmyzí společenstva (Čížek a kol. 2007).

Nejcennějšími habitaty pro saproxylické brouky jsou ale otevřené a polootevřené lesní biotopy (Bengtsson a kol. 2000, Ranius & Jansson 2000, Franc & Götmark 2008, Vodka a kol. 2009, Vodka & Čížek 2013). Přestože se tedy pokryvnost lesů na území České republiky zvýšila, snížila se jejich otevřenost a tedy vhodnost pro světlo milné organismy (Hédl a kol. 2011). To je uvedeno například v práci Miklína a Čížka (2014), kde v oblasti Soutok v roce 1938 pokrývaly otevřené a zavřené lesy 40,1 % a 50,8 %. Do roku 2009 plocha otevřených lesů poklesla na 5,7 %. V důsledku změny v hospodaření došlo i ke změně ve struktuře lesa a frekvenci výskytu vhodných mikrohabitatů mrtvého dřeva (dutiny, praskliny, pařezy) důležitých pro saproxylické brouky. V otevřených stanovištích se tyto mikrohabitaty vyskytují častěji než, ve stanovištích uzavřených (Ouin a kol. 2015). Jedním z nejdůležitějších stanovišť pro saproxylické brouky jsou staré solitérní stromy, které přináší bohatý soubor mikrohabitatů. Zvláště osluněné odumírající a mrtvé části dřeva poskytují nejvhodnější stanoviště pro saproxylické organismy. Znatelný je pokles těchto solitérních stromů v oblasti Soutok. Z celkového studovaného území se snížil počet solitérních stromů od roku 1938 z počtu 362 na 213 v roce 2009 (Miklín & Čížek 2014).

Ačkoliv je v Evropě chráněno více než 25 % území (EEA 2009), dochází i v chráněných oblastech k úbytku otevřených lesů a tím k poklesu biodiverzity. Důvodem je často nevhodná péče o tato území (Šebek a kol. v *přípravě*). Ve studii Miklína a Čížka (2014) je uvedeno, že se na chráněných územích v oblasti Soutok (2,3 % z celkového areálu) od roku 1938 do roku 2009 snížila pokryvnost otevřených lesů z 68,5 % na 14,1 %. V minulosti byla ochrana přírody definována s důrazem na zabránění lidského vlivu (Müllerová kol. 2014), to však není vhodná péče pro saproxylické brouky. Ještě koncem 70. let byla ochrana rezervací založena na bezzásahovosti, věřilo se, že právě historické lesní hospodaření devastovalo přírodu (Konvička a kol. 2005). Tento názor přetrvává v lesích chráněných oblastí často i dnes. Správným postupem v listnatých nížinných lesích však je částečné kácení, které by zajišťovalo mozaiku otevřených, polootevřených i zastíněných lesů a to především právě v rezervacích, kde se nachází více ohrožených druhů brouků než v kulturní krajině (Franc a Götmark 2008, Hjältén a kol. 2012).

Dalším faktorem, který negativně ovlivňuje diverzitu saproxylických brouků je fragmentace krajiny a homogenizace krajiny. Tyto jevy nastávají v důsledku snižování nákladů a zvyšování produkce na zemědělských a lesních půdách. Saproxyličtí brouci ale trpí nedostatkem vhodných mikrohabitatů (pařezy, dutiny), které na takto obhospodařovaných místech nachází pouze zřídka (Ouin a kol. 2015). Mozaikovitost krajiny, která dříve na poměrně malém prostoru poskytovala organismům vyváženou nabídku biotopů a zabraňovala masovému množení škůdců, se nyní mění a krajina je čím dál více homogenní. To je zásadní pro saproxylické brouky, kteří mají často omezené schopnosti disperze, tudíž nejsou schopni migrovat za vhodným biotopem (Stokland a kol. 2012). Ohrožení však nejsou jen saproxyličtí brouci. Uzavírání a homogenizace lesů má negativní vliv také na další bezobratlé např. na denní motýly; v práci Beneše a kol. (2006) upřednostňovali téměř všichni motýli přidružení otevřené typy ploch, kde hraje důležitou roli množství rostlinného nektaru.

Roli v poklesu biodiverzity hraje (v případě druhů červeného seznamu) mimo jiné také trvání intenzivního hospodaření a jeho prostorový rozsah (Stokland a kol. 2012). Na druhou stranu však v některých pracích např. Zerana a kol. (2006) nebo Dollina a kol. (2008) nebyl prokázán významný rozdíl v druhovém bohatství mezi přirozenými a intenzivními lesy. Druhy červeného seznamu jsou většinou omezeny na široké průměry kmenů, dobře rozložené klády a pařezy. Právě tyto mikrohabitaty ubývají (Stokland a kol. 2012). A v neposlední řadě jsou

saproxylické organismy ovlivňovány klimatickými faktory jako jsou například sucho, srážky, bouře a požáry (Stokland a kol. 2012).

Nepříznivé následky na hmyz mají také změny druhové skladby lesa, někdy změny až na monokultury či zavádění introdukovaných dřevin. V porovnání s přirozenými a polopřirozenými lesy jsou dnešní hospodářské lesy druhově chudší (Stokland a kol. 2012). Z krajiny mizí dříve běžné druhy dřevin jako například jilm nebo jedle. Jilm je dnes vzácná dřevina, nachází se většinou na omezeném areálu v oblasti jižní Moravy. Jilmy jsou po dubu druhou nejbohatší dřevinou pro xylofágní brouky. Specializuje se na něj 6 druhů krasců, 2 druhy tesaříků atd. Ubývání jilmu v důsledku těžby a rozšíření houbového onemocnění tzv. grafiózy, zapříčinilo drastický úbytek saproxylických specialistů vázaných na tuto dřevinu (Konvička a kol. 2006). Podobným příkladem je jedle, která bývala kdysi běžná v lesích vyšších poloh, dnes se vyskytuje ojediněle.

1.3.4. Význam raných fází sukcese lesa

Postupný vývoj a dlouhodobé změny ve vegetaci a v ekosystémech popsal např. Clements (1916). Věřil, že typ vegetace na určitém území je dán klimatologicky. Vyvíjí se z holé půdy a postupuje několika fázemi sukcese, až dospěje do klimaxu. Podotkl, že součástí celého procesu jsou také lidé a živočichové, kteří do tohoto procesu zasahují a udržují situaci v tzv. subklimaxu, který je definován jako stabilní fáze před dosažením klimaxu. Subklimax může být dlouhotrvající, pokud jsou lidské zásahy ireverzibilní (Clements 1916). Modernější názory na dynamiku lesních ekosystémů vyzdvihují právě důležitost disturbancí pro strukturu lesa a biodiverzitu (Linder a kol. 1997, Vera 2000, Frank & Götmark 2008). Disturbance ať už přírodní, vlivem větru, požáru, spásáním megaherbivory, nebo člověkem způsobené, v důsledku tradičních forem hospodaření v lesích, udržovaly lesy v raných fázích sukcese a hostily tak velké množství světlomilných druhů.

Watt (1925), který studoval sukcesi bukových lesů v Londýně, podotkl, že rané fáze sukcese jsou popisovány přítomností tzv. pionýrských druhů dřevin, které jsou schopné rychle osídlit nově vytvořenou holinu, rychleji rostou, jsou schopné uchytit se v dobře prosvětleném prostředí. Jsou to např. trnka obecná *Prunus spinosa*, jalovec obecný *Juniperus communis* nebo bříza bělokora *Betula pendula* (Watt 1925, Jiráček 1998). Ve studii Lassauce a kol. (2012), která se zabývala vlivem pařezení na biodiverzitu saproxylických brouků, bylo zjištěno, že množství

mrtvého dřeva pionýrských druhů mělo pozitivní vliv pouze na mycetofágní druhy brouků. Raná stádia sukcese jsou důležitá také z botanického hlediska (Hédl a kol. 2010).

Se zvyšováním zápoje lesa jsou pionýrské druhy stříhány tzv. klimaxovými druhy dřevin, které jsou schopné přežít v zapojeném prostředí a rostou pomaleji, než druhy pionýrské (Whitmore 1989, Vera 2000). Sukcese se liší v obhospodařovaných a neobhospodařovaných lesích (Pedlar a kol. 2002). Většina dnešních lesních území je příliš malá na to, aby v nich byla zajištěna dostatečná přítomnost raných sukcesních stádií lesa (Stokland a kol. 2012). K udržení raných stádií, která obvykle na území schází je třeba plochy narušovat umělými disturbancemi jako například ohněm nebo částečným kácením, aby poskytovaly dostatek habitatů pro světlomilné druhy, včetně mnoha druhů saproxylických brouků (Linder a kol. 1997).

1.4. Cíle experimentální práce

V Národním parku Podyjí běží od roku 2011 ekologický experiment zaměřený na studování vlivu prosvětlení lesního zápoje na biodiverzitu různých skupin organismů. Prosvětlení porostu bylo docíleno vytvořením několika párů maloplošných pasek v uzavřených doubravách. Mezi studovanými skupinami organismů jsou cévnaté rostliny, hmyz, ptáci a plazi. Doposud bylo při experimentu zjištěno, že zásah podpořil druhové bohatství denních motýlů, plazů, cévnatých rostlin a saproxylických brouků (Šebek a kol. v *přípravě*). Vysekané plochy často poskytovaly habitat pro odlišná společenstva, než jaká lze najít v uzavřeném lese, případně na jeho okraji.

Cílem mé práce je rozšířit znalosti o vlivu sukcese na složení společenstev saproxylických brouků, především srovnáním existujících dat s daty z dalších dvou let po zásahu. Tato práce by tedy měla přispět k bližšímu pochopení role otevřenosti a heterogenity lesa při ochraně biodiverzity. Budu zjišťovat, zda po třech letech po zásahu jsou společenstva brouků stále bohatší a početnější než v kontinuálně uzavřených či řídkých lesích na území kaňonu řeky Dyje. Na základě preference druhů, zvláště pak některých vzácných a ohrožených, se pokusím zhodnotit přínosnost zásahu pro saproxylické brouky.

2. METODIKA

2.1. Charakteristika studovaného území

Národní park Podyjí byl vyhlášen v roce 1991, zaujímá rozlohu 63 km² a 29 km² ochranného pásma a je tedy nejmenším Národním parkem na území České republiky (Správa NP Podyjí 2014).

Geomorfologicky je toto území zařazeno do Českomoravské soustavy, podsoustavy Českomoravské vrchoviny (Mapový portál AOPK ČR 2014). Studované území se tedy nachází především na jihovýchodním okraji Českého masívu (Chytrý & Vicherek 1995). Nejnižší bod NP Podyjí se nachází ve výšce 207 m.n.m., nejvyšší bod ve výšce 536 m.n.m. (Správa NP Podyjí 2014). Výškový rozdíl je tedy 329 metrů. Oblast NP Podyjí zahrnuje jak příkré svahy a srázy, tak oblasti s rovným povrchem jako např. niva řeky Dyje. V údolí řeky převládají svahy o sklonu 20° s různými orientacemi podle zakřivenosti řeky Dyje (Chytrý & Vicherek 1995).

Je to území výživově chudé, s mělkými půdami. Historicky byla oblast NP Podyjí již od doby Germánů využívána k různým způsobům tradičního hospodaření, především pak k pastvě dobytka a pařezinovému hospodaření. Tyto procesy udržovaly krajinu otevřenou s malým zápojem. Od 50. let 20. století se od tradičních způsobů hospodaření začalo upouštět a sukcese vedla ke zvýšení zápoje lesa. Dnes je území pokryto převážně uzavřenými lesy nebo zbytky otevřených, řídkých lesů.

Dnešní uzavřené lesy mají průměrnou kruhovou základnu 35,4 m²/ha a jsou tvořeny duby (41 %), habry (37 %), lípou (18 %) a ostatními druhy (4 %). Průměrná otevřenost těchto lesů je 5 % (Šebek a kol. v *přípravě*). Otevřené lesy (a zbytky bývalých lesostepí) mají průměrnou kruhovou základnu 25,5 m²/ha a jsou tvořeny především duby (90 %), lípou (5 %), habrem (4 %) a ostatními druhy (1 %). Průměrná otevřenost je 15 % (Šebek a kol. v *přípravě*).

