

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ

KATEDRA EKOLOGIE



Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta životního
prostředí

DIVERZITA HMYZÍCH SPOLEČENSTEV
NEPŮVODNÍCH POROSTŮ BOROVICE ČERNÉ
(*PINUS NIGRA*) NA ÚZEMÍ ZÁPADNÍ ČÁSTI
STŘEDNÍCH ČECH

BAKALÁŘSKÁ PRÁCE

Vedoucí práce: Mgr. Tomáš Kadlec, Ph.D.

Bakalant: Klára Tůmová

Praha 2016

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Klára Tůmová

Aplikovaná ekologie

Název práce

Diverzita hmyzích společenstev nepůvodních porostů borovice černé (*Pinus nigra*) na území západní části středních Čech

Název anglicky

Diversity of insect communities of non-indigenous forests of black pine (*Pinus nigra*) in the western part of Central Bohemia

Cíle práce

Práce má za cíl přinést poznatky o diverzitě bezobratlých živočichů invadovaných lesních porostů v středních Čechách, jež jsou tvořeny zejména borovicí černou. Hlavní důraz bude kladen nejenom na celkovou diverzitu invadovaných a neinvadovaných porostů, ale také na efekty vlastností porostů. Poznatky práce pomohou lépe pochopit funkčnost a ekologii invadovaných porostů z hlediska různých trofických skupin bezobratlých.

Metodika

Diverzita invadovaných porostů (borovice černá) bude srovnávána s porosty původního druhu borovice lesní. Důraz bude kladen především na hmyz s noční aktivitou (převážně Lepidoptera). Bude vybráno přibližně 20 ploch (plocha = čtverec 100x100 m) s borovicí černou a 20 ploch s borovicí lesní. Na každé ploše bude v roce 2015 po dobu jedné noci za měsíc od dubna do listopadu položen jeden přenosný světelný lapač, jež bude lákat hmyz s noční aktivitou. Vzorky budou následně rozebírány do řádů, u motýlů do druhu. Po rozebrání budou vzorky vysušeny a zváženy. Pomocí metod lineárních analýz bude studován efekt vlastností porostů na druhovou diverzitu a biomasu hmyzu a pomocí metod mnohorozměrné analýzy efekt vlastností porostů na druhové složení a zastoupení jednotlivých skupin.

Doporučený rozsah práce

cca 30-40 stran

Klíčová slova

rostlinné invaze; invaze v lesních porostech; ochrana biodiverzity; Pinus nigra

Doporučené zdroje informací

Dickie IA et al. (2011) Ecosystem service and biodiversity trade-offs in two woody successions. *Journal of Applied Ecology* 48: 926-934.
Hartley MK, Rogers WE, Siemann E (2010) Comparisons of arthropod assemblages on an invasive and native trees: abundance, diversity and damage. *Arthropod-Plant Interactions* 4: 237-245.
Leege LM, Kilgore JS (2014) Recovery of Foredune and Blowout Habitats in a Freshwater Dune Following Removal of Invasive Austrian Pine (*Pinus nigra*). *Restoration Ecology* 22: 641-648.
Pawson SM, McCarthy JK, Ledgard N, Didham RK (2010) Density-dependent impacts of exotic conifer invasion on grassland invertebrate assemblages. *Journal of Applied Ecology* 47: 1053-1062.
van Hengstum T, Hooftman DAP, J. Oostermeijer GB, van Tienderen PH (2014) Impact of plant invasions on local arthropod communities: a meta-analysis. *Journal of Ecology* 102: 4-11.

Předběžný termín obhajoby

2015/16 LS – FŽP

Vedoucí práce

Mgr. Tomáš Kadlec, Ph.D.

Garantující pracoviště

Katedra ekologie

Konzultant

Ing. Martin Štrobl

Elektronicky schváleno dne 1. 12. 2015

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 7. 12. 2015

prof. Ing. Petr Sklenička, CSc.

Děkan

V Praze dne 16. 03. 2016

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem tuto bakalářskou práci vypracovala samostatně, pod vedením Mgr. Tomáše Kadlece, Ph.D. Další informace mi poskytl Ing. Martin Štrobl. A dále prohlašuji, že jsem uvedla všechny literární prameny a publikace, ze kterých jsem čerpala.

V Praze dne 11. 4. 2016

Klára Tůmová

Poděkování

Touto cestou bych ráda poděkovala svému vedoucímu práce Mgr. Tomáši Kadlecovi, Ph.D. za odborné vedení práce a za pomoc v laboratoři a celému týmu za sběr dat. Dále děkuji Ing. Martinu Štroblovi za pomoc s determinací materiálu a za cenné rady a trpělivou spolupráci.

V Praze dne 11. 4. 2016

Tůmová Klára

Abstrakt

V důsledku rapidního zintenzivnění zemědělství, dochází stále častěji k úbytku biotopů a jejich fragmentaci. Ta vede ke snižování rozlohy obyvatelných plošek a k jejich izolaci. Izolace krajinných prvků je základní geografická charakteristika, která hraje důležitou roli v ekologických invazích. Invaze obecně způsobují velké ekonomické škody a mají vliv na snižování biologické diverzity v porostech.

V této práci jsme se zaměřili na působení borovice černé (*Pinus nigra*). Tato dřevina se na území České republiky vyskytovala už v době třetihor a následným rozpadem kontinentů vymizela. Cílem této práce je zjistit vliv borovice černé (*Pinus nigra*) na bezobratlé živočichy ve srovnání s porosty původní borovice lesní (*Pinus sylvestris*).

Experiment byl prováděn na 35 lokalitách středních Čech (18 ploch borovice lesní, 17 ploch borovice černé). Bezobratlí byli odchyťováni metodou světelných lapačů. Z odchytených vzorků byla stanovena celková abundance a biomasa bezobratlých. Ze zpracovaných dat nebyl prokázán negativní vliv nepůvodní borovice černé na celkovou abundanci i biomasu bezobratlých. Tento fakt je nejpravděpodobněji způsoben fylogenetickou příbuzností obou druhů dřevin.

Nebyl zjištěn rozdíl v abundanci a biomase většiny herbivorních skupin bezobratlých. V porostech borovice černé byl ale zaznamenán vyšší výskyt karnivorních druhů bezobratlých živočichů.

Obecně lze říci, že porosty této dřeviny v České republice nepůsobí negativně na bezobratlé živočichy, dokonce byla prokázána vyšší afinita karnivorních druhů bezobratlých živočichů k porostu borovici černé.

Klíčová slova

Rostlinné invaze, invazní dřeviny, členovci, introdukce, biodiverzita.

Abstract

Due to the rapid intensification of agriculture, there were a bigger and more often habitat loss and their fragmentation. These led to the decreasing of the size of suitable habitats and their isolation. The isolation of landscape fragments is a basic geographical characteristic, which plays an important role in the ecological invasions. The invasions generally cause major economic damages and they affect the loss of biological diversity in the stands.

In this work, we focused on the effects of black pine (*Pinus nigra*). This wood plant has been occurred in the Czech Republic since the Tertiary period and disappeared by the subsequent disintegration of continents. The aim of this study is to determine the influence of black pine (*Pinus nigra*) on the invertebrates compared with the native stands of scots pine (*Pinus sylvestris*).

The experiment was conducted at 35 plots in Central Bohemia (18 plots of Scots pine, 17 plots of black pine). The invertebrates were captured by light traps. The total abundance and biomass of invertebrates were determined from the captured samples. From the processed data was not proven negative impact on non-native black pine to overall abundance and biomass of invertebrates. This fact is most likely due to the phylogenetic relationship of both pine species.

There were not found any differences in abundance and biomass of most herbivorous groups of invertebrates. However, in the black pine stands was reported a higher incidence of carnivorous species of invertebrates.

The stands of the black pine have no negative impact on number of invertebrates in the Czech Republic, actually there was demonstrated even higher affinity of carnivorous species of invertebrates to the black pine trees.

Key words

Invasive plant, invasive woody plant, arthropod, introduction, biodiversity.

Obsah

1. Úvod	9
2. Cíl práce	10
3. Literární rešerše	10
3.1 Vliv struktury krajiny a porostu na biodiverzitu lesních společenstev ..	10
3.1.1 Vliv struktury lesa na bezobratlé živočichy	10
3.2 Ekologické invaze.....	13
3.2.1 Vliv introdukovaných rostlin na bezobratlé živočichy	15
3.3 Borovice Černá (<i>Pinus nigra</i>).....	17
3.3.1 Areál rozšíření	18
3.3.2 Rozšíření v České republice.....	19
3.3.3 Borové hospodaření.....	19
4. Metodika	20
4.1 Výběr lokalit	20
4.2 Vegetační charakteristiky studijních ploch.....	21
4.3 Sběr dat	21
4.4 Statistická analýza dat.....	22
4.4.1 Vegetační charakteristiky porostů.....	22
4.4.2 Počty jedinců a biomasa.....	22
4.4.3 Diverzita a rozložení biomasy sledovaných skupin bezobratlých ..	23
5. Výsledky	24
5.1 Celková abundance a biomasa bezobratlých živočichů.....	24
5.2 Diverzita a rozložení biomasy sledovaných skupin bezobratlých	28
6. Diskuse	29
7. Závěr	31
8. Seznam literatury	32
9. Seznam legislativy	42
10. Přílohy	43

1. Úvod

Od roku 1948 do konce 80. let došlo v České republice k rozorání 270 000 ha luk a pastvin, 145 000 ha mezí, 120 000 km polních cest, 35 000 ha hájků, lesíků a remízků ve volné krajině a došlo také k odstranění 30 000 km liniové zeleně (Vašků 2011). Krajinná mozaika ovlivňuje především přežívání jedinců, reprodukci, populační a metapopulační strukturu a dynamiku, rozmanitost a složení společenstev a mezidruhové vztahy (Prevedello, Vieira 2010). Izolace krajinných prvků je základní geografická charakteristika, která hraje důležitou roli v ekologických invazích (Etherington 2015). Invazní rostliny vytváří nehostinné prostředí pro různá hmyzí společenstva (Vitousek et al. 1996) a tím zvyšují míru izolace vhodných biotopů (Paton 1994). Rostlinné invaze často mění i složení a strukturu vegetací, ty potom mohou zasahovat i do živočišných společenstev a ekosystémových procesů (van Hengstum et al. 2014; Litt et al. 2014). Na invazi cizích rostlin jsou mnohem náchylnější území, kde je druhová bohatost původních rostlin malá (Hejda 2013). Další šíření nepůvodních druhů do vegetace bude záviset hlavně na tom, jak se bude měnit obhospodařování krajiny (Chytrý et al. 2012).

Přesto, že invazní druhy ohrožují biodiverzitu, je zájem o pěstování určitých invazních rostlin s vysokým energetickým potenciálem (Doležalová et al. 2010). Už od 18. století, z důvodů nedostatku dřeva, se začaly pěstovat rychle rostoucí dřeviny. Introdukce dřevin přináší významné změny v druhové skladbě. V této souvislosti se začínají šířit trnovník akát (*Robinia pseudoacacia* L.) a borovice černá (*Pinus nigra*, Arnold), (Půbalová, Holkub 2015). V současné době je na území České republiky celkem minimální zastoupení introdukovaných dřevin v lesních porostech. Uvádí se asi 1,5 % lesního půdního fondu (Úradníček 2012).

Rod *Pinus* se skládá z velkého počtu druhů, z nichž některé mají velmi velký přirozený rozsah, a jsou často využívány pro lesnické účely (Richardson 2006). Dřeviny jsou introdukované po celém světě (Křivánek 2010) a způsobují změny biologické rozmanitosti v mnoha oblastech (Richardson 1998).

2. Cíl práce

Cílem bakalářské práce je formou literární rešerše (i) shrnout nejdůležitější poznatky o vlivu struktury krajiny a lesních porostů na diverzitu bezobratlých, (ii) s bližším zaměřením na dopad rostlinných invazí na bezobratlé. V praktické části práce je cílem (iii) vlastním experimentem srovnat celkovou abundanci a biomasu bezobratlých v porostech nepůvodní dřeviny borovice černé s porosty původní borovice lesní.

V rámci práce se testují tyto hypotézy, odpovídající stanoveným cílům:

- V porostech nepůvodní borovice černé je předpokládána nižší celková abundance i biomasa bezobratlých než v porostech původní borovice lesní.
- V porostech nepůvodní borovice černé je předpokládáno odlišné zastoupení jednotlivých taxonomických skupin ve společenstvu bezobratlých oproti porostům původní borovice lesní, s možností afinity některých gild (např. karnivorů) k nepůvodním porostům.

3. Literární rešerše

3.1 Vliv struktury krajiny a porostu na biodiverzitu lesních společenstev

V důsledku rapidního zintenzivnění zemědělství, dochází stále častěji k úbytku biotopů a jejich fragmentaci (Keller et al. 2013). Ta vede ke snižování rozlohy obyvatelných plošek a k jejich izolaci (Polus et al. 2007). Tento trend významně přispívá ke snižování biodiverzity a hraje jednu z hlavních rolí v poklesu početnosti mnoha druhů členovců (Keller et al. 2013). Pokles je způsoben tím, že dochází k izolaci jedinců a z toho vyplývá vznik menších subpopulací náchylnějších na místní zánik (Harrison, Bruna 1999) a případně i k narušení genetických a evolučních procesů (Frankham 1995). Je dokázáno, že druhová bohatost rostla s klesající izolovaností malých, nikoliv, velkých fragmentů. Je také prokázána korelace velikosti fragmentů s počtem druhů motýlů, pestřenek a včel (Rösch et al. 2013). Velikost i tvar ploch jsou důležité z hlediska rozšíření a dostupnosti potravy (Kovář 2012). V izolovaných biotopech může být narušena ekologická interakce dravec – kořist (Kareiva 1987). Dále může být ovlivněn přímý pohyb druhů (Kovář 2012).

