

Univerzita Karlova
Přírodovědecká fakulta

Studijní program: Biologie

Studijní obor: Biologie



Věra Roblíková

Důsledek změny druhového složení lesa na kvalitu opadu a z něj vznikající půdní organické
hmoty

*Effect of species composition change of forests on the quality of litter and derived soil organic
matter*

Bakalářská práce

Vedoucí práce: Mgr. Kateřina Jandová, Ph.D.

Konzultanti: prof. RNDr. Zuzana Münzbergová, Ph.D.

Mgr. Veronika Jílková, Ph.D.

RNDr. Olga Vindušková, Ph.D.

Praha, 2023

Poděkování:

Děkuji své školitelce Mgr. Kateřině Jandové, Ph.D. za odborné konzultace a trpělivost.

Prohlášení:

Prohlašuji, že jsem závěrečnou práci zpracovala samostatně a že jsem uvedla všechny použité informační zdroje a literaturu. Tato práce ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu.

V Praze, 4.5.2023

Podpis

Abstrakt

Obměna druhového složení lesů následkem klimatické změny způsobí změnu množství a kvality opadu a potenciálně ovlivní obsah a stabilitu uhlíku uloženého v lesních půdách. Znalost biogeochemického cyklu uhlíku umožní navrhnout způsoby managementu lesů vedoucí k ukládání uhlíku v lesních půdách, což je jeden z možných nástrojů mitigace klimatické změny. Cílem této práce je shrnutí informací i) o změně druhového složení lesů mírného pásu Evropy a ČR, ii) o mezidruhových rozdílech v množství a kvalitě opadu a iii) o vlivu kvality opadu na stabilitu uhlíku v půdách. Závěrem navrhuji provedení diplomové práce, jejímž cílem bude observační a experimentální prozkoumání vlivu druhové obměny lesů ČR na zásoby a stabilitu uhlíku v půdě.

Působením klimatické změny dojde k posunutí areálů druhů směrem na sever a do vyšších nadmořských výšek. Přestože se druhy významně neliší v produkci nadzemního opadu, liší se v kvalitě nadzemního i podzemního opadu a produkci podzemního opadu. Rychlost dekompozice opadu závisí na kvalitě opadu spojené s druhem stromu. Prostřednictvím působení na faunu ovlivňují druhy stromů množství uhlíku uloženého v minerálním horizontu. Není ale znám vliv kvality opadu na stabilitu uhlíku v minerálním horizontu – jak z hlediska podílů jednotlivých hustotních frakcí půdní organické hmoty, tak z hlediska kvality a stability těchto frakcí.

Abstract

Climate change will alter the species composition of forests, which will cause changes in litter amounts and quality and potentially affect the carbon content and its stability in forest soils. With the knowledge of inputs to the biogeochemical carbon cycle, we can design methods of forest management and effectively mitigate climate change with forest cover. The aim of this thesis is to summarize information about i) change in species composition of temperate forests in Europe and the Czech Republic, ii) differences in litter amount and quality, iii) effect of litter quality on the stability of carbon in soils. I propose a master's thesis with an observational and experimental investigation of forest species change's effect on carbon content in soils.

Climate change will shift species ranges northward and to higher altitudes. While species do not differ in the production of above-ground litter, they differ in the quality of above-ground litter and the quantity and quality of below-ground litter. The rate of decomposition is affected by the litter quality of tree species. Through their effect on the fauna, tree species affect the amount of carbon stored in the mineral horizon. However, the effect of litter quality on carbon stability in mineral horizons is unknown, in terms of both the density fractions of soil organic matter proportions and the quality and stability of these fractions.

Obsah

1. Úvod.....	1
2. Druhové složení lesů v čase globální změny	2
2.1. Současné složení	2
2.1.1. Česká republika.....	2
2.1.2. Mírné pásmo Evropy.....	3
2.2. Probíhající změny	3
2.3. Prognózy distribuce druhů	4
3. Vztah opadu k tvorbě organické hmoty v lesních půdách.....	6
3.1. Lesní půdy, jejich horizonty a frakce půdní organické hmoty	6
3.2. Dekompozice: vztah opadu k tvorbě půdní organické hmoty.....	8
3.2.1. Přímý vliv množství a kvality opadu na dekompozici.....	8
3.2.2. Vliv půdní bioty na dekompozici.....	9
3.2.3. Vliv prostředí na dekompozici.....	11
3.3. Druhové rozdíly v množství a kvalitě nadzemního opadu stromů	11
3.4. Druhové rozdíly v množství a kvalitě podzemního opadu stromů	13
4. Sekvestrace uhlíku v lesních půdách v závislosti na druhovém složení	15
5. Návrh diplomové práce	17
6. Závěr.....	19
7. Použitá literatura	20

1. Úvod

V budoucích letech můžeme očekávat změnu druhového složení lesů České republiky (ČR) a mírného pásma Evropy. Druhy, které budou nahrazovat dnešní lesní porosty, budou adaptované na klimatické podmínky spojené s globální klimatickou změnou (Lindner et al., 2010). Druhovú obměna povede ke změně v množství a kvalitě opadu, které mohou mít vliv na sekvestraci uhlíku (C) v půdě. Míra, se kterou se C uloží v půdě následně ovlivní atmosférické koncentrace a tím ovlivní případné další změny v druhovém složení lesů.

Rostliny získávají C z atmosféry v podobě oxidu uhličitého (CO₂) a zabudovávají jej do své biomasy, čímž ovlivňují jeho další zpracování a roztáčejí globální biogeochemický cyklus C (Hobbie et al., 2012). Při senescenci dochází k opadu rostlinných částí. Velkou součástí nadzemního opadu jsou listy, podzemní opad se skládá z kořenů. Po opadu dochází k rozložení těchto orgánů a tvorbě půdní organické hmoty (POH). Druhy stromů se liší v kvalitě opadu, tedy složení a koncentraci chemických látek (Vesterdal et al., 2013). Mezi látky, které se nachází v opadu, se řadí i fenoly, sekundární metabolity rostlin. Koncentrace těchto látek je často spojována s rychlostí dekompozice opadu, resp. zpomalením tohoto procesu (Melillo et al., 1982). Rychlost dekompozice opadu se projeví v mocnosti půdních horizontů v lesních půdách. Některé druhy stromů podporují větší mocnost nadložního horizontu, zatímco jiné druhy podporují vyšší mocnost A horizontu minerální půdy (Vesterdal et al., 2013). C uložený v rostlinných tělech a převedený na POH má různou stabilitu, která se liší mezi půdními horizonty a hustotními frakcemi POH (Six et al., 2002; Vesterdal et al., 2013). Kromě rostlin regulují půdní procesy i půdní organismy, jejichž abundance a druhové složení jsou mimo jiné závislé na kvalitě opadu (Frouz et al., 2009; Wardle et al., 2006). Půdní fauna a mikroorganismy zpracovávají opad i partikulovanou organickou hmotu a mění tak stabilitu půdního organického C (Six et al., 2002). Opad, který je zpracováván, je vstupem živin pro ekosystém a jeho kvalita ovlivňuje druhové složení fauny a její abundance (Frouz et al., 2009; Wardle et al., 2006). Obměna druhového složení lesů by mohla změnit kvalitu opadu a skrze ni také poměr C uloženého v jednotlivých horizontech, stabilitu C v půdě a následně efektivitu mitigace klimatické změny lesními porosty (Vesterdal et al., 2013). Výsledkem by mohl být proměněný biogeochemický cyklus C v lesních ekosystémech a změna důležitosti vstupů a výstupů C z tohoto cyklu (Ellison et al., 2005).

Cílem této práce je podat souhrnné informace o i) stávajícím druhovém složení lesů mírného pásma Evropy a ČR a prognózách jejich budoucí druhové obměny; ii) rozdílech v množství a kvalitě nadzemního a podzemního opadu stávajících druhů stromů, a druhů, které

by v budoucnu mohly být součástí ekosystému lesa mírného pásma Evropy a ČR s důrazem na obsah fenolických látek; iii) vlivu kvality opadu na stabilitu z něj vznikající půdní organické hmoty s důrazem na zhodnocení významu fenolických látek při stabilizaci; a navrhnout budoucí experiment, kterým by se otestovala očekávaná změna kvality a stability půdní organické hmoty v důsledku změny druhového složení našich lesů.

2. Druhové složení lesů v čase globální změny

2.1. Současné složení

2.1.1. Česká republika

Podle zprávy Ministerstva zemědělství zabírá rozloha lesů ČR 2 677 329 ha, což je přibližně 34 % území a tato plocha stále roste (*Information on Forests and Forestry in the Czech Republic by 2020*, 2020).

Podíl rozlohy jehličnatých stromů v ČR klesá. Přesto v roce 2020 tvořily 70,4 % rozlohy lesů ČR a podíl ročního objemu jejich těžby vzrostl od roku 2000 o více jak polovinu. Nejvíce rozšířeným jehličnatým druhem je smrk ztepilý (*Picea abies*). Smrk zabírá 48,8 % rozlohy lesů ČR a je významnou součástí dřevního průmyslu (*Information on Forests and Forestry in the Czech Republic by 2020*, 2020). Komerční využití smrku způsobuje výsadbu i na suboptimálních stanovištích (Čermák et al., 2018). Druhým nejčastějším jehličnatým stromem je borovice (*Pinus*) s podílem 16,6 %. Následují modřín (*Larix*) s 3,9 %, jedle (*Abies*) s 1,2 % a ostatní jehličnany s 0,4 % rozlohy (*Information on Forests and Forestry in the Czech Republic by 2020*, 2020).

Rozloha listnatých stromů se od roku 2000 zvětšila o 5,9 %, v roce 2020 zabírá 28,2 % rozlohy ČR. Největší podíl této rozlohy je obsazen buky (*Fagus*) - 9 % a duby (*Quercus*) - 7,5 %, jejichž podíl měl největší nárůst. Bříza (*Betula*) je na 2,8 % podílu lesní plochy (*Information on Forests and Forestry in the Czech Republic by 2020*, 2020).

Vegetační stupně lesů ČR shrnují klimatické vlastnosti v určitých nadmořských výškách a hlavní zastupující druhy stromů (Viewegh et al., 2003). V nejnižších polohách je hlavním rodem *Quercus*, přecházející do lesů s převahou rodu buk (*Fagus*). Buk tvoří smíšené lesy s některými jehličnatými stromy. 30 % lesního území ČR je zastoupeno jedlo-bučinami tvořené druhy *F. sylvatica* a *A. alba*. V dalším stupni se objevuje „hercynská směs“ tvořené druhy *F. sylvatica*, *A. alba* a *P. abies*. Smrkobučiny zastupují 12 % zalesněného území ČR. Postupováním do vyšších poloh se druhy obmění převážně na jehličnatý porost složený ze smrku (*Picea*), v určitých výškách najdeme *Pinus mugo*. *Pinus sylvestris* se vyskytuje jen v územích s optimálními edafickými podmínkami (Viewegh et al., 2003).

2.1.2. Mírné pásmo Evropy

Lesy zaujímají více než jednu třetinu území Evropy, z toho je 46 % lesů jehličnatých, 37 % lesů listnatých a zbytek zaujímají smíšené lesy. Tři čtvrtiny těchto lesů jsou hospodářské lesy určené pro dřevařskou výrobu, které jsou stejnověké a tvořené rychle rostoucími druhy. V Evropě jsou nejvíce využívané druhy v lesním hospodářství *Pseudotsuga menziesii*, *Picea sitchensis*, *Pinus contorta*, dále také druhy *Pinus spp.*, *Larix spp.*, *Populus*, *Robinia pseudoacacia*, *Quercus rubra* a druhy *Eucalyptus*. Přesto v evropských lesích vzrůstá diverzita druhového složení (Köhl et al., 2020).

Dominantním druhem planárního až montánního stupně mírného pásma střední Evropy je *F. sylvatica* (Bohn et al., 2002 cit. podle Machar et al., 2017).

Introdukované druhy rozšiřují území v Evropě, zabírají 3,1 % lesní rozlohy. Hlavním důvodem jejich introdukce je antropogenní disperze. Jedním z hlavních introdukovaných druhů je *Pinus spp.* a *Picea spp.* (Köhl et al., 2020). Nepůvodní druh rostoucí na největší ploše je *Robinia pseudoacacia* (Brus et al., 2019). Větší odolnost introdukovaných druhů k projevům klimatické změny, například k vyšší teplotě, zvýšené koncentraci CO₂ a depozici dusíku, by mohla podpořit jejich šíření (Liu et al., 2017).

2.2. Probíhající změny

Globální klimatická změna způsobuje zvýšení teploty vzduchu, sucha, sluneční radiace a změnu chemického složení atmosféry (zvýšením koncentrace CO₂) (IPCC, 2021). Tyto faktory dále mění vnitrodruhové i mezidruhové vztahy. Kompetice má efekt na rozložení druhů prostřednictvím biotických disturbancí, ve formě škůdců a patogenů, a abiotických disturbancí, jako změna frekvence výskytu požárů a intenzita a frekvence vichřic (Hlásny et al., 2011; Lindner et al., 2010). Všechny tyto faktory působí na zdraví stromů a schopnost jejich obrany vůči poškození (Köhl et al., 2020). Lesy jsou citlivé ke klimatickým změnám z důvodu pomalé adaptace způsobené dlouhým věkem jedinců (Lindner et al., 2010).

