

UNIVERZITA PALACKÉHO V OLOMOUCI

Přírodovědecká fakulta

Katedra ekologie a životního prostředí



Bc. Veronika Bergerová

**Dlouhodobé změny lesní vegetace v Litovelském
Pomoraví s důrazem na historii hospodaření**

Long-term changes of forest vegetation in Litovelské Pomoraví
with emphasis on management history

Diplomová práce

Vedoucí práce: Mgr. MgA. Radim Hédl, Ph.D.

Olomouc 2017

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci vypracovala samostatně pod vedením Mgr. MgA. Radima Hédla, Ph.D., s použitím citovaných literárních pramenů.

Olomouc, 28. 7. 2017

.....

Poděkování:

Velké díky patří mému vedoucímu práce, Radimovi Hédlovi, za jeho přístup k vedení, vstřícnost a cenné rady při zpracovávání dat. Dále chci poděkovat Péterovi Szabó, který mi poskytl data z historické databáze botanického ústavu AV ČR. S vděčností také děkuji všem, kteří se mnou procházeli Litovelské Pomoraví, kteří mi podali pomocnou ruku při formátování a těm, kteří strpěli moje stresové nálady při tvorbě této práce.

Abstrakt:

Práce sleduje dlouhodobé změny lesní vegetace v Litovelském Pomoraví, kde je předpokládána změna vlivem upuštění od původního hospodaření. Z toho důvodu shromažďuje práce dostupná data o historii hospodaření. Ke zjištění změn byla použita metodika opakování fytoocenologických snímků na nepřesně lokalizovaných plochách. Jako referenční data posloužily lesnické typologické plochy z roku 1957, celkem bylo zopakováno 54 snímků. Za posledních 60 let byl zjištěn posun vegetace směrem k náročnější na živiny. Bioindikačně byla prokázána eutrofizace, zaznamenána byla také ruderalizace a sukcesní stárnutí porostů. U jednotlivých typů lesa (dubohabřiny a lužní lesy) byly bioindikačně zjištěny protichůdné trendy světelných podmínek a půdní reakce. Na závěr jsou rozebírány možné příčiny těchto změn.

Abstract:

This thesis observes long-term shifts in forest vegetation in Litovelské Pomoraví. The abandonment of traditional management is probably the biggest environmental change in this area. For that reason there are gathered available data of management history. As a method for discovering shifts was used repetition of semi-permanent plots with phytosociological relevés. The referential data were typological plots established by forest engineers in 1957, in sum was repeated 54 plots. The vegetation on study sites shifted towards nutrient-demanding species, for the last 60 years. Ellenberg indicator values show eutrofication, vegetation became partly ruderalized and increasing age of forest stands is evident. Ellenberg indicator values show divergent trend in hard wood forest and floodplain forest for light condition and soil reaction. In the end are being discussed possible causes of these shifts.

Obsah

1. ÚVOD	5
1.1. Globální změna ekosystémů	5
1.2. Nížinné lesy jako objekt výzkumu	7
1.3. Současné změny vegetace nížinných lesů	8
1.3.1. Příčiny změn	10
1.3.2. Vliv historického hospodaření	12
1.3.3. Důsledky změn hospodaření během 20. století	14
1.4. Zdroje dat o změnách vegetace	15
2. CÍLE	17
3. MATERIÁL A METODY	18
3.1. Zkoumané území	18
3.1.1. Geologie, pedologie, klima a hydrologie	18
3.1.2. Flóra a vegetace	19
3.2. Opakované snímkování	20
3.2.1. Referenční data	20
3.2.2. Terénní sběr dat	22
3.2.3. Úprava vegetačních dat	23
3.3. Analýza dat	24
3.3.1. Změna diverzity	25
3.3.2. Změna druhového složení	25
3.3.3. Celková změna vegetace	26
3.3.4. Změna podmínek prostředí podle Ellenbergových indikačních hodnot	26
3.3.5. Změna podmínek prostředí podle měřených hodnot	27
3.4. Informace o historii hospodaření	27
4. VÝSLEDKY	28
4.1. Změna diverzity	28
4.1.1. Bylinné patro	28
4.1.2. Dřeviny	30
4.2. Změna druhového složení	31
4.3. Celková změna vegetace	35
4.4. Změna podmínek prostředí podle Ellenbergových indikačních hodnot	39
4.5. Změna podmínek prostředí podle měřených hodnot	41
4.5.1. Dubohabřiny	41

4.5.2. Lužní lesy	42
4.6. Historie lesního hospodaření	43
5. DISKUZE	45
5.1. Vhodnost použitých metod.....	45
5.1.1. Výhody a nevýhody použitých referenčních dat	45
5.1.2. Vliv nepřesné lokalizace ploch.....	46
5.1.3. Další možné zdroje zkraslení.....	47
5.2. Změny vegetace a jejich možné příčiny	48
5.2.1. Změna diverzity.....	48
5.2.2. Změna druhového složení.....	49
5.2.3. Celková změna vegetace	51
5.2.4. Změna podmínek prostředí.....	52
5.3. Shrnutí možných příčin sledovaných změn.....	55
6. ZÁVĚR.....	57
LITERATURA.....	58
PŘÍLOHY.....	64

1. ÚVOD

1.1. Globální změna ekosystémů

Veškerá vegetace, jako dynamický systém, se neustále vyvíjí a prochází různými změnami. Poslední století zaznamenaly v rostlinných společenstvech výrazné změny (Vellend et al. 2017). V zásadě tyto změny můžeme rozlišit na přirozené procesy a procesy působené lidskou aktivitou, ať už přímo či nepřímo. Nelze opomenout ani intenzitu změn, jejich vzájemné interakce, cykly a dlouhodobý charakter. V posledních stoletích je v biosféře dominantní lidstvo považováno za motor zvýšení rychlosti vymírání druhů. Někteří autoři mluví dokonce o krizi biodiverzity (Novacek 2001). Nutno ale podotknout, že ne všechny pozorované změny vegetace, odpovídají převládajícímu názoru o krizi biodiverzity, který se používá k jejich popisu. Současné výzkumy ukazují velkou variabilitu v dočasných trendech biodiverzity (Vellend 2013). Pokud porozumíme, jak a proč se současná biodiverzita rostlin mění, budeme moci vylepšit předvídaní toho, jak budou vypadat tyto změny v budoucnu a adekvátně na ně reagovat. Jako vhodná metoda výzkumu, zohledňující především dlouhodobost, se nabízí opakované snímkování.

Pokud budeme mluvit o biodiverzitě, je nutno konstatovat, že nemalá část druhů vyšších rostlin je přímo ohrožena vyhynutím, odhaduje se až 34 % všech rostlinných druhů (Chapin et al 2000). Kromě jasného úbytku řady druhů, dochází také ke změnám v areálech jejich výskytu. Současným nejvýznamnějším činitelem ovlivňujícím biodiverzitu suchozemských ekosystémů v celosvětovém měřítku se jeví změna způsobu využití krajiny člověkem doprovázena zvyšující se koncentrací CO₂ v ovzduší, klimatickými změnami, antropogenní depozicí dusíku, a záměnou druhů (Sala et al. 2000). Jde o souhrnné průměrované vlivy na globální úrovni a tak je jasné, že v různých oblastech budou mít tyto faktory různou váhu nebo se mohou výrazněji projevit ještě jiné faktory, zásadní pro danou oblast (Hofmeister et Hruška 2005).

Zemské klima se v současnosti mění nejrychleji za několik posledních století (Watson et al. 2001). Co se týká změn vegetace v globálním měřítku, je změna klimatu považována za primární determinant. Na jedné straně může způsobit extinkci některých druhů, na druhé straně může vytvořit vhodné podmínky pro druhy jiné (Vellend et al. 2017). Na

základě výsledků mnohých pozorování a experimentů můžeme opatrně predikovat, že globální oteplování může zvýšit lokální úroveň rostlinné biodiverzity v chladných a mezických nebo humidních regionech a pokles diverzity v suchých regionech. Nutno ale zmínit, že studie jsou ve svých výsledcích značně variabilní region od regionu, přesto lze pozorovat zmíněný velmi obecný trend (Savage et Vellend 2015, Harrison et al 2015, Vellend et al. 2017).

Na úrovni celé krajiny můžeme pozorovat změny ve zmenšování plochy a kvality stanovišť a jejich fragmentaci, které spolu navzájem ještě interagují (Meffe et Carroll 1997). To postupem času vede ke zvýšení okrajového efektu, snižování „odolnosti“ stanoviště až k jeho úplnému zániku. Netřeba říkat, že se zánikem stanoviště, mizí i jeho druhy. Další důsledek, který sebou fragmentace nese, je zvyšování izolovanosti. Ta má zpravidla horší dopad na živočichy, ale nevyhne se ani rostlinám. Jak shrnuje Vellend et al. (2017) ve své metaanalýze, izolovanost má ve většině případů negativní dopad na druhovou bohatost rostlin.

S rozvojem a intenzifikací průmyslu, zemědělství a urbanismu, narůstá také tlak velkoplošných disturbancí a zároveň již zmíněná likvidace stabilních stanovišť. Výrazně se zvětšuje zrno prostorové mozaiky krajiny a snižuje množství ekotonů a míst s mírnou disturbancí formou sečení, pastvy nebo drobného lesního hospodaření (Sádlo et Pokorný 2003). Jak fragmentace, tak změna režimu disturbance narušují ekosystémy a usnadňují expanze a invaze nepůvodních druhů organismů. Přestože je šíření nepůvodních druhů a vytlačování druhů původních přirozeným ekosystémovým procesem, je už od neolitu silně ovlivněno člověkem a jeho vliv ještě více zesílil v posledních stoletích. Lidská činnost umožnila invaze, ke kterým by pravděpodobně spontánně nikdy nedošlo, a zároveň zvýšila jejich míru. Šíření invazních druhů představuje velmi aktuální a závažný problém pro biodiverzitu a vede k homogenizaci ekosystémů napříč kontinenty (Lövei 1997, Mc Geoch et al. 2010).

Další globální změnou je výrazně zvyšující se vstup acidifikujících látek (především sloučenin síry a dusíku) do ekosystémů v důsledku lidské činnosti. Kyselé depozice vyplavují z půd bazické ionty a dochází tak ke zvyšování pH. Biodiverzita je tak ohrožena zprostředkovaně okyselením ekosystémů, které jsou pak osidlovány jen acidotolerantními druhy. Tento proces ohrožuje zejména lokality s nízkou pufrací schopností jako jsou například minerálně chudé horské lesy (Hofmeister et Hruška 2005).

Různými chemickými reakcemi je acidifikace propojena s eutrofizací, ta je způsobena především nadměrnou depozicí sloučenin dusíku. Jeho nadměrný přísun způsobuje zvýhodnění běžných nitrofilních druhů a kompetiční vytlačení slabších a vzácnějších druhů. Významně se mění zastoupení druhů ve společenstvech, to znamená, že zpravidla klesá celkový počet vyšších rostlin a vzrůstá zastoupení nitrofilních druhů (Bobbink et al. 1998).

1.2. Nížinné lesy jako objekt výzkumu

Důvodů proč se zabývat nížinnými lesy je vícero. Předně jsou obecně považovány za druhově bohaté lesy hostící mnoho ohrožených a vzácných druhů rostlin a živočichů (Rackham 2006). Výskyt a podoba těchto lesů byla odpradáвна formována pod vlivem člověkem. Podle Rackhama (2008) jsou starobylé lesy (ve smyslu místa, kde se přes více než 1000 let vyskytoval lesík uprostřed okolní krajiny a po staletí byl obhospodařován člověkem) ceněny jako jedny z nejkompexnějších a nejbohatších ekosystémů, protože hostí druhy, které se v dnešních převážně hospodářských lesích neobjevují. Tato vlastnost závisí částečně na kontinuitě (část bohatství může být dědictvím po “divokých“ původních lesích) a částečně na interakcích s lidskou činností pařezení a lesní pastvy. Nicméně nížinné lesy v Evropě prošly v posledním století takovými změnami, které vedly k poklesu biodiverzity na různých měřítcích (Kopecký et al. 2013, Bernhardt-Römermann et al. 2015).

Jak už jejich název vypovídá, nížinné lesy lze charakterizovat nejlépe z pohledu nadmořské výšky a zeměpisné šířky, tedy zhruba do 500 m n. m. v rámci Evropy od Atlantického oceánu až po Ural a od jižních okrajů Skandinávie po hranici mediteránu (Rackham 2006). V České republice je nalezneme převážně v oblasti termofytika. Za účelem výzkumu je také důležité definovat patrovitost lesních prostů. Tato práce se zabývá bylinným patrem ve smyslu Gilliam (2007), zahrnuje jak byliny, tak semenáčky zhruba do výšky 1 m. Dále nás zajímají dřeviny, které zahrnují jak semenáčky, tak keřové a stromové patro.

Podoba nížinných lesů prošla dlouhým vývojem. Podle Verovy hypotézy pastevní savany (Vera 2000) byly nížinné lesy v Evropě ještě před příchodem člověka rozvolněnější než dnes. I když je dnes tato hypotéza podrobována kritice, z pylových záznamů mapujících

historický vývoj lesů víme, že v minulosti přirozeně koexistovaly stínomilné a světlomilné druhy dřevin (Suchomel et al. 2014).

Začátek působení člověka na lesy sahá až do neolitu a je spojen právě s osidlováním nížin. V zásadě byly lesy využívány k lesní pastvě a jako zdroj palivového dříví. Intenzita a způsob jejich využití se značně měnili v průběhu času a v rámci různých faktorů jako je třeba nadmořská výška nebo postup kolonizace. Nejzásadnější vliv mělo, zhruba posledních 600 let, tradiční lesní hospodaření – pařezení (výmladkové hospodaření), které bylo založeno na pravidelném a častém mýcení pařezových výmladků a mladých kmenů, a potom také lesní pastva. Historie místa a hospodaření tak začala hrát významnou roli v určování podmínek prostředí nížinných lesů a na nich specificky vázaných druhů organismů (Suchomel et al. 2014). Druhy charakteristické pro nížinné lesy byly přizpůsobené periodickému otevírání korunového zápoje, tedy hlavně druhy světlomilné.

Plošné ukončení výmladkového hospodaření v průběhu 20. století, vedlo k výrazným změnám ve složení lesních společenstev. I když je tento vliv nesporný, nelze oddělit ho od přirozených procesů a dalších důsledků lidské činnosti jako je třeba eutrofizace. Je ovšem stále těžké odhalit simultánní procesy a faktory stojící za těmito změnami (Hédl et al. 2010). Některé ze známých faktorů jsou rozebrány v následující kapitole.

1.3. Současné změny vegetace nížinných lesů

Zmíněné pozorované změny vegetace nížinných lesů jsou popisovány v četných výzkumech u nás (Hédl et al. 2010, Jamrichová et al. 2013, Veverková 2013) i v zahraničí, kde se jedná především o Evropu (Verheyen 2012, Roleček 2005, Thimonier 1992 a další) ale také o mírný pás Ameriky (Rogers et al. 2008). Přímou lužními lesy se zabývají Strubelt et al. (2017) v Německu. Metaanalýzu výzkumů nížinných lesů Evropy provedl například Bernhardt-Römermann et al. (2015).

Nejvíce diskutovaná otázka druhové diverzity nelze popsat jednoduše. Na různých místech vykazuje bezesporu pokles, nenáhodné vymírání se týká především světlomilných druhů vázaných na otevřené habitaty. Na našem území byl dokumentován úbytek např. v Rychlebských horách (Hédl 2004) nebo v jihomoravském Milovickém lese (Hédl et al. 2010).

Navzdory tomu na některých místech diverzita zaznamenala nárůst, avšak převážně s trendem k vlhčím, stinnějším a úživnějším společenstvům. Přibývá také pravých lesních druhů. Nárůst diverzity byl zaznamenán např. v šumavských horských podmáčených smrčínách (Wild et al. 2004) nebo v Milíčovském lese u Prahy (Petřík 2009).

Jsou ovšem také výzkumy, při kterých nebyla žádná změny zjištěna (Keith et al. 2009). A to z toho důvodu, že buď ke změnám opravdu nedochází anebo nejsou významné, nebo změny prostě nejsou identifikovány kvůli mnohým metodickým problémům (Verheyen et al. 2012). Takže je jasné, že změny alfa diverzity (v rámci malého měřítka) nejsou zcela jednoznačné.

Změny beta diverzity (v širším prostorovém měřítku) bývají ve výzkumech také považovány za významný proces, ale často nejsou průkazně zjištěny (např. Rogers et al. 2008). Tyto změny širšího prostorového měřítka znamenají posun v heterogenitě prostředí. Snížení heterogenity, jinými slovy vzrůst homogenizace, a tedy vzrůst podobnosti mezi snímky, indikuje celkové ochuzení území a nezměněnou druhovou bohatost na lokální úrovni. Biotická homogenizace je definována jako proces, kdy postupem času vzrůstá genetická a taxonomická podobnost nebo podobnost funkčních vlastností bioty na různých místech (Olden et. Rooney 2006). Nejvíce studovaná a patrná je taxonomická homogenizace. Neméně důležitá je taky funkční homogenizace, která může velmi ovlivnit funkci, stabilitu a resilienci společenstev a ekosystémů.

Homogenizace bývá obvykle způsobena změnou prostředí a transportem organismů (McKinney & Lockwood 1999). Mezi typické změny prostředí patří např. eutrofizace, acidifikace (Hülber et al. 2008) nebo kombinace eutrofizace se změnou hospodaření (Keith et al. 2009), dále expanze konkurenčního druhu (Naaf & Wulf 2010) a v neposlední řadě pastevní tlak zvěře (Rooney 2009).

Více či méně shodné záznamy trendů naznačují, že lesy se mění z dříve heterogenní mozaiky stanovišť osídlených různými skupinami druhů na jednolitě lesy s homogenním bylinným patrem. Ubývající vzácné druhy a druhy vázané na úzké rozpětí podmínek prostředí ustupují širším se generalistům a běžným druhům (Rooney et al. 2004). Takže nemusí vždy docházet k poklesu druhové bohatosti, někdy je úbytek totiž vynahrazen zmíněnou výměnou druhů.

1.3.1. Příčiny změn

Pro současné ekologické výzkumy stále zůstává otázkou, jaké faktory a jakým způsobem působí na skladbu a diverzitu rostlinných společenstev (Bernhardt-Römermann 2015). Nakolik jsou tyto změny přirozené, dané například sukcesí nebo přirozenou fluktuací a/nebo nakolik je ovlivňuje člověk svou činností, a stejně tak upuštění od hospodaření, které po dlouhou dobu formovalo lesy. Kvůli složitosti a komplexnosti ekosystémů je těžké odhalit a identifikovat jednotlivé příčiny těchto změn v nížinných lesích. Mnohé studie se však shodují na tom, že klíčovým faktorem je režim hospodaření, resp. jeho výrazná změna (Vellend et al. 2017). Hospodaření je samozřejmě doplněno o spolupůsobení dalších faktorů, jako je přemnožení kopytníků, znečištění a atmosférická depozice dusíku a síry, degradace a fragmentace biotopů, zvyšování zastínění, klimatické změny, šíření nepůvodních druhů, nemocí a škůdců podpořené vzrůstající globalizací (Rackham 2008, Kopecký et al. 2013).

Typickým a rozšířeným problémem pro lesy je enormní vzrůstající počet kopytníků. Okus a sešlap vytváří tlak na vegetaci a ochuzuje ji, brání přirozenému zmlazení a způsobuje posuny v druhovém složení v důsledku potravních preferencí kopytníků (Rooney et al. 2004). Ve vegetaci pak prospívají převážně graminoidy (trávy a ostřice) nebo “nechutné” druhy (např. *Arum maculatum*), ze stromů jsou nejvíce poškozovány duby a jasany, to je ale také ovlivněno potravní nabídkou daného území (Suchomel 2008). Zajímavé je ale místní zjištění (příklad z Milovického lesa), že kopytníci mohou zároveň zpomalovat proces zarůstání a biotickou homogenizaci (Hédl et al. 2010).

Další zásadní změnou v prostředí je zvýšený přísun živin, zejména dusíku a fosforu neboli eutrofizace. Dusík se do prostředí dostává depozicí z atmosféry a nadměrným využíváním dusíkatých hnojiv. Množství dusíku v půdě také ovlivňuje intenzita odnámání biomasy, která souvisí s typem hospodaření (Thimonier et al. 1992). Současné pozorované změny v nížinných lesích vykazují přibývání eutrofních druhů. Logicky zvláště na místech, kde dusík působí jako limitující faktor. Zvýšený vstup sloučenin dusíku se projevuje i vyšší primární produkcí ekosystémů, následnou ztrátou druhů živinově chudších stanovišť a převahou nitrofilních dominant (Gilliam 2006). Jinými slovy dochází k redukci rostlinné diverzity a posunu ve složení vegetace. Ekosystémy se stávají citlivějšími vůči okolním vlivům, může se objevit nedostatek jiných živin (např. Mg^{2+}), stálý přísun dusíku se také podílí na vyplavování bazických iontů a okyselování

půd (Hofmeister et Hruška 2005). Vliv živin v prostředí na vegetaci je nesporný, přes četné studie však nejsou dosavadní zjištění jednotná (Verheyen et al. 2012). Veškeré změny závisí zároveň na morfologických a klimatických podmínkách dané lokality, druhové skladbě, vlastnostech půd, velikostí vstupu dusíku a typu hospodaření v minulosti i současnosti (Lovett et al. 2000).

S eutrofizací neoddělitelně souvisí také acidifikace ekosystémů. Kyselé depozice vyplavují z půd bazické ionty, čímž se snižuje pH a následkem toho se také uvolňují toxický hliník Al^{3+} (Hruška et Cienciala 2002). I okyselování působí rozdílně v různých podmínkách. V přirozeně kyselém prostředí se už další acidifikace neprojeví. Na bazických lokalitách je systém do určité míry vyrovnáván pufrací a okyselení postupuje pomaleji nebo pouze lokálně (Thimonier et al. 2000). Nejohroženější jsou místa s nízkou pufrací schopností s pH okolo 5. Dochází k vychýlení půdních vlastností a následné reakci vegetace, která je ovšem různá a různě rychlá. Obecně se dá říct, že původní druhy jsou nahrazovány druhy acidotolerantními (Hofmeister et Hruška 2005).

Neméně důležitou příčinou změn vegetace je biologická invaze. Negativní vliv invazních druhů se projevuje především obsazováním stanovišť, odkud jsou vytlačovány druhy původní, a změnou jejich ekologického režimu, což vede opět ke ztrátě biodiverzity a částečně i k homogenizaci (Richardson et al. 2000). Při hodnocení vlivu invazních druhů je nutné vzít v úvahu dva faktory, jednak prostý počet zavlečených druhů v daném území a jednak to o jaké druhy se jedná, jaké mají vlastnosti a jaká je jejich pokryvnost. Protože velký počet zavlečených druhů sám o sobě ještě nemusí znamenat ohrožení biodiverzity (Pyšek 2005). Velká většina zavlečených rostlin (odhad zhruba 70%) se vyskytuje v ČR pouze vzácně (Pyšek et al. 2002). Přesto šíření těch zbylých 30% druhů (např. *Impatiens parviflora* a *I. glandulifera*, *Heracleum mantegazzianum* ad.) představuje problém pro mnohá chráněná území ČR (Kubát 1999). Pro úplnost je ještě dobré zmínit, že invaze mohou mít neblahý vliv i na genetickou diverzitu druhů, jelikož se nově zavlečený druh může začít křížit s domácími druhy a rozměňovat tak jejich genetickou diverzitu. Často pak vzniká ještě agresivnější invazní druh, takovým příkladem je třeba křídlatka česká *Reynoutria* × *bohemica*, kříženec *Reynoutria japonica* a *Reynoutria sachalinensis*.

Změny klimatu, v současnosti reprezentovány většinou zvyšováním průměrných teplot, jsou těžko uchopitelným vlivem, protože působí velmi pomalu a na globální úrovni.

