

Univerzita Karlova

Přírodovědecká fakulta

Ústav pro životní prostředí

Studijní program: Ekologie a ochrana prostředí

Studijní obor: Ochrana životního prostředí



Eva Kerberová

Faktory ovlivňující diverzitu vegetace světlých lesů

Factors affecting diversity of open forest vegetation

Bakalářská práce

Vedoucí práce: RNDr. Hana Pánková, Ph.D.

Praha, 2022

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem předkládanou práci zpracovala samostatně a použila k tomu informační zdroje a literaturu, jejichž seznam je přiložen k bakalářské práci. Tato práce ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu. Tištěná verze práce je shodná s elektronickou verzí vloženou do SIS. Souhlasím s tím, aby práce byla zpřístupněna pro studijní a výzkumné účely.

V Praze dne:

Podpis:

Poděkování:

Ráda bych zde poděkovala své vedoucí práce RNDr. Hance Pánkové, Ph.D. za její rady, drahocenný čas a zejména trpělivost. Největší dík patří mé rodině, která mě po celou dobu studia podporovala.

Bakalářská práce byla realizovaná v rámci projektu LIFE South Moravia (LIFE18 NAT/CZ/000832).

Abstrakt

Bakalářská práce obsahuje literární rešerši zaměřenou na zhodnocení faktorů ovlivňujících diverzitu vegetace světlých lesů. Práce nejprve vysvětluje pojem světlé lesy a popisuje jejich vegetaci. Dále uvádí jednotlivé typy diverzity a faktory, které ji ovlivňují, jako např. velikost území, abiotické podmínky (lokální podmínky, vliv dostupnosti světla, půdního podloží), biotické podmínky (herbivoři, mykorhizní symbióza) a management, a popisuje jejich význam pro druhovou diverzitu těchto společenstev.

Klíčová slova: světlé lesy, diverzita, management světlých lesů, faktory ovlivňující diverzitu, abiotické podmínky

Abstract

The bachelor thesis contains a literature review focused on the evaluation of factors influencing the diversity of open forest vegetation. The work firstly explains the concept of open forests and describes their vegetation. It also lists the different types of diversity. It focuses on factors affecting the diversity such as size of the area, abiotic conditions (e.g. local conditions, light availability, soil conditions), biotic conditions (mycorrhizal symbiosis, herbivory) and management. The thesis describes their importance for the species diversity of these communities.

Key words: open forests, diversity, management of open forests, factors affecting diversity, abiotic conditions

Obsah

1.	Úvod	7
2.	Cíle práce	8
3.	Světlé lesy.....	9
3.1	Vegetace světlých lesů.....	10
3.2	Společenstva dle Katalogu biotopů České republiky.....	11
3.2.1	Květnaté bučiny	11
3.2.2	Hercynské dubohabřiny	12
3.2.3	Teplomilné doubravy.....	13
3.2.4	Acidofilní doubravy	14
4.	Diverzita	15
5.	Faktory ovlivňující diverzitu.....	16
5.1	Abiotické faktory	16
5.1.1	Velikost území	16
5.1.2	Lokální podmínky prostředí	17
5.1.3	Světlo.....	17
5.1.4	Půda v lesním prostředí.....	18
5.2	Biotické faktory.....	20
5.2.1	Mykorhizní symbióza	20
5.2.2	Herbivoři	22
5.2.3	Konkurence	23
5.3	Management světlých lesů	23
6.	Závěr	27
7.	Použitá literatura	28

1. Úvod

Světlé lesy, jež byly dříve běžnou součástí bioty, z krajiny téměř vymizely. Je s nimi spojována pestrá biodiverzita a jsou domovem pro spoustu ohrožených a chráněných druhů rostlin, hub i živočichů (Bregtsson et al. 2000; Vodka a Čížek 2009; Norden et al. 2012).

V 18. století spolu s intenzifikací zemědělství a lesnictví, došlo ke změnám lesního hospodářství. Začalo se ustupovat od klasických postupů, došlo k odstraňování stávajících lesních porostů a následné homogenizaci druhové skladby dřevin, což vedlo k uzavírání korunového zápoje (Stoate et al. 2001). Zánik světlých lesů měl negativní dopad na organismy jako jsou vyšší rostliny, hmyz a ptáci (Warren 1991; Strandberg 2005).

Ačkoli se porosty světlých lesů stále vyskytují, a to například jako nízké či střední lesy nebo parky (Hédl et al. 2010), je důležité, aby se zabránilo jejich dalším ztrátám a byla snaha je stále obnovovat. V Evropě byly světlé lesy udržovány převážně lidskou činností jako je pastva, těžba dřeva či požáry (Bengtsson et al. 2000). Tradičním managementem pro světlé lesy je pěstování výmladkových lesů neboli pařeziny a lesů pastevních (Miklín a Čížek 2014).

Zejména v minulosti se pastva v lesích hojně využívala (Vera 2000). Pro pastevní les byly typické listnaté lesy s travinami a pasoucím se dobyt看em, který spásal podrost, díky čemuž byly pastevní lesy světlejší (Frouz a Frouzová 2021).

Výmladkové hospodářství sahá svou historií až do neolitu (Szabó 2009). Výmladkový les vzniká díky schopnosti zmlazování pařezů, z nichž se po vymýcení tvoří z výmladků polykormony. Skácené dřevo se potom využívá jako dřevo palivové (Hédl 2011).

Další metodou managementu světlých lesů může být kroužkování, což je způsob, který se používá zejména k prosvětlování hustých porostů invazivních dřevin (Miller et al. 2013). Po narušení vodivých pletiv dřeviny dojde k neschopnosti transportu živin a dochází k postupnému odumírání stromu a zamezí jeho následnému obrůstání (Veverková 2009).

2. Cíle práce

Cílem bakalářské práce je:

- zmapování faktorů, které ovlivňují biodiverzitu světlých lesů, tedy vysvětlit a shrnout pojem světlé lesy, popsat jejich vegetační složení a typické biotopy, v nichž se lesy nachází;
- popsat, které faktory nejvíce ovlivňují druhovou bohatost společenstev světlých lesů. Práce se bude zabývat faktory biotickými a abiotickými a s nimi souvisejícím managementem.

3. Světlé lesy

Les jako takový je po většinu jeho existence vysoký, hustý, má propojené koruny jednotlivých stromů, tudíž nepropustí moc světla. Bezlesím se pak myslí například louka, pole, pastvina. Kombinací těchto dvou odlišných ekosystémů vzniká nový tzv. světlý les. Světlým lesem může být nízký les, střední les, park, sad či obora (Čížek at al. 2016).

Nízký les, jinak také nazývaný nízkokmenný les, je založen na opakované vegetativní obnově pařezových, anebo kořenových výmladků. Lze tedy říci, že se jedná o uměle vytvořený typ lesa, který je vzdálený od přirozeného chodu ekosystému lesa, protože dochází k ovlivňování látkového koloběhu a les je tak nucen opakovaně dorůstat. Les je mýcen periodicky, je tedy zamezeno dosažení klimaxového stádia, a navíc se také na malém území většinou nachází pohromadě les čerstvě pokácený i les krátce před mýcením (Kadavý at al. 2011).

Střední les, jinak nazývaný také sdružený, je víceetážový typ lesa, kdy spodní etáž tvoří nízkokmenný les a vrchní patro je složeno z různě starých jedinců. Po každé seči se spodní etáž ponechá nebo se vysadí určitý počet stromů semenného původu a tím vzniknou tři až čtyři generace horní etáže (Kadavý et al., 2011).

Parky patří mezi intenzivně udržovaný typ světlého lesa. Prosyhající stromy je důležité postupně ořezávat z důvodu ohrožení návštěvníků, udržuje se tak nižší korunový zápoj a stálé prosvětlení. Zeleň v parcích a otevřených lesích je významným útočištěm pro organismy, pro které jsou nezbytné staré a osluněné stromy (Čížek et al. 2016).