Teplota ve střední Evropě by mohla vzrůst o 3 °C k roku 2100 (Christensen et al., 2007). V ČR je očekáván nárůst průměrné teploty vzduchu a frekvence období veder, zvláště v nižších polohách státu. Simulované teplotní změny předpokládají nárůst letních teplot o 2,7 °C a v zimě o 1,8 °C do roku 2050 ("Strategy on Adaptation to Climate Change in the Czech Republic," 2015). V období vegetační sezóny bude prodlužováno období sucha (Hlásny et al., 2011; Tangwa et al., 2022). K nedostatku vody by mohla dále přispívat vyšší radiace, odpar vody a evapotranspirace i dřívější začátek vegetační sezóny (Trnka et al., 2015). Sucho a nedostatek

vláhy způsobují nárůst průměrné defoliace stromů. Jedním z nejvíce postižených druhů je dub (*Quercus*), ale i ostatní druhy reagují na tyto stresy (Köhl et al., 2020). Klimatické extrémny se však v budoucnu budou projevovat více, například jako kalamity způsobené kůrovci (FAO, 2022; Köhl et al., 2020). Disturbance mohou pozitivně ovlivnit heterogenitu lesa, zatímco ochrana před disturbancemi může způsobit pokles biodiverzity (Dieler et al., 2017; Müller et al., 2010). Příkladem může být snaha zamezit vzniku lesních požárů (Clark et al., 1989). Časté požáry s malou intenzitou mohou být důležitým vlivem rozšíření stanoviště jehličnatých lesů. Požáry mohou ovlivnit kompetici *P. abies* a *P. sylvestris* a jejich vzájemnou distribuci (Niklasson et al., 2010).

S rostoucí teplotou a dalšími změnami klimatu dochází pro druh *F. sylvatica* ke ztrátě optimálního prostředí a poklesu růstu dospělých stromů v nižších nadmořských výškách a v nejnižněji položených území (Jump et al., 2006). Růst druhu *F. sylvatica* je omezen nadmořskou výškou. Tento druh je odolný vůči suchu, přesto jsou jedinci v níže položených územích suchem negativně ovlivněny. A po dlouhodobé zátěži se snižuje pravděpodobnost obnovy lesa (Hartl-Meier et al., 2014).

2.3. Prognózy distribuce druhů

Distribuce druhů stromů se bude měnit v důsledku globální klimatické změny. Ačkoli v souhrnu se očekává zvýšení teploty a snížení srážek během vegetační sezóny (IPCC, 2021), mohlo by dojít ke zvýšení ročního úhrnu srážek v severní Evropě a snížení v jižní Evropě (Henne et al., 2018). Změna srážkových a teplotních podmínek by znamenala posun druhů z nížin a jejich postup na sever, kde se očekává nižší dopad klimatické změny. V jižních částech Evropy by mohlo docházet k vymírání druhů z důvodu neoptimálních podmínek. Posun území s optimálními podmínkami by mohl ohrozit druhy s úzkým stanovištěm výskytu (De Groot et al., 1995; Hlásny et al., 2011; Lindner et al., 2014), a způsobit posun biomů v některých územích. Změna klimatu ovlivní kompozici dominantních druhů Evropy (Dyderski et al., 2018). Největší změny v druhovém složení by se mohly projevit v severní Evropě, kde je předpokládán nárůst 35 % druhů do roku 2100. V jižní Evropě by mělo naopak zmizet 25 % druhů do tohoto data (Alkemade et al., 2011).

V ČR dochází ke snížení diverzity vlivem klimatické změny (Čermák et al., 2018). Budoucí klima ovlivní druhové zastoupení v nížinách, kde je les ovlivňován suchem. Naopak vyšší polohy by mohly být místem se stabilnějšími habitaty (Krejza et al., 2021; Tangwa et al., 2022). Některé lesní druhy by tak mohly zvyšováním teploty a délky vegetační sezóny získat prostor ve vyšších nadmořských výškách (E Silva et al., 2012).

Model druhového složení lesů Evropy v roce 2070, předpokládá ohrožení druhů s centrem rozšíření na severu. Pro tyto druhy nebude existovat dostupné území dále na sever a suché podmínky negativně ovlivní další kolonizaci (Dyderski et al., 2018). Mohlo by dojít k ústupu jehličnatých druhů z nížin střední Evropy, konkrétně druhů *P. abies* a *P. sylvestris* (Dyderski et al., 2018; Takolander et al., 2019) a *L. decidua* (Thurm et al., 2018). Další studie objevila možný ústup *P. sylvestris* z jižních částí areálu druhu, důvodem jsou zvětšující se extrémní podmínky na jihu (Reyer et al., 2014). U druhu *Abies alba* je předpokládána odolnost vůči klimatické změně, ale její rozšíření nebude rychlé z důvodu nízkého nynějšího zastoupení (Kašpar et al., 2021).

Podle modelu Thurm et al. (2018) nenajdou pionýrské druhy (např. *B. pendula*) území vhodné ke kolonizaci. Naopak druhy spojené s pozdějším stádiem sukcese budou úspěšnější v postupu k novému území (Thurm et al., 2018).

U *Q. robur* je očekáváno rozšiřování dále na západ a u *Q. petraea* stahování ze západních a jižních částí svého území (Dyderski et al., 2018). V mírném pásmu je rod *Quercus* považován za odolný vůči suchu, přesto je sucho možným faktorem jeho defoliace a migrace. *Q. robur* je více citlivý vůči suchu než příbuzné xerofilní druhy *Q. petraea* a *Q. pubescens* (Vollenweider et al., 2016).

F. sylvatica je považován za kompetitivní druh, který je odolný vůči klimatickým změnám ve střední Evropě (Ammer et al., 2005). Na území střední Evropy dochází u tohoto druhu k nárůstu populace, zvláště v horském pásmu (Kašpar et al., 2021). Přesto může být buk na území ČR ovlivněn zhoršenými klimatickými podmínkami mezi lety 2070 a 2090 (Machar et al., 2017). Očekává se stahování *F. sylvatica* z východních území. Některé studie předpokládají celkové zmenšení jeho areálu (Thurm et al., 2018). Další studie předpokládá nižší čistou primární produkci v lesích s převahou buku a dubu vzhledem k určitým scénářům předpokládající podmínky klimatu (Reyer et al., 2014). Model druhového složení v roce 2100, ukazuje zmenšení areálu *F. sylvatica* i v jižních částech Evropy a limitaci rozšíření na vyšší nadmořské výšky. Ve vyšších polohách by se měla nacházet nižší hustota kompetičních druhů (*P. abies*, *P. sylvestris*, *Q. robur*) (Meier et al., 2011). Změna podmínek v nižších polohách a nejjižněji položených území bude ovlivňovat rozšíření druhu a jeho posun na sever (Jump et al., 2006). Jiné studie předpokládají zvětšení území (Dyderski et al., 2018). Důvodem zvětšení by například mohl být větší počet mladých stromů nebo mezidruhové interakce zvyšující výskyt druhu (Meier et al., 2011). Ve vyšších nadmořských výškách dojde ke zmenšení limitujícího vlivu mrazu *F. sylvatica* (Axer et al., 2021) a zvýšení výskytu druhu v těchto polohách (Kramer et al., 2010). *F. sylvatica* je více odolný vůči suchu v porovnání s *P. abies* (Kašpar et al., 2021).

Vliv globálního oteplování se dotkne rozšíření druhu *Picea abies*, konkrétně zmenšením areálu tohoto druhu. *P. abies* je citlivá na klimatické změny, zvláště na sucho a škůdce. Citlivost *P. abies* na sucho je podmíněno nadmořskou výškou stanoviště (Čermák et al., 2018; Hartl-Meier et al., 2014). Nedostatek vláhy bude limitovat rozšíření tohoto druhu v nižších polohách (Reyer et al., 2014).

Vyšší teploty a delší vegetační sezóna by mohly pozitivně ovlivnit růst druhů ve vyšších nadmořských výškách. V nižších polohách by sucho mohlo snížit růst stromů (Kašpar et al., 2021). Nižší produkce dřeva v nižších nadmořských výškách se může stát ekonomickým problémem. Nižší produkce je viditelná zvláště u druhů *Quercus* a *Fagus* v kontrastu s *P. abies* (Dyderski et al., 2018; Krejza et al., 2021). Menší produktivita by mohla zasáhnout všechny druhy nejpozději ke konci století (Reyer et al., 2014). Přesto podle Dyderski et al. (2018) bude vliv managementu na druhovou sestavu pomalejší, než vliv klimatický.

Model, vytvořený podle dynamiky Rakouského národního parku, ukázal změnu složení lesa podle nadmořské výšky. Na území došlo k výměně převážně jehličnatého porostu za druhy *F. sylvatica*, a druh *Quercus*, který je dominantním druhem v níže položených území. V tomto parku byly nejvyšší polohy obsazené druhy *P. abies* a *L. decidua*, které při změně nebyly schopny rozšířit své území výše (E Silva et al., 2012).

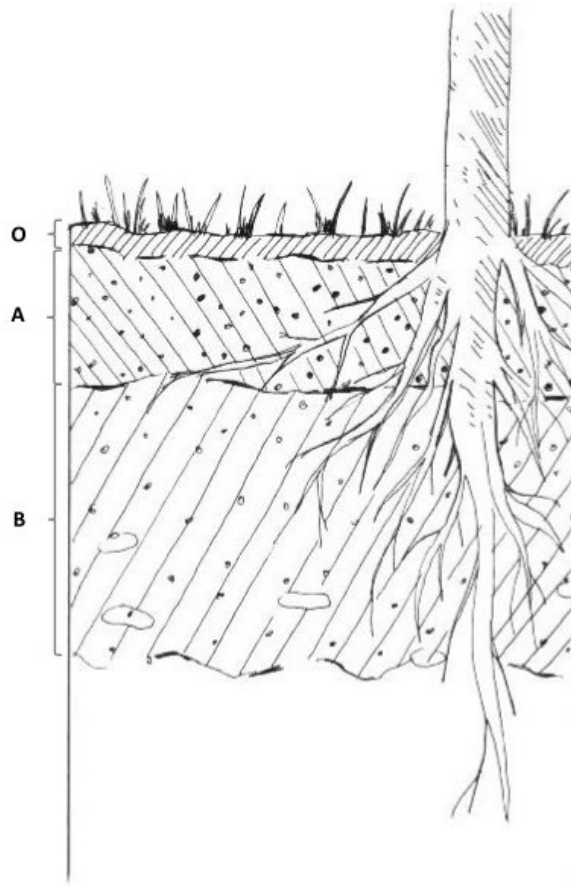
Do roku 2050 by mohly z prostředí ČR zmizet dubové a jehličnaté lesy ve vegetační zóně buku (Machar et al., 2017).

Disturbance vytváří nové stanoviště pro kolonizaci a mění zastoupení druhů. Introdukované druhy mohou být na těchto stanovištích zvýhodněné, a tím urychlit změnu kompozice pod vlivem globální klimatické změny (Thom et al., 2017). Některé termofilní stromy by mohly využít změny podmínek ve střední Evropě (Thurm et al., 2018). Podle Thurm et al. (2018) jsou možnými druhy *U. laevis*, *Q. rubra*, *Q. cerris* a *R. pseudoacacia* (Thurm et al., 2018). Expanze *R. pseudoacacia* a *J. regia* by mohla pokračovat dále na sever (Dyderski et al., 2018; Paž-Dyderska et al., 2021; Puchařka et al., 2021).

3. Vztah opadu k tvorbě organické hmoty v lesních půdách

3.1. Lesní půdy, jejich horizonty a frakce půdní organické hmoty

Organická půda se v lese vyskytuje ve třech půdních horizontech: O, A a B. Horizont nadložního humusu lesních půd (horizont O), humózní horizont anhydromorfních půd (horizont A) a podpovrchový horizont (horizont B) (Němeček et al., 1990).



Obrázek 1 Diagram hlavních půdních horizontů O, A, B (přepřacováno z Weil and Brady, 2017)

Horizont O je organický půdní horizont (Němeček et al., 1990), tvořen převážně z organického materiálu. Organický materiál horizontu O pochází z částí rostlin procházejících dekompozicí (Soil Survey Division Staff, 2017).

Horizont A je povrchový minerální horizont (Němeček et al., 1990), který najdeme pod horizontem O (Soil Survey Division Staff, 2017). Hromadí se zde humifikované organické látky (Němeček et al., 1990). Rozložený organický materiál je promícháván s minerální frakcí (Soil Survey Division Staff, 2017).

Horizont B je minerální horizont, který se nachází pod horizontem O a horizontem A. Od vyšších vrstev se může lišit světlejší barvou a jemnější texturou (Soil Survey Division Staff, 2017). Horizont B obsahuje méně organického materiálu než horizont O a A. Materiál tvořící horizont B pochází z horizontů nad horizontem B nebo ze spodních horizontů vlivem zvětrávání (Weil and Brady, 2017).

Půdu tvoří minerální frakce, která představuje asi 90 % hmotnosti půdy, a půdní organická hmota

(POH) představující zbylých 10 % (Weil and Brady, 2017). POH v minerálních horizontech můžeme rozdělit do dvou frakcí: partikulární organická hmota (POM) a minerálně asociovaná organická hmota (MAOM), které se liší ve stabilitě neboli ochraně před dekompozicí. Frakce POM představuje nerozložené organické fragmenty (Lavallee et al., 2020). POM vzniká z opadu a nadložního horizontu, který je fragmentován a zpracován půdními organismy a vstupuje níže do minerálního horizontu (Lehmann and Kleber, 2015). POM má nižší hustotu než MAOM a je možné ji hustotně separovat (Lavallee et al., 2020).