Zapříčiňuje rozsáhlé změny přírodního prostředí, reakce společenstev je pak rozrůzněná, složitá a dlouhodobá. Jako dobrý ukazatel klimatických změn, založeným na reakci organismů, se jeví fenologická data. Podle nich můžeme odvodit, že se délka vegetačního období v Evropě prodloužila v průměru o 14 dní za posledních uplynulých 50 let (Menzel et Fabian 1999). Hypotézy o působení klimatických změn lze také ověřovat dlouhodobým sledováním dynamiky přirozených společenstev v územích, kde se neprojevují další antropogenní vlivy (Buček 2006). Nejistoty vědce trápí nejen v předpovědi dalšího vývoje klimatu, ale také v odhadování jejich vlivu na společenstva. Dá se tak zatím mluvit jen o pravděpodobnostech, nelze je však podceňovat. Při působení současných trendů se předpokládá změna areálů druhů a jejich pozvolná migrace do vyšších zeměpisných šířek i vyšších nadmořských výšek (Lenoir et al. 2008), což může souviset se změnou vegetační stupňovitosti, která dobře odráží závislost bioty na dlouhodobém působení klimatických podmínek. Tímto posunem jsou nejvíce ohroženy druhy, které nemohou více posunout svůj areál kvůli topografii terénu nebo omezené schopnosti disperze (Rackham 2008).

Při utváření závěrů je stále třeba si uvědomovat, že výše popsané faktory často působí současně a nelze je od sebe oddělovat, protože mohou vytvářet různé interakce, které lze jen těžko odhalit. Navíc podobná míra změny jednoho faktoru prostředí se také může projevit různě v různých podmínkách (Verheyen et al. 2012). Proto je při generalizaci potřeba postupovat s tímto vědomím. Z předešlých zmíněných informací a výzkumů by se tedy dalo odhadnout, že v dříve bohatých nížinných lesích spíše ubývá vzácných, náročných a světlomilných druhů. V chudých horských lesích přibývají běžné druhy okolní krajiny a bohatost některých habitatů je rozšiřována o invazní druhy nebo neofyty. Různé výsledky také přináší rozdílná prostorová měřítká. K poklesu diverzity dochází více na regionálních a globálních škálách, nárůst je pak pozorován spíše na lokální úrovni (Bernhardt-Römermann et al. 2015; McKinney et Lockwood 1999).

1.3.2. Vliv historického hospodaření

Změny vegetace jsou v mnoha případech způsobeny její přímou manipulací, tedy hospodařením. Nakládání s lesy, jak v minulosti, tak dnes, se odvíjelo skoro výhradně od ekonomických a sociálních potřeb a poměrů. To sebou samozřejmě neslo různé a různě výrazné změny v lesním hospodaření v průběhu historie, což se také odrazilo v zásadních

posunech ve vegetaci. Např. Jamrichová et al. (2013) ukazuje na několik dramatických změn druhové skladby jihomoravské Hodonínské Dúbravy v průběhu její 2000leté historie. Jako nejsilnější vliv se zde projevuje právě změna režimu hospodaření.

Vliv hospodaření na vegetaci je opravdu významný. Důvodem je dlouhodobá koexistence těchto lidských manipulací a lesních ekosystémů, které se v průběhu času tímto způsobem dlouhodobě formovaly. Nejvýrazněji se to projevuje právě v nížinných lesích, kde nejdříve probíhalo osidlování. V průběhu historie je také patrný rozdíl mezi lesním hospodařením v nížinách a v horských oblastech.

V minulosti byla společnost daleko závislejší na energii biomasy. Dřevo bylo, až do rozšíření uhlí (mezi 19. a 20. stol.), hlavním zdrojem paliva, což vyvolávalo silný tlak na les a snahu maximálně zefektivnit odbírání dřevní biomasy. Způsob hospodaření ovlivnil také fakt, že veškerou práci lidé prováděli vlastní silou, rukama a sekerou (Hédl et al. 2011 a). Vyvinulo se tak obhospodařování založené na těžbě co nejmenších použitelných kmenů a přirozené výmladkové obnově.

Takto vzniklý tvar lesa se nazýval pařezina nebo taky výmladkový či nízký les. Veškerá obnova zde probíhá vegetativně z výmladků z pařezů případně z kořenů po useknutí kmene. Doba obmýtí se pohybovala zpravidla v rozmezí mezi 7 a 30 lety podle potřeb vlastníka a podmínek prostředí (Buckley 1992). Podle dendroarcheologických výzkumů byly pařeziny zavedeny už před několika tisíci lety (Hédl et al. 2011). V pařezinách se selektují druhy dřevin, které dobře obrážejí, např. lípa, jasan, habr, jilm a dub (Hédl et Szabó 2010).

Dřevo z výmladků sloužilo jako palivo, ale pro stavbu vhodné nebylo. Za tímto účelem byly v pařezinách ponechávány výstavky. Šlo o vzrostlé stromy s rovným kmenem, které zůstaly ponechávány delší dobu než výmladky. Pařezina s výstavky nese název střední les. Kromě zdroje dřeva sloužil les také nelesnickému využití, kam by se dala zařadit dříve běžná pastva dobytka. Podoba pastevního lesa byla kombinací pastviny a soliterních stromů a jejich skupin. Pastva zabraňovala téměř jakékoli lesní obnově a vylučovala tak souběžnost s výmladkovým hospodářstvím, proto byly lesy řádně oddělené, nejčastěji pomocí zemních valů nebo plotů. Výmladkové lesy tvořily mozaiku různě starých porostů a přispívaly tak k heterogenitě prostředí.

Dnes u nás fungující pařeziny nenajdeme. Byly totiž v průběhu 20. století postupně převáděny na jedinou formu moderního lesnictví, kterým je les vysoký, tak jak jej známe

dnes. Dřívější pestrá mozaika se změnila ve víceméně homogenní a stejnověké porosty s odlišnými podmínkami. Doba obmýetí je mnohem delší, korunové patro je zapojenější, což zabraňuje pronikání světla. Vysoké lesy jsou bohatší na živiny než lesy výmladkové, protože nedochází k tak intenzivnímu odnímání biomasy (Hölscher et al. 2001). V současnosti se můžeme v podmínkách ČR setkat pouze s přestárlými fragmenty bývalých pařezin. Často jsou součástí nějakého chráněného území s víceméně bezzásadovým režimem. Objevují se však i snahy a pokusy o obnovu tohoto hospodaření (Vild et al. 2013, Kadavý et al. 2011). Odlišná situace je v jižní Evropě nebo taky na Balkáně. Například ve Francii zabírá nízký a střední les asi 49 % rozlohy všech lesů, podobné číslo je i v Itálii (Maděra et al. 2012, Peterken 1993).

1.3.3. Důsledky změn hospodaření během 20. století

Jak už je patrné z předchozího textu, tak mají změny hospodaření zásadní dopad hlavně na časové a prostorové rozložení dostupnosti světla a také na živinové poměry (Hédl et al. 2011 b). Tradičně obhospodařované lesy totiž poskytovaly dostatečné světelné podmínky pro světlomilné druhy a zároveň umožňovaly koexistenci se stínomilnými druhy organismů (Van Calster et al. 2008). To bylo umožněno hlavně díky rychle se měnícím podmínkám ve vývoji jednoho pařezinového cyklu. Celý výmladkový les byl rozdělen na jednotlivá oddělení, která byla mýcena v rotačním cyklu celá najednou. Vznikala tak pestrá mozaika postupného dorůstání, od zcela otevřených pasek po silně zastíněné porosty těsně před smýcením. Přičemž střídání těchto extrémů probíhalo ve velmi krátké periodě (7-20 let, v krajích případech až 30 let), to druhům poskytovalo vždy nějaké vhodné stanoviště v rámci jejich disperze. Úbytek světlomilných druhů v dnešních lesích pozorují např. Kopecký et al. (2013), Strubelt et al. (2017) nebo Hédl (2003).

Dřívější lesy byly taky živinově chudší díky intenzivnímu odebrání biomasy nejen ve formě dřeva, ale také shrabáváním opadu a stařiny. Moderní vysoké lesy mají silnější humusovou vrstvu a odebrání biomasy není zdaleka tak intenzivní (Hölscher et al. 2001). Tento jev obohacování živinami ještě posiluje souběžná eutrofizace napříč ekosystémy, která je jedním z nejvýraznějších vlivů ohrožujících biodiverzitu. S eutrofizací souvisí také proces okyselování půd, oba faktory budou podrobněji rozebrány níže. Posun k na živiny bohatším podmínkám zaznamenal např. Hédl et al. (2010) nebo Litza et Diekmann (2017).

Zajímavé jsou různé pokusné aktivity zaměřující se na biodiverzitu a druhy vázané na světlý les. Např. Vild et al. (2013) pozoruje za deset let od silné probírky pokusného porostu signifikantní rozvoj světlomilných druhů. Snížení zakmenění bylo také provedeno v opuštěných pařezinách v NPR Děvín. Nejprve postupně a opatrně a po roce 2013 byly provedeny silnější zásahy, pro které byla potřeba výjimka z lesního zákona (Riedl 2016). V rámci projektu MŽP zaměřeného na biodiverzitu a management ohrožených a chráněných druhů organismů v nízkých a středních lesích, byla založena na přelomu let 2008/2009 výzkumná plocha na území „Masarykův les Křtiny“.

1.4. Zdroje dat o změnách vegetace

Pro sledování dlouhodobých změn vegetace lze použít jednorázové srovnání nebo pravidelné opakování záznamů v různých měřítkách. Sledování rozlišujeme na aktivní a pasivní, kdy při pasivním do vegetace nijak nezasahujeme a při aktivním sledování vegetaci cíleně ovlivňujeme (Hédl 2005). Problémem sledování přírodních procesů je příliš krátká doba samotného monitoringu z pohledu délky lidského života. Změny v rámci tisíců let studuje paleoekologie a změny v rámci desetiletích zachycuje právě zmíněné opakované snímkování nebo jednorázové srovnání. Nebo tzv. chronosekvencí, to znamená nahrazení času prostorem, kdy se plochy umístí do předpokládaných různě starých sukcesích stadií a dynamika vegetace se dedukuje (Likens 1989).

Pro jednorázové srovnání vegetace ve dvou různých časových bodech se používají trvalé plochy, nepřesně lokalizované plochy, vegetační mapy nebo historické dokumenty. Tyto přístupy se samozřejmě liší ve funkčních charakteristikách, a proto je třeba zohlednit je při výběru metody (Hédl 2005). Tato práce využívá jednorázové srovnání nepřesně lokalizovaných fytoecologických ploch, proto se jim budeme podrobněji zabývat dále.

Používání metody opakovaných vegetačních ploch (fytoecologických snímků) je dnes časté. Důvodem pro to je množství fytoecologických a lesnických prací s dostatečným časovým odstupem. Počátek standardizovaného fytoecologického snímkování je datován právě začátkem 20. století (Chytrý et Rafajová 2003), což poskytlo informační základnu pro výzkumy vegetačních vývojových trendů.

Za velkou výhodu nepřesně lokalizovaných ploch je považováno jejich množství a relativně snadná dostupnost. Jejich opakování je také méně organizačně a finančně

náročné než u trvalých ploch. Aby však mohlo být opakování relevantní, musí být původní snímky dostatečně kvalitní z pohledu správného určení druhů, odhadů pokryvnosti, údajů o umístění ploch apod. Pokud neexistuje žádný záznam o poloze jednotlivých ploch, nemá srovnávání valný význam, protože pak nelze odlišit časovou a prostorovou změnu (Chytrý et al. 2014).

Fytocenologické snímky nebývají v terénu přesně vyznačeny, většinou se jedná pouze o nepřesné zaznačení v mapách, místní název lokality, číslo lesního oddělení nebo popis terénu. Dost často se stává, že není možné dohledat přesné polohy všech snímků. Přibližná přesnost lokalizace znamená značnou nevýhodu při opakování záznamu. I přes to dosavadní průzkumy dokazují smysluplnost tohoto opakování. Vlivem nepřesnosti lokalizace ploch se zabývala například Veverková (2013). Nejvýznamnější roli zde hraje prostorová variabilita. Pokud je snímkována plocha relativně velká a heterogenita prostředí se projevuje na menší škále než má snímkována plocha, lze předpokládat, že odchylky tolik neovlivní výsledky (Brewer 1980).

Dalším problémem opakovaného snímkování je kvalita starých snímků a subjektivní vliv pozorovatele a jeho vnímáním taxonomických konceptů, odhadem pokryvnosti a různou chybovostí (Lepš et Hadincová 1992). Uvádí se ještě další problém spojený se sezonalitou a krátkodobou fluktuací vegetace (Dodd et al. 1995). Tyto vlivy nelze zcela odfiltrout, ale částečně je můžeme eliminovat dodržováním metodiky původní studie a snímkováním ve stejném období, kdy byly původní snímky pořízeny.

Z nastíněných problémů vyplývá, že základem pro podobné studie musí být co nejpřesnější dodržování původní metodiky. Často to bývá ale omezeno nedostatečnými údaji o původních plochách a odlišnou kvalitou dat od různých badatelů. Proto je důležité zohledňovat tato fakta při interpretaci získaných výsledků.

2. CÍLE

Cílem této práce je popsat a interpretovat změny ve vegetaci lužních lesů a dubohabřin Litovelského Pomoraví za poslední půl století. Dílčí cíle jsou charakterizovány následovně:

- Zjistit změny v diverzitě a druhovém složení společenstev cévnatých rostlin s důrazem na bylinné patro.
- Zjistit, které faktory prostředí ovlivňují velikost a směr změn lesní vegetace.

3. MATERIÁL A METODY

3.1. Zkoumané území

Chráněná krajinná oblast Litovelské Pomoraví se nachází mezi Olomoucí a Mohelnicí, severní částí v Hornomoravském úvalu a jižní částí v Mohelnické brázdě. Z větší části se překrývá se stejnojmennou EVL a v jejich hranicích se nachází i Ptačí oblast Litovelské Pomoraví. Území je tvořeno harmonickou krajinou nivního, krasového i pahorkatinného reliéfu v různé míře zastoupení. V mezinárodním měřítku je území významné rozsahem a dochovalostí nivních ekosystémů vázaných na vodohospodářsky převážně neupravený tok řeky Moravy a jejich ramen.

3.1.1. Geologie, pedologie, klima a hydrologie

Geologické podloží Litovelského Pomoraví je pestré. Nad rozsáhlou říční nivou s mocnými čtvrtohorními sedimenty vystupuje na Třesíně devonský vápenec s krasovými jevy a v oblasti Jeleního vrchu, Řimic a Nových zámků karbonský kulm tedy střídání vrstev drob a jílových břidlic.

Údolní nivy tvoří především kvartérní štěrkopísky, ty jsou překryty vrstvami holocenních povodňových hlín. Pro místní fluvizemě je typická přerušovaná akumulace humusu záplavami, aluviální ukládání zemin, zvýšená hladina podzemní vody a její periodické kolísání v závislosti na aktuálních průtocích ve vodním toku. V nivě řeky Moravy převažuje glejová fluvizem a glej, v oblasti Doubravy nalezneme kambizem a na území Třesína rendzinu.

Podle regionálně klimatologického hlediska spadá většina Litovelského Pomoraví do teplé klimatické oblasti T-2, pouze oblast Třesínského prahu se řadí do oblasti mírně teplé MT-11 (Quitt 1971). Průměrně zde za rok spadne asi 570 mm srážek, v pahorkatinné části kolem 650 mm za rok. Průměrná roční teplota se pohybuje v závislosti na nadmořské výšce od 7 °C po 9,5 °C

Pro Litovelské Pomoraví je zásadní vodní režim. Vnitrozemská říční delta řeky Moravy zde tvoří specifické a jedinečné přírodní podmínky. Nejvýznamnější částí je meandrující tok v NPR Ramena řeky Moravy. Na zachování tohoto přirozeného charakteru řeky je

závislý okolní lužní les. Zvodnělé kvartérní šterkopísky chráněné krajinné oblasti představují strategicky významný zdroj pitné vody.

3.1.2. Flóra a vegetace

Podle fytogeografického členění (Skalický 1988) spadá zájmové území ve své severní části (Dobruva, Třesín a Mohelesnká brázda) do Českomoravského mezofytika a v jižní části do Panonského termofytika. Z hlediska fytogeografické analýzy je významná skupina taxonů, které zde dosahují hranice svého rozšíření (např. bělozářka větvitá *Anthericum ramosum*, ostřice Micheliova *Carex michelii*, sléz velkokvětý *Malva alcea*, bojínek tuhý *Phleum phleoides*, kokořík vonný *Polygonatum odoratum* ad.), to se týká lokality Hradisko u obce Moravičany. Dále je významný výskyt některých termofytů a subtermofytů na vrchu Třesín (např. čistec přímý *Stachys recta*, nebo jeřáb břek *Sorbus torminalis*) a taxonů sestupujících z vyšších vegetačních stupňů např. oměj pestrý *Aconitum variegatum*, kerblík leský *Anthriscus nitida*, věsenka nachová *Prenanthes purpurea*, silenka dvoudomá *Silene dioica*, kýchavice bílá Lobelova *Veratrum album* subsp. *lobelianum* (Machar et al. 2003).

Potenciální vegetaci Litovelského Pomoraví tvoří především různé typy lužních a bažinných lesů, zejména společenstva *Querc-Ulmetum* a na místech se stagnující vodou *Carici elongatae-Alnetum*. V chlumní části CHKO se předpokládá původní vegetace dubohabřin (*Melampyro nemorosi-Carpinetum*, méně pak *Tilio-Carpinetum*), na jižních expozicích výjimečně doznívající fragmenty teplomilných doubrav (*Sorbo torminalis-Quercetum*, Kincl 1991).

Vedle lesních společenstev se zde vyskytují i rozmanité typy nelesní, vytvořené druhotně jako náhradní společenstva v průběhu částečného odlesňování místní krajiny. Společenstva rákosin, vysokých ostřic a vlhkých luk jsou v CHKO výhradně omezena na oblast nivy, zatímco výše položená území říčních teras jsou přeměněna na ornou půdu. Střídavě vlhké louky jsou reprezentovány třídou *Molinio-Arrhenatheretea* a svazy *Molinion caeruleae* a *Deschampsion cespitosae*, u Moravičan asociací *Scutellario-hastifoliae-Veronicetum longifoliae* (Duchoslav 1997). Významnou součástí Litovelského Pomoraví byla také slatiniště, změnou vodohospodářských poměrů však velká většina

těchto biotopů zanikla. Dále jsou v území dosti rozšířené sekundární křoviny a keřové lesní pláště (Kincl 1991).

V současné vegetaci jsou zachované lužní lesy, jen ve velmi malé míře nahrazené smrkovými porosty. Méně jsou zastoupeny hercynské a polonské dubohabřiny (Doubrava a Třesín) a ojediněle se vyskytující květnaté bučiny. Podle výsledků mapování biotopů lesní porosty s nepůvodními dřevinami představují přibližně 12,5 % rozlohy lesů. Nejvýznamnější zachovalé luční společenstva nalezneme na Planých loučkách. Velká část bezlesí jsou pak relativně chudé porosty, které byly v minulosti negativně ovlivněny nevhodným hospodařením. Významné je také zastoupení různých typů mokřadních biotopů (kolektiv autorů 2008).

3.2. Opakované snímkování

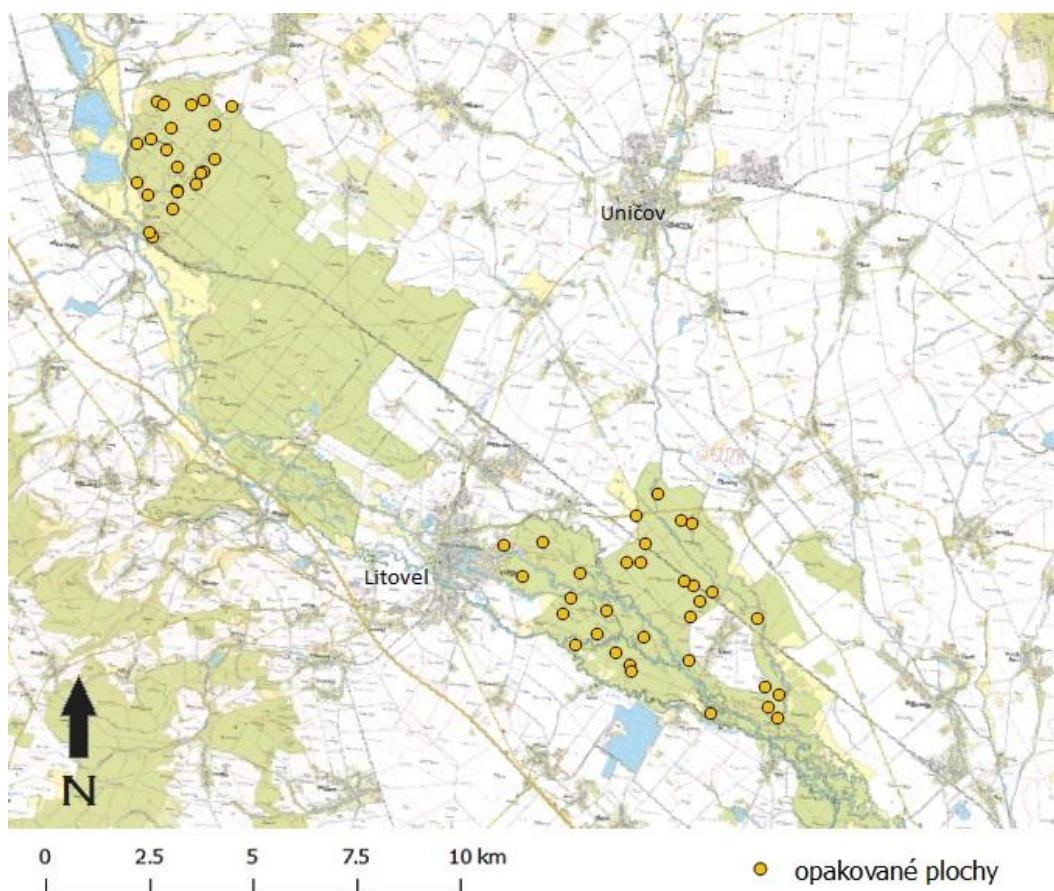
Pro účely této práce byla zvolena metoda opakovaných nepřesně lokalizovaných fytoocenologických snímků a byla blíže popsána v kapitole 1.4 Sledování změn vegetace.

3.2.1. Referenční data

Referenční data pro tuto práci pochází z typologických průzkumů Ústavu pro hospodářskou úpravu lesa (dále ÚHÚL), který probíhal na celém území ČR. Příslušná data byla poskytnuta na základě dohody mezi ÚHÚL a Botanickým ústavem AV ČR a dále použita pro účely této diplomové práce. Soubor snímků v lokalitě Litovelského Pomoraví pořizovali v roce 1957 (září až listopad) dva různí autoři – Z. Bednář a autor, jehož identitu se mi nepodařilo zjistit. Snímkovalo se podle jednotné metodiky ÚHÚL, která byla vytvořena za tímto účelem (Mezera et al. 1956, Anonymus 1961). Z většího souboru snímků bylo vybráno celkem 64 tak, aby vznikly dva srovnatelné soubory v rámci hranic CHKO, jeden soubor představují dubohabřiny se 31 snímků a druhý soubor lužní lesy se 33 snímků. Dalším kritériem byla velikost snímku, která byla kvůli srovnatelnosti výsledků omezena na 400 nebo 500 m². Při terénní práci bylo nutno ještě některé snímky vyřadit, viz následující kapitola.

Každá lesnická typologická plocha je podrobně charakterizována těmito údaji: hospodářským lesním celkem, číslem oddělení a porostu, názvem lokality, nadmořskou výškou, expozicí, sklonem a slovním popisem reliéfu, nákresem reliéfu, půdní sondou atd. Na každé ploše byl zapsán seznam všech druhů stromového, keřového a bylinného patra s odhadem pokryvnosti podle Zlatníkovy stupnice. Lokality byly zpravidla zaznamenávány do porostních map v měřítku 1:25 000 nebo 1:10 000, takže jsou stále dohledatelné v dobové porostní mapě. Podle nich vytvořili pracovníci ÚHÚL digitalizovanou mapu, ze které jsou odvozeny souřadnice jednotlivých ploch.

Referenční fytoceenologické snímky z ÚHÚL byly dodány v digitalizované formě databáze Turboveg for Windows (Hennekens & Schaminée 2001) a souřadnice typologických ploch ve formátu WGS84. Při vizuálním srovnávání snímků z digitální databáze Turboveg se skeny původních terénních zápisníků byly zjištěny některé nesrovnalosti při digitalizaci záznamů ve smyslu přiřazení do jednotlivých výškových pater. Všechny zaznamenané nesrovnalosti byly opraveny v souladu s terénními zápisníky.