3.1.1 Vliv struktury lesa na bezobratlé živočichy

Během minulého století došlo také ke změně struktury lesa, a to z otevřeného na uzavřený (Miklín, Čížek 2014; Hanula 2015). A to z důvodů účelového ohospodařování lesů. To vyústilo v odstranění starých stromů, homogenizaci prostorové a věkové struktury, a v konečném důsledku uzavření korun stromů (Miklín, Čížek 2014). V uzavřeném lese je celkový zápoj 70–100 %, který umožňuje pouze malou propustnost slunečního světla (Monroe 2016). V takovém porostu je více světla na jeho okraji než uvnitř a v korunovém patře spíše než v podrostu. V takovém typu porostu je dostatek světla pouze na jeho okraji a v korunovém patře (Vodka, Čížek 2013). Biologická rozmanitost je tedy vlivem světla v hustě zapojeném porostu vyšší u koruny (Gossner 2009). Naopak, vytrácí se druhy, jež vyžadují daleko rozvolněnější strukturu lesních porostů, s větším podílem osvětlených nižších pater a kmenů a s větší strukturovaností porostů. Ze známých příkladů můžeme uvést okáče jílkového (*Lopinga achine*, Scopoli), (Vlašánek, Konvička 2010), jasoně dymnivkového (*Parnassius mnemosyne*), (Vlašánek et al. 2012) či tesaříka obrovského (*Cerambyx cerdo* L.), (Hédl et al. 2011).

Druhová diverzita společenstev se liší v různých typech lesa (Boháč 1999). Největší rozdíly byly zjištěny mezi společenstvy polopřirozených a umělých lesních ekosystémů. Druhová diverzita v těchto umělých lesích je nízká a závisí na typu půdy, podrostu a půdní vlhkosti (Boháč 2004). Dřevinné skladby jsou základním atributem lesních ekosystémů. Jehličnaté lesy obecně poskytují méně lesního podrostu než lesy listnaté (Barbier et al. 2008).

Dalším důležitým faktorem biodiverzity v lesním ekosystému je stáří dřevin, kdy se stářím klesá poměr produkce/biomasa, nicméně stabilita porostu je velmi nízká (polomy, škůdci), (Prach 1987). Maximální diverzita v lese se dostavuje mezi 100–120 lety, kdy jsou přítomny jak druhy pionýrské, tak druhy zralých sukcesních stádií (Kovář 2012). I práce Lange et al. (2014) potvrzuje, že se stářím dřevin roste diverzita společenstev.

Pro lesní ekosystém má i značný význam prostorové uspořádání stromů vytvářejících stromové patro, které často určuje i prostorové uspořádání maloplošných jednotek (mikrofytocenóz) bylinného patra (Kovář 2012). Vyšší počet druhů stromů a komplexnější vertikální struktura lesa je předpokladem silnější ekologické stability

ekosystému (Zaitsev 2014). Produktivita živočichů je jednoznačně vyšší na okrajích než v interiéru plošných formací (Vodka, Čížek 2013; Kovář 2012). Na okraji porostu bylo více druhů nalezeno v úrovni keřového patra než v koruně. Naopak uvnitř porostu byl trend obrácený a to z důvodu přítomnosti slunečního záření, na okraji lesa je ho více v nižších patrech a uvnitř lesa je ho více v korunách (Vodka, Čížek 2013).

Obnova tradičních forem lesnictví (zejména vzácných typů hospodaření jako je pařezání nebo tvorba středního lesa) a aktivit spojených s extenzivním hospodařením v lesích (hrabání opadu, lesní pastva, ...) bude mít pozitivní efekt na biodiverzitu lesů, nížin a teplých pahorkatin a napomůže k navrácení vymírajících druhů (Hédl et al 2011; Müllerová et al. 2014). Předpokladem je úprava druhové, věkové a prostorové skladby a někde také genetické struktury porostů změněných člověkem (Schwarz 2013). Je důležité znát vlivy managementu na druhové složení a biologickou rozmanitost lesů (Müllerová et al. 2015). Pro zvýšení biodiverzity se v posledních letech uplatňuje prořezávání lesních porostů (Fuller 2013) a opětovná zavedení hospodaření formou pařezin (Müllerová et al. 2015). Je snaha o navrácení nízkých a středních lesů. Hlavním důvodem úvah o renesanci nízkého (pařezin, lesů výmladkového původu) a středního lesa je především prosvětlený charakter těchto porostů a na něj vázaná skupina rostlinných druhů a hmyzích společenstev (Utinek 2014). To má za následek navrácení druhů nižších pater lesa, které vymizely v důsledku velkého zastínění (Fuller 2013). I v běžných hospodářských lesích by obhospodařování mělo napodobovat přirozené procesy včetně ponechávání neživé části dřevní hmoty v porostu (Prach et al. 2009). Mrtvé dřevo velice zásadně ovlivňuje tok látek, energie a cyklus živin v lesním ekosystému (Drozd 2015). Takové prostředí by mělo vyhovět nárokům velké části lesních organismů v daných klimatických podmínkách, a to včetně ohrožených druhů. Vhodné podmínky by zde mohla nalézt i podstatná část bioty vázané v současnosti na prostředí lesů permanentně prosvětlovaných hospodařením (Hofmeister 2014).

V dnešní době existují lesní rezervace bez zásahů, které mají sloužit k ochraně druhů (Toigo et al. 2013). Bezzásahový režim se postupně stává důležitou součástí ochrany biodiverzity lesních stanovišť vysokých a azonálních poloh, dosud však v malé míře těch, které byly činností člověka v minulosti výrazně pozměněny (Hofmeister 2014). Cílem je udržet druhově bohaté, "přirozené", "zdravé" a hospodárné lesy (Gamborg, Larsen 2003). Dosud bylo v ČR vyhlášeno devět lokalit bezzásahových lesů

s celkovou rozlohou 657 ha. Pouze dvě (Tajga – Slavkovský les a Javorina - Bílé Karpaty), z dosud vyhlášených území, zaujímají rozlohu větší než 100 ha, což je pro účinnou ochranu spontánně se vyvíjejících lesů a druhů organismů na ně vázaných nepochybně málo (Hofmeister 2014).

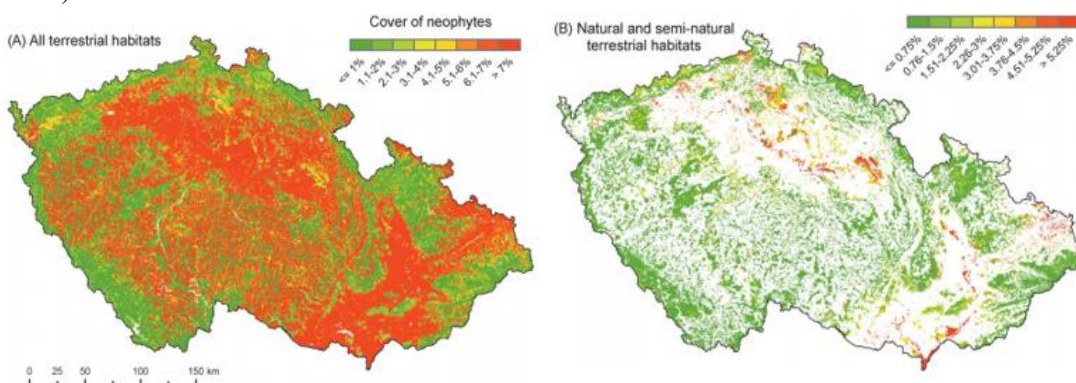
3.2 Ekologické invaze

Nepůvodní (= zavlečený) druh je druh, který se do daného území dostal ze svého původního areálu vlivem činnosti člověka, anebo se sem rozšířil přirozenou cestou z jiného území, kde je nepůvodní. Ale invazní druh je naturalizovaný druh, který se v území rychle šíří na velké vzdálenosti od mateřské populace (Chytrý, Pyšek 2009a).

První pokusy s introdukcí cizích dřevin do České republiky byly zaměřeny především na oživení zámeckých výsadeb a parků. Pozdější hledisko bylo hospodářské, tedy vyšší produkce introdukovaných dřevin v porovnání se dřevinami domácími (Kaňák 2004). Na území České republiky najdeme velké množství výsadeb introdukovaných dřevin (Černá, Hamerlík 2004). Celkový počet u nás pěstovaných nepůvodních druhů dřevin je 4 360 (Mlíkovský, Stýblo 2006). Závažnost tohoto problému se výrazně zvýšila v posledních několika desetiletích, s rychlým nárůstem zalesňování a změn ve využívání půdy (Richardson 1998).

Česká republika je z hlediska rostlinných invazí jednou z nejlépe prozkoumaných evropských zemí. 1400 nepůvodních druhů registrovaných v České republice tvoří asi třetinu celé flóry. Podle doby zavlečení se jedná o více než 300 archeofytů (druhů zavlečených od neolitu do středověku) a přes 1000 neofytů (Obr. č. 1) tedy druhů zavlečených v novověku (Pyšek et al. 2012).

Obrázek č. 1: Úroveň invaze neofyty v České republice, měřeno jako celkový výskyt ve vegetacích (A) na celém území (B) v přirozených a polopřirozených stanovištích (Chytrý et al. 2009).



Biologické invaze jsou jednou z hlavních hrozeb pro přírodní ekosystémy (Hartley et al. 2010). Na nové místo se invazní druhy dostaly postneolitickým působením člověka, samostatně se rozmnožují, masově se šíří, vytvářejí husté porosty (Marková, Hejda 2011). Téměř při každém transportu dochází k přenosu rostlin, živočichů ale i škůdců, chorob a parazitů (Nentwing 2014). Mohou mít nejen závažné důsledky pro biodiverzitu invadovaných území, ale také mohou působit ekonomické škody i negativně ovlivňovat lidské zdraví (Chytrý, Pyšek 2009a). Invazní druh bude mít větší úspěch v napadání stanovišť, pokud nezaznamená silnou konkurenci k přístupu k dostupným zdrojům, jako je například světlo, živiny a voda (Davis et al. 2000). Invaze cizích rostlin i živočichů omezuje v určitých svých projevech druhy na území původní, snižuje se u nich možnost využívání zdrojů, klesá počet jedinců a v krajním případě mohou některé druhy i vymizet (Nentwing 2014).

Ekosystémy se liší v jejich přirozené náchylnosti k invazím. Pouště, polopouště, tropické suché lesy a lesy, polární systémy a otevřené moře se zdají být nejméně citlivými. Zatímco smíšené ostrovní systémy, jezera, řeky a hlubinná zóna moře se zdají být nejcitlivější (Heywood 1995). Na invazi cizích rostlin jsou mnohem náchylnější také území, kde je druhová bohatost původních rostlin malá, naproti tomu oblasti s vysokou druhovou diverzitou jsou stabilnější, jelikož dochází ke kompletnímu obsazení všech vhodných nik a tím není vytvořen prostor pro invazi cizích druhů (Hejda 2013). Počty nepůvodních druhů se však s rostoucí nadmořskou výškou zmenšují mnohem rychleji než počty původních druhů. Nížiny jsou tedy obvykle silně invadovány, zatímco horské oblasti mají nepůvodních druhů málo (Chytrý, Pyšek 2009a). Hlavními faktory, které vysvětlují distribuci invazních druhů rostlin, jsou typ habitatu, klimatické faktory, stabilita sledované plošky v čase a struktura okolního krajinného pokryvu (Basnou et al. 2015). Další šíření nepůvodních druhů do vegetace bude záviset hlavně na tom, jak se bude měnit obhospodařování krajiny (Chytrý et al. 2012).

K 1. lednu 2015 vstoupilo v účinnost Nařízení EP a Rady č. 1143/2014 o prevenci a regulaci zavlékání či vysazování a šíření invazních nepůvodních druhů, které stanovuje základní pravidla k nejvíce problematickým invazním druhům z hlediska EU. Nařízení zavádí mimo jiné kritéria hodnocení rizik, stanovení seznamu invazních druhů, omezení a režim případných výjimek, povinnost sledování, eradikace či regulace atp. Dílčí aspekty nakládání s nepůvodními druhy řeší rovněž Nařízení Rady

(ES) 708/2007 o používání cizích a místně se nevyskytujících druhů v akvakultuře (MŽP 2015).

Česká republika omezuje šíření nepůvodních druhů například zákonem č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, ve znění pozdějších předpisů. Je zakázáno záměrně rozšiřovat geograficky nepůvodní druh rostliny, resp. je to možné pouze na základě povolení orgánu ochrany přírody (nehospodaří-li se podle schváleného lesního hospodářského plánu apod.). Na problematiku šíření invazních nepůvodních druhů se vztahuje i zákon č. 289/1995 Sb. (lesní zákon), ve znění pozdějších předpisů (Doležalová 2010).

3.2.1 Vliv introdukovaných rostlin na bezobratlé živočichy

Mnoho studií dokazuje vliv introdukovaných rostlin na biodiverzitu hmyzu (Gerber et al. 2008; van Hengstum et al. 2014; Litt et al. 2014). A to jejich zásadní rolí při přenosu energie z rostlin do vyšších trofických úrovní (Heleno et al. 2009). Dále ovlivňují diverzitu prostřednictvím narušení biotických interakcí nebo změn v abiotických charakteristikách ekosystému (Mack et al. 2000). Porosty s větším zastoupením nepůvodních druhů rostlin mají nižší biomasu hmyzu na metr čtvereční (Heleno et al. 2009).

V České republice se invazní druhy (neofyty) častěji nacházejí v lesích nebo na disturbované dřevinné vegetaci (Chytrý, Pyšek 2009b). U dřevin platí, že dominantní, nativní stromy budou mít větší zastoupení druhů hmyzu oproti nově zavedeným (Southwood 1961). Heleno et al. (2009) ve své práci dokazují, že druhová bohatost rostlin a hmyzu sice klesala s úrovní rostlinných invazí, ale množství hmyzu nebylo významně ovlivněno. Negativní dopad invazních rostlin může být zapříčiněn obsahem glukosinulátů v rostlinách. Rozdíly v obsahu těchto látek v původní a invazní rostlině, mohou mít negativní vliv na potravní strukturu herbivorů v dané lokalitě (van Leur et al. 2008). Herbivorní bezobratlí se jsou schopny lépe přizpůsobit nepůvodním rostlinám, pokud jsou fylogeneticky příbuzné původním hostitelským druhům, tedy mají podobné chemické složení. A proto se u nich předpokládá menší dopad na potravní generalisty než specializované monofágy (Burghardt et al. 2010). Invazní rostliny mohou odlišně působit na různé skupiny bezobratlých (Litt et al. 2014). Pokud herbivoři nesdílejí evoluční historii s rostlinou, nemusí být schopni rostlinu potravně využívat (Tallamy 2004). Nejméně 90 % všech hmyzích herbivorů se živí rostlinami

pouze jednoho druhu popřípadě z téhož rodu (Bernays, Graham, 1988). Například převážně herbivorní skupina motýlů (*Lepidoptera*) je vázána na rostliny z hlediska reprodukce i potravy (Thompson, Pellmyr 1991). Preference pro určité druhy rostlin mohou být založeny na chemických podmínkách pro kladení vajíček nebo vlastnostech, které ovlivňují larvální růst a vývoj, jako je velikost rostlin, blízkost jiných hostitelských rostlin, ale i konkrétní mikroklimatické podmínky (Thompson, Pellmyr 1991). Například Burghardt et al. (2008); de Groot et al. (2007); Harris et al. (2004) nebo Moron et al. (2009) ve svých pracích dokazují negativní dopad rostlinných invazí na motýly. Některé studie ale poukazují na to, že spíše než druhové složení rostlin ovlivňuje diverzitu herbivorů struktura porostů (Highland et al. 2013).