Frakce MAOM je složena z jednotlivých molekul či mikroskopických fragmentů organické hmoty (Lavallee et al., 2020). MAOM nejčastěji vzniká adsorpcí nízkomolekulárních látek na povrch minerálů (Lehmann and Kleber, 2015). Nízkomolekulární látky jsou vyluhovány z opadu nebo pochází z mikrobiální dekompozice organického materiálu. Studie von Lützow et al. (2007) uvádí, že MAOM obsahuje více mikrobiálních metabolitů než chemických látek rostlinného původu. Nízkomolekulární látky jsou v MAOM asociovány s půdními minerály a tato frakce má tedy vyšší hustotu.

POM má vysoký poměr C:N (Six et al., 2002). Kvalita POM závisí na kvalitě opadu (Lavallee et al., 2020). Živiny obsažené v POM jsou více dostupné než u MAOM, protože POM není stabilizována adsorpcí na minerály. K jejich uvolnění ale musí být POM enzymaticky depolymerizována mikroorganismy (Kleber et al., 2015). MAOM v porovnání s POM má menší C:N, obsahuje více dusíku (N) i jiných živin, a k dekompozici organických látek, které ji tvoří je potřeba nižší aktivační energie. Nicméně nejprve musí být tyto látky resorbovány z minerálů, což není snadné, proto má MAOM obecně řádově delší doba obratu v půdě shrnuto dle Lavallee et al. (2020).

3.2. Dekompozice: vztah opadu k tvorbě půdní organické hmoty

3.2.1. Přímý vliv množství a kvality opadu na dekompozici

Dekompozice rostlinného opadu a tvorba půdy je kontrolována abiotickými a biotickými faktory. Jedním z hlavních biotických faktorů je kvalita opadu, která se liší v závislosti na druhu stromu (Couëtaux et al., 1995). Kvalitou jsou označovány chemické vlastnosti a koncentrace chemických látek opadu, které ovlivňují rychlost dekompozice. Jednotlivé chemické vlastnosti jsou využívány jako hlavní faktory při popisu průběhu rozkladu opadu. Hlavními chemickými vlastnostmi je poměr C a dalších živin (Prescott, 2010), například obsah fosforu (P), draslíku (K), vápníku (Ca) a hořčíku (Mg). Nejčastěji využívaným faktorem je poměr C:N (Zhang et al., 2008). Další důležitou vlastností opadu z pohledu dekompozice je koncentrace ligninů a poměr ligninů s dalšími živinami (Aerts, 1997; Prescott, 2010; Zhang et al., 2008).

Druhy s vyšším poměrem ligninu a dusíku (LIG:N) v opadu se vyznačují pomalou dekompozicí a druhy s nižším poměrem LIG:N mohou mít dekompozici rychlou i pomalou, v závislosti na poměru k dalším živinám (Prescott, 2010). Opad s vysokým poměrem C:N a vysokým poměrem LIG:N se rozkládá pomaleji než opad s nižším poměrem C:N a LIG:N (Finzi et al., 1998; Frouz et al., 2013; Hobbie et al., 2006). Rychlost rozkladu listového opadu ovlivňuje akumulaci opadu a mocnost nadložního horizontu. Pokud je kvalita opadu vyšší, je opad rychle zpracován a můžeme pozorovat menší mocnost nadložního horizontu a větší mocnost horizontu A než u druhů s nižší kvalitou opadu. Listnaté druhy mají častěji vyšší kvalitu opadu a větší mocnost horizontu A. Naopak méně kvalitní opad jehličnatých stromů prochází pomalou dekompozicí a dochází k akumulaci organické hmoty v nadložním horizontu (horizontu O) (Turk et al., 2008).

V první fázi dekompozice dochází k degradaci rozpustných látek a holocelulózy (Berg, 2014). Tento rozklad je pozitivně ovlivněn živinami N, P a sírou (S) (Berg Staaf, H., 1980). V pozdějším stádiu rozkladu opadu dochází k degradaci lignifikovaných pletiv. Vysoký obsah N a manganu (Mn) může v pozdější fázi dekompozice rozklad ligninu negativně ovlivnit, či zastavit (Berg, 2014). Model popisující průběh dekompozice v čase je exponenciální (Hobbie et al., 2010).

Dalšími látkami ovlivňujícími dekompozici rostlinného opadu jsou sekundární metabolity. Listnaté a jehličnaté druhy se liší v obsahu těchto látek (Augusto et al., 2015; Chomel et al., 2016). Sekundární metabolity často chrání rostlinná pletiva (Augusto et al., 2015) a jejich ochranné vlastnosti přetrvávají i po opadu (Chomel et al., 2016). Hlavními zúčastněnými látkami jsou fenoly a třísloviny, což jsou jejich polymerizované formy (Augusto et al., 2015). Kombinace a obsah fenolů jsou druhově specifické (Kuiters, 1990; Ryan et al., 1999). Dále můžeme také zahrnout ochranné látky kutin a suberin odolávající rozkladu i po několika letech, a ochrannou látku lignin odolávající rozkladu až desítky let (Bahri et al., 2008; Cheynier et al., 2013; Prescott, 2010; Ryan et al., 1999). Po opadu dochází k vyluhování a imobilizaci tříslovin a fenolů (Lorenz et al., 2004). Nízkomolekulární fenolické látky jsou rozkládány a využívány organismy, ale mohou být příčinou pozdější mikrobiální kolonizace opadu a zpomalení dekompozice (Chomel et al., 2014).

3.2.2. Vliv půdní bioty na dekompozici

Půdní fauna je důležitým činitelem dekompozice. Rozmělňuje rostlinný opad, čímž zvětšuje jeho plochu (citace dle Cou teaux, Bottner and Berg, 1995). Půdní fauna promíchává opad s minerální půdou (Bohlen et al., 2004), a mění půdní strukturu (citace dle Cou teaux, Bottner and Berg, 1995).

Bezobratlí živočichové bioturbací přesunují opad hlouběji do půdy. Zpracování opadu zmenšuje mocnost nadložního horizontu (Frouz et al., 2013). Makrofauna promíchává organickou hmotu a přenáší ji do minerálního horizontu, ale nezvyšuje významně mineralizaci organické hmoty (Frouz et al., 2006). Důležitými zástupci bezobratlých živočichů v půdě jsou žížaly. Množství celkového množství uloženého C může být zvýšeno působením žížal (Frouz et al., 2009). Po introdukci žížal do lesní půdy může dojít ke změně distribuce C a snížení C uloženého ve svrchních částech půdního profilu (Bohlen et al., 2004). Ve studii Frouz et al. (2009) měly lokality s větším celkovým množstvím uloženého C větší podíl uloženého C v hlubších částech A horizontu (Frouz et al., 2009).

Žížaly ale ovlivňují i stabilitu C uloženého v půdě tvorbou půdních agregátů. C uložený v půdních agregátech je fyzicky chráněný. Nechráněný C je dostupný k mineralizaci mikrobiální komunitou (Bossuyt et al., 2005). Bioturbace a ochrana C v půdních agregátech je spojena s nižší mikrobiální respirací (Frouz et al., 2013).

Některé typy opadu jsou pro žížaly a další makroorganismy vhodnější. Zásadní je obsah rozpustných sacharidů, N a obsah fenolů, zvláště tříslovin (Satchell and Lowe, 1967). Více kvalitní opad listnatých druhů (*Fagus sp.*, *Quercus sp.*) vytváří příhodnější prostředí pro žížaly než opad druhů jehličnatých (citace dle Lavelle et al., 1997).

Stromy obsahující více Ca v opadu (*Tillia*, *Acer spp.*) vytvářejí vhodnější prostředí pro žížaly (Hobbie et al., 2006; Mareschal et al., 2010). V opadu s vyšším obsahem Ca podporují žížaly rozklad a zpracování opadu. Naopak u druhů s nízkým obsahem Ca (*Abies*, *Picea*, *Pinus spp.*) dochází k hromadění materiálu v nadložním horizontu (Hobbie et al., 2006). V další studii byly kromě druhu *Tillia*, *Acer* jako druh s vysokým obsahem Ca v opadu označen i *F. excelsior*. Tyto druhy mají také vyšší pH. Nízké pH (např. u opadu druhu *P. abies*) může způsobit výměnu kationtů Ca za Al, které je pro žížaly toxické (shrnutí dle Schelfhout et al., 2017).

Dostupnost substrátu pro mikrobiální faunu je ovlivňován vstupem opadu a jeho chemickými vlastnostmi (Jandl et al., 2007; Rožek et al., 2023). Mikroorganismy zpracovávají opad, který konzumují makroorganismy (Soma and Saitô, 1983). Makrofauna připraví substrát mechanicky. Mikroby jsou také součástí zpracování organické hmoty uvnitř trávicího systému makroorganismů (Anderson, 1995).

Kvalita opadu určuje druhovou kompozici hub a bakterií v půdě (shrnutí podle Rožek et al., 2023). Stromy patřící do stejného rodu mívají podobné složení půdní bioty. Možnými klíčovými faktory je obsah Ca, K, Mg a pH (Rožek et al., 2023). Chemické látky obsažené v opadu se liší v možnosti rozkladu pomocí enzymů mikroorganismů. Snadněji rozložitelné jsou celulóza a hemicelulózy. Na rozklad ligninu je potřeba více energie. Tento polymer je rozkládán lignolytickými enzymy (citace dle Couëteaux et al., 1995).

Extracelulární enzymy mikroorganismů jsou ovlivněny přísunem N, což mění rychlost dekompozice v určitých fázích. V raných fázích dekompozice může přísun N zvýšit aktivitu enzymů štěpících polysacharidy (Hobbie et al., 2012). Ovlivněným enzymem je celulóza bakterií i hub (Carreiro et al., 2000). V pozdější fázi dekompozice mohou vysoké koncentrace N omezit aktivitu fenol oxidázy, enzymu štěpící lignin (Hobbie et al., 2012). Fenol oxidáza se nachází jen u určité skupiny hub způsobující bílou hnilobu dřeva (citace dle Carreiro et al., 2000). Dekompozice listů s nižší koncentrací ligninu je méně omezena inhibicí enzymu. Více kvalitní opad dodává živiny, je rozkládán rychleji a má vyšší množství Gram-pozitivních a negativních bakterií. Rozdíl mezi opadem s odlišnou kvalitou se v dekompozici časem snižuje (Hobbie et al., 2012).

3.2.3. Vliv prostředí na dekompozici

Vlastnosti stanoviště významně ovlivňují dekompozici (Mueller et al., 2012). Klima, především roční úhrn srážek a teplota, je jedním z nejdůležitějších faktorů dekompozice a dynamiky C v půdě. Klima má nepřímý vliv na půdní vlastnosti, kvantitu a kvalitu C vstupujícího do půdy (Luo et al., 2017). Rychlost dekompozice nadzemního opadu je spojena s evapotranspirací, která je ovlivněna dostupností vláhy a teplotou. V globálním měřítku je klima důležitějším ukazatelem rychlosti dekompozice než lignin (Meentemeyer, 1978). V porovnání s nadzemním opadem, dekompozice kořenů není ovlivněna klimatem (Silver and Miya, 2001).

Rychlost dekompozice je spojena s teplotou, kterou ovlivní změna klimatu (Liski et al., 1999). Nástrojem dekompozice jsou enzymy, jejichž aktivitu limituje teplota, pokud mají dostatek substrátu. Dekompozice v minerální horizontu je méně ovlivněna zvýšením teploty (Giardina and Ryan, 2000). Teplota více ovlivňuje rychlost dekompozice nového listového opadu než staršího opadu (Liski et al., 1999). Dekompozice v lesích je citlivá na množství srážek (Su et al., 2023). Srážky však působí převážně na svrchní část horizontu (do 20 cm) (Jobbágy and Jackson, 2000).

Na jižně orientovaných svazích může být dekompozice ovlivněna fotodegradací (Keiser et al., 2021). Přestože vliv fotodegradace najdeme převážně v aridních oblastech, je součástí dekompozice v listnatých lesích mírného pásma (Keiser et al., 2021; King et al., 2012). Sluneční záření ovlivňuje výstup C z terestriálního cyklu převážně ve formě CO₂. Fotodegradace je řízena teplotou, vlhkostí, mírou expozice slunečnímu záření i kvalitou opadu (King et al., 2012).

3.3. Druhové rozdíly v množství a kvalitě nadzemního opadu stromů

Do půdy vstupuje nadzemní i podzemní (kořenový) opad rostlin (Zhang et al., 2022). Některé studie našly rozdíl v množství nadzemního opadu v závislosti na druhu. Rychlý růst druhů stro-

mů využívaných v lesním hospodářství (*Q. robur*, *F. sylvatica* a *P. abies*), způsobuje vyšší produkci listového opadu u těchto druhů, v porovnání s pionýrskými druhy stromů (*A. glutinosa*, *B. pendula*, *S. caprea* a *S. aucuparia*). S věkem stromů se rozdíl v produkci opadu může zmenšit (Carnol and Bazgir, 2013). Ve studii Díaz-Pinés et al. (2011) bylo naměřeno nejnižší množství opadu u dubového lesa v porovnání s borovicovým a smíšeným lesem. Rozdíl v množství opadu byl spojen s malou výčetní kruhovou základnou měřeného druhu dubu. Množství opadu se nelišilo mezi smíšenými a borovicovými lesy, přestože se tyto lesy lišily v bazální ploše druhů (Díaz-Pinés et al., 2011). Jiné studie ukazují na možnost vyšší produkce listového opadu smíšenými lesy v porovnání s monokulturami. Důvodem by mohla být různorodější struktura a vyšší bazální plocha porostu (Liang et al., 2016; Osei et al., 2021). Množství opadu v závislosti na druhu by se mohlo lišit ve vztahu hustoty osazení. Například dubový les druhu *Q. petraea* má větší rozestupy mezi jedinci než lesy složené z *P. orientalis*, *P. nigra*, *A. bormulleriana*, *P. sylvestris*, a *C. libani*. Rozestupy způsobují menší množství dodaného opadu. Malé množství opadu je rychleji rozkládáno (Sevgi et al., 2011). Množství opadu může být regulováno managementem lesa a sníženo intenzivním prořezáváním (Novák et al., 2020; Pedersen and Bille-Hansen, 1999).