2.2. Design experimentu

V únoru 2011 byly na čtyřech lokalitách v hustých lesích 1. zóny NP Podyjí vytvořeny 4 páry maloplošných pasek. Paseky byly původně vytvořeny za účelem zlepšit podmínky pro

populace jasoně dymnivkového (*Parnassius mnemosyne*). V roce 2012 byly vytvořeny 2 páry pasek na dalších dvou lokalitách. Páry pasek se vyskytují na lokalitách Gáliš starý (GLS), Gáliš nový (GLN), Louka pod Hardeggem (HRD), Široké pole (HRN), Hlubocké louky (HLB) a Lipinská louka (LIP). Jedna paseka z každého páru vždy přiléhá k okraji nivní louky (tyto paseky jsou níže označeny jako „paseky připojené“), druhá paseka z páru je izolována v lese, tj. od okraje lesa a od druhé paseky je oddělena alespoň 20 m širokým lesním žebrem (níže označeno jako „paseky izolované“). Velikost pasek je přibližně 40 x 40 metrů (0,16 ha). Při zásahu byla odstraněna většina stromů, ponechány byly pouze některé solitérní stromy, příp. vysoké pařezy a hrubé zbytky dřeva. Průměrná otevřenost vytvořených pasek je 22 %.

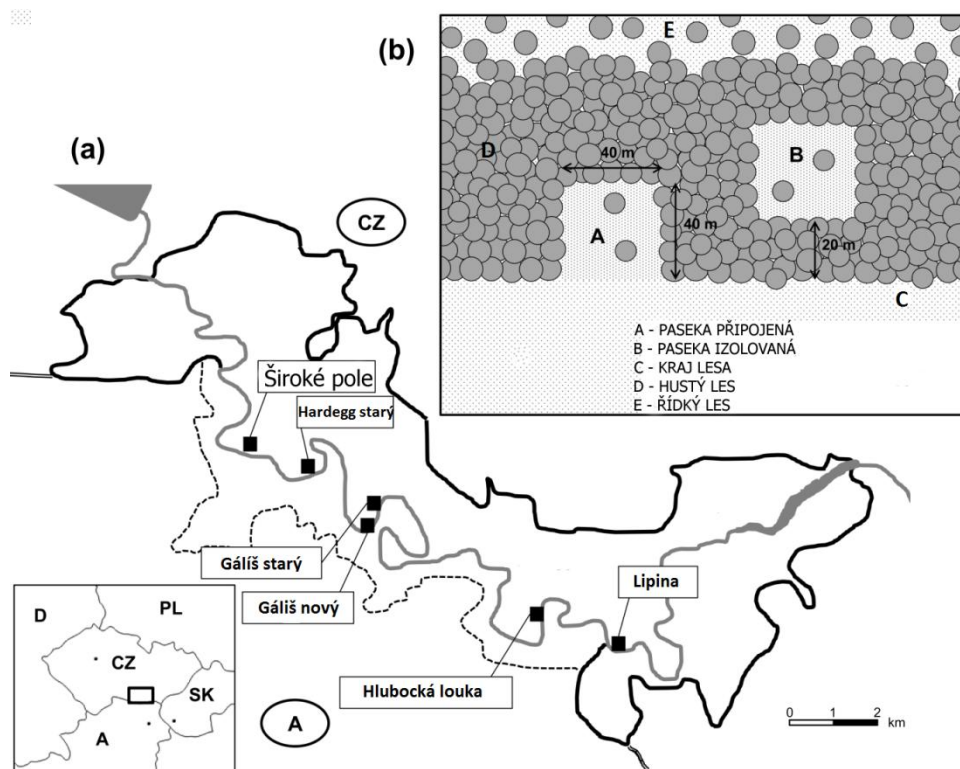
Dále byla na každé lokalitě (tj. ke každému páru pasek) vytyčena tři další kontrolní stanoviště:

- *hustý les* - zapojený les nacházející se v blízkosti vytvořených pasek. Jedná se o nejuzavřenější typ habitatu v tomto experimentu (průměrná otevřenost 5 %).
- *řidký les* - otevřený, prosvětlený les situovaný ve svrchní části kaňonu, často se jedná o bývalé lesní stepi. (Průměrná otevřenost je 15 %).
- *kraj lesa* – rozhraní mezi lesem a nivní loukou. Jedná se o ekotonové stanoviště.

Na každé lokalitě tak bylo tedy pět typů stanovišť: *paseka připojená*, *izolovaná paseka*, *hustý les*, *řidký les* a *kraj lesa* (viz také obrázek 1). Na každém stanovišti byly exponovány 2 nárazové pasti pro odchyt brouků (popis níže). Pro představu designu experimentu zde uvádím tabulku (Tab. 1), která znázorňuje, kde a kdy se sbírala data.

Tab. 1: Design experimentu. Pro absenci sběru dat v příslušném roce byl použitý tento znak „-“, „-“. Čísla v závorkách uvádějí příslušný celkový počet nárazových pastí na stanovištích.

STANOVIŠTĚ	ROK			
	2011	2012	2013	2014
KONTROLNÍ STANOVIŠTĚ PRO STARÉ PASEKY (GLS, HRD, LIP, HLB)	ANO (24)	-	-	-
STARÉ PASEKY (GLS, HRD, LIP, HLB)	ANO (16)	ANO (16)	ANO (16)	-
KONTROLNÍ STANOVIŠTĚ PRO NOVÉ PASEKY (GLN, HRN)	-	ANO (12)	-	-
NOVÉ PASEKY (GLN, HRN)	-	ANO (8)	ANO (8)	ANO (8)



Obr. 1: Schéma experimentu v NP Podyjí. Poloha jednotlivých lokalit v rámci NP Podyjí (a) je znázorněna černými čtverečky. Vpravo nahoře (b) se nachází grafické znázornění studovaných typů stanovišť.



Obr. 2: Stanoviště paseka připojená k okraji louky na lokalitě Lipina. V prosvětleném porostu zmlazují habry mezi ponechanými výstavky. Foto: Petr Kozel.



Obr 3: Nárazová past. Autor: Petr Kozel.

2.3. Nárazová past

Nárazová past je efektivní a standardní metoda pro odchyt saproxylických brouků (Vodka a kol. 2009, Vodka & Čížek 2013). Pasti jsou široce používány ke studiu biodiverzity brouků v lesích (Nageleisen & Bouget 2009, Horák a kol. 2013). Pokud je nárazová past připojená ke stromu, může počet nelétavých saproxylických brouků v poměrně signifikantních číslech (Horák a kol. 2013). Past má několik výhod: je to snadno standardizovatelná a replikovatelná metoda, jednoduchá k sestavení, schopná chytat i malé kryptické brouky. Nevýhodou však může být zničení větrem nebo vandaly či skutečnost, že chytá především dobře létavé druhy (Bouget a kol. 2008a).

Nárazová past se skládá ze dvou zkřížených průhledných polykarbonátových desek o rozměrech 25 x 50 m, ze stříšky nahoře a z trychtýře vespod. Ke spodní části trychtýře je

přípevněna 0,5 l plastová nádobka sloužící ke konzervaci chyčeného materiálu. Jako konzervant byl v tomto případě použit silný roztok vody se solí, s kapkou detergentu ke snížení povrchového napětí. Celá tato konstrukce byla drátem pevně připevněna ke stromu ve výšce 1,5 m nad zemí (viz také obrázek 3).

V mém případě byly nárazové pasti instalovány vždy od konce dubna do začátku srpna, tak aby nasbíraly reprezentativní vzorek společenstev brouků (Nageleisen & Bouget 2009). Nasbíraný materiál byl sbírán ve 14-ti denních intervalech a zamrazován pro následnou identifikaci.

2.4. Nasbíraný materiál a analýza dat

Brouci nasbíraní pomocí pastí byli vytríděni, preparováni a uloženi do entomologických krabic. Následně byl materiál určován. Sám jsem určoval běžnější a snadno determinovatelné druhy z materiálu nasbíraného v letech 2013 a 2014. Materiál z předchozích let byl určován Filipem Trnkou a Radimem Gabrišem. Skupiny obtížnější pro determinaci byly předány odborníkům k přeurčení. Nebyly určovány druhy z čeledi drabčikovité (*Staphylinidae*), jelikož jde o velice početnou a obtížně determinovatelnou skupinu. Nemělo by to mít velký vliv na interpretaci výsledku analýz. Bohatost a diverzita drabčiků je úměrná bohatosti a diverzitě ostatních saproxylických brouků (Parmain a kol. 2015). Doposud ještě nebyly určeny některé skupiny brouků. Jedná se o čeleď dřevomilovité *Eucnemidae* a některé zástupce čeledi červotočovití *Anobiidae*. Z tohoto důvodu byly z analýz vyřazeny i tyto skupiny.

K pozdějším analýzám byli použiti pouze saproxylicí brouci (se známou vazbou na mrtvé dřevo). Ostatní druhy byly z analýz vyřazeny. Pro analyzované brouky byl zapsán i jejich status v červeném seznamu bezobratlých (Farkač a kol. 2005).

Prováděl jsem analýzy bohatosti a podobnosti společenstev na jednotlivých stanovištích v programu Estimate S 9.1.0. (Colwell 2013). K analýze druhového bohatství mezi jednotlivými stanovišti jsem na základě odhadnutého množství druhů vyhotovil akumulární křivku druhů. K analýze druhového složení mezi habitaty jsem používal Jaccardův index. Čísla z této analýzy jsem shrnul do tabulek 2 a 3. Analýzy byly použity k porovnání pasek s kontrolními stanovišti v různých letech sukcese a k porovnání pasek mezi sebou v různých letech sukcese.

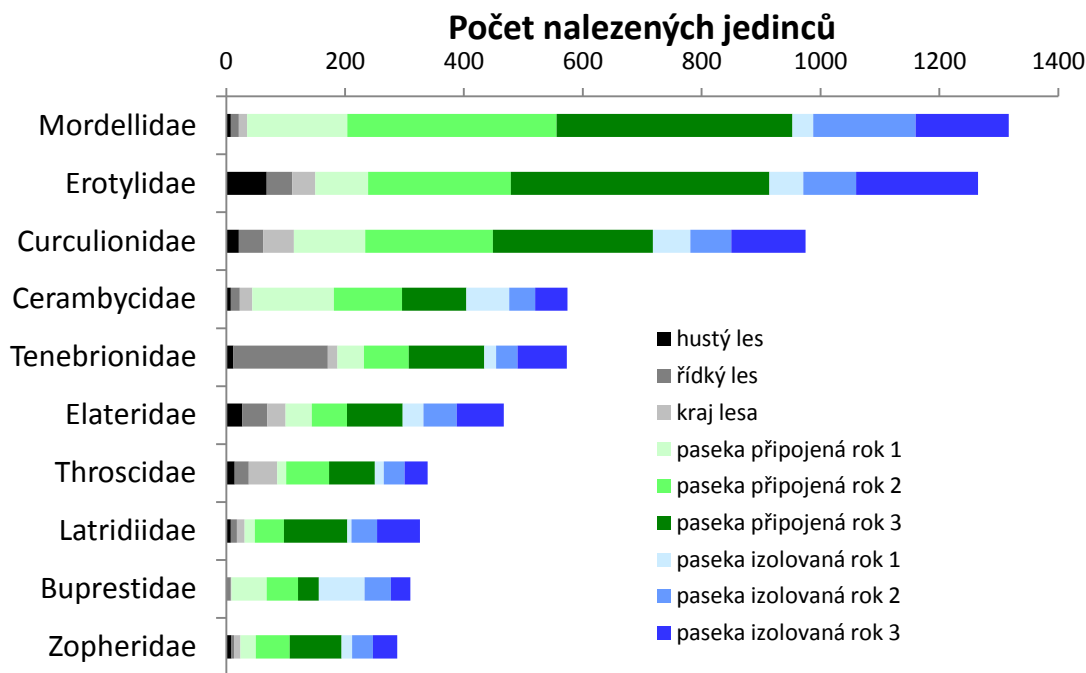
Veškeré tyto analýzy jsem provedl také s druhy vyskytujícími se na červeném seznamu.