Obr. 1: Mapka umístění ploch, kde byly zopakovány fytoceenologické snímky v rámci této diplomové práce. Západní shluk (na mapce vlevo) představují dubohabřiny, východní shluk (vpravo) jsou lužní lesy.

3.2.2. Terénní sběr dat

Samotné opakování snímkování probíhalo v srpnu a září 2016. Použita byla pracovní metodika Botanického ústavu AV ČR, vzniklá za účelem projektu opakování historických fytoecologických snímků se zřetelem na typologické plochy ÚHÚL. Plochy byly co nejpřesněji dohledány pomocí přístroje GPS v terénu na základě dodaných souřadnic. V případě, že se na místě původní plochy nacházela paseka nebo smrková monokultura nebo příliš mladý porost (věk do 30 let) a v okruhu 100 m nebyl odpovídající porost, bylo opakování plochy zrušeno. Takto bylo nutno zrušit celkem 10 ploch, což představuje určité měřítko změny lesních porostů. Pokud byl vhodný prostor kam nový snímek ze zmíněných důvodů posunout, byl posunut zpravidla max. do 40 m. Byl přitom zohledňován reliéf a zároveň bylo přihlíženo k druhovému složení stromového patra, které mělo přibližně odpovídat původnímu snímkům.

Pokud plocha splňovala výše zmíněná kritéria, byla na místě označen středový strom oranžovým pruhem po celém obvodu (Obr. 2) a od stromu byl vyměřen poloměr do čtyř světových stran. Přesné hranice plochy se při snímkování odhadovaly. Plochy byly až na výjimky kruhové o poloměru 12,5 m a rozloze 500 m², nebo v některých případech 11,3 m pro plochy velké 400 m². Velikost plochy byla vždy dána informacemi o velikosti z dat poskytnutých ÚHÚL.

Poté byl na vymezené ploše zaznamenán fytoecologický snímek. Druhy byly určovány za pomoci Klíče ke květeně ČR (Kubát et al. 2002). Pokryvnost pater byla odhadnuta v procentech. Rozdělení pater v zásadě respektovalo lesnické členění. U stromového patra se rozlišují tři úrovně (t1, t2 a t3), ovšem v reálu jsou dnes porosty často jen jedno- nebo dvouúrovňové (nezastoupené úrovně tak byly zaznamenány s nulovou pokryvností a při zapisování byla často slučována 1. a 2. podúroveň). Keřové patro se rozlišovalo jen jedno, od výšky 1,3 m do poloviny výšky hlavní stromové úrovně (podle ÚHÚL patro s1). Juvenilní dřeviny jsou definovány výškou do 1,3 m. V každém patře byly zapsány jednotlivé druhy cévnatých rostlin a odhadnuta jejich pokryvnost podle modifikované Braun-Blanquetovy stupnice. V mechovém patře byla zaznamenána pouze pokryvnost, druhy určovány nebyly.

Z každé plochy byly odebrány směsné půdní vzorky na pěti místech z A horizontu a byla pořízena fotodokumentace zachycující typické rysy vegetace na ploše. Půdní vzorky byly následně zpracovány v laboratoři na Botanickém ústavu AV ČR v Brně.



Obr. 2: Označení středového stromu plochy, opakované snímkování v roce 2016 (foto: autorka)

3.2.3. Úprava vegetačních dat

Nové snímky byly zadány v již zmíněném programu Turboveg a jejich následná editace proběhla v programu Juice (Tichý 2002). Podle metodiky ÚHÚL se rozlišují tři podúrovně stromového patra. U opakovaných snímků byla sloučena 1. a 2. podúroveň (rozlišovala jsem pouze dvě podúrovně), protože pro účely analýzy nebylo třeba tak podrobného rozlišení stromového patra. Navíc v nových snímcích šla rozlišit první a druhá podúroveň jen málokdy. Dále bylo sloučeno 5. a 7. patro, kdy 5. patro ve starých lesnických snímcích zahrnovalo semenáčky, stromky a keře sahající až do výšky 1,3 m. V nových snímcích spadala tato kategorie do 7. patra. Dále byly sloučeny některé taxony v rámci starých i nových snímků pro účely analýzy. Hned z několika důvodů: (a) Dvě jména evidentně patřila jednomu druhu, přitom jedno ze jmen bylo daleko

pravděpodobnější než druhé. (b) Některé druhy byly určovány s různou mírou přesnosti, proto byly sloučeny do agregátních druhů (agg.) nebo přímo bez určení druhu (sp.) nebo byly sloučeny „+“ (např. *Quercus robur+petraea*). U některých zřídka se vyskytujících druhů bylo těžké odhadnout větší pravděpodobnost příslušnosti k určitému druhu, tudíž byly ponechány beze změny (např. *Salix alba*). Druhy, kterých se týká změna, jsou uvedeny v tabulce č. 1. Zvlášť byla ještě provedena drobná úprava nomenklatury pouze pro analýzu bylinného patra kvůli přesnějšímu výpočtu Ellenbergových indikačních hodnot.

Výsledný taxon	Druh 1	Druh 2	Druh 3	Druh 4	Druh 5
<i>Alnus glutinosa+incana</i>	<i>Alnus glutinosa</i>	<i>Alnus incana</i>	<i>Alnus species</i>		
<i>Cephalanthera damasonium+rubra</i>	<i>Cephalanthera damasonium</i>	<i>Cephalanthera rubra</i>	<i>Cephalanthera species</i>		
<i>Crataegus species</i>	<i>Crataegus monogyna</i>	<i>Crataegus species</i>			
<i>Hypericum hirsutum</i>	<i>Hypericum hirsutum</i>	<i>Hypericum species</i>			
<i>Myosotis species</i>	<i>Myosotis arvensis</i>	<i>Myosotis palustris</i>	<i>Myosotis sparsiflora</i>	<i>Myosotis sylvatica</i>	<i>Myosotis species</i>
<i>Persicaria lapathifolia</i>	<i>Persicaria lapathifolia</i>	<i>Persicaria maculosa</i>	<i>Persicaria species</i>		
<i>Pulmonaria officinalis agg.</i>	<i>Pulmonaria obscura</i>	<i>Pulmonaria officinalis</i>			
<i>Quercus robur+petraea</i>	<i>Quercus robur</i>	<i>Quercus petraea</i>	<i>Quercus species</i>		
<i>Rubus species</i>	<i>Rubus caesius</i>	<i>Rubus fruticosus agg.</i>	<i>Rubus ideaus</i>	<i>Rubus species</i>	
<i>Rumex species</i>	<i>Rumex conglomeratus</i>	<i>Rumex sanguineus</i>	<i>Rumex species</i>		
<i>Ulmus glabra+minor</i>	<i>Ulmus glabra</i>	<i>Ulmus minor</i>	<i>Ulmus species</i>		
<i>Vicia species</i>	<i>Vicia sylvatica</i>	<i>Vicia species</i>			
<i>Viola reichenbachiana+riviniana</i>	<i>Viola reichenbachiana</i>	<i>Viola riviniana</i>	<i>Viola canina</i>	<i>Viola species</i>	

Tabulka 1: Taxony, které byly sloučeny pro analýzu dat

3.3. Analýza dat

V analýzách je použito celkem 108 snímků, tedy 54 starých a stejný počet snímků nových. Po sloučení druhů s nejasnou determinací a sjednocení pater mezi starými a novými snímky, obsahuje celý soubor 302 druhů cévnatých rostlin. Dílčí analýzy byly provedeny většinou jak souhrnně, tak zvlášť pro dřeviny a zvlášť pro bylinné patro, protože jejich dynamiky jsou odlišné. Také zvlášť pro odlišné typy lesů – lužní lesy a dubohabřiny. Pokryvnost zaznamenaná podle Braun-Blanquetovy stupnice byla automaticky převedena na procenta odpovídající středním hodnotám rozpětí stupňů použité stupnice. Hodnoty pokryvnostních dat byly upraveny pomocí odmocninové transformace, aby se snížily rozdíly dané procentickým vyjádřením. Ke statistickým

analýzám byly použity programy Juice (Tichý 2002), Canoco 5 (Ter Braak & Šmilauer 2012), Statistica (StatSoft, Inc. 2011) a MS Excel.

3.3.1. Změna diverzity

Změna diverzity byla vyjádřena zvláště pro bylinné patro a zvláště pro dřeviny, neboť tyto skupiny mají odlišnou dynamiku a zároveň je důležitý znát je obě. Druhová diverzita je nejvyšší právě v bylinném patře oproti ostatním lesním patřům. Diverzita bylin tak může být funkcí biodiverzity celého rostlinného společenstva (Gilliam 2007).

V bylinném patře byla změna alfa-diverzity vyjádřena Shannon-Wienerovým indexem, který kromě prostého počtu druhů zohledňuje také vyváženost jejich abundancí. Vyjadřuje nejistotu, se kterou jsme schopni předpovědět, jakého druhu bude náhodně vybraný jedinec ze vzorku (Jarkovský et al. 2012). Dále byla změna popsána indexem druhové vyrovnanosti (Evenness-Pielou), který charakterizuje stupeň vzájemné vyváženosti jednotlivých druhů ve vzorku (Šmelko 2008). Indexy byly spočítány jak pro soubor všech snímků dohromady, tak zvláště pro dubohabřiny a lužní lesy. Pro testování byl zvolen neparametrický párový Wilcoxonův test, protože data nevykazovala normální rozdělení. Nicméně byl proveden jak dvouvýběrový, tak párový t-test, výsledky byly porovnány, přičemž nebyly zjištěny významné rozdíly. Změna diverzity bylinného patra, vyjádřená vztahem mezi počtem druhů ve starých a nových snímcích, byla vizualizována pomocí regresních přímk.

Pro dřeviny byla rovněž celková změna alfa-diverzity vyjádřena Shannon-Wienerovým indexem a indexem vyrovnanosti a otestována Wilcoxonovým testem. Navíc byla diverzita vyjádřena pomocí středních hodnot prostého počtu druhů pro jednotlivá patra zvláště.

3.3.2. Změna druhového složení

Pro zjištění, které druhy se podílejí nejvíce na změně společenstev, byla použita fidelita neboli vázanost (věrnost) daného druhu k danému společenstvu. Druhy s vysokou mírou fidelity tak mohou být považovány za diagnostické, charakteristické pro určité společenstvo. Ke stanovení fidelity byl použit phi koeficient, jako míra statistické vazby

mezi výskytem druhů a snímky přiřazenými k danému společenstvu (Chytrý et al. 2002). Druhy byly seřazeny podle klesající fidelity do synoptické tabulky.

Dále byly zjišťovány druhy, u kterých došlo k nejvýraznějším změnám v jejich výskytu mezi starými a novými snímky. K tomuto účelu posloužila synoptická tabulka absolutních frekvencí jednotlivých druhů.

3.3.3. Celková změna vegetace

Ke znázornění celkové variability vegetace byla použita metoda nepřímé ordinace – detrendovaná korespondenční analýza DCA, která hledá směr největší variability druhového složení společenstva. DCA charakterizuje variabilitu druhového složení nezávisle na vlivu prostředí. Při analyzování byla snížena váha vzácných druhů a data byla logaritmicky transformována. DCA analýza byla provedena jak pro celý soubor dat dohromady, tak zvlášť pro dubohabřiny a lužní lesy, aby mohl být podrobněji zkoumán jejich odlišný vývoj v čase.

Jako další metoda pak byla použita přímá ordinace – kanonická korespondenční analýza CCA, která analyzuje změny druhového složení související se známým a předem stanoveným gradientem prostředí. Zde byl tedy za proměnnou prostředí zvolen čas jako dvoustavová proměnná – staré a nové snímky. K tomu byly pasivně promítnuty proměnné prostředí vyjádřené pomocí Ellenbergových indikačních hodnot (EIH) pro živiny, světlo, vlhkost a půdní pH.

3.3.4. Změna podmínek prostředí podle Ellenbergových indikačních hodnot

Za účele interpretace změn podmínek prostředí byly pro každý snímek vypočítány průměry Ellenbergových indikačních hodnot (EIH) vážené podle pokryvnosti jednotlivých druhů. EIH sledují ekologické nároky druhů na světlo, živiny, vlhkost, půdní pH, teplotu a kontinentalitu (Ellenberg et al. 1992). Porovnání mezi starými a novými snímky bylo zobrazeno do krabicových grafů a otestováno neparametrickým Wilcoxonovým testem.

3.3.5. Změna podmínek prostředí podle měřených hodnot

K detekci možného vlivu podmínek prostředí na změnu vegetace byly použity také recentně naměřené hodnoty tří půdních proměnných. Šlo o obsah fosforu, draslíku a aciditu (pH ve vodě). Jelikož nebyly k dispozici předešlá měření, která by umožnila sledovat případnou změnu daných proměnných, byly jejich současné hodnoty pouze korelovány se změnou počtu druhů, změnou Shannon-Wienerova indexu a Bray-Curtisovým indexem. Ten je založen na pokryvnostních datech a vyjadřuje nepodobnost mezi starými a novými snímky. Pohybuje se v rozmezí 0–1, kde 1 znamená, že dva snímky jsou si zcela nepodobné a 0 naopak znamená, že dva snímky jsou úplně stejné. K získaným korelacím byl vypočítán koeficient determinace, který nabývá rovněž hodnot 0–1, kde hodnoty blízké nule naznačují, že zvolená funkce není vhodná a hodnoty blízké 1 znamenají vhodnost zvolené funkce pro extrapolaci. Dále byl doplněn Pearsonův korelační koeficient, který určuje míru závislosti mezi proměnnými (0 znamená nezávislost). Lesy byly opět rozděleny na dubohabřiny a lužní lesy, protože jejich dynamika je odlišná.

3.4. Informace o historii hospodaření

Jako jeden z dvou hlavních zdrojů dat posloužil příspěvek Ing. Emila Hoška, CSc., který se zabýval historickým průzkumem lesů v Českých zemích a zpracoval i historii lesního hospodaření v Litovelském Pomoraví (Hošek 1987). Další literatura zabývající se historií hospodaření ve zkoumaném území v takovém rozsahu nebyla nalezena.

Dalším důležitým zdrojem dat byla Historická databáze při Botanickém ústavu AV ČR. Tato databáze obsahuje velké množství archivních údajů o hospodaření, druhovém složení a dalších aspektech lesní vegetace na území historické Moravy a Slezska. Databáze vznikla v rámci projektu ERC-LONGWOOD (www.longwood.cz) a čerpá převážně ze středověkých listin, zemských desek, urbářů, lesních hospodářských plánů, porostních map, Josefinského a Stablního katastru aj. archivních materiálů v období od 11. do poloviny 19. století (viz příloha č. 3). Za možnost použití získaných dat vděčím P. Szabó z BÚ AV ČR. Informace z databáze byly extrahovány na základě katastrálních území, kde se opakované plochy této práce nacházely. Následně jsem tyto informace srovnala s informacemi od Emila Hoška (1987) a vytvořila přehled historie hospodaření, který je uveden ve výsledcích.

4. VÝSLEDKY

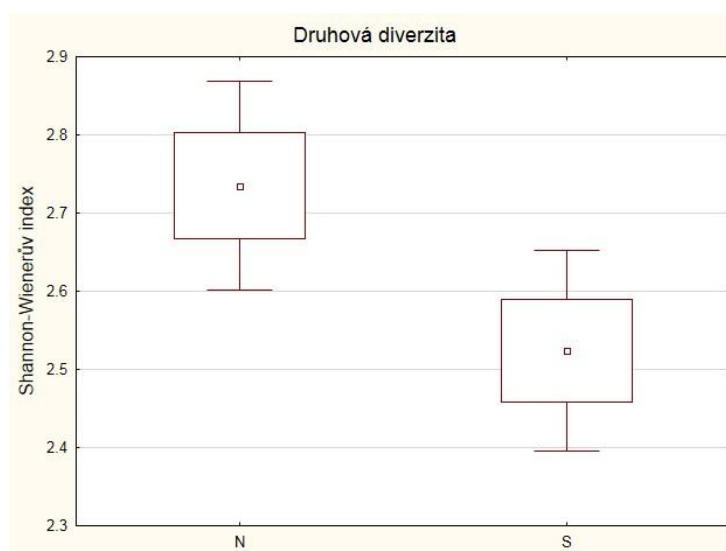
4.1. Změna diverzity

4.1.1. Bylinné patro

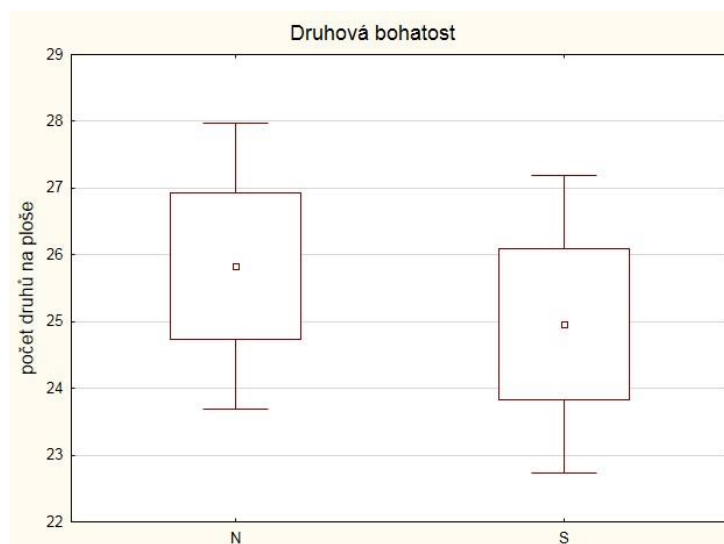
Průměrný počet druhů na plochu se v bylinném patře ve studovaném území výrazně nezměnil. Alfa diverzita vyjádřená Shannon-Wienerovým indexem se průkazně zvýšila (Wilcoxonův test, $p = 0.009$). Stejně tak se průkazně zvýšila vyrovnanost (Wilcoxonův test, $p = 0.001$). To znamená, že abundance jednotlivých druhů jsou vyrovnanější, pokud se nejedná o subjektivní pohled hodnotitele. Statistické parametry jsou uvedeny v tabulce č. 2 a na obr. 3 a 4.

	Počet druhů	Shannon-Wienerův index	Vyrovnanost
staré snímky	25	2.52	0.80
nové snímky	26	2.74	0.85

Tabulka 2: Průměrné hodnoty tří ukazatelů diverzity bylinného patra v souborech referenčních (starých) a opakovaných (nových) fytoecologických snímků.



Obr. 3: Srovnání průměrů mezi starými (S) a novými (N) snímky pro Shannon-Wienerův index. Rozdíl je signifikantní ($p = 0,009$). V krabicových diagramech je zobrazený medián hodnot, první a třetí kvartil a úsečky, které značí rozpětí mezi maximem a minimem hodnot.



Obř. 4: Srovnání průměrů mezi starými (S) a novými (N) snímky pro počet druhů na plochu. Rozdíl nebyl průkazný. V krabicových diagramech je zobrazený medián hodnot, první a třetí kvartil a úsečky, které značí rozpětí mezi maximem a minimem hodnot.

Celkový vzrůst diverzity (Shannon-Wienerova indexu) je dán nárůstem v dubohabřinách nikoli v lužních lesích, jak demonstrují následující tabulky. Skupina dubohabřin má průkazně zvýšenou alfa diverzitu (Wilcoxonův test, $p = 0.011$) a vyrovnanost (Wilcoxonův test, $p = 0.004$). Naproti tomu pro lužní lesy nebyly prokázány žádné změny diverzity.

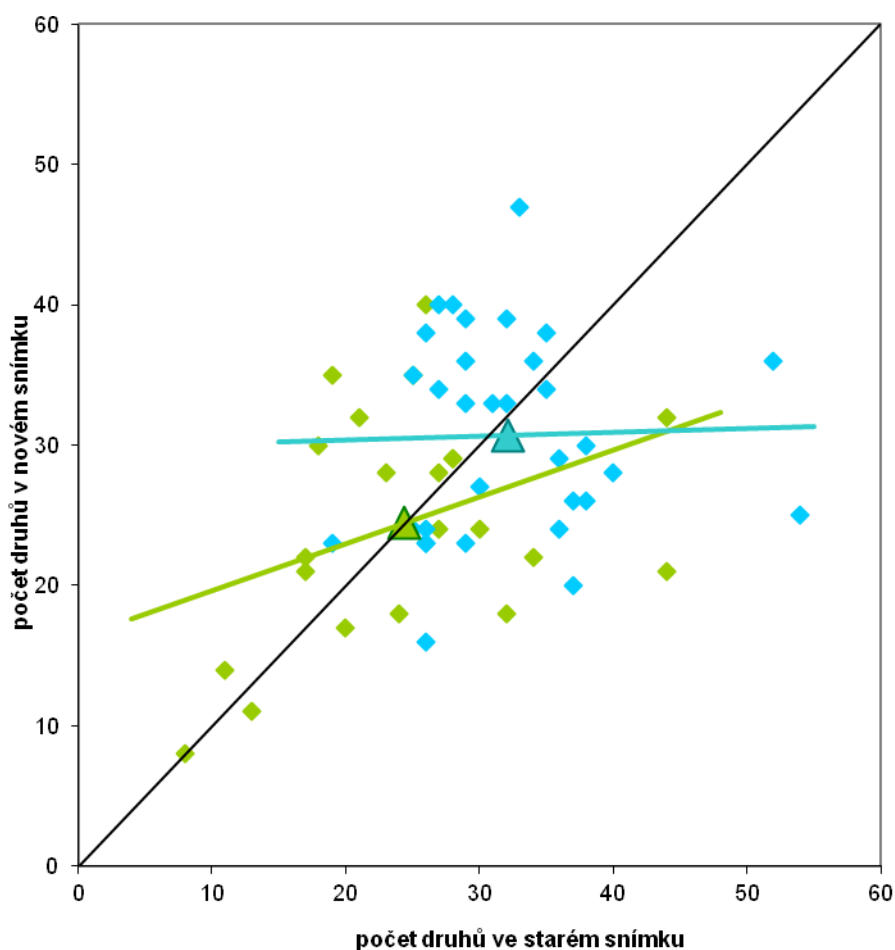
	Počet druhů	Shannon-Wienerův index	Vyrovnanost
staré snímky	20	2.22	0.78
nové snímky	23	2.66	0.87

Tabulka 3: Průměrné hodnoty ukazatelů diverzity bylinného patra v podsouboru dubohabřin.

	Počet druhů	Shannon-Wienerův index	Vyrovnanost
staré snímky	28	2.73	0.82
nové snímky	28	2.79	0.84

Tabulka 4: Průměrné hodnoty ukazatelů diverzity bylinného patra v podsouboru lužních lesů.

Následující regresní vztah (obr. 5) naznačuje, že chudé plochy se obohatily, zatímco bohaté plochy se ochudily. Výrazněji je tato změna patrná u lužních lesů.



Obr. 5: Vztah mezi počtem druhů ve starém a novém snímku, kdy každý bod (kosočtverec) představuje jednu plochu. Černá přímka vyjadřuje stav, kdy by neproběhla žádná změna v druhové bohatosti (nulová hypotéza). Barevné přímkové představují regresní vztah mezi zaznamenanou druhovou bohatostí ve starých (osa x) a nových (osa y) fytoecologických snímcích na jednotlivých plochách. Modrá barva je pro lužní lesy, zelená pro dubohabřiny. Dva trojúhelníky znázorňují průměrný počet druhů v souboru (modrý pro lužní lesy, zelený pro dubohabřiny).

4.1.2. Dřeviny

Průměrný počet druhů dřevin se na všech snímcích zvýšil (Wilcoxonův test, $p < 0,0001$). Alfa diverzita vyjádřena Shannon-Wienerovým indexem se průkazně zvýšila (Wilcoxonův test, $p = 0,0012$). Změna vyrovnanosti mezi jednotlivými druhy nebyla prokázána jako významná.

	Počet druhů	Shannon-Wienerův index	Vyrovnanost
staré snímky	10	1.64	0.70
nové snímky	13	1.92	0.74

Tabulka 5: Průměry ukazatelů diverzity dřevin všech snímkových ploch.