Obory jsou velice významné z hlediska fauny i flory světlých lesů. Nachází se zde poslední zbytky pastevních lesů. Pastva zvěře má kladný vliv na biodiverzitu, a to zejména na bezobratlé živočichy. Díky divoké zvěři dochází k proředování podrostu a s tím spojenému rozvolňování korunových zápojů, což vede k vyváření pastevních lesů. (Čížek at al. 2016). Přemnožení zvěře však může mít i negativní vliv, protože dochází k nadměrnému spásání a okusování rostlin (Chollet et al. 2013).

Světlé lesy jsou hostitelem různých druhů rostlin a živočichů. Velkou část z nich tvoří ohrožené druhy (Beneš at al. 2006). Důkazy, že velká část evropských lesů se přirozeně vyskytovala s otevřenými zápoji po většinu holocénu, jsou v

posledních letech daleko častěji dokumentovány. Otevřená struktura těchto lesů byla dříve způsobována disturbanty, jako jsou požáry nebo větry, a pastvou velkých býložravců. Od neolitu byly tyto přírodní procesy doplněny a později nahrazeny různými lidskými aktivitami se silným dopadem na lesní stanoviště (Buček 2000).

Situace se změnila v 18. století s průmyslovými a zemědělskými revolucemi. Intenzifikace lesního hospodářství spolu s opuštěním klasických postupů vedla k podstatnému nárůstu uzavírání zápoje a následně k přechodu z otevřených lesů do lesů s uzavřeným zápojem. Otevřené lesy jsou v dnešní době stále větší vzácností a dochází k neustálému úpadku. Přesto tyto lesy stále hostí bohatou a specifickou komunitu bezobratlých, ptáků a rostlin (Miklín a Čížek 2014, Varga et al. 2015).

V lesích mírného pásma navíc závisí vysoká diverzita členovců a rostlin nejen na horizontální otevřenosti porostu, ale také na vertikální stratifikaci, což může vést k významným rozdílům společenstev mezi korunovým zápojem a podrostem. Pokud jde o zachování biologické rozmanitosti lesů, je tedy otázkou, do jaké míry mohou okraje lesů nebo zápoje lesů nahradit roli plně otevřených stromů (Floren a Schmidl 2008; Ulyshen 2011).

3.1 Vegetace světlých lesů

Vegetace světlých lesů hostí spoustu ohrožených druhů vyšších rostlin, jež přežívají na světlých místech nízkých či středních lesů. Mezi kriticky ohrožené patří například *Adenophora liliofolia* (zvonovec liliolistý), *Daphne cneorum* (lýkovec vonný), *Euphorbia villosa* (prýšec kosmatý) či *Lathyrus pisiformis* (hrachor hrachovitý). Ve světlých lesích můžeme nalézt i druhy orchidejí, jako jsou například *Cypripedium calceolus* (střevičník pantoflíček), *Orchis porpurea* (vstavač nachový) nebo *Cephalanthera rubra* (okrotice červená). Zřídka se vyskytují i ve vysokokmenných lesích, avšak nenachází tam pro svoje přežití nejlepší podmínky (Konvička et al. 2006).

Další druhy, jež jsou ohrožené méně a vyskytují se v lesích, jsou například *Geranium sanguineum* (kakost krvavý), *Dictamnus albus* (třemdava bílá), *Lithospermum purpureocaeruleum* (kamejka modronachová), *Melittis melissophyllum* (medovník meduňkolistý), *Peucedanum cervaria* (smldík jelení) nebo *Polygonatum odoratum* (kokořík vonný) (Konvička et al. 2006).

Typickými dřevinami, které tvoří skladbu světlého lesa, jsou zejména *Quercus petraea* (dub zimní), *Quercus pubescens* (dub pýřitý), *Quercus robur* (dub letní), *Carpinus betulus* (habr obecný), *Fraxinus excelsior* (jasan ztepilý), *Tilia cordata* (lípa srdčitá), *Tilia platyphyllos* (lípa velkolistá) a *Ulmus laevis* (jilm vaz), *Acer campestre* (javor babyka), *Sorbus torminalis* (jeřáb břek), *Sorbus aucuparia* (jeřáb ptačí), *Corylus avellana* (líška oboecná) či *Crataegus monogyna* (hloh jednosemenný), *Crataegus laevigata* (hloh obecný), *Betula pendula* (bříza bělokorá), *Populus tremula* (topol osika), *Salix caprea* (vrba jíva), *Prunus avium* (třešeň ptačí), *Prunus spinosa* (trnka obecná) (Van der Werf 1991; Spitzer et al. 2008).

3.2 Společenstva dle Katalogu biotopů České republiky

3.2.1 Květnaté bučiny

Dle katalogu květnaté bučiny mezi otevřená stanoviště nepatří, ale ve studii Van der Werfa (1991) uvedeny jsou. Pro květnaté bučiny jsou typické eutrofní půdy, zejména kambizemě. Na našem území jsou rozšířené v horských a podhorských oblastech, protože jsou vázány na horniny, které jsou chudé na minerály nebo na vápence. Jejich výskyt je vázán na dobře vyvinutou hlubokou půdu v mírných svazích nebo plošinách. Ve výškách nad 1000 metrů už se prakticky nevyskytují a ve středních či nižších nadmořských výškách bývají na severních svazích nebo v chladnějších roklích. Nejrozšířenější jsou u nás na okrajích pohoří Českého masivu, Českomoravské vrchoviny, Dražanské vrchoviny a pohoří Moravských Karpat (Chytrý et al. 2010).

Na květnaté bučiny se váží listnaté lesy, u kterých dominuje *Fagus sylvatica* (buk lesní) a je doprovázen dalšími druhy jako například *Acer platanoides* (javor mléč), *Acer pseudoplatanus* (javor klen), *Carpinus betulus* (habr obecný), *Fraxinus excelsior* (jasan ztepilý), *Quercus petraea* (dub zimní), *Quercus robur* (dub letní), *Tilia cordata* (lípa srdčitá), *Tilia platyphyllos* (lípa velkolistá) a *Ulmus glabra* (jilm horský). V bučinách vyšších poloh nalezneme i zástupce jehličnanů, jako je *Picea abies* (smrk ztepilý) a *Abies alba* (jedle bělokorá), která se vyskytuje vzácně (Chytrý et al. 2010).

Keřové patro bučin je tvořeno nejen zmlazovanými dřevinami, ale typickými keři, jako jsou například *Corylus avellana* (líška obecná), *Lonicera nigra* (zimolez černý), *Lonicera xylosteum* (zimolez obecný), *Sambucus racemosa* (Bez červený) či *Sorbus aucuparia* (jeřáb ptačí) (Chytrý et al. 2010).

Význačnou rostlinou bylinného patra v českých bučinách je zejména *Melica uniflora* (strdivka jednokvětá) (Durdík 1954). Dalšími druhy jsou například *Carex pilosa* (ostřice chlupatá), *Mercurialis perennis* (bažanka vytrvalá), *Polygonatum verticillatum* (kokořík přeslenitý), *Senecio ovatus* (Starček vejčitý) či *Viola reichenbachiana* (violka lesní) (Chytrý et al. 2010).

3.2.2 Hercynské dubohabřiny

Pro dubohabřiny jsou typické hluboké půdy bohaté na živiny, které se vyskytují v teplých oblastech na svazích a plošinách. Jejich podloží může být tvořeno vápencem, kyselými horninami nebo čtvrtohorními sedimenty. Je to nejtypičtější biotop nacházející se napříč celým Českem od Mostecké pánve, přes České středohoří, okolí Prahy, okraje Českého masivu, Dražanskou vrchovinu, až po podhůří Rychlebských hor a Jeseníků. Díky převodu jehličnatých monokultur jsou dubohabřiny ohrožené. Z původně světlých nízkých a středních lesů vznikají lesy s hustým korunovým zápojem, ze kterých ubývají ohrožené a vzácné druhy světlomilných rostlin a jsou nahrazovány invazivními druhy, jako je *Impatiens parviflora* (netýkavka malokvětá). Pro udržení dubohabřin je důležité, aby se zamezilo vysazování nepůvodních druhů jehličnanů a porosty, na kterých se nachází vzácné druhy, by měly být prosvětlovány. U některých chráněných lokalit se obnovují tradiční formy lesního managementu (například NP Podyjí) (Filippov et al. 2008).