3. VÝSLEDKY

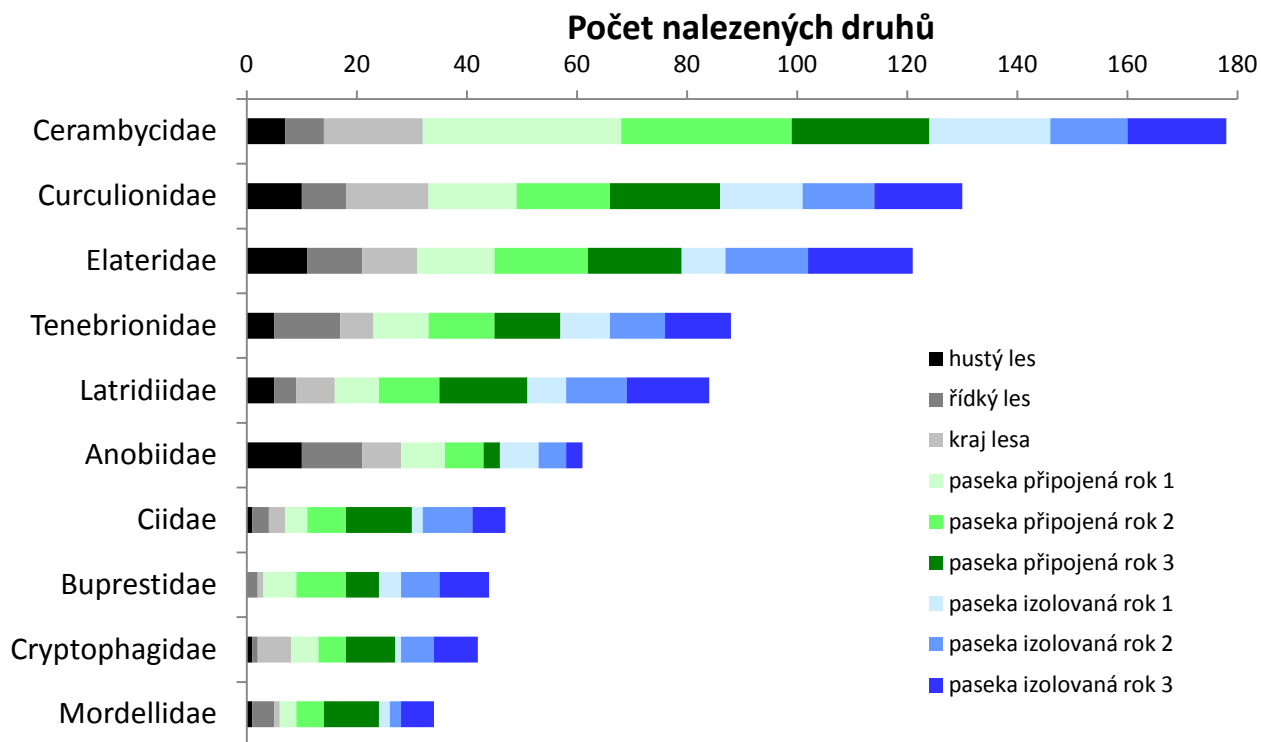
Během třech let sběru na všech stanovištích bylo nasbíráno celkem 13 872 brouků, 11 842 z nich bylo nalezeno na pasekách. Z tohoto počtu brouků bylo 7 826 saproxylických, což jsou přibližně 2 třetiny. 531 jedinců (saproxylických i nesaproxylických) na pasekách se řadí mezi druhy uvedené na červeném seznamu. Z tohoto počtu je pak 417 saproxylických.

Počet všech druhů činí 721. Na pasekách je to 667 druhů. Saproxylických druhů bylo na pasekách celkem 405. Počet saproxylických i nesaproxylických druhů náležících do červeného seznamu je 104. Saproxylických druhů bylo 78.

Nejpočetnější čeleď ze všech byla čeleď kovaříkovitých (*Elateridae*). Bylo nalezeno celkem 2 368 jedinců. Nejvíce druhů však pochází z čeledi nosatcovitých (*Curculionidae*) a to 96 druhů. Nejvíce saproxylických jedinců patří k čeledi *Mordellidae* (1 317), což je znázorněno na obrázku 4. Nejvíce saproxylických druhů (Obr. 5) však patří k čeledi tesaříkovitých *Cerambycidae* (60). Největší počet druhů uvedených na červeném seznamu bezobratlých (Farkač a kol. 2005) patří do čeledi kovaříkovitých (*Elateridae*), která obsahuje 26 nalezených druhů.



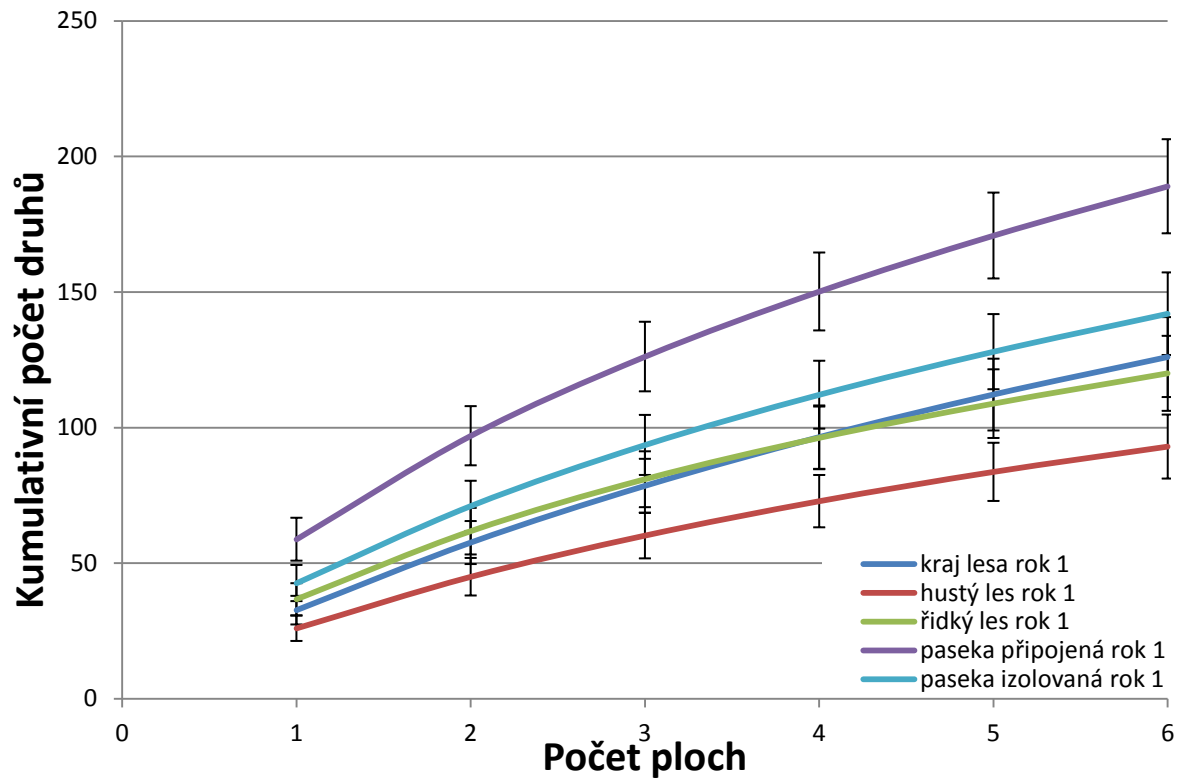
Obr. 4: Abundance druhů nejpočetnějších čeledí mezi pasekami v jednotlivých letech od provedení zásahu a kontrolními stanovišti.



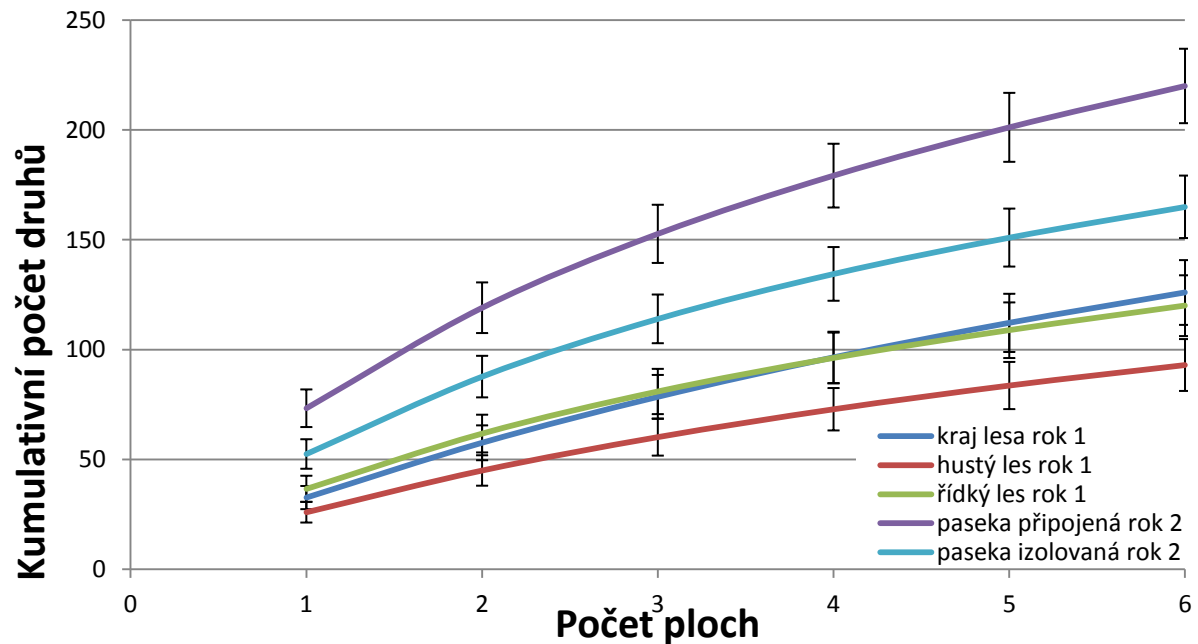
Obr. 5: Počet druhů nejbohatších čeledí mezi pasekami v jednotlivých letech od provedení zásahu a kontrolními stanovišti.