Jiné studie zabývající se vztahem množství listového opadu v závislosti na druhu stromů nenašly významný rozdíl (Hansen et al., 2009; Pedersen and Bille-Hansen, 1999), nebo ukazují výsledky s malým vlivem druhu na množství listového opadu (Vogt et al., 1986). Zvláště nebyl nalezen rozdíl v produkci listového opadu mezi nahosemennými a krytosemennými druhy (Bray and Gorham 1964 cit. podle Hansen et al., 2009; Vesterdal et al., 2008; Vogt et al., 1986). Studie Nihlgard (1972) neobjevila rozdíl v biomase a produkci opadu druhů *F. sylvatica* a *P. abies*.

Možným vysvětlením rozdílů v produkci opadu by mohly být faktory související s daným místem, například úživnost stanoviště, spíše než vliv druhu samotného. Listnaté stromy často nalézáme na úživnějších půdách než stromy jehličnaté (Hansen et al., 2009).

Klimatická změna by mohla zvýšit produktivitu lesa zvýšením koncentrace CO₂ v atmosféře, zvýšením teploty a depozice N (jak shrnuje De Vries and Posch, 2011). Nárůst teploty, které ovlivní klima, by mohl způsobit nárůst produkce listového opadu jehličnatých i listnatých lesů (Liu et al., 2004). Množství nadzemního opadu za rok také souvisí s délkou vegetační sezóny (Finér, 1996). Naopak omezení produkce opadu může být způsobeno suchem. Sucho také ovlivňuje časování opadu (De Vries and Posch, 2011; Köhl et al., 2020).

Listnaté stromy produkují kvalitnější opad, který se rychleji rozkládá, v porovnání s jehličnatými stromy (Cornwell et al., 2008). Důvodem rozdílu kvality opadu listnatých a jehličnatých stromů, je vyšší obsah pomaleji rozložitelných látek (Berg, 2000; Mareschal et al., 2010)

a nižší pH půdy, způsobené jehličnatým opadem (Hagen-Thorn et al., 2004; Hübllová and Frouz, 2021).

Opad jehličnatých druhů *P. sylvestris* a *P. abies* obsahuje méně N, více ligninu a má nižší pH než opad listnatých stromů, což vede k pomalému rozkladu opadu (Osei et al., 2021; Schelfhout et al., 2017; Sevgi et al., 2011; Vesterdal et al., 2012, 2008). V zelených jehlicích *P. abies* bylo nalezeno více fenolů než v hnědých jehlicích (Gallet and Lebreton, 1995). Opadavý jehličnatý strom *L. decidua* v porovnání s jehličnatými druhy obsahuje více N (Withington et al., 2006).

V porovnání s jehličnatými druhy obsahuje listový opad druhů *F. sylvatica*, *Q. petraea* a *Q. robur* více N a méně ligninu, což vede k rychlejšímu zpracování opadu (Osei et al., 2021; Vesterdal et al., 2008). *F. excelsior*, *A. pseudoplatanus* a *T. cordata* obsahují menší poměr C:N v listovém opadu v porovnání s *F. sylvatica*, což podporuje rychlejší dekompozici jejich opadu oproti opadu *F. sylvatica* (Vesterdal et al., 2008). Druhy *F. excelsior*, *A. pseudoplatanus*, a *T. cordata* mají vyšší pH opadu a menší koncentraci hliníku (Al) v porovnání s *F. sylvatica*. Listový opad *F. sylvatica* s nižším pH a obsahem Ca nevyhovuje populaci žížal (Schelfhout et al., 2017). Opad *F. sylvatica* se rozkládá pomaleji než opad *Q. robur*. Důvodem může být vyšší koncentrace tříslovin v bukovém opadu, vyšší poměr C:N a menší koncentrace N a P. Obsah fenolů v opadu buku a dubu byl podobný (Lorenz et al., 2004).

Opad stromů fixující N se vyznačuje velice nízkým poměrem C:N, proto je rozkládán rychleji v porovnání s listnatými stromy, které nefixují N (Hübllová and Frouz, 2021). Mezi druhy fixující N se řadí *R. pseudoacacia* a *A. glutinosa* (Pizelle et al., 1989). Pod druhy fixující N najdeme větší mocnost minerálního horizontu (Peng et al., 2020). Některé studie tento rozdíl pokládají za nevelký (Cornwell et al., 2008).

Druhy se liší také v obsahu vápníku (Ca) v opadu. Pod druhy obsahující méně Ca v listovém opadu (*P. abies*, *P. menziesii*, *P. nigra*), byla nalezena mocnější vrstva nadložního horizontu, než pod druhem *F. sylvatica* (Mareschal et al., 2010). Mezi druhy s nízkým obsahem Ca v listovém opadu patří *P. abies*, *F. sylvatica* a *Q. robur* v porovnání s vyšším obsahem Ca u druhů *F. excelsior*, *A. pseudoplatanus*, a *T. cordata*. Pod druhy s vyšším obsahem Ca byla nalezena nižší mocnost nadložního horizontu (Schelfhout et al., 2017).

3.4. Druhové rozdíly v množství a kvalitě podzemního opadu stromů

Listnaté a jehličnaté stromy mohou být porovnávány v produkci podzemní (kořenové) biomasy. Kořenový opad je složitější měřit než opad listový (Vesterdal et al., 2013). Biomasa jemných kořenů souvisí s velikostí nadzemní biomasy jedince a je větší u listnatých stromů než u jehličnatých (Finér et al., 2007). Stejný výsledek nachází Withington et al. (2006), kde produk-

ce kořenového opadu byla vyšší u listnatých druhů než u druhů jehličnatých. Listnaté stromy mají vyšší poměr kořenové a nadzemní biomasy v porovnání s jehličnatými stromy (Laganière et al., 2010). Vliv diverzity na množství biomasy malých kořenů nebyl nalezen (Meinen et al., 2009a). Stejně tak nebyl nalezen vliv komplementarity druhů na množství podzemní biomasy malých kořenů, při porovnání smíšeného a bukového lesa (Meinen et al., 2009b). Při porovnání dubového a smíšeného lesa dubu a buku byla nalezena větší biomasa jemných kořenů u dubového lesa. Ve smíšeném lese nejspíše došlo k redukci kořenů druhu *Quercus* při kompetici (Leuschner et al., 2001).

Studie opadu *P. sylvestris* a *F. sylvatica* v mírném pásmu říká, že zdroj C z podzemního opadu vstupujícího do půdy je větší, než množství nadzemního opadu složeného z listů i větví (Rasse et al., 2005). Poměr množství podzemního opadu ku nadzemnímu opadu se může lišit v závislosti na zeměpisné šířce. Poměr nadzemního ku podzemnímu opadu je vyšší v severněji položených boreálních oblastech než v jižně položených oblastech (Ding et al., 2019). Druhy stromů se liší v horizontu, ve kterém je akumulována POH. Jehličnaté druhy s mělkými kořeny akumulují více podzemního opadu v nadložním horizontu a méně opadu v minerální půdě v porovnání s listnatými druhy s hlouběji umístěnými kořeny (Jandl et al., 2007).

Vlastnosti ovlivňující rozklad kořenového opadu se mohou lišit od vlastností podmiňujících rozklad nadzemního opadu. Důležitou vlastností pro rychlost dekompozice podzemního opadu je průměr kořene (Hobbie et al., 2010). V porovnání s menšími kořeny (<2 mm) i většími kořeny (>5 mm), obsahují kořeny s průměrem 2-5 mm více Ca a méně ligninu (Silver and Miya, 2001).

U jehličnatých druhů dochází k pomalejšímu rozkladu kořenového opadu než u stromů listnatých a stejně jako u nadzemního opadu i u podzemního platí, že poměr C:N ovlivňuje rozklad (Li et al., 2010; Silver and Miya, 2001). Studie Lin and Zeng (2017) naměřila vysoký poměr C:N a vysoký obsah ligninů u nejmenších kořenů. Tento výsledek je v kontrastu se studií Silver and Miya (2001), která naměřila vysoký poměr C:N u jehličnatých druhů a v kořenech s větším průměrem, naopak jemné kořeny obsahovaly vysoké koncentrace N. Koncentrace N nebyla spojena s rychlostí dekompozice u jemných kořenů u dvou studií (Hobbie et al., 2010; Silver and Miya, 2001). Důvodem naměřené vyšší koncentrace N v kořenech může být přítomnost chitinu mykorrhizních hub (Hobbie et al., 2010; Silver and Miya, 2001). To také mohlo ovlivnit výsledky studie, která našla kratší životnost kořenů jehličnatých druhů než listnatých druhů, a nižší poměr C:N kořenového opadu jehličnatých druhů (Withington et al., 2006).

Opadavý jehličnan *L. decidua* má v porovnání s druhy čeledě *Pinaceae* vysokou koncentraci N v listech a vysoký poměr C:N v kořenech. Průměr kořenů modřínu je velký, což znamená jejich delší životnost (Withington et al., 2006). Kořeny *P. sylvestris* s vyšším průměrem

mají méně N a hůře se rozkládají. Dekompozice nebyla závislá na počáteční koncentraci ligninu, v pozdější fázi byla ligninem ovlivněna negativně (Berg, 1984). Dekompozice nejmenších kořenů je vyšší u *A. glutinosa* v porovnání s dvěma jehličnatými stromy, *P. orientalis* a *P. sylvestris*. Důležitým faktorem rozkladu v této studii byl poměr C:N a ligninu s N, a také koncentrace N. U *A. glutinosa* byl nalezen nižší poměr ligninu a N oproti *P. orientalis* a *P. sylvestris*. Kořenový opad *P. sylvestris* obsahoval nejvíce ligninů, zatímco *A. glutinosa* nejméně. Nejvyšší poměr C:N byl nalezen u *P. orientalis* (Sariyildiz, 2015). Kořenová biomasa *C. betulus* v porovnání s jehličnatými druhy stromů obsahuje více N, menší poměr C:N, P, K, Ca, Mg (Kooch et al., 2017).

Přítomnost sekundárních metabolitů, především fenolů a kondenzovaných tříslovin, má velký vliv na rozklad podzemního opadu a negativně ovlivňuje jeho dekompozici (Dong et al., 2016). U *P. abies* byla nalezena čtyřikrát větší koncentrace tříslovin v podzemním opadu než v jehlicích (Gallet and Lebreton, 1995).

4. Sekvestrace uhlíku v lesních půdách v závislosti na druhovém složení

Půdy jsou největším terestrickým zásobníkem C (Lal, 2008). Skleníkový plyn oxid uhličitý (CO₂) je významnou součástí globálního uhlíkového cyklu a nejdůležitější živina rostlin, kterou asimilují v procesu fotosyntézy. C je jímán z atmosféry a ukládán v půdě v procesu zvaném sekvestrace (Lal, 2008). Po odumření rostlinné biomasy dochází k dekompozici, jejímž finálním produktem je opět CO₂ (Paul, 2016). Kvalita opadu a vlastnosti prostředí ovlivňují vstupy a výstupy C z půdy (Mueller et al., 2012). Množství uloženého C v půdě je rozdílem množství C vstupujícího do půdy, a množství, které je rozloženo (Liski et al., 2002). Obměna druhového složení lesů by mohla prostřednictvím obou těchto procesů ovlivnit sekvestraci půdního organického uhlíku (SOC) (Ellison et al., 2005; Vesterdal et al., 2013).

Kvalita opadu ovlivňuje jeho dekompozici a tím místo uložení C v půdním profilu. Zatímco listnaté stromy s kvalitnějším opadem a rychlejším rozkladem podporují ukládání C do minerálního horizontu, jehličnaté stromy hromadí C v pomaleji rozložitelném nadzemním opadu (Turk et al., 2008; Vesterdal et al., 2013). Celkové množství C uloženého v půdě se mezi jednotlivými druhy stromů v mírném pásmu významně neliší, liší se však stabilita C v horizontech (Vesterdal et al., 2013). Proto by možným způsobem sekvestrace C mohl být převod C do stabilnějších forem (Prescott, 2010; Vesterdal et al., 2013).