Dubohabřiny jsou lesy, ve kterých převažuje zejména *Carpinus betulus* (habr obecný), *Quercus petraea* (dub zimní), *Quercus robur* (dub letní) a jsou doplňovány druhy, jako je *Tilia cordata* (lípa srdčitá). V porostech vyšších nadmořských výšek bývá příměsí *Fagus sylvatica* (buk lesní) nebo *Abies alba* (jedle bělokora) (Chytrý et al. 2010).

Keřové patro bývá zastoupeno například těmito druhy: *Corylus avellana* (líška obecná), *Cornus sanguinea* (svída krvavá) nebo *Lonicera xylosteum* (zimolez obecný). Kromě druhů keřů zde nalezneme i nízké zástupce dřevin (Chytrý et al. 2010).

Bylinné patro se pak skládá z druhů, jako je například *Anemone nemorosa* (sasnka hajní), *Carex sylvatica* (ostřice lesní), *Convallaria majalis* (konvalinka vonná), *Dryopteris filix-mas* (kaprad' samec), *Fragaria vesca* (jahodník obecný), *Myostis sylvatica* (pomněnka lesní), *Primula veris* (prvosienka jarní) nebo *Veronica chamaedrys* (rozrazil rezekvítek) (Chytrý et al. 2010).

3.2.3 Teplomilné doubravy

Vývoj teplomilných doubrav probíhal na hlubokých i mělkých půdách s různými typy hornin. Půda doubrav je vždy suchá, koloběh živin je v nich pomalejší než v dubohabřinách či květnatých bučinách. Doubravy tvoří porosty zejména na svazích a plošinách v teplých a suchých místech nížin, ale vyskytují se i v oblastech chladnějších, kde jsou však orientovány na jižních svazích. Nejčastěji bývají obklopovány dubohabřinami (Chytrý et al. 2010).

Teplomilné doubravy na hlubších půdách se vyvinuly z bývalých středních či pastevních lesů. V České republice se nachází především v Českém středohoří, Českém krasu, Křivoklátsku, Kokořínsku či na jižní Moravě (Chytrý et al. 2010).

Doubravy u nás se dělí dle toho, na kterých se nachází půdách (bazické, kyselé či hluboké a mělké). V České republice se vyskytují 3 typy:

- perialpidské doubravy,
- panonské doubravy,
- bazifilní doubravy.

Hlavními dřevinami, které se vyskytují v teplomilných doubravách, jsou *Quercus petraea* (dub zimní), *Quercus robur* (dub letní), *Quercus pubescens* (dub pýřitý) s příměsí *Fagus sylvatica* (buk lesní) a *Carpinus betulus* (habr obecný) (Chytrý et al. 2010).

Keřové patro je zastoupeno druhy, jako je například *Cornus mas* (dřín jarní), *Crataegus monogyna* (hloh jednosemenný), *Ligustrum vulgare* (ptačí zob obecný) či *Rosa canina* (růže šípková) (Chytrý et al. 2010).

Bohaté bylinné patro pak zastupují například druhy *Aster amellus* (hvězdice chlumní), *Campanula persicifolia* (zvonek broskvolistý), *Carex humilis* (ostřice nízká), *Geranium sanguineum* (kakost krvavý), *Lithospermum purpureocaeruleum* (kamejka modronachová), *Origanum vulgare* (dobromysl obecná) nebo *Thymus pannonicus* (materídouška panonská) (Chytrý et al. 2010).

3.2.4 Acidofilní doubravy

Acidofilní doubravy vznikaly na místech, kde bývaly pastevní lesy. Jejich výskyt je vázán na kyselé půdy s půdním typem kambizem (Chytrý et al. 2010).

Jedná se o druhově chudé lesy, ve kterých dominuje *Quercus petraea* (dub zimní) či *Quercus robur* (dub letní). Doplnkovými dřevinami jsou pak *Betula pendula* (bříza bělokorá), *Betula pubescens* (bříza pýřitá), *Populus tremula* (topol osika) a z jehličnanů *Abies alba* (jedle bělokorá) nebo *Pinus sylvestris* (borovice lesní) (Chytrý et al. 2010).

Keřové patro je zastoupeno druhy, jako jsou například *Frangula alnus* (krušina olšová) a v bylinném podrostu se vyskytují zástupci travin. Existují 4 typy acidofilních doubrav:

- suché acidofilní doubravy (nejrozšířenější doubravy),
- vlhké acidofilní doubravy (v zamokřených oblastech nížin),
- subkontinentální borové doubravy (s výskytem *Pinus sylvestris*),
- acidofilní doubravy na písku (velmi vzácné).

4. Diverzita

Ze spojení slov „biologická diverzita“ vzniklo slovo biodiverzita a je tím označována veškerá živá příroda, a to celé ekosystémy včetně genetické různorodosti. Biodiverzita jako pojem se uchytila během 90. let, a to hlavně díky knize Edwarda Wilsona *Diversity of life*, která byla publikována v roce 1993. Je potřeba zmínit, že se nejedná pouze o pojem politicko-ochranářský, ale známe celou řadu věd, které se zabývají biodiverzitou, jejími zdroji a také tím, jak lze biodiverzitu měřit, hodnotit a chránit. Ekologií a evoluční biologii se zabývá již od nepaměti celá řada věd a pojem biodiverzita pouze zaštiťuje celou řadu již probíhajících biologických výzkumů (Magurran, 2004; Storch, 2016)

Druhá rozmanitost neboli diverzita nám udává celkový počet druhů v ekosystému a patří k základním parametrům společenstev (Magurran, 2004; Kovář, 2015). Ekosystém se skládá z různých druhů organismů. Každý druh má své zastoupení populací jedinců a každý druh se liší početností v dané populaci. Jen malý počet jedinců, kteří jsou zastoupeni větším počtem v potravním článku, nazýváme fenoménem dominance, který zastupuje jednu z okrajových poloh druhové biodiverzity (Kovář, 2015).

Biodiverzita se obvykle vztahuje k určitému území. Podle tohoto hlediska lze biodiverzitu rozdělit dle prostorové škály, na které lze určit její jednotlivé typy.

- Alfa diverzita (α) – počet druhů (taxonů) na jasně určeném místě, nejčastěji specifickém biotopu. Typickým územím s vysokou alfa diverzitou jsou například Bílé Karpaty (Storch, 2016)
- Gama diverzita (γ) – povětšinou komplexní soubor druhů jistého většího území jako například regiony, státy nebo i celé kontinenty (Storch, 2016)
- Beta diverzita (β) – beta diverzita se řadí mezi alfu a gamu a lze ji charakterizovat jako změnu v druhovém složení v konkrétním území podél gradientu (směr růstu). Beta diverzita tedy poukazuje na rozdíly v druhovém složení mezi konkrétními biotopy. Tuto diverzitu lze chápat jako měřítko pestrosti jednotlivých stanovišť vztahujících se k většímu území, přestože jednotlivé biotopy nemusejí být nijak příliš bohaté (Storch, 2016).

5. Faktory ovlivňující diverzitu

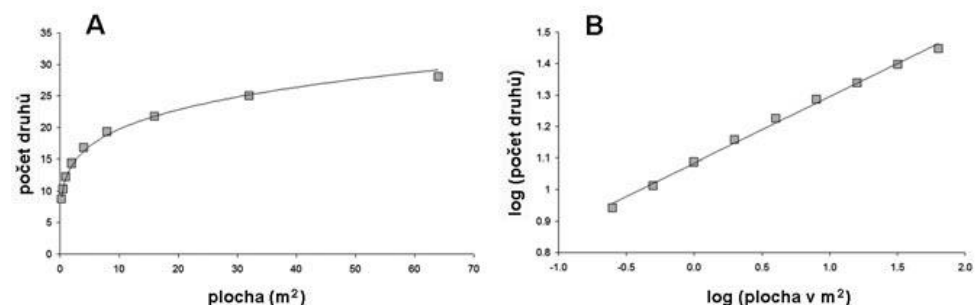
Faktory, které mají vliv na diverzitu, můžeme rozdělit do čtyř hlavních částí. Velikost území, jež určuje vztah mezi diverzitou a plochou. Abiotické podmínky, které zahrnují lokální podmínky prostředí, světelné podmínky a půdní podloží. Biotické faktory, ve kterých je zahrnuta mykorhíza a herbivoři. A posledním faktorem je způsob hospodaření ve světlých lesích.