3.1. Druhová bohatost

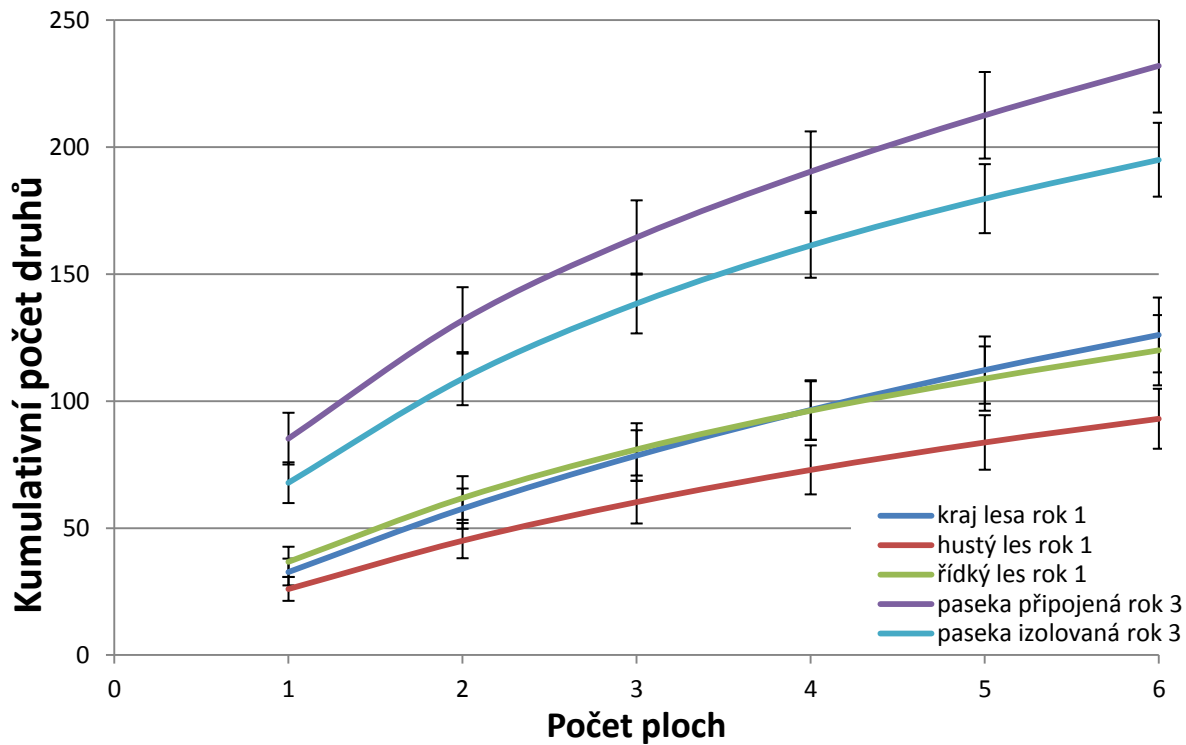
Analýza bohatosti (počtu druhů) na pasekách a kontrolních stanovištích ukázala, že druhově nejbohatší jsou paseky (připojené a izolované). Mezi kontrolními stanovišti řídký les a kraj lesa nebyl prokázán rozdíl v druhové diverzitě, ale stanoviště hustý les se ukázala jako druhově nejchudší habitat z celého experimentu. Paseky se po dobu tří let pozorování vzdalují v počtu nalezených druhů od kontrolních stanovišť (trojice grafů na Obr. 6, Obr. 7 a Obr. 8). Největší rozdíl v počtu druhů mezi pasekami a kontrolními stanovišti je tedy ve třetím roce od provedení zásahu. V případě analýzy druhové bohatosti saproxylických druhů zapsaných na červeném seznamu bezobratlých nebyl prokázán žádný trend (Obr. 9). Je možné ale pozorovat, že i v případě ohrožených druhů je nejvíce druhů na pasece připojené a nejméně v hustém lese.



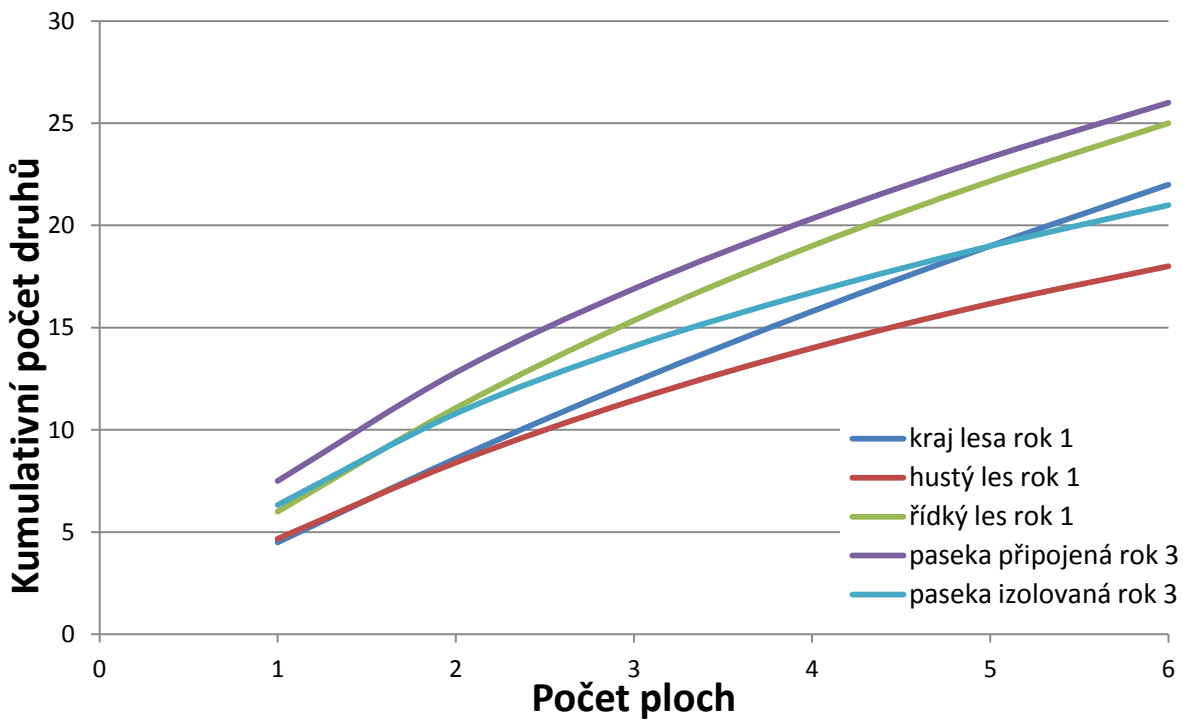
Obr. 6: Kumulativní křivka počtu druhů na pasekách v prvním roce od provedení zásahu a na kontrolních stanovištích.



Obr. 7: Kumulativní křivka počtu druhů na pasekách ve druhém roce od provedení zásahu a na kontrolních stanovištích.

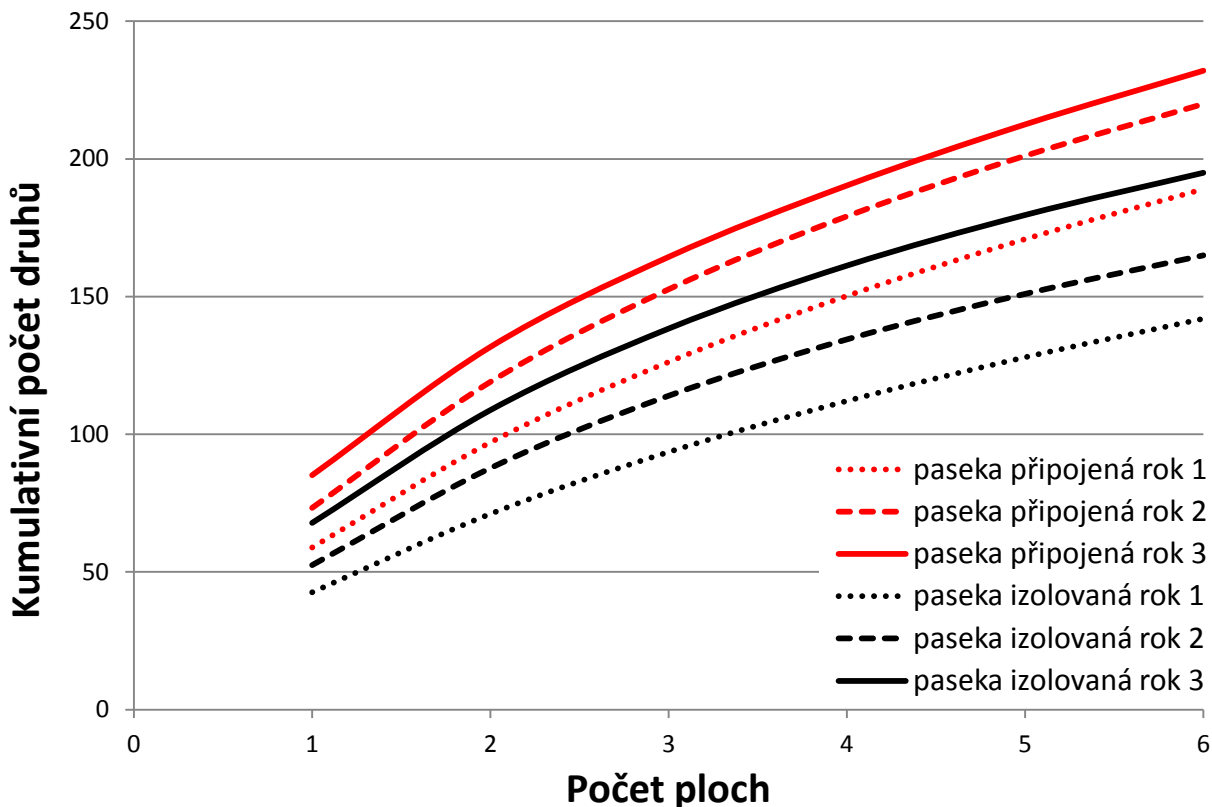


Obr. 8: Kumulativní křivka počtu druhů na pasekách ve třetím roce od provedení zásahu a na kontrolních stanovištích.



Obr. 9: Kumulativní křivka počtu druhů na pasekách v prvním roce od provedení zásahu a na kontrolních stanovištích pro druhy uvedené na červeném seznamu bezobratlých České republiky.

Porovnání připojených a izolovaných pasek mezi třemi roky pozorování ukázalo, že se druhové bohatství zvyšuje v průběhu let na obou typech pasek. (Obr. 10). Izolované paseky ve třetím roce po zásahu hostily větší množství druhů saproxylických brouků jako připojené paseky v prvním roce po zásahu.



Obr. 10: Počet druhů na pasekách ve třech letech pozorování.

3.2. Druhové složení

Analýza druhového složení společenstev saproxylických brouků je shrnuta v Tabulce 2 pro všechny druhy a v Tabulce 3 pro druhy z červeného seznamu. Jedná se o výsledná čísla Jaccardova indexu.

Nejpodobnější složení druhů je zaznamenáno mezi pasekami ve stejném roce. Podobnosti ve složení dvou typů pasek jsou často poměrně velké i mezi různými roky, téměř vždy větší než podobnosti s kontrolními stanovišti. Podobnost druhového složení hustého lesa, ale i řídkého lesa s pasekami se v průběhu let snižuje. U kraje lesa nebyl tento trend nijak výrazný.

Tab. 2: Druhové složení saproxylických druhů brouků mezi kontrolními plochami a pasekami ve třech letech sukcese.

HUSTÝ LES		0.335	0.275	0.274	0.231	0.203	0.318	0.295	0.214
ŘÍDKÝ LES	0.335		0.295	0.312	0.282	0.27	0.328	0.312	0.274
KRAJ LESA	0.275	0.295		0.343	0.3	0.255	0.345	0.327	0.273
PASEKA PŘIPOJENÁ ROK 1	0.274	0.312	0.343		0.444	0.397	0.476	0.426	0.37
PASEKA PŘIPOJENÁ ROK 2	0.231	0.282	0.3	0.444		0.468	0.351	0.498	0.446
PASEKA PŘIPOJENÁ ROK 3	0.203	0.27	0.255	0.397	0.468		0.317	0.438	0.536
PASEKA IZOLOVANÁ ROK 1	0.318	0.328	0.345	0.476	0.351	0.317		0.408	0.322
PASEKA IZOLOVANÁ ROK 2	0.295	0.312	0.327	0.426	0.498	0.438	0.408		0.481
PASEKA IZOLOVANÁ ROK 3	0.214	0.274	0.273	0.37	0.446	0.536	0.322	0.481	
	HUSTÝ LES	ŘÍDKÝ LES	KRAJ LESA	PASEKA PŘIPOJENÁ ROK 1	PASEKA PŘIPOJENÁ ROK 2	PASEKA PŘIPOJENÁ ROK 3	PASEKA IZOLOVANÁ ROK 1	PASEKA IZOLOVANÁ ROK 2	PASEKA IZOLOVANÁ ROK 3

Tab. 3: Druhové složení saproxylických druhů brouků zařazených do červeného seznamu bezobratlých (Farkač a kol. 2005) mezi kontrolními plochami a pasekami ve třech letech sukcese.