Těžiště diverzity dřevin se nachází v 7. patře tedy mezi juvenilními jedinci, a to jak v dubohabřinách tak v lužních lesích. Juvenilní patro také zaznamenalo největší nárůst diverzity oproti starým snímkům nezávisle na typu lesa. Diverzita v ostatních patrech kolísá jen nepatrně. Obecně by se dalo říct, že diverzita v lužních lesích velmi pozvolna roste a v dubohabřinách mírně klesá. Nejzřetelněji můžeme vidět pokles diverzity v hlavním stromovém patře dubohabřin, jak ukazují tabulky č. 6 a 7.

patro	1 – hlavní úroveň		3 – podúroveň		4 – keře		7 – juvenilny	
	staré	nové	staré	nové	staré	nové	staré	nové
průměr	3.8	3.3	2.2	1.8	0.2	0.1	2.7	6.4
modus	5	2	2	2	0	0	2	4
medián	4	3	2	2	0	0	3	6
maximum	6	5	4	3	3	1	6	11
minimum	2	2	1	1	0	0	0	3

Tabulka 6: Statistiky počtu druhů ve snímcích pro dubohabřiny.

patro	1 – hlavní úroveň		3 – podúroveň		4 – keře		7 – juvenilny	
	staré	nové	staré	nové	staré	nové	staré	nové
průměr	2.9	3.1	1.7	2.8	2.1	2.5	4.2	6.3
modus	3	3	1	2	0	2	4	7
medián	3	3	2	2	2	2	4	6.5
maximum	6	5	4	8	8	9	9	10
minimum	0	1	0	1	0	0	0	2

Tabulka 7: Statistiky počtu druhů ve snímcích pro lužní lesy.

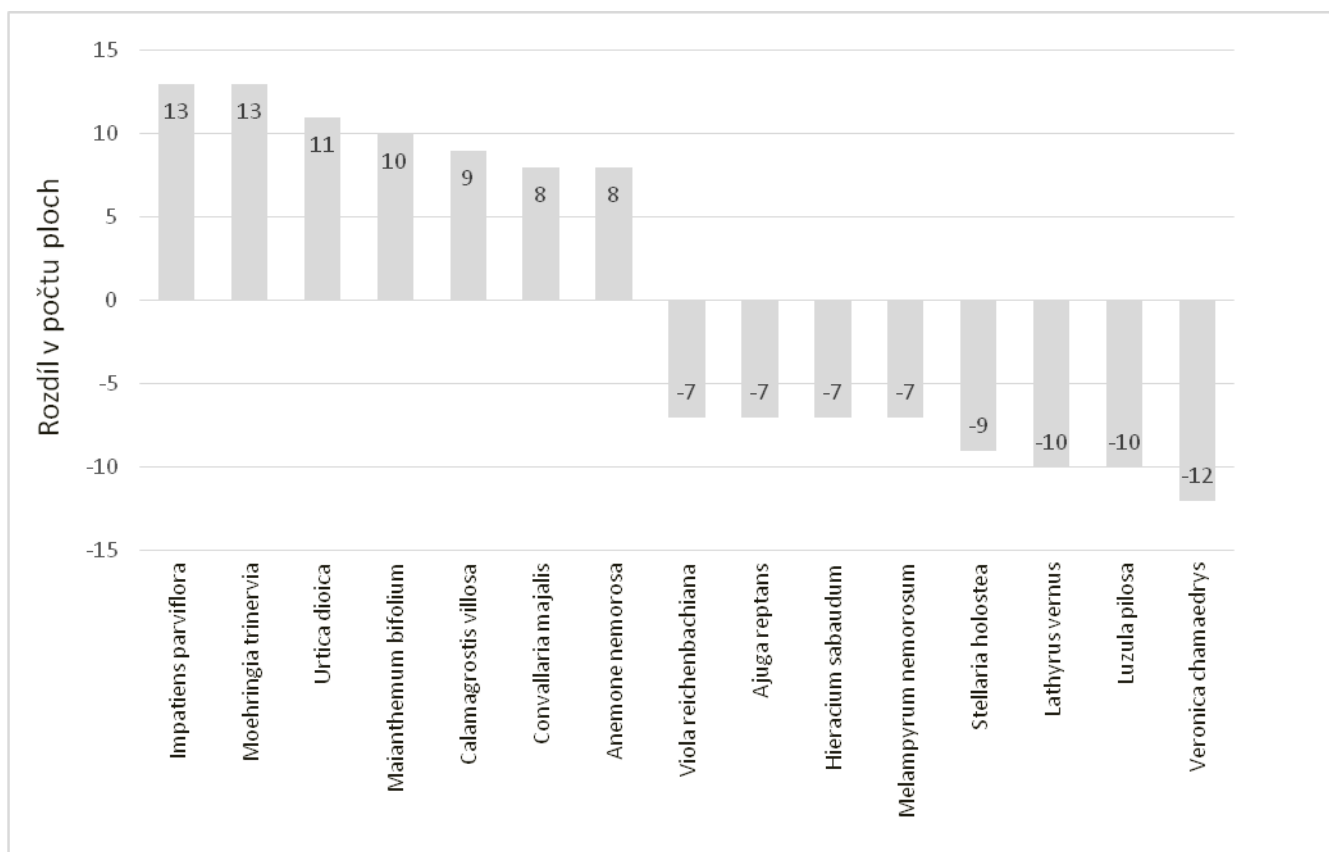
4.2. Změna druhového složení

Z celkového počtu 200 druhů bylinného patra (bez juvenilních dřevin) vykazuje 17 druhů výraznější vazbu (měřeno fidelitou) na nové snímky v dubohabřinách. Mezi ně patří např. *Moehringia trinervia*, *Calamagrostis villosa*, *Anemone nemorosa* nebo *Lilium martagon*. 28 druhů má výraznější vazbu na staré snímky dubohabřin, např. *Luzula pilosa*, *Hieracium sabaudum* a *H. murorum*, *Calamagrostis arundinacea* nebo *Campanula persicifolia*. Dva druhy (*Carex pilosa* a *Luzula luzuloides*) vykazují vázanost obecně na

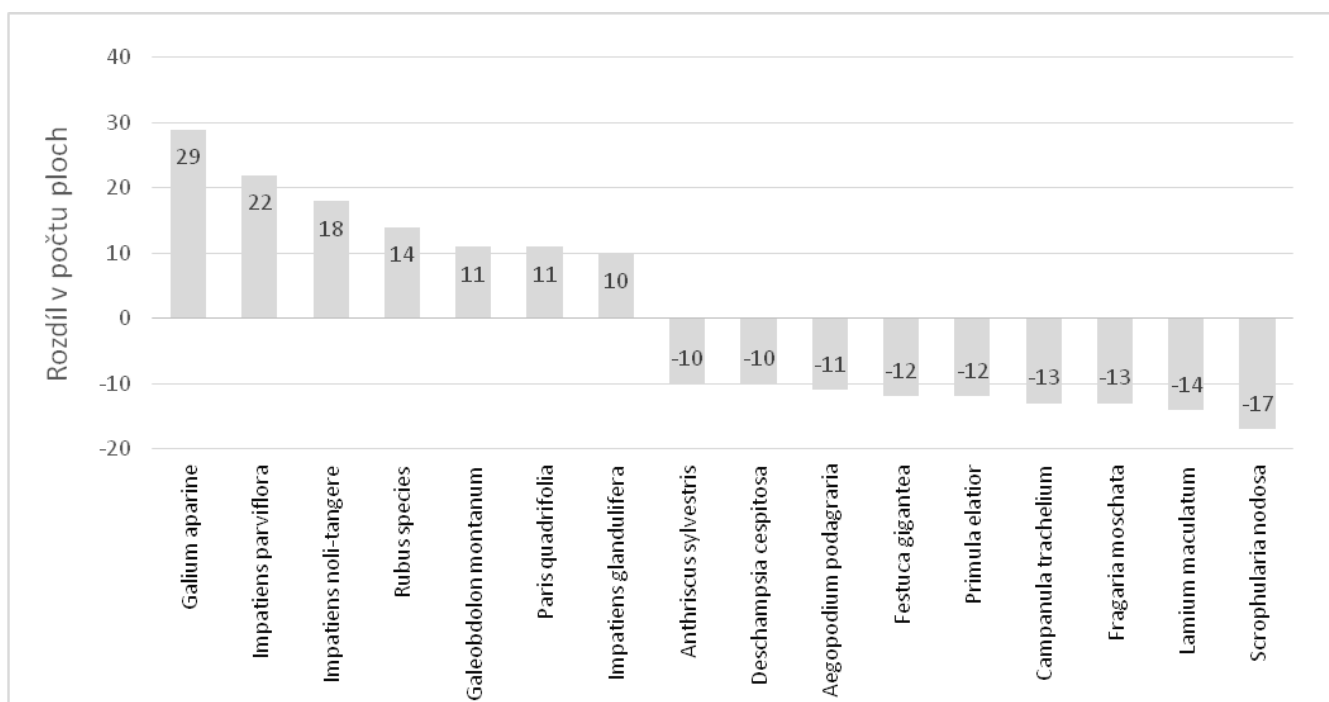
dubohabřiny bez ohledu ke starým novým snímkům. Dalších 12 druhů je vázáno na nové snímky v lužních lesích, mezi nimi např. *Impatiens noli-tangere* a *I. glandulifera* a *Rubus* sp. Na staré snímky v lužních lesích má vazbu 23 druhů (např. *Lamium maculatum* a *Primula elatior*). Osm druhů vykazují vazbu na lužní lesy bez ohledu na staré a nové snímky. Jediný druh (*Impatiens parviflora*) má vysokou míru fidelity ke všem novým snímkům v dubohabřinách i lužních lesích (viz příloha č. 4).

Druhy, které ubyly nebo přibyly, se zcela přesně nepřekrývají s druhy s vysokou mírou fidelity ke starým či novým snímkům. Např. *Impatiens parviflora* přibyla ve 13 snímcích, což je víc jak polovina celkového počtu snímků v dubohabřinách. Nicméně její míra fidelity není příliš vysoká. Podobně je tomu u *Urtica dioica*. Naopak *Moehringia trinervia* přibyla taktéž ve 13 snímcích a zároveň vykazuje nejvyšší míru fidelity k novým snímkům v dubohabřinách. I když *Veronica chamaedrys* zaznamenala největší úbytek, její míra fidelity nevykazuje příliš vysokou vazbu na staré snímky. U *Luzula pilosa* a částečně i u *Lathyrus vernus* pozorujeme jak úbytek v počtu výskytů, tak určitou míru vázanosti na staré snímky (viz obr. 6).

Co se týče lužních lesů tak nejhoněji zastoupený “nový“ druh *Galium aparine* vykazuje také největší míru fidelity v nových snímcích, podobně také *Impatiens noli-tangere* a *Rubus* sp. *Scrophularia nodosa* zmizela téměř ze 17 snímků (což je zhruba polovina snímků v lužních lesích), ale i přes to nevykazuje příliš velkou vázanost na staré snímky jako *Lamium maculatum*, *Aegopodium podagraria* nebo *Primula elatior* (viz obr. 7).



Obř. 6: Bylinné druhy dubohabřin, u kterých se změnil počet ploch jejich výskytu o 7 snímků a více. Znázorněn je rozdíl počtu snímků, kde se druhy vyskytovaly dřívě oproti tomu, kde byly nalezeny nyní.

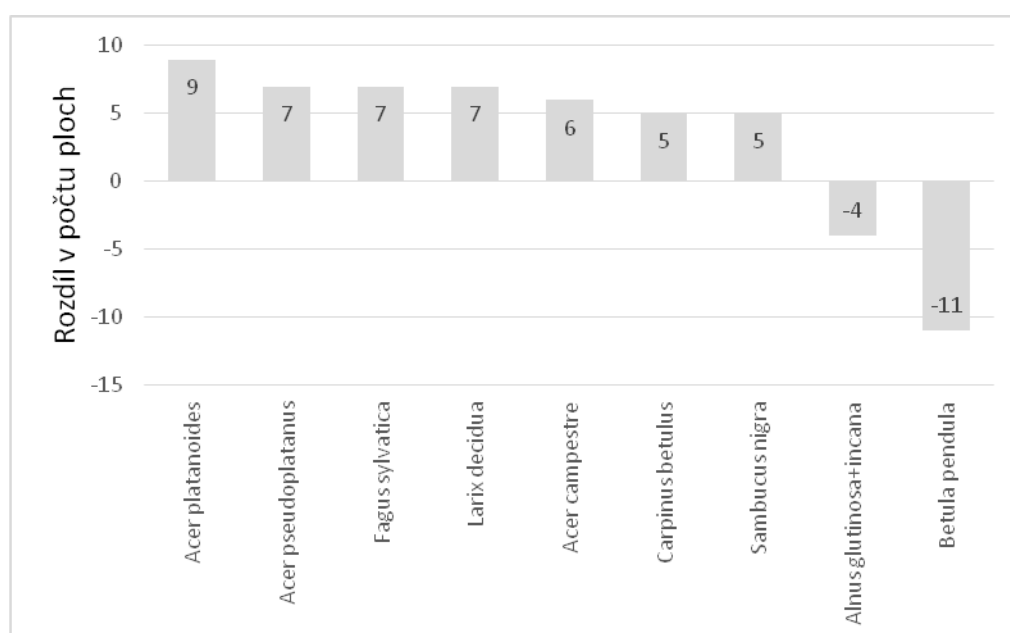


Obř. 7: Bylinné druhy lužních lesů, u kterých se změnil počet ploch jejich výskytu o 10 snímků a více. Znázorněn je rozdíl počtu snímků, kde se druhy vyskytovaly dřívě oproti tomu, kde byly nalezeny nyní.

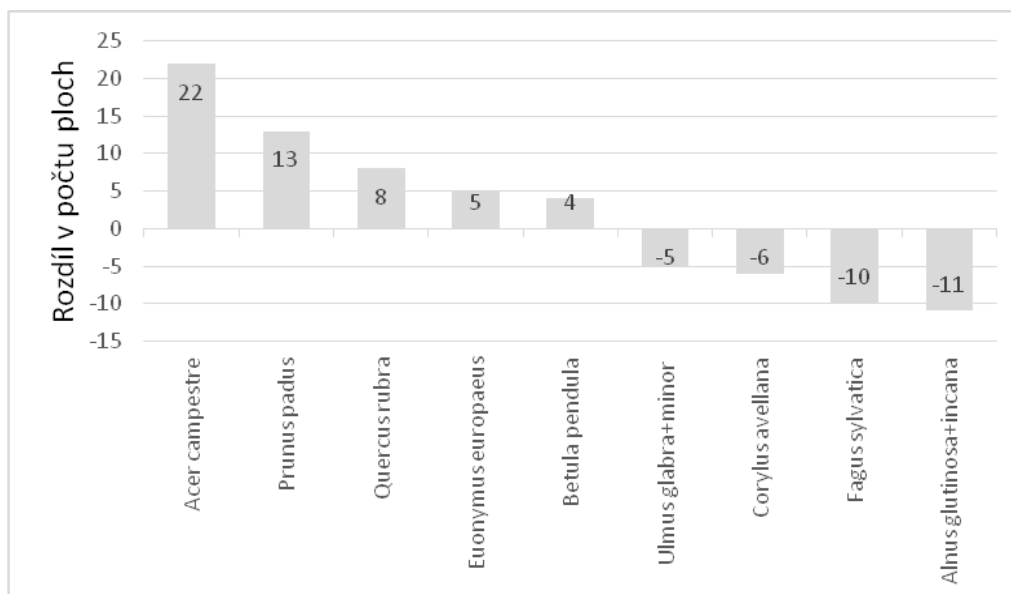
Podobné změny můžeme pozorovat i u dřevin (stromové a keřové patro a juvenilny). Celkově bylo zaznamenáno 36 druhů dřevin, z nichž 11 vykazuje vazbu k novým snímkům v dobohabřinách, v hlavním stromovém patře nejvíce *Carpinus betulus* a vysazovaný *Larix decidua* a mezi juvenilny *Fagus sylvatica* a opět *Larix decidua*. Zvýšený výskyt *Acer platanoides* a *Acer pseudoplatanus* (viz obr. 8) by se dal vysvětlit poměrně dobrým zmlazováním. U starých snímků dubohabřin má vysokou míru fidelity pouze 1 druh – *Betula pendula*. U břízy byl v souladu s tím zaznamenán největší úbytek (na 11 plochách viz obr. 8).

V lužních lesích vykazuje celkem 12 druhů fidelitu k novým snímkům a 5 druhů ke starým (viz příloha č. 5). Nicméně se to týká především juvenilů a jen částečně keřového a nižšího stromového patra. Takže juvenilny *Acer campestre*, *Prunus padus*, *Crataegus species* a *Quercus rubra* a další jsou do určité míry vázány právě na nové snímky v lužních lesích. To také odpovídá počtu zvýšených záznamů výskytu na plochách (viz obr. 9 - tyto data ovšem nerozlišují patrovitost). Největší míru vazby ke starým snímkům vykazuje ve stromovém patře jilm (*Ulmus glabra+minor*) a trochu méně olše (*Alnus glutinosa+incana*). V keřovém patře jsou pak vázány na staré snímky *Crataegus species* a *Corylus avellana*. I v obrázku 9 můžeme vidět podobné změny.

Fagus sylvatica a *Carpinus betulus* vykazují vazbu k novým snímkům napříč biotopy, takže k dubohabřinám i lužním lesům. Naopak ke starým snímkům v dubohabřinách i lužních lesích je vázán *Fraxinus excelsior*.



Obr. 8: Dřeviny dubohabřin, u kterých se změnil počet ploch jejich výskytu o 4 a více.



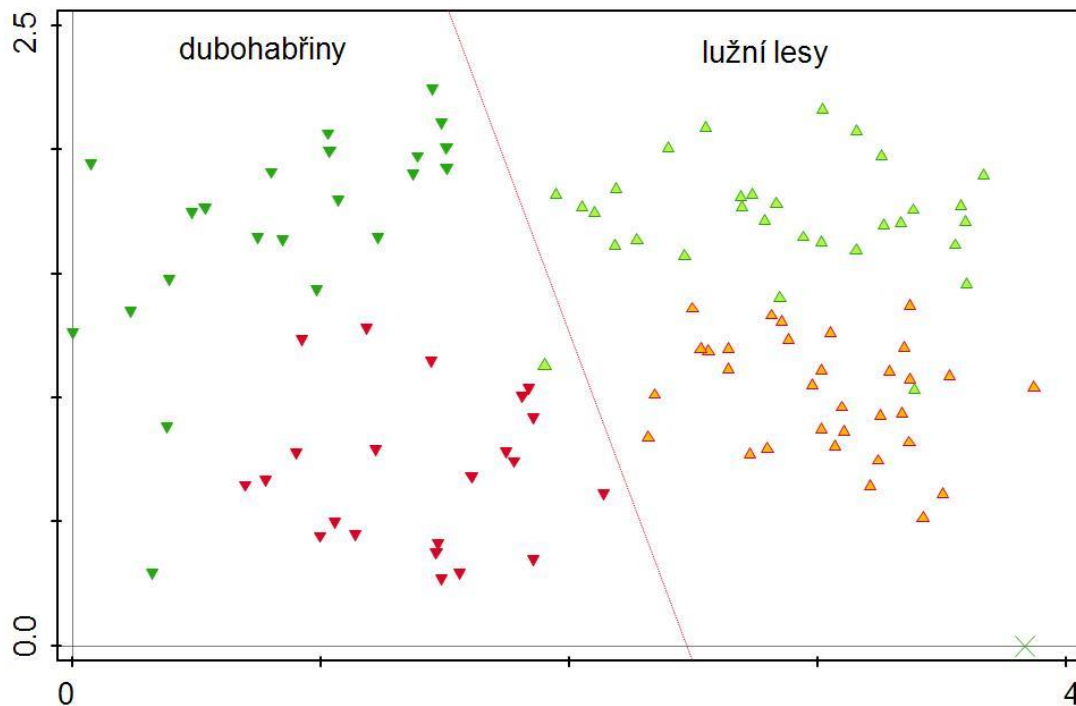
Obr. 9: Dřeviny lužních lesů, u kterých se změnil počet ploch jejich výskytu o 4 a více.

4.3. Celková změna vegetace

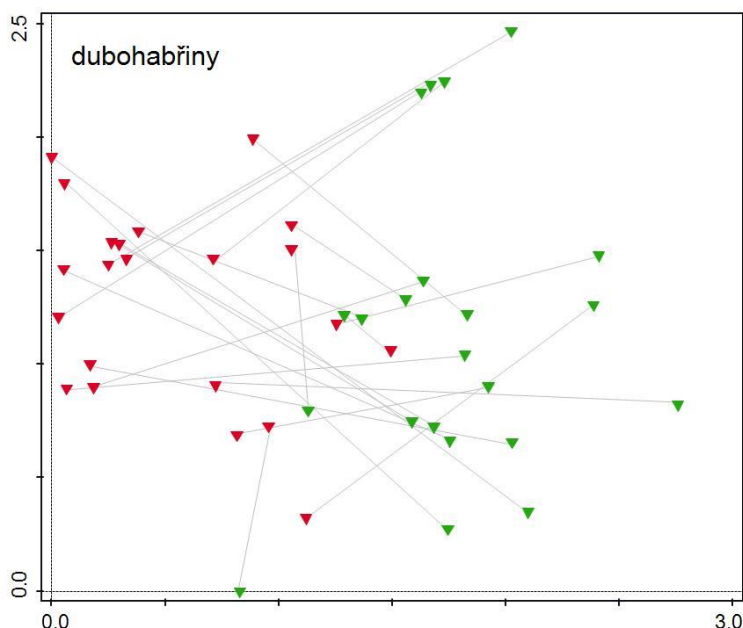
Z ordinační analýzy vegetace lesů Litovelského Pomoraví je zřejmé, že se druhové složení vegetace za posledních 60 let změnilo. Pozorujeme posun společenstev (obr. 10). Změna v rámci rozlišených typů vegetace dubohabřin a lužních lesů je znázorněna na obr. 11 a 12. I na nich lze zřetelně vidět posun společenstev. U dubohabřin lze rozlišit dva hlavní trendy posunu, jeden jde vizuálně směrem k levému hornímu rohu a druhý opačně směrem k levému dolnímu rohu (obr. 11). U lužních lesů jde hlavní směr trendu převážně směrem dolů (obr. 12). Kromě několika vymykajících se snímků. U přímé analýzy CCA (obr. 13) je první osa omezena časem snímkování (staré nebo nové snímkování) a zobrazuje tak variabilitu vegetace ve směru času. Variabilita vysvětlená časem je 4,7 % z celkové variability druhového složení vegetace. Trend časové změny doplňují ještě pasivně promítnuté Ellenbergovy indikační hodnoty pro vlhkost, půdní pH a živiny, které naznačují částečný nárůst v čase a také pro světlo, které je s časem v nulové korelaci. Dále si můžeme všimnout, že *Impatiens parviflora* je silně vázaná k novým snímkům. Podél svislé osy směrem dolů přibývá druhů náročnějších na živiny.

Poslední dva grafy (obr 14 a 15) představují DCA analýzu jednotlivých typů lesa s vyznačením nejvýznamnějších (nejčastěji zastoupených) druhů. Můžeme vidět, že ve starých snímcích lužních lesů se často vyskytují druhy jako *Brachypodium sylvaticum*, *Milium effusum*, *Pulmonaria obscura* a další. V nových snímcích pak často nalezneme

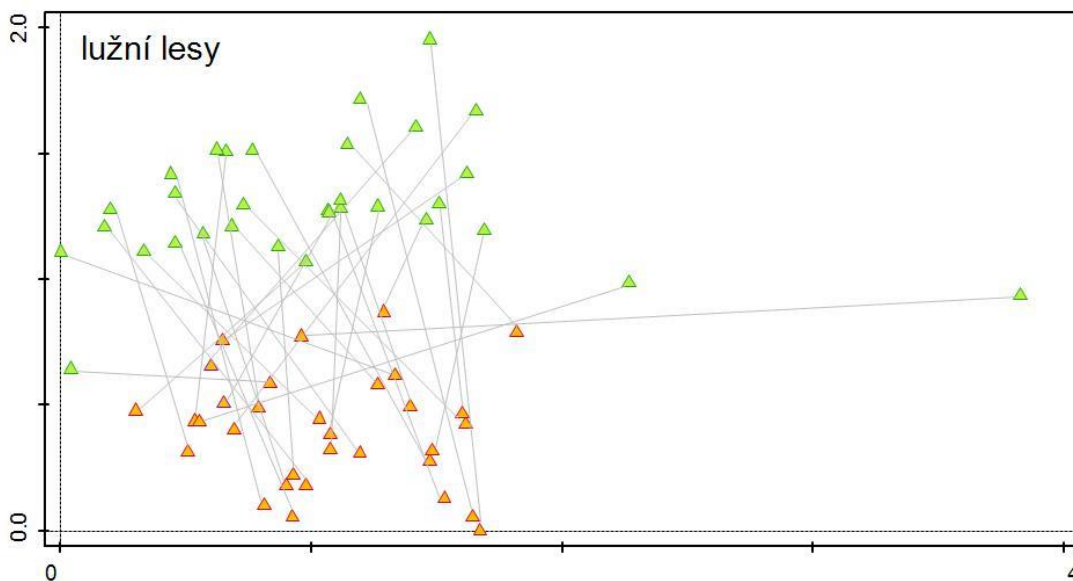
např. *Geum urbanum*, *Glechoma hederacea* nebo *Rubus sp.* Například *Urtica dioica* se zdá být společná jak starým, tak novým snímkům lužních lesů. Pro staré dubohabřiny jsou typické druhy jako *Veronica chamaedrys*, *Galium odoratum* nebo *Poa nemoralis*, pro nové dubohabřiny pak např. *Carex brizoides* a *Melica nutans*. Pokud by mělo jít o interpretaci ordinačních os, neodhalila jsem žádný výrazný trend (u dubohabřin ani u lužních lesů), který by se týkal prostředí. Znatelný je ovšem posun v čase. Variabilita tak bude vázána pravděpodobně ještě na jiné proměnné.