5.1 Abiotické faktory

5.1.1 Velikost území

Prvním faktorem, který má vliv na druhovou rozmanitost, je velikost území. Vztah mezi plochou a druhovou bohatostí je prakticky všeobecně daným principem, kterých v ekologii není mnoho. Tvar křivky se neustále pomaleji zvyšuje. Lze tak říci, že rychlost nárůstu počtů druhů se s postupně přibývajícím plochou snižuje, ale nikdy se úplně nezastaví. Pro zjednodušení je vhodnější vyjadřovat plochy a počet druhů pomocí logaritmu. S velikostí dané plochy nebo oblasti souvisí, že na různých prostorových škálách budou různé faktory ovlivňovat diverzitu (Baláž et al., 2010).

Jiné faktory budou působit na diverzitu například na vyznačeném čtverci na louce a jiné budou působit na diverzitu severoamerického kontinentu. Z pohledu ochrany přírody je lepší zabývat se procesy v menších měřítkách (Baláž et al. 2010).



Obrázek 1 Zdroj: Baláž, V., 2010. Ochrana přírody z pohledu biologa: biologická olympiáda 2010-2011, 45. ročník, Praha: Česká zemědělská univerzita.

Závislost počtu druhů na velikosti plochy. Body popisují jednotlivá pozorování, kterými je proložena křivka (v části A) nebo přímka (v části B), jež znázorňuje celkový trend. V částech A a B jsou vyznačena tatož data, v části B jsou hodnoty na obou osách zlogaritmovány, což lépe ukáže míru nárůstu.

5.1.2 Lokální podmínky prostředí

Dalším faktorem, který ovlivňuje druhovou bohatost, jsou lokální podmínky prostředí. Sem patří podmínky neživé přírody. Tyto rozmanité podmínky můžeme shrnout do následujících dvou skupin.

- Stres – jedná se o jakýkoli vliv, který potlačuje schopnost přežít a zabraňuje úspěšnému rozmnožování jedinců v dané lokalitě. Stres je často spojován s abiotickými faktory (vlhko, sucho, přespříliš toxických látek v půdě anebo také omezená dostupnost zdrojů) (Semal, 1990)
- Disturbance – jde o nečekané, často opakované narušení určitého stanoviště, které vede k poškození nebo k zániku některých jedinců. Na rozdíl od stresu působí disturbance lokálně a jednorázově (málokdy se opakující). Za účinek disturbance považujeme zredukování alfa diverzity stanoviště, ale dojde k vytvoření podmínek pro nový život jiného druhu. Dochází ke zvyšování beta diverzity, ale i gama diverzity celého prostoru. Jako příklad lze uvést dopad výbušniny, která svým účinkem zničí část lesa, ale dojde k vytvoření otevřené plochy (Baláž et al., 2010).

Druhovou bohatost ovlivňuje také širší kontext okolní krajiny. Jednoduše řečeno, aby se na určité lokalitě vyskytovala specifická skupina druhů, musí tam být vhodné podmínky prostředí, ale také možnosti přístupu na danou lokalitu (Baláž 2010).

5.1.3 Světlo

Zvýšené množství světla na okrajích lesa a v mezerách vzniklých odumřením či odstraněním starých stromů a uvolněním korunového zápoje má prokazatelně pozitivní vliv na diverzitu rostlinných druhů (Hoffmeister et al. 2008). Například časté prosvětlování porostů s dominantním zastoupením dubu tradičním hospodařením, zejména pařezením, má významně pozitivní vliv na diverzitu rostlin a na ně vázaných dalších živočichů. Je také prokazatelný pokles této diverzity na lokalitách, kde bylo od tradičních způsobů managementu ustoupeno, les zestárl, vytvořil se korunový zápoj a množství světla dopadajícího na podrost tak bylo značně omezeno (Strandberg et al. 2005).

Po prosvětlení dochází k nárůstu diverzity následujících pět let. Plocha je postupně obsazena pionýrskými druhy a druhy vázanými na velmi světlá stanoviště. Po této době, kdy se primární sukcese začne přesouvat do pozdějších fází, dochází ke stagnaci diverzity a jejímu následnému poklesu v důsledku zarůstání plochy a postupným ubýváním světla dopadajícího na zem (Schmid et al. 1996).

Je však třeba mít na paměti, že biodiverzita prostředí je také vázána na jiné faktory, například vlhkost. Prosvětlení porostu v sušších oblastech, zejména v oblastech, kde byl dlouhodobě aplikován management častějšího prosvětlování, má téměř vždy pozitivní vliv na biodiverzitu (Strandberg et al. 2005, Hoffmeister et al. 2008, Schmid et al. 1996). Avšak v oblastech, kde jsou lesy historicky mýceny až po delší době či vůbec, může mít prosvětlení například důsledkem snížení vlhkosti prostředí dokonce negativní vliv na diverzitu druhů rostlin, lišejníků či živočišných druhů na ně vázaných (Härdtle et al. 2003, Király et al. 2012).

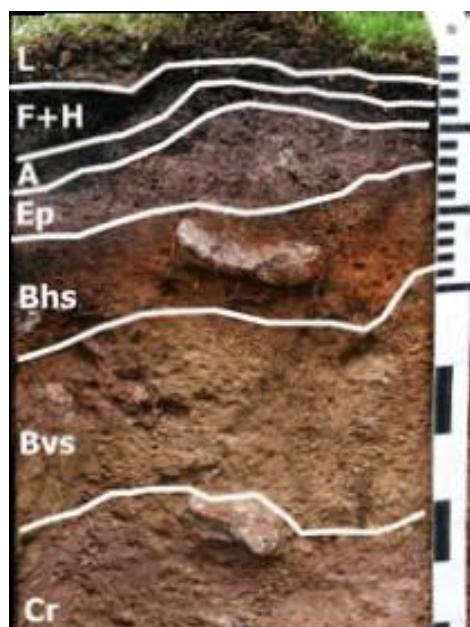
Celkově tak lze tvrdit, že prosvětlení porostů má silně pozitivní vliv na biodiverzitu, ne však ve všech případech. Lesy přizpůsobené častějším disturbancím mají přizpůsobenou druhovou skladbu, časté prosvětlování tak periodicky zvyšuje biodiverzitu, navíc jsou většinou v těchto oblastech vždy nějaké plochy zrovna čerstvě disturbované. Pokud se jedná o disturbance způsobované člověkem, ideálním příkladem může být opět pařezový způsob hospodaření. Pro udržení této diverzity je zapotřebí daný management aplikovat pravidelně, může totiž dojít k postupnému zarůstání ploch a následné degradaci a nevratnému úbytku biodiverzity. V oblastech, které však nejsou častým disturbancím navyklé, nemusí mít disturbance na diverzitu výrazný vliv, může ji dokonce snižovat.

5.1.4 Půda v lesním prostředí

Z hlediska lesního ekosystému lze půdu brát jako substrát, jenž umožňuje zakořeňování vyšších rostlin a stromů. Půdu považujeme za klíčovou pro existenci lesních porostů a s tím spojené fungování života na planetě. Vztah mezi složením prvků v půdě a růstem lesních porostů je v ekosystému lesů výrazně volnější než v půdách zemědělských. Spotřeba živin lesního porostu je výrazně nižší než spotřeba zemědělských plodin.

Lesní půdy mají nejčastěji třífázový půdní profil. Svrchní vrstvu tvoří organický horizont, jehož hlavní složkou je organický materiál, který se skládá z částí stromů (spadané jehlice, listí či plody, větve, kmeny). Můžeme ho rozdělit

na subhorizonty, jimiž jsou hrabanka (opadanka) - L, fermentační drť - F (je tvořena částečně rozloženými částicemi, které obsahují kořínky, houbové hyfy) a humifikační měl - H (tvořen z většiny humusem). Jejich množství závisí na rychlosti rozkladu a s tím dále souvisí tvorba nadložního humusu (Sáňka et al. 2018). Nad horizontem se nachází nadložní humus, jenž se vyskytuje ve formě mor, moder a mul (Vokoun et al. 2002). Horizont A je minerální a jeho mocnost je cca 10 cm, na jeho barvu má vliv humus. Pod horizontem A se nachází horizont E, jenž je světlejší (vybělený). Horizont B, který je opět minerální a je to produkt vnitropůdního zvětrávání, jehož barva je ovlivněna půdotvorným procesem (ilimerizace, podzolizace). Půdní horizont C, který tvoří spodní část půdního profilu, je ovlivněn a vyvinut z mateční horniny (Sáňka et al. 2018).