HUSTÝ LES		0.333	0.229	0.231	0.136	0.116	0.3	0.229	0.125
ŘÍDKÝ LES	0.333		0.205	0.25	0.267	0.196	0.243	0.22	0.209
KRAJ LESA	0.229	0.205		0.333	0.227	0.183	0.194	0.27	0.195
PASEKA PŘIPOJENÁ ROK 1	0.231	0.25	0.333		0.24	0.333	0.308	0.31	0.213
PASEKA PŘIPOJENÁ ROK 2	0.136	0.267	0.227	0.24		0.293	0.178	0.357	0.39
PASEKA PŘIPOJENÁ ROK 3	0.116	0.196	0.182	0.333	0.293		0.186	0.31	0.362
PASEKA IZOLOVANÁ ROK 1	0.3	0.243	0.194	0.308	0.178	0.186		0.278	0.116
PASEKA IZOLOVANÁ ROK 2	0.229	0.22	0.27	0.31	0.357	0.31	0.278		0.268
PASEKA IZOLOVANÁ ROK 3	0.125	0.209	0.195	0.213	0.39	0.362	0.116	0.268	
	HUSTÝ LES	ŘÍDKÝ LES	KRAJ LESA	PASEKA PŘIPOJENÁ ROK 1	PASEKA PŘIPOJENÁ ROK 2	PASEKA PŘIPOJENÁ ROK 3	PASEKA IZOLOVANÁ ROK 1	PASEKA IZOLOVANÁ ROK 2	PASEKA IZOLOVANÁ ROK 3

4. DISKUZE

4.1. Obecné trendy na pasekách a kontrolních stanovištích

V předchozích výsledcích tohoto experimentu bylo již dokázáno, že jsou paseky druhově nejbohatší ze všech studovaných stanovišť (Šebek a kol. v *přípravě*). V této práci byl tento trend potvrzen. Výsledky navíc ukazují, že druhové bohatství na pasekách s postupem času stoupá, a to i ve třetím roce po vytvoření pasek. Saproxylické druhy brouků pro svůj vývoj často potřebují otevřené, dobře osluněné prostředí (Bengtsson a kol. 2000, Ranius & Jansson 2000, Franc & Götmark 2008, Rackham 2008, Vodka a kol. 2009, Vodka & Čížek 2013, Bouget a kol. 2014) a dostatečnou zásobu mrtvého dřeva (Dahlberg & Stokland 2004). Na pasekách se rovněž nachází mnoho různorodých mikrohabitatů, které saproxylickým broukům poskytují substrát. Jedná se o několik ponechaných solitérních stromů, hrubé zbytky dřeva, ponechané padlé dřevo nebo pařezy. Všechny tyto typy dřeva přispívají k lokální heterogenitě prostředí a tedy i druhové bohatosti saproxylických společenstev na studovaných pasekách. Zároveň je ale vidět, že bohatost druhů nezůstává stejná, ale roste se stářím pasek na obou pasekách zároveň a podobně rychle. Zajímavým faktem je, že paseky izolované v lese jsou ve všech letech chudší než paseky spojené s loukou. Až ve třetím roce od provedení managementu se izolované paseky vyrovnají v počtu nalezených druhů pasekám spojeným s loukou v prvním roce po zásahu.

Domníval jsem se, že postupným zarůstáním pasek v důsledku sukcese (Clements 1916, Linder 1997, Frank & Götmark 2008), bude klesat druhová bohatost saproxylických brouků. Nebylo tomu ale tak. Zatím jsou paseky stále ve stádiu nárůstu počtu druhů v důsledku prořezání a prosvětlení porostu. Zajímavým výsledkem je, že paseky připojené k nivní louce jsou prokazatelně bohatší, než paseky izolované v lese. Důvodem tohoto jevu by mohl být rozdíl v izolaci a osvětlenosti pasek. Izolovaná paseka není v přímém kontaktu s krajem lesa, a pás hustého lesa tak může působit jako bariéra pro brouky. Navíc, na izolovanou paseku proniká méně světla, je totiž ze všech stran obklopená zapojeným lesem.

Je patrné, že paseky obou typů jsou v každém roce druhově bohatší. Tato druhová diverzita stoupá přibližně stejně rychle na obou typech pasek. Otázkou však zůstává, zda bude druhové bohatství nadále stoupat i v pozdějších fázích sukcese.

Jako druhově nejpodobnější plochy se ukázaly být vytvořené paseky ve stejném roce od provedení managementu. Čísla navíc poukazují na to, že společenstva pasek jsou si ve stejném roce od jejich vytvoření vždy nejpodobnější. V prvním roce měly paseky 47,6 % společných druhů, ve druhém roce měly 49,8 % společných druhů. Ve třetím roce pozorování měly paseky už 53,6 % společných druhů. Tento trend lze pozorovat i u saproxylických druhů brouků zařazených do červeného seznamu, čísla však dosahují nižších hodnot, protože analýza byla provedena na nižším počtu druhů. Dále je také vidět, že hodnoty Jaccardova indexu jsou velmi vysoké i mezi společenstvy různých pasek v různých letech od vytvoření v porovnání s hodnotami indexu mezi společenstvy pasek a kontrolními habitaty. Znamená to, že společenstva pasek, ať už v jakémkoli roce a nezávisle na typu (izolovaná, připojená), jsou si vzájemně mnohem podobnější než s jakýmkoliv kontrolním stanovištěm. Paseky tedy hostí bohatá a poměrně unikátní společenstva druhů, která nelze najít na žádném z kontrolních stanovišť.

Dalším zajímavým trendem je, že společné druhové složení v hustých lesích a na pasekách je každým rokem nižší a nižší. Toto je možné pozorovat také na kontrolních stanovištích řídkého lesa. Zde ale nejsou čísla tak výrazná. U kontrolních stanovišť kraj lesa nebyl tento trend prokázán. Je tedy zřejmé, že postupem sukcese na pasekách jednak roste druhová bohatost, a navíc se druhové složení stále mění a je více odlišné od hustého lesa. Je zřejmé, že tento trend je přítomen i u druhů zařazených do červeného seznamu.

Rovněž v řídkém lese se nachází jiná společenstva brouků než na připojených a izolovaných pasekách. To může být vysvětleno např. tím, že stanoviště řídkých lesů se nachází poměrně daleko od pasek. Nachází se totiž často ve svrchních částech kaňonu řeky Dyje, dál než ostatní kontrolní stanoviště. Další důvod je historický. Stanoviště řídkých lesů jsou staré habitaty, které existují na lokalitě již dlouho. V minulosti byly tyto oblasti spásány dobyt看em (Správa NP Podyjí 2015). Vytvořené paseky jsou ale nová, raně sukcesní stadia lesa. Odlišná skladba společenstev od řídkých lesů se zde dá očekávat. Vhodným příkladem je například vzácný blanočlenec červenonohý *Hymenalia rufipes*, který se vyskytoval nejvíce v řídkých lesích. Za jediný rok sběru dat bylo na těchto stanovištích nalezeno 118 jedinců tohoto druhu. Jedná se o druh stepních a lesostepních biotopů (Hůrka 2005, Novák 2014). Dalším příkladem jsou např. brouci *Dorcatoma chrysomelina* nebo *Ptinus subpilosus*.

4.2. Významné skupiny saproxylických brouků

Čeľad: *Elateridae* (kovařikovití)

Čeľad kovařikovitých je v získaných datech poměrně bohatě zastoupená. Celkem bylo nalezeno 27 saproxylických druhů. Několik z nich je na červeném seznamu bezobratlých (Farkač et al. 2005). Nejpočetnější druh z červeného seznamu je *Stenagostus rhombeus* (EN) s 31 jedinci nalezenými na připojených a izolovaných pasekách. Hodnotný nález je také druh *Ampedus cinnaberinus* (EN) vyskytující se rovněž především na pasekách. K dalším ohroženým druhům (EN) náleží například *Ampedus elegantulus*, *A. nigerrimus* nebo *Hypoganus inunctus*. Kriticky ohrožené (CR) jsou druhy *Ischnodes sanguinicollis* a *Megapenthes lugens*.

Ischnodes sanguinicollis (CR)

Jeden ze dvou druhů rodu *Ischnodes* v Evropě a jediný v České republice. Vyskytuje se v lužních biotopech, lesostepích a starých parcích, obývá dutiny. Zdržuje se na kmenech a větvích v blízkosti rodné dutiny (Laibner 2000). Chyceni byli čtyři jedinci na izolovaných pasekách a v řídkém lese.

Megapenthes lugens (CR)

Rod *Megapenthes* je v Evropě zastoupen pouze tímto jediným druhem. Obývá nížinné lesy, pahorkatiny a solitéry lesostepní formace. Přednostně si ke svému vývoji vybírá dub, ale také topol i jilm (Laibner 2000). Byl nalezen pouze jediný exemplář na kraji lesa na Lipinské louce v roce 2011.

Z nálezů ohrožených druhů saproxylických kovařiků je zřejmé, že většina z nich preferuje otevřená a prosluněná stanoviště, podobně jako v práci Horáka a Rébla (2013), s přítomností specifických mikrohabitatů jako jsou např. dutiny pro druh *I. sanguinicollis* (CR) nebo solitéry pro *M. lugens* (CR). Je tedy třeba tyto mikrohabitaty chránit a zachovávat.

Čeľad': *Eucnemidae* (dřevomilovítí)

Tato čeľad' je blízce příbuzná čeleli *Elateridae*, ale v ČR je podstatně méně zastoupena druhově (Hůrka 2005). Všichni zástupci jsou vázáni na suché tlející dřevo a zřídka také na stromové houby (Hůrka 2005). Vzhledem k nepříliš hojnému počtu druhů se jich poměrně hodně nachází na červeném seznamu bezobratlých, zvláště v kategorii kriticky ohrožených (CR). Jsou to druhy *Hylis cariniceps*, *H. olexai*, *Isoriphis marmottani*, *Microrhagus emyi*. Dalšíh pět druhů spadá do kategorie ohrožených (EN) a pouze dva druhy nemají v červeném seznamu bezobratlých ochranářský status. Brouci této čeleli byli nalézáni na všech typech habitatů v tomto experimentu. Komplikací pro tuto práci je, že brouci nasbírání v roce 2013 a 2014 nebyli doposud determinováni, takže nebyli zahrnuti do analýz.

Čeľad': *Buprestidae* (krascovítí)

Zástupci čeleli krascovitých patří v České republice mezi světlomilné a teplomilné druhy (Bílý 1989). Získaná data obsahují 13 druhů krasců, přičemž nejvíce zastoupeny jsou rody *Agrilus* a *Anthaxia*. Podle červeného seznamu bezobratlých je ale nejvíce ohrožený druh *Coraebus undatus*, patří do kategorie ohrožený (EN). Byl nalezen jediný zástupce na izolované pasece na lokalitě Louka pod Hardeggem v roce 2013. Larva tohoto druhu se vyvíjí pod kůrou kmenů a silných větví osluněných, živých dubů (Bílý 1989). Největší nalezený krasec *Dicerca berolinensis* (VU) byl nalézán téměř vždy na připojených pasekách lokalit Gáliš starý a Louka pod Hardeggem. Pouze jednou byl tento druh chycen na izolované pasece. Jedná se o druh biotopů se zachovalými starými stromy, vyvíjí se ve zcela mrtvém dřevě především habru (Bílý 1989). Hodnotné jsou i nálezy jedněh z nekrásnějšíh krasců v České republice rodu *Anthaxia*. Jedná se o druh *A. salicis* (NT) a *A. fulgurans* (NT). Faunisticky nejcennější je ale nález druhu *Agrilus grandiceps*.

Agrilus grandiceps

Jedná se o druh krasce, který doposud nebyl v České republice zaznamenán. V roce 2011 byl M. Škorpíkem a V. Křivanem proveden faunistický průzkum čeleli krascovitých na Znojemsku. *Agrilus grandiceps* však nebyl nalezen (Škorpík a kol. 2011). První jeho nález je

hlášen z okolí Šobesu v NP Podyjí. Nyní byl nalezen také na lokalitě Hardegg na izolované pasece v roce 2013. Dle serveru Fauna Europaea (2015) se nachází v Turecku, na Balkáně, ve Francii, Španělsku, Itálii a v oblasti Východního Pruska v několika poddruzích (*A. grandiceps grandiceps*, *A. grandiceps cyrenaicus* a *A. grandiceps hemiphanes* (Jendek & Poláková 2014)). Vývoj jeho larvy probíhá v koncových větvích dubů. Obývá koruny stromů (Bílý, 1989).