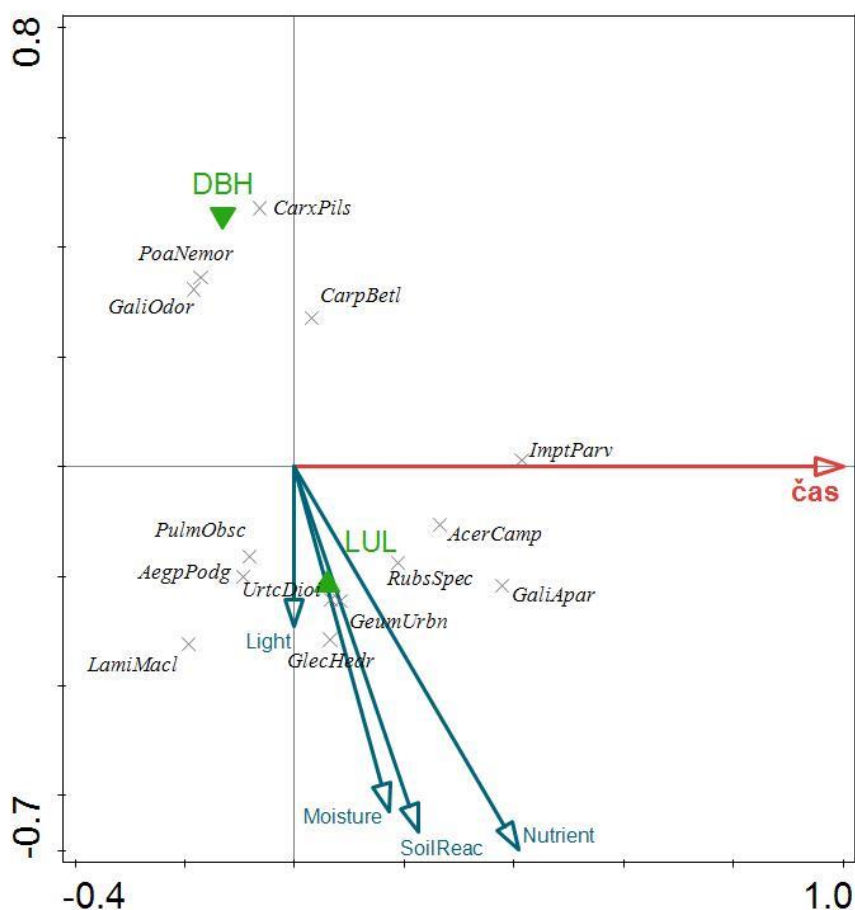
Obr. 10: Graf analýzy DCA. Symboly představují jednotlivé snímky, zelené body jsou staré snímky a červené/oranžové body jsou nové snímky. Šikmá šedá čára odděluje snímky z dubohabřin a lužních lesů (kromě jedné výjimky). Odlehlý starý snímek lužních lesů je vyznačen křížkem. Zobrazena je první (12.5 % vysvětlené kumulativní variability) a druhá osa (17.7 % vysvětlené kumulativní variability).



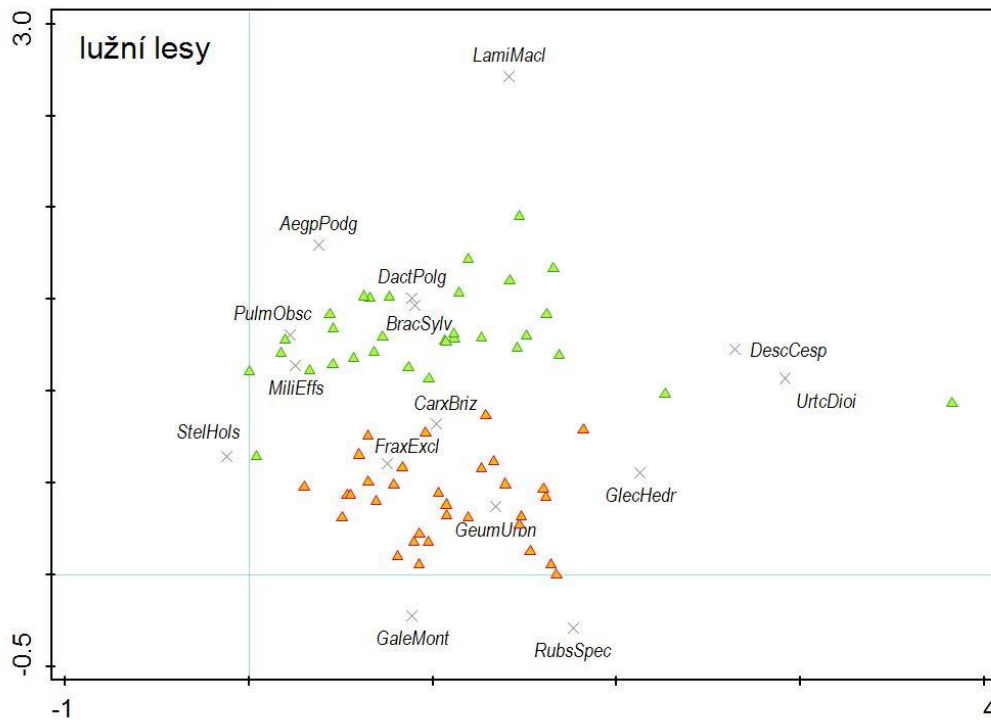
Obr. 11: Graf analýzy DCA (stejně jako na předchozím obrázku) pouze pro dubohabřiny. Spojené dvojice symbolů představují pár starého (zelené trojúhelníky) a nového snímku (červené trojúhelníky) z jedné plochy. Celkem 22 párů ploch.



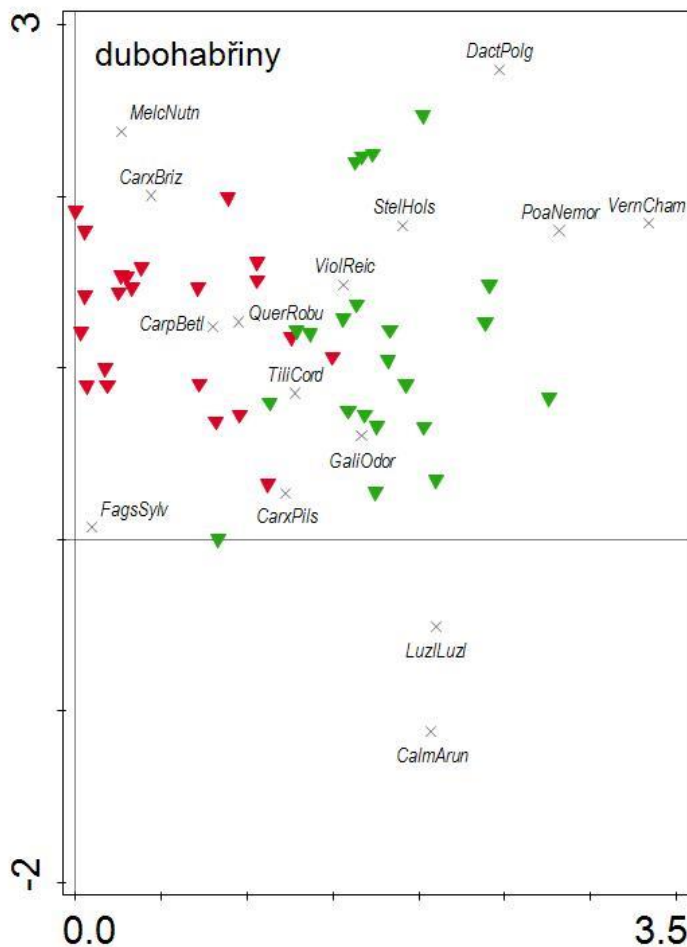
Obr. 12: Graf analýzy DCA (stejně jako na předchozích dvou grafech) pouze pro lužní lesy. Spojené dvojice symbolů představují pár starého (zelené trojúhelníky) a nového snímku (oranžové trojúhelníky) z jedné plochy. Celkem 32 párů ploch.



Obr. 13: Graf analýzy CCA s časem jako proměnnou prostředí a s pasivně promítnutými Ellenbergovými indikačními hodnotami pro živiny (nutrient), pH (soilReac), půdní vlhkost (moisture) a světlo (light). Centroidy snímků v podobě zelených trojúhelníků jsou zobrazeny pro dubohabřinu (DBH) a lužní lesy (LUL). Zobrazena je první (4,7 % vysvětlené variability) a druhá (16,9 % vysvětlené variability) ordinační osa, přičemž první osa představuje variabilitu vysvětlenou změnou ve druhovém složení. Body vyznačují 15 nejčastěji se vyskytujících druhů. Plná jména těchto druhů jsou uvedena v příloze č.2.



Obr. 14: Graf analýzy DCA (stejně jako na obr. 10) pro lužní lesy se zobrazenými nejčastěji se vyskytujícími druhy (plná jména viz příloha č.2). Nové snímky jsou oranžové trojúhelníky, staré snímky zelené trojúhelníky.



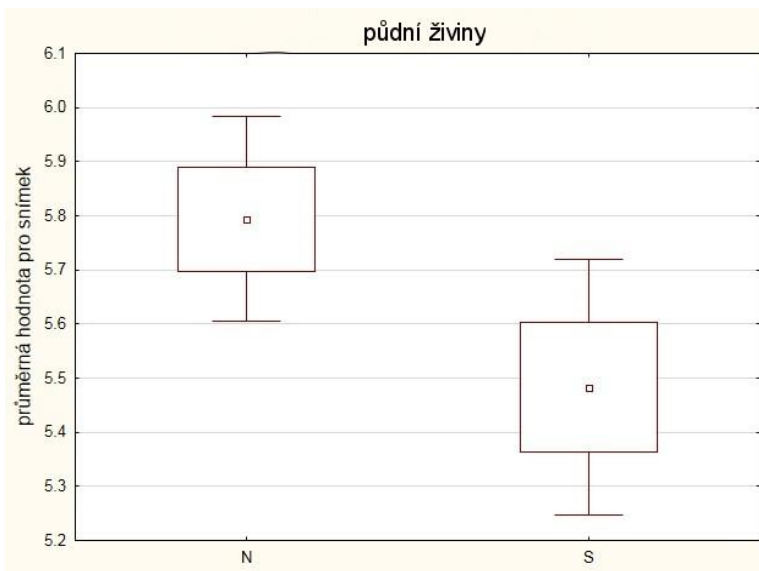
Obr. 15: Graf analýzy DCA (stejně jako na obr. 10) pro dubohabřiny se zobrazenými nejčastěji se vyskytujícími druhy (plná jména viz příloha č. 2). Nové snímky jsou červené body, staré snímky zelené body.

4.4. Změna podmínek prostředí podle Ellenbergových indikačních hodnot

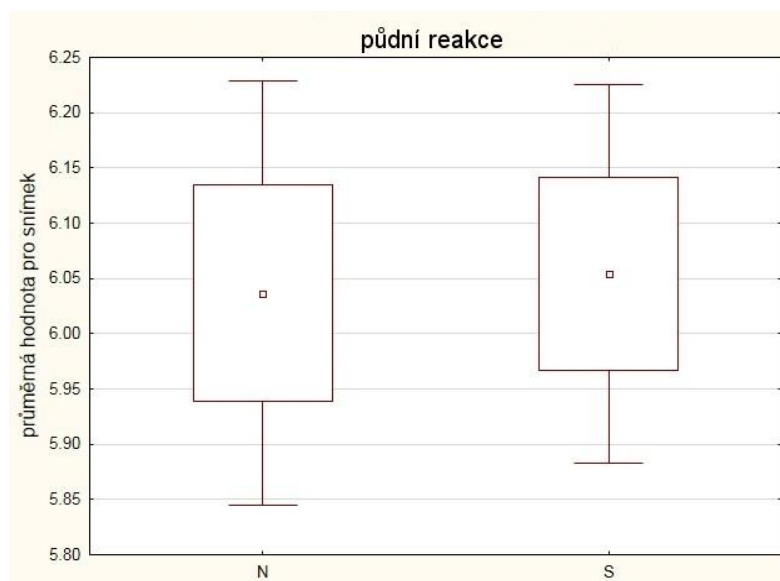
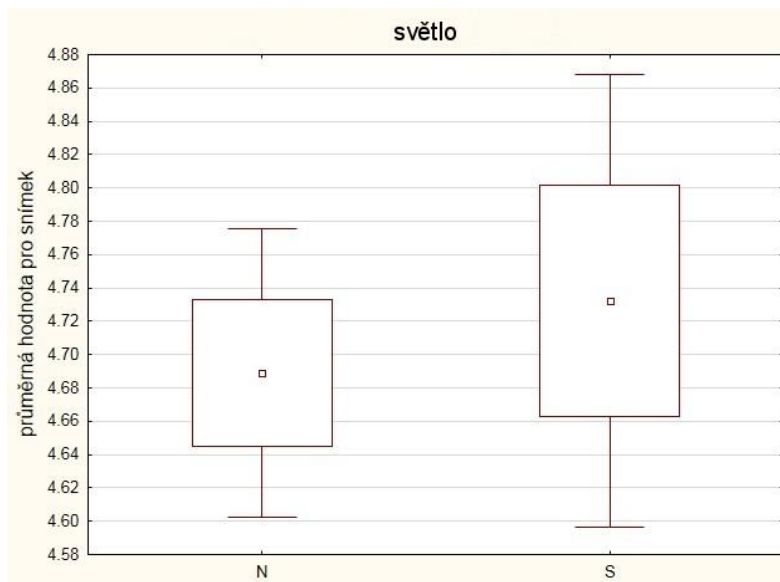
Na srovnání průměrů EIH z celého území pozorujeme posun k více úživnějším společenstvům (obr. 16), tato změna je průkazná (Wilcoxonův test, $p = 0,002$). U starých snímků je patrná větší variabilita světelných podmínek. Co se týče ostatních hodnot, nebyly prokázány žádné další významné změny. Pokud se ovšem podíváme na jednotlivé typy lesů zvlášť, můžeme vidět protichůdné trendy v dubohabřinách a lužních lesích pro světlo a pH. Tím pádem u společného hodnocení došlo k jejich vyrušení. U dubohabřiny došlo signifikantně k prosvětlení (Wilcoxonův test, $p = 0,024$) zatímco u lužních lesů je patrný vzrůst zastínění, ale blízko hranice statistické významnosti (Wilcoxonův test, $p = 0,044$). V dubohabřinách průkazně pokleslo pH, i když opět na hranici statistické významnosti (Wilcoxonův test, $p = 0,040$) a u lužních lesů se naopak pH zvýšilo (Wilcoxonův test, $p = 0,002$), podrobněji v tab. 8. Souhrnně řečeno, u obou typů lesa je patrný nárůst živiny, dubohabřiny jsou nyní prosvětlenější a kyselejší a lužní lesy stinnější a více bazické.

	EIH-L		EIH-R		EIH-N	
	staré	nové	staré	nové	staré	nové
lužní lesy	4.91	4.72	6.39	6.55	5.98	6.25
dubohabřiny	4.48	4.64	5.57	5.29	4.76	5.14

Tabulka 8: Průměrné Ellenbergovy indikační hodnoty pro snímky (pouze bylinné patro) pro oba zkoumané typy lesů. EIH-L představují Ellenbergovy indikační hodnoty pro světlo, EIH-R pro půdní reakce a EIH-N pro půdní živiny.



Obr. 16: Rozložení průměrných Ellenbergových indikačních hodnot pro snímky z obou typů lesních společenatev. Vlevo jsou nové snímky (N), vpravo staré snímky (S). Statisticky signifikantní rozdíl mezi oběma soubory je pouze pro živiny (Wilcoxonův test, $p = 0,002$). V krabicových diagramech je zobrazen medián hodnot (středový bod), horní a dolní kvartil a úsečky značící rozpětí mezi extrémů.

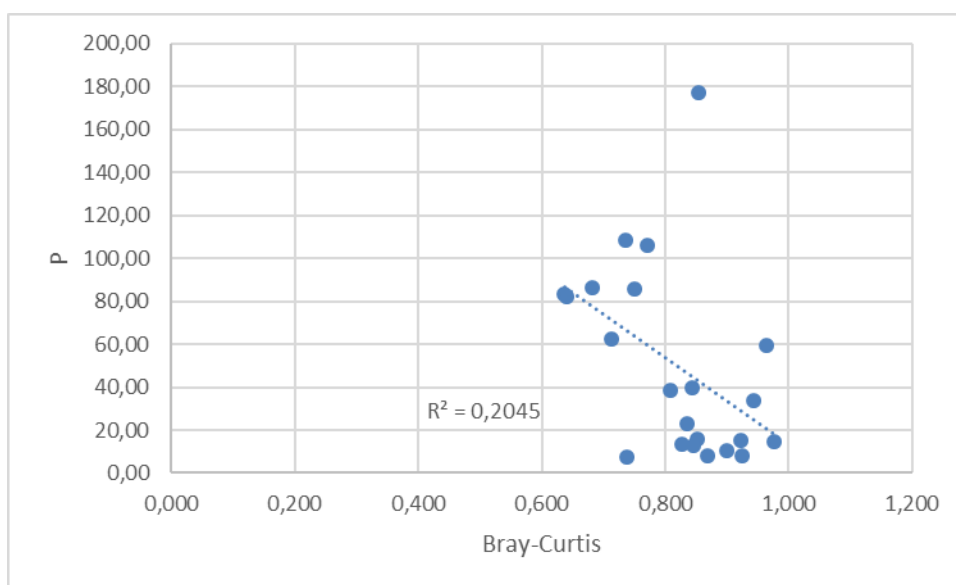


4.5. Změna podmínek prostředí podle měřených hodnot

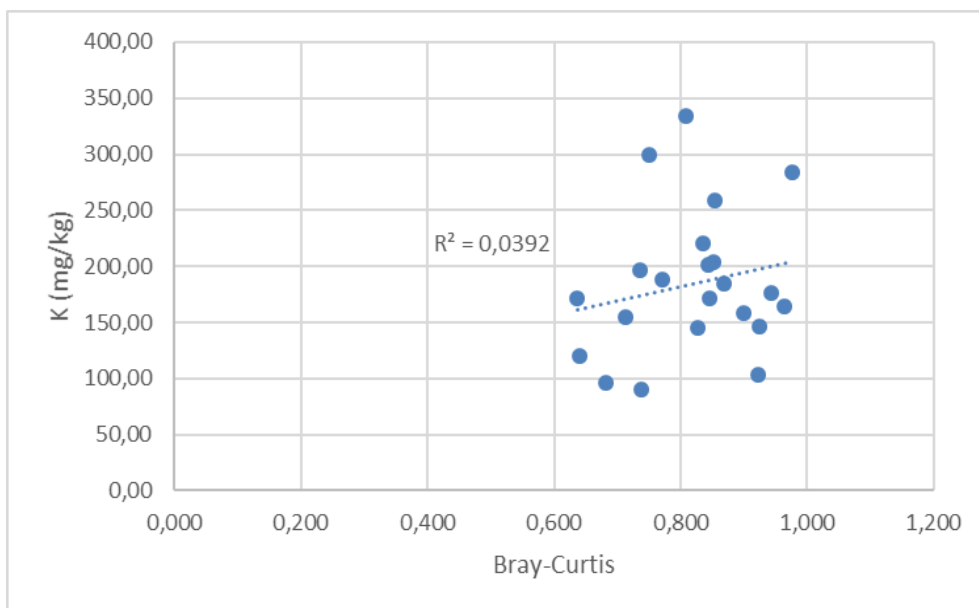
U pH nebyla nalezena žádná významná korelace, proto výsledné grafy zde nejsou zobrazeny. Následující grafy ukazují pouze výraznější zjištěné korelace.

4.5.1. Dubohabřiny

Na následujícím obrázku (č. 17) pozorujeme poměrně silnou negativní závislost mezi obsahem půdního fosforu v prostředí a Bray-Curtisovým indexem. To znamená, že na plochách s vyšším obsahem P došlo k menším změnám vegetace, naopak v místech na P chudých se nachází vegetace méně podobná té původní. U obsahu půdního draslíku pak pozorujeme nevýraznou pozitivní závislost s Bray-Curtisovým indexem (obr. 18).



Obr. 17: Lineární regrese mezi obsahem fosforu v půdě a mírou nepodobnosti mezi starými a novými snímky na jednotlivých plochách, vyjádřenou Bray-Curtisovým indexem. Koeficient determinace $R^2 = 0,2045$; Pearsonův korelační koeficient = $-0,452$.



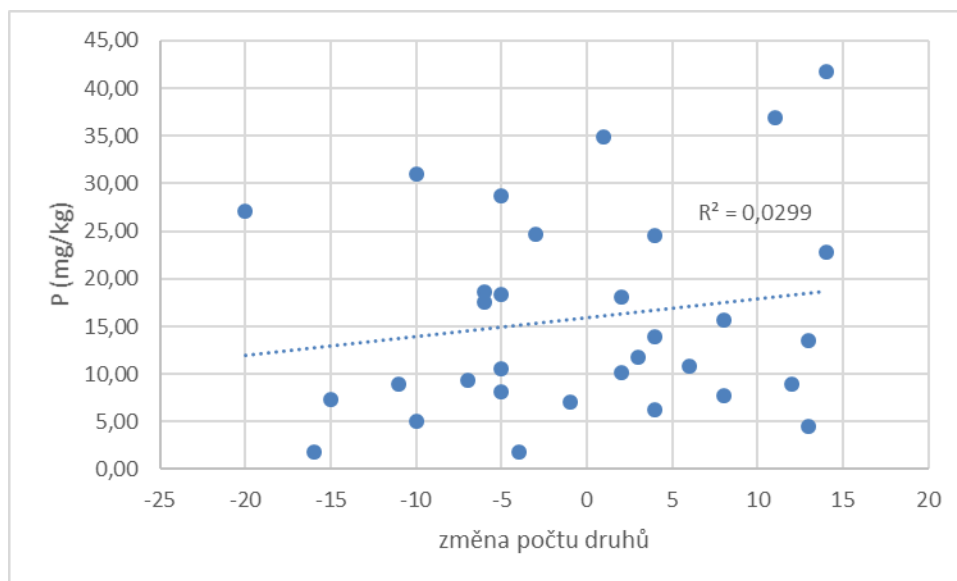
Obr. 18: Lineární regrese mezi obsahem draslíku v půdě a mírou nepodobnosti mezi páry starých a nových snímků, vyjádřenou Bray-Curtisovým indexem. Koeficient determinace $R^2 = 0,0392$; Pearsonův korelační koeficient = 0,198.

4.5.2. Lužní lesy

Mezi druhovou diverzitou vyjádřenou změnou Shannon-Wienerova indexu a obsahem draslíku v půdě pozorujeme slabou pozitivní závislost (obr. 19). Se vzrůstajícím množstvím draslíku slabě vzrůstá i druhová bohatost mezi plochami. Na množství fosforu v půdě pak nejvíce reaguje změna počtu druhů (obr. 20). Můžeme pozorovat pozitivní závislost, i když velmi slabou. To znamená, že na plochách s větším obsahem P přibylo více druhů.