Obrázek 2 Zdroj: Sáňka et al. 2018

Půdní horizonty lesní půdy.

Půdy jsou klíčovým zdrojem, který přímo podporuje produktivitu zalesněných ekosystémů (Cardenas et al. 2015). Služby lesních ekosystémů jsou regulovány interakcemi mezi minerální a biologickou složkou půdy s nadzemní částí lesa, atmosférou a hydrosférou. Tyto služby však mohou být ovlivňovány lesním managementem, který má vliv na půdní ekosystém jako například odstraňování dřevní hmoty při těžbě a obnově lesa (Smaill et al. 2008a,b).

Rozdíly v postupech těžby a přípravy plochy před zalesněním mohou mít velký vliv na půdní ekosystémy, jelikož se mění množství a druhy organického materiálu

na lesní půdě, čímž se mění zásobování půdy energií a živinami (Johnson 1994). Například bylo prokázáno, že odstraňování materiálu lesní půdy při těžbě, má vliv na půdní podloží a následně na schopnost půdy udržet produktivitu lesa, na ukládání uhlíku a na biodiverzitu (Purahong et al. 2014).

Větší rozmanitost rostlin může být spojena s větším ukládáním uhlíku (Firn et al. 2007). Větší ukládání uhlíku může podporovat ukládání vody zvýšením pórovitosti a infiltrace a větší stupeň rozkladu může zvýšit dostupné živiny v půdě stimulací mineralizace dusíku a fosforu, což podporuje rozmanitost rostlin (Aponte et al. 2013).

Dle Van der Werfa (1991) je pro konkrétní typ půdy typický výskyt určitého biotopu:

- bohaté půdy ze zvětralých vápenců – u nás nejrozšířenější kambizem vzniká tzv. brunifikací; jsou pro ně typické květnaté strdivkové bučiny (*Melico-Fagetum*);
- vlhčí (pseudoglejové) půdy - pseudoglej, jež vzniká procesem oglejení, je typickým půdním typem pro hercynské dubohabřiny (*Stellario-Carpinetum*), kde je dominující výmladkující *Quercus robur* a *Carpinus betulus*;
- spraš a jiné hlinité půdy - jsou velmi úrodné a mají optimální proces vsakování vody (např. šedozemě), jsou typickým půdním typem pro bukové doubravy (*Milio-Fagetum*); jedná se o druhově ochuzené společenstvo.

5.2 Biotické faktory

5.2.1 Mykorhizní symbióza

Vegetace (stromy, keře, byliny) a půdní organismy na sebe vzájemně působí díky procesům rozkladu organické hmoty, koloběhu živin a kořenovo-houbových asociací (Hättenschwiler et al. 2005). Vztahy mezi diverzitou rostlin a půdní biodiverzitou závisí zejména na hloubce půdy, ale také se mohou lišit podle typu ekosystému (lesní či nelesní). Biodiverzita půdy, úrodnost a produktivita vegetace spolu v povrchových půdách silně souvisí. (Delgado-Baquerizo et al. 2017).

Mykorhizní symbióza je mutualistickým případem symbiózy, při které jednu složku tvoří houba a druhou rostlina. Tento způsob vzájemného soužití organismů je velmi rozšířený. Převážná většina rostlin ve svých kořenech hostí určité druhy

mykorhizních hub, které svým způsobem rozšiřují jejich kořenový systém (Gryndler 2004; Konvalinková 2017).

Mykorhizní symbiózu můžeme rozdělit na dva typy - endomykorhizní a ektomykorhizní. U endomykorhizní symbiózy dochází k proniknutí houby do kořene hostitele (Konvalinková 2017). Tato symbióza se dále dělí na tři podtypy:

- abuskulární mykorhizní symbióza - jedná se o nejrozšířenější typ mykorhizní symbiózy; nachází se u více než 60 % druhů cévnatých rostlin; její výskyt je znám zejména u bylin a u dřevin se týká většiny ovocných stromů či javorů (Konvalinková 2017); jejich výskyt je vázaný na nadložní humusovou vrstvu typu mul, jež se nachází většinou v opadavých lesích a travních porostech (Gryndler 2004);
- erikoidní mykorhizní symbióza - tento typ se týká rostlin řádu Ericales (vřesovcotvaré), je vázaný na nejchudší typ humusové vrstvy, kterým je mor a je rozšířený v kyselých biotopech, jako jsou vřesoviště a rašeliniště (Gryndler 2004);
- orchidoidní mykorhizní symbióza - její výskyt je jen u řádu Orchidales (Gryndler 2004).

U ektomykorhizního typu symbiózy je charakteristické, že houby, jež se nachází jen v intercelulárních prostorech buněk, nepronikají do buňky. Mezi jednotlivými kořeny pak houba pomocí svých hyf vytváří plášť na povrchu kořene a v mezibuněčném prostoru tvoří Hartigovu síť, což je místo s nejintenzivnější látkovou výměnou mezi organismy. Jejich výskyt bývá v nadložní humusové vrstvě půdy, která se nazývá mor (Gryndler 2004).

Mykorhizní houby se často vyskytují společně napříč různými druhy a tvoří tak společenstva. Půdní prostředí je propojeno s kořeny a vlákny mykorhizních hub, čímž vytváří tzv. myceliální kontinuum (Gryndler 2004). Tato síť umožňuje přenos látek mezi půdním systémem, houbou a rostlinou (Brundrett 2004).

Mykorhizní houby mají pozitivní vliv na růst a vývoj rostlin. Mohou být pro ně zdrojem vody, chybějících živin (fosfor a dusík) či stopových prvků. Houby mohou mít pro rostlinu funkci zásobníku živin, díky jejich schopnosti ukládání a zejména v období, kdy rostlina strádá, umí živiny postupně uvolňovat a předávat (Mejstřík 1988). Dále na sebe dokážou vázat prvky těžkých a jedovatých kovů, čímž snižují jejich koncentraci v nadzemní části rostlin (Miransari 2010). Rostlina

se díky mykorhizním houbám dokáže lépe vypořádat s abiotickými stresy, jako je například nízké pH, sucho, salinita či nízká teplota. Naopak rostlina je pro mykorhizní houby prospěšná tím, že předává produkty fotosyntézy, jimiž jsou organické uhlíkaté látky a glukóza, díky kterým má houba stabilní příjem živin (Mejstřík 1988).

5.2.2 Herbivoři

Herbivoři okusují listy, květy, požírají plody a kořeny nebo okusují kůru stromů, čímž rostliny poškozují a může dojít i k jejich úhynu. Na poškození se rostlina snaží reagovat různými způsoby, kterými jsou například zvýšený přísun asimilovaných látek do poškozeného místa či zvyšováním fotosyntézy. Při okusu kůry dochází k oddělení lýka a kambia, jenž má za následek přerušování toku asimilovaných látek, kterými se dřevina snaží ránu zacelit. Pokud strom neuhyne, tak ale v místě narušení bývá vystaven houbovým chorobám. Travní porosty jsou vůči poškození herbivory velmi odolné (Suchomel et al. 2014).

Vliv herbivorů, přímo či nepřímo, působí na strukturu světlých (pasevních) lesů. Míra jejich vlivu závisí zejména na vegetačním složení, druhovém složení herbivorů a jejich počtu, na časovém a prostorovém měřítku a na typu prostředí (Olf a Ritchie 1998).

V pravěku se v pasevních lesích pásli hlavně domestikovaní býložravci, jako jsou ovce, kozy, koně a skot. Nižší porostní patro, ve kterém se nachází zejména trávy a plevelné byliny, spásají ovce. Jsou ale schopné likvidovat i náletové a výmladkové dřeviny. Střední výška porostu s vyšší vegetací patří kozám. Pro skot je typické mozaikovitě spásání a sešlapávání porostu (Hejzman et al. 2002).