Stabilita C je vyšší v minerálním než v nadložním horizontu (Vesterdal et al., 2013). Minerální horizont je také více chráněn před disturbancí půdy požárem. Požár snižuje obsah uloženého C. C uložený v minerálním horizontu je před úbytkem více chráněn v porovnání s nadložním horizontem (Nave et al., 2011). Rostliny ovlivňují stabilitu organické hmoty kvalitou

opadu a méně rozložitelnými látkami (Six et al., 2002). Kvalita opadu může ovlivnit obsah N v půdě. Mineralizace N je spojena s velikostí mikrobiální populace, která je ovlivněna kvalitou opadu (Satti et al., 2003). Vysoký obsah N může způsobit inhibici enzymů pro rozklad opadu a zvýšit stabilizaci C (Hobbie et al., 2012). Rekalcitranace látek v opadu je důležitý faktor v brzkých fázích dekompozice, ale není důležitým faktorem dlouhodobé stabilizace C v půdě (Kögel-Knabner et al., 2008).

Stabilita C se liší také mezi frakcemi POH v minerálních horizontech. MAOM je více stabilní než POM (Trumbore and Zheng, 1996). MAOM je chráněna před dekompozicí asociací POH s půdními minerály (Han et al., 2016), kdy jsou vytvořeny chemické vazby mezi POH a povrchem minerálu (shrnutí dle Lavallee, Soong and Cotrufo, 2020). Množství těchto adsorbovaných částic záleží na podílu prachu a jílu v půdě (Han et al., 2016; Jobbágy and Jackson, 2000; Six et al., 2002). Jílové částice poskytují největší povrch pro adsorpci organické hmoty, množství adsorbovaných částic je větší v půdě s větším podílem jílu než prachu (Ransom et al., 1998).

Další ochranou C je fyzická ochrana v půdních agregátech (Six et al., 2002). POM i MAOM mohou být chráněny v půdních mikropórech a agregátech. Tento způsob ochrany je méně stabilní než asociace s minerály (shrnutí dle Lavallee, Soong and Cotrufo, 2020). Frakce POM je dělena na frakci fPOM a oPOM. Frakce volné POM (fPOM) není chráněna v půdních agregátech. Frakce oPOM je POH vázaná v půdních agregátech (Six et al., 2002).

POH přechází do minerálního horizontu a zvyšuje svoji stabilitu zpracováním mikroby (Cotrufo et al., 2013). Zpracovaná POH je tvořena frakcemi oPOM a MAOM (Castellano et al., 2015; Cotrufo et al., 2013). Více stabilní POH se nejspíše tvoří z více kvalitního opadu, protože je efektivněji zpracován mikroby (Cotrufo et al., 2013). Kvalita opadu má vliv na stabilní POH jen při nedostatečné saturaci C uloženého v půdě (Castellano et al., 2015). Ve studii Córdova et al. (2018) druhy s vyšší kvalitou opadu produkovaly více MAOM, ale méně efektivně, než druhy s nižší kvalitou opadu. MAOM z opadu s vyšší kvalitou však byla méně stabilní než MAOM z opadu s nižší kvalitou (Córdova et al., 2018).

Lesní hospodářství může ovlivnit dekompozici v půdních horizontech více způsoby. Například výběrem druhů stromů, které se liší kvalitou opadu a délkou kořenového systému (Jandl et al., 2007). Dekompozici lze ovlivnit prořezáváním, měnícím mikroklima stanoviště (Jandl et al., 2007; Johnson, 1992). Pozitivní efekt má snížení rizika disturbancí snížením hustoty stanoviště. Negativní efekt má odebrání organického materiálu (Jandl et al., 2007). Sklizeň také způsobí odebrání biomasy a poškodí povrch půdy, což vede ke ztrátě C. Po sklizni na místě mohou zůstat zbytky materiálu, jako je opad a kořeny, které jsou zdrojem C (Kowalski et al., 2004).

Druhy stromů s vyšší kvalitou opadu akumulují více C ve stabilnějším minerálním horizontu (Vesterdal et al., 2013). Nevíme ale, zda a v jaké míře se liší stabilita C v minerálním horizontu v závislosti na druhu. A pokud se liší stabilita C v minerálním horizontu v závislosti na druhu, jak velký vliv zde můžeme najít.

Dále víme, že hustotní frakce POH se liší svou stabilitou. Nevíme, zda a jakým způsobem, ovlivňuje kvalita opadu stabilitu C hustotních frakcí.

5. Návrh diplomové práce

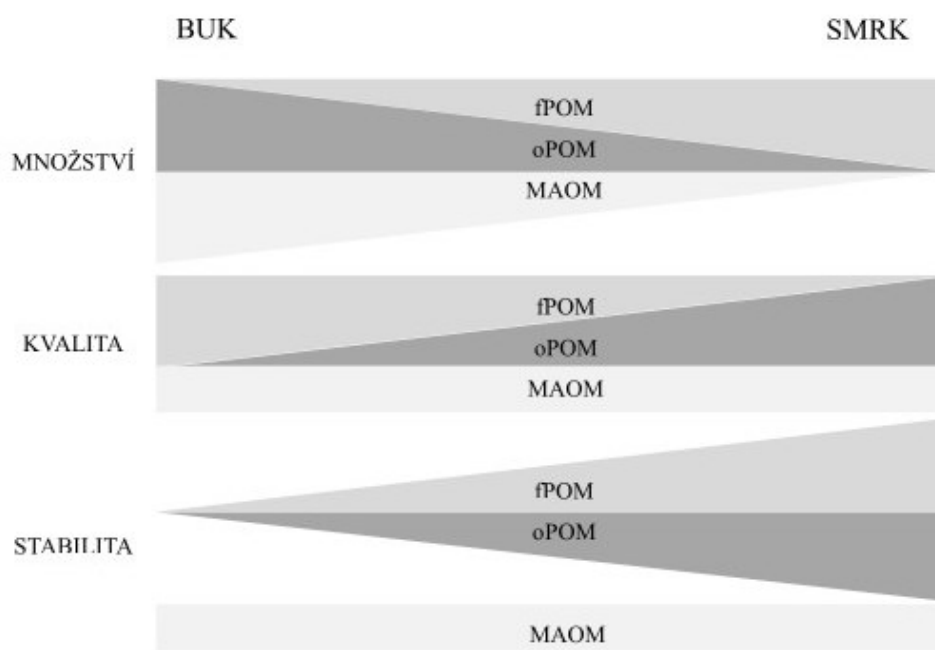
Cílem diplomové práce je odhalení vlivu obměny vegetace, z *P. abies* k *F. sylvatica*, na zásoby C v půdě. Práce sleduje, zda dojde k přeskupení zásob C mezi horizontem O a A, mezi frakcemi POM a MAOM, či dojde ke změně celkového množství uloženého C v půdě.

K řešení tohoto cíle bych mohla využít dva vzájemně se doplňující přístupy: 1) observační studii - terénní srovnání porostů smrku, buku a smíšeném porostu a 2) inkubační experiment.

V prvním případě využiji již získaná data o kvalitě opadu. Data obsahují informace o obsahu C, N, celkových fenolů a cukrů v nadzemním opadu a kořenech ze tří typů lesa: jehličnatý (*Picea abies*), listnatý (*Fagus sylvatica*) a smíšený z oblasti CHKO Blanský les. Každý typ lesa je reprezentován třemi stanovišti a na každém z nich jsou umístěny tři sběrače nadzemního opadu. Vzorky byly odebrány na jaře, v létě a na podzim, aby byla podchycena sezónní variabilita. Celkem jsme tedy získali $3 \times 3 \times 3 \times 3 = 81$ vzorků nadzemního opadu. V místě každého sběrače nadzemního opadu byl vykopán půdní profil a odebrány kořeny a půda z nadložního horizontu a minerálního horizontu A (0-10 cm) a B (50-60 cm). Celkem jsme tedy získali $81 \times 3 = 243$ vzorků kořenů a půd. V minerálních půdách bylo dále stanoveno množství C uložené v hustotních frakcích (fPOM, oPOM, MAOM). Statisticky vyhodnotíme rozdíly ve stanovených vlastnostech mezi třemi typy lesa a budeme diskutovat možné důsledky pro kapacitu těchto typů lesa sekvestrovat C. Tím zodpovíme hypotézy ohledně množství a kvality nastíněné v Obr. 2.

Dále navážu inkubačním experimentem, kde bude využita půda ze smrkového lesa a bukový nadzemní opad. Kontrolním vzorkem bude půda bez ošetření, se smrkovým opadem. Inkubace experimentu potrvá rok a půl, v jeho průběhu bude doplňována vypařená voda a na jeho konci separovány hustotní frakce fPOM, oPOM, MAOM. Experiment bude mít 5 opakování pro každý treatment, tedy celkem deset mikrokosmů. Experimentem budu sledovat změnu kvantity a kvality C v půdě a změnu kvality frakcí a změnu kvantity C v hustotních frakcích. Kvalita frakcí bude popsána poměrem C:N, obsahem fenolů a neutrálních cukrů a mírou respirace půdy.

Druhý inkubační experiment by testoval stabilitu frakcí a ověřil hypotézu o stabilitě zobrazenou v Obr. 2. Nejprve se provede hustotní separace frakcí z půdy smrkového a bukového lesa a následně se individuální frakce budou inkubovat ve své původní půdě po dobu jednoho roku. V průběhu inkubace bude doplňována vypařená voda a na konci se stanoví hmotnostní ztráta frakcí.



Obrázek 2 Diagram očekávaného výsledku množství, chemického složení a stability hustotních frakcí fPOM, oPOM, MAOM

Obr. 2 shrnuje hypotézy. Očekáváme odlišný vliv kvalitnějšího opadu *F. sylvatica* a méně kvalitního opadu *P. abies* na množství, chemické složení a stabilitu hustotních frakcí POH. Více kvalitní opad *F. sylvatica* se bude rychle rozkládat, vytvoří malé množství fPOM v porovnání s *P. abies*. Opad *F. sylvatica* naopak vytvoří větší množství oPOM a MAOM, které jsou více zpracované dekompozičními procesy. Méně kvalitní opad *P. abies* bude tvořit větší množství fPOM v porovnání s *F. sylvatica*, naopak vytvoří méně oPOM a MAOM. Kvalitnější opad *F. sylvatica* podpoří vyšší kvalitu frakce fPOM a oPOM. Méně kvalitní opad *P. abies* bude dávat vznik méně kvalitním frakcím fPOM a oPOM. Frakce MAOM by se neměla lišit v chemickém složení mezi druhy. Chemické složení frakcí by mohlo ovlivnit jejich stabilitu. Více kvalitní frakce fPOM a oPOM z opadu *F. sylvatica* by mohla být méně stabilní v porovnání s frakcemi s nižší kvalitou z opadu *P. abies*. Frakce MAOM, která by se neměla lišit chemickým složením, by se neměla lišit ani stabilitou C.

6. Závěr

Zastoupení druhů v lesích Evropy a ČR se bude měnit s klimatickými podmínkami a vlivem managementu lesa. V budoucnu tak může dojít v nížinách ke zmenšení populací jehličnatých druhů stromů a nástupu listnatých druhů (Dyderski et al., 2018). Dále by mohlo dojít k rozšíření introdukovaných termofilních druhů, například *R. pseudoacacia* (Thurm et al., 2018).

Druhová změna by mohla ovlivnit množství a kvalitu opadu. Co do množství nadzemního opadu předchozí studie nenalezly rozdíl mezi druhy stromů (Nihlgard, 1972). Naopak podzemního opadu produkují listnaté druhy více než druhy jehličnaté (Laganière et al., 2010). Vliv budoucích klimatických změn na množství opadu, který může být pozitivní i negativní, by mohl být druhově specifický (De Vries and Posch, 2011; Finér, 1996). Druhy stromů se liší v kvalitě opadu. Opad jehličnatých stromů je oproti opadu listnatých stromů typicky méně kvalitní, obsahuje méně N, více fenolických látek (Berg, 2000; Vesterdal et al., 2008) a je kyselejší (Schelfhout et al., 2017). I pro kořenový opad jehličnatých druhů platí, že má vyšší poměr C:N než opad listnatých druhů (Hobbie et al., 2010).

Kvalita opadu ovlivňuje dekompozici a tím i ukládání uhlíku v půdě, což je potenciální nástroj mitigace klimatické změny. Méně kvalitní opad jehličnatých stromů se pomaleji rozkládá a tvoří větší zásobu C v méně stabilním nadložním horizontu (Vesterdal et al., 2013). Naopak opad listnatých stromů podporuje ukládání C ve stabilnějším minerálním horizontu činností půdní fauny (Frouz et al., 2009). Půdní organická hmota se v minerálním horizontu vyskytuje ve třech hlavních hustotních frakcích, které se liší svou stabilitou. Nejméně stabilní je frakce fPOM (free particulate organic matter), jejím zabudováním do agregátů vzniká stabilnější frakce oPOM (occluded particulate organic matter) a nejstabilnější je frakce MAOM (mineral associated organic matter), která je adsorbována na minerální složku půdy. Lze očekávat, že z více kvalitního opadu bude vznikat méně POM a více MAOM (Cotrufo et al., 2013), i když tyto rozdíly mohou být závislé na saturaci minerálních povrchů v půdě (Castellano et al., 2015).

Přestože druhové rozdíly v kvalitě opadu stromů a jejich vliv na dekompozici jsou dobře známé, mnohem méně víme o vlivu druhového složení lesů na stabilitu C v minerálním horizontu. Tématu změny kvality a stability POH v závislosti na změně druhového složení bych se chtěla věnovat v diplomové práci.