Nález saproxylických druhů krasců na pasekách a otevřených stanovištích zdůrazňuje důležitost těchto habitatů pro ohrožené i běžné saproxylické brouky.

Čeleď: *Lucanidae* (roháčovití)

Známa čeleď, která nemá v České republice příliš mnoho zástupců. Na území NP Podyjí se jich ale vyskytuje relativně hodně. Zjištěny byly druhy *Aesalus scarabaeoides*, roháček kozlík *Dorcus parallelipedus*, roháček kovový *Platycerus caraboides* a ohrožený roháč obecný *Lucanus cervus* (EN). Tyto druhy jsou ohroženy podobně jako většina ostatních saproxylických druhů brouků, kteří trpí nedostatkem vhodných mikrohabitatů.

Čeleď: *Cerambycidae* (tesaříkovití)

Druhově nejbohatší čeleď v tomto experimentu je čeleď tesaříkovití s 60 druhy. Nicméně status ohrožení podle červeného seznamu bezobratlých České republiky mají pouze tři druhy. Jedná se o ohroženého tesaříka obrovského *Cerambyx cerdo* (EN). Tento druh byl chycen pouze sedmkrát a to na připojené pasece na Lipinské louce. Druhý ohrožený je *Saperda octopunctata* (NT), který se vyskytuje především na lípě, kde také jeho larva prodělává svůj vývoj (Zahradník 2001). Během experimentu v NP Podyjí bylo nalezeno 8 jedinců na různých lokalitách, avšak všichni na připojených pasekách. Třetím zástupcem ohrožených tesaříků je *Rhagium sycophanta* (NT). Vyskytuje se v listnatých lesích hlavně na dubu, kde ve starém umírajícím nebo hniječím dřevě prodělává svůj vývoj (Zahradník 2001). Byl nejpočetnější z těchto třech ohrožených tesaříků a pokaždé byl chytán na otevřených stanovištích. Především ale na pasekách a nejvíce na připojených pasekách.

Přesto, že je v čeledi tesaříkovitých v tomto případě zastoupeno jen málo ohrožených druhů, jedná se o nezastupitelnou složku saproxylických společenstev brouků. Obecně se jedná o velké a snadno determinovatelné druhy, které si zaslouží ochranu biotopů a mikrohabitátů, které obývají.

Čeď: *Cucujidae* (lesákovití)

Čeď lesákovití je v tomto experimentu zastoupena mimo jiné také dvěma druhy ohrožených saproxylických druhů brouků. Jedná se o druh *Pediacus depressus* (EN), kteří žijí pod kůrou především listnatých a vzácně jehličnatých stromů (Hůrka 2005). Druhým zástupcem je deštníkový druh lesák rumělkový *Cucujus cinnaberinus* (EN). Tento druh se vyskytuje pod kůrou listnatých a jehličnatých stromů (Hůrka 2005). Oba tyto druhy byly nalezeny pouze jednou na připojené pasece.

Čeď: *Mordellidae* (hrotnářovití)

Velice důležitá čeď je v tomto experimentu čeď hrotnářovití. Bylo nalezeno 15 druhů, z nichž nejpočetnější saproxylický druh z celého experimentu byl druh *Tomoxia bucephala* s 1 266 jedinci. Ti se vyskytovali nejvíce na připojených a izolovaných pasekách a na otevřených kontrolních stanovištích. Čeď zahrnuje i kriticky ohrožené druhy. Prvním je *Mordellistena stoeckleini* (CR). Byl nalezen pouze jediný exemplář na izolované pasece na lokalitě Široké pole.

Druhým je *Mordellochroa tournieri* (CR), ten byl nalezen rovněž na izolované pasece, ale na lokalitě Louka pod Hardeggem.

Brouci specializovaní na hnilobné houby

Mycetofágní brouci jsou podstatnou součástí saproxylické fauny, kteří nezávisí přímo na mrtvém nebo rozkládajícím se dřevě, ale závisí na houbách, které na těchto substrátech závisí (Stokland a kol. 2012). Počet čeledí, jejichž zástupci jsou téměř vždy závislí na hnilobných houbách, je poměrně malý. Jedná se například o čeledi *Mycetophagidae* a *Erotylidae* (Hůrka 2005). Často je však v ostatních čeledích zastoupeno několik mycetofágních druhů

(potemníkovití *Tenebrionidae*, lesknáčkovití *Nitidulidae*). V tomto případě bylo zjištěno, že zástupci z nejméně 21 čeledí zahrnuje mycetofágní brouky. Je vhodné zde zmínit alespoň několik nejdůležitějších zástupců této zajímavé potravní strategie.

Čeď: *Erotylidae* (trojáčkovití)

Nejvíce mycetofágních jedinců přísluší druhu *Dacne bipustulata*, který byl nalezen v počtu 1 074 jedinců nejčastěji na pasekách a na otevřených stanovištích. Nejohroženější je druh *Triplax elongata* (EN). Byl nalezen jediný kus na připojené pasece na Lipinské louce. Druhým ohroženým druhem je *Triplax lepida* (VU), nalezený vždy na připojených pasekách.

Čeď: *Laemophloeidae*

Zahrnuje tři druhy zahrnuté v červeném seznamu bezobratlých: *Laemophloeus kraussi* (EN), *Notolaemus castaneus* (VU) a *N. unifasciatus* (EN). Všechny tyto druhy byly chyceny v malém počtu jedinců na otevřených stanovištích nejčastěji však na pasekách.

Čeď: *Endomychidae* (pýchavníkovití)

Čeď v tomto případě zahrnuje dva ohrožené druhy *Endomychus coccineus* (VU), který byl nalezen pětkrát na připojených a izolovaných pasekách, a *Leistes seminiger* (CR), který byl nalezen pouze jednou v řídkém lese.

Čeď: *Mycetophagidae*

Z této čeledi bylo nalezeno 9 druhů, z nichž polovině náleží ochranný status v červeném seznamu bezobratlých. Jedná se o druhy *Mycetophagus fulvicollis* (VU), *M. multipunctatus* (VU), *M. populi* (VU) a *Triphyllus bicolor* (VU).

Na druhy nejpočetnější z mycetofágních brouků jsou čeledi *Ciidae* a *Cryptophagidae*, ale zástupci těchto čeledí se nenachází v červeném seznamu bezobratlých. Pouze jediný *Cis*

fissicolis (CR), nalezený na izolované pasece starého Gáliše, je považován za kriticky ohroženého.

Při vizuální kontrole dat a po bližším zkoumání jsem zjistil, že fungivorní brouci jsou jednou z hlavních složek společenstev na pasekách, především v pozdějších letech sukcese. Postupně vzrůstají abundance i druhová bohatost. Je zřejmé, že na prořezání a prosvětlení porostu reagovalo několik druhů hub a následně také četný počet fungivorních druhů brouků. Zdá se, že jedním z důvodů, proč bohatost druhů na pasekách stále stoupá, může být právě rozvoj společenstev fungivorních druhů. Toto tvrzení by ale bylo nutné potvrdit dalšími analýzami.

4.3. Význam aktivního hospodaření v NP Podyjí

Přesto, že je ochrana biodiverzity záležitostí Evropské politiky (CBD 2010) a více než jedna čtvrtina území Evropy je předmětem ochrany, nedaří se zastavit pokles biodiverzity lesů (EEA 2009). To může být způsobeno i nevhodně zvoleným způsobem péče o lesní ekosystémy. Dnešní lesy jsou mnohem zastíněnější a uzavřenější, než tomu bylo v minulosti. Otevřenost lesů v minulosti zajišťovaly megaherbivoři (Vera 2000) nebo jiné disturbance jako např. oheň (Szabó 2009). Přírodní disturbance byly později nahrazeny aktivitou člověka, který lesní krajinu využíval k pastvě dobytka a těžbě dřeva. Lesy tak stále poskytovaly pestrou mozaiku vhodných habitatů pro světломilné i stínomilné druhy. Přejít od těchto způsobů využívání lesa k intenzivnímu hospodaření zapříčinil ztrátu vhodných biotopů a to nejen pro světломilné druhy.

Doposud bylo při experimentu v NP Podyjí zjištěno, že zásah do tamějšího prostředí (vysekání porostu s ponechanými výstavky) podpořil druhové bohatství denních motýlů, plazů, cévnatých rostlin a saproxylických brouků. Vysekané plochy poskytovaly habitat pro odlišné druhové složení než ostatní kontrolní stanoviště. Izolované paseky (oddělené 20 metrů širokým lesním lemem) byly druhově chudší, než plochy připojené k nivní louce. Výčet hlavních skupin saproxylických druhů brouků a habitaty, které obývají, jsou důkazy toho, že pro saproxylické brouky je zásadní otevřenost a osluněnost prostředí, tak jak to bylo dokázáno v dřívějších studiích (Bengtsson a kol. 2000, Ranius & Jansson 2000, Franc & Götmark 2008, Rackham 2008, Vodka a kol. 2009, Horák & Rébl 2013, Vodka & Čížek 2013, Bouget a kol. 2014).

Pozitivní vliv na druhovou bohatost brouků byl prokázán také v práci Perlíka (2014), který v NP Podyjí studoval saproxylické florikolní brouky zjištěné odchytom pomocí žlutých misek.

Prosvětlování porostu a ponechávání mrtvého dřeva se zdá být vhodným způsobem péče o saproxylické brouky. Pro bližší poznání trendu v dynamice druhové bohatosti a složení společenstev je důležité pokračovat ve sledování saproxylických brouků i v dalších letech. Nyní je osm pasek ve stáří pěti let a čtyři paseky jsou staré čtyři roky. Sběr dat bude v dalších letech pokračovat. Na konci sezóny v roce 2014 byl na šesti stávajících pasekách opět proveden management prořezání porostu, tři z nich jsou paseky připojené k nivní louce, tři z nich jsou izolované paseky. Na zbylých pasekách k prořezání nedošlo, a tak na nich sukcese bude pokračovat dál. Sběr dat proběhne také na všech kontrolních stanovištích. Budoucí data budou s doposud získanými daty analyzována a předmětem šetření bude, zda se druhová bohatost saproxylických brouků sále zvyšuje, jak se bude mezi sebou lišit připojená a izolovaná paseka a jaké budou rozdíly mezi veškerými typy habitatů.

5. ZÁVĚR

Z předchozích poznatků o zastoupení saproxylických druhů brouků na pasekách a kontrolních stanovištích při experimentu v NP Podyjí lze usuzovat, že jsou tato společenstva hodnotná nejen z faunistického hlediska, ale také z ekologického a ochrannářského hlediska.

Nejhodnotnějším faunistickým nálezem je nejspíš krasec *Agrius grandiceps*, který je hodnotným nálezem nejen pro NP Podyjí, ale i pro celou Českou republiku. Zásadní je výskyt několika deštníkových druhů: tesařík obrovský *Cerambyx cerdo*, roháč obecný *Lucanus cervus*. Otevřené habitaty poskytují nenahraditelné útočiště těmto druhům. Jedná se především o vytvořené paseky v různých stádiích sukcese, kraj lesa a řídký les. Lesní management v tomto případě hraje důležitou roli v budoucím vývoji diverzity saproxylických organismů a to jak běžných, chráněných či vzácných druhů.

6. LITERATURA

ALBERT, J., M. PLÁTEK, L. ČÍŽEK. Vertical stratification and microhabitat selection by the Great Capricorn Beetle (*Cerambyx cerdo*) (Coleoptera: Cerambycidae) in open-grown, veteran oaks. *European Journal of Entomology*. 2012, vol. 109, issue 4, s. 553-559. DOI: 10.14411/eje.2012069.