Obr. 19: Lineární regrese mezi množstvím draslíku a druhovou bohatostí vyjádřenou Shannon-Wienerovým indexem. Koeficient determinace $R^2 = 0,0767$; Pearsonův korelační koeficient = 0,276.



Obr. 20: Lineární regrese mezi množstvím fosforu a změnou počtu druhů mezi starými a novými snímky. Koeficient determinace $R^2 = 0,0299$; Pearsonův korelační koeficient = 0,172.

4.6. Historie lesního hospodaření

Původně souvislý komplex lužního lesa, který se táhl od Moravičan až po Černovír, byl v období mezi 12. a 15. stoletím vykloučen v okrajových sušších částech. Tím byl původně souvislý les rozdělen na dvě izolované části, které se zhruba zachovaly dodnes. Severní část zvaná Doubrava má výměru zhruba 2 900 ha a daleko větší podíl suchého luhu než jižní část, někdy nazývaná Střeňský les, která má výměru asi 2 000 ha. To, že se lesy zachovaly v takovém rozsahu do dnes, zapříčinila hlavně nevládnutelnost záplav (v lužní části) a ochrana loveckých revírů (v suchém luhu).

Ve vrcholném středověku zůstala část Doubrava majetkově jednotná a patřila panství Úsov. Jižní část byla rozdrobena mezi sedm menších panství a provozované hospodaření vedlo k přetěžování lesů a jejich špatnému stavu (Hošek 1987). Z Úsovského panství máme první zmínku o těžbě dřeva ze 13. století, pravděpodobně jako intenzivně obhospodařované pařeziny. Jejich obmýtí se v 18. století ustálilo zhruba na 40 letech s občasnými výstavky dubu a méně jilmu, habru a buku. Dlouhou dobu se spoléhalo pouze na přirozenou výmladnost a v druhé polovině 18. století byla nařízena také umělá obnova dubu, břízy a lípy. Už na konci 18. století se z hlavně ekonomických důvodů začalo s postupným převodem na les vysoký a dochází i k větší změně druhového složení. Mimo jiné jsou vysazovány smrky a místy modřiny, ojediněle borovice. Úsovské panství

bylo důležité pro myslivost. Od roku 1820 do roku 1850 zde byla zřízena novozámecká obora.

V urbáři panství Úsov (16. století) nacházíme pouze zmínku o využívání lesa pro pastvu prasat a kosení steliva. Většina podrobných záznamů se nachází až v josefském katastru z 18. století. Právě koncem 18. století byla Doubrava z naprosté většiny využívána jako pařezina s obmýtím 40 let s bukem, břízou, lípou, osikou a dubem (příloha č. 3), což víceméně potvrzuje informace od E. Hoška.

O jižní části (Střeňský les) víme jen, že byla později zcelena do Lichněnského a Olomouckého panství. Ze 17. století je pouze jeden záznam z urbáře Klášterního Hradiska o pastvě prasat. Později z Josefského (konec 18. stol.) a Stablního katastru (polovina 19. stol.) máme záznamy o pařezinách s obmýtím 35–40 let a místy sběr žaludů, kosení steliva a hrabání hrabanky. V porostu se vyskytovaly dub, olše, jilm, osika, vrba, lípa (příloha č. 3). Hošek (1987) uvádí před toulavou těžbu a sběr žaludů pro hospodářská zvířata do 18. stoletím, potom zmiňuje obecně pouze plánovité hospodaření. Dále uvádí, že se v lese nenacházely holiny a byl téměř celý zaplavován. Z konce 18. století jsou od Skrbně a Hynkova popisovány dubové pařeziny s obmýtím 25 let a asi 30 % podílem výstavků. V horní etáži převažoval dub, méně byly zastoupeny jilmy a jasany. Spodní etáž tvořily jasany, jilmy, olše, osiky, lípy a vrby. Podle vlastníků se lišil způsob hospodaření, takže se v místních luzích nacházela pestrá mozaika různě starých porostů pařezin s obmýtím 20–40 let (platí pro 18. století) a s různým zastoupením výstavků (Hošek 1987).

Jak uvádí Hošek (1987), v některých částech (např. na Vrapači) se rozkládaly louky a pastviny s přestárlými výstavky. S postupem času docházelo k preferování uhlí na úkor pařezin. Dalo by se však říci, že lužní lesy byly až do roku 1950 obhospodařovány jako les sdružený (čili střední – kombinace výmladných jedinců a výstavků) s obmýtím pařeziny asi 35 let. Poté byly zahájeny převody na les vysoký. Podle historické databáze AV ČR, byly lesy ve zkoumaném území povětšinou obhospodařovány jako pařeziny s obmýtím 35–50 let nebo místy jako pařezina s výstavky až do poloviny 19. století, kam sahají informace z této databáze.

5. DISKUZE

5.1. Vhodnost použitých metod

5.1.1. Výhody a nevýhody použitých referenčních dat

Lesnické typologické snímky byly podrobněji charakterizovány v kapitole 3.2.1. Jako takové obsahují velké množství poměrně přesných a dohledatelných informací. Jejich hlavní výhodou je, že pokrývají rozsáhlé území a také že typologický průzkum probíhal po dlouho dobu – od 50. let 20. století (pokryty jsou téměř všechny oblasti ČR s výskytem lesa mimo vojenské újezdy). Další výhodou je, že snímky jsou zaznamenány jednotnou metodikou (Mezera et al. 1956, Anonymus 1961). To svým způsobem umožňuje poměrně snadno a přesně dohledat původní pozici snímku z porostních map a snížit tak riziko nepřesné lokalizace. Ve srovnání se snímky od tehdejších botaniků, kteří lokalizovali plochy jen velmi obecně, je však tato dohledatelnost nespornou výhodou.

Použití lesnických typologických ploch přináší i svá omezení. Jedním problémem je, že data byly pořizovány různě erudovanými a vzájemně nespolupracujícími pracovníky. Tím pádem nejsou referenční data zcela jednotná v určování druhů, pater a pokryvností, i přesto, že jednotná metodika se tyto jevy snaží eliminovat. V této práci pocházejí referenční snímky od dvou různých autorů, a i u nich můžeme pozorovat drobné odlišnosti, např. jeden ze dvou autorů nerozlišoval *Quercus robur* a *Q. petraea*. Z toho důvodu byla nasbíraná data ještě následně standardizována. Malá chyba se také vnáší při snímkování téže plochy (staré a nové) různými hodnotiteli. Různé práce ale ukazují, že větší váhu hraje čas a úsilí věnované snímkování, než samotná osoba snímkovatele (Thimonier 1992).

Jistý metodický problém vyplývá z převádění původních dat do databází. Snímku jsou sice přesně zakreslené do map a podrobně popsáné, ale při digitalizaci by bylo neúměrně náročné zkoumat všechny podklady. Přesné souřadnice ploch byly zaneseny všude tam, kde to bylo možné, na jiných místech se musíme spokojit s méně přesným odhadem. To samozřejmě vnáší chybu a neodhalitelnou nepřesnost v lokalizaci.

Dalším relativně sporným faktem lesních snímků je nenáhodný výběr ploch, které jsou vybírány tak, aby jejich počet a rozmístění odpovídalo rozmanitosti podmínek prostředí a jsou zakládány v reprezentativních vyspělých porostech (Plíva 1991). Plochy také bývají z praktických důvodů umisťovány na snadno dostupných místech. Nevýhodou tedy je subjektivní vnímání ploch a možná preference určitých vegetačních typů. Výsledky pak nemusí být zcela reprezentativní. Na druhé straně je tu i výhoda toho, že jednotlivé vegetační typy, a zvláště ty vzácné, jsou rovnoměrněji zastoupeny.

5.1.2. Vliv nepřesné lokalizace ploch

Ať už se jedná o opakování fytoocenologických nebo lesních typologických snímků, většinou mají snímky charakter nepřesně lokalizované plochy. To znamená, že plochy nejsou trvale, přesně vymezeny na daném místě v terénu, takže jejich dohledání není přesné. Do výzkumu časové změny se nám tak dostává chyba způsobená prostorovou heterogenitou prostředí. Výsledný *pseudoturnover* (falešný obrat druhů) bývá převážně způsoben druhy s nízkou frekvencí výskytu (Fischer et Stöcklin 1997). I přesto, že se prostorová variabilita nutně odráží v časové změně, ukázalo se, že vliv prostorové heterogenity je obvykle menší, než samotná časová změna (Ross et al. 2010, Veverková 2013). A tak zůstávají opakované snímky, i přes jisté nevýhody, stále dobrým zdrojem dat k určování proběhlých změn.

K co největší přesnosti lokalizace ploch v této práci posloužil přístroj GPS a staré zápisníky s celkem podrobným popisem reliéfu a významných prvků v okolí (potoky, prohlubně, cesty apod). Nicméně v relativně homogenní a rovinnaté krajině lužních lesů nelze přesnost lokalizace dost dobře ověřit. Zároveň, pokud jde o celkem homogenní porost, snižuje se i chyba vnesená heterogenitou prostředí. Jednou z možností ověření správné lokalizace, je také nalezení staré půdní sondy, která byla součástí typologického výzkumu. Půdní sondy se ovšem v případě této práce až na výjimky nepodařily dohledat. Může to být způsobeno buď právě nepřesným dohledáním nebo tím, že staré půdní sondy z 50. let 20. století a starší, se už nedochovaly. Pokud bylo nutné posunout snímek z nějakého důvodu vůči zadaným souřadnicím, vždy bylo přihlíženo k informacím ze starých terénních zápisníků a homogenitě prostředí, viz kap. 3.2.2. Pokud plocha opravdu zásadně neodpovídala, ani žádný z okolních porostů, byla vyřazena.

5.1.3. Další možné zdroje zkreslení

Stejně jako v této práci je i v ostatních studiích týkajících se opakování fytoecologických snímků spojeno s dalšími různými omezeními. Jak už bylo nastíněno výše, týká se to problému, že snímkování provádí různí lidé, což je při opakování starých ploch pochopitelně naprosto běžná praxe. V datech se tak objeví těžko podchyitelná chyba vlivem pozorovatele (observer bias). Jde především o rozdílné úsilí, se kterým pozorovatel plochu zkoumá, dále rozdílná zkušenost jednotlivých badatelů a jejich subjektivní vnímání pokryvnosti nebo chápání taxonomických konceptů. Například se očekává, že druhová bohatost bude stoupat s rostoucím snímkovacím úsilím a/nebo zkušeností pozorovatele (Kapfer et al 2017).

Je těžké se vyhnout chybě vlivem pozorovatele nebo ji nějak kvantifikovat, ale existují určitá zmírňující opatření. V případě této studie byla v terénu používána pomocná tabulka pokryvností pro Braun-Blanquetovu stupnici. Následně před analýzou byly sloučeny problematické nebo těžko určitelné druhy. Čím méně je nejasných druhů, tím bude pravděpodobně menší i chyba pozorovatele.

Další možné zkreslení časové změny může nastat vlivem krátkodobých výkyvů složení vegetace způsobených ročním obdobím zápisu fytoecologického snímku, případně výkyvy počasí (*seasonality bias*). Z toho důvodu je velmi důležité dodržet načasování opakování snímků. Terénní práce jsem se proto snažila co nejvíce přiblížit původnímu datu sběru dat, které spadalo do období od září do listopadu. Zároveň hrály roli osobní možnosti, a proto se ne vždy podařilo dodržet přesné načasování (opakování probíhalo srpen–září). Je tedy jasné, že opakování probíhalo v jiném fenologickém období. Zmíněný posun se opírá o předpoklad, že hlavní změny vegetace nížinných lesů probíhají mezi jarním a letním aspektem a v podzimním období se spíše usměřují. Vymazalová (2014) ve své práci dokládá, že letní a podzimní aspekty nížinných lesů jsou si relativně podobné.

Podle výsledků této práce vidíme malý nárůst druhové diverzity. Může to být skutečný a správný výsledek, který by nebyl v rozporu s podobnými publikovanými studiemi. Nelze ale ani vyloučit vliv doby opakování snímků. Znamenalo by to potom, že nárůst biodiverzity je způsobený rozdílným stavem vegetace v době snímkování. Kdy opakování probíhalo občas ještě na konci vegetační sezóny, zatímco staré podzimní snímky jsou logicky druhově chudší.

5.2. Změny vegetace a jejich možné příčiny

Obraz současné vegetace je odrazem mnoha příčin nastíněných v úvodu. Přičemž tato práce obsáhla jen určitou část zmíněných příčin, a ty jsou diskutovány níže. Na studovaném území Litovelského Pomoraví je za významný vliv považována také změna hospodaření. Pro tuto proměnnou zde bohužel chybí statistické ověření, proto je tento faktor pouze polemizován.

5.2.1. Změna diverzity

Pokud bychom uvažovali celou zkoumanou oblast jako celek, tak se druhová diverzita v bylinném patře částečně zvýšila. I když závěry podobných prací často konstatují úbytek diverzity (Hédl et al. 2010; Kopecký et al. 2013; Litza et Diekmann 2017), vyskytují se i jiné výsledky zaznamenávající nárůst (Strubelt et al. 2017) nebo konstatující stav beze změny (Vellend et al. 2017), není však patrný celkový jasný trend ve změně počtu druhů na ploše. Větší ztráty diverzity jsou obvykle často spjaty s větší změnou způsobu využívání území (Vellend et al. 2017).

Změna celkové diverzity, v rámci této práce, je dána pouze nárůstem diverzity v dubohabřinách, v lužních lesích totiž žádná změna druhové bohatosti prokázána nebyla. Nicméně podle historických dat, došlo v obou těchto územích k výrazným změnám hospodaření. U dubohabřin se tato změna datuje zhruba do 18. století, takže opakování snímků za posledních 50 let nemůže tuto změnu zachytit. V lužních lesích se změna hospodaření předpokládá velmi pozvolně od 18. století a výrazněji v průběhu poloviny 20. století, tedy poměrně nedávno. Přesto nebyla zaznamenána změna diverzity, spíše došlo k obměně druhů, kdy se bohaté plochy ochudily, a naopak původně chudé plochy obohatily, podobně jako v Keith et al. (2009). Zvýhodněny jsou druhy tolerující nebo adaptované na změněné podmínky prostředí.

Dále došlo ke zvýšení vyrovnanosti, to znamená že abundance jednotlivých druhů jsou vyváženější. K této změně však došlo opět jenom u dubohabřin, což se také znovu promítlo do celkových výsledků. Nárůst vyrovnanosti je pravděpodobně skutečností, protože se projevil jen u části zkoumaných dat a lze tak vyloučit zkreslení vlivem subjektivního pohledu hodnotitele. U lužních lesů nebyla opět prokázána výrazná změna.

Předešlá změna diverzity se týkala pouze bylinného patra, ke změnám však došlo i mezi dřevinami. Celkově se zvýšil počet druhů na plochu a taktéž Shannon-Wienerův index. Když se podíváme na jednotlivé typy lesů, vidíme zde opačný trend než v bylinném patře. Pokud oddělíme semenáčky tak v dubohabřinách počet dřevinných druhů pozvolna klesá a v lužních lesích naopak stoupá, i když jen velmi nepatrně. Důvody mohou být různé, dřeviny jsou především ovlivňovány lesním managementem. Změna počtu druhů může být také ovlivněna kompeticí druhů a/nebo posunem pater, i když podle získaných středních hodnot, to tak úplně nevypadá.

Zajímavý je velký nárůst druhů semenáčků na plochu a také obecně zvýšení jejich výskytu. Nutno podotknout, že nešlo o umělou obnovu. Opět nelze jednoduše odhalit příčinu. Může jít o zkreslení způsobené hodnotitelem, a ještě více o zkreslení vnesené posunem doby snímkování. Je dost pravděpodobné, že v době opakování snímků, byly ještě příznivější podmínky pro zmlazování než u snímků původních. Pokud by šlo o reálný nárůst zmlazení, usuzovala bych spíš na vliv podmínek prostředí, semenné banky a/nebo bylinného patra, protože v nadrostu dřevin nebyly zaznamenány žádné výrazné změny. Interakce bylinného patra a zmlazení by stála za další podrobnější zkoumání. V literatuře se dá dohledat, že vlastnosti bylinného patra jsou propojené s dynamikou zmlazení a složením nadrostu (Gilliam et al. 2007).

5.2.2. Změna druhového složení

Ve snímcích dubohabřin se nejčastěji vyskytují druhy světlých lesů a lesních lemů, často vyžadující kyselejší pH. Podle synoptické tabulky fidelity (příloha č. 4) i dalších výsledků včetně DCA analýzy (obr. 14 a 15), přibylo druhů vyžadujících dostatek světla a rovněž kyselý pH. Nově se objevují také druhy ukazující na ruderalizaci, jako je třeba *Moehringia trinervia* nebo *Erechtites hieraciifolius*. Vůbec nejvíce přibyly druhy náročné na živiny – *Impatiens parviflora* a *Urtica dioica*.

Najít nějaký jasný trend mezi ubývajícími druhy je poněkud těžší, úbytek se týká jak světlomilných (*Veronica chamaedrys*, *Campanula persicifolia*, *Hieracium Sabaudum*...) tak některých stínomilnějších druhů (*Sanicula europaea*, *Cephalanthera damasonium* nebo *Pyrola minor*). Očekávaně ubyly některé druhy oligotrofních stanovišť (*Veronica officinalis*, *Hieracium murorum*, *Fragaria vesca*). Dále nebyly dohledány už dříve vzácně se vyskytující druhy jako *Orthilia secunda*, *Clinopodium vulgare* a *Genista tinctoria*. To

ale také není nijak překvapivé, úbytek vzácných lesních druhů je dokládán i z jiných míst (Hédli et al. 2010). Pokud nejde o záměnu druhů hodnotitelem vystřídala *Melica nutans* stínomilnější *M. uniflora* a podobně *Calamagrostis villosa* nahradila stínomilnější *C. arundinacea*. Nicméně nárůst *C. villosa* zaznamenal např. také Prach (2012) a vysvětlil ho pravděpodobným šířením při lesním hospodaření.

Diverzita dubohabřin se zvýšila a došlo také k obměně druhů. Z uvedených změn vegetace můžeme usuzovat na jistý nárůst živin v prostředí. Lze také uvažovat o mírném okyselení území a prosvětlení porostu.

Lužní les hostí převážně druhy vlhkomilné, stínomilné a náročné na živiny. Podle získaných výsledků (příloha č. 4, obr. 7 a 14) nejvíce přibyly právě druhy náročné na živinové poměry (*Galium aparine*, *Rubus sp.*, *Paris quadrifolia*...). U druhu *G. aparine* může jít částečně o zkreslení, způsobené dobou snímkování, protože při opakování snímků se sice vyskytoval na většině ploch, ale byl už téměř na konci své sezony. Výrazné je také expanzivní šíření tří druhů netýkavek (*Impatiens parviflora*, *I. nolitangere*, *I. glandulifera*), přičemž nejsilněji jde vidět u *I. parviflora*. To pravděpodobně ukazuje na zvýšení obsahu živin a narušenost (ruderalizaci) území.

I když v lužních lesích nedošlo ke změně v počtu druhů, došlo k druhové obměně. Mezi druhy, které ubyly patří nejčastěji *Scrophularia nodosa*, *Fragaria moschata*, *Campanula trachelium*, *Primula elatior* ad. Většina z těchto druhů mají buď větší nároky na světlo nebo jsou vázány na paseky či lesní světliny. Ale ubyly i stínomilné či nitrofilní druhy, např. *Aegopodium podagraria*, *Lamium maculatum*.

Na základě uvedených informací by se dalo předpokládat, že dochází k úbytku druhů otevřených stanovišť a raně sukcesních stádií na úkor nitrofilních, ruderálních a pozdně sukcesních druhů.

Výrazným prvkem v opakovaných snímcích jak dubohabřin, tak lužních lesů je právě zmíněná netýkavka malokvětá (*Impatiens parviflora*), která patří k nejrozšířenějším invazním druhům střední Evropy. Její úspěch závisí jednak na jejích vlastnostech a jednak na vlastnostech invadovaného území. K šíření napomáhají např. zvýšení dostupnosti dusíku a disturbance způsobené turismem, intenzívním managementem nebo třeba rozrytím půdy divokými prasaty (Chmura et Sierka 2006). To všechno jsou vlivy, které provází současné změny lesní vegetace i ve zkoumaném území. Vliv *I. parviflora* na

vegetaci není jednoznačný, mnohé studie dokazují její negativní vliv na diverzitu původní vegetace (Tokarska-Guzik et al. 2008), jiné se přiklánějí k tomu, že její vliv je zanedbatelný (Chmura et Sierka 2006).

Pokud se podíváme na výsledky této práce, vidíme, že abundance *I. parviflora* narostla napříč celým územím a v obou typech lesů se nově objevila ve víc než polovině snímků, přičemž silněji v lužním lese. Nicméně dubohabřiny přesto nezaznamenaly úbytek diverzity, ale právě naopak. Vliv netýkavky zde tedy můžeme zanedbat. Ani u lužních lesů nebyl zaznamenán úbytek počtu druhů, ale došlo k obměně směrem k nitrofilním a ruderalním druhům, které netýkavku občas při invazi doprovází. Její vliv zde můžeme vzít v úvahu, ale těžko můžeme vyvodit jasný závěr, protože na změnách vegetace se podílí množství dalších vlivů.

Co se týká druhového složení dřevin vidíme, že v dubohabřinách ubyly pionýrské dřeviny *Alnus glutinosa+incana* a *Betula pendula*, což znamená že pravděpodobně ubylo pasek či mýtin. Na druhou stranu došlo k průkaznému prosvětlení prostu (viz obr. 16). Poměrně silně zde zmlazuje *Fagus sylvatica* a *Carpinus betulus* ad. Zmlazování *Fagus sylvatica* je v posledních letech poměrně časté na celém území ČR nezávisle na výškovém stupni (ústní sdělení od lesníka J. Chmelaře). Nárůst semenáčků byl zmíněn také v předchozí kapitole. V lužních lesích vymizely taktéž pionýrské olše a stále můžeme pozorovat úbytek *Ulmus glabra+minor* způsobený grafiózou. U některých druhů, např. *Corylus avellana*, můžeme jasně pozorovat posun mezi patry (příloha č. 5). Přibývají nitrofilní dřeviny jako *Prunus padus*, *Sambucus nigra* nebo *Robinia pseudoaccacia*, a to jak v lužních lesích, tak v dubohabřinách. Ve výsledcích je patrný nárůst vysazovaných druhů – *Larix decidua* a *Quercus rubra*. Nastíněné změny ve druhovém složení (viz výsledky a přílohy) pravděpodobně naznačují snížení intenzity hospodaření a postup sukcese, stárnutí prostu. Zároveň dochází k poměrně výraznému nárůstu přirozeného zmlazení.

5.2.3. Celková změna vegetace

Vesmět všechny v této práci citované studie zabývajícími se dlouhodobými změnami vegetace konstatují, že k určitým změnám došlo. Do těchto změn se logicky promítají místní podmínky daných území, tuto práci nevyjímaje. Bohužel výsledky této práce nelze srovnat s žádnou podobnou prací ze studovaného území, musíme se tedy spokojit se spíše

obecnějším srovnáním s nížinnými středoevropskými lesy, což je většina zde citovaných prací. Získaná data se s nimi víceméně shodují, když zaznamenávají nárůst živin v prostředí, změny ve světelných podmínkách, změny druhového složení apod.

Podle ordinačních analýz je, za posledních padesát let, patrný posun vegetace. Ordinační diagramy zobrazily, že se jedná o dva odlišně fungující typy vegetace (dubohabřiny a lužní lesy), a změna je patrná u obou typů ve stejné míře. Nejpatrnější je posun v čase, čas zde vysvětluje největší procento variability v datech. Ostatní ordinační osy se nepodařilo blíže interpretovat, změny jsou pravděpodobně všesměrné a neprojevují se ve směru hlavních gradientů. Výskyt jednotlivých druhů byl blíže diskutován výše a změny prostředí podle Ellenbergových indikačních hodnot v následující kapitole. Na ordinačním diagramu CCA (obr. 13) vidíme, že pasivně promítnuté světlo, nevykazuje žádnou změnu vzhledem k času. To je ale opět způsobeno tím, že v jednotlivých typech vegetace byl tento trend protichůdný, a tudíž se zde opět “vynuloval”.