7. Použitá literatura

- Aerts, R., 1997. Climate, Leaf Litter Chemistry and Leaf Litter Decomposition in Terrestrial Ecosystems: A Triangular Relationship. *Oikos* 79. <https://doi.org/10.2307/3546886>
- Alkemade, R., Bakkenes, M., Eickhout, B., 2011. Towards a general relationship between climate change and biodiversity: An example for plant species in Europe. *Reg Environ Change* 11. <https://doi.org/10.1007/s10113-010-0161-1>
- Ammer, C., Albrecht, L., Borchert, H., Brosinger, F., Dittmar, C., Elling, W., Ewald, J., Felbermeier, B., Von Gilsa, H., Huss, J., Kenk, G., Kölling, C., Kohnle, U., Meyer, P., Mosandl, R., Moosmayer, H.U., Palmer, S., Reif, A., Rehfuess, K.E., Stimm, B., 2005. Zur zukunft der buche (*Fagus sylvatica* L.) in mitteleuropa. Kritische anmerkungen zu einem beitrag von Rennenberg et al. (2004). *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung*.
- Augusto, L., De Schrijver, A., Vesterdal, L., Smolander, A., Prescott, C., Ranger, J., 2015. Influences of evergreen gymnosperm and deciduous angiosperm tree species on the functioning of temperate and boreal forests. *Biological Reviews* 90. <https://doi.org/10.1111/brv.12119>
- Axer, M., Schlicht, R., Kronenberg, R., Wagner, S., 2021. The potential for future shifts in tree species distribution provided by dispersal and ecological niches: A comparison between beech and oak in Europe. *Sustainability (Switzerland)* 13. <https://doi.org/10.3390/su132313067>
- Bahri, H., Rasse, D.P., Rumpel, C., Dignac, M.F., Bardoux, G., Mariotti, A., 2008. Lignin degradation during a laboratory incubation followed by 13C isotope analysis. *Soil Biol Biochem* 40. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2008.04.002>
- Berg, B., 2014. Decomposition patterns for foliar litter - A theory for influencing factors. *Soil Biol Biochem*. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.08.005>
- Berg, B., 2000. Litter decomposition and organic matter turnover in northern forest soils. *For Ecol Manage* 133. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(99\)00294-7](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00294-7)
- Berg, B., 1984. Decomposition of root litter and some factors regulating the process: Long-term root litter decomposition in a scots pine forest. *Soil Biol Biochem* 16. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(84\)90081-6](https://doi.org/10.1016/0038-0717(84)90081-6)
- Berg Staaf, H., B., 1980. Decomposition Rate and Chemical Changes of Scots Pine Needle Litter. II. Influence of Chemical Composition. *Ecological Bulletins*.
- Bohlen, P.J., Pelletier, D.M., Groffman, P.M., Fahey, T.J., Fisk, M.C., 2004. Influence of earthworm invasion on redistribution and retention of soil carbon and nitrogen in northern temperate forests. *Ecosystems* 7. <https://doi.org/10.1007/s10021-003-0127-y>

- Bossuyt, H., Six, J., Hendrix, P.F., 2005. Protection of soil carbon by microaggregates within earthworm casts. *Soil Biol Biochem* 37. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2004.07.035>
- Brus, R., Pötzelsberger, E., Lapin, K., Brundu, G., Orazio, C., Straigyte, L., Hasenauer, H., 2019. Extent, distribution and origin of non-native forest tree species in Europe. *Scand J For Res* 34. <https://doi.org/10.1080/02827581.2019.1676464>
- Carnol, M., Bazgir, M., 2013. Nutrient return to the forest floor through litter and throughfall under 7 forest species after conversion from Norway spruce. *For Ecol Manage* 309. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.04.008>
- Castellano, M.J., Mueller, K.E., Olk, D.C., Sawyer, J.E., Six, J., 2015. Integrating plant litter quality, soil organic matter stabilization, and the carbon saturation concept. *Glob Chang Biol* 21. <https://doi.org/10.1111/gcb.12982>
- Čermák, P., Mikita, T., Trnka, M., Štěpáneke, P., Jurečka, F., Kusbach, A., Šebesta, J.A.N., 2018. Changes in climate characteristics of forest altitudinal zones within the Czech Republic and their possible consequences for forest species composition. *Balt For* 24.
- Cheynier, V., Comte, G., Davies, K.M., Lattanzio, V., Martens, S., 2013. Plant phenolics: Recent advances on their biosynthesis, genetics, and ecophysiology. *Plant Physiology and Biochemistry*. <https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2013.05.009>
- Chomel, M., Fernandez, C., Bousquet-Mélou, A., Gers, C., Monnier, Y., Santonja, M., Gauquelin, T., Gros, R., Lecareux, C., Baldy, V., 2014. Secondary metabolites of *Pinus halepensis* alter decomposer organisms and litter decomposition during afforestation of abandoned agricultural zones. *Journal of Ecology* 102. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12205>
- Chomel, M., Guittonny-Larchevêque, M., Fernandez, C., Gallet, C., DesRochers, A., Paré, D., Jackson, B.G., Baldy, V., 2016. Plant secondary metabolites: a key driver of litter decomposition and soil nutrient cycling. *Journal of Ecology* 104. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12644>
- Christensen, J.H., Hewitson, B., Busuioc, A., Chen, A., Gao, X., Held, I., Jones, R., Kolli, R.K., Kwon, W.T., Laprise, R., Rueda, V., Mearns, L., Menéndez, C.G., Røisänen, J., Rinke, A., Sarr, A., Whetton, P., 2007. *Climate Change 2007: Regional Climate Projections*, IPCC.
- Clark, J.S., Merkt, J., Muller, H., 1989. Post-Glacial Fire, Vegetation, and Human History on the Northern Alpine Forelands, South-Western Germany. *J Ecol* 77. <https://doi.org/10.2307/2260813>
- Córdova, S.C., Olk, D.C., Dietzel, R.N., Mueller, K.E., Archontoulis, S. V., Castellano, M.J., 2018. Plant litter quality affects the accumulation rate, composition, and stability of mineral-associated soil organic matter. *Soil Biol Biochem* 125. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.07.010>
- Cornwell, W.K., Cornelissen, J.H.C., Amatangelo, K., Dorrepaal, E., Eviner, V.T., Godoy, O., Hobbie, S.E., Hoorens, B., Kurokawa, H., Pérez-Harguindeguy, N., Quested, H.M., Santiago, L.S., Wardle, D.A., Wright, I.J., Aerts, R., Allison, S.D., Van Bodegom, P., Brovkin, V., Chatain, A., Calla-

- ghan, T. V., Díaz, S., Garnier, E., Gurvich, D.E., Kazakou, E., Klein, J.A., Read, J., Reich, P.B., Soudzilovskaia, N.A., Vaieretti, M.V., Westoby, M., 2008. Plant species traits are the predominant control on litter decomposition rates within biomes worldwide. *Ecol Lett* 11. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01219.x>
- Cotrufo, M.F., Wallenstein, M.D., Boot, C.M., Deneff, K., Paul, E., 2013. The Microbial Efficiency-Matrix Stabilization (MEMS) framework integrates plant litter decomposition with soil organic matter stabilization: Do labile plant inputs form stable soil organic matter? *Glob Chang Biol* 19. <https://doi.org/10.1111/gcb.12113>
- Couêtaux, M.M., Bottner, P., Berg, B., 1995. Litter decomposition, climate and litter quality. *Trends Ecol Evol*. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(00\)88978-8](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(00)88978-8)
- De Groot, R.S., Ketner, P., Ovaa, A.H., 1995. Selection and use of bio-indicators to assess three possible effects of climate change in Europe. *J Biogeogr* 22. <https://doi.org/10.2307/2845994>
- De Vries, W., Posch, M., 2011. Modelling the impact of nitrogen deposition, climate change and nutrient limitations on tree carbon sequestration in Europe for the period 1900-2050. *Environmental Pollution* 159. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.11.023>
- Díaz-Pinés, E., Rubio, A., Van Miegroet, H., Montes, F., Benito, M., 2011. Does tree species composition control soil organic carbon pools in Mediterranean mountain forests? *For Ecol Manage* 262. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.02.004>
- Dieler, J., Uhl, E., Biber, P., Müller, J., Rötzer, T., Pretzsch, H., 2017. Effect of forest stand management on species composition, structural diversity, and productivity in the temperate zone of Europe. *Eur J For Res*. <https://doi.org/10.1007/s10342-017-1056-1>
- Ding, Y., Leppälampi-Kujansuu, J., Helmissaari, H.S., 2019. Fine root longevity and below- and aboveground litter production in a boreal *Betula pendula* forest. *For Ecol Manage* 431. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.02.039>
- Dong, L., Mao, Z., Sun, T., 2016. Condensed tannin effects on decomposition of very fine roots among temperate tree species. *Soil Biol Biochem* 103. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.10.003>
- Dyderski, M.K., Paź, S., Frelich, L.E., Jagodziński, A.M., 2018. How much does climate change threaten European forest tree species distributions? *Glob Chang Biol* 24. <https://doi.org/10.1111/gcb.13925>
- E Silva, D., Rezende Mazzella, P., Legay, M., Corcket, E., Dupouey, J.L., 2012. Does natural regeneration determine the limit of European beech distribution under climatic stress? *For Ecol Manage* 266. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.11.031>
- Ellison, A.M., Bank, M.S., Clinton, B.D., Colburn, E.A., Elliott, K., Ford, C.R., Foster, D.R., Kloeppel, B.D., Knoepp, J.D., Lovett, G.M., Mohan, J., Orwig, D.A., Rodenhouse, N.L., Sob-

- czak, W. V., Stinson, K.A., Stone, J.K., Swan, C.M., Thompson, J., Von Holle, B., Webster, J.R., 2005. Loss of foundation species: Consequences for the structure and dynamics of forested ecosystems. *Front Ecol Environ*. [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2005\)003\[0479:LOFSCF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2005)003[0479:LOFSCF]2.0.CO;2)
- FAO, 2022. The State of the World's Forests 2022. FAO. <https://doi.org/10.4060/cb9360en>
- Finér, L., 1996. Variation in the amount and quality of litterfall in a *Pinus sylvestris* L. stand growing on a bog. *For Ecol Manage* 80. [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(95\)03652-0](https://doi.org/10.1016/0378-1127(95)03652-0)
- Finér, L., Helmisaari, H.S., Lõhmus, K., Majdi, H., Brunner, I., Børja, I., Eldhuset, T., Godbold, D., Grebenc, T., Konôpka, B., Kraigher, H., Möttönen, M.R., Ohashi, M., Oleksyn, J., Ostonen, I., Uri, V., Vanguelova, E., 2007. Variation in fine root biomass of three European tree species: Beech (*Fagus sylvatica* L.), Norway spruce (*Picea abies* L. Karst.), and Scots pine (*Pinus sylvestris* L.). *Plant Biosyst*. <https://doi.org/10.1080/11263500701625897>
- Finzi, A.C., Van Breemen, N., Canham, C.D., 1998. Canopy tree-soil interactions within temperate forests: Species effects on soil carbon and nitrogen. *Ecological Applications*. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1998\)008\[0440:CTSIWT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1998)008[0440:CTSIWT]2.0.CO;2)
- Frouz, J., Elhottová, D., Kuráž, V., Šourková, M., 2006. Effects of soil macrofauna on other soil biota and soil formation in reclaimed and unreclaimed post mining sites: Results of a field microcosm experiment. *Applied Soil Ecology* 33. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2005.11.001>
- Frouz, J., Livečková, M., Albrechtová, J., Chroňáková, A., Cajthaml, T., Pižl, V., Háněl, L., Starý, J., Baldrian, P., Lhotáková, Z., Šimáčková, H., Cepáková, Š., 2013. Is the effect of trees on soil properties mediated by soil fauna? A case study from post-mining sites. *For Ecol Manage* 309. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.02.013>
- Frouz, J., Pižl, V., Cienciala, E., Kalčík, J., 2009. Carbon storage in post-mining forest soil, the role of tree biomass and soil bioturbation. *Biogeochemistry* 94. <https://doi.org/10.1007/s10533-009-9313-0>
- Gallet, C., Lebreton, P., 1995. Evolution of phenolic patterns in plants and associated litters and humus of a mountain forest ecosystem. *Soil Biol Biochem* 27. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(94\)00167-Y](https://doi.org/10.1016/0038-0717(94)00167-Y)
- Giardina, C.P., Ryan, M.G., 2000. Evidence that decomposition rates of organic carbon in mineral soil do not vary with temperature. *Nature* 404. <https://doi.org/10.1038/35009076>
- Hagen-Thorn, A., Callesen, I., Armolaitis, K., Nihlgård, B., 2004. The impact of six European tree species on the chemistry of mineral topsoil in forest plantations on former agricultural land. *For Ecol Manage* 195. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.02.036>