AOPK ČR. Bernská úmluva - Příloha II (ČJ) [online]. 1979 [cit. 2015-04-14]. Dostupné z: <http://chm.nature.cz/ke-stazeni/?cp=2>

AOPK ČR. Brouci [online]. 2007 [cit. 2015-04-14]. Dostupné z: <http://www.biomonitoring.cz/druhy.php?skupinaID=19>

AOPK ČR. *Mapomat* [online]. 2014 [cit. 2015-04-22]. Dostupné z: <http://mapy.nature.cz/>

BALTHASAR, Vladimír. *Fauna ČSR*. 1. vyd. Praha: Nakladatelství Československé akademie věd, 1956, 286 s. Práce Československé akademie věd. Sekce biologická.

BENEŠ, J., O. ČÍŽEK, J. DOVALA, M. KONVIČKA. Intensive game keeping, coppicing and butterflies: The story of Milovický Wood, Czech Republic. *Forest Ecology and Management*. 2006, vol. 237, 1-3, s. 353-365. DOI: 10.1016/j.foreco.2006.09.058.

BÍLÝ, S. *Krascovití (Buprestidae): s určovacím klíčem vyobrazených druhů*. Vyd. 1. Praha: Academia, 1989, 111 p. ISBN 80-200-0030-5.

BENGTSSON, J., S. G. NILSSON, A. FRANC, P. MENOZZI. Biodiversity, disturbances, ecosystem function and management of European forests. *Forest Ecology and Management* 132.1 (2000): 39-50.

BOUGET, C., H. BRUSTEL, A. BRIN, T. NOBLECOURT. Sampling saproxylic beetles with window flight traps: methodological insights. *Revue d'Ecologie (suite de La Terre et la Vie)*, 2008a, p. 21 - p. 32.

BOUGET, C., H. BRUSTEL, P. ZAGATTI. The French Information system on Saproxylic Beetle Ecology (FRISBEE): An ecological and taxonomical database to help with the assessment of forest conservation status. *Revue d'Ecologie (La Terre et la Vie)*. 2008b;63:33-36.

BOUGET, C., P. DUELLI. The effects of windthrow on forest insect communities: a literature review. *Biological Conservation*. 2004, vol. 118, issue 3, s. 281-299. DOI: 10.1016/j.biocon.2003.09.009.

BOUGET, C., L. LARRIEU, A. BRIN. Key features for saproxylic beetle diversity derived from rapid habitat assessment in temperate forests. *Ecological Indicators*. 2014, vol. 36, s. 656-664. DOI: 10.1016/j.ecolind.2013.09.031.

BOUGET, C., L. LARRIEU, B. NUSILLARD, G. PARMAN. In search of the best local habitat drivers for saproxylic beetle diversity in temperate deciduous forests. *Biodiversity and Conservation*. 2013, vol. 22, issue 9, s. 2111-2130. DOI: 10.1007/s10531-013-0531-3.

BRIN, A., C. BOUGET, L. VALLADARES, H. BRUSTEL. Are stumps important for the conservation of saproxylic beetles in managed forests? - Insights from a comparison of assemblages on logs and stumps in oak-dominated forests and pine plantations. *Insect Conservation and Diversity*. 2013, vol. 6, issue 3, s. 255-264. DOI: 10.1111/j.1752-4598.2012.00209.x.

BUSE, J., T. RANIUS, T. ASSMANN. An Endangered Longhorn Beetle Associated with Old Oaks and Its Possible Role as an Ecosystem Engineer. *Conservation Biology*. 2008, vol. 22, issue 2, s. 329-337. DOI: 10.1111/j.1523-1739.2007.00880.x.

CBD (2010) *COP 10 Decision X/2. Strategic Plan for Biodiversity 2011-2020.*

<http://www.cbd.int/decision/cop/?id=12268> <Accessed 15th March 2015>

CLEMENTS, F. E. *Plant succession: an analysis of the development of vegetation.* No. 242. Carnegie Institution of Washington, 1916.

COLWELL, R. K. 2013. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9. User's Guide and application published at:
<http://purl.oclc.org/estimates>.

COOKE, R., A. RAYNER. *Ecology of saprotrophic fungi.* New York: Longman, 1984, xiv, 415 p. ISBN 05-824-4260-5.

ČÍŽEK, L., J. ROLEČEK, J. DANIHELKA. Celoplošná příprava půdy v lesích a její důsledky pro biodiverzitu. *Živa*. 2007, č. 6, s. 266-268.

DAJOZ, R. *Ecologie et biologie des Coléoptères xylophages de la hêtraie.* Masson, 1966.

DAJOZ, R. Les biocénoses de Coléoptères terricoles et xylophages de la Haute Vallée d'Aure et du Massif de Néouvielle (Hautes-Pyrénées). Buletin des Naturalistes Parisiens, Nouvelle Série, 1997, p 1-36

DAJOZ, R. *Insects and forests: the role and diversity of insects in the forest environment.* Paris, 2000.

DOLLIN, P., C. MAJKA, P. DUINKER. Saproxyllic beetle (Coleoptera) communities and forest management practices in coniferous stands in southwest Nova Scotia, Canada. *ZooKeys*. 2008-09-04, vol. 2, s. 291-336. DOI: 10.3897/zookeys.2.15.

EEA (2009) *Progress towards the European 2010 biodiversity target.* EEA, Copenhagen.

EHNSTRÖM, B., H. W. WALDÉN. "Faunavård i Skogsbruket-den Lägre Faunan.(The Protection and Management of Endangered and Declining Invertebrate Species in Swedish Woodlands)." *Skogsstyrelsen, Jönköping, Sweden* (1986).

FANTA, J. "Lesy a lesnictví ve střední Evropě: II." *Z dávné historie využívání lesů. Živa 2* (2007a): 65-69

FANTA, J. "Lesy a lesnictví ve střední Evropě: III." *Počátky organizovaného hospodářství [Forests and forestry in central Europe: III. First times of organised forestry]. Živa 55* (2007b): 112-115.

FARKAČ, J., D. KRÁL, M. ŠKORPÍK. *Červený seznam ohrožených druhů České republiky: bezobratlí*. Vyd. 1. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, 2005. 758 s. ISBN 80-860-6496-4.

Fauna Europaea [online]. 2015 [cit. 2015-04-17]. Dostupné z: <http://www.faunaeur.org/index.php>

FRANC, N., F.GÖTMARK. Openness in management: Hands-off vs partial cutting in conservation forests, and the response of beetles. *Biological Conservation*. 2008, vol. 141, issue 9, s. 2310-2321. DOI: 10.1016/j.biocon.2008.06.023.

GIBBONS, P., D. LINDENMAYER. *Tree hollows and wildlife conservation in Australia*. Collingwood, VIC: CSIRO Pub., 2002, vii, 211 p. ISBN 06-430-6705-1.

GOUIX, N., P. ŠEBEK, L. VALLADARES, H. BRUSTEL, A. BRIN, S. R. LEATHER, J. MÜLLER. Habitat requirements of the violet click beetle (*Limoniscus violaceus*), an endangered umbrella species of basal hollow trees. *Insect Conservation and Diversity*. 2015, n/a-n/a. DOI: 10.1111/icad.12119.

GROVE, S. J. Saproxylic insect ecology and the sustainable management of forests. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 2002, vol. 33, issue 1, s. 1-23. DOI: 10.1146/annurev.ecolsys.33.010802.150507.

HÉDL, R., P. SZABÓ, V. RIEDL, M. KOPECKÝ. "Tradiční lesní hospodaření ve střední Evropě. II. Formy a podoby." *Živa* 59.2 (2011): 61-63.

HÉDL, R., M. KOPECKÝ, J. KOMÁREK. Half a century of succession in a temperate oakwood: from species-rich community to mesic forest. *Diversity and Distributions*. 2010, vol. 16, issue 2, s. 267-276. DOI: 10.1111/j.1472-4642.2010.00637.x.

HJÄLTÉN, J., F. STENBACKA, R. B. PETTERSSON, H. GIBB, T. JOHANSSON, K. DANELL, J. P. BALL, J. HILSZCZAŃSKI, H. H. BRUUN. Micro and Macro-Habitat Associations in Saproxylic Beetles: Implications for Biodiversity Management. *PLoS ONE*. 2012-7-25, vol. 7, issue 7, e41100-. DOI: 10.1371/journal.pone.0041100.

HOLEC, J., M. BERAN [eds.] (2006): *Červený seznam hub (makromycetů) České republiky* [Red list of fungi (macromycetes) of the Czech Republic]. – Příroda, Praha, 24: 1-282. [in Czech with English summary].

HORÁK, J., J. PAVLÍČEK. Tree level indicators of species composition of saproxylic beetles in old-growth mountainous spruce–beech forest through variation partitioning. *Journal of Insect Conservation*. 2013, vol. 17, issue 5, s. 1003-1009. DOI: 10.1007/s10841-013-9583-7.

HORÁK, J., K. RÉBL. The species richness of click beetles in ancient pasture woodland benefits from a high level of sun exposure. *Journal of Insect Conservation*. 2013, vol. 17, issue 2, s. 307-318. DOI: 10.1007/s10841-012-9511-2.

HORÁK, J., Š. VODKA, J. KOUT, J. P. HALDA, P. BOGUSCH, P. PECH. Biodiversity of most dead wood-dependent organisms in thermophilic temperate oak woodlands thrives on

diversity of open landscape structures. *Forest Ecology and Management*. 2014, vol. 315, s. 80-85. DOI: 10.1016/j.foreco.2013.12.018.

HORÁK, J., Š. VODKA, J. PAVLÍČEK, P. BOŽA. Unexpected visitors: flightless beetles in window traps. *Journal of Insect Conservation*. 2013, vol. 17, issue 3, s. 441-449. DOI: 10.1007/s10841-012-9526-8.

HŮRKA, K. *Brouci České a Slovenské republiky*. 1st ed. Zlín: Kabourek, 2005, 390 s. ISBN 80-864-4711-1.

CHYTRÝ, M., J. VICHEREK. *Lesní vegetace národního parku Podyjí (Thayatal): Die Waldvegetation des Nationalparks Podyjí (Thayatal)*. Vyd. 1. Praha: Academia, 1995, 166 p. ISBN 80-200-0377-0.

JAVOREK, V. *Kapesní atlas brouků: s určovacím klíčem vyobrazených druhů*. [2. vyd.]. Praha: SPN, 1964, 254 p.

JENDEK, E., J. POLÁKOVÁ. "Catalog Host Plant–Agrilus." *Host Plants of World Agrilus (Coleoptera, Buprestidae)*. Springer International Publishing, 2014. 403-513.

JIRÁČEK, J. *Průvodce lesy jižních Čech*. 1. vyd. České Budějovice: Kopp, 1998, 195 s. ISBN 80-723-2008-4.

KONVIČKA, M., L. ČÍŽEK, J. BENEŠ. *Ohrožený hmyz nelesních stanovišť: ochrana a management*. Olomouc: Sagittaria, 2005, 127 s. ISBN 80-239-6590-5.

KONVIČKA, M., L. ČÍŽEK, J. BENEŠ. *Ohrožený hmyz nížinných lesů: ochrana a management*. 2. vyd. Olomouc: Sagittaria, 2006, 79 s., [8] s. obr. příl. ISBN 80-239-8801-8.

KOPECKÝ, M., R. HÉDL, P. SZABÓ, D. HOOFTMAN. Non-random extinctions dominate plant community changes in abandoned coppices. *Journal of Applied Ecology*. 2013, vol. 50, issue 1, s. 79-87. DOI: 10.1111/1365-2664.12010.

KÖHLER, F. *Totholzkäfer in Naturwaldzellen Des Nördlichen Rheinlands: Vergleichende Studien Zur Totholzkäferfauna Deutschlands Und Deutschen Naturwaldforschung*. Recklinghausen: LÖBF, 2000. Print.

LACHAT, T., B. WERMELINGER, M. M. GOSSNER, H. BUSSLER, G. ISACSSON, J. MÜLLER. Saproxylic beetles as indicator species for dead-wood amount and temperature in European beech forests. *Ecological Indicators*. 2012, vol. 23, s. 323-331. DOI: 10.1016/j.ecolind.2012.04.013.