5.2.4. Změna podmínek prostředí

Obecný trend přibývání živin v prostředí se podle očekávání potvrdil i v případě této studie. Můžeme to pozorovat jak na korelaci mezi EIH pro živiny a gradientem času v ordinačním diagramu (obr 13), tak na průkazné změně průměrů EIH mezi starými a novými snímky. Většina podobných prací dlouhodobou eutrofizaci lesních ekosystémů ukazuje jak v našich podmínkách (Hédler et al. 2010) tak v zahraničí (Thimonier et al. 1992; Verheyen et al. 2012). Obecně se uvádí několik faktorů, které k eutrofizaci přispívají. Za první z nich je považovaná atmosférická depozice dusíku. Přesto její vliv není úplně jednoznačný, např. Verheyen et al. (2012) se zabýval především vlivem atmosférické depozice N na diverzitu v lesích z více různých lokalit, přičemž depozice nebyla prokázána jako důležitá při vysvětlování eutrofizačních signálů ve vegetaci. Místo toho se jevila významněji změna druhů v korunovém zápoji s vyšším podílem druhů se snáze rozložitelným opadem. A to je právě další důležitý faktor přispívající k eutrofizaci, např. přechod od dubů k lípám a habrům (Hölscher et al. 2001). Jako další faktor právě pro nížinné lesy bývá považována změna způsobu hospodaření, kdy došlo k upuštění od dřívějšího intenzivního odstraňování biomasy a následně k jejímu hromadění (Rackham 2008; Verheyen et al. 2012). Zmíněné faktory jsou různě propojené, a tak nelze eutrofizaci jednoduše interpretovat.

Některé studie uvádí (Gilliam 2006), že zvýšený přísun N vede ke zvýšení pokryvnosti, snížení vyrovnanosti, poklesu biodiverzity a homogenizaci porostu. Uvedené trendy ovšem v této práci patrně nejsou, dokonce vyrovnanost a biodiverzita směřují opačně. Je možné, že eutrofizace probíhající zde není zvláště výrazná ale spíše pozvolná. To naznačuje fakt, že zjištěný nárůst průměrných Ellenbergových hodnot pro živiny je blízko pětiprocentní hranici statistické významnosti ($p = 0,044$). Eutrofizace také usnadňuje invaze nepůvodních druhů, a to získané výsledky potvrzují, neboť se zde dosti úspěšně šíří hlavně *Impatiens parviflora*, ale i další druhy. Zvýšení přísunu dusíku a jeho účinky však také záleží na tom, zda je v daném prostředí dusík limitujícím faktorem, což v lužních lesích pravděpodobně neplatí.

V případě této práce byly k popisu změn prostředí použity také naměřené hodnoty obsahu půdního fosforu a draslíku. Opět byly zaznamenány různé výsledky podle typů vegetace.

V dubohabřinách s množstvím měřených živin korelovala pouze Bray-Curtisova míra nepodobnosti, přičemž fosfor negativně a draslík mírně pozitivně. Nelze ale s jistotou tvrdit, že na plochách, kde je nyní fosforu méně, došlo k větším obměně vegetace (podobně i u draslíku). Můžeme pouze konstatovat, že mezi těmito veličinami existuje určitý vztah. Otvírá se tak další možnost zkoumání a rozšíření bádání o další prvky jako třeba dusík, hořčík apod., které bohužel nebylo ožno pro účely této práce stanovit.

V lužích lesích s fosforem slabě pozitivně korelovala změna počtu druhů, což by odpovídalo postupnému trendu eutrofizace, kdy na místech s více živinami (zde fosforem) přibylo více druhů – patrně náročných na živiny. Avšak i pro toto tvrzení by bylo třeba dalšího výzkumu, s větší jistotou lze konstatovat že existuje vztah mezi množstvím fosforu a změnou počtu druhů na ploše. Získané korelace sice ukazují možné vztahy mezi půdními živinami a změnou diverzity vegetace, ale k jejich bližší interpretaci by bylo potřeba dalších informací. To, že korelace nejsou příliš silné, může znamenat, že půdní chemismus nemá na změny vegetace za posledních 60 let velký vliv.

Ve výsledcích předchozích studií je taktéž relativně často prezentována acidifikace prostředí (Hédl 2004; Van Calster et al. 2008). To se potvrdilo v případě dubohabřin, i když blízko pětiprocentní hranice významnosti ($p = 0,04$). Ovšem u lužních lesů bylo naopak signifikantní zvýšení EIH pro půdní reakci, což nelze jednoduše vysvětlit zvýšením půdního pH. Příčinou může být vzájemná korelace Ellenbergových indikačních

hodnot pro živiny a půdní reakci (Diekmann et al. 1999), takže zvyšování půdního dusíku přispívá ke zdánlivému zvyšování pH půdy (Bobbink et al. 1998). Někdy bývá acidifikace dávána do souvislosti s chemismem opadu (Persson et al. 1987), kdy určité dřeviny buď okyselují půdu, nebo naopak do ní přispívají bazickými kationty a tím pádem zvyšují její pH. V tomto případě si netroufám své výsledky blíže interpretovat. Co se týká měřené hodnoty pH a jejích korelací se změnami biodiverzity, tak nebyly zjištěny žádné významné vztahy, což může opět naznačovat to, že prostorová heterogenita půdní reakce ať už v dubohabřinách nebo v lužních lesích je v této lokalitě celkem nevýrazná a příliš neovlivňuje změnu vegetace. Její vliv samozřejmě nelze zcela vyloučit, ale patrně nebude tak výrazný jako třeba u půdních živin typu fosforu.

Dostí častým výsledkem mnoha studií je zvyšování zástínu nebo úbytek světlomilných druhů (Kopecký et al. 2013; Bernhardt-Römermann et al. 2015; Strubelt et al. 2017). I zde můžeme pro celý soubor dat pozorovat nepatrné snížení EIH pro světlo a zároveň snížení rozpětí jeho hodnot. Když se ale podíváme z blízka na dubohabřiny a lužní lesy, vidíme opět opačné trendy. Dubohabřiny se průkazně prosvětlyly, zatímco u lužních lesů došlo k průkaznému zastínění (i když blízko hranice statistické významnosti, $p = 0,044$).

Příčinou změn ve světelných podmínkách by mohl být často diskutovaný vliv změny hospodaření, opuštění pařezů se světlejšími fázemi a přechod na dlouhodobě stinný les vysoký. To by však předpokládalo stejnou změnu v obou typech lesa, kterou ale nepozorujeme. Víme, že pařeziny byly převažujícím typem lesního hospodaření v celém území zhruba do poloviny 19. století (informace z historické databáze zde bohužel končí). Hošek (1987) uvádí, že v DBH bylo pařezení ukončeno právě v průběhu 19. století, zatímco v LUL až v polovině 20. století. To ale stále nevysvětluje prosvětlení dubohabřin. Když se ale podíváme na data, která máme, můžeme pozorovat částečný nárůst pokryvnosti v keřovém patře (plošně *Tilia cordata*) a hlavně ve stromové podúrovni právě v lužních lesích. Mohlo by to souviset i se zvýšeným obsahem dusíku v půdě. Naproti tomu v dubohabřinách žádné výrazné změny v pokryvnosti stromového a keřového patra zjevné nejsou (kromě výraznějšího úbytku *Betula pendula*). Při snímkování v DBH jsem daleko častěji musela rušit staré snímky, protože porost byl místy často vytěžený a zůstaly zde paseky nebo mladé porosty. To pravděpodobně vedlo k prosvětlení sousedních porostů. Je ale těžké odhadnout do jaké míry jsou změny

vegetace ovlivněny nedávnou těžbou nebo opuštěním od pařezení nebo také subjektivním hodnocením pokryvnosti.

Změny v Ellenbergových indikačních hodnotách pro teplotu a vlhkost nebyly zjištěny, a EIH pro kontinentalitu nebyl důvod zkoumání. Změny vlhkosti souvisejí se změnou světelných podmínek případně teplotou, v této práci však nebyla změna vlhkosti patrná. Vlhkost se může řídit více místními podmínkami lužních lesů než vlivem světelných podmínek. Všechny zde řečené úvahy je dobré brát s vědomím toho, že interpretace průměrů Ellenbergových indikačních hodnot je problematická. Z toho důvodu, že nejde o měřené, ale odhadované hodnoty prostředí, které navíc mezi sebou někdy korelují, přesto zůstávají užitečným zdrojem informací (Zelený 2012).

5.3. Shrnutí možných příčin sledovaných změn

Určit příčiny změn pouze pozorováním jednoduše nelze, ale můžeme je odhadovat a opatrně interpretovat. Prvním z odhadů je, že eutrofizace je jednou z hlavních příčin změn vegetace napříč celým studovaným územím, ať už kvůli atmosférickým depozicím, nárůstu opadu nebo změnám hospodaření. Je to taky jedna z hlavních pozorovaných a experimentálně doložených změn v literatuře (Bernhardt-Römermann et al. 2015; Keith et al. 2009; Gilliam 2006; Becker et al. 1992). Přibývání živin pozorované bioindikačně prostřednictvím Ellenbergových indikačních hodnot, bývá spojováno právě s přechodem od původních pařezin k lesu vysokému. Získané korelace, i když jsou poměrně slabé, tento fakt mohou podpořit. Přesto je potřeba dalších upřesňujících informací, nabízí tedy potenciál pro další zkoumání a experimentální ověřování.

Na změnách ve druhovém složení bylinného patra můžeme celkem jasně pozorovat ruderalizaci. Ta je pravděpodobně podporována narůstajícími přesuny materiálu (sadby) a techniky při lesnickém hospodaření, zdroje diaspor v narušovaných a opuštěných plochách, na okrajích cest apod. Nemluvě o spoluúčasti eutrofizace.

Změny bylinného patra mohou dále vypovídat o pozvolné sukcesi lesních společenstev. Jak moc se stárnutí porostů, částečně způsobené přechodem od pařezin na vysoký les, podílí na celkové změně vegetace, zde nebylo kvůli nedostatku příslušných dat zkoumáno. Bývá provázáno určitými jevy jako je třeba právě změna v půdní reakci, zastínění nebo vlhkost. V různých fázích sukcese se mění významnost jednotlivých

faktorů. Naopak mezi změny neovlivněné sukcesí patří například mezofytizace, invaze nepůvodních druhů nebo atmosférická depozice dusíku (Peet et al. 2014) nebo právě změna lesního hospodaření. Lze tedy konstatovat, že stárnutí je v porostu patrné, může souviset se změnou pH a světelných podmínek, ale patrně nebude hlavním vlivem určujícím změny vegetace.

Patrné jsou rozdíly mezi dubohabřinami a lužními lesy. Trochu neočekávané prosvětlení dubohabřin je možné s velkou pravděpodobností připisovat způsobu hospodaření, především ještě nyní patrným probírkám. Jejich okyselení pak odpovídá běžnému trendu. Naopak v lužních lesích se potvrdilo zastínění, které je možné zdůvodnit zvýšením pokryvnosti keřového a nižšího stromového patra. Trochu neobvyklé je zvýšení EIH pro půdní reakci. Může jít o skutečné zvýšení pH v této oblasti nebo také o úbytek druhově a živinově chudých světlých míst, na kterých se mohou obvykle vyskytovat druhy s nižšími hodnotami EIH pro půdní reakci.

6. ZÁVĚR

Předložená studie odpověděla na stanovené cíle ohledně dlouhodobé změny rostlinných společenstev Litovelského Pomoraví následovně:

- Lesní vegetace Litovelského Pomoraví se za posledních 60 let změnila. Ve vyhodnocených datech je patrný časový posun u části sledovaných parametrů.
- Došlo ke statisticky signifikantnímu zvýšení diverzity bylinného patra. Toto zvýšení je způsobeno nárůstem diverzity pouze v dubohabřinách, nikoli v lužních lesích. Rovněž se průkazně zvýšila vyrovnanost zastoupení druhů, avšak opět pouze v dubohabřinách, což ovlivnilo i celkové výsledky.
- V bylinném patře ubývají určité skupiny druhů a jsou nahrazovány převážně ruderalními druhy a druhy náročnějšími na živiny. Velký nárůst v zastoupení byl zaznamenán také u semenáčků dřevin.
- Jako hlavní příčina změny vegetace se jeví eutrofizace prostředí. Byla zjištěna bioindikačně pomocí Ellenbergových indikačních hodnot a podpořena korelacemi obsahu půdního fosforu a draslíku se změnou proměnných popisujících diverzitu vegetace.
- Dva typy lesních společenstev se jinak z hlediska změny podmínek prostředí lišily. V dubohabřinách byla bioindikačně prokázána acidifikace a prosvětlení. V lužních lesích naopak mírné zvýšení půdní acidity a zastínění v podrostu.

LITERATURA

- Anonymus. 1961. Typologický průzkum. In: Technologické postupy prací hospodářské úpravy lesů. Brandýs nad Labem: ÚHÚL. s. 61-134.
- Bernhardt-Römermann et al. 2015. Drivers of temporal changes in temperate forest plant diversity vary across spatial scales. *Global Change Biology*. 21:3726–3737
- Bobbink R, Hornung M, Roelofs J.G.M. 1998. The effects of air-borne nitrogen pollutants on species diversity in natural and semi-natural European vegetation. *Journal of Ecology*. 86:717–738.
- Brewer R. 1980. A half-century of changes in the herb layer of a climax deciduous forest in Michigan. *Journal of Ecology*. 68:823–832.
- Buckley G.P. 1992. Ecology and management of coppice woodlands. London: Chapman & Hall.
- Buček A. 2006. Globální změny klimatu a druhové složení lesů. Učební text pro Univerzitu 3. věku. MZLU v Brně.
- Diekmann M. et al. 1999. Effects of nitrogen deposition: results of a temporal-spatial analysis of deciduous forests in South Sweden. *Plant Biology*. 1:471–481.
- Dodd M, Silvertown J, Mcconway K, Potts J, Crawley M. 1995. Community Stability: A 60-Year Record of Trends and Outbreaks in the Occurrence of Species in the Park Grass Experiment. *Journal of Ecology*. 83:277–285.
- Duchoslav M. 1997: The present state of meadow vegetation (*Molinio-Arrhenatheretea*) in the Morava river floodplain (Hornomoravský úval area). *Zpr. Čes. Bot. Společ., Mater*. 15:131-176.
- Ellenberg H, Weber H.E, Düll R, Wirth V, Werner W. et Paulißen D. 1992. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica*. 18:1–248.
- Fischer M, Stöcklin J. 1997. Local Extinctions of Plants in Remnants of Extensively Used Calcareous Grasslands 1950–1985. *Conservation Biology*. 11:727–737.
- Gilliam F.S. 2006. Response of the herbaceous layer of forest ecosystems to excess nitrogen deposition. *Journal of Ecology*. 94(6):1176–1191.
- Gilliam F.S. 2007. The Ecological Significance of the Herbaceous Layer in Temperate Forest Ecosystems. *BioScience*. 57(10):845-858.
- Harrison E.P, Gornish E.S, Copeland S. 2015. Climate-driven diversity loss in a grassland community. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 112:8672–77.
- Hédl R. 2003. Lesní vegetace NPR Děvín (CHKO a BR Pálava) po 50 letech samovolného vývoje a alternativy budoucího hospodaření. In: Vliv hospodářských zásahů a spontánní dynamiky porostů na stav lesních ekosystémů. Sborník příspěvků z konference v Kostelci nad Černými lesy. 9 s.

- Hédl R. 2004. Vegetation of beech forests in the Rychlebské Mountains, Czech Republic, re-inspected after 60 years with assessment of environmental changes. *Plant Ecology*. 170:243–265.
- Hédl R. 2005. Sledování změn vegetace. [Vegetation monitoring.] In: Vačkář D. (ed.), Ukazatele změn biodiverzity. Praha: Academia. s. 171–194.
- Hédl R, Kopecký M, Komárek J. 2010. Half a century of succession in a temperate oakwood: from species-rich community to mesic forest. *Diversity and Distributions*. 16:267–276.
- Hédl R, Szabó P. 2010. Hluboké hvozdy, nebo pokřivené křoví? *Vesmír*. 89:232–236.
- Hédl R, Szabó P, Riedl V, Kopecký M. 2011. Tradiční lesní hospodaření ve střední Evropě I. Formy a podoby. *Živa* 59:61–63.
- Hédl R, Szabó P, Riedl V, Kopecký M. 2011. Tradiční lesní hospodaření ve střední Evropě II. Les jako ekosystém. *Živa* 59:108–110.
- Hierl L, Franklin J, Deutschman D.H, Regan H.M, Johnson B.S. 2008. Assessing and prioritizing ecological communities for monitoring in a regional habitat conservation plan. *Environmental management*. 42:165–79.
- Hofmeister J, Hruška J. 2005. Sledování biodiverzity suchozemských ekosystémů v kontextu globální změny. In: Vačkář, D. (Ed.) Ukazatele změn biodiverzity. Praha: Academia. s. 58–76.
- Hošek E. 1987. Lesy Litovelského Pomoraví pohledem historie, In: Šimek P. Údolní niva, lužní lesy a návrh chráněné krajinné oblasti Litovelské Pomoraví. Seminář pořádaný u příležitosti světového dne ŽP; 27–28. 5. 1987; Olomouc: Okresní středisko státní památkové péče a ochrany přírody. s. 61–84.
- Hölscher D, Schade E, Leuschner C. 2001. Effects of coppicing in temperate deciduous forests on ecosystem nutrient pools and soil fertility. *Basic and Applied Ecology*. 2:155–164.
- Hruška J, Cienciala E. 2002. Dlouhodobá acidifikace a nutriční degradace lesních půd – limitující faktor současného lesnictví. *MŽP ČR*, s. 254
- Hülber K. et al. 2008. Long-term impacts of nitrogen and sulphur deposition on forest floor vegetation in the Northern limestone Alps, Austria. *Applied Vegetation Science*. 11:395–404.
- Chapin F.S, Zavaleta E.S, Eviner V.T. et al. 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature*. 405:234–242.
- Chmura D, Sierka E. 2006. Relation between invasive plant and species richness of forest floor vegetation: A study of *Impatiens parviflora* DC. *Polish Journal of Ecology*. 54:417–428.
- Chytrý M, Tichý L, Holt J, Botta-Dukát Z. 2002. Determination of diagnostic species with statistical fidelity measures. *Journal of Vegetation Science*. 13:79–90.
- Chytrý M, Rafajová M. 2003. Czech National Phytosociological Database: basic statistics of the available vegetation-plot data. *Preslia*. 75:1–15.
- Chytrý M, et al. 2014. Assessing vegetation change using vegetation-plot databases: a risky business. *Applied Vegetation Science*. 17:32–41.

- Jamrichová E, Szabó P, Hédl R., Kuneš P, Bobek P, Pelánková B. 2013. Continuity and change in the vegetation of a Central European oakwood. *The Holocene*. 23:46–56.
- Jarkovský J, Littnerová S, Dušek L. 2012. Statistické hodnocení biodiverzity. CERM, Brno.
- Kadavý J. et al. 2011. Nízký a střední les jako plnohodnotná alternativa hospodaření malých a středních vlastníků lesa: obecná východiska. Kostelec nad Černými lesy: Lesnická práce.
- Kapfer J, Hédl R, Jurasinski G, Kopecký M, Schei F.H, Grytnes J.A. 2017. Resurveying historical vegetation data – opportunities and challenges. *Applied Vegetation Science*. 20:164–171.
- Keith S.A, Newton A.C, Morecroft M.D, Bealey C.E, Bullock J.M. 2009. Taxonomic homogenization of woodland plant communities over 70 years. *Proceedings of the Royal Society: Biological Sciences*. 276:3539–3544.
- Kincl L. 1991. Botanický průvodce severozápadní částí CHKO Litovelské Pomoraví I. Univerzita Palackého, Olomouc.
- Kolektiv autorů. 2008. Plán péče a rozborů chráněné krajinné oblasti Litovelské Pomoraví 2009–2018
- Kopecký M. Hédl R. Szabó P. 2013. Non-random extinctions dominate plant community changes in abandoned coppices. *Journal of Applied Ecology*. 50:79–87.
- Kubát K. 1999. Změny ve flóře Českého středohoří za posledních 50 let. *Zprávy České Botanické Společnosti*. 17:11-18.
- Kubát K. (ed.) et al. 2002. Klíč ke květeně České republiky. Academia, Praha.
- Lenoir J, Gégout J.C, Marquet P, De Ruffray P, Brisse H. 2008. A significant upward shift in plant species optimum elevation during the 20th century. *Science*. 320:1768–1771.
- Lepš J, Hadincová V. 1992. How reliable are our vegetation analyses? *Journal of Vegetation Science*. 3:119–124.
- Likens G.E. (ed.). 1989. Long-term studies in ecology. Approaches and alternatives. Springer Verlag. New York.
- Litza K, Diekmann M. 2017. Resurveying hedgerows in Northern Germany: Plant community shifts over the past 50years. *Biological Conservation*. 206:226–235.
- Lovett G.M, Weathers K.C, Sobczak W.V. 2000. Nitrogen saturation and retention in forested watersheds of the Catskill mountains, New York. *Ecological Applications* 10:73–84
- Lövei G.L. 1997. Biodiversity: Global change through invasion. *Nature*. 388:627–628.
- Maděra P, Buček A et al. 2012. Výmladkové lesy v krajině Banátských hor. Geobiocenologické spisy, svazek č. 14. Brno: Lesnická a dřevařská fakulta Mendelovy univerzity v Brně. Lesnická práce Kostelec nad Černými lesy. 136 s.
- Machar I. et al. 2003. Chráněná území CHKO Litovelské Pomoraví – In.: Šafář J. a kol. 2003. Chráněná území ČR – Olomoucko, svazek VI. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR a EkoCentrum Brno, Praha.

- McGeoch M.A, Butchart S.H.M, Spear D, Marais E, Kleynhans E.J, Symes A, Chanson J, Hoffmann M. 2010. Global indicators of biological invasion: species numbers, biodiversity impact and policy responses. *Diversity and Distributions*. 16:95–108.
- McKinney M.L, Lockwood J.L. 1999. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology and Evolution*. 14:450–453.
- Meffe G.K, Carroll C.R. 1997. *Principles of Conservation Biology*. Massachusetts, Sunderland: Sinauer Associates.
- Menzel A, Fabian P. 1999. Growing season extended in Europe. *Nature* 397:659
- Mezera A, Mráz K, Samek V. 1956. Stanovištně typologický přehled lesních rostlinných společenstev. Brandýs nad Labem: Lesprojekt – ÚHÚL.
- Naaf T, Wulf M. 2010. Habitat specialists and generalists drive homogenization and differentiation of temperate forest plant communities at the regional scale. *Biological Conservation*. 143:848–855.
- Novacek M.J. (ed.). 2001. *The Biodiversity Crisis: Losing What Counts*. New York: New Press
- Olden J.D, Rooney T.P. 2006. On defining and quantifying biotic homogenization. *Global Ecology and Biogeography*. 15:113–120.
- Peet R.K, Christensen N.L, Gilliam F.S. 2014. Temporal Patterns in Herbaceous Layer Communities of the North Carolina Piedmont. In: Gilliam F.S. (Ed.) *The Herbaceous Layer in Forests of Eastern North America*. New York. s. 277–293
- Persson S, Malmer N, Wallén B. 1987. Leaf litter fall and soil acidity during half a century of secondary succession in a temperate deciduous forest. *Vegetatio*. 73:31–45.
- Peterken G.F. 1993. *Woodland conservation and management second*. London: Chapman & Hall.
- Petrík P. 2009. Změny ve flóře Přírodní památky Miličovský les a rybníky v Praze po více než 20 letech. *Muzeum a Současnost*. 24:133–152.
- Plíva K. 1991. Funkčně integrované lesní hospodářství. 1 – Přírodní podmínky v lesním plánování. Brandýs nad Labem: Ústav pro hospodářskou úpravu lesů.
- Prach J. 2012. Změny lesní vegetace Šumavy a jejího podhůří během druhé poloviny 20. století. [Diplomová práce]. Praha: Katedra botaniky Přírodovědecké fakulty Univerzity Karlovy v Praze. 137 s.
- Pyšek P. 2005. Zavlečené a invazní druhy jako indikátory změn biodiverzity. In: Vačkář D. (ed.), *Ukazatele změn biodiverzity*. Praha: Academia. s. 139–146
- Pyšek P, Sádlo J, Mandák B. 2002. Catalogue of alien plants of the Czech Republic. *Preslia* 74:97–186
- Quitt E. 1971. *Klimatické oblasti Československa*. Praha: Academia. 73 s.
- Rackham O. 2006. *Woodlands*. London: HarperCollins. 480 s.
- Rackham O. 2008. Ancient woodlands: modern threats. *The New phytologist*. 180:571–86.