Karnivorní skupina bezobratlých živočichů, je další skupinou, kterou ovlivňují rostlinné invaze. Karnivoři nejsou ovlivněni přímo, ale spíše nepřímo prostřednictvím změn v potravním řetězci nebo z důvodu změny struktury porostu (Pearson 2009). Mezi karnivory patří například pavouci (*Aranae*), většina síťokřídlých (*Neuroptera*), některé druhy brouků (*Coleoptera*), blanokřídlí (*Hymenoptera*) a některé mouchy (*Diptera*) (Triplehorn, Johnson 2005). Někteří blanokřídlí, například zástupci čeledi hrabálkovitých (*Pompilidae*), jsou vázáni pouze na určitý druh specializované potravy, a proto jsou ovlivněni invazními rostlinami silněji než draví generalisté. To je dobře patrné u sršňovitých (*Vespidae*) majících velice pestrou potravní strategii a proto se mohou hojněji vyskytovat i v porostech invazních rostlin (Samways et al. 1996). Zvýšení početnosti v invazních rostlinách bylo obecně prokázáno u pavouků (Ellis et al. 2000). Struktura porostů invazních rostlin jim umožňuje lepší podmínky pro tvorbu pavučin a větší pravděpodobnost zachycení kořisti (Litt et al. 2014). Ale ne v každých porostech invazních rostlin bylo navýšení pavouků prokázáno. Například v porostech plevuňky (*Alternanthera philoxeroides*) byla hojnost snížena až o 64 % (Bassett et al. 2012).

Detritofágní druhy mohou ze všech funkčních skupin bezobratlých, nejvíce těžit z invazních porostů. A to z důvodů velkého množství tlející vegetace v porostech invazních rostlin, která jim poskytuje větší množství potravy a lepší mikroklimatické podmínky (Longcore 2003). Mezi detritofágy řadíme například chvostokoky (*Collembola*), některé sekáče (*Opiliones*), a některé skupiny brouků a dvoukřídlých (*Diptera*), (Triplehorn, Johnson 2005). Napříč studiemi jejich četnosti v porostech invazních rostlin vzrostly až o 64 % (Litt et al. 2014).

Ve snaze omezit vlivy invazních druhů jsou lepší preventivní opatření, které bývají snazší a účinnější než snahy o vyřešení vzniklých problémů, tj. odstranění rozšířených invazních druhů (Marková, Hejda 2011). Tato opatření vedou k rychlému navrácení různých druhů bezobratlých živočichů (Gratton, Denno 2005).

3.3 Borovice černá

Jedná se o dřevinu se širokou korunou, bujným vzrůstem, dlouhými silnými větvemi a tuhými tmavozelenými jehlicemi (Žabka 1939). Borovice černá roste na různých geologických podkladech od bazických až po kyselé a vulkanické (Isajeva et al. 2004). Borovice černá je přizpůsobena mnoha typům půd a topografickým stanovištím. V původním areálu se dělí podle topografie do tří geografických skupin: západní, střední a východní Evropa (Krugman, Jenkinson 1974). Jedná se o druh vyžadující světlo, který není tolerantní ke stínu, ale je odolný k větru a suchu (Novotný et al. 2012). Borovice černá může dosáhnout výšky 20–50 m, výčetní tloušťky i přes 1 m a věku 160–360 let, podle některých údajů možná až 1000 let (Musil, Hamerník 2007). Má nízké požadavky na půdu a je často používána pro zalesňování v místech s nedostatkem živin (Grossoni 2014). Ve studii Jiřího Šindeláře a Josefa Frýdla (2004) je borovice černá popisována jako dřevina s pozitivní produkční schopností, horší jakostí dřeva, dobrou mírou přizpůsobení se stanovišti, velmi negativním dopadem na půdu a s velmi pozitivní citlivostí ke změně klimatu. Dřevo borovice černé je trvanlivé, bohaté na pryskyřici a lehce zpracovatelné. V oblastech svého tradičního výskytu bylo využíváno ve stavebnictví, tesařství, k výrobě překližek, kůlů, sloupů, obalů, pražců, vlákniny a papíru (Novotný et al. 2012). Stále více se používá k výsadbě pro zlepšení životního prostředí městských a průmyslových oblastí, z důvodů rychlého růstu a odolnosti k imisím (Barrick et al. 1979) a vysoké adaptaci na suchu a kouř, který obsahuje oxid siřičitý (Caput et al. 1978).

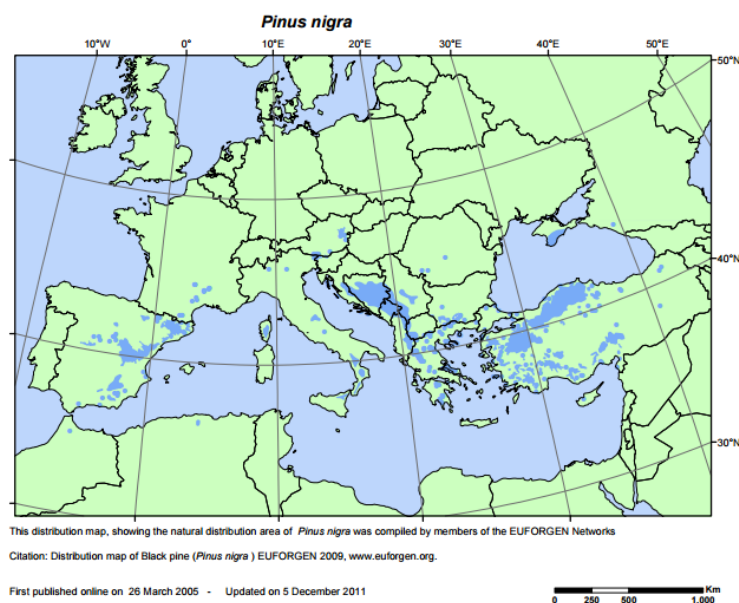
Borovice černá je mírně invazivní druh, který je považovaný za naturalizovaný druh v osmi a invazivní nejméně v šesti zemích na světě (Richardson, Rejmanek 2004). Největší pokles abundance bezobratlých v porostech borovice černé byl pozorován u polokřídělých (*Hemiptera*), chvostoskoků (*Collembola*) a blanokřídělých (*Hymenoptera*), (s výjimkou mravencovitých *Formicidae*) a rovnokřídělých (*Orthoptera*). Dvoukřídělý byl jediný taxon, kde byla hojnost pozitivně korelována s rostoucí hustotou jehličnanů. Brouci, blanokřídělí (mravencovití) a pavouci, nebyli nijak ovlivněni změnami v hustotě jehličnatého porostu (Pawson et al. 2010).

Vliv introdukce jehličnanů na bezobratlé závisí hlavně na hustotě introdukované dřeviny a na stáří dřevin (Pawson et al. 2010). Některé znaky, jako malá velikost semen, rychlý růst sazenic, vysoká míra přežití juvenilů a krátké juvenilní období, jsou velkou výhodou pro invazivní potenciál jehličnanů (Buckley et al. 2003). Introdukované jehličnany mají obecně za následek úbytek bezobratlých a to i s rostoucím věkem dřeviny (Mgobozi et al. 2008) a také byl dokázán negativní vliv na velikost těl brouků (Coetzee et al. 2007).

3.3.1 Areál rozšíření

Areál přirozeného výskytu borovice černé (obr. 2) zaujímá území 3,5 mil. ha od severní Afriky přes jižní Evropu až do Malé Asie (Novotný et al. 2012). Roste hojně v celé jižní Evropě. Na východní polovině Španělska, v jižní Francii, Itálii, na jihu Jugoslávie, západním Rumunsku, Bulharsku a Řecku, na Balkánském poloostrově, na východ až k jižnímu Rusku na Krymu a na jih do Turecka a na ostrovech Kypr, Sicílii a Korsika, ale také v Alžírsku a Maroku (Mirov 1967). Vyskytuje se i v Nové Anglii a USA (York, Littlefield 1942). V mimoevropských oblastech se chová invazně, přičemž proniká do travin, pobřežních dun a suchých lesů (Křivánek 2006).

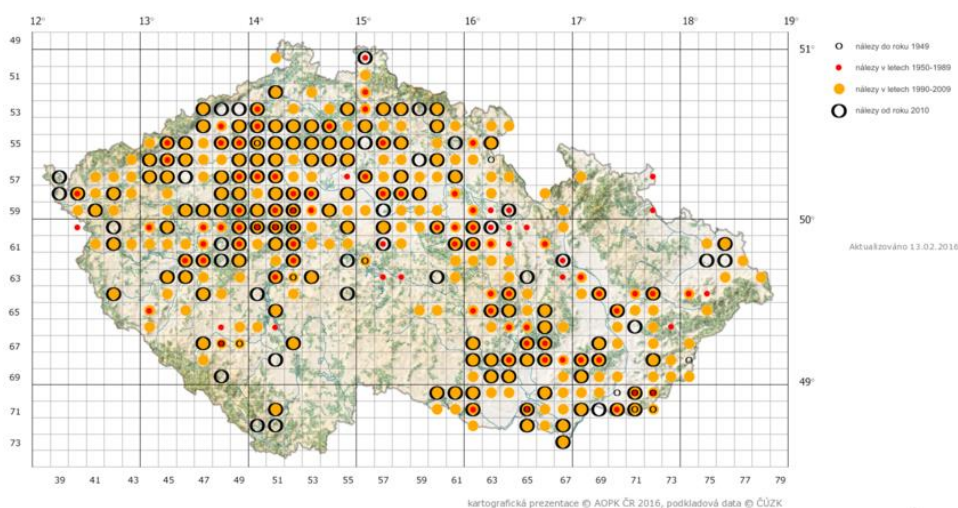
Obrázek č. 2: Světový areál rozšíření borovice černé (*Pinus nigra*), (EUFORGEN 2009).



3.3.2 Rozšíření v České republice

Do ČR byla patrně prvně dovezena v roce 1796. Její hojnější výsadby probíhají zejména od 19. století (Mlíkovský, Stýblo 2006). V současnosti se vyskytuje (obr. č. 3) zejména v Českém krasu, Brdech, Kladenské pahorkatině, na Křivoklátsku, v Českém středohoří, Podkrušnohoří, předhoří Českomoravské vrchoviny, na Hodonínsku a Ostravsku, ojediněle pak i v dalších oblastech (Beran, Šindelář 1996). V našich podmínkách se jedná o pionýrskou dřevinu s roztroušeným výskytem, která proniká do přirozených a polopřirozených společenstev mezofilních a xerofilních křovin, xerothermních doubrav, dubohabřin a skalních trávníků na vápencích (Novotný et al. 2012). Dle katalogu invazních rostlin ČR se jedná o naturalizovaný druh (Pyšek et al. 2002).

Obrázek č. 3: Areál rozšíření borovice černé (*Pinus nigra*) v České republice (AOPK ČR 2016)



3.3.3 Borové hospodaření

Bory jsou azonální společenstva, která se postupně vyvíjela od preboreálu, a zůstala přirozeně zachována na extrémních stanovištích s omezenou konkurencí listnatých dřevin (Mikeska 2006). Jedná se o porosty na velice chudých půdách, na místech s nedostatkem vlhkosti nebo naopak o porosty rostoucí v polohách trvale ovlivněných vodou nebo v oblastech s nepříznivými klimatickými podmínkami s vysokými teplotními rozdíly mezi létem a zimou (Bílek 2002). Borovice v důsledku řídkého korunového zápoje vytvářejí světlé porosty s dostatkem světla v podrostu. To se projevuje tím, že se v úrovňové a v podúrovňové vrstvě stromového patra a

v křovinném patře častěji vyskytují listnaté dřeviny. Například bříza bělokorá (*Carpinus betulus*), ptačí zob obecný (*Ligustrum vulgar*). Bylinné patro je obecně velmi chudé, najdeme tam například věsenku nachovou (*Prenanthes purpurea*) nebo hasivku orličí (*Pteridium aquilinum*), (Kontriš et al. 2008). Borové hospodářství přirozených borových stanovišť je v ČR plošně zastoupeno asi čtyřmi procenty (Mauer 2002). Pasečné hospodářství v lese na těchto přirozeně nejchudších stanovištích je ekonomiky značně ztrátové a proto je třeba ponechat les přirozenému vývoji (Řezáč 1998).

Opakem lesa s přirozeným vývojem jsou monokultury. Jehličnatých monokultur se u nás v současné době vyskytuje asi 31 % (Blahutová 2012). Přínosem pěstování jehličnatých monokultur je zvýšení produkce dřeva (Kirby, Watkins 1998), nevýhodou je zvýšení nebezpečí škod abiotickými i biotickými vlivy a riziko možné degradace stanovišť (Souček 2006), degradace a okyselování půd, snížení retence vody (Fanta 2007), podzolizace půd a tím i snížení produkčního potenciálu půd, a samozřejmě i pokles biologické rozmanitosti lesních porostů. Kvůli těmto změnám mnoho lesních druhů rychle ubývá a jsou ohrožené nebo dokonce vyhynulé (Farkač et al. 2005). Produkce dřeva je ale maximální, stejně jako množství energie nezbytné k jejímu zajištění. Tento způsob hospodaření byl ještě v nedávné minulosti poměrně široce aplikován také v chráněných územích (Čížek 2012). V dnešní době dochází k tzv. přestavbě borových monokultur hlavně na místech, kde by borovice v potenciálně přirozené vegetaci chyběla, nebo měla okrajové zastoupení (Bercha 2006).