Dle Very (2000) můžeme rozdělit herbivory do 3 skupin, kterými jsou:

- spásači (specializují se na jednoleté byliny),
- okusovači (jsou zaměřeni na okus dřevin)
- přechodné typy (přechodná pozice mezi spásači a okusovači).

Mezi herbivory patří i divoká zvěř, která spásá úplně vše, čímž dřeviny redukuje a dochází pak k potencionálnímu prosvětlení korunového zápoje (Gill a Beardall 2001). V našich lesích se nejvíce vyskytuje srnec lesní, hojnou populaci má jelen evropský, muflon evropský či prase divoké. Jeleni preferují okusování dřevin, ale spásají i byliny, kapradiny nebo trávy (Trdan a Vidrih, 2008). Typickou

potravou pro srnce jsou plody a semena, ale když jich mají nedostatek, spásají byliny, trávy a okusují čerstvé listí či jehlice mladých stromků (Tixier a Duncan, 1996). Typickou potravou pro prase divoké jsou zejména trávy, byliny, keře a plody stromů (Hespeler 2004). Při přemnožení zvěře dochází k poklesu diverzity rostlin (Chollet et al. 2013).

5.2.3 Konkurence

Soupeření druhů o využití dostupných zdrojů v dané lokalitě je nazýváno konkurence a probíhá mezi organismy se stejnými nároky na životní prostředí. Lze to také považovat za určitý druh stresu, který vzniká kvůli přítomnosti většího množství organismů, které omezuje počet druhů schopných spolu žít v dané lokalitě. Omezený počet silnějších druhů, které jsou posíleny přísunem živin, může vyhubit celou řadu slabších (Baláž et al., 2010).

5.3 Management světlých lesů

Světlé lesy v podobě pastevních se vyskytovaly již v neolitu (po 5500 př.n.l.) jako součást intenzivního zemědělství, kdy přišli první pastevci (Sádlo et al. 2005). V eneolitu (po 4300 př.n.l.) se začala postupně zvětšovat stáda, využívalo se dobytka a páslo se na větších územích. S přicházející dobou bronzovou (2200-750 př.n.l.) se lesy začaly spíše odlesňovat díky využívání kovů. V době železné pokračuje odlesňování, jelikož je potřeba dostatek dřeva ke zpracování kovů. V době stěhování národů byla pastva hlavním zdrojem potravy pro dobytek. Hospodaření ve středověku souviselo se zakládáním měst, a proto se odlesňovalo, bylo potřeba více volných ploch a dřeva jako stavebního materiálu. Dále klesá podíl lesů a narůstá počet obyvatel, měst. Dochází k rozdělení zemědělské a lesní půdy a v lesích probíhá aktivně pastevní management spolu s pařením. V baroku je dříví nedostatkovým zbožím, protože je hojně využíváno jako palivo a ve sklářském a železářském zpracování. Dochází k ochraně lesů a ponechávání výstavků jako způsobu obnovy (Buček 2000).

V roce 1754 je vyhlášen zákaz pastevních lesů a povinnost zalesňování. Mezi 18. stoletím a 19. stoletím dochází k zásadním změnám v hospodářských postupech ve střední Evropě. V tomto období docházelo k šíření nových osvícenských a ekonomických myšlenek týkajících se inovovaných postupů v pěstování lesa. Nově

uvedené formy pěstování postupem času zcela vymýtily postupy předchozí. Hlavním cílem bylo zajistit trvalý výnos. Byl vytvořen nový model normálního lesa, který se rozdělil na věkové třídy, které umožňovaly přesnou evidenci dřevních hmot a též plánování výtěžků do budoucna. Rozdíl mezi dřívější a pozdější metodou hospodářského využívání lesa se natolik liší, že začal být v odborné literatuře dělen na tradiční a moderní lesnictví (Hédl et al. 2011).

Je také potřeba říci, že se způsoby využití zásadně lišily s narůstající nadmořskou výškou, a také souvisely s historií kolonizace. Nížinné oblasti (přibližně do 400 metrů nad mořem) jsou neustále osídleny a hospodářsky využívány již od neolitu (cca před 7 tisíci lety). Pro tyto lesy je určen termín nížinné lesy. Informace o využívání nížinných lesů byly dobře zaznamenány v historických archivech, a proto o nich máme dostatečné informace. Naopak o podhorských a horských lesích se tolik informací nedochovalo (Hédl et al. 2011).

V minulosti byla ekonomika mnohem více závislá na energii z biomasy, kterou poskytuje les, než je tomu dnes. Dřevo bylo až do rozšíření uhlí (mezi 19. a 20. stoletím) hlavním zdrojem paliva (Hédl et al. 2011).

Obnova lesa probíhala přirozenou cestou nikoli výsadbou. V nížinných oblastech se využívalo výmladkování nebo také síše. Výmladkové lesy musely být ohrazeny z důvodu ochrany před lesní zvěří (Hédl et al. 2011).

Mezi první typ tradičního lesního managementu patří výmladkování. Jedná se o les obnovený z výmladků, což znamená, že se kmen usekne většinou těsně nad zemí, vytěžené dřevo se využije a zbytek kmene je ponechán na ploše k následnému obrůstání. Z historického hlediska byly pařeziny jako produkce palivového dřeva nevýznamnější. Opakovaně obhospodařované výmladkové lesy byly zavedeny již před mnoha tisíciletími a ve středověku už se považovaly za zajištěný produkční systém. Výmladkové lesy využívají druhy dřevin, které dobře obrážejí z kambia sekundárních meristémů. Typická struktura pařezin představuje polykormony (což jsou svazky z jednoho pařezu), které vyrůstají z jednoho základu. Protože toto vzrostlé dřevo se nehodilo ke stavebním účelům, byl výmladkový způsob kombinován s příměsky stromů, které vyrůstaly ze semen a sloužily jako výmladky (Kadavý a Kneifl 2016).



Obrázek 3 zdroj: časopis Ochrana přírody; Autor: Vladan Riedl, 2019
Výmladkový les neboli pařezení

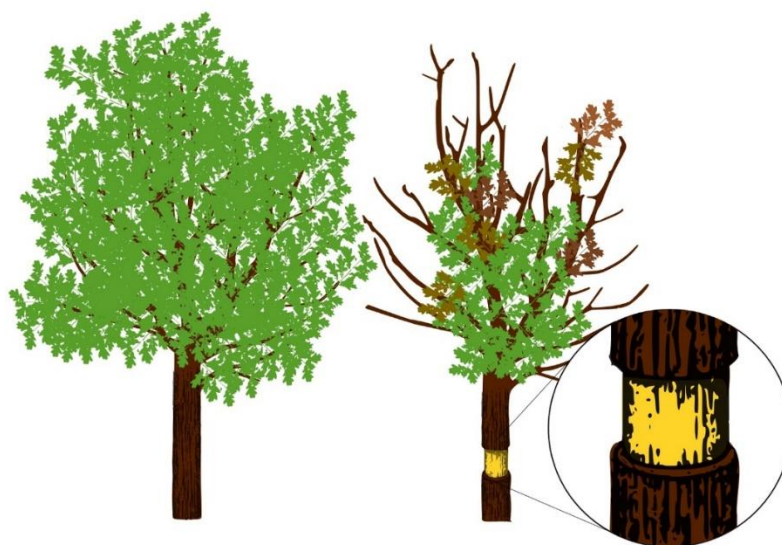
Druhým typem tradičního hospodaření je pastevní les. Jedná se od druh lesa, ve kterém se pase. Stromy jsou ořezávány ve výšce cca 1 až 3 metry (tzv. řez na hlavu). Tyto stromy jsou většinou velmi staré, protože pastevní tlak neumožní běžné zmlazení, a to ani výmladkovým způsobem. Pastevní les a pařeziny se jako způsob hospodaření vzájemně vylučují. Pastevní lesy jsou typické převážně pro oblasti střední Evropy a Středomoří. Ve střední Evropě se o jejich historii dozvídáme málo a v dnešní době se s nimi lze setkat velmi vzácně, a to zejména v rámci ochrannářského managementu. V současné době je u nás pastva v lese dle zákona zakázaným hospodářským způsobem (Hédl et al. 2011).