- Riedl V. 2016. Hospodaření v lesích NPR Děvín v kontextu historických způsobů. *Ochrana přírody*. 71(3):16–18.
- Richardson D.M, Pyšek P, Rejmánek M, Barbour M.G, Panetta F.D, West C.J. 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definition. *Diversity Distribution*. 6:93–107.
- Rogers D, Rooney T.P, Olson D, Waller D.M. 2008. Shifts in southern Wisconsin forest canopy and understory richness, composition, and heterogeneity. *Ecology*. 89:2482–2492.
- Roleček J. 2005. Vegetation types of dry-mesic oak forests in Slovakia. *Preslia*. 77:241–261.
- Rooney T.P, Wiegmann S.M, Rogers D, Waller D.M. 2004. Biotic Impoverishment and Homogenization in Unfragmented Forest Understory Communities. *Conservation Biology*. 18:787–798.
- Rooney T.P. 2009. High white-tailed deer densities benefit graminoids and contribute to biotic homogenization of forest ground-layer vegetation. *Plant Ecology*. 202:103–111.
- Ross L, Woodin S, Hester A, Thompson D, Birks H.J. 2010. How important is plot relocation accuracy when interpreting re-visitation studies of vegetation change? *Plant Ecology & Diversity*. 3:1–8.
- Sádlo J, Pokorný P. 2003. Rostlinné expanze a vývoj krajiny v holocénní perspektivě. *Zprávy České Botanické Společnosti* 38. *Mater* 19:5–16.
- Sala O.E, Chapin III F.S, Armesto J.J. et al. 2000. Global biodiversity scenario for the year 2100. *Science*. 287:1770–1774.
- Savage J, Vellend M. 2015. Elevational shifts, biotic homogenization and time lags in vegetation change during 40 years of climate warming. *Ecography*. 38:546–55.
- Skalický V. 1988. Regionálně fytogeografické členění. In: Hejný S, Slavík B. (eds.) 1988. Praha: Academia. *Květena ČSR* 1:103-121.
- Strubelt I, Diekmann M, Zacharias D. 2017. Changes in species composition and richness in an alluvial hardwood forest over 52 years. *Journal of Vegetation Science*. 28:401–412.
- Suchomel J. 2008. Škůdci v porostech lužních lesů – bobr a kopytníci. *Lesnická práce*. Ročník 87(5).
- Suchomel J, Kulhavý J, Zejda J, Plesník J, Menšík L. 2014. *Ekologie lesních ekosystémů*. Brno: Mendelova lesnická univerzita v Brně. 166 s.
- Šmelko Š. 2008. Methodical problems of the quantification of tree species diversity in forest ecosystems. *Forestry Journal*. 54(4):371–392.
- Thimonier A, Dupouey J.L, Timbal J. 1992. Floristic changes in the herb-layer vegetation of a deciduous forest in the Lorraine Plain under the influence of atmospheric deposition. *Forest Ecology and Management*. 55:149–167.
- Thimonier A, Dupouey J.L, Le Tacon F. 2000. Recent losses of base cations from soils of *Fagus sylvatica* stands in northeastern France. *Ambio*. 29:314–321.

- Tokarska-Guzik B, Urbisz A, Urbisz A, Wegrzynek B, Nowak T, Pasierbinski A. 2008. Regional scale assessment of alien plant invasions: a case study for the Silesian Upland (southern Poland). In: *Plant Invasions: Human Perception, Ecological Impacts and Management* (eds. Tokarska-Guzik B, Brock J.H, Brundu G, Child L, Daehler C.C, Pyšek P.). Leiden: Backhuys Publishers, s. 171–188.
- Van Calster H. et al. 2008. Diverging effects of overstorey conversion scenarios on the understorey vegetation in a former coppice-with-standards forest. *Forest Ecology and Management*. 256(4):519–528.
- Vellend M, Baeten L, Myers-Smith I.H, Elmendorf S.C, Beauséjour R, et al. 2013. Global meta-analysis reveals no net change in local-scale plant biodiversity over time. *PNAS* 110:19456–59.
- Vellend M et al. 2017. Plant Biodiversity Change Across Scales During the Anthropocene. *Annual Review of Plant Biology*. 68:3.1-3.24.
- Veverková A. 2013. Lesní vegetace Českého krasu mezi režimy tradičního hospodaření a novodobou ochranou. [Diplomová práce]. Praha: Katedra botaniky Přírodovědecké fakulty Univerzity Karlovy v Praze. 77 s.
- Verheyen K. et al. 2012. Driving factors behind the eutrophication signal in understorey plant communities of deciduous temperate forests. *Journal of Ecology*. 100:352–365.
- Vild O, Roleček J, Hédli R, Kopecký M, Utinek D. 2013. Experimental restoration of coppice-with-standards: Response of understorey vegetation from the conservation perspective. *Forest Ecology and Management* 310:234–241.
- Vymazalová M, Tichý L, Axmanová I. 2014. How does vegetation sampling in different parts of the growing season influence classification results and analyses of beta diversity? *Applied Vegetation Science*. 17:556–566.
- Wild J, Neuhäuslová Z, Sofron J. 2004. Changes of plant species composition in the Sumava spruce forests, SW Bohemia, since the 1970s. *Forest Ecology and Management* 187:117–132.
- Zelený D. 2012. Poznámky k používání průměrných Ellenbergových indikačních hodnot při analýze vegetačních dat. *Zprávy České Botanické Společnosti*. 47:159-178.

PŘÍLOHY

Seznam příloh:

Příloha 1: Seznam použitých zkratk

Příloha 2: Seznam použitých druhových zkratk

Příloha 3: Tabulka extrahovaných informací z Historické databáze AV ČR

Příloha 4: Tabulka fidelity pro bylinné patro

Příloha 5: Tabulka fidelity pro dřeviny

Příloha 1: Seznam použitých zkratk

AV ČR – Akademie věd ČR

DBH – dubohabřiny

EIH – Ellenbergovy indikční hodnoty

LUL – Lužní lesy

NTFU – non-timber forest uses (využití jiné než na dřevo)

ÚHÚL – Ústav pro hospodářskou údržbu lesů

Příloha 2: Seznam použitých druhových zkratk

AcerCamp – *Acer campester*

AegpPodg – *Aegopodium podagraria*

BracSylv – *Brachypodium sylvaticum*

CalmArun – *Calamagrostis arundinacea*

CarpBetl – *Carpinus betulus*

CarxBriz – *Carex brizoides*

CarxPils – *Carex pilosa*

DactPolg – *Dactylis polygama*

DescCesp – *Deschampsia cespitosa*
FagsSylv – *Fagus sylvatica*
FraxExcl – *Fraxinus excelsior*
GaleMont – *Galeobdolon montanum*
GaliApar – *Galium aparine*
GaliOdor – *Galium odoratum*
GeumUrbn – *Geum urbanum*
GlecHedr – *Glechoma hederacea*
ImptParv – *Imaptiens parviflora*
LamiMacl – *Lamium maculatum*
LuzlLuzl – *Luzula luzuloides*
MelcNutn – *Melica nutans*
MiliEffs – *Miliu effusum*
PoaNemor – *Poa nemoralis*
PulmObsc – *Pulmonaria obscura*
QuerRobu – *Quercus robur*
RubsSpec – *Rubus sp.*
StelHols – *Stelaria holostea*
TiliCord – *Tilia cordata*
UrtcDioi – *Urtica dioica*
VernCham – *Veronica chamaedrys*
ViolReic – *Viola reichenbachiana*

Příloha 3: Tabulka extrahovaných informací z Historické databáze AV ČR

katastrální území	zdroj	rok	název lesa	velikost lesa	hlavní dřeviny	management	obmýtl	NTFU
Stavenice	Urbář panství Úsov	1588	Daubrawa		dub			hay cutting, pannage
	Lesní fase josefinského katastru	1787-1789	Dobrau	93,6 ha	buk, bříza	pařezina	40	
	Lesní fase josefinského katastru	1787-1789	Dobrau	48,6 ha	lípa, osika	pařezina	40	
	Lesní fase josefinského katastru	1787-1789	Dobrau	235,2 ha	buk, bříza, dub	pařezina	40	
	Lesní fase josefinského katastru	1787-1789	Dobrau	106,6 ha	lípa, osika	pařezina	40	
	Stabilní katastr	1840-1851		418,4 ha	osika (14%), buk (21%), bříza (14%), dub (14%), habr (21%), lípa (14%)	pařezina	50	litter raking
	Forststatistik von Mähren und Schlesien	1853-1857		10,9 ha		vysoký les		
	Forststatistik von Mähren und Schlesien	1853-1857		448,2 ha	bříza, dub, jasan, jilm, lípa	pařezina		litter raking, hay cutting
Králová	Urbář panství Úsov	1588	Daubrawa		dub, buk			pasture of horses and cows, pannage
	Lesní fase josefinského katastru	1787-1789	Dobrau	201,1 ha	olše, lípa, osika	pařezina	40	
	Lesní fase josefinského katastru	1787-1789	Dobrau	374,5 ha	dub, bříza, buk	pařezina	40	
	Stabilní katastr	1840-1851		482 ha	buk (12%), bříza (12%), dub (12%), habr (12%), lípa (25%), osika (25%)	pařezina	50	litter raking
	Stabilní katastr	1840-1851		178,1 ha	bříza (40%), dub (20%), lípa (20%), osika (20%)	pařezina	50	litter raking
	Forststatistik von Mähren und Schlesien	1853-1857		660 ha	bříza, dub, lípa, osika	pařezina s výstavky		bark stripping

katastrální území	zdroj	rok	název lesa	velikost lesa	hlavní dřeviny	management	obmýtl	NTFU
Pňovice	Die Landtafel des Markgrafthumes Mähren. Olmützer Cuda. Vol. 1.	1368						
	Libri citationum et sententiarum seu Knihy pňhonné a nálezové. Tomus I. Brunae 1872.	1382						
	Die Landtafel des Markgrafthumes Mähren. Olmützer Cuda. Vol. 1.	1398						
	Libri citationum et sententiarum seu Knihy pňhonné a nálezové. Tomus I. Brunae 1872.	1408						
	Die Landtafel des Markgrafthumes Mähren. Olmützer Cuda. Vol. 1.	1420	Dubrawa					
	Die Landtafel des Markgrafthumes Mähren. Olmützer Cuda. Vol. 1.	1464						
	Urbář panství Šternberk	1599			dub			pasture
	Lesní fase josefinského katastru	1787-1789	Erlenbusch	7,9 ha	vrba, osika, olše	pařezina	40	
	Lesní fase josefinského katastru	1787-1789	Ohrada	1,7 ha	dub, jasan, olše	vysoký les	100	
	Lesní fase josefinského katastru	1787-1789	Aue	157,4 ha	jilm, jasan, dub	vysoký les	100	
	Lesní fase josefinského katastru	1787-1789	Ohrada	5,8 ha	vrba, osika, lípa	pařezina	40	
	Lesní fase josefinského katastru	1787-1789	Aue	314,8 ha	vrba, osika, lípa	pařezina	40	

katastrální území	zdroj	rok	název lesa	velikost lesa	hlavní dřeviny	management	obmýtl	NTFU
	Lesní fase josefinského katastru	1787-1789	Erlenbusch	17,1 ha	vrba, osika, olše	pařezina	40	
	Lesní fase josefinského katastru	1787-1789	Gemeinwald	5,4 ha	jasan, dub	pařezina	40	
	Stabilní katastr	1840-1851		501,4 ha	jilm (25%), jasan (25%), osika (10%), vrba (10%), olše (30%)	pařezina	35	
	Forststatistik von Mähren und Schlesien	1853-1857		546,7 ha	dub, jasan, jilm, lípa, osika, vrba	pařezina		
Unčovice	Die Landtafel des Markgrathumes Mähren. Olmützer Cuda. Vol. 1.	1408						
	listina	1546						
	Lesní fase josefinského katastru	1787-1789	Hau Wald	168,5 ha	tvrdé dřevo	vysoký les	100	
	Lesní fase josefinského katastru	1787-1789	Hau Wald	168,5 ha	měkké dřevo	pařezina	40	
	Stabilní katastr	1840-1851		288,2 ha	dub (40 %), olše + jilm (spolu 20%), osika + vrba (spolu 40%)	pařezina	35	hay cutting, acorn gathering
	Stabilní katastr	1840-1851		58 ha	dub (40 %), olše + jilm (spolu 20%), osika + vrba (spolu 40%)	pařezina	35	hay cutting, acorn gathering
	Forststatistik von Mähren und Schlesien	1853-1857		0,05 ha		pařezina		
	Forststatistik von Mähren und Schlesien	1853-1857		346,4 ha		pařezina s výstavky		pasture

katastrální území	zdroj	rok	název lesa	velikost lesa	hlavní dřeviny	management	obmýetí	NTFU
Střeň	Urbár statků Klášterního Hradiska	1669			dub			pannage
	Lesní fase josefinského katastru	1787-1789		173,7 ha	dub, jilm, olše	vysoký les	100	
	Lesní fase josefinského katastru	1787-1789		347,9 ha	lípa, osika, vrba, olše	pařezina	40	
	Lesní fase josefinského katastru	1787-1789	Wald U Suchio	1,6 ha	vrba, olše	pařezina	40	
	Lesní fase josefinského katastru	1787-1789	Wald U Paže	0,1 ha	dub, vrba, olše	pařezina	40	
	Stabilní katastr	1840-1851		202,9 ha	jilm (25%), osika (10%), jasan (25%), vrba (10%), olše (30%), dub, lípa	pařezina	35	litter raking, hay cutting
	Stabilní katastr	1840-1851		207,9 ha		pařezina		litter raking, hay cutting
	Forststatistik von Mähren und Schlesien	1853-1857		408,5 ha		pařezina s výstavky		
	Forststatistik von Mähren und Schlesien	1853-1857		2,3 ha		pařezina		

NTFU – non-timber forest uses (využití jiné než na dřevo)

pannage – pastva prasat

litter raking – hrabání opadu

hay cutting – kosení

pasture – pastva

acorn gathering – sběr žaludů

bark stipping – odkorňování

Příloha 4: Tabulka fidelity pro bylinné patro

Druh	DBH-N	DBH-S	LUL-N	LUL-S
<i>Moehringia trinervia</i>	60.2	---	---	---
<i>Calamagrostis villosa</i>	59.6	---	---	---
<i>Fagus sylvatica</i>	57.8	---	---	---
<i>Anemone nemorosa</i>	55.9	---	---	---
<i>Larix decidua</i>	48	---	---	---
<i>Maianthemum bifolium</i>	46.7	---	---	---
<i>Carpinus betulus</i>	46.3	---	---	---
<i>Sorbus aucuparia</i>	37.9	---	---	---
<i>Melica nutans</i>	33.8	---	---	---
<i>Juncus tenuis</i>	33.4	---	---	---
<i>Erechtites hieraciifolius</i>	33.4	---	---	---
<i>Sambucus nigra</i>	33.4	---	---	---
<i>Hieracium laevigatum</i>	32.6	---	---	---
<i>Convallaria majalis</i>	32.2	---	---	---
<i>Lilium martagon</i>	27.2	---	---	---
<i>Juncus species</i>	27.2	---	---	---
<i>Prunus species</i>	26.6	---	---	---
<i>Robinia pseudoacacia</i>	26.6	---	---	---
<i>Atropa bella-donna</i>	26.6	---	---	---
<i>Eupatorium cannabinum</i>	26.6	---	---	---
<i>Oxalis acetosella</i>	25.8	---	---	---
<i>Acer platanoides</i>	24.9	---	---	---
<i>Persicaria lapathifolium ssp. lapathifol</i>	21.5	---	---	---
<i>Polygonatum odoratum</i>	21	---	---	---
<i>Tilia cordata</i>	20.3	---	---	---
<i>Luzula pilosa</i>	---	63.2	---	---
<i>Hieracium sabaudum</i>	---	52.1	---	---
<i>Hieracium murorum</i>	---	48	---	---
<i>Calamagrostis arundinacea</i>	---	47.6	---	---
<i>Melampyrum nemorosum</i>	---	47.1	---	---
<i>Campanula persicifolia</i>	---	42.7	---	---
<i>Lathyrus vernus</i>	---	40.5	---	---
<i>Galium odoratum</i>	---	39.1	---	---
<i>Festuca ovina</i>	---	38.4	---	---
<i>Melica uniflora</i>	---	38.4	---	---
<i>Hieracium species</i>	---	37.9	---	---
<i>Galium sylvaticum</i>	---	35.1	---	---
<i>Euphorbia cyparissias</i>	---	33.4	---	---
<i>Orthilia secunda</i>	---	33.4	---	---
<i>Sanicula europaea</i>	---	33.4	---	---
<i>Cephalanthera damasonium</i>	---	33.4	---	---
<i>Poa nemoralis</i>	---	32.5	---	---

<i>Veronica chamaedrys</i>	---	30.1	---	---
<i>Carex digitata</i>	---	27.9	---	---
<i>Clinopodium vulgare</i>	---	27.2	---	---
<i>Fragaria vesca</i>	---	27.2	---	---
<i>Genista tinctoria</i>	---	27.2	---	---
<i>Pyrola rotundifolia</i>	---	27.2	---	---
<i>Epipactis helleborine</i>	---	27.2	---	---
<i>Rhamnus cathartica</i>	---	27.2	---	---
<i>Veronica officinalis</i>	---	26.3	---	---
<i>Stellaria holostea</i>	---	21.2	---	---
<i>Hypericum perforatum</i>	---	21	---	---
<i>Viola reichenbachiana</i>	---	19.3	---	---
<i>Galium aparine</i>	---	---	93.3	---
<i>Impatiens noli-tangere</i>	---	---	67.7	---
<i>Acer campestre</i>	---	---	66.2	---
<i>Rubus species</i>	---	---	53.5	---
<i>Paris quadrifolia</i>	---	---	50.2	---
<i>Prunus padus</i>	---	---	49.9	---
<i>Impatiens glandulifera</i>	---	---	49.2	---
<i>Crataegus species</i>	---	---	48.2	---
<i>Galeobdolon montanum</i>	---	---	48	---
<i>Quercus rubra</i>	---	---	43.6	---
<i>Circaea lutetiana</i>	---	---	38.5	---
<i>Geranium robertianum</i>	---	---	35.2	---
<i>Euonymus europaea</i>	---	---	33.9	---
<i>Cardamine species</i>	---	---	32.3	---
<i>Galeopsis species</i>	---	---	28.5	---
<i>Ribes rubrum rubrum</i>	---	---	26	---
<i>Cornus sanguinea</i>	---	---	24.5	---
<i>Acer pseudoplatanus</i>	---	---	22.9	---
<i>Silene dioica</i>	---	---	19.6	---
<i>Lamium maculatum</i>	---	---	---	58.2
<i>Aegopodium podagraria</i>	---	---	---	58
<i>Primula elatior</i>	---	---	---	54.2
<i>Campanula trachelium</i>	---	---	---	53.1
<i>Festuca gigantea</i>	---	---	---	49.9
<i>Anthriscus sylvestris</i>	---	---	---	47.4
<i>Scrophularia nodosa</i>	---	---	---	41.7
<i>Fragaria moschata</i>	---	---	---	41.7
<i>Stellaria nemorum</i>	---	---	---	40.6
<i>Deschampsia cespitosa</i>	---	---	---	40.2
<i>Dactylis polygama</i>	---	---	---	36.2
<i>Phalaris arundinacea</i>	---	---	---	35.8
<i>Filipendula ulmaria</i>	---	---	---	34.7

<i>Cirsium palustre</i>	---	---	---	30.2
<i>Ranunculus repens</i>	---	---	---	30.2
<i>Alnus species</i>	---	---	---	28.5
<i>Hypericum hirsutum</i>	---	---	---	28.1
<i>Peucedanum palustre</i>	---	---	---	26
<i>Chrysosplenium alternifolium</i>	---	---	---	26
<i>Lapsana communis</i>	---	---	---	26
<i>Galeopsis speciosa</i>	---	---	---	26
<i>Cruciata glabra</i>	---	---	---	26
<i>Myosotis species</i>	---	---	---	25.7
<i>Ulmus glabra+minor</i>	---	---	---	25.4
<i>Milium effusum</i>	---	---	---	23.1
<i>Carex pilosa</i>	58.7	39.8	---	---
<i>Luzula luzuloides</i>	31.6	57.5	---	---
<i>Impatiens parviflora</i>	28.8	---	50.4	---
<i>Geum urbanum</i>	---	---	57.7	21.1
<i>Glechoma hederacea</i>	---	---	46.6	25.9
<i>Urtica dioica</i>	---	---	38.4	21.9
<i>Fraxinus excelsior</i>	---	---	34.1	26
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	---	---	29.5	25.4
<i>Pulmonaria obscura</i>	---	---	28.9	41.1
<i>Stachys sylvatica</i>	---	---	24.7	24.7
<i>Ranunculus lanuginosus</i>	---	---	24.4	41.4

DBH-N – dubohabřiny, nové snímky

DBH-S – dubohabřiny, staré snímky

LUL-N – lužní lesy, nové snímky

LUL-S – lužní lesy, staré snímky

Příloha 5: Tabulka fidelity pro dřeviny

Druh	patro	DBH-N	LUL-N	DBH-S	LUL-S
<i>Fagus sylvatica</i>	7	57.8	---	---	---
<i>Larix decidua</i>	7	48	---	---	---
<i>Carpinus betulus</i>	7	46.3	---	---	---
<i>Carpinus betulus</i>	1	45.6	---	---	---
<i>Sambucus nigra</i>	7	33.4	---	---	---
<i>Larix decidua</i>	1	30.7	---	---	---
<i>Sorbus aucuparia</i>	7	27.2	---	---	---
<i>Prunus species</i>	7	26.6	---	---	---
<i>Sorbus species</i>	7	26.6	---	---	---
<i>Robinia pseudoacacia</i>	7	26.6	---	---	---
<i>Picea abies</i>	3	26.6	---	---	---
<i>Acer platanoides</i>	7	24.9	---	---	---
<i>Tilia cordata</i>	7	20.3	---	---	---
<i>Acer campestre</i>	7	---	66.2	---	---
<i>Tilia cordata</i>	4	---	65.9	---	---
<i>Prunus padus</i>	7	---	49.9	---	---
<i>Crataegus species</i>	7	---	48.2	---	---
<i>Quercus rubra</i>	7	---	43.6	---	---
<i>Prunus padus</i>	3	---	43.6	---	---
<i>Acer campestre</i>	3	---	42.2	---	---
<i>Carpinus betulus</i>	4	---	37.4	---	---
<i>Prunus padus</i>	4	---	35.7	---	---
<i>Acer campestre</i>	4	---	34	---	---
<i>Corylus avellana</i>	3	---	34	---	---
<i>Euonymus europaeus</i>	7	---	33.9	---	---
<i>Ulmus glabra+minor</i>	3	---	31.8	---	---
<i>Fraxinus excelsior</i>	4	---	28.5	---	---
<i>Crataegus species</i>	3	---	26	---	---
<i>Acer pseudoplatanus</i>	4	---	26	---	---
<i>Quercus rubra</i>	3	---	26	---	---
<i>Cornus sanguinea</i>	7	---	24.5	---	---
<i>Acer pseudoplatanus</i>	7	---	22.9	---	---
<i>Betula pendula</i>	1	---	---	64.7	---
<i>Betula pendula</i>	3	---	---	43.8	---
<i>Acer species</i>	1	---	---	27.2	---
<i>Ulmus glabra+minor</i>	1	---	---	---	41.6
<i>Crataegus species</i>	4	---	---	---	38.8
<i>Corylus avellana</i>	4	---	---	---	38.3
<i>Quercus robur+petraea</i>	4	---	---	---	28.7
<i>Ulmus glabra+minor</i>	4	---	---	---	28.2
<i>Ulmus glabra+minor</i>	7	---	---	---	25.4
<i>Alnus glutinosa+incana</i>	1	---	---	---	24.5

<i>Alnus glutinosa+incana</i>	3	---	---	---	21.2
<i>Fagus sylvatica</i>	1	31.5	---	42.9	---
<i>Carpinus betulus</i>	3	25.3	---	20.5	---
<i>Fraxinus excelsior</i>	1	---	37.1	---	33
<i>Fraxinus excelsior</i>	7	---	34.1	---	26