4. Metodika

4.1 Výběr lokalit

Studie byla provedena v porostech původní borovice lesní a v porostech nepůvodní borovice černé v západní části středních Čech. Lokality se nacházejí v blízkosti obcí Zdice, Beroun a Praha-západ (Příloha č. 1), celkově v oblasti o rozloze cca 439 km². Na území bylo vytyčeno celkem 35 ploch (18 ploch borovice černé a 17 s borovicí lesní) o rozměrech 100×100 m. Pro každou plochu byla charakterizována diverzita habitatů v blízkém okolí a to pomocí programu ArcGis 10.2 (ESRI 2011). Kolem každé plochy byl vytyčen kruh o poloměru 500 m (pomocí funkce buffer) a vektorizací

leteckého snímku stanoven celkový podíl biotopů v okolí 500 m od středu lokality (Štrobl 2015), (Příloha č. 2 a č. 3). Byl určen celkový podíl skal, lomů, obnažených ploch a sutí (**skály**), podíl trvale travních porostů (**TTP**), podíl intravilánu včetně sadů, zahrad a městské zeleně (**intravilan**), dále podíl orné půdy (**orna_puda**), lesostepních biotopů (**lesostep**), vodních biotopů (**voda**), podíl všech lesních porostů (**lesni_p**) a podíl jehličnatých (**jehl**) a listnatých porostů (**list**).

4.2 Vegetační charakteristiky studijních ploch

Na každé lokalitě byly stanoveny terénní pochůzkou vegetační charakteristiky popisující strukturu porostů (Štrobl 2015). Byl stanoven podíl hlavní zkoumané dřeviny (**hl_drev**), ostatních dřevin (**vedl_drev**) a věk porostu (**age**) dále se stanovil podíl bylin do 0,5 m (**B1**), bylin nad 0,5 m (**B2**), keřů vysokých 1–5 m (**K**), stromů 5–10 m vysokých (**S1**), stromů nad 10 m výšky (**S2**), stromů do průměru 20 cm (**Sa**), stromů o průměru 20–50 cm (**Sb**) a podíl stromů o průměru nad 50 cm (**Sc**) a podíl korunového patra (**kor_pat**), pokryvnosti korun stromů S2 (**pokr**), světlin na ploše (**svetlina**) počet suchých stromů na ploše (**such_str**) a počet padlých stromů na ploše (**padl_str**), (Příloha č. 4 a č. 5).

Pro minimalizaci okolních vlivů na abundanci a biomasu bezobratlých na zkoumaných plochách byly dále stanoveny geomorfologické charakteristiky: sklon (**sklon**) expozice svahu (**orient**) a nadmořská výška (**nadm_vyska**) středu vytyčené lokality (Příloha č. 4 a 5).

4.3 Sběr dat

Sběr dat byl proveden od dubna do listopadu roku 2015 a byl proveden stejným dizajnem a metodikou, jako v případě studie zaměřené na diverzitu hmyzu v akátových porostech (Štrobl 2015). Odchyt bezobratlých byl založen na metodě lákání hmyzu na světelné zdroje pomocí přenosných světelných lapačů (Štrobl 2015). Lapače byly umístěny do středu lokality vždy na všech lokalitách ve stejný den (exponovány v čase před setměním až do svítání) s intenzitou jedné sběrací noci za měsíc. Daný dizajn umožnil standardizaci krátkodobých efektů mající vliv na aktivitu nočního hmyzu (Yela, Holyoak 1997).

Použitý přenosný světelný lapač je tvořen sběrnou plastovou nádobou, trychtýřem, skrz který padá hmyz po nárazu do zábran z plexiskla připevněných na sběrné nádobě. Na zábranách je připevněn zdroj světla (LED s podporou UV záření s celkovou

svítivosti 400 lm na lapač) lákající hmyz z okolí maximálně několika desítek metrů (Truxa, Fiedler 2012). Zdroj světla je napájen 12 V lithiovou baterií. Pod trychtýřem je umístěna lahvička s knotem, ze kterého uniká chloroform a usmrcuje lapený hmyz.

Odchycený vzorek hmyzu byl umístěn do papírových pytlíků s označením doby sběru a lokality a následně v laboratorních podmínkách zamrazen. Veškeré vzorky byly roztrženy a determinovány do těchto skupin: pavouci (*Aranea*), švábi (*Blattodea*), brouci-podřád adephágní (*Coleoptera-Adephaga*), brouci-podřád polyphágní (*Coleoptera-Polyphaga*), škvoři (*Dermaptera*), dvoukřídli-podřád dlouhoroží (*Diptera-Nematocera*), dvoukřídli-podřád krátkoroží (*Diptera-Brachycera*), jepice (*Ephemeroptera*), mery (*Psylloidea*), křísi (*Auchenorrhyncha*), mšice (*Aphidoidea*), ploštice (*Heteroptera*), blanokřídli-podřád štíhloparí (*Hymenoptera-Apocrita*), blanokřídli-podřád široparí, (*Hymenoptera-Symphyla*), motýli (*Lepidoptera*), srpice (*Mecoptera*), síťokřídli (*Neuroptera*), sekáči (*Opilioni*), rovnokřídli (*Orthoptera*), pisivky (*Psocoptera*), dlouhošijky (*Raphidioptera*) a chrostíci (*Trichoptera*). K jednotlivým skupinám byla vyjádřena celková abundance jedinců.

Pro stanovení biomasy jednotlivých skupin byly roztržené vzorky zvlášť vloženy do papírového pytlíčku a 12 hodin při 80 °C sušeny (Langevelde et al. 2011). Poté byla na analytických vahách vážena celková biomasa s přesností na čtyři desetinná místa.

4.4 Statistická analýza dat

4.4.1 Vegetační charakteristiky porostů

Prvním krokem analýzy bylo formou mnohorozměrné statistiky v programu Canoco 5.0 (ter Braak, Šmilauer 2012) otestovat, zda se porosty nepůvodní borovice černé od porostů borovice lesní liší vegetační strukturou porostu. Do analýz jednotlivé vegetační charakteristiky zájmových ploch vstupovaly jako druhová data a typ porostu jako environmentální proměnná. Nejdříve byl testován vliv geografické pozice ($N+N^2+E+E^2+N:E$) na vegetační strukturu porostů pomocí forward selekce Monte-Carlo permutačním testem (999 permutací) a případné průkazné proměnné vstupovaly jako kovariáta do dalšího modelu. Metodou redundanční diskriminační analýzy (RDA) byla testována vegetační struktura zájmových ploch v závislosti na typu porostu.

4.4.2 Počty jedinců a biomasa

Veškeré lineární analýzy byly provedeny v programu R (R Development Core Team,

2012). Nejdříve byla pomocí ANOVA modelů testována průkaznost jednoduchých vztahů porostu (**porost** – borovice lesní, borovice černá) a celkové abundance (**počet** – celkový počet všech odchycených jedinců ze všech skupin pro každou lokalitu) a celkové biomasy bezobratlých (**biomasa**). Vysvětlované proměnné (celkový počet jedinců na jednotlivých plochách a celková biomasa) byly převedeny na logaritmické měřítko.

V dalším kroku byl testován model vlivu geografické pozice $(N+N^2)+E+E^2)+N:E$; N – severní zeměpisná šířka, E – východní zeměpisná délka středu jednotlivých ploch) na celkovou abundanci a biomasu bezobratlých (Titeux et al. 2004). Pomocí backward selekce byl model zjednodušen na minimální adekvátní model, mající pouze signifikantní členy. Tyto pak případně vstupovaly do následných modelů jako kovariáty popisující charakter prostorově vázaných autokorelací.

Následně byly pomocí lineárních modelů testovány vztahy vegetačních a environmentálních charakteristik k abundanci a biomase bezobratlých včetně jejich polynomů. Z průkazných proměnných byl dle podílu vysvětlené variability sestaven tzv. maximální model, přičemž jako první vstupovaly jako případná kovariáty průkazné členy geografické polohy ploch. Tento model byl pomocí backward selekce zjednodušen na minimální adekvátní model (MAM). Nakonec byla k minimálnímu adekvátnímu modelu přiřazena proměnná porost (borovice černá, borovice lesní) a tento nový model byl porovnán s MAM. Pokud dochází v modelu k průkazné změně, typ porostu má vliv na abundanci a biomasu bezobratlých (Čížek et al. 2013).

4.4.3 Diverzita a rozložení biomasy sledovaných skupin bezobratlých

Vliv typu porostu na diverzitu a biomasu sledovaných skupin bezobratlých byl počítán v programu Canoco 5.0. V prvním kroku analýzy byl pomocí forward selekce Monte-Carlo permutačním testem (999 permutací) testován vliv environmentálních proměnných včetně geografické pozice $(N+N^2+E+E^2+N:E)$ na diverzitu a biomasu jednotlivých skupin bezobratlých. Následně byl pomocí parciální redundanční diskriminační analýzy (**parciální RDA**) analyzován vliv porostu (borovice lesní, borovice černá) na diverzitu a rozložení biomasy bezobratlých, kdy do modelu vstupovaly z předchozí forward selekce průkazné proměnné jako kovariáty (*species~covariables | porost*).

5. Výsledky

5.1 Celková abundance a biomasa bezobratlých živočichů

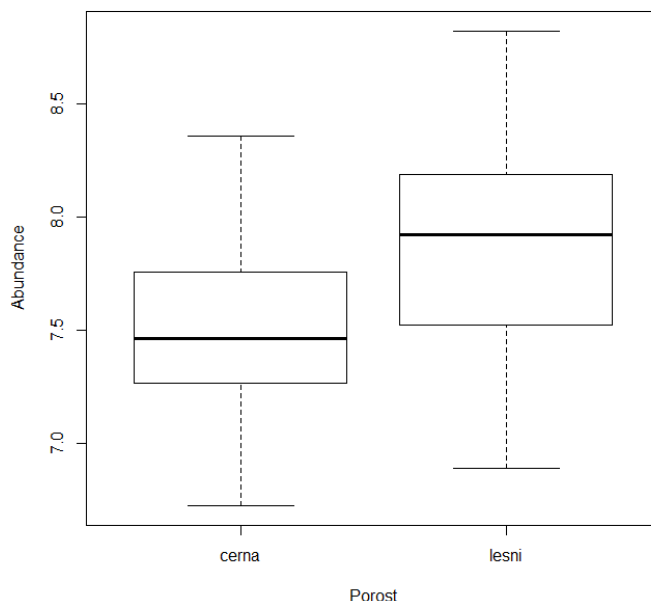
Celkově bylo ve všech porostech odchyceno 88 720 jedinců. V porostech borovice černé bylo odchyceno celkem 37 340 jedinců a v porostech borovice lesní 51 380 jedinců bezobratlých (Tabulka č. 1).

Tabulka č. 1: Celkový počet jednotlivých skupin odchycených bezobratlých živočichů na lokalitách.

Skupina bezobratlých živočichů	Borovice lesní (ks)	Průměr (±SD)	Borovice černá (ks)	Průměr (±SD)	Celkem (ks)
Arane	714	42 (±45,55)	1045	58,06 (±54,36)	1759
Blattodea	173	10,18 (±8,61)	115	6,39 (±6,76)	288
Adephaga	41	2,41 (±2,87)	117	6,5 (±5,80)	158
Polyphaga	4148	244 (±145,88)	2584	143,56 (±55,01)	6732
Dermaptera	31	1,82 (±2,48)	26	1,44 (±1,92)	57
Brachycera	4741	278,88 (±326,6)	1153	64,06 (±51,90)	5894
Nematocera	14323	842,53 (±908,37)	6778	376,56 (±321,89)	21101
Ephemeroptera	44	2,59 (±4,19)	103	5,72 (±13,65)	147
Psylloidea	113	6,65 (±12,22)	61	3,39 (±4,35)	174
Auchenorrhyncha	1357	79,82 (±67,50)	843	46,83 (±43,13)	2200
Aphidoidea	311	18,29 (±17,83)	91	5,06 (±5,39)	402
Heteroptera	990	58,24 (±96,01)	362	20,11 (±19,24)	1352
Apocrita	1141	67,12 (±43,70)	702	39 (±21,03)	1843
Symphyta	1	0,06 (±0,2)	0	-	1
Lepidoptera	21712	1277,18 (±512,94)	20797	1155,39 (±594,84)	42509
Mecoptera	27	1,59 (±2,99)	10	0,56 (±1,12)	37
Neuroptera	312	18,36 (±12,35)	449	24,94 (±27,21)	761
Opilionida	76	4,47 (±6,94)	32	1,78 (±2,53)	108
Orthoptera	39	2,29 (±2,49)	186	10,33 (±7,43)	225
Psocoptera	218	12,82 (±16,48)	173	9,61 (±7,92)	391
Raphidioptera	1	0,06 (±0,24)	1	0,06 (±0,23)	2
Trichoptera	867	51 (±38,07)	1712	95,11 (±57,80)	2579

Pomocí jednoduchého ANOVA modelu (**porost**) byl zjištěn pouze marginálně signifikantní vliv typu porostu (borovice lesní, borovice černá) na celkovou abundanci bezobratlých (**F = 3,88; df = 1, p = 0,082**) (Obrázek č. 4). Průměrný počet odchycených na lokalitu činí v porostech borovice černé 1697,273 ±4414,654 ks a v porostech borovice lesní 2335,455 ±5230,715 ks.

Obrázek č. 4: Celkový počet abundance v závislosti na typu porostu.



Při testování efektu geografické pozice nebyl zjištěn průkazný vztah mezi proměnnými popisující vzájemnou geografickou pozici a počtem druhů. V jednoduchých testech lineárních modelů charakteristik okolí lokalit, měly průkazný vliv na abundanci pouze proměnné nadmořská výška (**nadm_vyska**), podíl intravilánu (**intravilan**), sklon (**sklon**) a voda (**voda**). Tyto proměnné vstupovaly do plného modelu jako kovariáty ve tvaru: $lm(\log(pocet) \sim nadm_vyska * intravilan * voda * sklon)$. Pomocí backward selekce byl z tohoto modelu získán minimální adekvátní model (MAM): $lm(\log(pocet) \sim nadm_vyska + intravilan + voda + sklon + nadm_vyska:intravilan + nadm_vyska:sklon + intravilan:sklon + voda:sklon)$.