- Han, L., Sun, K., Jin, J., Xing, B., 2016. Some concepts of soil organic carbon characteristics and mineral interaction from a review of literature. *Soil Biol Biochem*.
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.11.023>
- Hansen, K., Vesterdal, L., Schmidt, I.K., Gundersen, P., Sevel, L., Bastrup-Birk, A., Pedersen, L.B., Bille-Hansen, J., 2009. Litterfall and nutrient return in five tree species in a common garden experiment. *For Ecol Manage* 257. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.02.021>
- Hartl-Meier, C., Zang, C., Dittmar, C., Esper, J., Göttlein, A., Rothe, A., 2014. Vulnerability of Norway spruce to climate change in mountain forests of the European Alps. *Clim Res* 60. <https://doi.org/10.3354/cr01226>
- Henne, P.D., Bigalke, M., Büntgen, U., Colombaroli, D., Conedera, M., Feller, U., Frank, D., Fuhrer, J., Grosjean, M., Heiri, O., Luterbacher, J., Mestrot, A., Rigling, A., Rössler, O., Rohr, C., Rutishauser, T., Schwikowski, M., Stampfli, A., Szidat, S., Theurillat, J.P., Weingartner, R., Wilcke, W., Tinner, W., 2018. An empirical perspective for understanding climate change impacts in Switzerland. *Reg Environ Change*. <https://doi.org/10.1007/s10113-017-1182-9>
- Hlásny, T., Holuša, J., Štěpánek, P., Turčáni, M., Polčák, N., 2011. Expected impacts of climate change on forests Czech Republic as a case study. *J For Sci (Prague)* 57. <https://doi.org/10.17221/103/2010-jfs>
- Hobbie, S.E., Eddy, W.C., Buyarski, C.R., Adair, E.C., Ogdahl, M.L., Weisenhorn, P., 2012. Response of decomposing litter and its microbial community to multiple forms of nitrogen enrichment. *Ecol Monogr* 82, 389–405. <https://doi.org/10.1890/11-1600.1>
- Hobbie, S.E., Oleksyn, J., Eissenstat, D.M., Reich, P.B., 2010. Fine root decomposition rates do not mirror those of leaf litter among temperate tree species. *Oecologia* 162. <https://doi.org/10.1007/s00442-009-1479-6>
- Hobbie, S.E., Reich, P.B., Oleksyn, J., Ogdahl, M., Zytkowski, R., Hale, C., Karolewski, P., 2006. Tree species effects on decomposition and forest floor dynamics in a common garden. *Ecology* 87. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2006\)87\[2288:TSEODA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2006)87[2288:TSEODA]2.0.CO;2)
- Hübllová, L., Frouz, J., 2021. Contrasting effect of coniferous and broadleaf trees on soil carbon storage during reforestation of forest soils and afforestation of agricultural and post-mining soils. *J Environ Manage*. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112567>
- Information on Forests and Forestry in the Czech Republic by 2020, 2020. . Praque, Czech Republic.
- IPCC, 2021. Summary for Policymakers, in: Masson-Delmotte, V., Zhai, P., Pirani, A., Connors, S.L., Péan, C., Berger, S., Caud, N., Chen, Y., Goldfarb, L., Gomis, M.I., Huang, M., Leitzell, K., Lonnoy, E., Matthews, J.B.R., Maycock, T.K., Waterfield, T., Yelekçi, O., Yu, R., Zhou, B. (Eds.), *Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge

University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, p. 3–32.

<https://doi.org/10.1017/9781009157896.001>

- Jandl, R., Lindner, M., Vesterdal, L., Bauwens, B., Baritz, R., Hagedorn, F., Johnson, D.W., Minkkinen, K., Byrne, K.A., 2007. How strongly can forest management influence soil carbon sequestration? *Geoderma*. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2006.09.003>
- Jobbágy, E.G., Jackson, R.B., 2000. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecological Applications* 10. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2000\)010\[0423:TVDOSO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2000)010[0423:TVDOSO]2.0.CO;2)
- Johnson, D.W., 1992. Effects of forest management on soil carbon storage. *Water Air Soil Pollut* 64. <https://doi.org/10.1007/BF00477097>
- Jump, A.S., Hunt, J.M., Peñuelas, J., 2006. Rapid climate change-related growth decline at the southern range edge of *Fagus sylvatica*. *Glob Chang Biol* 12. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01250.x>
- Kašpar, J., Tumajer, J., Šamonil, P., Vašíčková, I., 2021. Species-specific climate-growth interactions determine tree species dynamics in mixed Central European mountain forests. *Environmental Research Letters* 16. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/abd8fb>
- Keiser, A.D., Warren, R., Filley, T., Bradford, M.A., 2021. Signatures of an abiotic decomposition pathway in temperate forest leaf litter. *Biogeochemistry* 153. <https://doi.org/10.1007/s10533-021-00777-9>
- King, J.Y., Brandt, L.A., Adair, E.C., 2012. Shedding light on plant litter decomposition: Advances, implications and new directions in understanding the role of photodegradation. *Biogeochemistry* 111. <https://doi.org/10.1007/s10533-012-9737-9>
- Kleber, M., Eusterhues, K., Keiluweit, M., Mikutta, C., Mikutta, R., Nico, P.S., 2015. Mineral-Organic Associations: Formation, Properties, and Relevance in Soil Environments. *Advances in Agronomy* 130. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2014.10.005>
- Kögel-Knabner, I., Ekschmitt, K., Flessa, H., Guggenberger, G., Matzner, E., Marschner, B., Von Lützow, M., 2008. An integrative approach of organic matter stabilization in temperate soils: Linking chemistry, physics, and biology. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*. <https://doi.org/10.1002/jpln.200700215>
- Köhl, M., Linser, S., Prins, K., 2020. State of Europe's Forests 2020. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.12881.76643>
- Kooch, Y., Samadzadeh, B., Hosseini, S.M., 2017. The effects of broad-leaved tree species on litter quality and soil properties in a plain forest stand. *Catena (Amst)* 150. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.11.023>

- Kowalski, A.S., Loustau, D., Berbigier, P., Manca, G., Tedeschi, V., Borghetti, M., Valentini, R., Kolari, P., Berninger, F., Rannik, Ü., Hari, P., Rayment, M., Mencuccini, M., Moncrieff, J., Grace, J., 2004. Paired comparisons of carbon exchange between undisturbed and regenerating stands in four managed forest in Europe. *Glob Chang Biol* 10. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2004.00846.x>
- Kramer, K., Degen, B., Buschbom, J., Hickler, T., Thuiller, W., Sykes, M.T., de Winter, W., 2010. Modelling exploration of the future of European beech (*Fagus sylvatica* L.) under climate change-Range, abundance, genetic diversity and adaptive response. *For Ecol Manage* 259. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.12.023>
- Krejza, J., Cienciala, E., Světlík, J., Bellan, M., Noyer, E., Horáček, P., Štěpánek, P., Marek, M. V., 2021. Evidence of climate-induced stress of Norway spruce along elevation gradient preceding the current dieback in Central Europe. *Trees - Structure and Function* 35. <https://doi.org/10.1007/s00468-020-02022-6>
- Kuiters, A.T., 1990. Role of phenolic substances from decomposing forest litter in plant- soil interactions. *Acta Botanica Neerlandica* 39. <https://doi.org/10.1111/j.1438-8677.1990.tb01412.x>
- Laganière, J., Angers, D.A., Paré, D., 2010. Carbon accumulation in agricultural soils after afforestation: A meta-analysis. *Glob Chang Biol* 16. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.01930.x>
- Lal, R., 2008. Carbon sequestration. *Management*.
- Lavallee, J.M., Soong, J.L., Cotrufo, M.F., 2020. Conceptualizing soil organic matter into particulate and mineral-associated forms to address global change in the 21st century. *Glob Chang Biol* 26. <https://doi.org/10.1111/gcb.14859>
- Lavelle, P., Bignell, D., Lepage, M., Wolters, V., Roger, P., Ineson, P., Heal, O.W., Dhillion, S., 1997. Soil function in a changing world: The role of invertebrate ecosystem engineers. *Eur J Soil Biol* 33.
- Lehmann, J., Kleber, M., 2015. The contentious nature of soil organic matter. *Nature*. <https://doi.org/10.1038/nature16069>
- Leuschner, C., Hertel, D., Coners, H., Büttner, V., 2001. Root competition between beech and oak: A hypothesis. *Oecologia* 126. <https://doi.org/10.1007/s004420000507>
- Li, A., Guo, D., Wang, Z., Liu, H., 2010. Nitrogen and phosphorus allocation in leaves, twigs, and fine roots across 49 temperate, subtropical and tropical tree species: A hierarchical pattern. *Funct Ecol* 24. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2009.01603.x>
- Liang, J., Crowther, T.W., Picard, N., Wiser, S., Zhou, M., Alberti, G., Schulze, E.D., McGuire, A.D., Bozzato, F., Pretzsch, H., De-Miguel, S., Paquette, A., Hérault, B., Scherer-Lorenzen, M., Barrett, C.B., Glick, H.B., Hengeveld, G.M., Nabuurs, G.J., Pfautsch, S., Viana, H., Vibrans, A.C., Ammer, C., Schall, P., Verbyla, D., Tchebakova, N., Fischer, M., Watson, J. V., Chen,

- H.Y.H., Lei, X., Schelhaas, M.J., Lu, H., Gianelle, D., Parfenova, E.I., Salas, C., Lee, E., Lee, B., Kim, H.S., Bruelheide, H., Coomes, D.A., Piotta, D., Sunderland, T., Schmid, B., Gourlet-Fleury, S., Sonké, B., Tavani, R., Zhu, J., Brandl, S., Vayreda, J., Kitahara, F., Searle, E.B., Neldner, V.J., Ngugi, M.R., Baraloto, C., Frizzera, L., Bałazy, R., Oleksyn, J., Zawila-Niedźwiecki, T., Bouriaud, O., Bussotti, F., Finér, L., Jaroszewicz, B., Jucker, T., Valladares, F., Jagodzinski, A.M., Peri, P.L., Gonmadje, C., Marthy, W., O'Brien, T., Martin, E.H., Marshall, A.R., Rovero, F., Bitariho, R., Niklaus, P.A., Alvarez-Loayza, P., Chamuya, N., Valencia, R., Mortier, F., Wortel, V., Engone-Obiang, N.L., Ferreira, L. V., Odeke, D.E., Vasquez, R.M., Lewis, S.L., Reich, P.B., 2016. Positive biodiversity-productivity relationship predominant in global forests. *Science* (1979) 354. <https://doi.org/10.1126/science.aaf8957>
- Lin, G., Zeng, D.H., 2017. Heterogeneity in decomposition rates and annual litter inputs within fine-root architecture of tree species: Implications for forest soil carbon accumulation. *For Ecol Manage* 389. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.01.012>
- Lindner, M., Fitzgerald, J.B., Zimmermann, N.E., Reyer, C., Delzon, S., van der Maaten, E., Schelhaas, M.J., Lasch, P., Eggers, J., van der Maaten-Theunissen, M., Suckow, F., Psomas, A., Poulter, B., Hanewinkel, M., 2014. Climate change and European forests: What do we know, what are the uncertainties, and what are the implications for forest management? *J Environ Manage*. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.07.030>
- Lindner, M., Maroschek, M., Netherer, S., Kremer, A., Barbati, A., Garcia-Gonzalo, J., Seidl, R., Delzon, S., Corona, P., Kolström, M., Lexer, M.J., Marchetti, M., 2010. Climate change impacts, adaptive capacity, and vulnerability of European forest ecosystems. *For Ecol Manage* 259. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.09.023>
- Liski, J., Ilvesniemi, H., Mäkelä, A., Westman, C.J., 1999. CO₂ Emissions from Soil in Response to Climatic Warming Are Overestimated: The Decomposition of Old Soil Organic Matter Is Tolerant of Temperature. *Ambio* 28, 171–174.
- Liski, J., Perruchoud, D., Karjalainen, T., 2002. Increasing carbon stocks in the forest soils of western Europe. *For Ecol Manage* 169. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00306-7](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00306-7)
- Liu, C., Westman, C.J., Berg, B., Kutsch, W., Wang, G.Z., Man, R., Ilvesniemi, H., 2004. Variation in litterfall-climate relationships between coniferous and broadleaf forests in Eurasia. *Global Ecology and Biogeography* 13. <https://doi.org/10.1111/j.1466-882X.2004.00072.x>
- Liu, Y., Oduor, A.M.O., Zhang, Z., Manea, A., Tooth, I.M., Leishman, M.R., Xu, X., van Kleunen, M., 2017. Do invasive alien plants benefit more from global environmental change than native plants? *Glob Chang Biol* 23. <https://doi.org/10.1111/gcb.13579>

- Lorenz, K., Preston, C.M., Krumrei, S., Feger, K.H., 2004. Decomposition of needle/leaf litter from Scots pine, black cherry, common oak and European beech at a conurbation forest site. *Eur J For Res* 123. <https://doi.org/10.1007/s10342-004-0025-7>
- Luo, Z., Feng, W., Luo, Y., Baldock, J., Wang, E., 2017. Soil organic carbon dynamics jointly controlled by climate, carbon inputs, soil properties and soil carbon fractions. *Glob Chang Biol* 23. <https://doi.org/10.1111/gcb.13767>
- Machar, I., Vlckova, V., Bucek, A., Vozenilek, V., Salek, L., Jerabkova, L., 2017. Modelling of climate conditions in forest vegetation zones as a support tool for forest management strategy in European beech dominated forests. *Forests* 8. <https://doi.org/10.3390/f8030082>
- Mareschal, L., Bonnaud, P., Turpault, M.P., Ranger, J., 2010. Impact of common European tree species on the chemical and physicochemical properties of fine earth: An unusual pattern. *Eur J Soil Sci* 61. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2009.01206.x>
- Meentemeyer, V., 1978. Macroclimate and Lignin Control of Litter Decomposition Rates. *Ecology* 59. <https://doi.org/10.2307/1936576>
- Meier, E.S., Edwards, T.C., Kienast, F., Dobbertin, M., Zimmermann, N.E., 2011. Co-occurrence patterns of trees along macro-climatic gradients and their potential influence on the present and future distribution of *Fagus sylvatica* L. *J Biogeogr* 38. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2010.02405.x>
- Meinen, C., Hertel, D., Leuschner, C., 2009a. Biomass and morphology of fine roots in temperate broad-leaved forests differing in tree species diversity: Is there evidence of below-ground overyielding? *Oecologia* 161. <https://doi.org/10.1007/s00442-009-1352-7>
- Meinen, C., Leuschner, C., Ryan, N.T., Hertel, D., 2009b. No evidence of spatial root system segregation and elevated fine root biomass in multi-species temperate broad-leaved forests. *Trees - Structure and Function* 23. <https://doi.org/10.1007/s00468-009-0336-x>
- Melillo, J.M., Aber, J.D., Muratore, J.F., 1982. Nitrogen and lignin control of hardwood leaf litter decomposition dynamics. *Ecology* 63. <https://doi.org/10.2307/1936780>
- Mueller, K.E., Eissenstat, D.M., Hobbie, S.E., Oleksyn, J., Jagodzinski, A.M., Reich, P.B., Chadwick, O.A., Chorover, J., 2012. Tree species effects on coupled cycles of carbon, nitrogen, and acidity in mineral soils at a common garden experiment. *Biogeochemistry* 111. <https://doi.org/10.1007/s10533-011-9695-7>
- Müller, J., Noss, R.F., Bussler, H., Brandl, R., 2010. Learning from a “benign neglect strategy” in a national park: Response of saproxylic beetles to dead wood accumulation. *Biol Conserv* 143. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.06.024>
- Nave, L.E., Vance, E.D., Swanston, C.W., Curtis, P.S., 2011. Fire effects on temperate forest soil C and N storage. *Ecological Applications* 21. <https://doi.org/10.1890/10-0660.1>