Posledním typem managementu je kroužkování (girdling, ring-barking). Tento způsob se využívá zejména v oblastech s rozšířenými vzrostlými invazními dřevinami, které tvoří hustý zápoj. Po provedení zásahu dochází k prosvětlení korunového zápoje, čímž je umožněno průchodu více světla do podrostu (Miller et al. 2013).

Při kroužkování dochází k umělému přerušení vodivých pletiv stromu v lýkové části (Noel 1970); Pariona et al. 2003). Výhodou je, že při kroužkování není potřeba těžké techniky. Nástroje, které se používají, jsou například motorové pily, sekery (Miller et al. 2013). Jedná se o záměrné a pomalé usmrcování stromu – záleží ale na způsobu provedení. V případě, že dojde jen částečnému

okroužkování, tzn. že zůstane v jedné části kmene nenarušený pruh kůry, který tvoří jakousi spojku, díky které je stále schopný transportovat živiny, může takto narušený strom přežít až několik let. Dalším způsobem je pak úplné okroužkování, kdy se naruší kůra po celém obvodu kmene, či „spirálování“, což je způsob, při kterém je do kmene vyříznutá spirála, jež kmen obkrouží alespoň jednou dokola (Veverková 2009).

Zdali po narušení strom přežije či ne, závisí na více faktorech. Jedním z nich je velikost stromu. Malé stromy po okroužkování odumírají rychleji než stromy velké. Dalším faktorem může být tvar a hloubka okroužkování. Když je proveden velmi tenký řez, tak bývá neefektivní, zatímco se silným a širokým pruhem se zvyšuje pravděpodobnost účinnosti zahubení stromu (Noel 1970).



Obrázek 4 zdroj: časopis Ochrana přírody; Autor: Vladan Riedl, 2019
Kroužkování

6. Závěr

Světlé lesy jsou dnes již velmi vzácným biotopem, ke kterému je vázána vysoká druhová rozmanitost rostlinných i živočišných druhů. Dříve byl výskyt otevřených lesů běžný, ale po změně lesního hospodaření v 18. století, kdy byly nízké a střední lesy převáděny na typ vysokého lesa, začaly světlé lesy razantně ubývat. Pro ekosystém jsou však velmi důležité. Velké množství různých organismů je na otevřené a prosluněné stanoviště vázáno, tudíž je jejich zachování pro biodiverzitu nesmírně podstatné (Vodka a Čížek 2009).

Světlé lesy ke své existenci potřebují kombinaci rozličných faktorů prostředí. V první řadě jsou tyto lesy závislé na dostatku světla dopadajícího na podrost, čehož lze v našich podmínkách dosáhnout téměř výhradně vhodným managementem (Hédli et al. 2011). Spolu s popisem dalších podmínek vhodných, či podstatných pro existenci světlých lesů, jako například složení půdního podloží, nebo velikost území, může tato práce sloužit jako souhrnný přehled všech vlastností a typů hospodaření důležitých k udržení světlých lesů.

Vzhledem k neoddiskutovatelným pozitivním vlivům světlých lesů na diverzitu prostředí je zřejmé, že je vhodné zvětšovat jejich plochy v oblastech k tomu vhodných. Současné zemědělství však tyto postupy často ignoruje, některé jsou dokonce nezákonné a jen velmi těžko se v praxi aplikují. Práce slouží jako shrnutí všech přínosů světlých lesů a srozumitelně informuje odbornou i laickou veřejnost o jejich významu a důležitosti.

7. Použitá literatura

- Aponte, C., García, L. V., & Maraňón, T. (2013). Tree species effects on nutrient cycling and soil biota: A feedback mechanism favouring species coexistence. *Forest Ecology and Management*, **309**, 36–46.
- Bače, R. & Svoboda, M. (2012). Hodnocení aspektů managementu mrtvého dřeva v hospodářských lesích a předběžný návrh doporučení.
- Baeten, L. et al., 2009. Herb layer changes (1954-2000) related to the conversion of coppice-with-standards forest and soil acidification. *Applied vegetation science*, 12(2), pp.187-197.; Doi: 10.1111/j.1654-109X.2009.01013.x
- Baláž, V., 2010. *Ochrana přírody z pohledu biologa: biologická olympiáda 2010-2011, 45. ročník*, Praha: Česká zemědělská univerzita.
- Benes, J., Cizek, O., Dovala, J., Konvicka, M., 2006. Intensive game keeping, coppicing and butterflies: the story of Milovický Wood, Czech Republic. *For. Ecol. Manage.* 237, 353–365.
- Beranová, M., Kubačák, A., 2010. Dějiny zemědělství v Čechách a na Moravě. Nakladatelství Libri, Praha.
- Brundrett, M., 2004. Diversity and classification of mycorrhizal associations. *Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 79(3), pp.473-495.
- Buček, A. (2000). Krajina České republiky a pastva. *Veronica*, 14, 1-7.
- Cardenas, E. et al., 2015. Forest harvesting reduces the soil metagenomic potential for biomass decomposition. *The ISME Journal*, 9(11), pp.2465-2476.
- Čížek, L., 2016. Metodika péče o druhově bohaté (světlé) lesy
- Delgado-Baquerizo, M., Powell, J. R., Hamonts, K., Reith, F., Mele, P., Brown, M. V., Dennis, P. G., Ferrari, B. C., Fitzgerald, A., Young, A., Singh, B. K., & Bissett, A. (2017). Circular linkages between soil biodiversity, fertility and plant productivity are limited to topsoil at the continental scale. *New Phytologist*, **215**, 1186–1196.

- Durdík M. Příspěvek k ekologii trávy *Melica uniflora* Retz v Československu *Preslia* 26: 177–182, 1954.
- Filippov, P., Grulich, V., Guth, J., Hájek, M., Kocourková, J., Kočí, M., ... & Zelený, D. (2008). Příručka hodnocení biotopů. *Praha: AOPK ČR*.
- Firn, J., Erskine, P. D., & Lamb, D. (2007). Woody species diversity influences productivity and soil nutrient availability in tropical plantations. *Oecologia*, **154**, 521–533.
- Floren, A., Schmidl, J. (Eds.), 2008. Canopy Arthropod Research in Europe. Bioform, Nuremberg, Germany. p. 576.
- Frouz, J. & Frouzová, J., 2021. *Aplikovaná ekologie*, Praha: Univerzita Karlova, nakladatelství Karolinum.
- Gill, R. M. A., & Beardall, V. (2001). The impact of deer on woodlands: The effects of browsing and seed dispersal on vegetation structure and composition. *Forestry*, **74**(3), 209–218
- Härdtle, W., von Oheimb, G., & Westphal, C. (2003). The effects of light and soil conditions on the species richness of the ground vegetation of deciduous forests in northern Germany (Schleswig-Holstein). *Forest ecology and management*, **182**(1-3), 327-338.
- Hättenschwiler, S., Tiunov, A. V., & Scheu, S. (2005). Biodiversity and litter decomposition in terrestrial ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, **36**, 191–218.
- Hédl, R. et al., 2011. Tradiční lesní hospodaření ve střední Evropě: I. Formy a podoby. *Živa*, 2011(2), p.3.
- Hejcman, M., Pavlů, V., Krahulec, F. (2002). Pastva hospodářských zvířat a její využití v ochranářské praxi. *Zprávy Českoslov. Bot. Společn.*, **37**(2), 203–216.
- Hespeler, B. (2007). Černá zvěř-způsob života, omezování škod, posuzování, způsoby lovu, využití zvěřiny (Vol. 2007). Grada publishing, a. s., 128.

Hofmeister, J., Hošek, J., Modrý, M., & Roleček, J. (2009). The influence of light and nutrient availability on herb layer species richness in oak-dominated forests in central Bohemia. *Plant Ecology*, 205(1), 57-75.

Horak, J., Vodka, S., Kout, J., Halda, J.P., Bogusch, P., Pech, P., 2014. Biodiversity of most dead wood-dependent organisms in thermophilic temperate oak woodlands thrives on diversity of open landscape structures. *For. Ecol. Manage.* 315, 80–85.