Průkazný vliv měla i proměnná podíl bylin do 0,5 m (**B1**), který se přidal do minimálně adekvátního modelu. Průkazné proměnné z tohoto modelu jsou zobrazeny v Tabulce č. 2. Poté byl připojením proměnné porost, vytvořen nový model (MAM-POROST), který byl porovnán s MAM, přičemž nedošlo k průkazně signifikantní změně mezi modely. Typ porostu i po odfiltrování průkazných kovariát neměl vliv na celkovou abundanci bezobratlých. Celkový počet jedinců byl dále ovlivněn podílem bylin vysokých do půl metru. Ten ale působil negativně, se snižujícím se podílem bylin, rostl počet jedinců.

Tabulka č. 2: Průkazné proměnné z analýzy testování jednoduchých lineárních modelů jednotlivých environmentálních proměnných (lm(pocet_druhu~X+X2); * p < 0,05, ** p < 0,01, *** p < 0,001; nadm_vyska – nadmořská výška lokalit, intravilan – intravilán včetně sadů, zahrad a městské zeleně, voda – vodní biotopy, sklon – sklon lokalit, B1 – podíl bylin do výšky půl metru.

Proměnná (> F)	Df	Sum sq	Mean sq	F	Pr
nadm_vyska	1	3.16	3.16	23,54	***
intravilan	1	0.67	0.67	5.01	*
voda	1	0.19	0.19	1.42	
sklon	1	0.39	0.39	2.91	.
nadm_vyska:intravilan	1	0.05	0.05	0.41	
nadm_vyska:sklon	1	0.79	0.79	5.88	*
intravilan:sklon	1	0.40	0.40	3.04	.
voda:sklon	1	0.79	0.79	5.93	*
B1	1	0.26	0.26	1.30	

Celková hmotnost suché biomasy ze všech vzorků z celého experimentu byla 842,17 g. Z toho největší zastoupení měla skupina hmyzu z řádu motýlů a to 80,6 %. Dále potom biomasa polyphágních brouků (6,8 %), dlouhorohých dvoukřídlých (3,2 %), chrostíků (1,6 %) a pavouků (1,5 %). Ostatní skupiny měly zastoupení menší než 1 % (Tabulka č. 3).

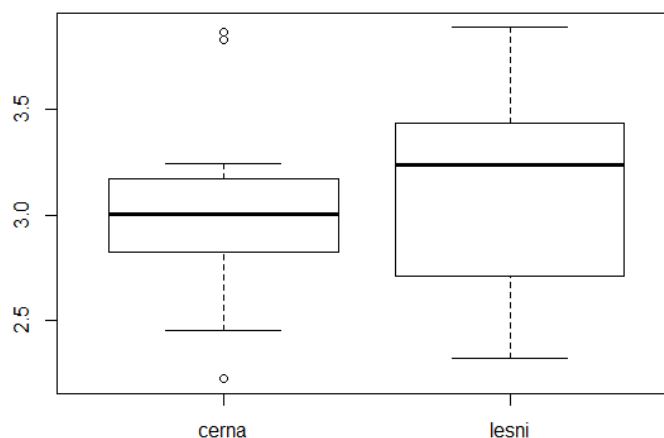
Tabulka č. 3: Procentuální zastoupení biomasy v porostu borovice lesní i borovice černé.

Skupina bezobratlých živočichů	Borovice lesní (%)	Průměr (±SD)	Borovice černá (%)	Průměr (±SD)
Arane	1,05	0,28 (±0,38)	2,02	0,45 (±0,67)
Blattodea	0,31	0,08 (±0,07)	0,23	0,05 (±0,67)
Adephaga	0,12	0,03 (±0,04)	0,31	0,07 (±0,07)
Polyphaga	6,89	1,80 (±0,87)	6,79	1,50 (±0,50)
Dermaptera	0,11	0,03 (±0,04)	0,10	0,02 (±0,03)
Brachycera	1,75	0,44 (±0,52)	0,52	0,11 (±0,09)
Nematocera	3,85	1,01 (±1,08)	2,57	0,57 (±0,74)
Ephemeroptera	0,02	0,01 (±0,01)	0,03	0,01 (±0,02)
Psylloidea	0,02	0,00 (±0,01)	0,01	0,01 (±0,00)
Auchenorrhyncha	0,17	0,04 (±0,03)	0,14	0,03 (±0,03)
Aphidoidea	0,00	-	0,00	-
Heteroptera	0,42	0,11 (±0,12)	0,21	0,05 (±0,03)
Apocrita	0,60	0,16 (±0,09)	0,57	0,13 (±0,10)
Symphyta	0,00		0,00	-
Lepidoptera	82,25	21,50 (±8,66)	78,83	17,42 (±8,71)
Mecoptera	0,06	0,02 (±0,03)	0,02	0,01 (±0,01)
Neuroptera	0,13	0,03 (±0,02)	0,24	0,05 (±0,04)
Opiliona	0,13	0,03 (±0,05)	0,08	0,02 (±0,04)
Orthoptera	1,13	0,30 (±0,38)	4,82	1,07 (±0,92)

Psocoptera	0,02	0,00 ($\pm 0,01$)	0,02	0,00 ($\pm 0,01$)
Raphidioptera	0,00	-	0,00	-
Trichoptera	0,93	0,24 ($\pm 0,10$)	2,52	0,56 ($\pm 0,23$)

Největší podíl biomasy byl zaznamenán na lokalitě BO07 (48,7 g) a naopak nejmenší podíl byl na lokalitě BC01 (9,25 g). Celková biomasa bezobratlých na lokalitách borovice lesní se výrazně nelišila od biomasy na lokalitách borovice černé. Rozdíl činil navýšení pouze o 46,7 g u lokalit borovice lesní. Nebyl zjištěn žádný statisticky významný rozdíl vlivu porostu na celkovou biomasu bezobratlých živočichů ($F = 1,334$; $df = 1$, $p = 0,256$; obrázek č. 5).

Obrázek č. 5: Biomasa (suchá váha v gramech) všech odchytených skupin bezobratlých živočichů v závislosti na typu porostu.



Při testování efektu geografické pozice byl zjištěn průkazný vztah východní zeměpisné délky (E) a jejím druhým polynomem (E^2) s celkovou biomasou. Tento vztah vysvětluje 22 % variability v datech a do dalších modelů vstupovaly tyto proměnné vždy na prvním místě jako kovariáty.

Vegetační charakteristiky mající signifikantní vliv na celkovou biomasu byli podíl bylin do 0,5 m ($B1$), druhý polynom podílu bylin nad 0,5 m ($B2^2$) a marginální vliv měly i světliny (**světliny**), (Tabulka č. 4). U všech těchto proměnných platí, že s jejím větším zastoupením na lokalitě, klesá celková biomasa odchytených bezobratlých živočichů. Konečný model vysvětluje přibližně 58 % variability v datech a vypadá takto: $\ln(\text{formula} = \log\text{biomasa} \sim E + E^2 + B1 + B2 + \text{světliny})$.

Tabulka č. 4: Průkazné proměnné z analýzy testování vlivu geografické pozice ($\text{lm}(\text{pocet_druhu} \sim N + N^2 + E + E^2 + N:E)$) a z jednoduchých lineárních modelů jednotlivých environmentálních proměnných ($\text{lm}(\text{pocet_druhu} \sim X + X^2)$); * $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$; E – východní zeměpisná délka, E^2 – druhý polynom východní zeměpisné délky, B1 – podíl bylin do výšky půl metru, $B2^2$ – druhý polynom podílu bylin vyšších než půl metru, světliny – podíl světlin na ploše.

Proměnná	Df	Sum sq	Mean sq	F	Pr (> F)
E	1	0.76	0.76	5.53	***
E^2	1	0.85	0.85	6.21	***
B1	1	1.33	1.33	9.43	**
$B2^2$	1	0.68	0.68	4.23	*
světliny	1	0.54	0.54	3.23	**

5.2 Diverzita a rozložení biomasy sledovaných skupin bezobratlých

Z těchto analýz byly vyřazeny z důvodu nízké početnosti data abundance a biomasy dlouhošijek a širokopasých blanokřídlých.

Pomocí forward selekce byl zjištěn průkazný vliv proměnných sklonu plochy a podílu vodních biotopů v okolí 500 m od středu plochy, které vstupovaly do dalšího modelů jako kovariáty (Tabulka č. 5).

Tabulka č. 5: Výsledky forward selekce a následné parciální RDA analýzy modelů testujících efekt typu porostu (borovice černá/borovice lesní) na diverzitu a rozložení biomasy bezobratlých.

Model	Proměnné	FW selekce (species~variables)		Parciální RDA (species~covariables typ porostu)	
		F	p	F	p
Diverzita bezobratlých	sklon	4,6	0,00	2,2	0,01
	voda	2,7	0,01	2,2	0,01
Biomasa bezobratlých	intravilan	4,0	0,00	2,6	0,03
	TTP	2,7	0,04	2,6	0,03

Následně byl na základě parciální RDA analýzy prokázán statisticky průkazný vliv typu porostu (borovice černá/lesní) na diverzitu bezobratlých (test všech kanonických os: trace = 0,054, F = 2,2, p = 0,014) (Příloha č. 3). Většina sledovaných skupin

bezobratlých nemá výraznou afinitu k typu porostu. Pavouci, rovnokřídlí, adephágní brouci a chrostíci se více vyskytují v porostech borovice černé než v porostech borovice lesní. Pouze skupina mšicosavých (*Sternorhyncha*) vykazuje patrnou tendenci k porostům borovice lesní.

6. Diskuse

V této práci nebyl prokázán negativní dopad nepůvodní borovice černé na celkovou abundanci a biomasu sledovaných skupin bezobratlých. Naopak těmto porostům nepůvodní borovice dávala určitá skupina bezobratlých živočichů přednost před porostem původní dřeviny. To je v obecném rozporu s tradičně přijímaným názorem na vlivy nepůvodních druhů na biodiverzitu (Litt et al. 2014), ale jsou studie, které také nenalezly žádné významné rozdíly (Hedge, Kriwoken 2000; Davalos et al. 2004) Burghardt et al. (2010) ve své práci zmiňují předpoklad menších dopadů na herbivorní členovce u fylogeneticky příbuzných rostlin a to z důvodu podobného složení chemických látek v rostlině. Většinu odchycených jedinců členovců v této práci tvoří zástupci herbivorních skupin. Nenalezený rozdíl celkové abundance a biomasy mezi porosty je tedy nejspíše dán blízkou fylogenetickou příbuzností dřevin a tedy pravděpodobně podobným chemickým složením látek obsažených v jehlicích dřevin.

Ve většině studiích byl dokázán snížený počet herbivorů v invazním porostu. Tyto skupiny bezobratlých živočichů bývají invazí značně ovlivněny (Baskett et al. 2011; Holmquist et al. 2011). Pokud herbivoři nesdílejí evoluční historii s rostlinou, nemusí být schopni používat rostlinu jako potravu (Strong et al. 1984; Tallamy 2004). Invazní porost ovlivňuje většinu herbivorů svými vlastnostmi, jako jsou velikost rostlin, blízkost jiných hostitelských rostlin, ale i konkrétní mikroklimatické podmínky, které maximalizují larvální růst a vývoj (Thompson, Pellmyr 1991). Ale jsou i práce, které potvrzují i naše výsledky (Heleno et al. 2011, Schreck et al. 2013, Wolkovich, 2010).

V této práci byl také prokázán vyšší výskyt i biomasa adephágních brouků, rovnokřídlých (ve vzorcích se vyskytoval převážně podřád kobylky *Ensifera*) a pavouků v porostu borovice černé. Tyto skupiny se řadí převážně mezi karnivorní bezobratlé živočichy. Karnivoři nejsou ovlivněni přímo charakterem rostliny jako přímé potravy, ale spíše nepřímo prostřednictvím změn v potravním řetězci nebo z důvodu změny struktury porostu (Pearson 2009). Brouci a pavouci velmi citlivě

reagují na rostlinné invaze, zejména na změny struktury porostu (Bultmann, DeWit 2008; Schirmel et al. 2011) nebo na změnu mechového patra (Schirmel, Buchholz 2013). U pavouků bylo prokázáno, že porost invazních druhů poskytuje mnohem lepší porostní podmínky pro tvorbu pavučin a následný odchyt kořisti (Litt et al. 2014). Vzhledem k tomu, že nebyl prokázán rozdíl mezi strukturálními vlastnosti jednotlivých porostů, je možné zjištěný vztah vysvětlit delšími jehlicemi u borovice černé, které mohou vytvářet pro pavouky lepší podmínky pro tvorbu lapacích sítí.

Nárůst diverzity rovnokřídlého hmyzu v porostech nepůvodních dřevin byl prokázán také v dalších studiích (Samways, Moore 1991; Marshall, Buckley 2009). Četnost rovnokřídlých v porostu borovice černé v této studii byla až čtyři krát vyšší, ale naopak Standish (2004); Litt, Steidl (2010); Yoshioka et al. (2010) prokázali pokles výskytu rovnokřídlých. Tyto různé výsledky mohou být způsobeny různými strategiemi invazních rostliny a odlišnou potravní specializací v této skupině hmyzu (Litt et al. 2014).

Ve vzorcích se vyskytovaly různé formy adephágních brouků. Od velkých střevlíků (*Carabidae*), přes střevlíky rodu *Harpalus* až k různým malým střevlíkům. Celkově jich bylo odchyceno více v borovici černé. Tento výrazný rozdíl bez bližší analýzy druhů nelze vysvětlit.

Vyšší biomasa v porostu borovice černé u řádu síťokřídlých je pravděpodobně způsobena výskytem větších jedinců zejména zástupci z čeledi zlatoočkovití (*Chrysopidae*), jež mohou profitovat z jiného habitu zkoumané borovice.