- Němeček, J., Smolíková, L., Kutílek, M., 1990. Pedologie a paleopedologie: celostátní vysokoškolská příručka pro stud. přírodověd. fak., skupiny stud. oborů geologické vědy. Academia, Praha.
- Nihlgard, B., 1972. Plant Biomass, Primary Production and Distribution of Chemical Elements in a Beech and a Planted Spruce Forest in South Sweden. *Oikos* 23. <https://doi.org/10.2307/3543928>
- Niklasson, M., Zin, E., Zielonka, T., Feijen, M., Korczyk, A.F., Churski, M., Samojlik, T., JeDrzejewska, B., Gutowski, J.M., Brzeziecki, B., 2010. A 350-year tree-ring fire record from Białowieza Primeval Forest, Poland: Implications for Central European lowland fire history. *Journal of Ecology* 98. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2010.01710.x>
- Novák, J., Kacálek, D., Dušek, D., 2020. Litterfall nutrient return in thinned young stands with Douglas fir. *Central European Forestry Journal* 66. <https://doi.org/10.2478/forj-2020-0006>
- Osei, R., Titeux, H., Bielak, K., Bravo, F., Collet, C., Cools, C., Cornelis, J.T., Heym, M., Korboulewsky, N., Löf, M., Muys, B., Najib, Y., Nothdurft, A., Pach, M., Pretzsch, H., del Rio, M., Ruiz-Peinado, R., Ponette, Q., 2021. Tree species identity drives soil organic carbon storage more than species mixing in major two-species mixtures (pine, oak, beech) in Europe. *For Ecol Manage* 481. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118752>
- Paul, E.A., 2016. The nature and dynamics of soil organic matter: Plant inputs, microbial transformations, and organic matter stabilization. *Soil Biol Biochem*. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.04.001>
- Paż-Dyderska, S., Jagodziński, A.M., Dyderski, M.K., 2021. Possible changes in spatial distribution of walnut (*Juglans regia* L.) in Europe under warming climate. *Reg Environ Change* 21. <https://doi.org/10.1007/s10113-020-01745-z>
- Pedersen, L.B., Bille-Hansen, J., 1999. A comparison of litterfall and element fluxes in even aged Norway spruce, sitka spruce and beech stands in Denmark, in: *Forest Ecology and Management*. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(98\)00381-8](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(98)00381-8)
- Peng, Y., Schmidt, I.K., Zheng, H., Heděnc, P., Bachega, L.R., Yue, K., Wu, F., Vesterdal, L., 2020. Tree species effects on topsoil carbon stock and concentration are mediated by tree species type, mycorrhizal association, and N-fixing ability at the global scale. *For Ecol Manage* 478. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118510>
- Pizelle, G., Benamar, S., Boutekrabort, F., Thiéry, G., 1989. Comparison of nitrogenase and nitrate reductase activities in two nitrogen-fixing tree species: black alder (*Alnus glutinosa*) and black locust (*Robinia pseudoacacia*). *Annales des Sciences Forestières* 46. <https://doi.org/10.1051/forest:198905art0172>
- Prescott, C.E., 2010. Litter decomposition: what controls it and how can we alter it to sequester more carbon in forest soils? *Biogeochemistry* 101, 133–149. <https://doi.org/10.1007/s10533-010-9439-0>

- Puchałka, R., Dyderski, M.K., Vítková, M., Sádlo, J., Klisz, M., Netsvetov, M., Prokopuk, Y., Matisons, R., Mionskowski, M., Wojda, T., Koprowski, M., Jagodziński, A.M., 2021. Black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) range contraction and expansion in Europe under changing climate. *Glob Chang Biol* 27. <https://doi.org/10.1111/gcb.15486>
- Ransom, B., Kim, D., Kastner, M., Wainwright, S., 1998. Organic matter preservation on continental slopes: importance of mineralogy and surface area. *Geochim Cosmochim Acta* 62. [https://doi.org/10.1016/S0016-7037\(98\)00050-7](https://doi.org/10.1016/S0016-7037(98)00050-7)
- Rasse, D.P., Rumpel, C., Dignac, M.F., 2005. Is soil carbon mostly root carbon? Mechanisms for a specific stabilisation, in: *Plant and Soil*. <https://doi.org/10.1007/s11104-004-0907-y>
- Reyer, C., Lasch-Born, P., Suckow, F., Gutsch, M., Murawski, A., Pilz, T., 2014. Projections of regional changes in forest net primary productivity for different tree species in Europe driven by climate change and carbon dioxide. *Ann For Sci* 71. <https://doi.org/10.1007/s13595-013-0306-8>
- Ryan, D., Robards, K., Prenzler, P., Antolovich, M., 1999. Applications of mass spectrometry to plant phenols. *TrAC - Trends in Analytical Chemistry* 18. [https://doi.org/10.1016/S0165-9936\(98\)00118-6](https://doi.org/10.1016/S0165-9936(98)00118-6)
- Sariyildiz, T., 2015. Effects of tree species and topography on fine and small root decomposition rates of three common tree species (*Alnus glutinosa*, *Picea orientalis* and *Pinus sylvestris*) in Turkey. *For Ecol Manage* 335. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.09.030>
- Satchell, J.E., Lowe, D.G., 1967. Selection of leaf litter by *Lumbricus terrestris*. *Progress in Soil Zoology*.
- Satti, P., Mazzarino, M.J., Gobbi, M., Funes, F., Roselli, L., Fernandez, H., 2003. Soil N dynamics in relation to leaf litter quality and soil fertility in north-western Patagonian forests. *Journal of Ecology* 91. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.2003.00756.x>
- Schelfhout, S., Mertens, J., Verheyen, K., Vesterdal, L., Baeten, L., Muys, B., De Schrijver, A., 2017. Tree species identity shapes earthworm communities. *Forests* 8. <https://doi.org/10.3390/f8030085>
- Sevgi, O., Makineci, E., Karaoz, O., 2011. The forest floor and mineral soil carbon pools of six different forest tree species. *Ekoloji*. <https://doi.org/10.5053/ekoloji.2011.812>
- Silver, W.L., Miya, R.K., 2001. Global patterns in root decomposition: Comparisons of climate and litter quality effects. *Oecologia* 129. <https://doi.org/10.1007/s004420100740>
- Six, J., Conant, R.T., Paul, E.A., Paustian, K., 2002. Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. *Plant Soil*. <https://doi.org/10.1023/A:1016125726789>
- Soil Survey Division Staff, 2017. Examination and Description of Soil Profiles, in: *Soil Survey Manual, Handbook No. 18*.
- Strategy on Adaptation to Climate Change in the Czech Republic, 2015.

- Su, J., Zhao, Y., Bai, Y., 2023. Asymmetric responses of leaf litter decomposition to precipitation changes in global terrestrial ecosystem. *J Clean Prod* 387. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.135898>
- Takolander, A., Hickler, T., Meller, L., Cabeza, M., 2019. Comparing future shifts in tree species distributions across Europe projected by statistical and dynamic process-based models. *Reg Environ Change* 19. <https://doi.org/10.1007/s10113-018-1403-x>
- Tangwa, E., Pechanec, V., Brus, J., Vyvlečka, P., 2022. Spatial Shifts in Species Richness in Response to Climate and Environmental Change: An Adaption of the EUROMOVE Model in the Czech Republic. *Diversity (Basel)* 14. <https://doi.org/10.3390/d14040235>
- Thom, D., Rammer, W., Seidl, R., 2017. Disturbances catalyze the adaptation of forest ecosystems to changing climate conditions. *Glob Chang Biol* 23. <https://doi.org/10.1111/gcb.13506>
- Thurm, E.A., Hernandez, L., Baltensweiler, A., Ayan, S., Rasztoivits, E., Bielak, K., Zlatanov, T.M., Hladnik, D., Balic, B., Freudenschuss, A., Büchsenmeister, R., Falk, W., 2018. Alternative tree species under climate warming in managed European forests. *For Ecol Manage* 430. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.08.028>
- Trnka, M., Brázdil, R., Možný, M., Štěpánek, P., Dobrovolný, P., Zahradníček, P., Balek, J., Semerádová, D., Dubrovský, M., Hlavinka, P., Eitzinger, J., Wardlow, B., Svoboda, M., Hayes, M., Žalud, Z., 2015. Soil moisture trends in the Czech Republic between 1961 and 2012. *International Journal of Climatology* 35. <https://doi.org/10.1002/joc.4242>
- Trumbore, S.E., Zheng, S., 1996. Comparison of fractionation methods for soil organic matter ¹⁴C analysis. *Radiocarbon* 38. <https://doi.org/10.1017/S0033822200017598>
- Turk, T.D., Schmidt, M.G., Roberts, N.J., 2008. The influence of bigleaf maple on forest floor and mineral soil properties in a coniferous forest in coastal British Columbia. *For Ecol Manage* 255. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.12.016>
- Vesterdal, L., Clarke, N., Sigurdsson, B.D., Gundersen, P., 2013. Do tree species influence soil carbon stocks in temperate and boreal forests? *For Ecol Manage* 309. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.01.017>
- Vesterdal, L., Elberling, B., Christiansen, J.R., Callesen, I., Schmidt, I.K., 2012. Soil respiration and rates of soil carbon turnover differ among six common European tree species. *For Ecol Manage* 264. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.10.009>
- Vesterdal, L., Schmidt, I.K., Callesen, I., Nilsson, L.O., Gundersen, P., 2008. Carbon and nitrogen in forest floor and mineral soil under six common European tree species. *For Ecol Manage* 255. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.08.015>
- Viewegh, J., Kusbach, A., Mikeska, M., 2003. Czech forest ecosystem classification. *J For Sci (Prague)* 49. <https://doi.org/10.17221/4682-jfs>

- Vogt, K.A., Grier, C.C., Vogt, D.J., 1986. Production, Turnover, and Nutrient Dynamics of Above- and Belowground Detritus of World Forests. *Adv Ecol Res* 15. [https://doi.org/10.1016/S0065-2504\(08\)60122-1](https://doi.org/10.1016/S0065-2504(08)60122-1)
- Vollenweider, P., Menard, T., Arend, M., Kuster, T.M., Günthardt-Goerg, M.S., 2016. Structural changes associated with drought stress symptoms in foliage of Central European oaks. *Trees - Structure and Function* 30. <https://doi.org/10.1007/s00468-015-1329-6>
- von Lützow, M., Kögel-Knabner, I., Ekschmitt, K., Flessa, H., Guggenberger, G., Matzner, E., Marschner, B., 2007. SOM fractionation methods: Relevance to functional pools and to stabilization mechanisms. *Soil Biol Biochem* 39. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2007.03.007>
- Wardle, D.A., Yeates, G.W., Barker, G.M., Bonner, K.I., 2006. The influence of plant litter diversity on decomposer abundance and diversity. *Soil Biol Biochem* 38. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.09.003>
- Weil, R.R., Brady, N.C., 2017. *The nature and properties of soils, Fifteenth edition.* ed. Pearson, Harlow.
- Withington, J.M., Reich, P.B., Oleksyn, J., Eissenstat, D.M., 2006. Comparisons of structure and life span in roots and leaves among temperate trees. *Ecol Monogr* 76. [https://doi.org/10.1890/0012-9615\(2006\)076\[0381:COSALS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9615(2006)076[0381:COSALS]2.0.CO;2)
- Zhang, D., Hui, D., Luo, Y., Zhou, G., 2008. Rates of litter decomposition in terrestrial ecosystems: global patterns and controlling factors. *Journal of Plant Ecology* 1. <https://doi.org/10.1093/jpe/rtn002>
- Zhang, Y., Han, Z., Li, X., Zhang, H., Yuan, X., Feng, Z., Wang, P., Mu, Z., Song, W., Blake, D.R., Ying, Q., George, C., Sheng, G., Peng, P., Wang, X., 2022. Plants and related carbon cycling under elevated ground-level ozone: A mini review. *Applied Geochemistry*. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2022.105400>