Chollet, S., Baltzinger, C., Ostermann, L., Saint-André, F., & Martin, J. L. (2013). Importance for forest plant communities of refuges protecting from deer browsing. *Forest Ecology and Management*, 289(February), 470–477. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.10.043>

Chytrý, M. et al., 2010. *Katalog biotopů České republiky = Habitat catalogue of the Czech Republic 2.*, upr. a rozš. vydání., Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR.

Johnson, D. W. (1994). Reasons for concern over impacts of harvesting. In *Impacts of forest harvesting on long-term site productivity* (pp. 1-12). Springer, Dordrecht.

Kadavý, J., Kneifl, M., Servus, M., Knott, R., Hurt, V., Flora, M. (2011)a: Nízký a střední les – plnohodnotná alternativa hospodaření malých a středních vlastníků lesa – obecná východiska. *Lesnická práce, s.r.o., nakladatelství a vydavatelství. Kostelec nad Černými lesy.* 296: 14-20

Király, I., Nascimbene, J., Tinya, F., & Ódor, P. (2013). Factors influencing epiphytic bryophyte and lichen species richness at different spatial scales in managed temperate forests. *Biodiversity and conservation*, 22(1), 209-223.

Konvička M., Beneš J. & Čížek L., 2005: Ohrožený hmyz nelesních stanovišť: ochrana a management. *Sagittaria*, Olomouc, 127 s. ISBN 80–239–6590–5

Kovář, P., 2015. *Ekosystémová a krajinná ekologie*, Karolinum.

Lonsdale, D., Pautasso, M., & Holdenrieder, O. (2008). Wood-decaying fungi in the forest: conservation needs and management options. *European Journal of Forest Research*, 127(1), 1-22.

Magurran, A. (2004). *Measuring biological diversity* (p. 256). Blackwell Science.

- Miklín, J., Čížek, L., 2014. Erasing a European biodiversity hot-spot: open woodlands, veteran trees and mature forests succumb to forestry intensification, succession, and logging in a UNESCO Biosphere Reserve. *J. Nat. Conserv.* 22, 35–41.
- Miransari, M., 2010. Contribution of arbuscular mycorrhizal symbiosis to plant growth under different types of soil stress. *Plant biology (Stuttgart, Germany)*, 12(4), pp.563-569.
- Noel, A. R. A. (1970). The girdled tree. *The Botanical Review*, 36(2), 162.
- Ochoa-Hueso, R., Eldridge, D. J., Delgado-Baquerizo, M., Soliveres, S., Bowker, M. A., Gross, N., Le Bagousse-Pinguet, Y., Quero, J. L., García-Gómez, M., Valencia, E., Arredondo, T., Beinticincio, L., Bran, D., Cea, A., Coaguila, D., Dougill, A. J., Espinosa, C. I., Gaitán, J., Guuroh, R. T., ... Maestre, F. T. (2018). Soil fungal abundance and plant functional traits drive fertile island formation in global drylands. *Journal of Ecology*, 106, 242–253.
- Økland B., Bakke A., Hågvar S. & Kvamme T. (1996): What factors influence the diversity of saproxylic beetles? A multi scaled study from a spruce forest in southern Norway. *Biodiversity and Conservation* 5: 75-100.
- Pariona, W., Fredericksen, T. S., & Licona, J. C. (2003). Tree girdling treatments for timber stand improvement in Bolivian tropical forests. *Journal of Tropical Forest Science*, 583-592.
- Pešout, P., Šíma, J. & L., 2019. Veteranizace, pollarding a kroužkování stromů vs. Jejich ochrana. www.casopis.ochranaprirody.cz.
- Plíva, K. (1987). Typologický klasifikační systém ÚHÚL. *Brandýs nad Labem, ÚHÚL*, 52.
- Primack, Richard B., Pavel Kindlmann, and Jana Jersáková. 2001. *Biologické principy ochrany přírody*. Praha: Portál.
- Purahong, W. et al., 2014. Uncoupling of microbial community structure and function in decomposing litter across beech forest ecosystems in Central Europe. *Scientific reports*, 4(1), pp.7014-7014.

Sáňka, M. et al., 2018. *Kritéria pro hodnocení produkčních a ekologických vlastností půd*, Praha: Ministerstvo životního prostředí.

Sebek, P. et al., 2016. Open-grown trees as key habitats for arthropods in temperate woodlands: The diversity, composition, and conservation value of associated communities. *Forest ecology and management*, 380, pp.172-181.

Semal, J., 1990. *Plants under stress*: Edited by Hamlyn G. Jones, T. J. Flowers and M. B. Jones. Society for Experimental Biology, Seminar Series, 39. Cambridge University Press, Cambridge, U.K. 1989. 257 pp. ISBN 0521-34423-9.

Schmidt, W., Weitemeier, M., & Holzapfel, C. (1996). Vegetation dynamics in canopy gaps of a beech forest on limestone-The influence of the light gradient on species richness. *Verhandlungen-Gesellschaft für Ökologie*, 25, 253-260.

Smaill, S. J., Clinton, P. W., & Greenfield, L. G. (2008). Nitrogen fertiliser effects on litter fall, FH layer and mineral soil characteristics in New Zealand *Pinus radiata* plantations. *Forest Ecology and Management*, 256(4), 564-569.

Smaill, S. J., Clinton, P. W., & Greenfield, L. G. (2008). Postharvest organic matter removal effects on FH layer and mineral soil characteristics in four New Zealand *Pinus radiata* plantations. *Forest Ecology and Management*, 256(4), 558-563.

Spitzer, L., Konvička, M., Benes, J., Tropek, R., Tuf, I.H., & Tufová, J. (2008). Does closure of traditionally managed open woodlands threaten epigeic invertebrates? Effects of coppicing and high deer densities. *Biological Conservation*, 141, 827-837.

Storch, D., 2019. Biodiverzita: co to je, jak ji měřit, co ji podmiňuje a k čemu je to všechno dobré. *Živa*, 2019(5), p.4.

Strandberg, B., Kristiansen, S. M., & Tybirk, K. (2005). Dynamic oak-scrub to forest succession: effects of management on understorey vegetation, humus forms and soils. *Forest Ecology and Management*, 211(3), 318-328.

Suchomel J. a kol., 2014: *Ekologie lesních ekosystémů*. Brno: Mendelova Univerzita, 166s.[cit.30.3.2017].

- Tixier, H., & Duncan, P. (1996). Are European roe deer browsers? A review of variations in the composition of their diets. *Revue d'Ecologie (La Terre et La Vie)*, 51(1), 3–17
- Trdan, S., & Vidrih, M. (2008). Quantifying the damage of red deer (*Cervus elaphus*) grazing on grassland production in southeastern Slovenia. *European Journal of Wildlife Research*, 54(1)
- Ulyshen, M.D., 2011. Arthropod vertical stratification in temperate deciduous forests: implications for conservation-oriented management. *For. Ecol. Manage.* 261, 1479–1489.
- Varga, A., Ódor, P., Molnár, Z., Bölöni, J., 2015. The history and natural regeneration of a secondary oak-beech woodland on a former wood-pasture in Hungary. *Acta Soc. Bot. Pol.* 84, 215–225.
- Vavříček, D. & Kučera, A., 2014. *Lesnická pedologie pro posluchače LDF Mendelu v Brně*, Brno.
- Vera, F. W. M. (2000). *Grazing ecology and forest history*. Cabi.
- Veverková Z 2009 Boj s akátem. Metodický list. DAPHNE ČR, České Budějovice
- Vokoun, J. a kolektiv (2002): Příručka pro průzkum lesních půd. Ústav pro hospodářskou úpravu lesů, Brandýs nad Labem: 44 s.
- Wilcox, B. A. (1984) In situ conservation of genetic resources: Determinants of minimum area requirements. *In National Parks, Conservation and Development, Proceedings of the World Congress on National Parks*. J.A. McNeely and K.R. Miller, Smithsonian Institution Press, pp. 18-30
- Zhou, L., Dai, L. M., Gu, H. Y., & Zhong, L. (2007). Review on the decomposition and influence factors of coarse woody debris in forest ecosystem. *Journal of Forestry Research*, 18(1), 48-54.