Výsledky této práce dokazují, že charakter borovice černé nepůsobí na našem území na diverzitu bezobratlých tak negativně, jak to bylo prokázáno například u druhu *Robinia pseudacacia*, tedy druhu u nás invazního (Štrobl 2016). Výsadba této dřeviny do parků či lesů nemusí mít tak negativní dopad na členovce. Tato dřevina by dokonce mohla diverzitu některých skupin členovců v některých případech lokálně navýšit. Jedná se ale stále o nepůvodní druh, a proto je důležité tento druh i jiné nepůvodní druhy neustále kontrolovat a zjistit jaký směr dopadu daný druh má a zda se jejich vliv na společenství v průběhu let nemění (Hawke, O'Connor 1993; Strayer et al. 2006; Mgobozi et al. 2008). Je také velmi důležitá hustota výsadby těchto druhů. Je dokázáno, že s rostoucí hustotou dřeviny na metr čtvereční, rostou přímé vlivy a tedy i celkové dopady na ekosystém (Pawson et al. 2010).

Pro lepší interpretaci vztahů obou typů porostů na jednotlivé skupiny by bylo potřeba znát bližší informace o druhovém složení sledovaných skupin bezobratlých. U řady skupin členovců se vyskytují potravně různě specializované skupiny, jež mohou různým způsobem reagovat na přítomnost dominantní dřeviny. Jelikož byly jednotlivé skupiny vyjádřeny celkovými počty nebo biomasou, mohly tyto zajímavé efekty zůstat neodhalené. Proto by se případný další průzkum porostů borovice černé měl více zaměřit na studium jemnějších vztahů, přes více specializované a vyhraněné skupiny.

7. Závěr

Invazní a nepůvodní druhy jsou v posledních letech velmi diskutované téma. Zkoumaly se různé vlivy na okolní ekosystémy, živočichy, rostliny i působení na člověka. V této práci jsem se zaměřila na nepůvodní dřevinu borovici černou a její působení na bezobratlé živočichy.

V porostech borovice černé nebyl prokázán negativní vliv na abundanci a ani na celkovou biomasu bezobratlých živočichů ve srovnání s diverzitou porostů původní borovice lesní. Pravděpodobným důvodem je fylogenetická příbuznost a podobný areál rozšíření těchto dřevin.

Obecně lze říci, že tato v České republice nepůvodní dřevina, nepůsobí negativně na většinu sledovaných skupin bezobratlých. Naopak byla prokázána afinita většiny sledovaných karnivorních skupin bezobratlých (např. pavouků) k porostu borovice černé.

Výsadba této dřeviny do našich lesů by neměla mít z pohledu biodiverzity takové následky jako jiné nepůvodní dřeviny. Je ale nutné všechny nepůvodní dřeviny sledovat, zjistit jaký směr dopadu daný nepůvodní druh má (kladný, negativní, žádný) a zda se jejich invazní potenciál v průběhu let nemění. V neposlední řadě je potřebné, aby případné studie nebyly zaměřeny pouze na jednu ekologickou skupinu nebo trofickou úroveň, ale také na sledování efektů přes více trofických skupin.

8. Seznam literatury

- AOPK ČR, 2016:** Nálezová databáze ochrany přírody, online: portal.nature.cz, cit. 12.2.2016.
- Barbier S., Gosselin F., Balandier P., 2008:** Review: Influence of tree species on understory vegetation diversity and mechanisms involved. A critical review for temperate and boreal forests. *Forest Ecology and Management* 254(1): 1-15.
- Barrick W. E., Flore J. A., Davidson H., 1979:** Deicing salt spray injury in selected *Pinus* spp. *Journal of the American Society for Horticultural Science* 104: 617-622.
- Basnou, C., Iguzquiza, J., Pino, J., 2015:** Examining the role of landscape structure and dynamics in alien plant invasion from urban Mediterranean coastal habitats, *Landscape and Urban Planning* 136: 156–164.
- Bassett I., Paynter Q., Beggs J. R., 2012:** Invertebrate community composition differs between invasive herb alligator weed and native sedges. *Acta Oecologia* 41: 65–73.
- Baskett, C. A., Emery S. M, Rudgers J. A., 2011:** Pollinator visits to threatened species are restored following invasive plant removal. *International Journal of Plant Science* 172: 411–422.
- Beran F., Šindelář J., 1996:** Další vývoj proveniencí borovice černé (*Pinus nigra* /Arnold/) na výzkumné ploše 41 – Roblín (přírodní lesní oblast 8b – Český kras). *Lesnictví-Forestry* 42: 500-509.
- Bercha J., 2006:** Přestavby borových monokultur. *Lesnická práce*. Kostelec nad Černými les: Lesnická práce s.r.o. (7): 349-9.
- Bernays E. A., Graham M., 1988:** On the evolution of host specificity in phytophagous arthropods. *Ecology* 69: 886-892.
- Bílek L., 2002:** Lesy střední Evropy I - Bory. *Abc*. Praha: Czech news center, online: <http://www.abicko.cz/clanek/serialy/3337/lesy-stredni-evropy-i-bory.html>, cit. 1.3.2016.

Blahutová H., 2012: Problém lesních monokultur. Zelená zrávy.cz: Víme, kde se zelení. Zelenezpravy.cz, online: <http://www.zelenezpravy.cz/problem-lesnich-monokultur/>, cit. 17.3.2016.

Boháč, J., 1999: Staphylinid beetles as bioindicators. *Agriculture, Ecology and Environment* 74: 357-372.

Boháč J., 2004: Využití epigeických bezobratlých pro sledování změn ekosystémů a krajiny v chráněných oblastech (case study). Infodatasys. Praha, 1-11, online: <http://www.infodatasys.cz/vav2003/drabcikoviti.pdf>, cit. 1.2.2016.

Buckley Y. M., Downey P., Fowler S. V., Hill R., Memmot J., Norambuena H., Pitcairn M., Shaw R., Sheppard A. W., Winks C., Wittenberg R., Rees M., 2003: Are invasive bigger? A global study of seed size variation in two invasive shrubs. *Ecology* 84: 1434–1440.

Bultmann T. L., De Witt D. J., 2008: Effect of an invasive ground cover plant on the abundance and diversity of a forest floor spider assemblage. *Biol Invasions* 10: 749–756.

Burghardt K. T., Tallamy D. W., Philips CH., Shropshire K. J., 2010: Non-native plants reduce abundance, richness, and host specialization in lepidopteran communities. *Ecosphere* 1(5): 1–22.

Burghardt K. T., Tallamy D. W., Shriver W. G., 2008: Impact of native plants on bird and butterfly biodiversity in suburban landscapes. *Conservation Biology* 23: 219–224.

Caput C., Belot Y., Auclair D., Decourt N., 1978: Absorption of sulphur dioxide by pine needles leading to acute injury. *Environmental Pollution* 16: 3-15.

Coetzee B. W. T., van Rensburg B. J., Robertson M. P., 2007: Invasion of grasslands by silver wattle, *Acacia dealbata* (Mimosaceae), alters beetle (Coleoptera) assemblage structure. *African Entomology*. Pretoria, South Africa: Entomological Society of Southern Africa 15(2): 328-339.

Černá J., Hamerlík J., 2004: Výsledky introdukce dřevin na Školním lesním podniku v Kostelci nad Černými lesy. *Introdukované dřeviny a jejich produkční a ekologický význam*. Kostelec nad Černými lesy: KPL FLE ČZU: 53-63.

Čížek L., 2012: Výzvy aktivního managementu lesů pro podporu biodiverzity. Ekologie obnovy. Jihočeská univerzita, 17-19, online: <http://restoration-ecology.eu/CZ/data/uploads/Ekologicka-obnova-CZ.pdf>, cit. 17.3.2016.

Čížek O., Vrba P., Beneš J., Hrázský Z., Koptík J., Kučera T., Marhoul P., Zámečník J., Konvička M., 2013: Conservation Potential of Abandoned Military Areas Matches That of Established Reserves: Plants and Butterflies in the Czech Republic. PLOS ONE 8: 1–9.

Davalos A., Blossey B., 2004: Influence of the invasive herb garlic mustard (*Alliaria petiolata*) on ground beetle (Coleoptera: Carabidae) assemblages. Environmental Entomology 33:564–576.

Davis M. A., Grime J. P., Thompson K., 2000: Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. Journal of Ecology 88: 528–534.

De Groot M., Kleijn D., Jogan N., 2007: Species groups occupying different trophic levels respond differently to the invasion of seminatural vegetation by *Solidago canadensis*. Biological Conservation 136: 612–61.

Doležalová H., 2010: Záměrné vysazování invazních rostlin v ČR, Německu, Švýcarsku a na Slovensku: Zákaz nebo regulace?. Brno: Masarykova Univerzita.

Drozd J., 2015: Mrtvé dřevo v lese. České Švýcarsko: Zpravodaj národního parku České Švýcarsko. Krásná Lípa: Krásná Lípa s.r.o. 14(1): 2-3.

Ellis L. M., Moles M. C., Crawford C. S., Heinzemann F., 2000: Surface-active arthropod communities in native and exotic riparian vegetation in the middle Rio Grande Valley, New Mexico. The Southwestern Naturalist 45: 456–471.

ESRI, 2011: ArcGIS Desktop: Release 10. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute, online: <http://www.esri.com/software/arcgis>, cit. 12.2.2016.

Etherington T. R., 2015: Geographical isolation and invasion ecology. Progress in Physical Geography 39(6): 697-710.

Euforgen, 2009: European forest genetic resources programme. Bioversity International, online: <http://www.euforgen.org/>.

Fanta J., 2007: Lesy a lesnictví ve střední Evropě I. Přírodní podmínky pro existenci lesa. Živa. Praha: Academia (1): 18-21.

Farkač J., Král D., Škorpík M., 2005: Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Bezobratlí. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha, 760 pp.

Frankham R., 1995: Effective population size/adult population size ratios in wildlife: a review. *Genet. Res.* 66: 95–107.

Fuller R. J., 2013: Searching for biodiversity gains through woodfuel and forest management. *Journal of Applied Ecology* 50: 1295–1300.

Gamborg C., Larsen J. B., 2003: "Back to nature" - a sustainable future for forestry? *Forest Ecology and Management* 179(1): 559-571.

Gerber E., Krebs C., Murrell C., Moretti M., Rocklin R., Schaffner U., 2008: Exotic invasive knotweeds (*Fallopia* spp.) negatively affect native plant and invertebrate assemblages in European riparian habitats. *Biology Conservation* 141: 646–654.

Gossner M. M., 2009: Light intensity affects spatial distribution of Heteroptera in deciduous forests. *European journal of entomology*. Germany: Institute of Ecology 106(2): 241-252.

Gratton C., Denno R. F., 2005: Restoration of Arthropod Assemblages in a *Spartina* Salt Marsh following Removal of the Invasive Plant *Phragmites australis*. *Restoration Ecology* 13: 358–372.

Grossoni P., 2014: *Pinus nigra*. *Enzyklopädie der Holzgewächse: Handbuch und Atlas der Dendrologie*: 1–14.

Hanula J. L., Horn S., O'Brien J. J., 2015: Have changing forests conditions contributed to pollinator decline in the southeastern United States? *Forest Ecology and Management* 348: 142–152.

Harrison S., Bruna E., 1999: Habitat fragmentation and large-scale conservation: what do we know for sure? - *Ecography* 22: 225-232.

Hartley M. K., William E. R., Siemann E., 2010: Comparisons of arthropod assemblages on an invasive and native trees: abundance, diversity and damage. *Arthropod-plant interactions* 4(4).

- Harris R. J., Toft R. J., Dugdale J. S., Williams P. A., Rees J. S., 2004:** Insect assemblages in a native (kanuka – *Kunzea ericoides*) and an invasive (gorse – *Ulex europaeus*) shrubland. *New Zealand Journal of Ecology* 28: 35–47.
- Hawke M. F., O'Connor M. B., 1993:** Soil pH and nutrient levels at Tikitere agroforestry research area. *New Zealand Journal of Forestry Science* 23: 40–48.
- Hédl R., Szabó P., Riedl V., Kopecný M., 2011:** Tradiční lesní hospodaření ve střední Evropě II.: Lesy jako ekosystém. *Živa*. Praha: Academia (3): 108-110.
- Hedge P., Kriwoken L. K., 2000:** Evidence for effects of *Spartina anglica* invasion on benthic macrofauna in Little Swanport estuary, Tasmania. *Austral Ecology* 25:150–159.
- Hejda M., de Bello F., 2013:** Impact of plant invasions on functional diversity in the vegetation of Central Europe. *Journal of Vegetation Science* 24: 890-897.
- Heleno R. H., Ceia R. S., Ramos J. A., Memmott J., 2009:** Effects of alien plants on insect abundance and biomass: a food-web approach. *Conservation Biology* 23: 410–419.
- Heleno R. H., Lacerda i., Ramos J. A., Memmott J., 2010:** Evaluation of restoration effectiveness: community response to the removal of alien plants. *Ecological Applications* 20:1191–1203.
- Heywood V., 1995:** Overall assessment of biodiversity. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Highland S. A., Miller J. C., Jones J. A., 2013:** Determinants of moth diversity and community in a temperate mountain landscape: vegetation, topography, and seasonality. *Ecosphere* 4: 1-22.
- Hofmeister J., 2014:** Bezzásahový režim v lesích kulturní krajiny střední Evropy. *Ochrana přírody: Péče o přírodu a krajinu, Naše příroda* (2): 14-16.
- Holmquist J. G., Schmidt-Gengenbach J., Slaton M. R., 2011:** Influence of invasive palms on terrestrial arthropod assemblages in desert spring habitat. *Biological Conservation* 144:518–525.
- Chytrý M., Pyšek P., 2009a:** Kam se šíří zavlečené rostliny? 1. Rozdíly v invadovanosti velkých území. *Živa*. Praha: Academia (1): 11-14.

Chytrý M., Pyšek P., 2009b: Kam se šíří zavlečené rostliny? 2. Invadovanost a invazibilita rostlinných společenstev. *Živa*. Praha: Academia (2): 60-63.

Chytrý M., Pyšek P., Pergl J., Sadlo J., Wild J., 2012: Plant invasions in the Czech Republic: current state, introduction dynamics, invasive species and invaded habitats. *Preslia* 84: 576-630.

Chytrý M., Wild J., Pyšek P., Tichý L., Danihelka J., Knollová I., 2009: Maps of the level of invasion of the Czech Republic by alien plants. – *Preslia* 81: 187–207.