LAIBNER, S. *Elateridae of the Czech and Slovak Republics: Elateridae České a Slovenské republiky*. 1st ed. Zlín: Kabourek, 2000, 292 s. ISBN 80-901-4666-X.

LASSAUCE, A., P. ANSELLE, F. LIEUTIER, C. BOUGET. Coppice-with-standards with an overmature coppice component enhance saproxylic beetle biodiversity: A case study in French deciduous forests. *Forest Ecology and Management*. 2012, vol. 266, s. 273-285. DOI: 10.1016/j.foreco.2011.11.016.

LASSAUCE, A., Y. PAILLET, H. JACTEL, C. BOUGET. Deadwood as a surrogate for forest biodiversity: Meta-analysis of correlations between deadwood volume and species richness of saproxylic organisms. *Ecological Indicators*. 2011, vol. 11, issue 5, s. 1027-1039. DOI: 10.1016/j.ecolind.2011.02.004.

LINDER, P., B. ELFVING, O. ZACKRISSON. Stand structure and successional trends in virgin boreal forest reserves in Sweden. *Forest Ecology and Management*. 1997, vol. 98, issue 1, s. 17-33. DOI: 10.1016/s0378-1127(97)00076-5.

LUYSSAERT, S., E. D. SCHULZE, A. BÖRNER, A. KNOHL, D. HESSENMÖLLER, B. E. LAW, P. CIAIS, J. GRACE. Old-growth forests as global carbon sinks. *Nature*. 2008-9-11, vol. 455, issue 7210, s. 213-215. DOI: 10.1038/nature07276.

MACKENSEN, J., J. BAUHUS. *The decay of coarse woody debris*. Australian Greenhouse Office, 1999.

MIKLÍN, J., L. ČÍŽEK. Erasing a European biodiversity hot-spot: Open woodlands, veteran trees and mature forests succumb to forestry intensification, succession, and logging in a UNESCO Biosphere Reserve. *Journal for Nature Conservation*. 2014, vol. 22, issue 1, s. 35-41. DOI: 10.1016/j.jnc.2013.08.002.

MÜLLEROVÁ, J., P. SZABÓ, R. HÉDL. The rise and fall of traditional forest management in southern Moravia: A history of the past 700 years. *Forest Ecology and Management*. 2014, vol. 331, s. 104-115. DOI: 10.1016/j.foreco.2014.07.032.

NAGELEISEN, L. M., C. BOUGET, coord., 2009. Forest insect studies: methods and techniques. Key considerations for standardisation. An overview of the reflections of the “Entomological Forest Inventories” working group (Inv.Ent.For.). Les Dossiers Forestiers no. 19, Office National des Forêts, 144 p.

NIETO, A. K.N.A. ALEXANDER, 2010. European Red List of Saproxylic Beetles. Luxembourg: Publications Office of the European Union.

NOVÁK, V. *Brouci čeledi potemníkovití (Tenebrionidae) střední Evropy: Beetles of the family Tenebrionidae of Central Europe*. Vydání první. 2014. 418 pages. ISBN 80-200-2338-0.

OUI, A., A. CABANETTES, E. ANDRIEU, M. DECONCHAT, A. ROUME, M. VIGAN, L. LARRIEU. Comparison of tree microhabitat abundance and diversity in the edges and interior of small temperate woodlands. *Forest Ecology and Management*. 2015, vol. 340, s. 31-39. DOI: 10.1016/j.foreco.2014.12.009.

PARMAIN, G., C. BOUGET, J. MÜLLER, J. HORAK, M.M. GOSSNER, T. LACHAT, G. ISACSSON. Can rove beetles (Staphylinidae) be excluded in studies focusing on saproxylic beetles in central European beech forests?. *Bulletin of Entomological Research*. 2015, vol. 105, issue 01. DOI: 10.1017/S0007485314000741.

PEDLAR, J. H., J. L. PEARCE, L. A. VENIER, D. W. MCKENNEY. Coarse woody debris in relation to disturbance and forest type in boreal Canada. *Forest Ecology and Management*. 2002, vol. 158, 1-3, s. 189-194. DOI: 10.1016/s0378-1127(00)00711-8.

PERLÍK, M. Vliv aktivního hospodaření na diverzitu květomilného hmyzu v doubravách Národního parku Podyjí . Č. Bud., 2014. bakalářská práce (Bc.). JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDEJOVICÍCH. Přírodovědecká fakulta.

RACKHAM, O. Ancient woodlands: modern threats. *New Phytologist*. 2008, vol. 180, issue 3, s. 571-586. DOI: 10.1111/j.1469-8137.2008.02579.x.

RAFFA, K. F., B. H. AUKEMA, B.J. BENTZ, A. L. CARROLL, J. A. HICKE, M.G. TURNER, W. H. ROMME. Cross-scale Drivers of Natural Disturbances Prone to Anthropogenic Amplification: The Dynamics of Bark Beetle Eruptions. *BioScience*. 2008, vol. 58, issue 6, s. 501-. DOI: 10.1641/B580607.

RAMÍREZ-HERNÁNDEZ, A., E.MICÓ, E. GALANTE. Temporal variation in saproxylic beetle assemblages in a Mediterranean ecosystem. *Journal of Insect Conservation*. 2014, vol. 18, issue 5, s. 993-1007. DOI: 10.1007/s10841-014-9706-9.

RANIUS, T., N. JANSSON. The influence of forest regrowth, original canopy cover and tree size on saproxylic beetles associated with old oaks. *Biological Conservation*. 2000, vol. 95, issue 1, s. 85-94. DOI: 10.1016/s0006-3207(00)00007-0.

REGNERY, B., Y. PAILLET, D. COUVET, C. KERBIRIOU. Which factors influence the occurrence and density of tree microhabitats in Mediterranean oak forests?. *Forest Ecology and Management*. 2013, vol. 295, s. 118-125. DOI: 10.1016/j.foreco.2013.01.009.

ROCCA, D., F. S. STEFANELLI, C. PASQUARETTA, A. CAMPANARO, G. BOGLIANI. Effect of deadwood management on saproxylic beetle richness in the floodplain forests of northern Italy: some measures for deadwood sustainable use. *Journal of Insect Conservation*. 2014, vol. 18, issue 1, s. 121-136. DOI: 10.1007/s10841-014-9620-1.

SCHIGEL D. S. "Fungivory of saproxylic Coleptera: the mystery of rejected polypores." *Saproxylic beetles in Europe: monitoring, biology and conservation. Ljubljana: Studia Forestalia Slovenica* (2012): 53-58.

SCHMIDL, J., H. BUSSLER. 2004. Ökologische Gilden xylobionter Käfer Deutschlands. *Naturschutz und Landschaftsplanung*, 202 – 218

SLODIČÁK, M. *Lesnické hospodaření v Jizerských horách: Forestry management in the Jizerské hory Mts.* Lesy Česk republiky, 2005.

SPEIGHT, M. C. *Saproxylic invertebrates and their conservation*. Strasbourg: Council of Europe, 1989, 81 s. ISBN 92-871-1680-6

SPRÁVA NÁRODNÍHO PARKU PODYJÍ. *Správa Národního parku Podyjí* [online]. 2012 [cit. 2015-04-22]. Dostupné z: <http://www.nppodyji.cz/>

STOKLAND, J.N. 2001, The Coarse Woody Debris Profile: An Archive of Recent Forest History and an Important Biodiversity Indicator. *Ecological Bulletins*, 71-83.

STOKLAND, J. N., J. SIITONEN, B. G. JONSSON. *Biodiversity in dead wood*. New York: Cambridge University Press, 2012, xiv, 509 p. ISBN 978-052-1717-038.

STOKLAND, J. N., S. M. TOMTER, U. SÖDERBERG. "Development of dead wood indicators for biodiversity monitoring: experiences from Scandinavia." *Monitoring and indicators of forest biodiversity in Europe—From Ideas to operationality, EFI proceedings*. No. 51. 2004.

SVOBODA, M. Průběžná zpráva za řešení projektu 2B06012 Management biodiversity v Krkonoších a na Šumavě v roce 2006. Editor K. Matějka. Praha 2007.

SVOBODA, P. *Život lesa*. 1. vyd. Praha: Svoboda, 1952, 894 s.

SZABÓ, P. Open woodland in Europe in the Mesolithic and in the Middle Ages: Can there be a connection?. *Forest Ecology and Management*. 2009, vol. 257, issue 12, s. 2327-2330. DOI: 10.1016/j.foreco.2009.03.035.

ŠEBEK, P., M. BARTOŠ, J. BENEŠ, Z. CHLUMSKÁ, J. DOLEŽAL, J. KOVÁŘ, B. MIKATOVÁ, M. PLÁTEK, S. POLÁKOVÁ, M. ŠKORPÍK, R. STEJSKAL, F. TRNKA, M. VLAŠÍN, M. ZAPLETAL, L. ČÍŽEK. Effect of active conservation management on biodiversity: Multi-taxa survey in oak woodlands of Podyji National Park, Czech Republic. 2014, in prep.

ŠKORPÍK, M., V. KŘIVAN, Z. KRAUS. Faunistika krascovitých (Coleoptera: Buprestidae) Znojemska, poznámky k jejich rozšíření, biologii a ochraně. *THAYENSIA (ZNOJMO)*. 2011, roč. 2011, č. 8, s. 109-191.

TAKAMURA, K. Effects of termite exclusion on decay of heavy and light hardwood in a tropical rain forest of Peninsular Malaysia. *Journal of Tropical Ecology*. 2001, vol. 17, issue 04, s. -. DOI: 10.1017/S0266467401001407.

ULYSHEN, M. D., R. DIDHAM, A. STEWART. Strengthening the case for saproxylic arthropod conservation: a call for ecosystem services research. *Insect Conservation and Diversity*. 2013, vol. 6, issue 3, s. 393-395. DOI: 10.1111/j.1752-4598.2012.00220.x.

VERA, F. *Grazing ecology and forest history*. New York, NY: CABI Pub., c2000, xix, 506 p. ISBN 08-519-9442-3.

VODKA, Š., L. ČÍŽEK. The effects of edge-interior and understory-canopy gradients on the distribution of saproxylic beetles in a temperate lowland forest. *Forest Ecology and Management*. 2013, vol. 304, s. 33-41. DOI: 10.1016/j.foreco.2013.04.007.

VODKA, Š., M. KONVIČKA, L. ČÍŽEK. Habitat preferences of oak-feeding xylophagous beetles in a temperate woodland: implications for forest history and management. *Journal of Insect Conservation*. 2009, vol. 13, issue 5, s. 553-562. DOI: 10.1007/s10841-008-9202-1.

WATT, A. S. "On the ecology of British beechwoods with special reference to their regeneration: part II, sections II and III. The development and structure of beech communities on the Sussex Downs." *Journal of Ecology* 13.1 (1925): 27-73.

WHITMORE, T. C. Canopy Gaps and the Two Major Groups of Forest Trees. *Ecology*. 1989, vol. 70, issue 3. DOI: 10.2307/1940195.

ZAHRADNÍK, J. *Evropští tesařici před objektivem*. Vyd. 1. Praha: Granit, 2001, 143 p. ISBN 80-729-6010-5.

ZAHRADNÍK, J. *Brouci: [fotografický atlas]*. 1. vyd. Praha: Aventinum, 2008, 288 s. Fotografické atlasy. ISBN 978-80-86858-43-2.

Zákon č. 114/1992 Sb. o ochraně přírody a krajiny. In: *ASPI* [právní informační systém]. Wolters Kluwer ČR [vid. 2014-09-14]

ZERAN, R. M., R. S. ANDERSON, T.A. WHEELER, D. HABECK. Sap beetles (Coleoptera: Nitidulidae) in managed and old-growth forests in southeastern Ontario, Canada. *The Canadian Entomologist*. 2006, vol. 138, issue 02, s. 1946-1951. DOI: 10.1007/0-306-48380-7_3753.