Isajev V., Fady B., Semerci H., Andonovski V., 2004: European black pine *Pinus nigra*. Rome, International Plant Genetic Resources Institute: 6 s. EUFORGEN technical guidelines for genetic conservation and use.

Kadlec T., Štrobl M., Reif J., Hanzelka J., Hejda M., 2016: Changes in community composition of nocturnal Lepidoptera caused by different habitat structure of native and invaded forests. *Insect Conservation and Diveristy* (submitted).

Kaňák J. 2004: Zkušenosti s introdukovanými druhy borovic v arboretu Sofronka a jejich použití v imisních oblastech Krušných hor. *Introdukované dřeviny a jejich produkční a ekologický význam*. Kostelec nad Černými lesy: KPL FLE ČZU: 29-39.

Kareiva P., 1987: Habitat fragmentation and the stability of predator-prey interactions. *Nature* 326(6111): 388-390

Keller D., van Strien M. J., Herrmann M., Bolliger J., Edwards P. J., Ghazoul J., Holderegger R., 2013: Is functional connectivity in common grasshopper species affected by fragmentation in an agricultural landscape? *Agriculture, Ecosystems and Environment* 175: 39–46.

Kirby J. K., Watkins C., 1998: *The Ecological History of European Forests*. CAB International, New York.

Kontriš J., Kontrišová O., Ollerová H., Malajterová N. 2008: Smrekové a borovicové sekundárne lesy Sielnickej doliny. *Vybrané problémy krajiny podhorských a horských oblastí*. Poniky: Janka Čižmárová – Partner: 122-129.

Konvička M., Kodandaramaiah U., Tammaru T., Wahlberg N., Gotthard K., 2012: Phylogeography of the threatened butterfly, the woodland brown *Lopinga achine*

(Nymphalidae: Satyrinae): implications for conservation. *Journal of Insect Conservation* 16: 305-31.

Kovář P., 2012: Ekosystémová a krajinná ekologie. Praha: Karolinum: 168 s.

Krugman S. L., Jenkinson J. L., 1974: Pinus L. pine. In *Seeds of the woody plants in the United States*. p. 598-638. C. S. Schopmeyer, tech. coord. U.S. Department of Agriculture, Agriculture Handbook 450. Washington, DC, 883 p.

Křivánek M., 2006: Pinus nigra Arnold, 1785. In: Mlíkovský J., Stýblo P. (eds.): *Nepůvodní druhy fauny a flóry České republiky*. Praha, ČSOP: 142-143.

Křivánek M., 2010: Právní úprava problematiky nepůvodních a invazních organismů v České republice a doporučené postupy při omezování jejich šíření, online www:., cit 4.1.2016.

Lange M., Türke M., Pašalić E., Boch S., Hessenmöller D., Müller J., Prati D., Socher S.A., Fischer M., Weisser W. W., Gossner M. M., 2014: Effects of forest management on ground-dwelling beetles (Coleoptera; Carabidae, Staphylinidae) in Central Europe are mainly mediated by changes in forest structure. *Forest and Ecology Management* 329: 166-176.

Langevelde v. F., Ettema J. A., Donners M., Wallis-DeVries M. F., 2011: Effect of spectral composition of artificial light on the attraction of moths. *Biological Conservation* 144: 2274–2281.

Litt A. G., Cord E. E., Fulbright T. E., Schuster G. L., 2014: Effects of Invasive Plants on Arthropods. *Conservation Biology* 28(6): 1532-1549.

Litt, A. R., Steidl R. J., 2010: Insect assemblages change along a gradient of invasion by a nonnative grass. *Biological Invasions* 12: 3449–3463.

Longcore T., 2003: Terrestrial arthropods as indicators of ecological restoration success in coastal sage scrub (California, USA). *Restoration Ecology* 11: 397–409.

Mack R. N., Simberloff D., Lonsdale W. M., Evans H., Clout, M., Bazzaz F. A., 2000: Biotic Invasions: Causes, Epidemiology, Global Consequences, and Control. *Ecological Applications* 10(3): 689-710.

Marková Z., Hejda M., 2011: Invaze nepůvodních druhů rostlin jako environmentální problém. *Živa*. Praha: Academia (1): 10-14.

Marshall J. M., Buckley D. S., 2009: Influence of *Microstegium vimineum* presence on insect abundances in hardwood forests. *Southeastern Naturalist* 8: 515–526.

Mauer O., 2002: Umělá obnova v hospodářském souboru č. 13. *Agris: agrární www* potrál, online: <http://www.agris.cz/clanek/125730>, cit. 1.3.2016.

Mgobozi M. P., Somers M. J., Dippenaar-Schoeman A. S., 2008: Spider responses to alien plant invasion: the effect of short and long-term. *Chromolaena odorata* invasion and management. *Journal of Applied Ecology* 45: 1189–1197.

Mikeska M., 2006: Bory jako potenciální přirozená vegetace. *Lesnická práce. Kostelec nad Černými les: Lesnická práce s.r.o. (7):* 11-13.

Miklín J., Čížek L., 2014: 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 22: 35-41.

Mirov N. T., 1967: The genus *Pinus*. Arnold Press, New York, 602 p.

Mlíkovský J., Stýblo P., 2006: Nepůvodní druhy fauny a flóry České republiky. Praha, ČSOP: 142-143.

Monroe M. H., 2016: Closed Forest Formation. Australia: The Land Where Time Began: A biography of the Australian continent, online: http://austhrutime.com/closed_forest_formation.htm, cit. 6. 3. 2016.

Moron D., Lenda M., Skorka P., Szentgyorgyi H., Settele J., Woyciechowski M., 2009: Wild pollinator communities are negatively affected by invasion of alien goldenrods in grassland landscapes. *Biological Conservation* 142: 1322–1332.

Musil J., Hamerník J., 2007: Jehličnaté dřeviny. *Lesnická dendrologie 1*. Praha, Academia: 352 s.

Müllerová J., Hédl R., Szabó P., 2015: Coppice abandonment and its implications for species diversity in forest vegetation. *Forest Ecology and Management* 343: 88-100.

Müllerová J., Szabo P., Hédl R., 2014: The rise and fall of traditional forest management in southern Moravia: A history of the past 700 years. *Forest Ecology and Management* 331: 104-115.

MŽP, 2015: Státní politika životního prostředí České republiky 2008–2015. Ministerstvo životního prostředí ČR, Praha, online: <http://www.mzp.cz/>.

Nentwig W., 2014: Nevítaní vetřelci: invazní rostliny a živočichové v Evropě (Vyd. 1.). Praha: Academia: 248 s.

Novotný P., Modlinger R., Pešková V., Čáp J., 2012: Vyhodnocení růstu a zdravotního stavu proveniencí borovice černé (*Pinus nigra arnold*) ve středních Čechách ve věku 41 let. Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, Strnady. Zprávy lesnického výzkumu 57(3): 266-273.

Paton P., 1994: The effect of edge on avian nest success: How strong is the evidence? *Conservation Biology* 8: 17–26.

Pawson S. M., Mccarthy J. K., Ledgard N. J., Didham R. K., 2010: Density-dependent impacts of exotic conifer invasion on grassland invertebrate assemblages. *Journal of Applied Ecology* 47(5): 1053.

Pearson D. E., 2009: Invasive plant architecture alters trophic interactions by changing predator abundance and behavior. *Oecologia* 159: 549–558.

Polus E., Vandewoestijn S., Choutt J., Baguette M., 2007: Tracking the effects of one century of habitat loss and fragmentation on calcareous grassland butterfly communities. *Biodiversity Conservation* 16: 3423-3436.

Prach K., 1987: Succession of vegetation on dumps from strip coal mining, N. W. Bohemia, Czechoslovakia. *Folia Geobotanica. Springer Netherlands* 4(22): 239-354.

Prach K., Svoboda M., Jonášová M., 2009: Ekologie obnovy narušených míst: V. Obnova lesních ekosystémů. *Živa* (5): 212-215.

Prevedello J. A., Vieira M. V., 2010: Does the type of matrix matter? A quantitative review of the evidence. *Biodiversity Conservation* 19: 1205-1223.

Půbalová M., Holcup J., 2015: Problematika introdukovaných dřevin v ČR. 1. České Budějovice: JIH.

Pyšek P., Pergl J., Moravcová L., Jarošík V., Perglová I., Skálová H., Čuda J., Hejda M., Jahodová Š., Štajerová K., 2012: Z výstavy O čem je současná botanika: Rostlinné invaze, *Botany.cz.*, online: <http://botany.cz/cs/roslinne-invaze/>, cit 22.12.2015.

- Pyšek, P., Sádlo, J., Mandák, B., 2002:** Catalogue of alien plants of the Czech Republic. *Preslia* 74: 97-186.
- R Development Core Team, 2012:** R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, online: <http://www.R-project.org/>, cit. 12.2.2016.
- Richardson D. M., 1998:** Forestry Trees as Invasive Aliens. *Conservation Biology* 12(1): 18-26.
- Richardson D. M., 2006:** Pinus: a model group for unlocking the secrets of alien plant invasions? – *Preslia* 78: 375–388.
- Richardson D. M., Rejmánek M., 2004:** Invasive conifers: A global survey and predictive framework. *Diversity and Distributions* 10: 321-331.
- Rösch V., Tschardt T., Scherber C., Batáry P., 2013:** Landscape composition, connectivity and fragment size drive effects of grassland fragmentation on insect communities. *Journal of Applied Ecology*, 50: 387–394.
- Řezáč J., 1998:** Borové hospodářství na chudých stanovištích. Lesnická práce. Kostelec nad Černými lesy: Lesnická práce s.r.o., (8): 302-303.
- Samways M. J., Caldwell P. M., Osborn R., 1996:** Ground-living invertebrate assemblages in native, planted, and invasive vegetation in South Africa. *Agriculture, Ecosystems, and Environment* 59: 19– 32.
- Samways M. J., Moore S. D., 1991:** Influence of exotic conifer patches on grasshopper (Orthoptera) assemblages in a grassland matrix at a recreational resort, Natal, South Africa. *Biological Conservation* 57: 117–137.
- Schirmel J., Buchholz S., 2013:** Invasive moss alters patterns in life-history traits and functional diversity of spiders and carabids. *Biological Invasions* 15(5): 1089-1100.
- Schirmel J., Timler L., Buchholz S., 2011:** Impact of the invasive moss *Campylopus introflexus* on carabidbeetles (Coleoptera: Carabidae) and spiders (Araneae) in acidic coastal dunes at the southern Baltic Sea. *Biol Invasions* 13: 605–620.
- Schreck T. K., David S. J., Mooney K. A., 2013:** Effects of *Brassica nigra* and plant-fungi interactions on the arthropod community of *Deinandra fasciculata*. *Biological Invasions* 15:2443–2454.

- Schwarz O., 2013:** Současná péče o lesní ekosystémy v KRNAP. Živa. Praha: Academia (4): 179-182.
- Souček J., 2006:** Úprava druhové skladby borových porostů. Lesnická práce. Kostelec nad Černými lesy: Lesnická práce s.r.o. (7): 10-11.
- Southwood T. R. E., 1961:** The Number of Species of Insect Associated with Various Trees. *Journal of Animal Ecology* 30(1): 1-8.
- Standish R. J., 2004:** Impact of an invasive clonal herb on epigeic invertebrates in forest remnants in New Zealand. *Biological Conservation* 116: 49–58.
- Strong, D. R., Lawton J. H., Southwood R., 1984:** Insects on plants: community patterns and mechanisms. Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts.
- Strayer D. L., Eviner V. T., Jeschke J. M., Pace M. L., 2006:** Understanding the long-term effects of species invasions. *Trends in Ecology & Evolution* 21: 645–651.
- Šindelář J., Frýdl J., 2004:** Obecné předpoklady pro využívání vhodných cizokrajných lesních dřevin v lesním hospodářství ČR. Introdokované dřeviny a jejich produkční a ekologický význam. Kostelec nad Černými lesy: KPL FLE ČZU: 9-15.
- Štrobl M., 2015:** Ekologie a diverzita hmyzu v akátových porostech. Praha. Diplomová práce. ČZU. Vedoucí práce Mgr. Tomáš Kadlec, Ph.D.
- Tallamy D. W., 2004:** Do alien plants reduce insect biomass? *Conservation Biology* 18:1689–1692.
- Ter Braak C. J. F., Šmilauer P., (2012):** CANOCO Reference Manual and CanoDraw for Windows User's Guide: Software for Canonical Community Ordination (version 5.0). Biometris – Plant research international. Wageningen. The Netherlands.
- Thompson J. N., Pellmyr O., 1991:** Evolution of oviposition behavior and host preference in Lepidoptera. *Annual Review of Entomology* 36: 65–8.
- Titeux N., Dufrêne M., Jacob J. P., Defourny P., 2004:** Multivariate analysis of a fine-scale breeding bird atlas using a geographical information system and partial canonical correspondence analysis: environmental and spatial effects. *Journal of Biogeography* 31: 1841–1856.

- Toïgo M., Paillet Y., Noblecourt T., Soldati F., Gosselin F., Dauffy-Richard E. 2013:** Does forest management abandonment matter more than habitat characteristics for ground beetles? *Biological Conservation* 157: 215-224.
- Triplehorn C. A., Johnson N. F., 2005:** Borror and DeLong's introduction to the study of insects, 7th edition. Brooks/Cole, Belmont, California.
- Úradníček L., Maděra P., Tichá S., 2012:** Introdukce dřevin. *Lesnická práce*, 91(7), online: <http://www.lesprace.cz/casopis-lesnicka-prace-archiv/rocnik-91-2012/lesnicka-prace-c-7-12/introdukce-drevin>, cit. 20.2.2016.
- Utinek D., 2014:** Střední a nízký les – proč a jak. *Ochrana přírody: Péče o přírodu a krajinu, Naše příroda* (4): 12-15.
- Van Hengstum T., Hooftman D. A. P., Ostermeijer J. G. B., van Tienderen P. H., 2014:** Impact of plant invasion on local arthropod communities: a meta-analysis. *Journal of Ecology* 102: 4–11.
- Van Leur H, Vet L. E. M., van der Putten W. H., van Dam N. M., 2008:** *Barbarea vulgaris* glucosinolate phenotypes differentially affect performance and preference of two different species of lepidopteran herbivores. *Chem Ecol* 34: 121–131.
- Vašků Z., 2011:** Dějiny zemědělství v Čechách a na Moravě, Libri, Praha 2010, 431s.
- Vitousek, P. M., D'Antonio C. M., Loope L. L., Westbrooks R., 1996:** Biological invasions as global environmental change. *American Scientist* 84: 468–478.
- Vlašánek P., Konvička M., 2010:** Sphragis in *Parnassius mnemosyne*: male-derived insemination plugs loose efficiency with progress of female flight (Lepidoptera: Papilionidae). *Biologia* in press.
- Vlašánek P., Konvička M., Beneš J., 2012:** Jasoň dymnivkový po více než 10 letech. *Živa. Praha: Academia* (2): 79-82.
- Vodka S., Čížek L. 2013:** The effects of edge-interior and understory-canopy gradients on the distribution of saproxylic beetles in a temperate lowland forest. *Forest Ecology and Management* 304: 33-41.

- Wolkovich E. M., 2010:** Nonnative grass litter enhances grazing arthropod assemblages by increasing native shrub growth. *Ecology* 91: 756–766.
- Yela J. L., Holyoak M., 1997:** Effects of moonlight and meteorological factors on light and bait trap catches of Noctuid moths (Lepidoptera: Noctuidae). *Environmental Entomology* 26: 1283–1290.
- Yoshioka A., Kadoya T., Suda S., Washitani I., 2010:** Impacts of weeping lovegrass (*Eragrostis curvula*) invasion on native grasshoppers: responses of habitat generalist and specialist species. *Biological Invasions* 12: 531–539.
- York H. H., Littlefield E. W., 1942:** The naturalization of Scotch pine, northeastern Oneida County. *Journal of Forestry* 40: 552-559.
- Zaitsev A. S., Chauvat M., Wolters V., 2014:** Spruce forest conversion to a mixed beechconiferous stand modifies oribatid community structure. *Applied Soil Ecology* 76: 60-67.
- Žabka J., 1939:** *Pinus nigra* Arn., její variety a lesnický význam, zvláště odrůdy rakouské. *Lesnická práce. Čs. matice lesnická* (3): 9-20.

9. Seznam legislativy

Nařízení Evropského parlamentu a Rady (EU) č. 1143/2014 ze dne 22. října 2014 o prevenci a regulaci zavlékání či vysazování a šíření invazních nepůvodních druhů.

Návrh nařízení Rady, kterým se mění nařízení (ES) č. 708/2007 o používání cizích a místně se nevyskytujících druhů v akvakultuře.

Ustanovení zákona České národní rady č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, v platném znění.

Zákon č. 289/1995 Sb. (lesní zákon), ve znění pozdějších předpisů.

10. Přílohy

Příloha č. 1: Tabulka popisující zeměpisnou polohu a nadmořskou výšku zájmových ploch.

Označení plochy	Název plochy	Zeměpisná poloha	Nadmořská výška (m n.m.)
BC01	Radotín	49° 59' 33,300" N 14° 20' 54,760" E	257
BC02	Radotín (cvičák)	49° 59' 47,030" N 14° 20' 40,640" E	295
BC03	Lochkov	49° 59' 59,460" N 14° 20' 37,510" E	284
BC04	Koso	49° 59' 28,200" N 14° 20' 20,370" E	325
BC06	Měňany	49° 54' 42,320" N 14° 7' 5,090" E	361
BC07	Nesvačily	49° 53' 19,170" N 14° 7' 4,640" E	424
BC08	Plešivec	49° 54' 18,660" N 14° 5' 52,060" E	406
BC09	Plešivec-lom	49° 54' 17,230" N 14° 5' 9,310" E	410
BC10	Jarov	49° 56' 33,650" N 14° 3' 29,110" E	387
BC11	Bítov I	49° 56' 6,710" N 14° 3' 20,550" E	408
BC12	Bítov II	49° 55' 55,690" N 14° 3' 15,340" E	324
BC14	Popovice	49° 55' 40,660" N 14° 1' 36,030" E	312
BC15	Slavíky	49° 54' 56,460" N 14° 0' 23,880" E	314
BC16	Tmaň	49° 53' 53,520" N 14° 1' 38,180" E	462
BC17	Chodouň	49° 53' 54,090" N 13° 59' 36,380" E	382
BC18	Zdice	49° 55' 4,400" N 13° 57' 38,170" E	368
BC19	Hředle	49° 54' 3,340" N 13° 55' 47,730" E	346
BO04	Záhořany	49° 57' 30,700" N 14° 1' 22,410" E	367
BC20	Tachlovice	49° 59' 55,000" N 14° 14' 28,300" E	377
BO01	Třebotov I	49° 58' 11,040" N 14° 18' 25,830" E	335
BO02	Třebotov II	49° 57' 59,070" N 14° 17' 34,860" E	349
BO03	Kluček	49° 56' 38,040" N 14° 17' 38,040" E	263
BO05	Mořinka	49° 55' 54,530" N 14° 14' 13,910" E	302
BO07	Srbsko	49° 56' 19,140" N 14° 8' 40,970" E	282
BO09	Nížbor_S	50° 2' 2,000" N 14° 1' 40,360" E	422
BO11	Lisa	49° 59' 39,100" N 13° 58' 17,390" E	380
BO12	Na Kašindě	49° 57' 36,050" N 14° 0' 40,030" E	351
BO13	Hudlice	49° 58' 23,730" N 13° 57' 35,880" E	459
BO14	Hudlice II	49° 58' 5,240" N 13° 57' 26,970" E	437
BO15	Trubská	49° 56' 58,590" N 13° 58' 59,540" E	405
BO16	Svatá	49° 56' 1,320" N 13° 56' 58,160" E	498
BO17	Chruč	49° 54' 33,380" N 13° 54' 44,660" E	372
BO18	Stroupínský mlýn	49° 54' 17,280" N 13° 54' 8,500" E	331
BO19	Žebrá	49° 53' 35,290" N 13° 55' 26,230" E	359
BO20	Libomyšl	49° 52' 27,600" N 14° 0' 12,410" E	340

Příloha č. 2: Zastoupení jednotlivých biotopů v porostech borovice lesní (*Pinus sylvestris*) (% podíl z plochy) v okruhu 500 m od středu lokality.

Zkratka		Rozptyl (Min–Max)	Průměr (± SD)
TTP	podíl trvale travních porostů (%)	1,4–32,8	7,93 (±7,24)
skaly	podíl skal, lomů, obnažených ploch, sutí (%)	0,2–0,6	0,4 (±0,2)
intravilan	podíl intravilánu – zástavba, včetně sadů, zahrad a městské zeleně (%)	0,6–26,9	6,63 (±7,14)
orna_puda	podíl orné půdy (%)	1,8–68	24,62 (±19,99)
lesostep	podíl lesostepních biotopů (%)	0,1–4,1	0,97 (±1,26)
voda	podíl vodních biotopů (%)	0–1,1	0,40 (±0,28)
lesni_p	podíl všech lesních porostů (%)	17,8–98,8	66,52 (±23,12)
jehl	podíl jehličnatých porostů (%)	13,3–75,9	43,45 (±19,06)
list	podíl všech listnatých porostů (%)	4,5–56,6	23,07 (±13,27)

Příloha č. 3: Zastoupení jednotlivých biotopů v porostech borovice černé (*Pinus nigra*) (% podíl z plochy) v okruhu 500 m od středu lokality.

Zkratka		Rozptyl (Min–Max)	Průměr (± SD)
TTP	podíl trvale travních porostů (%)	5,4–43,1	19,45 (±8,99)
skaly	podíl skal, lomů, obnažených ploch, sutí (%)	0,05–15,5	4,23 (±4,93)
intravilan	podíl intravilánu – zástavba, včetně sadů, zahrad a městské zeleně (%)	0,35–26,1	11,38 (±8,7)
orna_puda	podíl orné půdy (%)	0–32,2	11,32 (±8,46)
lesostep	podíl lesostepních biotopů (%)	0,2–9,5	3,38 (±2,78)
voda	podíl vodních biotopů (%)	0,05–2,1	0,91 (±0,65)
lesni_p	podíl všech lesních porostů (%)	22,3–72,65	52,16 (±12,16)
jehl	podíl jehličnatých porostů (%)	9,4–54,65	29,49 (±10,57)
list	podíl všech listnatých porostů (%)	4–40	22,71 (±9,36)

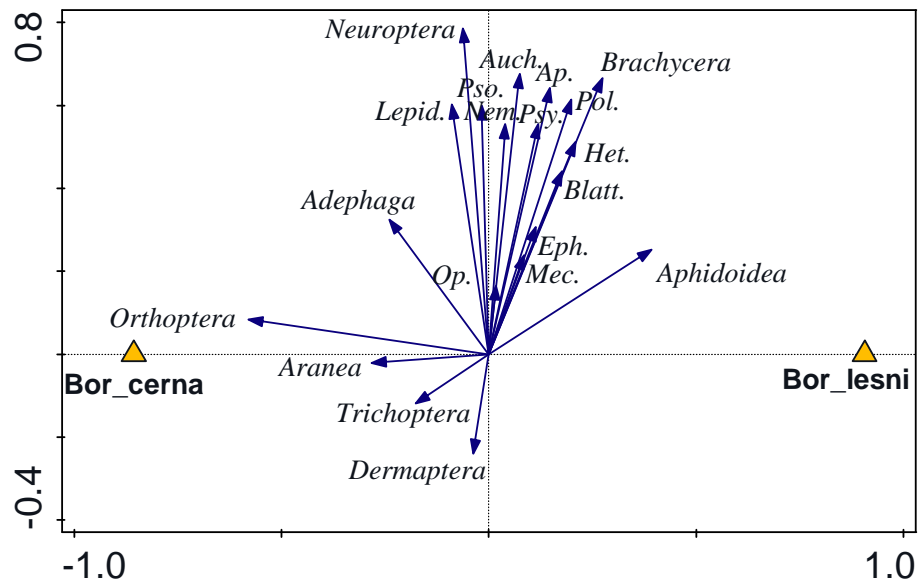
Příloha č. 4: Environmentální charakteristiky sledovaných ploch borovice černé (*Pinus nigra*)

Zkratka		Rozptyl (Min–Max)	Průměr (± SD)
B1	podíl bylin do 0,5 m na ploše (%)	5–80	29,72 (±18,59)
B2	podíl bylin nad 0,5 m na ploše (%)	0–70	24 (±23)
K	podíl keřů od 1–5 m na ploše (%)	0–90	43 (±29)
S1	podíl stromů od 5–10 m (%)	0–95	11 (±22)
S2	podíl stromů nad 10 m (%)	5–100	89 (±22)
Sa	podíl stromů do průměru 20 cm (%)	5–70	36 (±21)
Sb	podíl stromů o průměru 20 - 50 cm (%)	30–95	64 (±21)
Sc	podíl stromů o průměru nad 50 cm (%)	-	-
kor_pat	korunové patro (ano/ne)	-	-
pokr	pokryvnost korun stromů S2 (%)	25–55	42,2 (±7,68)
svetliny	podíl světlin na ploše (%)	0–16	4,5 (±4,07)
such_str	počet suchých stromů na ploše	1–29	10,17 (±7,61)
padl_str	počet padlých stromů na ploše	1–135	32,06 (±32,97)
orient	expozice plochy vůči světovým stranám	-	-
sklon	sklonitost lokality (°)	8–32	20,5 (±6,51)
n-adm_vyska	nadmořská výška lokality (m n. m.)	257–462	357,33 (±52,9)
age	věk porostu (roky)	70–120	98,89 (±12,42)

Příloha č. 5: Environmentální charakteristiky sledovaných ploch borovice lesní (*Pinus sylvestris*).

Zkratka		Rozptyl (Min–Max)	Průměr (± SD)
B1	podíl bylin do 0,5 m na ploše (%)	0–70	31,35 (±25,55)
B2	podíl bylin nad 0,5 m na ploše (%)	0–90	16 (±22)
K	podíl keřů od 1–5 m na ploše (%)	0–70	29 (±27)
S1	podíl stromů od 5–10 m (%)	0–100	20 (±31)
S2	podíl stromů nad 10 m (%)	0–100	80 (±31)
Sa	podíl stromů do průměru 20 cm (%)	5–95	54 (±32)
Sb	podíl stromů o průměru 20 - 50 cm (%)	5–95	46 (±32)
Sc	podíl stromů o průměru nad 50 cm (%)	-	-
kor_pat	korunové patro (ano/ne)	-	-
pokr	pokryvnost korun stromů S2 (%)	30–55	41,5 (±7,43)
svetliny	podíl světlin na ploše (%)	0–15	1,77 (±3,59)
such_str	počet suchých stromů na ploše	0–17	4,76 (±5,84)
padl_str	počet padlých stromů na ploše	0–95	16,35 (±26,16)
orient	expozice plochy vůči světovým stranám	-	-
sklon	sklonitost lokality (°)	1–32	13 (±11,6)
nadm_vyska	nadmořská výška lokality (m n. m.)	263–49	368,35 (±60)
age	věk porostu (roky)	30–150	71,18 (±32,88)

Příloha č. 6: Diverzita bezobratlých v závislosti na typu porostu (RDA analýza, test všech kanonických os: trace = 0,054, F = 2,2, p = 0,014). Model vysvětluje 6,7 % variability v druhových datech. Bor_cerna – porost borovice černé, Bor_lesni – porost borovice lesní, Op. – Opiliona, Mec. – Mecoptera, Eph. – Ephemeroptera, Blatt. – Blattodea, Het. – Heteroptera, Lepid. – Lepidoptera, Pso. – Psocoptera, Nem. – Nematoceta, Psy. – Psylloidea, Ap. – Apocrita, Pol. – Polyphaga, Auch. – Auchenorrhyncha.



Rozložení suché biomasy jednotlivých skupin bezobratlých v závislosti na typu porostu (RDA analýza, test všech kanonických os: trace = 0,064, F = 2,6, p = 0,026). Model vysvětluje 7,7 % variability v druhových datech. Bor_cerna – porost borovice černé, Bor_lesni – porost borovice lesní, Aph. – Aphidoidea, Blatt. – Blattodea, Apoc. – Apocrita, Op. – Opiliona, Psoco – Psocoptera, Nem. – Nematocera, Poly. – Polyphaga, Auch. – Auchenorrhyncha.

